

Université Libre de Bruxelles  
Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire  
Faculté des Sciences  
Master en Sciences et Gestion de l'Environnement

**La phytoremédiation en Wallonie :  
Evaluation du potentiel d'assainissement des sols  
contaminés en métaux lourds.**

Mémoire de Fin d'Etudes présenté par  
VANOBERGHEN Fanny  
en vue de l'obtention du grade académique de  
Master en Sciences et Gestion de l'Environnement

Année Académique : 2009-2010

Directeur : Prof. B. Godden  
Co-directeur : Prof. G. Colinet



---

## RESUME

---

En Wallonie, de nombreux sites ont été contaminés, notamment suite au développement des techniques agricoles et à l'essor industriel. Parmi les contaminants, nous retrouvons les métaux lourds qui s'accumulent dans nos sols et menacent notre environnement.

Actuellement, les principales techniques utilisées dans le secteur de l'assainissement des sols sont physiques, chimiques ou thermiques. La phytoremédiation est une technologie nouvelle qui exploite le potentiel des végétaux et de leurs microbiotes associés pour extraire, stabiliser ou volatiliser les métaux lourds contenus dans les sols. L'objectif de ce mémoire est d'évaluer, à travers une recherche bibliographique et des entretiens, les potentialités de la phytoremédiation pour l'assainissement des sols contaminés en métaux lourds en Wallonie.

Depuis 2008, un nouveau décret favorise une meilleure gestion des sols. Cette évolution de la législation assurera probablement une croissance prospère au secteur de la dépollution des sols permettant l'épanouissement des techniques de phytoremédiation.

En Wallonie, des études sont menées par plusieurs universités et par le CRA-W sur la phytoremédiation mais aucune application n'a été effectuée. Les institutions wallonnes ne semblent pas intéressées par les possibilités qu'offrent ces techniques pour l'assainissement des sites contaminés par des métaux lourds. Le potentiel d'application de la phytoremédiation en Wallonie reste limité par plusieurs facteurs. Premièrement, la Wallonie possède des caractéristiques spécifiques qui restreignent le potentiel d'application de la phytoremédiation. Les principaux freins sont la consommation de temps et d'espace dans une situation de forte densité de population et de pression sur le terrain. Deuxièmement, nous manquons encore de connaissances sur les plantes tolérantes ou hyperaccumulatrices, le comportement des métaux lourds dans les sols, les micro-organismes, etc.

Cependant, malgré ces obstacles, deux pistes de recherche se distinguent : la phytoextraction via les plantes à faible accumulation et à forte biomasse et la phytostabilisation. Ces deux approches sont les plus susceptibles d'être appliquées dans le futur en Wallonie. Ces techniques de phytoremédiation, dans les limites de leur application, auront du potentiel dans les zones difficiles d'accès pour les techniques classiques, les zones de faibles valeurs économiques ou dans celles où la contamination sera trop vaste et donc trop coûteuse à assainir par les techniques de traitement conventionnelles. Ces zones pourraient, par exemple, être des berges de cours d'eau, des champs contaminés, des sédiments, des boues de dragage, des sites à réhabiliter sans valeur ou les terres, entourant des terrains ayant été réhabilités, touchées par une pollution diffuse. Le potentiel d'assainissement des sols contaminés en métaux lourds par l'application des techniques de phytoremédiation paraît donc prometteur même si ces techniques doivent encore faire l'objet de recherches pour pouvoir être pleinement opérationnelles.



*Je tiens à remercier M. Godden et M. Colinet pour leurs conseils et leur aide.*

*Merci à Mme Misonne, Mme Noret, Mme Dechamp, M. Maes, M. Bajji ainsi que toutes les personnes qui m'ont consacré du temps dans le cadre de ce mémoire.*

*Merci à mes parents de m'avoir permis de réaliser ces études et à mes proches pour leur soutien tout au long de cette année.*



---

## TABLE DES MATIERES

---

<i>Résumé</i>	<i>I</i>
<i>Table des matières</i>	<i>V</i>
<i>Table des figures</i>	<i>VIII</i>
<i>Table des tableaux</i>	<i>IX</i>
<i>Introduction</i>	<i>1</i>
<i>Objectif du mémoire</i>	<i>2</i>
1. Question de recherche et hypothèse	2
2. Méthodologie	2
3. Aspect interdisciplinaire	2
<i>Concepts de base</i>	<i>3</i>
1. Les métaux lourds	3
1.1. Généralités	3
1.2. Origines	3
1.3. Formes et localisations des métaux lourds dans les sols	5
1.4. Mobilité, biodisponibilité et toxicité	5
1.5. Impacts	8
2. Les plantes	9
2.1. Toxicité des métaux lourds pour les plantes	9
2.2. Prélèvement, absorption et transfert des ETM dans les plantes	10
2.3. Mécanismes de résistance	12
2.4. Mesure de la tolérance	15
2.5. Métallophytes et sites calaminaires en Wallonie	16
<i>La législation wallonne</i>	<i>21</i>
1. Le passé de la Wallonie	21
2. La situation actuelle	22
2.1. La législation	22
2.1.1. Législation européenne relative à la protection des sols	23
2.1.2. La Wallonie et son histoire législative	24
Sites d'activité économique désaffectés	24
Dépotoirs	24
Stations-service	25
Conclusion	25
2.1.3. Le décret du 1 <sup>er</sup> avril 2004 relatif aux SAER	26
2.1.4. Les décrets-programmes	26
2.1.5. Le décret du 5 décembre 2008 relatif à la gestion des sols	27
Contexte et objectifs du décret	27
Valeurs des concentrations en polluants selon le type d'usage du sol	28
Déroulement des investigations et de l'assainissement du site	30
Faits générateurs	32

Subventions _____	33
Carte et banque de données _____	33
Arrêté du 27 mai 2009 relatif à la gestion des sols _____	33
2.1.6. Conclusion _____	34
2.2. Les conventions de recherche et banques de données _____	36
2.2.1. La contamination diffuse des sols _____	36
2.2.2. La contamination locale des sols _____	38
<b>3. Conclusion _____</b>	<b>39</b>
<b><i>Les techniques de réhabilitation des sols contaminés en métaux lourds _____</i></b>	<b>40</b>
<b>1. Introduction _____</b>	<b>40</b>
<b>2. Techniques de remédiation conventionnelles _____</b>	<b>42</b>
2.1. La stabilisation physico-chimique _____	42
2.2. Le lavage des terres _____	43
2.3. Le confinement _____	44
2.4. L'électrocinétique _____	45
2.5. La désorption thermique _____	45
<b>3. Techniques de remédiation non conventionnelles _____</b>	<b>46</b>
3.1. Les micro-organismes _____	46
3.2. La phytoremédiation _____	47
3.2.1. La phytoextraction _____	48
Définition _____	48
Caractéristiques des espèces utilisées _____	50
3.2.2. La phytostabilisation _____	51
Définition _____	51
Caractéristiques des espèces utilisées _____	52
3.2.3. La phytovolatilisation _____	53
Définition _____	53
Caractéristiques des espèces utilisées _____	53
3.2.4. Avantages et inconvénients _____	53
Avantages _____	53
Inconvénients _____	54
<b>4. Conclusion _____</b>	<b>58</b>
<b><i>Application de la phytoremédiation _____</i></b>	<b>59</b>
<b>1. La phytoremédiation en Wallonie _____</b>	<b>59</b>
1.1. L'utilisation de la phytoremédiation par les institutions _____	59
1.1.1. L'ISSeP _____	59
1.1.2. La SPAQuE _____	59
1.1.3. La Direction de l'Aménagement Opérationnel _____	61
1.2. La recherche : centre de recherche et universités _____	62
1.2.1. Le CRA-W et la Gx ABT _____	62
1.2.2. L'UCL _____	64
1.2.3. L'ULB _____	65
1.2.4. L'ULg _____	66
1.2.5. Conclusion _____	67
<b>2. L'avenir de la phytoremédiation en Wallonie _____</b>	<b>67</b>
2.1. Les inconvénients de la technique sur les sols wallons _____	67
2.2. Le manque de connaissances _____	69

2.3.	Les pistes de recherches intéressantes	70
2.3.1.	La phytoextraction	70
	Performances	70
	Hyperaccumulatrices à faible biomasse - illustrations	71
	<i>Thlaspi Caerulescens</i>	71
	<i>Arabidopsis halleri</i>	71
	Plantes à forte biomasse et à accumulation limitée - illustrations	71
	<i>Arrhenatherum elatius</i>	71
	<i>Salix viminalis</i>	72
	Organisme génétiquement modifié - illustration	73
	<i>Brassica juncea</i> (L.) Czern.	73
	Potentiel d'application en Wallonie	73
2.3.2.	La phytostabilisation	75
	Performances	75
	<i>Agrostis capillaris</i> ou <i>Agrostis tenuis</i> (agrostis commun)	77
	<i>Armeria maritima</i> subsp. <i>halleri</i> (gazon d'Olympe)	77
	<i>Minuartia verna</i> var. <i>hercynica</i> (alsine calaminaire)	77
	<i>Silene vulgaris</i> subsp. <i>vulgaris</i> var. <i>humilis</i> (silène calaminaire)	77
	<i>Viola calaminaria</i> (pensée calaminaire)	78
	Potentiel d'application en Wallonie	78
2.3.3.	La phytovolatilisation	78
	Performances	78
	<i>Festuca rubra</i> (L.)	79
	<i>Nicotiana tabacum</i> L.	79
	Potentiel d'application en Wallonie	80
2.4.	Conclusion	80
	<b>Conclusion</b>	<b>81</b>
	<b>Bibliographie</b>	<b>84</b>
1.	Articles scientifiques	84
2.	Livres	85
3.	Notes de cours	86
4.	Sites internet	86
5.	Textes législatifs	89
6.	Autres publications	89
	<b>Interviews</b>	<b>91</b>
1.	Entretiens	91
2.	Contact téléphonique	91
3.	Contact par mail	91

---

## TABLE DES FIGURES

---

Figure 1 : Courbes doses-réponses typiques (a) des éléments traces essentiels (micronutriments) et (b) des éléments traces non essentiels.	3
Figure 2 : Contamination diffuse et locale.	4
Figure 3 : Différentes formes et localisations des éléments traces dans les sols.	5
Figure 4 : Concentration en métaux lourds dans le sol : le résultat de la biodisponibilité.	7
Figure 5 : Le cheminement des métaux lourds dans l'environnement.	9
Figure 6 : The soil-plant system showing the key components concerned with the dynamics of heavy metal.	10
Figure 7 : Different uptake behaviour of living organisms with respect to substrate concentration.	13
Figure 8 : Répartition des sites calaminaires en Région wallonne.	18
Figure 9 : Gisements métallifères de la Wallonie.	21
Figure 10 : Steppe du Bois les Dames dans le bassin de la Vesdre.	22
Figure 11 : Critères de décision selon le décret wallon relatif à la gestion des sols.	30
Figure 12 : Schematic diagram showing the mechanisms of the phytoremediation process for metal uptake.	48
Figure 13 : Schéma représentant une phytoextraction assistée par des chélateurs.	49
Figure 14 : Schéma représentant une phytoextraction continue.	49

---

## TABLE DES TABLEAUX

---

Tableau 1 : Total concentrations of trace elements considered as phytotoxically excessive levels in surface soils (PPM DW). _____	8
Tableau 2 : Hyperaccumulators of trace metals. _____	14
Tableau 3 : Accumulation relative en métal (Cd et Pb dans les parties comestibles ; Cu, Zn et Ni dans les feuilles. _____	20
Tableau 4 : Valeurs fixées pour les concentrations en métaux dans les sols en fonction du type de terrain issues de l'annexe 1 <sup>ère</sup> du décret sur la gestion des sols du 5 décembre 2008. _____	29
Tableau 5 : Récapitulatif des coûts par tonne des techniques de remédiation in situ, on et off site et comparaison avec le coût par tonne de la phytoremédiation. _____	54
Tableau 6 : Evaluation de la capacité d'exportation de Zn et de Cd de <i>Thlaspi caerulescens</i> . _____	71
Tableau 7 : Evaluation de la capacité d'exportation de Zn et de Cd de <i>Arabidopsis halleri</i> . _____	71
Tableau 8 : Evaluation de la capacité d'exportation de Zn, de Cd et de Pb de <i>Arrhenatherum elatius</i> . _____	72
Tableau 9 : Accumulation of Cd by one Salix and one hyperaccumulator cultivated in an agricultural field in Switzerland during the summer season, 1996. _____	72



---

## INTRODUCTION

---

En Europe, le nombre de sites potentiellement contaminés avoisine les 3,5 millions. La protection du sol est cruciale pour l'environnement et est également nécessaire au bon fonctionnement de la société humaine étant donné les fonctions socio-économiques que couvre le sol. Si la prise de conscience de l'importance des sols et de la nécessité de les protéger est acquise, il reste du chemin à parcourir pour arriver à une préservation maximale et à une réhabilitation la plus large possible des sols contaminés (Anonyme, 2006b).

En Wallonie, par manque historique de conscience environnementale et de législations adaptées, le développement des techniques agricoles, l'essor industriel, les pratiques inadéquates d'élimination des déchets et les pollutions accidentelles ont engendré la contamination de nombreux sols. Parmi les polluants rencontrés sur les sites contaminés, il y a les métaux lourds, des éléments inorganiques persistants qui s'accumulent dans nos sols, contaminent nos nappes aquifères et menacent toutes les espèces vivantes.

Plusieurs méthodes peuvent être utilisées pour assainir un site et lutter contre l'action néfaste de ces métaux sur notre environnement. Parmi celles-ci une méthode a attiré notre attention, il s'agit de la phytoremédiation. Cette technologie nouvelle exploite le potentiel des végétaux et de leur microbiote associé pour extraire, stabiliser ou volatiliser les métaux lourds contenus dans les sols. Elle est régulièrement évoquée dans le milieu scientifique comme étant une solution à l'avenir prometteur.

Après avoir décrit les objectifs du mémoire, nous développerons quatre parties distinctes mais complémentaires.

Premièrement, nous rappellerons quelques concepts de base relatifs aux caractéristiques propres aux métaux lourds ainsi qu'aux plantes adaptées aux sols contaminés par ceux-ci.

Deuxièmement, nous analyserons la nouvelle législation wallonne concernant la gestion des sites contaminés.

Troisièmement, nous étudierons les différentes techniques de remédiation - conventionnelles et non conventionnelles - utilisées lors de l'assainissement de sites contaminés en métaux lourds.

Enfin, nous nous intéresserons aux recherches sur la phytoremédiation réalisées en Wallonie par les institutions clés du secteur et par les universités. Nous observerons les techniques de phytoremédiation applicables dans le cas d'une contamination en métaux lourds, nous présenterons pour chacune la capacité de certaines espèces et le potentiel que peuvent représenter ces techniques pour la Wallonie.

---

## OBJECTIF DU MEMOIRE

---

### 1. Question de recherche et hypothèse

---

L'objectif de ce mémoire est d'évaluer les potentialités des techniques de phytoremédiation pour l'assainissement des sols contaminés en métaux lourds en Wallonie. La question de recherche est donc la suivante :

Quel est le potentiel d'assainissement des sols contaminés en métaux lourds en Wallonie par phytoremédiation ?

Cette question de recherche peut se décomposer en trois sous-questions :

- Jusqu'à quel niveau la phytoremédiation a-t-elle été utilisée actuellement ?
- Dans quelles mesures ces techniques sont-elles appropriées au contexte wallon ?
- Quel est le potentiel réel de cette démarche ?

Il semble que certaines techniques de phytoremédiation soient plus susceptibles d'être appliquées en Wallonie que d'autres. De même, le potentiel d'application des techniques de phytoremédiation serait influencé par les caractéristiques des sols contaminés (niveau de contamination, valeur économique...). Notre hypothèse sera donc la suivante :

Le potentiel d'assainissement des sols contaminés en métaux lourds en Wallonie est plus important pour certaines techniques de phytoremédiation et varie selon les caractéristiques des sols contaminés.

### 2. Méthodologie

---

Méthodologiquement, cette étude consistera à rassembler et synthétiser les données issues de la littérature scientifique sur les techniques de phytoremédiation. Nous compléterons ces informations par voie d'entretiens avec des responsables d'institutions clés du secteur de l'assainissement et des chercheurs universitaires travaillant sur les plantes et leur potentiel en phytoremédiation.

### 3. Aspect interdisciplinaire

---

Outre la question de recherche, ce mémoire comporte un second objectif : développer un sujet traitant de la gestion de l'environnement dans une optique interdisciplinaire. Nous y retrouverons donc plusieurs disciplines combinées :

- le droit de l'environnement, à travers le volet législatif sur la gestion des sols ;
- la communication, à travers la réalisation d'entretiens ;
- l'approche scientifique, à travers l'étude des techniques de phytoremédiation.

---

## CONCEPTS DE BASE

---

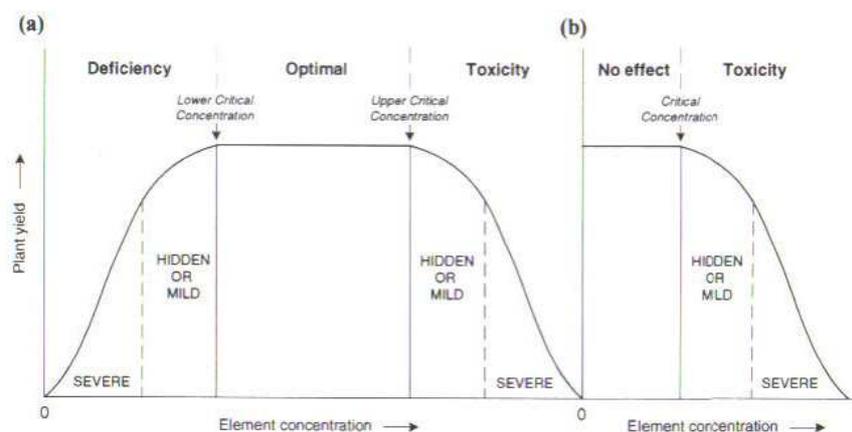
### 1. Les métaux lourds

---

#### 1.1. Généralités

La définition du terme « métaux lourds » varie selon les auteurs mais communément, nous rassemblons sous cette appellation les éléments d'une densité supérieure à 5g/cm<sup>3</sup> que nous pouvons retrouver dans l'eau, l'air et le sol. Parmi les métaux lourds, nous retrouvons des éléments majeurs et des éléments traces, c'est-à-dire des éléments dont la concentration dans la croûte terrestre est pour chacun d'entre eux inférieure à 1%. Dans le présent travail, nous utiliserons de manière indifférenciée les termes métaux lourds et éléments traces métalliques.

Parmi les métaux lourds, on cite classiquement le Cd, Cr, Co, Cu, Sn, Fe, Mn, Hg, Mo, Ni, Pb, Zn ainsi que trois autres éléments, le B, As et Se qui ne sont cependant pas des métaux par leur structure atomique (Impens *et al.*, 1991).



**Figure 1 : Courbes doses-réponses typiques (a) des éléments traces essentiels (micronutriments) et (b) des éléments traces non essentiels (Alloway, 1995).**

Certains métaux sont dit « essentiels à la vie » (Fe, Mn, Zn, Cu, Mo, Ni, Co...), ce sont les oligo-éléments, tandis que d'autres sont dits « non nécessaires » (Cd, Hg, Pb...) (Bert et Deram, 1999). Dans les deux cas, en concentrations trop importantes, ceux-ci deviennent toxiques pour la biosphère (Figure 1) (Bliefert et Perraud, 2001).

#### 1.2. Origines

La présence de métaux lourds dans les sols peut être d'origine naturelle ou anthropique. L'origine naturelle de métaux lourds est fonction du fond pédo-géochimique local et des apports de poussières et aérosols libérés dans l'atmosphère par l'activité volcanique, les embruns marins, etc. La composition chimique de la roche-mère va influencer la richesse

future du sol en métaux. A cela, s'ajoute les sources anthropiques qui sont, quant à elles, liées à l'exploitation et au traitement des minéraux, à la fabrication et l'utilisation d'engrais et de pesticides, à l'industrie chimique, aux décharges et à l'incinération de déchets ménagers et industriels, etc. L'accomplissement des cycles biogéochimiques des métaux dans les sols et les plantes modifie la forme chimique des éléments traces métalliques et participe à leur évolution dans les sols. Enfin, les transferts pédologiques verticaux et latéraux vont entraîner le lessivage des métaux vers les horizons profonds et les nappes phréatiques. Ainsi, les métaux se trouvent dispersés dans les différents horizons du sol (Bert et Deram, 1999 ; Baize, 1997).

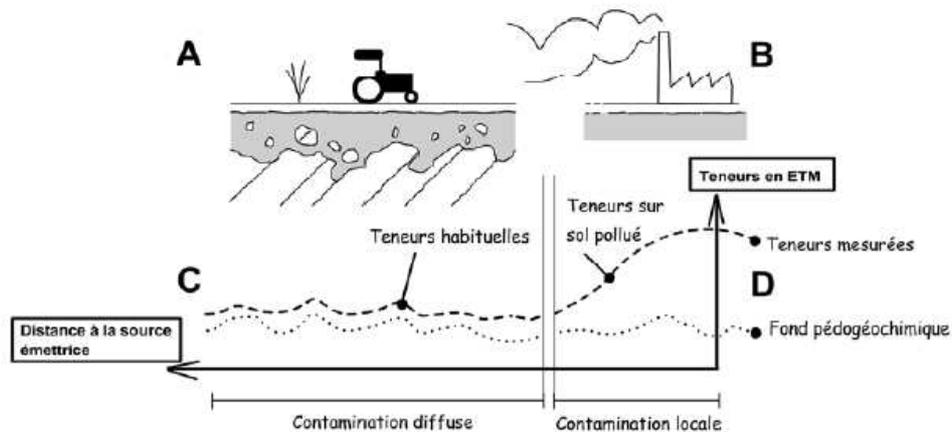


Figure 2 : Contamination diffuse et locale (Pereira et Sonnet, 2007).

(A) : la coupe représente l'exemple d'un sol se formant sur un matériau parental (en gris), développé sur des roches du substrat géologique.

(B) : sur le même sol, présence d'une source d'émission massive de polluants.

(C) : en pointillé : fond pédogéochimique naturel qui serait présent en l'absence de contamination diffuse. En tireté, les teneurs mesurées dans le sol, qui sont qualifiées d'« habituelle » car on ne peut pas déceler l'influence d'une contamination locale.

(D) : en tireté, les teneurs mesurées sont qualifiées de teneurs sur sol pollué parce qu'elles ont un niveau élevé résultant d'une contamination locale du sol.

Nous pouvons distinguer deux types de contamination suite aux apports en métaux lourds (Figure 2) :

- « les « Contaminations locales », qui touchent une aire relativement faible et sont dues à une ou plusieurs source(s) bien identifiée(s) et souvent très proches(s) (quelques mètres à quelques kilomètres). Il s'agit généralement d'apports massifs, souvent associés aux exploitations minières, aux installations industrielles et à d'autres installations, tant en cours d'exploitation qu'après leur fermeture. » (Pereira et Sonnet, 2007)
- « les « Contaminations diffuses », qui affectent tous les sols, plus ou moins faiblement mais de manière généralisée. Ce type de contamination résulte principalement de dépôts atmosphériques qui ne peuvent pas être liés à une ou plusieurs source(s) ponctuelle(s) identifiable(s) et des pratiques agricoles et horticoles (épandage d'engrais, d'amendements, de boues de station d'épuration, traitements

phytosanitaires, etc.). Ce type de contamination ne peut être totalement évité : elle est la conséquence d'apports involontaires (émissions atmosphériques industrielles, par exemple) ou d'impuretés indésirables dans les apports volontaires (ETM dans les engrais minéraux, par exemple). » (Pereira et Sonnet, 2007)

### 1.3. Formes et localisations des métaux lourds dans les sols

Les métaux lourds existent dans six compartiments différents du sol (Figure 3).

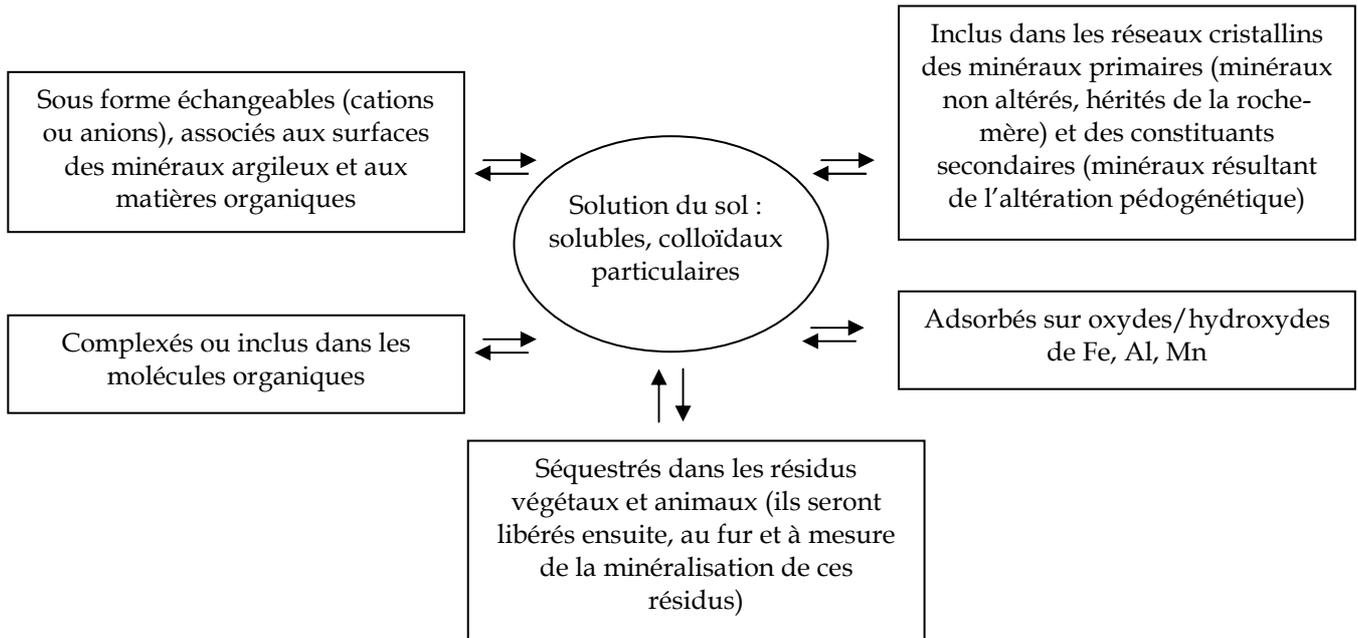


Figure 3 : Différentes formes et localisations des éléments traces dans les sols (Baize, 1997).

La solution du sol peut être le lieu de fixation à une phase solide, c'est le phénomène de sorption tandis que l'influence des facteurs externes peut mener à ce que les métaux lourds repassent en solution, c'est le phénomène de désorption (Baize, 1997).

Les métaux lourds sous formes associées à la phase solide se trouvent en quantité majoritaire mais ce sont les métaux lourds sous formes associées à la phase liquide (solution du sol avec ses éléments solubles) qui, bien que minoritaires, sont les plus importants puisqu'ils sont les plus biodisponibles (Pereira et Sonnet, 2007).

### 1.4. Mobilité, biodisponibilité et toxicité

Les métaux lourds ont tendance à passer d'une forme à l'autre et leur répartition dans les différents compartiments du sol évolue dans le temps. On appelle spéciation l'ensemble des espèces chimiques sous lesquelles les éléments traces métalliques se présentent dans le sol. Selon la spéciation, les liaisons qui se formeront entre les métaux lourds et les autres composés seront différentes, influençant la mobilité et donc la toxicité de ceux-ci. Quatre

facteurs influencent le comportement prévisible des métaux lourds dans les sols : l'héritage minéralogique, les processus pédologiques, la dynamique propre de l'élément chimique et le fonctionnement actuel des sols (Baize, 1997).

Sans un minimum de mobilité ou de biodisponibilité, les métaux lourds, disséminés dans l'atmosphère puis de manière non homogène dans le sol, peuvent y rester de nombreuses années étant donné leur persistance, c'est-à-dire leur faible capacité de dégradation par voie biologique ou chimique.

La mobilité d'un élément trace métallique constitue l'aptitude d'un élément à passer dans des compartiments du sol où il est de moins en moins énergétiquement retenu, avec comme compartiment ultime la phase liquide ou, dans certains cas, l'atmosphère du sol (Juste, 1988).

Il existe de multiples paramètres influençant la mobilité des métaux dans les sols dont les plus importants sont (Colinet, 2003) :

- le pH : à pH faible, la solubilité de la plupart des métaux est plus élevée (Alloway, 1995) ;
- le potentiel redox (Eh) : en conditions réduites, la mobilité des métaux lourds est plus faible. Le potentiel redox est fortement lié au pH puisqu'il augmente quand celui-ci diminue (Alloway, 1995) ;
- la quantité et la composition de la matière organique : sous l'action d'agents chélatants et par leur grande affinité avec la matière organique, les métaux peuvent être complexés. Ils forment alors un complexe organométallique et sont immobilisés. Malgré l'immobilisation, il peut y avoir un phénomène de co-précipitation, c'est-à-dire la précipitation simultanée d'un agent chimique en conjonction avec la matière organique (Kabata-Pendias et Pendias, 2001) ;
- la capacité d'échange ionique : les métaux lourds ont une grande affinité avec la fraction argileuse du sol ainsi qu'avec d'autres phases minérales comme les oxydes de fer, d'aluminium, de manganèse ou les phosphates, les carbonates, etc. La présence de ces éléments favorise l'immobilisation des métaux lourds. En effet, ils possèdent une charge électro-négative qui leur permet de contracter des liaisons réversibles avec, notamment, les cations métalliques, qui restent échangeables. La capacité d'échange ionique minérale joue un rôle plus important dans la fixation que la matière organique (Alloway, 1995 ; Impens *et al.*, 1991).

D'autres facteurs influencent la mobilité des métaux lourds dans les sols. La température peut avoir un effet direct sur les équilibres physico-chimiques (solubilisation, cinétique d'échange...) et un effet indirect lié aux conséquences de l'activité microbologique. Les micro-organismes sont capables d'accumuler des éléments traces métalliques dans leurs tissus, de modifier le pH, de libérer des ions... (Kabata-Pendias et Pendias, 2001)

La biodisponibilité représente la capacité d'un élément trace métallique à passer d'un compartiment du sol quel qu'il soit vers une bactérie, un animal ou un végétal vivant dans ce dernier (Juste, 1988).

Les quantités de métaux lourds absorbés par les plantes sont fonction de nombreux facteurs. Premièrement, il y a les facteurs liés au sol tels que le matériau parental, le type de pédogenèse, le pH, la matière organique... Deuxièmement, l'absorption et le transfert du polluant est fonction de la plante (espèce, cultivar, morphologie racinaire, types d'exsudats...). La plante peut produire des exsudats racinaires susceptibles d'entrer en interaction avec les métaux lourds ou de provoquer le développement d'une flore microbienne entrant en compétition avec le végétal pour l'absorption de certains éléments ou favorisant l'absorption de ces éléments via la production de ligands organiques. Troisièmement, les caractéristiques de l'environnement physique comme la température, l'humidité, etc. jouent également un rôle. Enfin, l'absorption est fonction de l'environnement microbien ainsi que des éléments eux-mêmes et de leurs interactions (Colinet, 2003 ; Juste, 1988).

Dans la Figure 4, nous observons que les racines des plantes extraient presque exclusivement les éléments métalliques dans la solution du sol, ce qui réduit considérablement la quantité d'éléments métalliques disponibles (Impens *et al.*, 1991).

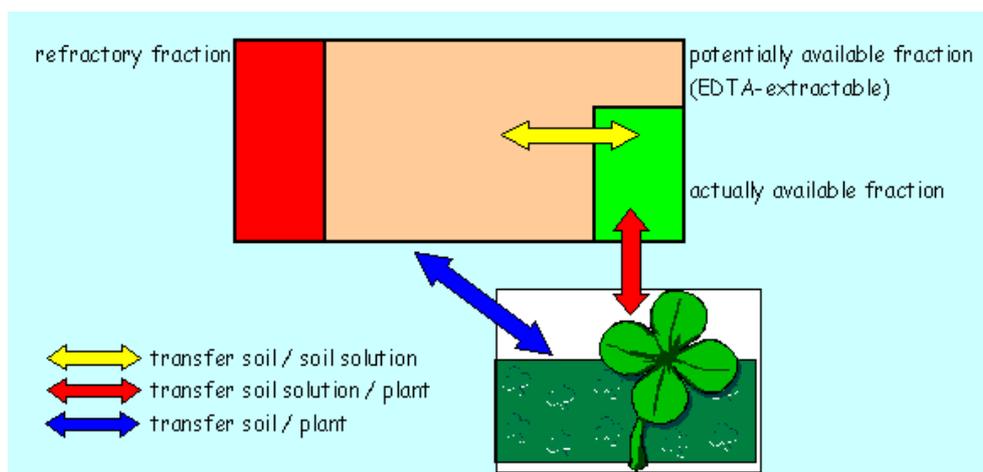


Figure 4: Concentration en métaux lourds dans le sol : le résultat de la biodisponibilité (Meerts, 2009-2010).

La mesure de la concentration totale des métaux lourds dans le sol ne reflète pas systématiquement la toxicité d'un site pour la plante. Les seuils de toxicité sont fonctions de la mobilité et de la biodisponibilité des métaux. Dès lors, les scientifiques se trouvent confrontés à de grandes difficultés lorsqu'il s'agit de déterminer les seuils de concentration totale d'éléments traces métalliques considérés comme phytotoxiques comme nous pouvons le remarquer dans le Tableau 1 (Kabata-Pendia et Pendias, 2001).

**Tableau 1: Total concentrations of trace elements considered as phytotoxically excessive levels in surface soils (PPM DW) (Kabata-Pendias et Pendias, 1985).**

Concentration as given by various authors						
Element	A	B	C	D	E	F
Ag	-	-	2	-	-	-
As	-	50	25	30	20	15
B	30	100	-	100	25	-
Be	-	10	-	10	10	-
Br	-	-	-	20	10	-
Cd	-	5	8	5	3	-
Co	30	50	25	50	50	50
Cr	-	100	75	100	100	-
Cu	60	100	100	100	100	125
F	-	500	-	1000	200	-
Hg	-	5	0,3	5	2	-
Mn	3000	-	1500	-	-	-
Mo	4	10	2	10	5	-
Ni	-	100	100	100	100	100
Pb	-	100	200	100	100	400
Sb	-	-	-	10	5	-
Se	-	10	5	10	10	-
Sn	-	-	-	50	50	-
Tl	-	-	-	-	1	-
V	-	-	60	100	50	-
Zn	70	300	400	300	300	250

## 1.5. Impacts

L'accumulation des métaux lourds dans les sols, l'eau ou l'air, constitue une menace. Le fait qu'ils puissent remonter la chaîne trophique représente un danger pour les écosystèmes et pour la santé des organismes vivants et peut avoir des conséquences sociales, environnementales et économiques catastrophiques (Figure 5).

« Les trop fortes teneurs en métaux lourds diminuent la densité, la biodiversité et l'activité de la microflore et de la microfaune du sol. » (Bert et Deram, 1999)

Toutefois, la perte de biodiversité de la microflore et de la microfaune est discutable. En effet, nous verrons que des écotypes végétaux se développent spécifiquement sur des sites métallifères.

« L'aération du sol est moins bonne, la minéralisation de la matière organique est plus lente. A long terme, le fonctionnement de l'écosystème sol est réduit ainsi que sa fertilité. La nutrition et le métabolisme des plantes sont perturbés. Certaines espèces végétales, non tolérantes, disparaissent ce qui entraîne des changements dans la composition des communautés végétales. » (Bert et Deram, 1999)

« Les animaux peuvent être contaminés par contact avec la peau, par inhalation de poussières toxiques et par ingestion de l'eau et d'aliments pollués. La dispersion des métaux constitue un danger pour la faune sauvage, le bétail et l'Homme, qui se situe en bout de chaîne alimentaire. Dans certaines zones très contaminées, le pâturage, les cultures fourragères ou destinées à l'alimentation humaine sont interdites. » (Bert et Deram, 1999)

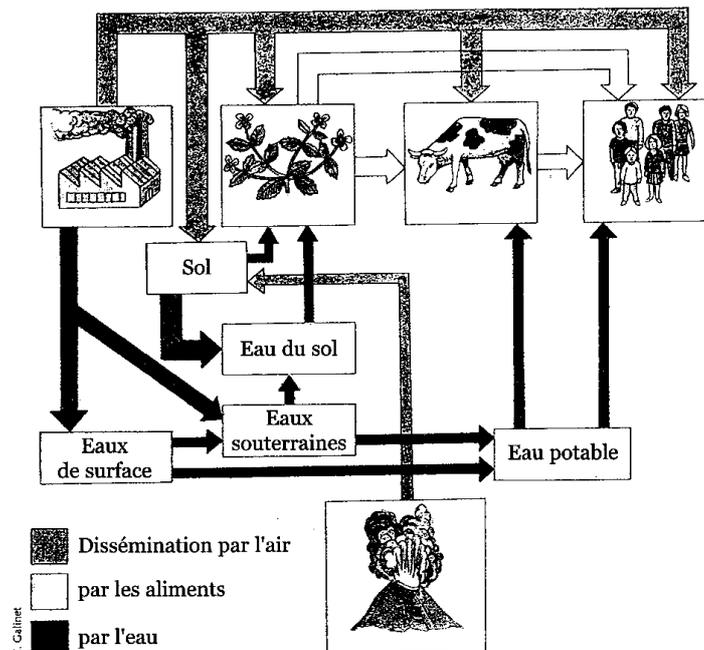


Figure 5 : Le cheminement des métaux lourds dans l'environnement (Bert et Deram, 1999).

## 2. Les plantes

### 2.1. Toxicité des métaux lourds pour les plantes

Pour de nombreuses plantes, des concentrations excessives en métaux entraînent des désordres métaboliques comme le remplacement des ions essentiels par des ions non essentiels, la concurrence pour les emplacements entre les ions métalliques et les métabolites essentiels, des modifications de la perméabilité des cellules membranaires, etc.

Les effets visibles de la toxicité varient selon les espèces, mais les symptômes les plus communs sont les points chlorotiques ou bruns sur les feuilles, les racines brunes et abîmées, la nécrose et la diminution significative des rendements de récolte. D'autres effets moins visibles, comme par exemple l'inhibition racinaire, la réduction de la photosynthèse, etc. précèdent souvent ces symptômes (Kabata-Pendias et Pendias, 2001 ; Morel, 1997).

## 2.2. Prélèvement, absorption et transfert des ETM dans les plantes

Le système sol-plante est un système ouvert avec des inputs, parmi lesquels on trouve les contaminants, et des outputs liés l'érosion, la lixiviation, la volatilisation. Au sein de ce système, certaines plantes sont capables de prélever les éléments traces métalliques via leurs racines ou de les absorber via leurs feuilles. Des transferts ont également lieu à l'intérieur de la plante (Alloway, 1995).

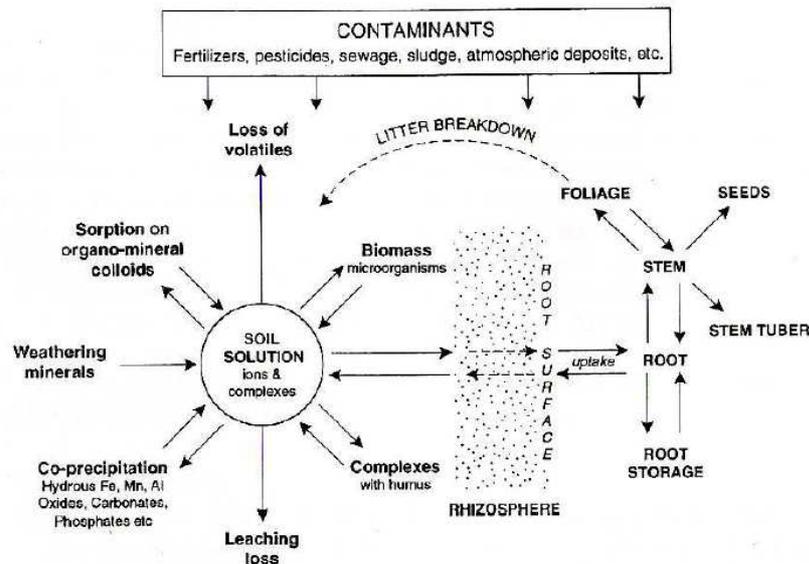


Figure 6: The soil-plant system showing the key components concerned with the dynamics of heavy metal (adapted from Peterson and Alloway dans Alloway, 1995).

Le prélèvement racinaire est fonction (Alloway, 1995) :

- des concentrations et de la spéciation des métaux dans la solution du sol ;
- des mouvements des métaux dans le sol vers la surface racinaire ;
- du transport des métaux de la surface des racines vers l'intérieur de la racine via des transporteurs (protéines) ;
- de la translocation des racines aux feuilles.

Ces mécanismes sont influencés par la présence des micro-organismes, présents dans la rhizosphère, qui peuvent augmenter la surface racinaire d'absorption et aider à prélever les éléments nutritifs. Les micro-organismes peuvent également avoir des effets négatifs : libération de substances toxiques et séquestration de nutriments.

Les racines possèdent une capacité d'échange cationique significative et libèrent des exsudats capables de complexer les éléments traces métalliques et de les mobiliser ou de les immobiliser selon leurs besoins.

Les mécanismes d'absorption des métaux par les racines peuvent être passifs (non métaboliques) ou actifs. Le prélèvement passif correspond à la diffusion des ions dans la

solution du sol vers l'endoderme<sup>1</sup> des racines. Le prélèvement actif, basé sur des processus métaboliques à l'intérieur des racines, requiert de l'énergie métabolique et s'oppose au gradient des concentrations. Les mécanismes de prélèvement diffèrent selon les métaux mais aussi en fonction des espèces de plantes.

Les interactions entre les métaux lourds peuvent également influencer le prélèvement racinaire suite à des mécanismes d'antagonisme ou de synergie. On parle d'antagonisme lorsque la combinaison des effets physiologiques de deux ou plusieurs éléments est inférieure à la somme de leurs effets indépendants et de synergie lorsque la combinaison de ces éléments est favorable (Alloway, 1995 ; Kabata-Pendias et Pendias, 2001 ; Morel, 1997).

L'absorption foliaire s'ajoute au prélèvement racinaire. L'absorption dépend (Alloway, 1995) :

- de l'espèce à laquelle appartient la plante ;
- de son état nutritionnel ;
- de l'épaisseur de sa cuticule<sup>2</sup> ;
- de l'âge de la feuille ;
- de la présence de cellule stomatique<sup>3</sup> ;
- de l'humidité à la surface des feuilles.

L'absorption foliaire se déroule en deux phases : la pénétration non métabolique par la cuticule et les mécanismes métaboliques qui sont responsables du transport des ions à travers la membrane plasmique et à l'intérieur du protoplaste<sup>4</sup>.

L'absorption foliaire est plus efficace que l'absorption racinaire puisqu'il n'y a plus de concurrence avec l'absorption du sol (Kabata-Pendias et Pendias, 2001 ; Morel, 1997).

Enfin, il y a le mouvement des ions métalliques à l'intérieur des plantes. Le transport des ions dans les tissus de la plante fait appel à plusieurs procédés : le mouvement dans les xylèmes<sup>5</sup> et les phloèmes<sup>6</sup>, le stockage, l'accumulation et l'immobilisation. La distribution et les modèles d'accumulation varient selon les éléments traces métalliques, les espèces de plantes et les saisons de croissance.

Après l'absorption racinaire et foliaire, les espaces intercellulaires du cortex (c'est à dire de l'écorce) et les parois cellulaires sont accessibles et les ions vont soit s'y diffuser, soit interagir avec les charges négatives des parois cellulaires qui vont limiter leur transfert. Dans le

---

<sup>1</sup> Endoderme : « Assise cellulaire la plus profonde de l'écorce [...], chez nombre de Plantes Vasculaires. C'est une assise de la plus grande importance pour le contrôle de l'absorption par la plante. Elle joue un rôle capital dans la rétention de certains éléments. » (Boullard, 1997)

<sup>2</sup> Cuticule : « [...] pellicule plus ou moins mince de cutine, lisse ou plissée, élaborée à la surface des cellules épidermiques entourant toutes les parties du végétal, et ne s'interrompant qu'au niveau des stomates. » (Boullard, 1997)

<sup>3</sup> Cellule stomatique : constituant des stomates qui sont les « Orifices minuscules de l'épiderme des végétaux, par lesquels se font les échanges gazeux avec le milieu extérieur. » (Mediadico, 2010).

<sup>4</sup> Protoplaste : « Cellule végétale, bactérienne ou fongique, non sexuelle, débarrassée de sa paroi. » (Mediadico, 2010)

<sup>5</sup> Xylème : « Tissu végétal, formé de cellules vivantes, de fibres ligneuses et de vaisseaux conducteurs de la sève brute, constituant le bois. » (Mediadico, 2010)

<sup>6</sup> Phloème : « tissu végétal à tubes criblés, assurant la conduction de la sève » (Mediadico, 2010)

premier cas, les éléments traces métalliques poursuivent leur chemin jusqu'à la membrane plasmique où ils sont transférés de la solution externe vers le cytoplasme. Les métaux absorbés dans la cellule sont immobilisés et détoxifiés dans le cytoplasme grâce à la formation de complexes avec les molécules organiques (acides organiques, acides aminés ou phytochélatines). Les métaux sont ensuite transférés dans les vacuoles, lieux importants pour la séquestration des éléments toxiques, des cellules racinaires ou transportés vers les parties aériennes.

Si les ligands chélateurs sont les éléments les plus importants pour le contrôle des transferts de cations métalliques dans les plantes, d'autres facteurs comme le pH, l'état redox, les cations en compétition, l'hydrolyse, la polymérisation et la formation de sels insolubles gouvernent également la mobilité des métaux dans les tissus de la plante.

Lorsque les concentrations en métaux lourds sont importantes, leur accumulation et immobilisation se fait généralement dans les racines. Cependant, certaines espèces de plantes peuvent accumuler les métaux dans leurs parties supérieures (Kabata-Pendias et Pendias, 2001 ; Morel, 1997).

### **2.3. Mécanismes de résistance**

Face au stress déclenché par une biodisponibilité excessive en métaux lourds, les plantes peuvent mettre en place deux mécanismes de résistance de nature différente mais non exclusifs (Verkleij et Schat, 1990 ; Hopkins, 2003). Certaines plantes choisissent la formule de l'évitement : capacité d'un organisme à éviter une absorption importante de métaux. D'autres pratiquent la tolérance, ce qui correspond à :

« la capacité d'une plante à survivre et à se reproduire sur des sites toxiques ou hostiles, pour la plupart des autres plantes, parce que le sol contient des quantités élevées d'un ou plusieurs métaux. » (Baker et Macnair, 1994 dans Bert et Deram, 1999)

La distinction qui est faite dans la littérature entre la résistance par l'exclusion et la résistance par la tolérance n'est pas toujours claire. Verkleij et Schat (1990) considèrent que les mécanismes de la tolérance pourraient faire partie des mécanismes d'évitements tandis que Baker et Walker (1990) classent les mécanismes d'exclusion parmi les stratégies de tolérance des plantes aux métaux.

En fonction du facteur de transfert sol-plante des éléments traces métalliques, les plantes peuvent être classées en quatre groupes : les excluantes, les indicatrices, les accumulatrices et les hyperaccumulatrices. La Figure 7 reprend les trois premières stratégies appliquées par les plantes pour l'absorption des métaux lourds (Baker et Walker, 1990).

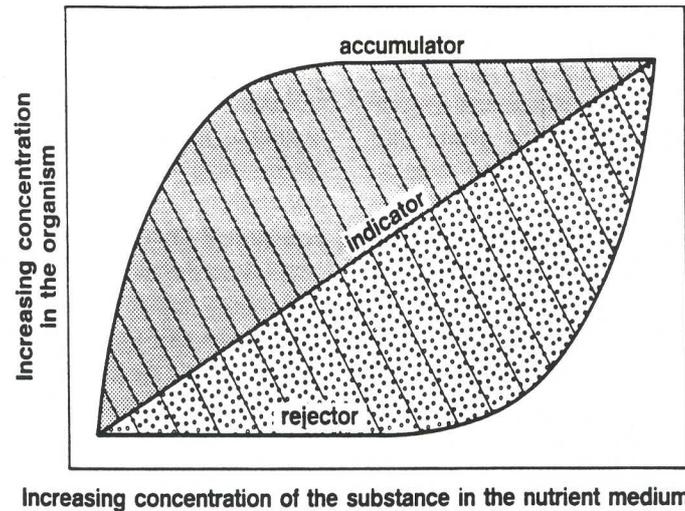


Figure 7 : Different uptake behaviour of living organisms with respect to substrate concentration (Meerts, 2009-2010).

Dans le cas de l'exclusion (« rejector »), la concentration des métaux dans les feuilles est maintenue à un niveau faible et constant jusqu'à ce qu'une concentration critique dans le sol soit atteinte. Au-delà de cette concentration critique, le métal est massivement transporté dans les parties aériennes de la plante et provoque des dégâts liés à sa toxicité.

Dans le cas de l'indication (« indicator »), le prélèvement des métaux et leur transport jusqu'aux feuilles est régulé ou se fait de manière passive. Les concentrations internes reflètent exactement les concentrations externes.

Enfin, dans le cas de l'accumulation (« accumulator »), les métaux sont activement concentrés à l'intérieur des tissus de la plante. Les études réalisées sur les plantes accumulatrices suggèrent une tendance à l'accumulation des métaux en concentrations plus importantes dans les feuilles que dans les racines.

D'autres auteurs comme Berry (1986 dans Baker et Walker, 1990) ont travaillé dans une autre optique et distinguent trois types de réponses stratégiques de base des plantes par rapport aux métaux.

Premièrement, il cite l'évitement, un mécanisme externe, qui vise la limitation du prélèvement racinaire et du transport des métaux lourds vers les parties aériennes. Les mécanismes impliqués sont l'immobilisation des éléments traces métalliques dans les parois racinaires, la formation de complexes via les exsudats racinaires et la formation de barrières redox et/ou de barrières pH au niveau de la membrane plasmique.

Il évoque, en deuxième et troisième lieu, la détoxification et la tolérance biochimique, des mécanismes internes qui visent à protéger la plante contre l'altération des cellules qu'entraîne la présence de métaux lourds. La détoxification regroupe la formation de complexes par chélation des métaux avec des acides organiques (acides aminés, acides citriques et acides maliques) ou des protéines (phytochélatines) et la compartimentation dans la vacuole. La tolérance biochimique consiste en des adaptations enzymatiques et à la présence de cheminements métaboliques spécialisés (Baker et Walker, 1990 ; Morel, 1997).

Les plantes peuvent également éliminer les éléments toxiques de leurs tissus via plusieurs mécanismes comme la volatilisation (pour le Se et le Hg), l'excrétion racinaire et la séparation de leurs feuilles contaminées (Morel, 1997).

Un quatrième groupe pourrait être ajouté à la Figure 7 : ce sont les plantes hyperaccumulatrices. Lorsque l'accumulation d'un type de métal dans une plante peut dépasser un certain seuil, les quantités de métaux absorbées par rapport à la biomasse sont jugées tellement importantes que les plantes entrent dans la catégorie des espèces hyperaccumulatrices.

« [...] Brooks considère les plantes accumulant 10 fois plus d'éléments que les autres comme des hyperaccumulatrices. » (Bert et Deram, 1999)

Les scientifiques comptent actuellement plus de 400 espèces de plantes hyperaccumulatrices en métaux lourds. Parmi ces espèces, 390 sont des accumulatrices de nickel.

**Tableau 2 : Hyperaccumulators of trace metals (Reeves & Baker, 2000 ; A. Baker pers. Comm. ; except for cadmium : Bert *et al.*, 2002 ; Yang *et al.*, 2004 ; Vogel-Mikus *et al.*, 2005 dans Verbruggen *et al.*, 2009).**

Trace element	Concentration criterion (% in leaf dry matter)	Number of taxa	Number of families represented
Antimony	≥ 0.1	2	2
Cadmium	≥ 0.01	4	2
Cobalt	≥ 0.1	(26)	11
Copper	≥ 0.1	(35)	15
Lead	≥ 0.1	14	7
Manganese	≥ 1.0	10	6
Nickel	≥ 0.1	390	42
Thallium	≥ 0.1	1	1
Zinc	≥ 1.0	14	6

Numbers in brackets refer to unconfirmed date (A. Baker, pers. Comm.).

Les principales familles de plantes accumulatrices et hyperaccumulatrices de métal sont les suivantes : *Asteraceae*, *Brassicaceae*, *Caryophyllaceae*, *Cunouniaceae*, *Cyperaceae*, *Euphorbiaceae*, *Fabaceae*, *Flacourtiaceae*, *Lamiaceae*, *Poaceae* et *Violaceae* (Meerts, 2009-2010). En Europe, la majorité des plantes hyperaccumulatrices appartiennent à la famille des *Brassicaceae* (Verbruggen *et al.*, 2009).

Les raisons pour lesquelles ces plantes hyperaccumulent les métaux lourds sont encore à l'étude. Plusieurs hypothèses ont été émises par Boyd et Martens (dans Brooks, 1998). L'hyperaccumulation peut être :

- le moyen pour une plante de mieux tolérer un élément trace métallique, en le stockant, afin d'éviter qu'il n'interfère avec des mécanismes physiologiques et y crée des dommages ;
- une stratégie de résistance à la sécheresse ;

- un moyen d'éviter la compétition avec les plantes qui sont moins tolérantes ;
- une accumulation par inadvertance des métaux lourds ;
- une défense contre les herbivores et les pathogènes.

La dernière hypothèse est la plus probable (Bert et Deram, 1999).

Les études physiologiques ont ouvert la voie vers la compréhension des mécanismes à l'origine des phénomènes d'hyperaccumulation. Les plantes hyperaccumulatrices ont tendance à accumuler les métaux en très grande quantité dans leurs tissus via la chélation et la compartimentation dans la vacuole. Elles ont cette particularité de stocker les métaux lourds à des taux très importants dans leurs parties foliaires. Récemment, les nouvelles technologies, en particulier la technologie microarray, ont permis d'avancer l'idée que les gènes supposés être à l'origine de l'hyperaccumulation et de l'hypertolérance ne sont pas nouveaux ou spécifiques aux espèces mais seraient exprimés et régulés différemment chez les plantes hyperaccumulatrices. Actuellement, la complexité du phénomène d'hyperaccumulation est loin d'être comprise aussi bien au niveau des tissus qu'au niveau sous-cellulaire. Malgré les nombreux progrès, seule une faible part de l'ensemble des mécanismes du phénomène d'hyperaccumulation a été découverte (Chaney *et al.*, 1997 ; Verbruggen *et al.*, 2009).

## 2.4. Mesure de la tolérance

Pour mesurer la tolérance d'une plante, les scientifiques observent le plus souvent l'allongement racinaire des plantes cultivées dans un milieu liquide additionné ou non à un métal. Parallèlement, à l'allongement racinaire, ils observent également l'état de santé des plantes (arrêt de la croissance, troubles de photosynthèse...) et mesurent leur biomasse (Bert et Deram, 1999). Un indice de tolérance a été développé. Il correspond au rapport de l'allongement racinaire en solution toxique sur l'allongement racinaire en solution témoin (Bert et Deram, 1999). Cet indice pose cependant quelques problèmes (Meerts, 2009-2010) :

- c'est un ratio ;
- il varie selon la concentration en métal ;
- un génotype peut donner lieu à plusieurs indices de tolérance.

Au fur et à mesure, les scientifiques se sont tournés vers des substituts de l'indice de tolérance (Meerts, 2009-2010) :

- la DL50 ou *dose létale moyenne* : dose qui entraîne la mort de 50% de la population ;
- la DL100 ou *dose létale 100* : dose minimale qui entraîne la mort de 100% de la population ;
- la CE50 ou *concentration efficace moyenne* (indicateur de morbidité) : concentration qui inhibe un processus chez 50% de la population ;
- la CE100 ou *concentration efficace 100* : concentration minimale qui inhibe un processus chez 100% de la population.

Dans une autre optique, Martin *et al.* (2006) ont testé récemment une méthode intéressante pour l'avenir : la bioindication. L'étude visait à utiliser les symptômes évidents se développant dans les feuilles de légumes cultivés dans nos jardins comme moyen de détection de la contamination. La bioindication y est décrite comme une méthode simple, rentable et fiable qui permet d'évaluer la pollution des sols et d'identifier les désordres nutritionnels des plantes.

Les résultats de l'étude ont montré que, dans les mêmes conditions de contamination et de croissance, les différentes espèces de légumes réagissaient très différemment selon le prélèvement, la distribution interne et la tolérance aux métaux lourds. Dès lors, étant donné l'hétérogénéité de la contamination des sols de nos jardins et les conditions de croissance des légumes, Martin *et al.* proposent la sélection d'un nombre réduit de légumes, utilisés comme bioindicateurs, pour contrôler l'ensemble des espèces qui poussent dans les jardins.

Pour eux, la réalisation de bioindicateurs végétaux donnant l'alerte d'une contamination en métaux lourds via des symptômes d'intoxication sur leurs feuilles peut aider à augmenter la conscientisation par rapport à la problématique de la contamination du sol et à renforcer le lien entre la sécurité alimentaire et le public.

## 2.5. Métallophytes et sites calaminaires en Wallonie

Les plantes qui ont la faculté de pousser sur des sols contaminés en métaux lourds, de par leur tolérance ou leur accumulation, sont appelées métallophytes (on parle également de populations métallophiles). Selon leur situation géographique, ces plantes peuvent être nommées (Meerts, 2009-2010) :

- métallophytes absolues (eumétallophytes) : ces plantes sont endémiques aux sols contaminés ;
- métallophytes locales : ces plantes ne se rencontrent, dans un territoire donné, que sur les sites contaminés ;
- pseudométallophytes : ces plantes se développent tant sur des sites contaminés que sur des sites sains.

Les pseudométallophytes peuvent, elles-mêmes, se décomposer en trois autres groupes :

- les électives qui présentent un degré d'abondance et une viabilité plus élevée dans les terrains métalliphères ;
- les indifférentes qui s'accommodent de la vie sur terrains métalliphères ;
- les accidentelles qui peuvent se trouver accidentellement dans des sites métalliphères mais qui présentent alors une abondance et une vitalité plus faibles que dans les autres biotopes.

Cependant, il semble qu'à l'heure actuelle les appellations aient été simplifiées<sup>7</sup>. Les botanistes utilisent le terme « métallophytes » pour les plantes tolérantes que l'on trouve sur les sites métalliphères. Ils distinguent parmi celles-ci les eumétallophytes, plantes qui poussent

---

<sup>7</sup> Mme Noret, ULB, entretien du 9 mars 2010.

uniquement sur des sites métallifères, et les pseudométallophytes, plantes qui poussent sur des sites métallifères et sur des sites non métallifères. Nous utiliserons ces appellations dans la suite du mémoire.

En Europe occidentale, le nombre d'eumétallophytes est extrêmement réduit. En Wallonie, selon la nomenclature reprise en 2003 dans la « Nouvelle Flore » de Belgique et des régions voisines par Lambinon *et al.*, nous pouvons retrouver plusieurs taxons parmi les plantes vasculaires (Graitson, 2005 ; Leprince, 2003) :

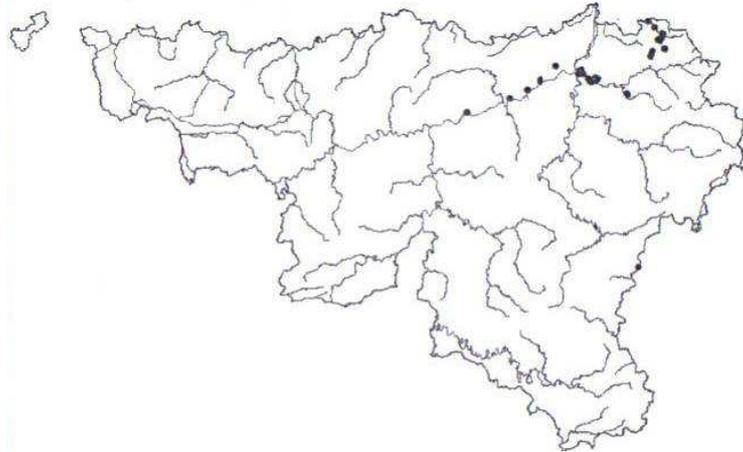
1. *Armeria maritima* subsp. *halleri* (gazon d'Olympe) ;
2. *Cochlearia pyrenaica* (cochléaire des Pyrénées) ;
3. *Festuca ovina* subsp. *guestfalica* (fétuque calaminaire) ;
4. *Minuartia verna* var. *hercynica* (alsine calaminaire) ;
5. *Silene vulgaris* subsp. *vulgaris* var. *humilis* (silène calaminaire) ;
6. *Viola calaminaria* (pensée calaminaire).

Graitson (2005) présente également *Thlaspi caerulescens* subsp. *calaminare* (Tabouret calaminaire) comme une eumétallophyte. Il semble pourtant que la *Thlaspi caerulescens* soit une pseudométallophyte (Meerts, 2009-2010). Précisons également que *Festuca valesiaca* (Fétuque du Valais) est également citée parmi les eumétallophytes (Anonyme, 2003).

Les eumétallophytes de Wallonie comprennent également un lichen, *Stereocaulon nanodes*, et deux bryophytes (mousses) : *Scopelophila cataractae* et *Trichostomopsis australasiae* (Graitson, 2005).

Ces eumétallophytes se trouvent exclusivement sur les sites calaminaires, c'est-à-dire des sites riches en métaux lourds (principalement du zinc et du plomb mais aussi du cadmium), seuls sites métallifères de Wallonie et situés au nord-est de celle-ci. Dans cette zone, près de 40 sites calaminaires ont pu être identifiés (sans compter la dizaine de sites aujourd'hui détruits mais cités dans la littérature scientifique). Graitson (2005) divise les sites identifiés en trois sous-ensembles géographiques (auxquels il faut ajouter le site isolé de la Mine à Bastogne-Longvilly) (Graitson, 2005) :

1. le nord-est de la province de Liège (bassin de la Gueule et de la haute Vesdre) ;
2. les bassins de la basse Vesdre et de la basse Ourthe ;
3. la vallée de la Meuse.



**Figure 8 : Répartition des sites calaminaires en Région wallonne (Graitson, 2005).**

Ces sites calaminaires constituent des milieux de vie particuliers qui se caractérisent par des pelouses (végétations calaminaires) auxquelles sont attribuées trois origines (Duvigneaud *et al.*, 1993 dans Graitson, 2005) :

- les sites primaires : sites calaminaires d'origine naturelle où les teneurs élevées en métaux lourds résultent de la nature et de la composition des minéraux propres aux roches du sous-sol ;
- les sites secondaires : sites contaminés suite à l'exploitation minière, au traitement des minerais, à leur stockage, à la manufacture du produit fini et à la mise en décharge des déchets liés à ces activités. Ces sites sont appelés terrils ou haldes calaminaires. Les crues participent à l'extension de la contamination ;
- les sites tertiaires : sites contaminés par les fumées et les retombées atmosphériques métalliques dus à l'exploitation industrielle.

« En conditions naturelles, les [eu]métallophytes sont inféodées à des affleurements métallifères. Alors que ces sites primaires disparaissent suite à leur exploitation par l'homme, elles ont pu envahir les sites secondaires et, au cours du XX<sup>ème</sup> siècle, certains sites tertiaires. Plusieurs espèces ont ainsi vu leur aire de répartition s'étendre au cours des dernières décennies. Cette extension semble toujours en cours pour certaines d'entre elles, par exemple le tabouret calaminaire. » (Graitson, 2005)

Nous pouvons distinguer deux grands types de végétation calaminaire (Leprince, 2003).

« La première est la pelouse calaminaire qui se rencontre sur sols contenant du zinc ou du plomb sur les haldes calaminaires et sur les pelouses naturelles. On trouve dans cette pelouse le silène enflé, le gazon d'Olympe ainsi que la pensée, le tabouret, l'alsine et la fétuque calaminaires. La répartition de ces pelouses, et donc des espèces qu'elles abritent, est limitée au nord-est de la province de Liège : vallée de la Gueule et du Lontzenerbach (Plombières, La Calamine...), bassin de la haute Vesdre (Theux, Welkenraedt), région liégeoise (Angleur). Leur superficie est très réduite et bon nombre d'entre elles ont déjà disparu, principalement suite à l'urbanisation.

Certaines de ces pelouses calaminaires ont néanmoins été érigées en réserves naturelles. »

« La seconde est la pelouse sur sol intoxiqué, quasi monospécifique à agrostis commun, à calamagrostis commun ou à molinie des sols intoxiqués par des métaux lourds, aux alentours des usines métallurgiques. Ce type de pelouse s'observe notamment dans la vallée de la Meuse, par exemple à Sclaigneau, où elles ont également été érigées en réserves naturelles. Ces pelouses, d'origine récente, ont parfois été colonisées par une partie des espèces typiques de la pelouse calaminaire. On observe ainsi dans les basses vallées de l'Ourthe (région d'Angleur-Streupas) et de la Vesdre (Chaufontaine-Prayon) des pelouses sur sol intoxiqué couvrant les versants de ces vallées et où fleurissent abondamment la pensée et le tabouret calaminaire. »

Autour et sur les sites calaminaires se trouvent les pseudométallophytes dont le nombre est plus étendu. Les principaux taxons des plantes vasculaires répandus sur les sites calaminaires sont (Graitson, 2005 ; Leprince, 2003 ; Duvigneaud, 1982 dans Anonyme, 2003) :

- *Agrostis capillaris* ou *Agrostis tenuis* (agrostis commun) ;
- *Arrhenatherum elatius* (fromental) ;
- *Calamagrostis epigejos* (calamagrostis commun ou roseau des bois) ;
- *Campanula rotundifolia* (campanule à feuilles rondes) ;
- *Festuca rubra* subsp. *commutata* (fétuque rouge gazonnante) ;
- *Molinia caerulea* (molinie) ;
- *Rumex acetosa* (oseille sauvage).

Duvigneaud (1982 dans Anonyme, 2003) cite également *Festuca nigrescens* (fétuque noirâtre), *Festuca tenuifolia* (fétuque à feuilles délicates) et *Pimpinella saxifraga* (Boucage saxifrage).

Il existe également plusieurs bryophytes et lichens appartenant essentiellement aux genres *Cladonia* et *Stereocaulon* (Lambinon *et al.*, 1964 et Duvigneaud *et al.*, 1979 dans Graitson, 2005) ainsi que quelques champignons (Dumoulin *et al.*, 1967 dans Graitson, 2005).

Parmi les plantes vasculaires métallophytes originaires de Belgique, plusieurs sont des hyperaccumulatrices. Parmi celles-ci, nous retrouvons entre autres :

- *Thlaspi caerulescens* subsp. *calaminare* (hyperaccumulatrice de zinc, cadmium et nickel) ;
- *Minuartia verna* var. *Hercynica* (hyperaccumulatrice de nickel) ;
- *Viola calaminaria* (hyperaccumulatrice de zinc).

*Thlaspi caerulescens* subsp. *calaminare* est l'une des plus étudiées dans nos régions. Une autre pseudométallophyte hyperaccumulatrice de zinc et de cadmium beaucoup étudiée est *Arabidopsis halleri* (arabette de Haller). Ces dernières années, celle-ci a subi une extension d'aire (peut-être liée à une introduction accidentelle par des scientifiques) : une population a été découverte en France, à proximité de la frontière belge. Ainsi, petit à petit, cette espèce

autrefois présente au Sart Tilman ainsi que dans le nord-est de l'Ardenne (Graitson, 2005) aurait resurgi en Wallonie<sup>8</sup>.

Comme nous le verrons dans la suite, les taxons calaminaires évoqués ici sont d'un grand intérêt pour les techniques de phytoremédiation. Or il semble que la survie à long terme de certaines de ces populations soit menacée (Graitson, 2005). Il est important de rappeler que nous disposons grâce aux sites calaminaires d'une flore présentant, à des degrés divers, une tolérance ou une capacité d'accumulation d'un ou plusieurs métaux lourds. Il est possible de privilégier ces géotypes d'origine régionale pour l'application des techniques de phytoremédiation en Wallonie. Leur utilisation permettra d'assurer leur conservation (Dechamp et Meerts, 2003). Cela suppose d'identifier et comprendre la tolérance et l'accumulation des métaux dans la flore locale, d'encourager la production commerciale de ces plantes locales et de leurs graines et de développer la flore tolérante aux contaminations polymétalliques (Whiting *et al.*, 2004).

Il faut toutefois remarquer que les plantes métallophytes, hyperaccumulatrices ou non, ne sont pas les seuls végétaux intéressants pour l'avenir de la phytoremédiation. De très nombreuses plantes cultivables plus ou moins tolérantes peuvent être utilisées pour l'accumulation et l'extraction des métaux lourds.

**Tableau 3 : Accumulation relative en métal (Cd et Pb dans les parties comestibles ; Cu, Zn et Ni dans les feuilles (Alloway, 1995).**

Métal	Accumulation importante	Accumulation faible
<b>Cd</b>	Laitue, épinard, céleri, chou	Patate, maïs, haricot vert, pois
<b>Pb</b>	Chou frisé, ray grass, céleri	Orge, pommes de terre, maïs
<b>Cu</b>	Betterave sucrière, orge,	Poireau, chou, oignon
<b>Ni</b>	Betterave sucrière, ray grass, betterave fourragère, navet	Maïs, poireau, orge, oignon
<b>Zn</b>	Betterave sucrière, betterave fourragère, épinard, betterave	Pommes de terre, poireau, tomates, oignon

Certains arbres sont également tolérants aux métaux lourds. Ils sont capables de croître et d'achever leur cycle (c'est-à-dire fournir des graines viables) sur des sols contaminés. Ces arbres peuvent accumuler et stabiliser les métaux lourds de manière importante grâce à leur forte biomasse et leur système racinaire profond et très développé. Leur durée de vie importante peut également être un atout (Pulford et Watson, 2003). Selon Impens *et al.* (1991), parmi les espèces d'arbres les plus tolérantes, certaines espèces colonisatrices appartenant aux *Betulaceae* (bouleau, aulne, noisetier) seraient les plus résistantes. De nombreuses études sont également réalisées sur le saule et le peuplier (Alkorta *et al.*, 2004).

<sup>8</sup> Le retour en Wallonie de l'*Arabidopsis Halleri* est une donnée qui n'a pas encore été publiée et qui, selon Mme Noret (ULB, entretien du 9 mars 2010), a été obtenue par M. Pauwels de l'Université des Sciences et Technologies de Lille 1.

## LA LEGISLATION WALLONNE

### 1. Le passé de la Wallonie

La Wallonie dispose de gisements métallifères d'origine naturelle liés à des fonds géochimiques (Figure 9).

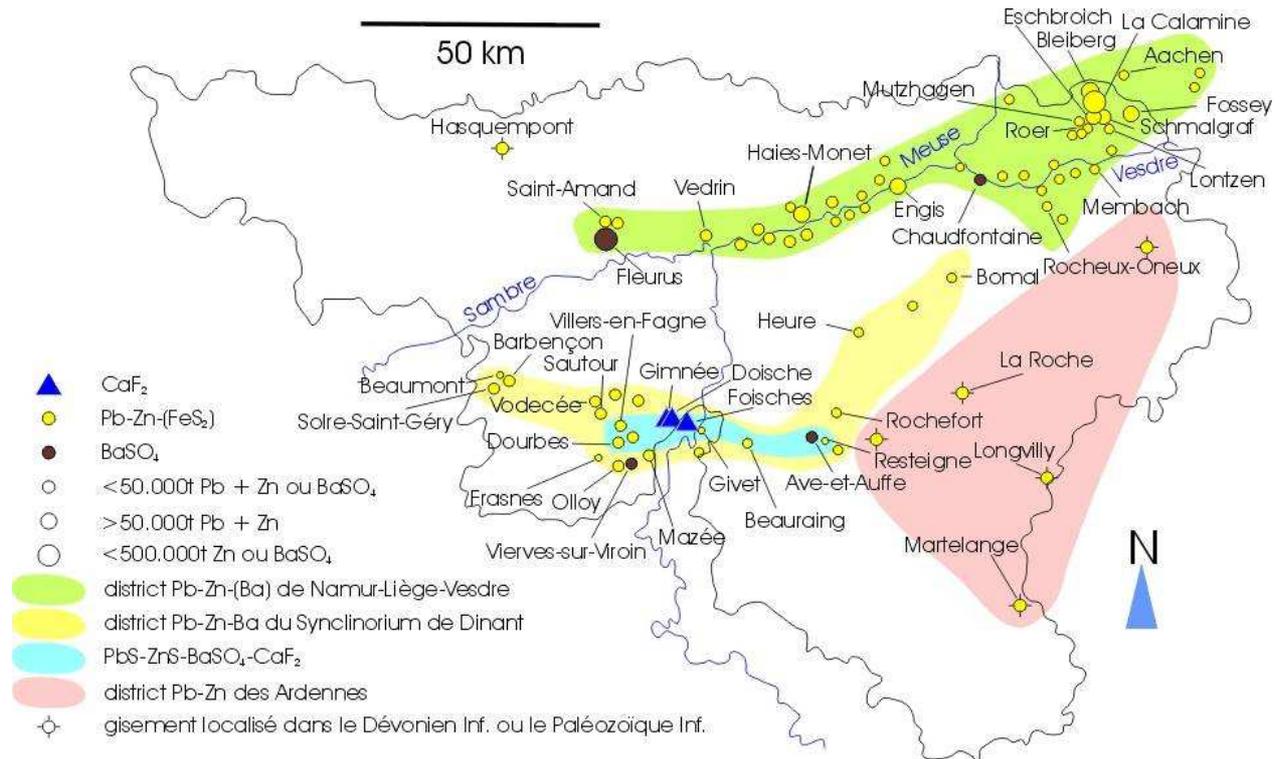


Figure 9 : Gisements métallifères de la Wallonie (ULg, 2010).

Avec le développement des techniques agricoles, l'essor industriel (extraction des minerais, cokerie, sidérurgie, métallurgie...), les pratiques inadéquates d'élimination des déchets et les pollutions accidentelles, l'homme a ajouté aux gisements naturels ou développé une pollution métallifère plus ou moins importante selon les régions, augmentant dès lors les concentrations de fond<sup>9</sup> (Kiss, 2008).

Ainsi, la Wallonie hérite d'un passé environnemental lourd, conséquence des pollutions qui se sont produites durant des décennies en l'absence de cadre environnemental contraignant. Les sols ont agi et agissent encore aujourd'hui en accumulateur d'éléments métalliques et les flux entrants sont, dans de nombreuses régions du monde, plus importants que les flux sortants (Pereira et Sonnet, 2007).

<sup>9</sup> La concentration de fond correspond à la « concentration ambiante d'un polluant dans le sol » (Anonyme, 2008d).

« Cette capacité d'accumulation fait que la contamination diffuse des sols par les ETM constitue une dégradation qui peut être considérée comme irréversible, sauf utilisation de techniques de dépollution [...] qui, par leur coûts ne peuvent concerner que de petites étendues. » (Pereira et Sonnet, 2007)

Autour des sites d'émissions de polluants métalliques d'origine anthropique, les écosystèmes ont été gravement touchés. La plupart de la végétation n'a pas résisté aux particules métalliques. Seules quelques plantes ont survécu et des espèces métallophytes s'y sont développées.



Figure 10 : Steppe du Bois les Dames dans le bassin de la Vesdre (Anonyme, 2003).

## 2. La situation actuelle

---

### 2.1. La législation

Une législation bien adaptée constitue un des moyens pour rétablir la qualité des sols et les préserver. Dans le cadre de ce travail, nous aborderons la législation européenne concernant la gestion des sols et de façon plus approfondie la législation wallonne. Nous n'aborderons donc pas les législations de la Flandre et de Bruxelles-Capitale<sup>10</sup>.

La problématique de la protection et de l'assainissement des sols est complexe. Fruit d'un long cheminement en Wallonie, elle reste encore incertaine et changeante. Au niveau européen, si certains aspects liés à la protection des sols font déjà l'objet d'une législation, le processus de protection des sols global est encore en cours.

---

<sup>10</sup> Pour obtenir plus d'informations quant aux législations concernant l'assainissement des sols en Région flamande et en Région Bruxelloise, nous vous conseillons la référence suivante : VITTI C. (2005-2006), *Risques des sols pollués : libération et biodisponibilité des métaux lourds*, Bruxelles, IGEAT, p 70-71. Cette autre référence vous offre également des précisions concernant la législation dans la Région de Bruxelles-capitale : BAUDELET M. (2003-2004), *Les nouvelles législations sols en Région wallonne et en Région de Bruxelles-Capitale* : *Aspects comparatifs et étude de cas*, Bruxelles, IGEAT, p.18-23 et p.35-43. Ces mémoires ayant été défendus en 2004 et en 2005, il sera nécessaire de se tenir informé de l'évolution de la législation par une consultation au *Moniteur belge*.

### 2.1.1. Législation européenne relative à la protection des sols

Il est important de parler de la législation européenne dans le cadre de ce travail sur la Wallonie car il faut savoir que les questions environnementales et donc les problématiques concernant la gestion du sol font partie des compétences partagées : l'Union Européenne et les Etats membres restent compétents pour la gestion du sol mais l'un l'est plus que l'autre. Si l'Union Européenne règle la matière, les Etats membres doivent l'exécuter tandis que si rien n'existe, alors les Etats membres peuvent prendre des décisions seuls (Misonne, 2009-2010).

Au niveau européen, la question de la protection des sols a été abordée pour la première fois il y a peu de temps<sup>11</sup>. En effet, loin de former un tout cohérent, la politique de protection des sols a longtemps été éparpillée entre plusieurs domaines : la protection de l'environnement, l'agriculture, le développement rural... diminuant ainsi l'assurance d'une protection globale suffisante des sols (EUROPA, 2010).

Le 22 septembre 2006, la Commission européenne a proposé aux Etats membres l'adoption d'une stratégie commune pour la protection des sols, via une proposition de directive-cadre. L'objectif de cette stratégie est de garantir l'utilisation durable du sol. La stratégie en elle-même repose sur quatre piliers fondamentaux (Anonyme, 2006b) :

- l'établissement d'une législation-cadre ayant pour objectif la protection et l'utilisation durable des sols ;
- l'intégration de la protection des sols dans les politiques nationales et communautaires ;
- l'amélioration des connaissances actuelles dans les domaines de la protection des sols ;
- la sensibilisation du public par rapport à la protection des sols.

Cela permettrait d'assurer à l'avenir une protection globale suffisante des sols afin d'éviter tout problème qui pourrait y être lié comme la sécurité alimentaire, les impacts transfrontaliers... (EUROPA, 2010). Précisons également que si certains sujets comme la contamination diffuse des sols en éléments traces métalliques ne sont pas encore abordés clairement dans cette directive-cadre, les autorités européennes entendent bien procéder à la révision de directives déjà existantes après son adoption, dont notamment celles qui traitent de la contamination diffuse. Ainsi, la directive réglementant l'utilisation des boues d'épuration en agriculture fait partie de la liste des directives qui seront certainement révisées (Goor *et al*, 2006-2007).

Malheureusement, cette proposition de directive-cadre, approuvée en novembre 2007 par le Parlement européen, a été rejetée le mois suivant par cinq Etats membres (France, Pays-Bas, Grande-Bretagne, Allemagne, Autriche). L'Allemagne s'accroche au principe de subsidiarité tandis que les Pays-Bas, la Grande-Bretagne et la France, qui disposent déjà d'une politique de protection des sols, craignent de devoir financer à nouveau des

---

<sup>11</sup> De nombreux programmes de recherche et réseaux d'experts européens existent toutefois depuis les années 1990 : le *Common Forum for Contaminated Land in the European Union*, le programme CARACAS (*Concerted Action on Risk Assessment for Contaminated Sites*), le programme CLARINET (*Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies*) ou encore le réseau européen NICOLE (*Network for Industrially Contaminated Land in Europe*) (Maes *et al*, 2008).

évaluations de la qualité géologique de leur territoire... D'autant plus que la directive ne prévoit aucune aide financière pour aider les Etats à décontaminer leurs sites pollués (Farthouat, 2009 ; Pignet, 2009 ; Seghier, 2009). Le débat est donc toujours en suspens.

### **2.1.2. La Wallonie et son histoire législative**

Son lourd passé a contraint la Wallonie à prendre des mesures afin de protéger et d'assainir les sites contaminés. En effet, une bonne gestion de ces sites permettrait (Kiss, 2008) :

- de supprimer les nuisances pour l'environnement, pour la santé humaine et donc d'améliorer le cadre de vie ;
- de relancer le développement économique local auparavant freiné par le manque d'attrait des terrains pour les investisseurs et le gel des terrains qui auraient pu accueillir des activités économiques.

Ainsi, le gouvernement wallon a mis en place un système de gestion des sites contaminés par des pollutions organiques et inorganiques, résultat d'un long processus qui reste encore aujourd'hui incertain puisque le décret relatif à la gestion des sols du 5 décembre 2008 n'est pas entièrement entré en vigueur.

#### ***SITES D'ACTIVITE ECONOMIQUE DESAFFECTES***

En Wallonie, la première intervention du législateur concernant l'assainissement des sites potentiellement pollués remonte aux années 70 avec une série d'arrêtés royaux relatifs à l'assainissement des sites charbonniers (Baltus *et al.*, 2009). En 1978 (le 29 juin), une loi sur la rénovation des sites d'activité économique désaffectés (SAED) est adoptée. Elle sera amendée en 1987 et 1989 par le Conseil régional wallon, puis intégrée dans le Code wallon de l'Aménagement du Territoire, de l'Urbanisme et du Patrimoine (CWATUP). Elle sera suivie en 1995 (le 4 mai) d'un décret modifiant les articles 79 à 93 du CWATUP relatif à la rénovation des sites wallons d'activité économique désaffectés visant à distinguer plus clairement les notions d'assainissement et de rénovation et complétant ainsi les faiblesses de la loi de 1978 (Baltus *et al.*, 2009).

#### ***DEPOTOIRS***

Parallèlement aux décisions prises par rapport à l'assainissement et à la rénovation des SAED, la Wallonie s'est également intéressée à la remise en état des dépotoirs. Ainsi, en 1991, la S.A. SPAQuE (Société publique d'aide à la qualité de l'environnement) fut créée par le Gouvernement wallon via la Société Régionale d'Investissement de Wallonie (SRIW). L'« affaire Mellery », qui débuta fin des années 80, ne fut certainement pas sans influence sur la création de la SPAQuE. Cette décharge, réhabilitée depuis 2004, a fait parler d'elle pendant 15 ans. Suite à sa mauvaise gestion et au trafic de déchets en provenance des Pays-Bas, la contamination du sol, des eaux et de l'air liés à la décharge de Mellery fut très importante et fit grand bruit dans les journaux (Le CADEV, 2010). Aussitôt créée, la SPAQuE fut chargée des opérations de caractérisation d'une liste définie de dépotoirs sur le territoire wallon. Très vite, il y eut une prise de conscience de l'importance de la réhabilitation des dépotoirs qui

abondaient en Wallonie. Ainsi, plusieurs décrets virent le jour. En 1996 dans le décret du 27 juin relatif aux déchets, la nécessité de réhabiliter tout dépotoir fut mise en évidence. Par la suite, ce décret fut complété et modifié de nombreuses fois. Parmi les décrets qui lui ont succédé, nous retrouvons le décret du 11 mars 1999 relatif au permis d'environnement, une idée qui existait déjà auparavant avec le régime des installations classées. L'objectif de ce décret était d'assurer :

« [...] la protection de l'homme ou de l'environnement contre les dangers, nuisances ou inconvénients qu'un établissement est susceptible de causer, directement ou indirectement, pendant ou après l'exploitation. » (Anonyme, 1999)

Les permis d'environnement sont délivrés aux exploitants, sous décision de l'autorité compétente, et leur permettent d'exploiter, de déplacer, de transformer ou d'étendre un établissement selon leurs classes, c'est-à-dire selon l'importance de leurs impacts sur l'homme et sur l'environnement ainsi que leur aptitude à être encadré par des conditions générales, sectorielles ou intégrales. Ce décret agit selon une approche intégrée de prévention et de réduction de la pollution, notamment celle concernant les sols (Anonyme, 1999).

Précisons qu'à partir de 1999, le Gouvernement wallon permit à la SPAQuE d'étendre son champ d'action grâce à plusieurs missions spécifiques relatives aux sols pollués et à leur réhabilitation (Maes *et al*, 2006-2007).

### **STATIONS-SERVICE**

Enfin, le cas des stations-service a été abordé en Wallonie en 1999, 2000, 2003 et 2005 avec plusieurs arrêtés relatifs à l'implantation et à l'exploitation des stations-service. En 2003 (le 26 août), un accord de coopération entre le Fédéral et le Régional portant sur l'exécution et le financement de l'assainissement du sol des stations-service fut adopté. Suite à cette loi, en 2004, le Fonds d'assainissement des sols des stations-service (BOFAS) fut créé sous l'initiative conjointe des pouvoirs publics et des principales fédérations professionnelles. Cette Asbl, dont l'objectif est d'assainir le sol de toutes les stations-service de Belgique et de remédier par cette action aux pollutions historiques, assure sa mission en offrant un soutien financier ou opérationnel aux terrains contaminés (BOFAS, 2010). Grâce au fonds BOFAS, le nombre de dossiers introduits pour l'assainissement des sols des stations-service a progressé très favorablement (Cellule de l'Etat de l'Environnement Wallon, 2008a).

### **CONCLUSION**

Précédemment, la législation wallonne divisait donc les sites potentiellement pollués en trois catégories très spécifiques : les sites désaffectés ou anciennement désaffectés, les dépotoirs/décharges et les stations-service.

Dès lors, pendant longtemps, la gestion des sols potentiellement pollués fut réalisée sur base des trois législations suivantes (SERTIUS, 2009a) :

1. la législation relative à l'exploitation des stations-service ;
2. la législation relative aux déchets qui concerne les dépotoirs et les sites pollués (c'est à dire tous les cas de pollution qui ne rentrent pas dans la législation propre aux stations-service) et qui se base sur les normes de la législation précédente ;
3. la législation relative aux sites d'activité économique désaffectés.

Cet ensemble de législations constitue un contexte légal peu clair. Le citoyen et les entrepreneurs s'y perdent et cela nuit à la protection des sols. Petit à petit, le Parlement wallon envisage la réalisation d'un cadre normatif et procédural unique pour toutes les installations à risques pour le sol (SERTIUS, 2009a). D'autant plus qu'un cadre très développé existe depuis 1995 (22 février) en Flandre.

### **2.1.3. Le décret du 1<sup>er</sup> avril 2004 relatif aux SAER**

En 2004 (le 1<sup>er</sup> avril), après 5 ans de calculs de normes de qualité pour les sols et l'élaboration d'un texte juridique, le Parlement wallon adopte un décret relatif à l'assainissement des sols pollués et aux sites d'activité économique à réhabiliter (SAER)<sup>12</sup>. De cette manière, il veut fournir un cadre législatif cohérent à la protection des sols, élargir la notion de sites d'activité économique désaffectés à celle de SAER et inclure dans la législation les aspects environnementaux liés à la pollution du sol. Malheureusement, ce décret n'entrera pas entièrement en vigueur, faute d'arrêtés d'exécution. Ainsi, alors que le volet permettant le remplacement des SAED par les SAER entre en vigueur, le volet du décret devant compléter la législation sur le permis d'environnement (dispositions modifiant le décret du 11 mars 1999) et le volet qui avait pour but de doter la Wallonie d'un instrument juridique spécifique nécessaire à la mise en place d'une politique de gestion et d'assainissement des sites pollués n'entrent pas en application.

### **2.1.4. Les décrets-programmes**

En attendant l'entière entrée en vigueur du « décret sol » de 2004, deux décrets-programmes voient le jour.

Le premier, le décret-programme de relance économique et de simplification administrative du 3 février 2005 (décret RESA) a notamment mené au concept de Site de Réhabilitation Paysagère et Environnementale (SRPE). Une appellation qui fait suite au concept de Site d'Intérêt Régional (SIR) basé sur l'idée que, si la dépollution d'un SAED n'est pas toujours possible, il est parfois nécessaire d'au minimum réaliser une dépollution visuelle (Anonyme, sans date a). Malheureusement, privilégier les « assainissements visuels » a mené à la réaffectation de sites ayant peut-être abrité des activités à risques. En ce

---

<sup>12</sup> Avec l'entrée en vigueur du décret relatif à la gestion des sols de 2008, les termes « à l'assainissement des sols pollués et » de l'intitulé du décret de 2004 seront annulés.

sens, le cloisonnement entre les aspects sanitaires et environnementaux d'un côté et l'aménagement du territoire de l'autre posent question (Maes *et al.*, 2006-2007).

Le deuxième, un décret-programme relatif aux actions prioritaires pour l'avenir wallon, appelé « Plan Marshall », fut adopté par la Wallonie en 2006 (23 février). Grâce aux moyens financiers supplémentaires alloués par celui-ci, le réaménagement des sites désaffectés s'est accéléré (Cellule de l'Etat de l'Environnement Wallon, 2008a). Ce décret-programme permit d'étendre la notion de site d'activité économique à réhabiliter à celui de site à réaménager (SAR) ; tous les SAER reconnus avant le 1<sup>er</sup> janvier 2006 ont pu obtenir la qualité de SAR. Ainsi, les sites autres que ceux ayant abrité une activité de type économique (comme les écoles, les centrales électriques...) ont été pris en compte par la législation wallonne. A travers la notion de réaménagement des SAR, nous pouvons entendre : la réhabilitation, l'assainissement, la rénovation et la construction ou reconstruction sur le site (Anonyme, 2006a).

### **2.1.5. Le décret du 5 décembre 2008 relatif à la gestion des sols**

En 2008 (le 5 décembre), sur base du décret de 2004, le Parlement wallon a proposé un nouveau décret relatif à la gestion des sols. Celui-ci a été adopté par le Parlement wallon et est entré en vigueur, de même que ses annexes, trois mois après sa publication au Moniteur Belge (à la date du 18 février 2009 pour le décret et du 6 mars 2009 pour les trois annexes), à l'exception de l'article 21. La date d'entrée en vigueur de l'article 21 doit être fixée par le Gouvernement.

#### **CONTEXTE ET OBJECTIFS DU DECRET**

A travers ce décret, M. Lutgen, Ministre wallon en charge de l'Agriculture, de la Ruralité, de l'Environnement et du Tourisme de 2004 à 2009, visait quatre objectifs (Anonyme, 2008a) :

- mettre en place un cadre cohérent pour la dépollution des sols ;
- améliorer l'information de la population et des opérateurs ;
- assurer, lors de la cession d'un terrain, la qualité du sol ;
- développer plus de partenariat entre public et privé afin d'accélérer la dépollution des sols en Wallonie.

Les objectifs du décret sont les suivants :

« Le présent décret vise à prévenir l'appauvrissement du sol, l'apparition de la pollution du sol, à identifier les sources potentielles de pollution, à organiser les investigations permettant d'établir l'existence d'une pollution et à déterminer les modalités de l'assainissement des sols pollués. » (Anonyme, 2008d)

Lorsque le terme « sol » est évoqué, le décret fait référence non seulement à la couche superficielle de la croûte terrestre mais aussi aux eaux souterraines et aux autres éléments et organismes qui y sont présents.

L'assainissement du terrain y est défini comme :

« [...] le fait de traiter, d'éliminer, de neutraliser, d'immobiliser, de confiner sur place la pollution du sol » (Anonyme, 2008d)

La pollution du sol signifiant :

« [...] la présence sur ou dans le sol de polluants qui sont préjudiciables ou peuvent être préjudiciables, directement ou indirectement, à la qualité du sol » (Anonyme, 2008d)

Le décret et les obligations de protection et d'assainissement des sols qu'il sous-tend s'adressent premièrement aux sites abritant des activités nécessitant des installations potentiellement polluantes, c'est-à-dire les activités reprises dans l'annexe 3 du décret (extraction de minerais métalliques, métallurgie, travail des métaux...). Le décret est donc principalement centré sur les cas de pollution du sol mais il annonce également pour l'avenir la mise en place d'un cadre plus général pour la protection des sols :

« Art. 4. Aux fins de protéger le sol et d'en assurer une utilisation durable et respectueuse de l'environnement, de préserver et de restaurer sa qualité et de prévenir les processus de dégradation et d'altération qui l'affectent, le Gouvernement peut prendre certaines mesures nécessaires en vue de réglementer :

- les mouvements de terres et la gestion des terres excavées ;
- l'utilisation des matières organiques ou des fertilisants destinés à être épandus dans le cadre d'activités agricoles ou de matières ou substances destinées à entrer dans leur composition. » (Anonyme, 2008d)

Fondé sur le principe de la prévention et de la responsabilité partagée, le décret précise que la préservation du sol et la prévention de toute pollution nouvelle intéressent tous les citoyens. Chaque cas de pollution du sol doit être automatiquement signalé aux autorités compétentes. Les obligations relatives au sol sont donc de trois types : obligation d'information, de prévention et d'intervention (SERTIUS, 2009b).

#### ***VALEURS DES CONCENTRATIONS EN POLLUANTS SELON LE TYPE D'USAGE DU SOL***

Des valeurs concernant les concentrations en polluants en fonction du type d'usage du sol et pour les eaux souterraines ont été publiées dans le décret. Le Tableau 4 reprend les différentes valeurs fixées pour les concentrations en métaux. Ces valeurs permettent aux propriétaires de savoir quelles sont les actions qu'ils doivent mener en fonction du niveau de contamination atteint sur leur terrain spécifique et du type de pollution (historique ou non).

**Tableau 4 : Valeurs fixées pour les concentrations en métaux dans les sols en fonction du type de terrain issues de l'annexe 1<sup>ère</sup> du décret sur la gestion des sols du 5 décembre 2008 (Anonyme, 2008d).**

Type d'usage		Sol (mg/kg matière sèche)					Eaux souterraines (µg/L)
		I Naturel	II Agricole	III Résidentiel	IV Récréatif ou commercial	V Industriel	
Métaux/métalloïdes							
Arsenic	VR	12	12	12	12	12	1
	VS	30	30	40	40	50	10
	VI	220	265	300	300	300	40
Cadmium	VR	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,25
	VS	1	1	3	10	15	5
	VI	10	10	30	40	50	20
Chrome total	VR	34	34	34	34	34	2,5
	VS	60	85	125	125	165	50
	VI	95	175	520	520	700	100
Chrome VI	VR	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
	VS	4	4	4	13	13	9
	VI	40	40	40	130	130	90
Cuivre	VR	14	14	14	14	14	15
	VS	40	50	110	110	120	100
	VI	80	145	290	290	500	200
Mercure	VR	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,1
	VS	1	1	1	5	5	1
	VI	6	6	6	50	50	4
Nickel	VR	24	24	24	24	24	10
	VS	60	65	150	150	210	20
	VI	100	200	300	300	500	80
Plomb	VR	25	25	25	25	25	2,5
	VS	120	200	200	280	385	10
	VI	170	400	700	700	1360	40
Zinc	VR	67	67	67	67	67	90
	VS	120	155	230	230	320	200
	VI	215	300	710	710	1300	400

**VR : Valeur de référence. VS : Valeur-seuil. VI : Valeur d'intervention.**

Ainsi, pour chacun des métaux, trois valeurs sont indiquées (Anonyme, 2008d) :

1. la valeur de référence : « valeur indicative des concentrations de fond en polluants attendues dans le sol en l'absence de variations géologiques naturelles et en l'absence d'influence d'une activité agricole, industrielle ou urbaine généralisée ; cette valeur correspond en principe à l'objectif à atteindre par l'assainissement » ;
2. la valeur seuil : « concentration en polluants dans le sol correspondant à un niveau au-delà duquel une étude de caractérisation doit être entreprise, ainsi qu'en cas de menace grave ou de pollution nouvelle, un assainissement et, le cas échéant, des mesures de sécurité ou des mesures de suivi. » Nous pouvons observer que ces valeurs varient en fonction des types d'usage des terrains : les valeurs destinées aux zones agricoles et résidentielles sont plus basses que les valeurs des zones industrielles par exemple ;

3. la valeur d'intervention : « concentration en polluants dans le sol correspondant à un niveau au-delà duquel une intervention est systématiquement entreprise, laquelle peut prendre la forme, le cas échéant simultanément :
- a) d'un assainissement ;
  - b) de mesures de sécurité<sup>13</sup> ;
  - c) de mesures de suivi<sup>14</sup>. »

Les valeurs d'intervention varient aussi selon les types d'usage du sol.

Le caractère historique ou non de la pollution influence également le type d'actions menées sur le terrain. Une pollution du sol est considérée comme historique si elle résulte d'une émission, d'un évènement ou d'un incident survenu avant le 30 avril 2007, date d'entrée en vigueur de la directive européenne sur la responsabilité environnementale (BELGA, 2008). A l'inverse, une pollution sera considérée comme nouvelle si elle résulte d'une émission, d'un évènement ou d'un incident survenu après le 30 avril 2007.

Schématiquement, la Figure 11 illustre l'articulation de la prise en charge d'un site potentiellement pollué.

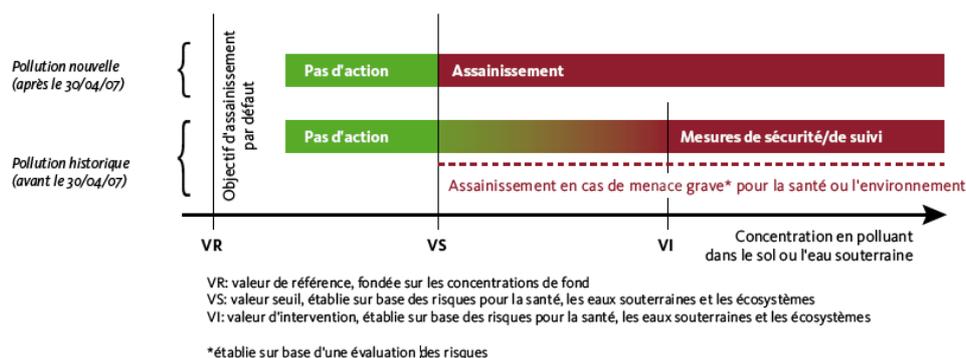


Figure 11 : Critères de décision selon le décret wallon relatif à la gestion des sols (Cellule de l'Etat de l'Environnement Wallon, 2010).

## DEROULEMENT DES INVESTIGATIONS ET DE L'ASSAINISSEMENT DU SITE

Le déroulement des investigations et de l'assainissement du terrain est énoncé, étape par étape, dans le décret. Précisons, en premier lieu, qu'il faut nécessairement que les laboratoires et les experts qui se chargent de ces investigations et de l'assainissement soient agréés par le Gouvernement wallon. Ensuite, les investigations peuvent être entamées.

Premièrement, une étude d'orientation doit être réalisée. L'objectif de cette étude est de vérifier la présence d'une pollution du sol et, dans le cas où il y a pollution, de fournir une

<sup>13</sup> Les mesures de sécurité correspondent aux mesures destinées à « maîtriser les effets d'une pollution du sol ou à en prévenir l'apparition » (Anonyme, 2008d).

<sup>14</sup> Les mesures de suivi correspondent aux « mesures visant à s'assurer de la maîtrise des risques et de l'efficacité des mesures de sécurité ou des actes et travaux d'assainissement du sol » (Anonyme, 2008d).

première description et estimation de l'ampleur de cette pollution. Le titulaire doit alors envoyer à l'Administration l'étude d'orientation dans les nonante jours suivant l'élément générateur. Dans un délai de trente jours à dater de la réception de l'étude, l'Administration envoie sa décision au titulaire. Celle-ci peut conclure :

- à la non-conformité de l'étude ;
- à l'imposition d'un complément d'étude ;
- au fait qu'aucune autre intervention ne doit être faite ;
- à la nécessité de réaliser une étude de caractérisation ;
- à la nécessité de réaliser un projet d'assainissement (quand il y a dépôt de déchets) ;
- à la nécessité d'étendre les limites du terrain potentiellement pollué.

Deuxièmement, il y a la réalisation de l'étude de caractérisation. Ici, l'objectif est multiple. Il s'agit :

1. de déterminer la nature et le niveau de pollution exact et d'établir si cela constitue une menace grave ;
2. de déterminer s'il faut assainir et dans quels délais ;
3. de fournir les éléments utiles à la réalisation des actes et travaux d'assainissement en délimitant, pour les terrains, les poches de pollution et le volume à assainir et, pour les eaux souterraines, le volume et le pourtour des eaux à assainir.

A nouveau, l'étude doit être envoyée à l'Administration dans un délai de nonante jours suivant l'élément générateur ou la réception de la décision concernant l'étude d'orientation. L'étude de caractérisation doit toujours comporter un rapport ou une étude de risque. Dans un délai de soixante jours à dater de la réception de l'étude, l'Administration envoie sa décision. Elle peut conclure :

- à la non-conformité de l'étude ;
- à l'imposition d'un complément à l'étude ;
- au fait qu'aucune investigation et assainissement n'est nécessaire ;
- à la nécessité de réaliser un assainissement ;
- à la nécessité d'étendre les limites du terrain dans lequel le sol est contaminé ou la zone où les déchets ont été abandonnés.

Après les investigations commence l'assainissement. Les conditions d'assainissement, c'est-à-dire les valeurs à partir desquelles il faut agir, ne sont pas les mêmes pour les sols contaminés par une pollution historique ou non (cf. Figure 11). De même, les objectifs d'assainissement sont différents :

- pour une pollution nouvelle : lorsqu'il y a dépassement d'une valeur seuil, l'assainissement doit restaurer le sol au niveau des valeurs de référence pondérées par les concentrations de fond ou au niveau le plus proche de ces valeurs ;
- pour une pollution historique : il y a restauration du sol au niveau déterminé par l'Administration sur proposition de l'expert, un niveau qui tend vers le niveau des valeurs de référence pondérées par les concentrations de fond et qui permet au moins de supprimer la menace que représente ce sol contaminé pour l'homme et l'environnement.

Remarquons qu'en cas de dépôt de déchets, l'assainissement vise à leur évacuation complète et à la restauration du sol affecté par ces déchets (Anonyme, 2008d).

Concrètement, pour réaliser un assainissement, il faut rentrer un projet déterminant le mode d'exécution de l'assainissement du terrain ainsi que son coût à l'Administration. Dans les cent-cinquante jours suivant la réception du projet, l'Administration envoie sa décision après avoir consulté certaines instances qu'elle désigne et le collège communal de la ou les communes concernées par le projet. Lorsque le projet est approuvé, l'Administration peut imposer au titulaire toutes conditions qu'elle juge utiles afin que le projet d'assainissement rencontre les objectifs du décret et afin d'éviter que le projet d'assainissement ne puisse causer à un moment ou à un autre des dangers/nuisances/inconvénients pour l'homme ou l'environnement. L'Administration peut également imposer la constitution d'une sûreté et la supervision des actes et travaux par un organisme de contrôle. Dans le cas où le projet est refusé, l'Administration énonce les modifications à apporter au projet pour son nouveau dépôt.

Une fois le projet d'assainissement accepté, les travaux d'assainissement peuvent débuter. Ces travaux seront donc réalisés sous la surveillance de l'organisme de contrôle désigné par l'Administration. Pendant les travaux et dans les soixante jours à partir de la fin des travaux, cet organisme de contrôle devra envoyer à l'Administration des rapports sur l'état d'avancement et un rapport d'évaluation des travaux. Enfin, à l'issue des travaux d'assainissement, une évaluation finale sera rédigée par l'expert.

Dans le cas où tout se déroule parfaitement, l'Administration délivre au titulaire, dans les soixante jours suivant la réception de l'évaluation finale, un certificat de contrôle du sol qui constate que l'assainissement a été réalisé conformément aux dispositions du décret et détermine les valeurs particulières du site. Par ailleurs, ce certificat de contrôle du sol peut également préciser des restrictions d'utilisation du site<sup>15</sup> et des mesures de suivi si cela s'avère nécessaire. Dans le cas où l'évaluation finale n'est pas acceptée, l'Administration impose des travaux complémentaires à effectuer ainsi que d'éventuelles mesures de sécurité nécessaires pour obtenir le certificat de contrôle du sol.

### ***FAITS GENERATEURS***

L'intervention sur un terrain et son assainissement font suite à des faits générateurs de plusieurs types (Anonyme, 2008d) :

- une volonté propre de se soumettre aux obligations d'intervention ;
- une imposition motivée lorsqu'il y a abandon de déchets ou des indications sérieuses qui mentionnent une pollution du sol qui dépasse ou risque de dépasser les valeurs seuils ;
- une imposition d'office.

---

<sup>15</sup> Les restrictions d'utilisation d'un site font partie des mesures de sécurité.

L'imposition d'office a lieu lors de (Anonyme, 2008d) :

- « la cession d'un terrain sur lequel est ou a été implantée une installation ou une activité susceptible de polluer le sol figurant dans la liste établie en annexe 3 du [...] décret [...] ;
- la demande de permis d'environnement relatif à une installation ou à une activité sise sur un terrain visé dans la liste établie en annexe 3 du [...] décret ;
- la faillite ou la liquidation d'une activité figurant dans la liste établie en annexe 3 du [...] décret [...] ;
- toute cessation d'exploitation d'une activité ou d'une installation visée dans la liste établie en annexe 3 du [...] décret ;
- un dommage environnemental affectant les sols [...]. »

Lorsque la demande n'est pas volontaire, ces obligations d'intervention et d'assainissement du terrain incombent par ordre de priorité à l'auteur ou l'auteur présumé de la pollution du sol ou de l'abandon des déchets, l'exploitant, le titulaire de droits réels (propriétaire, emphytéote, superficiaire, usufruitier, lessee du terrain désigné par l'Administration).

### ***SUBVENTIONS***

Remarquons à l'article 76 du décret que des subventions peuvent être accordées, dans les limites des crédits budgétaires disponibles, par le Gouvernement, à toute personne physique ou morale, de droit privé ou de droit public. Ces subventions seraient accordées afin d'aider à la réalisation des études d'orientation, de caractérisation et aux projets d'assainissement.

### ***CARTE ET BANQUE DE DONNEES***

Le décret vise également à l'établissement et l'actualisation d'une carte régionale reprenant les concentrations de fond ainsi que la création d'une banque de données reprenant :

- « des inventaires de terrains pollués et de terrains potentiellement pollués ;
- des données relatives au sol dont dispose l'Administration [...] ;
- les certificats de contrôle du sol des terrains étudiés ou assainis dans le cadre du présent décret, ainsi que les documents attestant la bonne exécution d'un assainissement en application [...]. » (Anonyme, 2008d)

### ***ARRETE DU 27 MAI 2009 RELATIF A LA GESTION DES SOLS***

Dans la suite du décret relatif à la gestion des sols du 5 décembre 2008, un arrêté du Gouvernement wallon relatif à la gestion des sols (du 27 mai 2009) a été publié le 31 août 2009. Celui-ci précise certains points du décret notamment par rapport aux définitions, aux agréments (type, procédure, conditions...), aux modalités de prélèvement d'échantillons, au fonctionnement du comité de gestion de la banque de données de l'état des sols, aux modalités d'organisation des réunions de concertation en cas de pluralité de titulaires et aux dispositions modificatives et finales.

### **2.1.6. Conclusion**

Le décret sol de 2008 et son entrée en application peuvent être considérés comme une deuxième tentative, après celle de 2004, pour la fin d'une période de flou et le début d'une gestion cohérente de l'assainissement des sols en Wallonie.

La mise en place du décret relatif à la gestion des sols de 2008 fournit les éléments structurels de base permettant d'assurer une gestion cohérente et efficiente des problèmes posés par les sites pollués ou potentiellement pollués. Ce décret indique quand il faut agir, qui doit agir, quels sont les terrains concernés et les actions à entreprendre ainsi que les critères qui permettent de déterminer quand les obligations sont satisfaites et les terrains assainis. Il offre de nouvelles armes à la protection des sols : les faits générateurs de l'article 21, des valeurs de référence, de seuil et d'intervention selon l'usage du terrain, les étapes nécessaires à une investigation et un assainissement de qualité, une liste des installations ou activités susceptibles de polluer le sol ainsi que la création dans les années à venir d'une carte régionale des concentrations de fonds et une banque de données.

Le décret relatif à la gestion des sols de 2008 remplit actuellement deux des quatre objectifs prévus par M. Lutgen. Le décret offre une procédure claire en matière de dépollution des sols et favorise le développement de partenariats public-privé afin d'accélérer la dépollution des sols en Wallonie. Cela est rendu possible grâce à :

1. la possibilité pour les entreprises de se regrouper en association d'assainissement du sol ;
2. la possibilité de réalisation de conventions environnementales entre entreprises d'un même secteur dans le but de programmer l'assainissement de l'ensemble des sites pollués de ces entreprises ;
3. les subventions accordées, sous certaines conditions, pour l'assainissement d'un terrain (Anonyme, 2008a).

Les objectifs de certification de la qualité des sols lors des cessions de terrain et d'information de la population et des opérateurs sont les deux autres objectifs encore en cours de réalisation. Ils seront finalisés avec la création de la banque de données prévue par le décret et l'entrée en vigueur de l'article 21.

Si certains semblent satisfaits du résultat obtenu, d'autres ont émis quelques critiques. Ainsi, le MR juge ce texte trop procédurier et observe que le phénomène de responsabilité en cascade par rapport à l'obligation d'intervention et d'assainissement (article 22) s'écarte du principe du pollueur-payeur. L'article 22 est également critiqué par l'UCM, mouvement de défense, représentation et promotion des indépendants, qui craint que l'obligation d'assainissement par le propriétaire, lorsque l'auteur et l'exploitant sont introuvables, ne ruine celui-ci. Les Ecolos, de leur côté, déplorent la trop faible part accordée à la prévention par rapport aux aspects curatifs ainsi que le peu de moyens qui ont été engagés pour gérer ces dossiers. Ils relèvent également la problématique de l'entrée en vigueur de l'article 21 (BELGA, 2008 ; Anonyme, 2008b ; E., 2008).

En effet, à l'heure actuelle, le point négatif du décret sol de 2008 est la non entrée en vigueur de l'article 21 concernant les cas d'imposition d'office des procédures d'intervention et d'assainissement concernant les terrains ayant été ou étant occupés par une activité susceptible de polluer le sol, lors d'une cession, d'une demande de permis d'environnement, d'une faillite, d'une liquidation ou d'une cessation d'exploitation. Cet article répond au double souci de protection de l'acquéreur et de l'autorité administrative en ce qui concerne la cession et pour le reste, elle permet d'assurer une prise en charge du site contaminé. L'article 21 rejoint le dispositif applicable en Flandre ainsi que les procédures prévues pour une activité à risques à Bruxelles. Il constitue un ajout qui marque la différence avec le décret du 1<sup>er</sup> avril 2004 et explique son remplacement après une période très brève de 4 ans. Politiquement, l'entrée en vigueur de l'article 21 modifierait fortement la situation actuelle : imposer une étude ou un assainissement lors du changement de propriétaire est beaucoup plus lourd que de réaliser un assainissement « à la demande » de l'autorité compétente. Il faudra cependant attendre l'opérationnalisation de la banque de données de l'état des sols (et de toutes ses applications informatiques connexes) pour que le Gouvernement fasse entrer en vigueur l'article 21 du décret sol.

Parallèlement à la constitution de la banque de données qui conditionne l'entrée en vigueur de l'article 21, certains éléments comme par exemple les guides de bonne pratique qui définissent les processus de réalisation d'une étude d'orientation, de caractérisation, d'évaluation des risques, etc. doivent également encore être constitués.

Malgré tous les aspects positifs qu'offre le nouveau décret sol, dans la pratique il n'est pas prêt à être appliqué. Il serait d'ailleurs question de restaurer pendant quelques mois les anciennes procédures utilisées afin de débloquer l'ensemble des acteurs du secteur de l'assainissement des sols. De plus, des discussions sont actuellement en cours pour revoir certaines parties du décret. Il est question d'harmonisation des précisions terminologiques afin que les définitions du décret coïncident avec celles du projet de directive-cadre de l'Europe, avec les dispositions légales concernant la constatation des infractions environnementales, etc. On évoque aussi la volonté de préciser certains articles comme par exemple l'élargissement de la portée de l'Art. 4 à toutes les altérations des sols : érosion, imperméabilisation, salinisation, perte de MO, compaction, pollution, perte de biodiversité. Certains expriment le fait qu'il faut réaliser des adaptations relatives au fonctionnement de l'Administration en ce qui concerne l'inventaire des sols potentiellement pollués, la diffusion d'informations, etc.<sup>16</sup> Ainsi, la mise en œuvre effective du décret relatif à la gestion des sols de 2008 est loin d'être achevée.

La législation actuelle en Wallonie concernant l'assainissement des sites pollués fait appel à de nombreux acteurs qui n'ont pas tous été cités précédemment. Ainsi, de nombreux Ministres sont concernés par la gestion des sites pollués : le Ministre de l'aménagement du territoire, le Ministre de l'environnement et le Ministre de la santé. Mentionnons également

---

<sup>16</sup> M. Maes, CEEW, entretien du 10 mai 2010.

les acteurs publics comme l'Office Wallon des Déchets (OWD-DGRNE), la Direction Générale de l'Aménagement du Territoire, du Logement et du Patrimoine (DGATLP). Parmi les acteurs, nous retrouvons aussi l'Institut de Service Public (ISSeP) qui agit comme un organe d'appui scientifique dont l'objectif est de déterminer, avant la réhabilitation, le niveau de pollution et le risque que cela représente pour les SAR et les SRPE. Un autre organe d'appui scientifique est le Centre d'Histoire des Sciences et des Techniques (CHST) qui réalise les études historiques permettant de mieux situer les sites potentiellement pollués. Enfin, il y a les exécutants, c'est-à-dire les bureaux d'études et les entrepreneurs en assainissement du sol (Maes *et al*, 2006-2007).

## 2.2. Les conventions de recherche et banques de données

### 2.2.1. La contamination diffuse des sols

Depuis quelques années, la Wallonie finance des conventions de recherche pour améliorer les connaissances sur les teneurs en polluants dans les sols, notamment pour les métaux lourds, afin d'orienter au mieux les décisions politiques concernant la préservation de la qualité des sols indispensable à la protection de la santé publique, des écosystèmes et des ressources en eau (Pereira et Sonnet, 2007).

« Les teneurs habituelles en ETM varient d'un endroit à l'autre, d'un type de sol à l'autre et, à l'intérieur d'un même type de sol, d'un horizon pédologique à l'autre. Dresser une cartographie des teneurs en ETM dans les différents types de sols wallons est une étape indispensable pour identifier les facteurs intervenant dans la contamination diffuse, gérer les risques pour la santé et l'environnement et enfin, évaluer l'ampleur des contaminations locales (en comparant les teneurs mesurées aux teneurs habituelles). » (Goor *et al*, 2006-2007)

Afin de cartographier les teneurs habituelles en ETM dans les sols wallons, des données ont été relevées. Celles-ci sont notamment issues d'une étude appelée POLLUSOL 1 et commandé par la SPAQuE à une équipe scientifique interuniversitaire rassemblant l'Université Catholique de Louvain et la Faculté de Gembloux :

« Ces données ont permis de déterminer et de cartographier les concentrations de fond en ETM de manière à fournir des informations utiles pour l'élaboration du « décret sols » [...]. L'étude était basée sur une campagne d'échantillonnage effectuée sur 161 sites (sous cultures, sous prairies et sous forêt), éloignés de toute zone de contamination locale liée à des sources connues. » (Goor *et al*, 2006-2007)

Ces sites se répartissaient en 21 familles agro-pédologiques définies sur base de critères géographiques (ensembles régionaux naturels), pédologiques (texture et nature de la charge caillouteuse principalement) et de l'occupation du sol (cultures, prairies, forêts).

Dans la continuation de POLLUSOL 1, POLLUSOL 2 a été lancé en janvier 2009. Cette étude, qui devrait s'achever fin 2011, a pour objectif de déterminer l'ampleur des concentrations de fond (dans les sols et dans les eaux souterraines) dans des zones urbaines

et industrielles qui ont été contaminées par l'ensemble des activités humaines quotidiennes. POLLUSOL 2 complète ainsi l'étude POLLUSOL 1 ; les résultats des deux enquêtes seront réunis et cartographiés pour connaître la situation générale des teneurs dans les sols et dans les eaux souterraines de plusieurs polluants dont les métaux. Cette cartographie permettra, par la suite, d'observer quels sont les risques de pollution pour les hommes et l'environnement et, si nécessaire, de réaliser des réhabilitations des sols (Parizel, 2010).

D'autres conventions de recherche existent et offrent également des données concernant la teneur en métaux lourds dans les sols. Nous retrouvons ainsi la convention CAPASOL<sup>17</sup>, menée par la Direction de la Protection des Sols de la Direction Générale des Ressources Naturelles et de l'Environnement (DGRNE) qui vise à cartographier la teneur en métaux lourds des sols agricoles afin de mieux gérer les épandages d'amendements organiques qui peuvent constituer une menace pour l'environnement.

« Les données proviennent des analyses obligatoires effectuées par les agriculteurs dans le cadre de l'obtention d'un permis d'épandage de produits de stations d'épuration. Cette base de données contient plus de 6000 résultats d'analyses de concentrations en ETM (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn) dans les horizons superficiels de sols agricoles. » (Goor *et al*, 2006-2007)

CAPASOL va permettre d'enrichir les cartes préexistantes dont les lacunes posaient problème. En effet, l'Administration ne disposait pas d'analyses avec des résultats supérieurs aux normes puisque, dans ce cas précis, les analyses ne donnaient pas lieu à une autorisation d'épandage. De plus, les fournisseurs de boues évitent les zones où les teneurs ont tendance à être élevées, ce qui restreint le nombre d'analyses effectuées dans certaines régions (Cellule de l'Etat de l'Environnement Wallon, 2008b).

Nous pouvons également citer la convention sur le suivi pédologique de l'Inventaire des ressources ligneuses de Wallonie, actuellement en cours, menée par le DGRNE et la Faculté de Gembloux. La base de données est constituée des analyses d'environ 500 échantillons.

« [...] les premiers résultats confirment ceux qui ont été obtenus dans le cadre de l'étude POLLUSOL pour les sols forestiers. » (Goor *et al*, 2006-2007)

Malgré le sérieux des conventions mises en œuvre, des progrès sont encore à faire. En effet, le mode d'échantillonnage et d'analyse des éléments traces métalliques dans les sols conduit à dissimuler plusieurs aspects importants des risques de la contamination diffuse des polluants métalliques.

Premièrement, il y a un manque au niveau des données collectées. Il faudrait rassembler plus de données sur les zones de pollutions historiques autour de sources de contamination anciennes (Pays de Herve, vallée de la Meuse entre Huy et Liège, bassin industriel de Charleroi...).

---

<sup>17</sup> Une convention intitulée : Cartographie de la capacité des sols de la Région wallonne à accepter l'épandage d'amendements organiques conforme à la réglementation.

Deuxièmement, il serait intéressant d'observer également les pollutions de surface et de ne pas se limiter à un échantillonnage des sols à une profondeur conventionnelle (entre 0 et 20 cm).

Troisièmement, les connaissances sur les formes dans lesquelles les éléments traces métalliques se trouvent dans les sols doivent être approfondies. En effet, les données actuelles ne concernent que les teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols. Ce qui n'est pas révélateur de la mobilité et de la biodisponibilité des métaux.

Enfin, il serait utile de réaliser un inventaire quantitatif des flux d'éléments traces métalliques à l'échelle régionale afin d'évaluer le taux d'accumulation des métaux dans les sols et de prévenir les phénomènes d'accumulation via la mise en place de politiques ajustées au problème (Goor *et al.*, 2006-2007).

### 2.2.2. La contamination locale des sols

A l'heure actuelle, le nombre de sites potentiellement pollués en Wallonie n'est pas connu. Les banques de données disponibles reflètent de manière très imprécise le risque de rencontrer une pollution du sol. Cela est lié à plusieurs raisons (Maes *et al.*, 2006-2007) :

1. le manque d'investigations sur le terrain (prélèvement, analyse d'échantillons, etc.) ;
2. les banques de données reprennent parfois des sites n'ayant jamais été occupés par une activité à risques pour le sol ;
3. de nombreux sites ne sont pas recensés : soit parce qu'ils ne sont pas encore découverts, soit parce qu'ils sont encore en activité (industrielle ou pas).

Pour les sites désaffectés et anciennement désaffectés, dès la fin des années 1970, de nombreuses bases de données étaient constituées, de manière non harmonisée. Pendant trois ans (entre 2000 et 2003), toutes ces banques de données ont servi à la réalisation d'un inventaire général sous le contrôle de la SPAQuE et la DGATLP. Au terme de l'opération, l'inventaire comptait 3500 sites. La DGATLP a exploité ces données pour l'aménagement du territoire tandis que la SPAQuE a établi une classification des sites inventoriés par ordre de priorité d'intervention en fonction des risques qu'ils représentaient pour la santé et l'environnement, de leur intérêt socio-économique et de leur réhabilitation (Maes *et al.*, 2006-2007).

Les dépotoirs/décharges sont repris dans une banque de données relative aux anciennes décharges de déchets connues gérée par la SPAQuE. Ils bénéficient également de la banque de données DOREHA (décharges de déchets au sens strict et sols pollués) qui reprend les décharges/dépotoirs pour lesquels un détenteur de déchets ou un redevable de la taxe sur les déchets a introduit un plan de réhabilitation (Maes *et al.*, 2006-2007).

Les stations-service disposent quant à elles de la banque de données de l'état des stations-service (BDESS) qui détient les données relatives aux stations-service ayant fait l'objet d'études de sol (Maes *et al.*, 2006-2007).

Il existe également la banque de données WAL SOL qui englobe non seulement les données relatives aux SAED (issues de l'inventaire actualisé DGATLP et SPAQuE évoqué ci-dessus) mais aussi les données relatives à d'autres types de sites comme les décharges, les centres d'enfouissement technique... (Maes *et al.*, 2006-2007)

En Wallonie, les banques de données contenant des informations relatives aux sols pollués sont souvent spécifiques aux besoins de leurs gestionnaires. Elles sont donc multiples, non coordonnées et ne permettent pas de répondre aux besoins transversaux et aux demandes internationales.

D'abord évoqué en 2004 dans la partie non entrée en vigueur du décret relatif à l'assainissement des sols pollués et aux sites d'activité économique à réhabiliter, il faudra attendre 2008, avec l'entrée en vigueur partielle du décret relatif à la gestion des sols, pour que la création d'une banque de données de l'état des sols harmonisée et centralisée soit confirmée. Le décret vise également à l'établissement et l'actualisation d'une carte régionale reprenant les concentrations de fond. Ces deux projets qui permettront une gestion transparente et efficace des sites potentiellement pollués sont actuellement en cours de construction.

### **3. Conclusion**

---

En Wallonie, la prise de conscience de l'importance de la gestion des sols est acquise depuis longtemps. Les conventions de recherches et la création de banques de données fournissent les informations nécessaires à la mise en œuvre des mesures visant la bonne gestion du sol. Malheureusement, malgré les nombreux efforts récemment réalisés, la législation censée encadrer du mieux possible la protection et l'assainissement des sols pollués n'est toujours pas applicable. La complexité de la gestion des sols nécessite la réalisation d'un cadre législatif important qui a besoin de temps pour pouvoir être concrétisé. D'autant plus que nos connaissances concernant les sols et leurs caractéristiques sont, par certains aspects, encore limitées.

---

## LES TECHNIQUES DE REHABILITATION DES SOLS CONTAMINÉS EN MÉTAUX LOURDS

---

### 1. Introduction

---

Suite aux avancées législatives des années 1970 en Wallonie, les techniques de réhabilitation des sols contaminés se sont développées. Les premières techniques qui ont été utilisées étaient basées sur des méthodes physico-chimiques. Actuellement, ces méthodes sont encore largement majoritaires. Cependant, il faut évoquer la naissance, dans les années 90, des premières « biotechnologies » travaillant avec des végétaux ou des micro-organismes et autrement plus respectueuses de l'environnement (Dechamp et Meerts, 2003).

La réhabilitation vise à redonner au site une certaine qualité environnementale et à éliminer les risques que présente le site pour la santé publique. Elle doit donc toujours être précédée d'une étude de risque. Il est également nécessaire d'étudier les éléments suivants (Vitti, 2005-2006) :

- les caractéristiques économiques (prospectives d'utilisation, valeur économique...), physico-chimiques et hydrogéologiques du site ;
- les caractéristiques physico-chimiques des polluants (spéciation, mobilité, toxicité, concentration...) et les risques qu'ils représentent ;
- les coûts, la durée, l'impact du traitement au niveau social, économique et environnemental.

Il existe quatre grandes catégories de réhabilitation des sols contaminés par des polluants organiques et inorganiques : les processus biologiques, chimiques, physiques et thermiques (Schadeck *et al.*, 2007). Ceux-ci ne sont pas exclusifs. Ils permettent soit d'éliminer les éléments traces métalliques du sol où ils se sont accumulés, soit de les insolubiliser afin de réduire leur capacité à se mouvoir dans le sol (Impens *et al.*, 1991).

Ces processus d'assainissement peuvent se faire (Schadeck *et al.*, 2007 ; Impens *et al.*, 1991 ; Kiss, 2008) :

- *in situ* : le traitement est effectué sur et dans le sol du site concerné, sans excavation des terres. Les processus appliqués *in situ* sont souvent lents et d'efficacité limitée ;
- *on site* : le traitement est effectué sur le site après l'excavation des terres. Les terres décontaminées servent au remblaiement ;
- *off site* : le traitement est effectué après l'excavation et le transport des terres vers des installations fixes qui sont localisées à l'extérieur du site. Le remblaiement est réalisé à l'aide de terres externes au site.

Les deux dernières techniques peuvent être rassemblées dans la catégorie des traitements effectués *ex situ*.

Les méthodes in situ sont généralement moins coûteuses que les méthodes ex situ, puisqu'elles ne demandent pas une manutention des sols aussi importante, et permettent de traiter de plus grands volumes. Elles sont justifiées lorsque la pollution est située en zone densément urbaine, sous des éléments bâtis ou dans des zones difficiles d'accès et que la sévérité de la pollution est modérée. Il est également important que la contamination ne menace pas d'autres compartiments environnementaux que celui qui est traité. Les performances de ces méthodes peuvent être influencées par l'hétérogénéité physico-chimique et les conditions hydrogéologiques du sol ainsi que par la profondeur de la contamination et les propriétés des contaminants. Ces méthodes ne permettent pas d'optimiser les contacts entre les agents de traitements et les contaminants puisqu'il n'est pas possible de réaliser un mélange mécanique des sols. Enfin, ces méthodes utilisent des procédés souvent lents - ce qui signifie qu'il est nécessaire de prévoir une gestion du terrain à long terme, en sachant que durant cette période le terrain ne pourra pas être utilisé - et d'efficacité limitée (Dechamp et Meerts, 2003 ; Schadeck *et al.*, 2007 ; Impens *et al.*, 1991).

Les méthodes ex situ sont toujours précédées d'une excavation, et, dans le cas du off site, d'un transport vers un centre de traitement spécialisé dans la décontamination et d'un stockage. Il y a donc souvent un danger de dispersion des polluants puisqu'il y a déplacement des terres. De plus, ces techniques ne conviennent qu'aux pollutions superficielles car l'excavation est limitée par le coût et par des facteurs physiques comme la stabilité des terres et des éléments bâtis à proximité, l'encombrement, etc. En effet, selon Schadeck *et al.* (2001) le coût de l'excavation et du transport des terres varie entre 10 et 20€/m<sup>3</sup>. Etant donné ces étapes préliminaires obligatoires, les méthodes ex situ sont plus coûteuses. Dès lors, celles-ci sont généralement utilisées dans le cas où le site possède une certaine valeur économique, patrimoniale, etc. et que la rapidité d'exécution est un facteur privilégié. Les techniques de traitement ex situ permettent une dépollution rapide, plus contrôlée, plus efficace et plus constante puisqu'elles se pratiquent hors site et qu'elles ne sont pas soumises aux conditions hydrogéologiques du sol (Dechamp et Meerts, 2003 ; Schadeck *et al.*, 2007 ; Impens *et al.*, 1991 ; Vitti, 2005-2006).

Dans la suite, nous allons étudier de manière plus approfondie les techniques classiques de réhabilitation des sols, des méthodes rapides et efficaces mais coûteuses, ainsi que les techniques moins conventionnelles, plus respectueuses de l'environnement. La liste des techniques présentées dans ce mémoire n'est pas exhaustive mais elle a été réalisée sur base de deux critères. Premièrement, nous nous sommes limités aux techniques utilisées pour la décontamination de terrains pollués en métaux lourds. Deuxièmement, les techniques citées sont celles qui sont le plus couramment reprises dans la littérature.

## **2. Techniques de remédiation conventionnelles**

---

### **2.1. La stabilisation physico-chimique**

La stabilisation physico-chimique est également appelée technique d'inertage, de stabilisation/solidification ou encore d'immobilisation. Elle peut s'appliquer in situ ou ex situ. Cette méthode de remédiation reprend l'ensemble des techniques qui consistent à réduire le risque de dissémination des contaminants dans le milieu environnant, de manière stable et pérenne, en les immobilisant sous une forme moins soluble et/ou moins toxique à travers la mise en œuvre de mécanismes physico-chimiques. Cela peut être fait soit par action directe dans le sol (in situ), soit au moyen d'une installation mobile acheminée sur le site (on site), soit dans une installation dédiée (off site) (ADEME, 2010).

Dans le cas d'une stabilisation physico-chimique in situ, les agents chimiques en solution sont mis en contact avec le sol via des méthodes de forage, d'injection et de malaxage particulières et ils immobilisent les polluants. Les techniques de stabilisation physico-chimique ex situ s'appliquent de la même manière mais sur des sols excavés. Elles nécessitent plus de matériel puisqu'il faut rassembler tous les instruments nécessaires au chantier et qu'après le mélange il faut déposer le produit stabilisé en bassins, caissons, containers... Dans tous les cas, il est ensuite nécessaire de surveiller le comportement du sol stabilisé par rapport à la toxicité et à la biodisponibilité des polluants sur le long terme (ADEME, 2010).

Afin de transformer les contaminants en une forme moins soluble et/ou moins toxique, des mécanismes chimiques sont mis en œuvre tels que les mécanismes d'insolubilisation par précipitation, d'adsorption sur des matrices particulières, de neutralisation ou de complexation, d'oxydoréduction, de réactions de substitution où les ions polluants sont échangés avec d'autres ions alcalins ou alcalinoterreux et se retrouvent fixés dans la structure cristalline de certains minéraux. Tous ces mécanismes sont soumis aux conditions du milieu (in situ) ou aux conditions opératoires (ex situ) comme le pH, le potentiel redox, la solubilité, etc. (ADEME, 2010)

Dans certains cas, la stabilisation physico-chimique est accompagnée d'une solidification qui s'obtient par l'utilisation de liants minéraux, hydrauliques ou par vitrification et qui permet de diminuer les transferts des agents extérieurs vers le sol contaminé et des agents polluants mobilisables vers l'extérieur ou les phénomènes d'oxydation (ADEME, 2010 ; CPEO, 2010).

Les techniques de stabilisation physico-chimique se heurtent à plusieurs difficultés.

Premièrement, il y a les limites liées à la nature du sol et à l'homogénéité entre le sol et les liants apportés.

Deuxièmement, il existe des limites liées à la nature de la pollution minérale et à la profondeur de la contamination. Lors de la stabilisation physico-chimique, il y a transformation des métaux lourds. Il faut être attentif à ce que des modifications non désirées ou incontrôlées ne perturbent pas l'immobilisation des contaminants. Dans le cas de pollutions mixtes, il faut prendre garde aux possibles interactions chimiques entre contaminants organiques, métalliques et agents de stabilisation (ADEME, 2010 ; CPEO, 2010).

Troisièmement, il y a le coût, c'est-à-dire les charges liées à la consommation de réactifs, de l'énergie, celles liées au transport ou à la mise en place des unités mobiles de traitement et à la maintenance. Selon l'ADEME, le coût moyen de la stabilisation physico-chimique varie entre 30 et 110€/tonne lorsque la technique est appliquée in situ et on site ; et entre 70 et 200€ lorsque la technique est appliquée off site.

Enfin, si la stabilisation permet de réduire la mobilité des polluants, il ne faut toutefois pas considérer le site comme étant dépollué. D'autant plus que, selon Mulligan *et al.* (2001), la stabilité sur le long terme des matrices de solidification et de stabilisation est inconnue.

## **2.2. Le lavage des terres**

Cette technique est également connue sous d'autres dénominations comme le flushing, le lessivage et l'extraction chimique aux solvants, à l'acide-base ou par tensio-actifs.

Le lavage des terres a pour objectif la mobilisation des contaminants soit par solubilisation à l'eau, aux solvants ou avec des acides-bases, soit par transformation chimique avec des oxydants ou des réducteurs. Lorsque la technique est appliquée in situ, cela se fait par action directe dans le sol : il y a mise en contact du sol avec des agents d'extraction, solubilisation des polluants, récupération et traitement des effluents liquides. Lorsque cette technique est appliquée ex situ, elle est précédée d'une extraction des terres et suivie d'une classification granulométrique permettant d'isoler les parties fines dans lesquelles la pollution est concentrée (ADEME, 2010).

Les techniques de lavage s'effectuent par percolation et par agitation. Le lavage in situ est uniquement réalisé via la percolation :

« Les solutions de réactifs sont injectées par pompage ou arrosage au niveau des contaminations. Après mise en solution des polluants, les percolats sont récupérés par des structures de drainage (forages, tranchées drainantes, ...), puis sont traités et le plus souvent réinjectés dans le sous-sol. » (ADEME, 2010)

La mise en œuvre des techniques de lavage ex situ par percolation consiste essentiellement au lessivage de sol contaminé en tas sur des bâches étanches. Les agents d'extraction chimique sont récupérés par pompage via l'intermédiaire de drains et, envoyés jusqu'à une cuve de stockage, traités et recyclés ou rejetés (ADEME, 2010 ; Dechamp et Meerts, 2003).

Les techniques de lavage des terres par agitation s'appliquent uniquement aux méthodes ex situ : après criblage, les sols sont mis en contact avec la solution dans des réacteurs agités

afin d'augmenter la cinétique d'échange. Ensuite, la phase solide et la phase liquide sont séparées par des méthodes telles que la décantation, la filtration, la centrifugation, etc. La phase liquide est traitée tandis que la phase solide est rincée pour éliminer la solution contaminée résiduelle (ADEME, 2010).

Les limites du lavage des terres sont multiples.

Premièrement, en augmentant la mobilité des contaminants, il y a augmentation des risques. Il faut donc que les équipements mis en place assurent une récupération de l'intégralité des percolats.

De plus, tout comme pour la technique de stabilisation physico-chimique, il faut éviter les modifications physico-chimiques non désirées ou non contrôlées consécutives à la transformation du polluant.

Troisièmement, si la teneur en particules fines dans le sol est trop importante, il y a un risque de colmatage du sol lors du traitement par percolation en tas.

Enfin, le coût de cette technique est assez important : entre 35 et 80€/tonne lors de l'application on site, entre 350 et 500€/tonne lors de l'application off site (ADEME, 2010 ; Cliquot de Mentque, 1998).

### **2.3. Le confinement**

L'ADEME (2010) définit le confinement in situ comme l'aménagement autour du volume de sol pollué d'une barrière peu perméable. On site, le confinement vise l'installation des terres dans une cavité dont la perméabilité est faible et où les eaux d'infiltration sont collectées via des drains et traitées. Les barrières peu perméables permettant l'isolation des parties contaminées peuvent être constituées d'un dispositif étanche en argile, d'une couche poreuse en bricaillons ou en graviers calcaires, de composés chimiques qui précipitent les métaux, de ciment, d'acier, de bentonite, etc. Cette technique engendre une dépréciation du terrain pour une utilisation ultérieure et suppose une surveillance soutenue sur le long terme afin de garantir la pérennité de l'ouvrage et de prévenir toute évolution négative des contaminants (Impens *et al.*, 1991 ; Mulligan *et al.*, 2001 ; Schadeck *et al.*, 2007).

Le terme confinement, dans le cas d'un traitement in situ, est similaire à celui d'encapsulation, de couverture, d'étanchéification et d'isolement. Lorsque l'on réalise un confinement on site, on peut également parler de mise en alvéole, mise en tombeau ou de mise en dépôt contrôlé sur site (ADEME, 2010).

La réalisation d'une couverture sur un sol sain est souvent développée dans les régions d'exploitations minières à ciel ouvert. La couverture peut être appliquée avec ou sans excavation et avec ou sans apport de matière organique. Il est préférable d'établir un lit de rupture, fait de graviers, d'argile, etc. ou de film plastique, entre le sol contaminé et le sol sain afin d'éviter que les polluants ne remontent vers la terre saine par capillarité (Impens *et al.*, 1991).

Le coût moyen du confinement in situ se situe entre 35 et 60€/tonne tandis que le confinement on site est situé entre 20 et 110€/tonne (ADEME, 2010).

Selon Cliquot de Mentque (1998), la technique de confinement se justifie dans le cas de pollutions multiples afin d'éviter la réalisation de plusieurs traitements. Cependant, comme pour la stabilisation physico-chimique, il ne faut pas oublier que celle-ci ne dépollue pas le site. Le confinement doit être perçu comme un traitement d'attente permettant de sécuriser de gros volumes de pollution avant la mise en place d'une autre technique économiquement acceptable.

## **2.4. L'électrocinétique**

Après excavation, il est possible de traiter les terres via l'extraction électrique. Cette méthode est basée sur l'application d'un champ électrique dans le sol induisant le transport des polluants vers les électrodes où ils sont récupérés. Quatre mécanismes peuvent être appliqués (Impens *et al.*, 1991 ; Mulligan *et al.*, 2001) :

1. l'électromigration : déplacement des atomes, via un flux d'électrons, dans le sol ;
2. l'électrophorèse : génération d'un mouvement des particules dans la phase aqueuse du sol ;
3. l'électroosmose : production d'un mouvement de la solution aqueuse du sol de l'anode vers la cathode. Cette méthode peut être appliquée in situ également ;
4. l'électrolyse : déplacement des ions et des complexes dans la phase aqueuse du sol.

La présence d'objets métalliques, de roches, de fondations, de décombres peut interférer avec le bon déroulement des processus d'électrocinétique. Ce processus est efficace avec des sols d'argile de basse perméabilité (Mulligan *et al.*, 2001).

Le coût de ces mécanismes dépend de la puissance électrique qu'il faut développer ainsi que du temps pendant lequel il faut la maintenir. L'énergie électrique nécessaire est aussi fonction de la concentration des ions en présence, des objectifs de concentration à atteindre, du pH autour des électrodes dans le sol, etc. (Impens *et al.*, 1991)

## **2.5. La désorption thermique**

La désorption thermique s'applique uniquement ex situ. Cette technique consiste à extraire les composés volatils du sol pollué par chauffage, la température n'excédant pas les 650°C, soit dans une installation fixe, soit dans une unité de traitement mobile amenée sur le site contaminé. Avant leur introduction dans le désorbeur, les sols sont soumis à un prétraitement : broyage, tamisage, déferrailage et séchage. Dans le désorbeur, le réchauffement va augmenter les pressions de vapeur. Ainsi, les contaminants en phase liquide ou solide adsorbés sur la matrice vont passer en phase gazeuse puis ils seront récupérés ou immobilisés. Les gaz issus du désorbeur seront traités avant leur rejet dans

l'atmosphère et le sol dépollué sera refroidi et réhumidifié pour éviter les émissions de poussières (ADEME, 2010 ; CPEO, 2010 ; Mulligan *et al.*, 2001).

« L'efficacité du procédé a été démontrée pour des sols pollués par des métaux volatils tels que le mercure. » (ADEME, 2010)

Les limites de cette technique sont les suivantes (ADEME, 2010) :

- la composition granulométrique d'entrée : un sol fin facilite le traitement, les polluants étant souvent adsorbés à la surface des particules fines. Les sols argileux et les matériaux de grosses dimensions sont moins adaptés à la désorption thermique ;
- la porosité : la porosité interne du substrat lorsqu'elle est trop importante induit non seulement une résistance au transfert des composés mais aussi une possibilité de réadsorption de ceux-ci. Cela influence négativement la vitesse de désorption ;
- la teneur en matière organique : lorsque la teneur en matière organique est supérieure à 20%, la quantité de gaz à traiter et donc le coût de traitement augmentent ;
- la manœuvrabilité des sols et les propriétés d'écoulement.

On site, le coût moyen de traitement est de 65 à 85€/tonne tandis qu'il varie entre 55 et 100€/tonne off site (ADEME, 2010).

### **3. Techniques de remédiation non conventionnelles**

---

Les deux techniques biologiques que nous allons analyser dans la suite sont des techniques encore à l'étude. Nous approfondirons plus spécialement les techniques de phytoremédiation.

#### **3.1. Les micro-organismes**

Certains micro-organismes possèdent des propriétés leur permettant d'immobiliser ou de mobiliser les métaux lourds disséminés dans les sols via l'accumulation intracellulaire, la production d'agents chélatants, la réduction des métaux, etc. (Talpin, 2006)

Dans le cas de la biosorption, les métaux lourds et d'autres ions sont adsorbés dans une solution aqueuse via l'utilisation des micro-organismes qui lient les métaux sur leur surface cellulaire. Cette technique permet d'immobiliser les métaux (Kavamura et Esposito, 2010 ; Mulligan *et al.*, 2001).

La biolixiviation, quant à elle, mobilise les métaux en utilisant les capacités de certains micro-organismes à les dissoudre dans l'environnement. Un exemple très connu est l'utilisation de *Thiobacillus*, un micro-organisme qui peut effectuer la lixiviation microbiologique de métaux comme le cuivre, l'argent, l'uranium et le zinc par l'oxydation des composés sulfurés induisant une baisse du pH dans le milieu et donc une augmentation de la solubilité des métaux qui sont alors récupérés. Une autre technique de biolixiviation

qui a du potentiel pour la remédiation des sols contaminés en métaux lourds est l'utilisation du champignon *Aspergillus niger*. Ce champignon est capable de produire de l'acide citrique et de l'acide gluconique provoquant la mobilisation des métaux (Kavamura et Esposito, 2010 ; Mulligan *et al.*, 2001).

Les micro-organismes sont également capables d'oxyder ou de réduire les contaminants métalliques. Le mercure et le cadmium peuvent être oxydés tandis que l'arsenic et le fer peuvent être réduits par ceux-ci (Mulligan *et al.*, 2001).

Des recherches sont actuellement menées sur la résistance des bactéries aux métaux lourds liée à des possibles mécanismes de tolérance et de détoxification (Kavamura et Esposito, 2010).

### **3.2. La phytoremédiation**

Étymologiquement, le terme phytoremédiation est issu du grec *phyto* qui signifie *plante* et du latin *remedium* qui signifie *corriger un méfait* (Bert et Deram, 1999). Nous pouvons définir le terme comme étant l'utilisation de plantes (arbres, espèces hyperaccumulatrices, plantes cultivables, etc.) et de leurs microbiotes associés, d'amendement du sol et de techniques agricoles pour bloquer, extraire, accumuler, transformer ou détruire les contaminants environnementaux. Ces techniques sont utilisées pour le traitement des sols, boues, sédiments, effluents liquides voire gazeux et s'appliquent aux polluants organiques mais aussi inorganiques comme les métaux lourds ou les radioéléments (Cunningham *et al.*, 1995 ; Dechamp et Meerts, 2003).

Aujourd'hui, aux Etats-Unis, le marché de la phytoremédiation représente 0,5% du marché total de l'assainissement (~100-150\$ million par an). En comparaison, l'utilisation des micro-organismes représente 2% de ce marché. Vingt pourcents des polluants traités par phytoremédiation sont inorganiques. Aux Etats-Unis, le marché de la phytoremédiation est en pleine expansion (Pilon-Smits ; 2005). En Europe, il n'existe pas d'utilisation commerciale de la phytoremédiation mais, selon Pilon-Smits (2005), cela ne saurait tarder puisque l'intérêt et les fonds pour la recherche augmentent rapidement et beaucoup de sites pollués attendent d'être assainis.

Il existe plusieurs techniques de phytoremédiation. Parmi celles-ci, celles qui s'appliquent le plus souvent aux sols sont (Bert et Deram, 1999 ; Mulligan *et al.*, 2001) :

- la phytodégradation ;
- la phytoextraction ;
- la phytostabilisation ;
- la phytovolatilisation.

La phytodégradation, la phytoextraction et la phytovolatilisation appartiennent à la phytodécontamination, c'est-à-dire qu'elles visent à réduire la teneur des contaminants dans le sol. Mis à part la phytostabilisation qui s'applique préférentiellement in situ, toutes les

autres techniques de phytoremédiation peuvent être également appliquées ex situ. Les termes qui reviennent le plus souvent lorsque l'on aborde la phytoremédiation sont : la phytostabilisation, la phytoextraction. La phytovolatilisation est également évoquée mais moins souvent que les techniques précédentes étant donné les limites de son application à quelques métaux lourds restreints. Les différentes techniques de phytoremédiation ne sont pas mutuellement exclusives (Pilon-Smits ; 2005).

Dans le cadre de ce mémoire, nous nous intéresserons uniquement aux techniques de phytoremédiation permettant l'assainissement des sols contaminés en métaux lourds, c'est-à-dire la phytostabilisation, la phytoextraction, et la phytovolatilisation comme illustré dans la Figure 12. La phytodégradation ne sera donc pas détaillée étant donné que cette technique vise la transformation des polluants en des substances moins toxiques via l'association des plantes et la microflore. Cette technique ne peut s'appliquer aux contaminations en métaux lourds étant donné leur persistance (Bert et Deram, 1999).

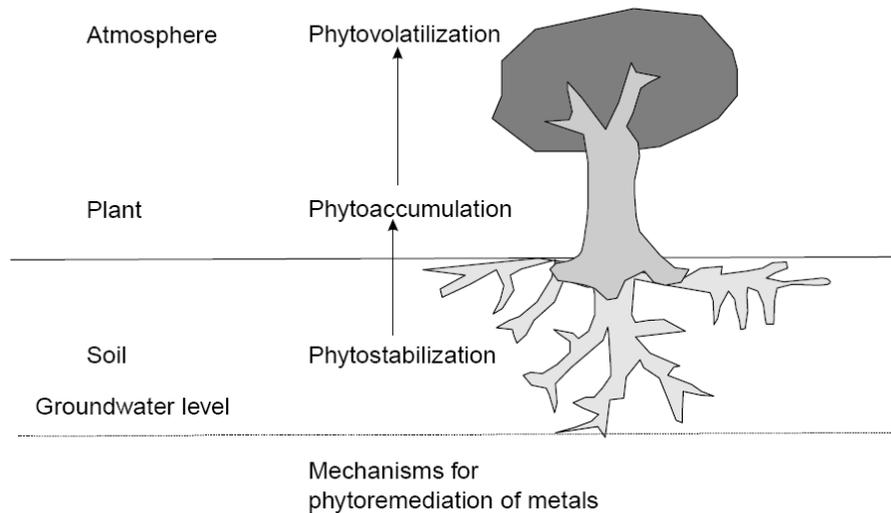


Figure 12: Schematic diagram showing the mechanisms of the phytoremediation process for metal uptake (Mulligan *et al.*, 2001).

### 3.2.1. La phytoextraction

#### DEFINITION

La phytoextraction s'adresse aux sols moyennement à faiblement contaminés. Cette technique consiste à utiliser les capacités qu'ont certaines plantes accumulatrices ou hyperaccumulatrices à transférer via des transporteurs les métaux lourds des racines jusqu'à leurs tissus foliaires dans le but d'extraire les polluants d'un sol contaminé. Les contaminants sont stockés dans la biomasse de la plante via la lignification<sup>18</sup> et dans les vacuoles de cellules des feuilles. Après l'accumulation des contaminants par les plantes, celles-ci peuvent être

<sup>18</sup> Lignification : « Transformation en bois des membranes des cellules végétales qui s'imprègnent de lignine. » (Mediatico, 2010)

récoltées et traitées. Le procédé est répété jusqu'à ce que l'abaissement du niveau de pollution du sol soit significatif (ADEME, 2010 ; Anonyme, 2009 ; Bert et Deram, 1999 ; Dechamp et Meerts, 2003).

La phytoextraction est dite induite lorsqu'elle est assistée par des chélateurs de métaux qui sont appliqués au moment où la production de biomasse est optimale. S'il n'y a pas d'utilisation de chélateurs, il s'agit de phytoextraction continue. Selon Jemal et Ghorbal (2002), la phytoextraction induite est la plus développée.

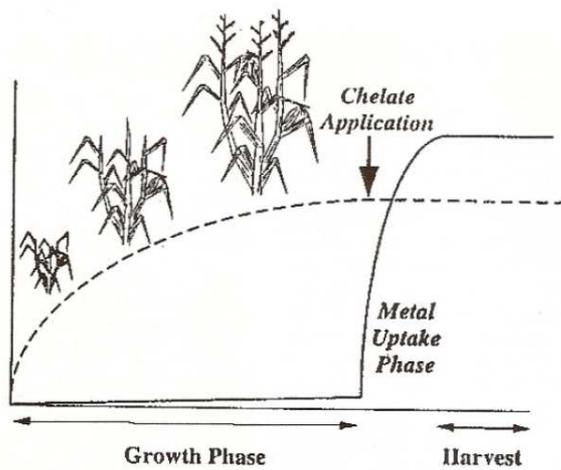


Figure 13 : Schéma représentant une phytoextraction assistée par des chélateurs (Salt *et al.*, 1998 dans Jemal et Ghorbal, 2002). La ligne continue représente la teneur en métal de la partie aérienne ; la ligne discontinue représente la production de biomasse de la partie aérienne.

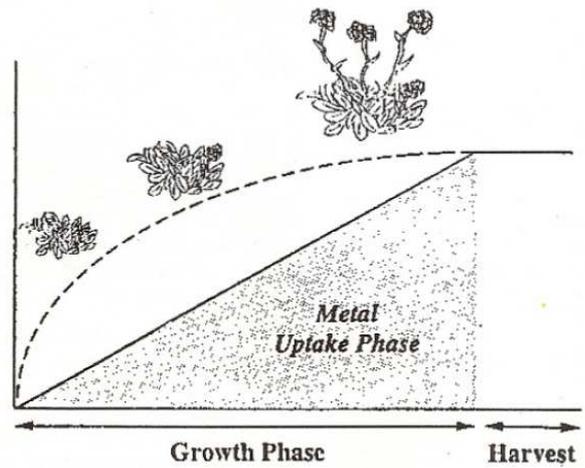


Figure 14 : Schéma représentant une phytoextraction continue (Salt *et al.*, 1998 dans Jemal et Ghorbal, 2002). La ligne continue représente la teneur en métal de la partie aérienne ; la ligne discontinue représente la production de biomasse de la partie aérienne.

La phytoextraction est également un procédé expérimenté dans des projets de développement d'une agriculture minière ayant pour objectif l'extraction des métaux de la roche et leur valorisation économique. On appelle cela le phytomining (Li *et al.*, 2003). Le phytomining nécessite encore des essais sur le terrain avant de pouvoir être appliqué. Sa viabilité varie en fonction du prix mondial du métal cible. Bien entendu, la biomasse pourrait être brûlée immédiatement pour sa valeur économique tandis que les cendres riches en métaux seraient stockées en attendant que le prix mondial remonte (Brooks *et al.*, 1998).

Pour le traitement de la biomasse produite, les auteurs évoquent souvent l'incinération et la valorisation énergétique. Les cendres, ou le biominerai, seraient stockées en centre d'enfouissement technique ou recyclées en métallurgie. En effet, pour certains métaux présentant un intérêt économique, comme le nickel, le thallium et les métaux précieux, le biominerai pourrait être purifié et les métaux recyclés (Bert et Deram, 1999 ; ADEME, 2010 ; Dechamp et Meerts, 2003 ; INA P-G, 2009). Impens *et al.* (1991) évoquent la possibilité d'une biométhanisation de la biomasse préalable à l'incinération. La production de biodiesel et la gazéification sont également énoncées.

## CARACTERISTIQUES DES ESPECES UTILISEES

Une plante est considérée comme idéale pour la phytoextraction lorsqu'elle possède les quatre caractéristiques suivantes :

- une biomasse importante ;
- une grande capacité d'absorption des métaux lourds ;
- une capacité de translocation de ces métaux vers les parties récoltables de la plante importante ;
- une faible exigence par rapport à la qualité du sol.

Avec la phytoextraction, l'objectif est d'obtenir le maximum de minéralomasse. La minéralomasse, qui représente la quantité de métal extrait en g/ha grâce aux plantes, équivaut à la concentration en métaux dans la plante (en g/kg) multiplié par la biomasse de la plante (en kg/ha).

$$\text{Minéralomasse (g/ha)} = \text{concentration en métaux (g/kg)} \times \text{biomasse (kg/ha) de la plante}$$

Pour augmenter cette minéralomasse, il faut soit augmenter la concentration en métal dans la plante, soit augmenter la biomasse de la plante. Selon Mme Noret, l'idéal serait de pouvoir augmenter les deux mais cela n'est pas praticable à l'heure actuelle. Dès lors, il existe deux grands axes de recherches pour la phytoextraction :

- les plantes hyperaccumulatrices à faible biomasse (*Thlaspi caerulescens*, *Arabidopsis halleri*, etc.) ;
- les plantes à forte biomasse, peu accumulatrices (maïs, moutarde indienne, tabac, saule, etc.).

Un troisième axe est également développé : les plantes transgéniques combinant l'accumulation et la biomasse élevées. Il existe beaucoup de possibilités d'augmenter la capacité des plantes à tolérer des concentrations importantes en métaux et à les accumuler grâce à des manipulations transgéniques ; ce qui permet d'augmenter la rapidité de l'assainissement. L'une des approches consiste à surexprimer les transporteurs des membranes. Cela a été employé avec succès pour augmenter les capacités d'accumulation de cadmium, de manganèse, de plomb et de zinc chez certaines plantes comme le tabac (Pilon-Smits, 2005). Une autre approche consiste à surexprimer les gènes codant les enzymes qui peuvent stimuler la synthèse d'agents chélatants comme la phytochélatine ou la métallothionéine (Pilon-Smits, 2005 ; Gratao *et al.*, 2005). Les espèces hyperaccumulatrices offrent un matériel génétique intéressant que l'on pourrait envisager de transférer à d'autres espèces produisant une forte biomasse. Actuellement, la recherche continue à essayer d'isoler les gènes impliqués dans l'hyperaccumulation et l'hypertolérance des métaux lourds (Pilon-Smits, 2005). Les espèces du genre *Brassica* sont des candidates intéressantes car elles possèdent une relative proximité génétique avec certaines plantes hyperaccumulatrices comme *Thlaspi caerulescens* et *Arabidopsis halleri*. Le risque étant que l'on inocule le gène d'accumulation des métaux à une plante alimentaire (Dechamp et Meerts, 2003).

### 3.2.2. La phytostabilisation

#### DEFINITION

La phytostabilisation est une des techniques de phytoremédiation la plus éprouvée. La phytostabilisation peut également être appelée reverdurisation ou revégétalisation. Ce phénomène se produit souvent naturellement sur des sites contaminés laissés à l'abandon (Dechamp et Meerts, 2003 ; ADEME, 2010).

La phytostabilisation consiste en l'utilisation des capacités de la plante à adsorber les contaminants et à stabiliser le sol via le système racinaire protégeant ainsi les sols de l'érosion par le vent et l'eau et réduisant les percolations d'eau à travers le sol. Les plantes vont immobiliser les contaminants dans la zone racinaire par l'exsudation de composés chimiques, par l'inhibition des protéines de transport dans les membranes racinaires et par le stockage des contaminants dans les vacuoles des cellules racinaires (Bert et Deram, 1999 ; Anonyme, 2009).

Selon Impens *et al.* (1991) la recolonisation végétale s'effectue en deux phases dont l'ordre d'application varie en fonction des circonstances.

« 1<sup>ère</sup> phase : Le semis d'espèces herbacées, et parfois d'espèces ligneuses, en choisissant des espèces adaptées (tolérantes) au(x) métal(aux) présent(s), soit un ensemble d'espèces relevant de la végétation typique de la région. Le principe étant de favoriser la colonisation naturelle du site et d'accélérer le processus de colonisation en fertilisant le sol et en l'amendant. Sur terrain acide, un chaulage sera souvent favorable. »

« 2<sup>ème</sup> phase : Consiste à planter des espèces ligneuses. On apportera ou non dans le trou de plantation un sol « neuf », riche en fertilisants et amendements organiques. Si cette tâche est souvent difficile dans les sites miniers et les friches industrielles, l'opération est plus facile à réaliser dans les terrains contaminés, à proximité d'industries émettrices. Dans ce cas, les métaux sont le plus souvent localisés dans les horizons les plus superficiels, la plantation des jeunes arbres se faisant à une plus grande profondeur, les racines seront initialement en contact avec un sol non contaminé. »

La culture des végétaux tolérants aux métaux peut donc être précédée de l'incorporation d'amendements au sol tels que (ADEME, 2010) :

- des minéraux phosphatés ;
- des amendements calciques ;
- des alumino-silicates purs ou associés ;
- des oxydes ou hydroxydes de Fe, Al et Mn ;
- divers substrats organiques.

Les amendements changent la forme chimique des contaminants dans le sol et permettent la diminution de leur disponibilité et donc de leur toxicité, c'est ce que l'on appelle les

techniques d'inactivation. Le choix de l'amendement ou de la combinaison d'amendement ainsi que du couvert végétal est réalisé de manière à ce que l'effet d'immobilisation soit durable (ADEME, 2010 ; Dechamp et Meerts, 2003).

« Il a été mis en évidence que l'hydroxyapatite, la béringite, la grenaille d'acier, et l'association grenaille d'acier-béringite sont des amendements efficaces pour stabiliser les métaux des sols. Leurs effets semblent être reproductibles pour des sols présentant des caractéristiques physico-chimiques contrastées et contaminés par des sources variées. » (ADEME, 2010)

Il est important que l'amendement n'ait pas d'effets indésirables sur la fertilité physique (la structure) et chimique (la présence et la biodisponibilité en éléments nutritifs) des sols car les plantes en souffriraient et seraient moins efficaces.

Il a également été démontré que certaines interactions spécifiques entre les plantes métallophytes locales améliorent la phytostabilisation. Frérot *et al.* (2006) ont étudié *in situ* quatre espèces de plantes originaires des régions de la France méditerranéenne, des écotypes métallicoles. Parmi celles-ci, il y avait une légumineuse biennale, *Anthyllis vulneraria*, et trois espèces pérennes, *Festuca arvernensis*, *Koeleria vallesiana*, et *Armeria arenaria*. Ces plantes ont grandi pendant deux ans, selon différentes combinaisons, sur des sols hautement pollués en zinc, cadmium et plomb. L'objectif de l'expérience était de déterminer la meilleure combinaison d'espèces en termes de couverture, de biomasse et de durabilité. Les résultats ont montré que des effets réciproques de facilitation peuvent avoir lieu dans les environnements pollués en métaux lourds. Les efforts de phytostabilisation peuvent être améliorés par l'utilisation de mélanges comprenant des espèces métallicoles locales, des espèces de légumineuse et des espèces herbacées. Les espèces herbacées forment une couverture dense qui facilite la survie des espèces de légumineuse et, en retour, à l'âge adulte, les espèces de légumineuse améliorent la croissance des espèces herbacées notamment en fixant l'azote.

L'efficacité de l'immobilisation des métaux peut être suivie dans le système sol/eau/plante. Ce suivi doit se faire sur le long terme (ADEME, 2010 ; Bert et Deram, 1999).

### **CARACTERISTIQUES DES ESPECES UTILISEES**

Pour être une bonne candidate à la phytostabilisation, une plante doit (Bert et Deram, 1999) :

- « tolérer les métaux du site à remédier ;
- tolérer les conditions de culture de ce site ;
- accumuler préférentiellement dans leur racine pour éviter la pénétration des contaminants dans des niveaux trophiques plus élevés ;
- induire une importante couverture végétale ;
- avoir de nombreuses racines moyennement profondes, qui stabilisent bien le sol. »

Le type de plante et d'amendement choisi varie en fonction des caractéristiques du sol contaminé.

### **3.2.3. La phytovolatilisation**

#### **DEFINITION**

Cette technique utilise les plantes pour extraire les métaux lourds puis les éliminer par évapotranspiration via les stomates des feuilles ou les tiges. Parmi les métaux lourds, seuls le mercure et le sélénium sont adaptés à cette technique. La possibilité d'y inclure l'arsenic n'est pas à écarter. Une fois volatilisés, les polluants se dispersent dans l'atmosphère à des concentrations qui, normalement, ne représentent plus un danger pour l'homme. La phytovolatilisation présente également l'avantage de ne pas nécessiter de récolte de la biomasse puisque les contaminants sont dispersés dans l'atmosphère (Pilon-Smits ; 2005 ; Anonyme, 2009 ; Dechamp et Meerts, 2003 ; Bert et Deram, 1999).

#### **CARACTERISTIQUES DES ESPECES UTILISEES**

Les espèces utilisées ne doivent pas obligatoirement être des hyperaccumulatrices de sélénium, mercure ou arsenic mais elles doivent être capables de produire des composés volatils à partir de ces éléments.

### **3.2.4. Avantages et inconvénients**

#### **AVANTAGES**

La phytoremédiation est une méthode naturelle, absorbant les gaz à effet de serre par photosynthèse, et qui entraîne peu de désagréments visuels ou sonores. Avec la phytoremédiation, l'activité biologique et la structure du sol sont préservées. Cette technique s'inscrit donc dans une démarche de développement durable et est mieux perçue par le public que les techniques classiques (Dechamp et Meerts, 2003 ; ADEME, 2010).

La phytoremédiation garantit un couvert végétal qui participe à la beauté du paysage et qui freine l'érosion du sol et le lessivage des particules du sol tout en assurant une augmentation des infiltrations (Dechamp et Meerts, 2003). Ce couvert végétal permet de réduire le déplacement des polluants dans l'air, l'eau ou le sol, puisqu'ils sont maintenus près ou dans les plantes (sauf dans le cas de la phytovolatilisation). Avec la phytoremédiation, la remédiation du sol se fait en minimisant les perturbations de l'environnement et permet même parfois de relancer le cycle de dégradation de la matière organique dans des zones où la végétation est limitée vu la présence de métaux lourds qui altèrent la pédoflore et la pédofaune (Bert et Deram, 1999).

Le coût de la phytoremédiation est faible : celui-ci est estimé 10 à 100 fois moins coûteux que les techniques classiques (Bert et Deram, 1999). La phytoremédiation requiert moins d'équipement et de travail que les autres méthodes puisque ce sont les plantes qui font la

plupart du travail. Le relativement faible coût de la phytoremédiation combiné avec les fonds disponibles limités pour l'assainissement de l'environnement, a renforcé la popularité de cette technique (Pilon-Smits ; 2005). Ce faible coût permet une application à large échelle.

**Tableau 5 : Récapitulatif des coûts par tonne des techniques de remédiation in situ, on et off site (ADEME, 2010) et comparaison avec le coût par tonne de la phytoremédiation (Drake et Exxon, sans date dans Raskin et Ensley, 2000).**

Techniques de remédiation	Coût in situ	Coût on site	Coût off site
Stabilisation physico-chimique	30 à 110€/t	30 à 110€/t	70 à 200€/t
Lavage des terres	<i>Pas de données</i>	35 à 80€/t	350 à 500€/t
Confinement	35 à 60€/t	20 à 110€/t	<i>Non réalisable</i>
Electrocinétique	<i>Pas de données</i>	<i>Pas de données</i>	<i>Pas de données</i>
Désorption thermique	<i>Non réalisable</i>	65 à 85€/t	55 à 100€/t
Micro-organismes	<i>Pas de données</i>	<i>Pas de données</i>	<i>Pas de données</i>
Phytoremédiation	15 à 20\$/t*	<i>Pas de données</i>	<i>Pas de données</i>

\* ~ 11 à 15€/t au 6/08/10

Les quantités de résidus sont plus faibles que celles générées par les techniques classiques. Une fois les métaux absorbés par les plantes, celles-ci peuvent être fauchées et brûlées. Les cendres récoltées, riches en métaux, peuvent être ensuite réinjectées dans le cycle de production des métaux (Bert et Deram, 1999) ou enfouies dans les centres d'enfouissement technique. Il faut souligner que, techniquement, les métaux « ex déchets » possèdent les mêmes qualités que les métaux « ex minerais » ; les métaux sont donc indéfiniment recyclables. De plus, écologiquement, le recyclage permet théoriquement une économie d'énergie et de ressources naturelles renouvelables (Debaecke, 1992).

Enfin, les techniques de phytoremédiation peuvent être appliquées préventivement ou être utilisées complémentaires à d'autres techniques de remédiation.

### **INCONVENIENTS**

Les inconvénients des techniques de phytoremédiation sont encore nombreux. Ils sont liés à un manque de connaissances mais aussi à la difficulté inhérente à la gestion d'un matériel vivant.

Pour appliquer les techniques de phytoremédiation, il est nécessaire, à travers des analyses préalables, de s'informer le mieux possible sur les propriétés physico-chimiques du terrain : type de sol (caractéristiques minéralogiques, granulométriques, microbiologiques, écotoxicologiques...), type de contaminants, concentration/ distribution/ biodisponibilité des contaminants, etc. Cependant, il semble qu'une des difficultés rencontrées lors de la réalisation d'études sur la phytoremédiation est la détermination de la mobilité et l'évaluation de la biodisponibilité des métaux lourds.

L'évaluation de la disponibilité se fait en appliquant sur des échantillons de sol des réactifs sélectifs et relativement peu agressifs que l'on classe en plusieurs groupes : les acides, les agents chélatants et les solutions salines. Les extracteurs acides (HCl, eau régale...) peuvent

extraire presque toute la portion de métal d'un substrat. Les agents chélatants (EDTA<sup>19</sup>...) et les solutions salines tampons sont capables d'extraire la portion potentiellement mobile du métal. Les solutions salines neutres (CaCl<sub>2</sub>, MgCl<sub>2</sub>...) ont été introduites pour simuler les solutions du sol naturel et sont utilisées pour évaluer la pertinence écologique des métaux.

Les extractants utilisés pour un métal ne sont pas forcément satisfaisants pour un autre métal. Les teneurs totales sont les plus faciles à obtenir et les moins contestables en matière d'interprétation mais elles ne donnent pas une bonne idée de la biodisponibilité. Quant à la réalisation d'extractions sélectives, c'est-à-dire d'extractions des métaux lourds correspondant à un compartiment précis du sol, elles sont beaucoup plus difficiles à réaliser et critiquables (Baize, 1997 ; Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

« [...] toutes les méthodes d'évaluation de la mobilité et de la biodisponibilité connues à ce jour sont imparfaites, dans la mesure où elles permettent d'accéder seulement au chiffrage d'un stock mobile ou biodisponible et non pas à celui d'un flux qui caractériserait mieux le fonctionnement de la plante en prenant en compte le facteur temps. » (Baize, 1997)

La modélisation du transfert sol-plante pour les métaux est presque impossible du fait du grand nombre de paramètres à prendre en compte. L'évaluation de l'hétérogénéité dans le temps et dans l'espace de la biomasse produite, des concentrations en métaux de la récolte et des concentrations en métaux dans le sol est difficile à réaliser sur le long terme. Dès lors, il n'est pas évident de prévoir quels vont être les coefficients de transfert sol-plante. Les mécanismes de la phytoremédiation sont difficiles à systématiser (Van Nevel *et al.*, 2007).

La phytoremédiation doit, dans certains cas, être précédée d'un travail du sol, d'une décompaction, de l'homogénéisation des polluants dans le sol... L'utilisation des plantes suppose également une éventuelle fertilisation du sol souvent pauvre en éléments nutritifs majeurs, des traitements pour les plantes (herbicides, protection contre les ravageurs ou les maladies), etc. Dans le cas de la phytostabilisation, une fertilisation raisonnée du sol permettra de compenser l'éventuelle immobilisation d'éléments nutritifs essentiels concomitante à celle des polluants et susceptible d'entraîner des carences (ADEME, 2010).

Dans certains cas, l'utilisation des plantes se fait après l'application sur le site d'agents déminéralisants afin de libérer les métaux qui seront ensuite captés par les plantes, c'est ce que l'on appelle la phytoremédiation induite. Les risques étant que les agents déminéralisants laissent, après leur passage, des produits dérivés temporaires ou persistants dans les sols ou encore que les métaux mobilisés ne soient pas entièrement retenus par les plantes et polluent d'autres compartiments comme la nappe phréatique (ADEME, 2010).

« Par exemple, la phytoextraction du plomb est difficile. Même si certaines plantes peuvent accumuler le plomb, elles requièrent de faibles teneurs en phosphates et un pH de sol faible. L'apport d'agents chélatants comme l'EDTA peut solubiliser le plomb et éviter sa précipitation dans les racines, mais si la technique est mal

---

<sup>19</sup> EDTA qui signifie *acide éthylène diamine tetra acétique*.

contrôlée, il y a un risque de lessivage du plomb vers les eaux souterraines. Par contre, l'accumulation du zinc dans les plantes est très répandue ; » (Lutgen, 2007)

En fonction du type de contaminants qui se trouvent dans le sol et des caractéristiques du terrain, il faut réaliser une sélection de plantes spécifiques. Or, les semences des végétaux sélectionnés à partir d'espèces sauvages ne sont pas évidentes à obtenir.

De plus, il faut s'assurer de la viabilité sur le long terme des végétaux introduits par rapport à la contamination spécifique du terrain en métaux lourds, à la fertilité du sol contaminé, aux conditions climatiques mais aussi aux saisons et aux caractéristiques propres à la plante (pérenne, annuelle, bisannuelle).

Un inconvénient majeur de ces techniques est la limitation de l'action des plantes en profondeur liée à une capacité d'enracinement comprise entre 0,5 à 1 mètre pour les herbacées et entre 2 à 4 mètres pour les arbres et arbustes. D'autant plus que les racines ne sont pas perpétuellement en contact avec le sol contaminé, ce qui diminue la stabilisation ou le prélèvement de métaux.

Schmidt (2003 dans Van Nevel *et al.*, 2007) a démontré que les plantes qui grandissent sur le terrain présentent une diminution de 20% d'efficacité de remédiation par rapport à des plantes cultivées en conditions expérimentales.

Le site qu'il faut décontaminer doit offrir des conditions favorables au développement des plantes sélectionnées. L'obtention de ces données demande du temps, de l'argent et les connaissances actuelles ne sont pas toujours suffisantes pour pouvoir assurer le succès de la méthode (Bert et Deram, 1999 ; Dechamp et Meerts, 2003 ; ADEME, 2010 ; Van Nevel *et al.*, 2007).

En ce qui concerne les capacités des plantes, au niveau de la phytoextraction, l'extraction de métaux lourds via la culture mono-spécifique de plantes hyperaccumulatrices est souvent limitée à seulement deux ou trois métaux, or la plupart des pollutions rencontrées sur le terrain sont polymétalliques. Dans ces conditions, soit les plantes ne survivent pas, soit elles réalisent une décontamination partielle puisque tous les métaux ne sont pas extraits.

Il faut aussi tenir compte du fait que la diminution des teneurs en métaux lourds dans le sol après plusieurs récoltes va finir par affecter le rendement d'extraction métallique des cultures. Dès lors, une disparition complète de la fraction disponible des métaux lourds dans le sol via l'utilisation d'hyperaccumulatrices semble inconcevable.

Il n'existe pas d'espèce hyperaccumulatrice pour tous les métaux.

De plus, il peut exister des antagonismes entre différents métaux au niveau de l'absorption racinaire.

Toujours au niveau de la phytoextraction, une fois le métal absorbé, il est nécessaire de récolter les plantes utilisées afin de les traiter et d'en extraire les métaux pour les recycler. Le recyclage doit être une priorité, sans quoi la démarche sera qualifiée de simple déplacement de pollution.

Enfin, il est difficile de produire une récolte de biomasse importante des espèces désirées du fait du manque de connaissances sur les pratiques et la gestion agronomiques des

hyperaccumulatrices (Dechamp et Meerts, 2003 ; ADEME, 2010 ; Van Nevel *et al.*, 2007 ; Dubourgier *et al.*, 2001).

Pour la phytostabilisation, les plantes seront capables d'agir même s'il s'agit d'une forte pollution. Cependant, les teneurs résiduelles en polluants demeureront significativement élevées.

« A de faibles teneurs, la mise en œuvre [...] des techniques de traitement peut s'avérer réalisable techniquement, et apte à atteindre des objectifs sévères de teneur résiduelle, mais le bénéfice attendu peut alors s'avérer trop faible pour justifier les coûts engagés (en comparaison au coût d'autres techniques de traitement ou d'élimination). De telles considérations économiques susceptibles d'orienter le choix devront être présentes à l'esprit de l'utilisateur. Cette limite est à placer en perspective des objectifs de traitement. Il conviendra en effet de prendre en compte, dans le cas de traitements visant à limiter la fraction disponible de la pollution, la fraction disponible initiale et le rendement attendu pour parvenir à l'objectif fixé. » (ADEME, 2010)

Parfois la biodisponibilité en métaux lourds est trop importante et, malgré leur tolérance, la croissance des végétaux est impossible ; il y a phytotoxicité. C'est pourquoi la phytoremédiation semble principalement adaptée à la décontamination des terrains peu ou moyennement contaminés à moins d'utiliser des amendements spécifiques. Ainsi la croissance des plantes sélectionnées sur les sites contaminés est incertaine. D'autant plus qu'il est difficile de prévoir la conservation de l'état sanitaire des cultures qui sont susceptibles de succomber à des attaques parasitaires, à des maladies... (ADEME, 2010)

Le site où la phytoremédiation sera appliquée devra être mis en sécurité durant la culture. Il faudra s'assurer de la disponibilité du site durant plusieurs mois voire plusieurs années.

Dans le cas d'une phytostabilisation, le métal est stabilisé dans le sol et sa diffusion est limitée mais le terrain reste inutilisable pour l'installation de logement ou d'activité économique puisqu'il est toujours contaminé. Cependant, une modification des propriétés physico-chimiques du sol n'est pas à exclure, ce qui affecterait toute la stratégie de phytostabilisation.

Avec la phytoextraction, la quantité de métal que les plantes sont capables d'extraire est limitée : quelques kilogrammes seulement par an (Bert et Deram, 1999). Ce qui explique le temps important nécessaire à la bonne décontamination d'un site. Pour l'espèce *Thlaspi caerulescens*, Mc Grath *et al.* (1997 cité dans Dubourgier *et al.* 2001) estiment qu'il faudrait respectivement 28 et 15 ans pour extraire tout le cadmium et le zinc d'un sol agricole pollué par 2100 ppm de Zn et 38 ppm de Cd. Cela signifie que les sols contenant plusieurs pourcents de métaux nécessiteraient presque cent ans pour être décontaminés.

Face à ce problème, des chercheurs ont étudié la possibilité de modifier génétiquement certaines espèces de plantes accumulatrices afin d'accroître leur capacité d'accumulation. L'idée de réaliser des OGM ne plaît pas à tout le monde. Certains craignent les risques de

transfert génétique vers d'autres plantes sauvages apparentées, la prolifération d'adventices, des effets indirects sur l'environnement... (ADEME, 2010). De plus, les améliorations qu'apportent les OGM doivent être mises en balance avec les problèmes qui accompagnent les OGM. Une plante OGM suppose un grand coût au niveau de la recherche et du développement ainsi que de nombreuses ressources (coût en azote, phosphore, engrais). La phytoremédiation avec OGM coûtera cher<sup>20</sup>. De toute manière, en ce qui concerne la phytoextraction, la création d'organismes transgéniques appropriés exigera probablement un changement des niveaux d'expression de plusieurs gènes. Or, au delà d'un certain nombre de gènes, cela devient impraticable (Van Nevel *et al.*, 2007).

Le traitement par phytoremédiation se fait donc sur le long terme et nécessite, durant la période de traitement mais aussi par après, un suivi attentif de la qualité du sol, des végétaux et des eaux de percolation. Les plantes contaminées en métaux lourds vont petit à petit s'inscrire dans un écosystème avec le risque qu'il y ait consommation de cette biomasse aux différents niveaux de la chaîne trophique (danger de bioaccumulation) et donc une diffusion de la pollution du sol vers d'autres sites ou sphères (ADEME, 2010).

#### **4. Conclusion**

---

La remédiation des sols contaminés en métaux lourds nécessite des études au cas par cas. Les techniques conventionnelles et non conventionnelles ont chacune leurs atouts et leurs défauts. Ceux-ci doivent être évalués en fonction des caractéristiques du sol et des polluants présents sur le site concerné.

Les techniques de remédiation conventionnelle sont des techniques efficaces mais coûteuses et destructrices. Les techniques de phytoremédiation sont moins efficaces mais aussi moins coûteuses et destructrices. Cependant, les techniques de phytoremédiation prennent du temps et s'appliquent principalement aux contaminations moyennes à faibles et peu profondes.

---

<sup>20</sup> M. Campanella, Gx ABT, entretien du 22 juin 2010.

---

## APPLICATION DE LA PHYTOREMEDIATION

---

### 1. La phytoremédiation en Wallonie

---

En Wallonie, la phytoremédiation des sols pollués en métaux lourds n'est pas encore d'application. Il est possible que quelques particuliers pratiquent la phytoextraction dans leurs jardins et certains bureaux d'étude proposent peut-être ce genre de techniques à leurs clients, mais rien n'a déjà été réalisé au niveau officiel par les institutions wallonnes. Nous en sommes encore au stade de la recherche et de nombreuses universités travaillent sur ce sujet.

#### 1.1. L'utilisation de la phytoremédiation par les institutions

##### 1.1.1. L'ISSeP

Malgré ses missions d'Observatoire des Technologies Environnementales (OTE) et de conception et réalisation de recherches technologiques, l'Institut Scientifique de Service Public (ISSeP), organisme d'intérêt public placé sous l'autorité directe du gouvernement wallon, n'a pas encore investigué le potentiel des techniques de phytoremédiation étant donné l'absence de demande.

Selon M. Lebrun<sup>21</sup>, attaché à la Cellule Déchets et Sites à risques, aucun dossier concernant la phytoremédiation n'a déjà été traité à l'ISSeP. Ce procédé est très rarement utilisé en Wallonie, et encore moins souvent dans le cadre d'assainissements rendus publics par une procédure officielle de type « plan de réhabilitation ». Si des entreprises réalisent ce genre d'assainissement, elles le font de manière volontaire sans en référer aux autorités.

Cependant, M. Lebrun ajoute que ce n'est pas parce que le potentiel de la phytoremédiation n'a pas encore été investigué par l'ISSeP que celui-ci est faible.

##### 1.1.2. La SPAQuE

Du côté de la Société Publique d'Aide à la Qualité de l'Environnement (SPAQuE), selon Mme Wislez<sup>22</sup>, collaboratrice scientifique, vu les pollutions importantes et profondes souvent rencontrées sur les sites, l'assainissement par phytoremédiation est souvent mis de côté au profit d'autres techniques plus appropriées. Jusqu'ici, aucun projet de phytoremédiation n'a déjà été mis en œuvre à la SPAQuE même s'ils gardent cette option à l'esprit et se tiennent informés de l'actualité du sujet. Deux projets gérés par la SPAQuE, l'un entamé et l'autre encore en cours de réflexion, doivent être cités.

En 2009, la SPAQuE a lancé un projet pilote de plantation de miscanthus géants et de saules sur trois anciennes friches industrielles : Carcoke à Tertre, Bois Saint-Jean à Seraing et

---

<sup>21</sup> M. Lebrun, ISSeP, contact par mail le 15 juin 2010.

<sup>22</sup> Mme Wislez, SPAQuE, entretien du 21 juin 2010.

Vieille Montagne à Grâce-Hollogne. Ce projet est réalisé en collaboration avec le Centre Indépendant de Promotion Fourragère (CIPF) et la cellule UCL de Valbiom. Le but premier est d'étudier le potentiel de valorisation de grandes surfaces qui sont difficilement accessibles ou temporairement inexploitées suite aux travaux de réhabilitation. Le second objectif est l'étude de la migration des polluants dans la plante et les influences de ceux-ci sur la valorisation ultérieure de la biomasse.

La culture du miscanthus géant et du saule (sous forme de Taillis à très Courte Rotation ou TtCR) va fournir une biomasse ligno-cellulosique dont le rendement annuel atteindra pour chacune des deux cultures 10 à 15 tonnes de matière sèche par hectare. Cette biomasse pourra être utilisée pour produire de l'éthanol ou de la chaleur, alimenter des unités de production d'électricité, servir de biomasse à méthaniser ou de matière première pour le papier (Anonyme, sans date b).

Ce projet pilote est donc une étude visant à observer le potentiel de production de bioénergie et non pas de phytoremédiation mais la SPAQuE profite de l'occasion pour étudier la bioaccumulation des contaminants dans le rhizome du miscanthus géant. Selon Mme Wislez, l'essai étant de toute façon réalisé, il aurait été dommage de ne pas profiter de l'occasion pour étudier la bioaccumulation des contaminants dans le rhizome et aborder la dépollution du sol. Les deux aspects seront donc étudiés conjointement, sous réserve de l'acceptation par la Wallonie du projet porté par la cellule UCL de Valbiom. Cet aspect du projet correspond assez bien aux principes de base des techniques de phytoremédiation. La phytoremédiation pourrait donc être envisagée par la suite. Toutefois, selon Mme Beuthe<sup>23</sup>, Project coordinator senior de la Cellule des études des faisabilités économique, technique et urbanistique à la SPAQuE, les désavantages des techniques de phytoremédiation, principalement la lenteur et la faible profondeur de la dépollution liées à la taille des racines des plantes, ne joueront pas en sa faveur.

Dans ce projet, il faut également souligner le fait que la SPAQuE étudie la migration des polluants dans la plante dans le but d'observer les influences de ceux-ci sur la valorisation ultérieure de la biomasse. En effet, selon Mme Wislez, si la biomasse contient des métaux lourds, la SPAQuE ne pourra pas aller la vendre à des particuliers. Il faudra certainement vendre cette biomasse à des industries capables de traiter leurs fumées et de récolter les cendres issues de la combustion de la biomasse contaminée pour les mettre en décharge ou les recycler. Le problème de la valorisation de biomasse contaminée semble donc concerner la SPAQuE. Nous avons évoqué, dans le chapitre précédent, le fait que la phytoremédiation étant une technique encore à l'étude, les filières d'élimination et/ou de valorisation de la biomasse récoltée lors de la phytoextraction ne sont pas encore clairement définies. La SPAQuE entamera peut-être des recherches sur ce problème de fin de filière de la biomasse contaminée, ce qui profitera dans le futur aux techniques de phytoremédiation.

Un autre projet est actuellement en cours d'étude à la SPAQuE. Ce projet vise à dépolluer les eaux souterraines d'une ancienne décharge contaminée par des solvants chlorés via l'installation en aval du site de peupliers et d'un drain. Dans ce cas, nous pouvons parler de

---

<sup>23</sup> Mme Beuthe, SPAQuE, entretien du 21 juin 2010.

rhizofiltration, c'est-à-dire de dépollution et de restauration des eaux souterraines par adsorption ou absorption des contaminants via les racines des plantes, et de phytodégradation puisqu'il a été démontré, selon Mme Beuthe, que les peupliers dégradent les solvants chlorés. Cette technique a été choisie car elle a déjà été appliquée plusieurs fois avec succès sur des sites présentant le même type de contaminants aux Etats-Unis. L'utilisation des peupliers et du drain est complémentaire. Le drain constitue une mesure de sécurité. Il capturera l'eau souterraine notamment pendant la pousse des peupliers qui ne pourront pas être efficaces directement. Sa présence permettra d'éviter l'éventuelle dispersion des contaminants. Grâce à lui, il n'est pas nécessaire de faire un test pilote. Le test pilote se fera grandeur nature sur le site lorsque la SPAQuE installera les peupliers. Afin d'installer les peupliers, la végétation couvrant la décharge sera rasée et le terrain, au relief très chahuté, sera remodelé en une pente douce. De plus, la décharge sera recouverte d'un mètre de terre propre de manière à ce que le site soit accessible sans risque pour les promeneurs.

L'application des techniques de phytoremédiation par la SPAQuE reste encore très limitée aujourd'hui et, étant donné le caractère des pollutions auxquelles elle se trouve confrontée, cela ne risque pas de s'améliorer dans les années à venir. Toutefois, la SPAQuE connaît l'existence de ces techniques et, ces dernières, lorsqu'elles sont prometteuses, font partie des possibilités à envisager.

### **1.1.3. La Direction de l'Aménagement Opérationnel**

A la DG04, au Département de l'Aménagement du Territoire et de l'Urbanisme, la Direction de l'Aménagement Opérationnel (DGAO) gère les sites à réaménager, les sites de réhabilitation paysagère et environnementale et la valorisation des terrils. Dans ce cadre, elle est amenée à réhabiliter des sols contaminés en métaux lourds et autres polluants. L'Administration de l'aménagement du territoire s'occupe d'une certaine manière de terrains moins pollués que ceux gérés par la SPAQuE puisqu'elle agit lorsque les coûts de pollution sont inférieurs à 25% du coût total du réaménagement. Cependant, parfois, lorsque les coûts de réaménagement sont très importants, les coûts relatifs à la dépollution ont plus de chance de rester en dessous du seuil des 25%. Les pollutions traitées peuvent donc être, dans certains cas, importantes.

La phytoremédiation n'est pas envisagée lors des réhabilitations de terrains contaminés étant donné que la Direction de l'Aménagement Opérationnel a pour objectif la réinsertion rapide dans le circuit économique des terrains qui étaient à l'abandon pour les SAR ou le réaménagement dans des délais courts d'un certain nombre de sites sélectionnés dans le cas des SRPE. La pollution rencontrée sur les terrils étant limitée, aucune mesure particulière n'a été prise mis à part le reboisement avec des essences reconnues pour leurs capacités à

stabiliser les terres ; l'objectif de ce reboisement n'ayant pas pour objectif la stabilisation des polluants<sup>24</sup>.

## 1.2. La recherche : centre de recherche et universités

La phytoremédiation en Wallonie est loin d'être appliquée industriellement. Nous en sommes encore au stade de recherche et une majorité des universités, mises à part les Facultés Universitaires Notre-Dame de la Paix (FUNDP) à Namur, possèdent une cellule qui se charge de l'étude des possibilités que peut nous offrir la phytoremédiation. L'Université Libre de Bruxelles (ULB) et le Centre wallon de Recherches agronomiques (CRA-W) s'intéressent également à ce sujet.

### 1.2.1. Le CRA-W et la Gx ABT

Au Centre wallon de Recherches agronomiques, un projet européen INTERREG IVA GRANDE REGION impliquant les techniques de phytoremédiation est actuellement mis en œuvre sous la direction de M. Druart<sup>25</sup>. Ce projet nommé ECOLIRIMED (2008-2011) - Développement d'une filière d'écotypes ligneux pour la fixation durable et la phytoremédiation des berges de cours d'eau - s'inscrit dans la continuité du projet ECOLIRI (2004-2007). Les partenaires du projet sont le CRA-W et la Gx ABT (Belgique), l'INRA-Nancy et l'AREXHOR GRAND EST (France) et le CRPGL (Grand-Duché de Luxembourg) (ECOLIRIMED, 2010).

En 2004, avec le projet ECOLIRI, les gestionnaires publics entament une nouvelle stratégie de restauration des berges des rivières fondée sur les végétaux à la place des techniques de génie civil. Trois espèces de ligneux, l'aulne, le saule et le frêne, sont sélectionnées pour fixer les berges durablement. L'objectif du projet ECOLIRI est de constituer une collection d'écotypes ligneux représentant la biodiversité de la Wallonie, du Grand-Duché du Luxembourg et de la Lorraine française. En plus de sa qualité d'inventaire de la biodiversité, cette collection a pour objectif la création d'une filière d'approvisionnement en écotypes ligneux d'origine certifiée pour la stabilisation des berges de rivières. L'aspect sanitaire de cette filière a également été pris en compte dans le projet ECOLIRI par la mise au point d'une procédure d'évaluation de la tolérance de l'aulne à la maladie létale causée par un oomycète, *Phytophthora alni* (ECOLIRIMED, 2010).

Le projet ECOLIRIMED vise le développement d'une filière d'écotypes ligneux pour la fixation durable et la phytoremédiation des berges de cours d'eau.

« Les rivières véhiculent des polluants résultant principalement d'activités humaines d'origines industrielles. Parmi ceux-ci figurent les métaux lourds ; les plus nocifs pour les écosystèmes et la santé humaine. Par leur situation et l'exposition prolongée de leur système racinaire aux eaux et sédiments contaminés, les espèces ligneuses

---

<sup>24</sup> M. Rasumny, DGAO, contact téléphonique du 16 juillet 2010.

<sup>25</sup> M. Druart, CRA-W, entretien du 9 juillet 2010.

replantées sur les rives doivent posséder un certain niveau de tolérance à ces polluants. Une sélection sur base de leurs propriétés d'accumulation (= phytoremédiation) doit contribuer à améliorer la qualité des eaux de surface et à rencontrer les exigences Européennes de la Directive Cadre Eau 2000/60/CE. » (ECOLIRIMED, 2010)

Un des objectifs principaux du projet est d'assurer l'assainissement des berges grâce à la phytoextraction suivant la replantation des végétaux accumulateurs de métaux lourds (ECOLIRIMED, 2010).

Les recherches menées sur la phytoremédiation des trois espèces ligneuses ont été réparties de manière complémentaire selon leur expertise entre les différents partenaires du projet. Au CRA-W, M. Bajji<sup>26</sup>, attaché scientifique à l'Unité Génie biologique au Département Sciences du Vivant, tente de développer une technologie non OGM pour végétaux ligneux, basée sur la sélection *in vitro* associée à une pression de sélection, afin d'améliorer les capacités d'accumulation et d'extraction des végétaux pour une phytoextraction efficace des berges de cours d'eau contaminés en métaux lourds. La variabilité génétique induite par la culture *in vitro* et/ou mutagenèse chimique sera exploitée pour l'obtention de variants potentiellement prometteurs pour la phytoremédiation. Cette technique de sélection réalisée *in vitro* est précédée de l'établissement d'une collection de plants, de la mise au point de leur conditions de multiplication, d'enracinement et de régénération ainsi que de la mise au point de protocoles de criblage vis-à-vis des métaux lourds et de création d'une nouvelle variabilité génétique.

En plus de la culture *in vitro*, d'autres systèmes de culture ont été envisagés : la culture hydroponique par le partenaire luxembourgeois CRPGL et la culture sur substrat terreux par le partenaire Gx ABT.

L'équipe de M. Paul à la Gx ABT étudie les capacités d'accumulation des métaux lourds par les espèces ligneuses de la collection en substrat terreux via l'utilisation d'un lysimètre. Cette étude, qui tente de reproduire le plus fidèlement les conditions de terrain, permettra d'évaluer les capacités de phytoextraction ou de phytostabilisation des ligneux dans les terres que l'on trouve le long des berges de rivière<sup>27</sup>.

ECOLIRIMED est un projet de vaste envergure. Il fait partie des deux premiers projets menés par le CRA-W portant sur la phytoremédiation. Si ce sujet n'a pas été abordé plus tôt, c'est pour des raisons financières – ce sont des études qui demandent du temps et donc des fonds importants – mais aussi pour des raisons d'orientation scientifique : il faut une personne qui ait envie de faire des recherches sur ce sujet. Le deuxième projet sur la phytoremédiation – le programme COLQUAL (2008-2010) – est réalisé par Mlle Dere, post-doctorante, membre de l'équipe de M. Paul de la Gx ABT. COLQUAL fait référence aux

---

<sup>26</sup> M. Bajji, CRA-W, entretien du 9 juillet 2010.

<sup>27</sup> M. Campanella et Mme Evelard, Gx ABT, entretien du 22 juin 2010.

termes « colza » et « qualité » dans le sens qu'il existe une véritable volonté de développer un outil de maintien de la qualité des sols. Dans ce projet, M. Druart représente le CRA-W en tant que partenaire scientifique. L'objectif du programme COLQUAL est d'élaborer par variation somaclonale (après criblage des variétés de colza utilisées en Belgique) de nouvelles variétés de colza accumulant plus de métaux lourds. L'efficacité de ces variétés de colza sera testée en laboratoire puis sur le terrain. Le but final est de proposer aux agriculteurs d'intégrer ce colza dans une rotation triennale sur leurs champs, des sols faiblement mais significativement contaminés en métaux lourds suite à certaines pratiques agro-culturelles. Le programme COLQUAL aura également, comme objectif final, l'étude de la valorisation de la biomasse produite (COLQUAL, 2010).

Pour la Gx ABT, ces deux projets portant sur la phytoremédiation ne sont pas les premiers. Avant cela, il y a eu des travaux de thèse sur la phytoremédiation mais aussi diverses études où la phytoremédiation était intégrée dans un thème plus large traitant de la plante dans l'environnement comme les phénomènes de transferts des polluants, la phytosociologie<sup>28</sup> des zones contaminées, la bioindication, etc.

### 1.2.2. L'UCL

A l'UCL, les recherches portant sur la phytoremédiation ont débuté plus tard que dans les autres universités. Au départ, l'équipe de M. Lutts<sup>29</sup>, responsable du « Earth and Life Institute », s'intéressait plus particulièrement à la résistance des plantes au stress salin puis petit à petit ils ont envisagé d'élargir cela à la problématique des métaux lourds.

L'équipe de M. Lutts s'est intéressée à d'anciens sites miniers situés au Chili, en Slovénie, en Espagne, etc. Ils ont été sur le terrain pour chercher des plantes aux caractéristiques intéressantes, c'est-à-dire avec une biomasse suffisante pour extraire significativement les métaux et un système racinaire profond. De ces études de terrains, ils ont ramené des plantes sur lesquelles peu de personne, voire personne, n'avait travaillé comme :

- *Dorycnium pentaphyllum* ;
- *Zygophyllum fabago* ;
- *Piptatherum milliaceum* ;
- *Atriplex halimus* ;
- *Atriplex atacamensis* ;
- *Lygeum spartum*.

Ces espèces ne sont pas des hyperaccumulatrices. Pour M. Lutts, il est certain qu'ils iront un petit peu moins loin dans la caractérisation de ces plantes qui sont très peu connues au niveau génétique et où tout est à découvrir. Mais les possibilités de transfert des métaux lourds sur le terrain seront quand même plus importantes avec ce matériel-là qu'avec un matériel comme *Thlaspi caerulescens* ou *Arabidopsis halleri* dont la biomasse est trop faible pour extraire les métaux lourds en quantités suffisantes pour une décontamination.

---

<sup>28</sup> Phytosociologie : « Etude des associations que forment les plantes. » (Mediatico, 2010)

<sup>29</sup> M. Lutts, UCL, entretien du 23 juin 2010.

Les plantes sur lesquelles travaille l'équipe de l'UCL ont peu de chance d'être un jour utilisées dans nos régions puisqu'elles ne pourront pas s'adapter à notre type de climat.

Après avoir étudié les plantes récoltées, l'équipe de M. Lutts s'est rendu compte que certaines espèces accumulaient plus les métaux que d'autres. Ils ont donc été amenés à recommander celles qui accumulaient le moins pour des stratégies de phytostabilisation. Selon M. Lutts, quand on parle avec des interlocuteurs du terrain, c'est plutôt la phytostabilisation qui apparaît comme étant réaliste à l'heure actuelle.

Un deuxième volet de la recherche à l'UCL, accompli en partenariat avec des collègues d'Espagne et du Maroc, est la phytoextraction induite dans des zones minières contaminées en plomb et en zinc. Pour cela, les membres de l'équipe de M. Lutts étudient, en collaboration avec une société privée, différents agents chélateurs. L'objectif final étant d'ajouter au sol ces agents chélateurs pour augmenter la biodisponibilité des métaux lourds au moment où les plantes sont en mesure de les absorber. Parallèlement, l'équipe de l'UCL réalise également des manipulations qui consistent à rajouter dans le substrat des composés comme la béringite, la grenaille d'acier, etc. L'objectif dans ce cas-ci est d'immobiliser les métaux lourds afin d'installer un couvert végétal permettant d'éviter l'érosion éolienne et l'extension de la contamination. Des tests sont réalisés avec des graminées prairiales, des plantes qui poussent rapidement et disposent d'un système racinaire fasciculé. L'utilisation de combinaisons de plantes est également envisagée : trèfle et ray-grass ou *Lolium prerenne*.

Enfin, l'UCL travaille en collaboration avec la SPAQuE sur le projet de plantation de saules et miscanthus. Pour rappel, il s'agit de produire de la biomasse ligneuse sur des terrains contaminés inutilisés dans un but de valorisation énergétique.

### **1.2.3. L'ULB**

A l'Université Libre de Bruxelles, la capacité des plantes à tolérer ou à accumuler les métaux est étudiée dans deux laboratoires, le laboratoire d'Ecologie végétale et de Biogéochimie et le laboratoire de Physiologie et de Génétique moléculaire des Plantes, sous des angles différents.

Dans le premier laboratoire, M. Meerts et son équipe étudient l'écologie et l'évolution de la tolérance et de l'accumulation des métaux lourds par les plantes. Ils s'intéressent à *Thlaspi caerulescens*, hyperaccumulatrice de zinc, et examinent les mécanismes par lesquels l'espèce s'adapte à une large gamme de concentrations en métaux lourds dans le sol. Ils étudient également la flore spécialisée du Katanga (Congo) qui se développe sur des affleurements naturels de roches riches en cuivre et en cobalt. Dernièrement, ils ont réalisé, en collaboration avec la Gx ABT et l'Université de Lubumbashi, une étude visant à évaluer la faisabilité de l'utilisation de *Rendlia altera*, *Monocymbium cerasiiforme*, *Cynodon dactylon* et de deux types d'amendements pour la phytostabilisation des sols contaminés en cuivre dans la province du

Katanga. Les résultats semblent positifs, la plante la plus prometteuse étant *Rendlia altera*. Cependant, les résultats de l'étude doivent être nuancés car, si dans l'expérience le sol a uniquement été contaminé en cuivre, dans la réalité, ce sont plusieurs métaux (Cu, Zn, Pb...) issus des fumées de hauts-fourneaux de Lubumbashi qui contaminent les sols (ULB, 2010a ; Shutcha *et al.*, 2010).

Dans le deuxième laboratoire, Mme Verbruggen et son équipe effectuent une recherche fondamentale d'identification des mécanismes moléculaires de tolérance et d'accumulation. Ils observent les réponses des plantes aux excès de métaux lourds (le cadmium plus particulièrement) dans les substrats. Ils tentent d'identifier les gènes impliqués dans la tolérance et l'hyperaccumulation de cadmium ; leurs espèces modèles sont *Thlaspi caerulescens* et *Arabidopsis halleri*. Ils ne réalisent pas de recherche appliquée en phytoremédiation (ULB, 2010b).

#### 1.2.4. L'ULg

A l'Université de Liège, au laboratoire de génomique fonctionnelle et d'imagerie moléculaire, M. Motte et son équipe étudient *Arabidopsis halleri*, une hyperaccumulatrice capable de stocker le zinc et le cadmium au niveau des feuilles (jusqu'à 3% du poids sec des feuilles) (Anonyme, 2007a). L'objectif de l'étude est de comprendre par quels mécanismes cette espèce tolère et accumule les métaux lourds.

L'équipe de l'ULg a notamment comparé *Arabidopsis thaliana* et *Arabidopsis halleri*, des espèces sœurs qui se distinguent par leur tolérance aux métaux ; contrairement à *Arabidopsis halleri*, *Arabidopsis thaliana* ne tolère pas les fortes concentrations en métaux. Leur volonté était de découvrir les gènes impliqués dans l'homéostasie des métaux.

« L'homéostasie est la capacité d'un être vivant à conserver l'équilibre de son milieu interne. Dans le cas de l'absorption des métaux, les limites physiologiques de la plante doivent être respectées faute de quoi ces substances peuvent devenir toxiques pour l'organisme. » (Anonyme, 2008c)

Grâce à la technologie de microarray, les scientifiques ont pu observer l'expression des gènes des deux *Arabidopsis*. Le gène *HMA4* de *Arabidopsis halleri* a particulièrement retenu leur attention. Ce gène code pour un transporteur important pour la translocation des métaux des racines vers les feuilles de la plante et il est tripliqué chez *Arabidopsis halleri*. La suite des observations a montré que la région du promoteur indispensable à la transcription du gène *HMA4* était beaucoup plus active chez *Arabidopsis halleri*. Les scientifiques ont alors tenté d'introduire un promoteur de *HMA4* de *Arabidopsis halleri* chez *Arabidopsis thaliana* et cela a permis d'augmenter l'expression du gène *HMA4* de celle-ci et de la rendre hyperaccumulatrice (mais pas tolérante !). Cette découverte offre de nouveaux éléments pour l'amélioration de la compréhension des phénomènes d'homéostasie des métaux ainsi que l'évolution des espèces (Anonyme, 2008c).

Cependant, à l'ULg, les recherches menées sur *Arabidopsis halleri* n'ont pas pour objectif une utilisation future dans le domaine de la phytoremédiation. D'après M. Hanikenne<sup>30</sup>, chargé de recherche au laboratoire, ce qui les intéresse, c'est avant tout la compréhension des aspects génétiques et moléculaires de la plante et leur évolution. Ils sont conscients du fait que la biomasse produite par *Arabidopsis halleri* est trop faible pour pouvoir l'utiliser dans le cadre de la phytoextraction. Quant au transfert des gènes qui codent les protéines nécessaires à l'absorption des métaux dans des plantes de croissance plus rapide, comme le tabac ou le peuplier, cela ne paraît absolument pas envisageable - si cela s'avère un jour possible - vu l'opposition de l'opinion publique à l'utilisation d'OGM dans l'environnement.

### **1.2.5. Conclusion**

L'observation des différents projets portant d'une manière directe ou indirecte sur les techniques de phytoremédiation nous permet de prendre conscience de la grande diversité des stratégies qui peuvent être menées ainsi que du chemin qu'il nous reste à parcourir avant de pouvoir appliquer la phytoremédiation dans la pratique en Wallonie. Il faudra du temps et beaucoup de financement pour pouvoir investiguer les différentes options possibles, les tester et les appliquer.

En Wallonie, nous sommes au commencement de l'application des techniques de phytoremédiation. La SPAQuE et le CRA-W, en partenariat avec la Gx ABT, sont les plus proches d'une application concrète sur le terrain.

Actuellement, la seule technique de phytoremédiation qui soit appliquée de manière commerciale, c'est le lagunage ou la rhizofiltration. Dans le secteur de la dépollution des eaux, les recherches sont plus avancées que pour les substrats terreux.

## **2. L'avenir de la phytoremédiation en Wallonie**

En Wallonie, le potentiel des techniques de phytoremédiation reste limité par une série de facteurs. Premièrement, la Wallonie possède des caractéristiques spécifiques qui ne rendent pas envisageables certaines pratiques de phytoremédiation. Deuxièmement, nous manquons encore de connaissances sur les plantes tolérantes ou hyperaccumulatrices, le comportement des métaux lourds dans les sols, les micro-organismes, etc. Cependant, certaines pistes de recherches sont à envisager.

### **2.1. Les inconvénients de la technique sur les sols wallons**

Les deux freins principaux pour l'application de la phytoremédiation sont la consommation de temps et d'espace et les pertes économiques que cela entraîne. Dans un petit pays comme le nôtre, la pression sur le terrain et la densité de population ne laissent pas beaucoup de chances aux techniques de phytoremédiation. Des temps de traitement qui

---

<sup>30</sup> M. Hanikenne, ULg, entretien du 21 juin 2010.

durent plusieurs années dans une région où la majorité des sites réhabilités doivent être rapidement assainis car ils disposent d'un financement ou sont liés à des projets urbanistiques ne sont pas envisageables. M. Lutgen illustre ce propos dans une question écrite que lui adresse en 2007 Mme Defraigne :

« En caricaturant, dans le domaine des habitations, il existe une taxe sur les immeubles inoccupés, poussant les propriétaires à faire des frais pour remettre au plus vite leur bien sur le marché. Dans le domaine des friches, il existe une taxe sur les bâtiments en ruine poussant les propriétaires à les assainir. Dans la logique du législateur et sur base du constat de manque de terrain pour le développement économique, il convient de remettre au plus vite les terrains pollués sur le marché. Pousser à la phytoremédiation pourrait être perçu comme incohérent avec un mouvement de fond. » (Lutgen, 2007)

M. Lutgen ajoute que cette technique pourrait plutôt s'appliquer à l'assainissement de terrains privés car l'attrait économique de la technique pourrait l'emporter sur l'intérêt du propriétaire à réoccuper son terrain directement.

D'autres reproches plus généraux sont retenus contre la technique de la phytoremédiation pour le cas spécifique de la Wallonie (Lutgen, 2007) :

- l'enracinement trop faible des végétaux ne permettra pas de dépolluer les sites de la Wallonie qui sont très souvent pollués en profondeur. Selon M. Maes<sup>31</sup>, les terrains vraiment pollués par une activité industrielle ou autre sont rarement des pollutions de surface. Nous pourrions envisager de décontaminer sur des terres excavées mais cela reviendrait fort cher et n'est donc pas envisageable pour les entreprises d'assainissement ;
- en Wallonie, les végétaux seront le plus souvent confrontés à des terrains atteints par une pollution mixte, ce qui risque d'altérer le processus de phytoremédiation du sol.

Un des problèmes majeurs de la phytoremédiation en Wallonie concerne la fin de filière de la biomasse produite par les techniques de phytoremédiation. Les auteurs évoquent la gazéification, la production de biodiesel, la biométhanisation ainsi que l'incinération avec valorisation énergétique et recyclage du biominéral. Actuellement, il n'existe aucune structure qui soit spécialisée dans le traitement de biomasse contaminée. La phytoremédiation étant une technique encore en développement, les filières d'élimination et/ou de valorisation de la biomasse récoltée ne sont pas encore clairement définies. La biomasse peut soit être envoyée en décharge, soit être brûlée dans des installations industrielles où un système de récupération des cendres et de traitement des gaz existe et où les cendres seront gérées de manière sécuritaire (mise en décharge, cimenterie...). Une valorisation efficace de la biomasse contaminée et des métaux qu'elle contient participerait à l'épanouissement des techniques de phytoremédiation, entraînant une amélioration de la compétitivité, déjà importante, des coûts de l'assainissement.

---

<sup>31</sup> M. Maes, CEEW, entretien du 10 mai 2010.

## 2.2. Le manque de connaissances

A ces grands freins s'ajoutent d'autres éléments plus généraux comme le manque de connaissances sur les plantes, les micro-organismes, le sol, les métaux et leurs interactions ainsi que toute une série de problèmes pratiques qui n'ont pas encore été réellement investigués étant donné le manque d'application de ces techniques. La phytoremédiation nécessite la poursuite des recherches aussi bien fondamentales qu'appliquées car ce sont les recherches fondamentales et les expérimentations pilotes de terrains qui sont la clé du développement des connaissances scientifiques, base de l'utilisation concrète des techniques de phytoremédiation.

Il faut continuer à analyser les végétaux afin de découvrir de nouveaux écotypes tolérants, d'améliorer nos connaissances sur les écotypes tolérants déjà connus et de pouvoir les classer en tant que plantes stabilisatrices ou extractrices (teneurs, biomasse). Une bonne compréhension des mécanismes de stockage des métaux lourds dans les différents organes de la plante peut apporter des surprises. Par exemple, s'il s'avère que les métaux ne s'accumulent pas dans les graines de tournesol mais qu'ils sont plutôt stockés dans la tige, une plus large gamme d'usage des graines récoltées pourra être envisagée<sup>32</sup>. Peng et Yang (2005) ont démontré que *Elsholtzia argyi*, un écotype tolérant qui pousse naturellement sur des sites miniers contaminés en plomb et en zinc, pouvait être utilisée pour le traitement des sols contaminés par phytoremédiation sans que la récolte de ses fleurs ne soit interrompue. Les fleurs de cet écotype contiennent des composants de parfum et des ingrédients d'antibactériens et d'antiseptiques.

Pour les plantes hyperaccumulatrices, des recherches doivent encore être effectuées afin d'approfondir les connaissances sur leurs caractéristiques agronomiques (dates et techniques de plantation et de récolte, densité des plantes, apport en nutriments, en eau, en lumière, température, etc.), la gestion des parasites, le potentiel de culture, leur physiologie. D'autant plus que, dans de nombreux pays, leur habitat est menacé (Gratao *et al.*, 2005 ; Wei, 2008).

Les métalrophytes que l'on peut utiliser pour la phytoremédiation ne sont pas encore toutes recensées et pourtant elles sont menacées par les activités minières. Il y a un réel besoin d'explorations du terrain. Il faudrait, pour bien faire, réaliser des bases de données et de matériel génétique ainsi que des collections vivantes avant le début des activités minières. Une des meilleures manières de protéger les métalrophytes, c'est de promouvoir leur utilisation dans la restauration écologique et dans la réhabilitation des sites lors de la fermeture des mines (Whiting *et al.*, 2004).

« Dans ce contexte, la conservation de la biodiversité des sites calaminaires de Wallonie s'impose plus que jamais. Depuis 1999 et suite à une décision du Gouvernement wallon, la SPAQuE [...] a dû établir un classement discriminatoire des sites pollués qui permet normalement la protection des friches industrielles

---

<sup>32</sup> M. Bajji, CRA-W, entretien du 9 juillet 2010.

présentant un intérêt patrimonial et biologique [...]. Il serait utile qu'un programme de valorisation de ce patrimoine soit mis sur pied. En même temps, nous devons nous préparer à accepter l'idée que les plantes métallophiles seront utilisées, telles quelles, ou sous forme de gènes transférés à d'autres espèces, pour la restauration des sites dégradés par l'homme. » (Dechamp et Meerts, 2003).

Les mécanismes d'interaction entre plantes et micro-organismes restent largement incompris. Sous l'action microbienne, la plante peut augmenter son prélèvement des métaux lourds dans le sol ; cela peut être dû à l'effet stimulant des microbes sur la croissance des racines, à la production microbienne de métabolites qui affectent l'expression des gènes des transporteurs de la plante ou aux effets microbiens sur la disponibilité biologique de l'élément (Pilon-Smits, 2005). Il y a encore beaucoup d'éléments à découvrir sur l'association micro-organismes et racines ainsi que sur la manière dont cela peut augmenter le transfert et la mobilisation des éléments pour les plantes (Kavamura et Esposito, 2010).

La réhabilitation d'un terrain contaminé demande une étude des sols et des caractéristiques des métaux lourds qu'il contient. Le comportement des métaux lourds dans les sols est en constante évolution et difficile à prédire sur le long terme.

Un des aspects importants à promouvoir pour la suite des études sur la phytoremédiation est la transdisciplinarité. Il faut plus de communication entre les industriels, les géologues, les agronomes, les biologistes, les biochimistes, etc. De plus, pour que les techniques de phytoremédiation soient acceptées par le public, il est essentiel que leur mise en œuvre soit réalisée en concertation avec toutes les composantes de la société et, en particulier, avec les populations directement concernées (Alkorta *et al.*, 2004 ; Dechamp et Meerts, 2003).

## **2.3. Les pistes de recherches intéressantes**

Certaines pistes de recherches semblent plus prometteuses que d'autres pour la Wallonie. Dans la suite, nous allons observer quelles sont les différentes pratiques envisageables.

### **2.3.1. La phytoextraction**

#### ***PERFORMANCES***

Nous avons pu voir que deux grands axes de recherche étaient développés en phytoextraction. Premièrement, l'utilisation de plantes hyperaccumulatrices à faible biomasse comme *Thlaspi caerulescens*, *Arabidopsis halleri*, etc. Deuxièmement, l'utilisation de plantes à forte biomasse peu accumulatrices. Parmi celles-ci, les plus populaires sont *Brassica juncea* et *Helianthus annuus* (Pilon-Smits, 2005). Un troisième axe de recherche avait également été cité : l'utilisation de plantes transgéniques combinant l'accumulation et la biomasse élevées.

**Hyperaccumulatrices à faible biomasse - illustrations**

*Thlaspi Caerulescens*

Nous avons pu observer le fait que *Thlaspi caerulescens*, une bisannuelle de la famille des *Brassicaceae*, est une hyperaccumulatrice de zinc et de cadmium que l'on retrouve notamment dans les sites calaminaires de Wallonie. Cette espèce locale aurait parfaitement pu convenir à la phytoextraction mais les nombreuses études réalisées ont révélé que malgré des capacités d'extraction impressionnantes, *Thlaspi caerulescens* poussait lentement et produisait peu de biomasse tout comme la majorité des hyperaccumulatrices (Bert et Deram, 1999 ; Dechamp et Meerts, 2003).

Zhao *et al.* (2003 dans Dechamp et Meerts, 2003) ont étudié la minéralomasse - pour le zinc et le cadmium - de *Thlaspi caerulescens* cultivée sur un sol modérément pollué (Tableau 6).

**Tableau 6 : Evaluation de la capacité d'exportation de Zn et de Cd de *Thlaspi caerulescens* (Zhao *et al.*, 2003 dans Dechamp et Meerts, 2003).**

<b>Biomasse en matière sèche</b>	1t/ha/an avec fertilisants	
<b>Teneur moyenne en métaux dans la matière sèche</b>	10g/kg de Zn	0,5g/kg de Cd
<b>Exportation potentielle de métal (minéralomasse)</b>	10000g/ha/an de Zn	500g/ha/an de Cd

*Arabidopsis halleri*

*Arabidopsis halleri*, une espèce vivace de la famille des *Brassicaceae*, est également une hyperaccumulatrice en zinc et en cadmium mais contrairement à *Thlaspi caerulescens*, elle avait disparu de Wallonie avant d'être réintroduite accidentellement dans nos régions.

Bert et Deram (1999) définissent les caractéristiques, observées en laboratoire, de cette espèce (Tableau 7).

**Tableau 7 : Evaluation de la capacité d'exportation de Zn et de Cd de *Arabidopsis halleri* (Bert et Deram, 1999).**

<b>Biomasse</b>	0,9t/ha/an sans engrais et 2,6t/ha/an avec engrais	
<b>Teneur moyenne en métaux</b>	13,6g/kg de Zn	0,1g/kg de Cd
<b>Exportation potentielle de métal (minéralomasse)</b>	Entre 12240 et 36360g/ha/an de Zn	Entre 90 et 260g/ha/an de Cd

**Plantes à forte biomasse et à accumulation limitée - illustrations**

*Arrhenatherum elatius*

Cette espèce, également appelée avoine élevée ou fromental, est une pseudométallophyte très commune dans nos régions que l'on retrouve sur les sites calaminaires de Wallonie. Appartenant à la famille des *Poaceae* ou *Gramineae*, cette espèce vivace possède une forte

capacité accumulatrice, principalement pour le cadmium et le cobalt. Le fromental est adapté aux techniques agricoles (Bert et Deram, 1999).

Bert et Deram (1999) définissent les caractéristiques, observées en laboratoire, de cette espèce par rapport à l'extraction de trois métaux sur un sol faiblement pollué (Tableau 8).

**Tableau 8 : Evaluation de la capacité d'exportation de Zn, de Cd et de Pb de *Arrhenatherum elatius* (Bert et Deram, 1999).**

<b>Biomasse</b>	15t/ha/an (avec deux fauches sur l'année)		
<b>Teneur moyenne en métaux</b>	2g/kg de Zn	1g/kg de Cd	0,8g/kg de Pb
<b>Exportation potentielle de métal (minéralomasse)</b>	12000g/ha/an de Zn	120g/ha/an de Cd	750g/ha/an de Pb

Dans les mêmes conditions mais sous l'action d'un agent chélatant (l'EDTA), les valeurs d'accumulation augmentent fortement et il est alors possible d'extraire jusqu'à 45000g de Zn, 15000g de Cd et 30000g de Pb par hectare et par an.

#### *Salix viminalis*

*Salix viminalis* ou le saule des vanniers, un arbuste de la famille des *Salicaceae*, est une espèce facilement cultivable (par exemple sous la forme de Taillis à très Courte Rotation ou TtCR) à croissance rapide et à forte biomasse. On en retrouve en Wallonie. Il accumule des métaux lourds tels que le cadmium, le cuivre et le zinc selon des mécanismes différents et de manière non uniforme à travers ses racines et ses feuilles. Les capacités d'accumulation varient considérablement en fonction du génotype étudié (Bert et Deram, 1999).

En Suède, de nombreuses expérimentations visant à assainir les sols contaminés en métaux lourds ont été menées et sont encore en cours. Felix et Greger (dans Greger et Landberg, 1999) ont comparé les capacités d'exportation annuelle de métaux par hectare des clones de *Salix viminalis* les plus accumulateurs avec, notamment, celles de *Thlaspi caerulescens* (Tableau 9). Les résultats de cette étude montrent que *Salix viminalis* accumule mieux le Cd que *Thlaspi caerulescens* grâce à sa forte biomasse. Nous remarquons cependant que la concentration de cadmium extraite dans ce cas-ci par *Thlaspi caerulescens* est beaucoup plus faible que celle évoquée précédemment qui équivalait à 500g/ha/an de Cd. Cela est sans doute lié aux conditions de culture en laboratoire propres à chacune des deux expérimentations.

**Tableau 9 : Accumulation of Cd by one *Salix* and one hyperaccumulator cultivated in an agricultural field in Switzerland during the summer season, 1996 (Greger et Landberg, 1999).**

Plant species	Biomass production, Tonnes ha <sup>-1</sup>	Cd content in plants, g Cd (kg dry matter) <sup>-1</sup>	Removal of Cd, g Cd (ha per year) <sup>-1</sup>
<i>Salix Viminalis</i>	10.00 +/- 1.05	22.2 +/- 2.7	216.7 +/- 20.8
<i>Thlaspi Caerulescens</i>	2.93 +/- 0.60	12.1 +/- 4.4	35.0 +/- 10.5

The sewage sludge amended soil contained 7.9 +/- 1.4 (SD) mg Cd per kg and the pH was 7.0 +/- 0.1 n = 3 to 6 +/- SD.

### Organisme génétiquement modifié - illustration

*Brassica juncea* (L.) Czern.

*Brassica juncea* ou moutarde indienne est une plante herbacée annuelle faisant partie de la famille des *Brassicaceae*. Il s'agit de l'espèce la plus performante pour la phytoextraction du plomb (son utilisation pour la phytoextraction du Pb est déjà brevetée). Elle tolère et accumule de nombreux métaux dont le cadmium et est une hyperaccumulatrice de sélénium. La moutarde indienne est originaire d'Asie méridionale et orientale et est cultivée dans les régions chaudes. Cependant, elle peut s'adapter aux climats tempérés. Enfin, il s'agit d'une espèce à forte biomasse (18 t/an) qui développe un important réseau racinaire (Bert et Deram, 1999).

Dans le cadre d'une expérience réalisée en laboratoire (culture hydroponique), Bennett *et al.* (2003) ont étudié trois OGM qui ont été formés à partir de *Brassica juncea* (L.) Czern. Le premier surproduit des enzymes gamma-glutamylcystéine synthétase (ECS) et le deuxième surproduit du glutathion-synthétase (GS). Dans les deux cas, cela a pour effet d'augmenter les niveaux de phytochélatine et de glutathionne, les ligands métalliques naturels. Le troisième OGM de moutarde indienne surproduit de l'adénosine triphosphate sulfurylase (APS) qui augmente le niveau de glutathionne et de thiols totaux dans la plante. Bennett *et al.* (2003) ont voulu examiner le potentiel de phytoremédiation de ces espèces génétiquement modifiées sur un substrat terreux contaminé par des métaux lourds (en serre) et avec amendements (chaux et compost). Il en est ressorti que les plantes transgéniques ECS et GS, mais pas APS, accumulent significativement plus de métaux dans leurs feuilles que la moutarde indienne non transgénique. Sur les six métaux testés, les plantes transgéniques ECS et GS ont accumulé 1,5 fois plus de Cd et entre 1,5 et 2 fois plus de Zn que la moutarde indienne non transgénique. Les trois types de plantes transgéniques ont significativement réduit la concentration de métal du sol et ont éliminé entre 0 et 14% pour la plupart des métaux et entre 12 et 25% du cadmium.

Les auteurs de cette étude évoquent le fait qu'au cours des 14 semaines d'expérience, 5 (Zn) à 25% (Cd) du métal a été extrait du sol. Par comparaison, il faut trois récoltes de *Thlaspi caerulescens* (391 jours) pour extraire 7% de zinc et 43% de cadmium d'un site contaminé par une activité industrielle.

### **POTENTIEL D'APPLICATION EN WALLONIE**

L'exportation annuelle de métal via les hyperaccumulatrices est limitée et la réhabilitation peut prendre plusieurs dizaines d'années, ce qui ne convient pas à la réhabilitation des terrains contaminés en Wallonie. Certains auteurs pensent qu'en jouant sur les conditions de culture ou sur la sélection des types les plus performants, les capacités des hyperaccumulatrices peuvent être augmentées (Dubourguier *et al.*, 2001). Cependant, parmi les différentes stratégies de recherches que nous avons pu découvrir dans les universités, nous avons pu remarquer que l'utilisation de plantes hyperaccumulatrices ne remporte pas beaucoup de succès sur le terrain lorsqu'il s'agit de phytoextraction. L'ULg et l'ULB

(laboratoire de Physiologie et de Génétique moléculaire des Plantes) s'intéressent à *Arabidopsis halleri* mais les recherches menées sont avant tout fondamentales et sans objectifs de phytoremédiation.

Il faut remarquer que, chez nos voisins français, un projet nommé OPHYTO est mené par l'INERIS en partenariat avec l'Université de Technologie de Compiègne (UTC). Ce projet porte justement sur l'optimisation du procédé de phytoextraction de l'hyperaccumulatrice *Arabidopsis halleri*.

« L'objectif est d'analyser en conditions réelles, les mécanismes d'interactions complexes entre les polluants, le sol, les racines et les micro-organismes de la rhizosphère. L'étude se concentre sur la flore microbienne dans la rhizosphère de l'Arabette de Haller (*Arabidopsis halleri*), plante hyperaccumulatrice de cadmium et de zinc. OPHYTO examine la diversité microbienne (totale et cultivable) par des techniques de biologie moléculaire et génétique, étudie les caractéristiques des PGPR (Plant Growth Promoting Rhizobacteria) et mesure les effets des bactéries d'intérêt sur la production de biomasse et l'accumulation par la plante. » (INERIS, 2010)

A cela s'ajoute une thèse, conduite par l'INERIS, qui a été réalisée dans le but de mieux comprendre les mécanismes de phytoextraction lors de la culture de *Arabidopsis halleri*.

« A cette occasion, les mécanismes d'accumulation du cadmium dans les parties aériennes de la plante ont été étudiés. On observe que la présence des plantes diminue la quantité de cadmium lixivié mais ne modifie pas sa fraction biodisponible (selon l'hypothèse que le cadmium doit se fixer dans le sol). Après analyse des parties aériennes de l'Arabette, on constate que le métal est transféré dans les feuilles jeunes comme matures, ces dernières montrant un enrichissement des tissus périphériques. Le cadmium est accumulé dans les feuilles grâce à des ligands organiques et des ligands thioalcools. » (INERIS, 2010)

Entre le déclin de l'intérêt des scientifiques par rapport aux hyperaccumulatrices et l'essor de la recherche sur les plantes transgéniques, l'utilisation de plantes accumulatrices à forte biomasse a fait sa place. Il semblerait que la décontamination d'un site via cette technique soit plus rapide que l'utilisation de plantes hyperaccumulatrices. Cela est non seulement lié au fait que les plantes utilisées possèdent une plus grande biomasse mais aussi au fait que ces plantes sont plus communes et qu'il est plus facile de les cultiver car on connaît mieux leurs caractéristiques. Concernant les arbres, ceux-ci sont plus solides que les fragiles hyperaccumulatrices et leur biomasse ligneuse aura plus de succès pour la valorisation énergétique. Il existe cependant un inconvénient majeur à l'utilisation d'arbres pour la phytoextraction, c'est la chute des feuilles (dans le cas où les polluants sont stockés dans la zone foliaire). Les capacités d'accumulation de ces espèces à forte biomasse peuvent être améliorées par la sélection des génotypes les plus performants au sein de l'espèce choisie via des méthodes non OGM.

Le projet mené par la SPAQuE sur le miscanthus et le saule pourrait rentrer dans cet axe de recherche puisque la SPAQuE profite de son étude sur la possibilité de créer de la biomasse sur des terres contaminées pour étudier la bioaccumulation des contaminants dans

le rhizome du miscanthus géant. Les projets ECOLIRIMED et COQUAL qui sont actuellement menés en partenariat au CRA-W et à Gx ABT illustrent bien cet angle d'approche. A l'UCL aussi, les recherches sont centrées sur des plantes à moindre capacité d'accumulation et à forte biomasse. Cette approche est une de celles qui rencontrent le plus de succès en Wallonie.

Enfin, pour les OGM, leur utilisation en Wallonie pour la phytoextraction ne paraît pas envisageable à l'heure actuelle. En effet, en Europe, l'opinion publique n'est pas favorable à l'utilisation d'organismes génétiquement modifiés dans l'environnement.

La pratique de la phytoextraction pourrait se faire sur des champs contaminés à la suite de mauvaises pratiques culturales, sur des sols contaminés comme les sédiments, les boues de dragage. Nous pourrions également envisager son utilisation pour les berges de cours d'eau ainsi que pour des sites à réhabiliter sans valeurs économiques et donc inutilisés ou dont la réhabilitation via des techniques conventionnelles serait trop coûteuse.

### 2.3.2. La phytostabilisation

#### PERFORMANCES

Le potentiel de la phytostabilisation a déjà été démontré depuis plusieurs années. L'expérience *in situ* la plus proche et la plus réussie est celle de l'Université de Hasselt. En 1996, les résultats d'une étude réalisée par Vangronsveld *et al.* sur le site de Lommel-Maatheide (Campine, Belgique) confirmait la possibilité de réaliser la phytostabilisation à l'aide d'amendements. Sur un site fortement contaminé par une usine de traitement de minerais de zinc, plomb, de cuivre et cadmium, ils ont appliqué une combinaison de béringite et de compost afin d'immobiliser les métaux par adsorption. Ensuite, ils ont semé un mélange de graminées vivaces possédant un génotype tolérant aux métaux lourds, *Festuca rubra* et *Agrostis capillaris*. Grâce à ce traitement, la phytotoxicité du site a diminué fortement, une végétation s'est développée et enrichie au fil des ans d'espèces non tolérantes, un nouvel écosystème s'est établi.

D'autres études avaient déjà été réalisées précédemment.

« En 1982, Lefèbvre & Chandler-Mortimer (1984) ont semé des graines d'*Armeria maritima*, originaires d'un site calaminaire européen, sur un site métallurgique de Pennsylvanie (Palmerton, USA). Quelques mois plus tard, *Armeria maritima* y formait un tapis végétal dense et étendu, démontrant l'excellent potentiel de reverdurisation de cette espèce tolérante aux métaux lourds. Un semis de graminées fourragères (dont *Festuca rubra*, cv *Merlin*) a été réalisé sur des déchets d'une ancienne mine de plomb et de zinc à Eyam (Derbyshire, UK) (Bradshaw & Chadwick, 1980). Les teneurs en métaux dans les parties aériennes étaient suffisamment basses pour permettre un pâturage intermittent de la zone verdurisée. » (Dechamp et Meerts, 2003)

De même, la phytostabilisation a été utilisée avec succès sur des sites contaminés en plomb, en zinc et en cadmium aux Etats-Unis et en Pologne et sur des sites contaminés en nickel au Canada (Whiting *et al.*, 2004).

En France, la loi Grenelle II encourage l'utilisation des plantes pour l'assainissement des sites contaminés. Entre 2007 et 2009, un projet, nommé PHYTOSTAB, conduit par l'Institut National de l'Environnement industriel et des risques (INERIS) en collaboration avec les Voies navigable de France (VNF) et financé par l'ADEME a démontré l'intérêt de l'application de la phytostabilisation aux sédiments contaminés non confinés. Cette phytostabilisation serait suivie d'une valorisation de la biomasse produite permettant à VNF de mettre à profit son patrimoine foncier immobilisé (Casalonga, 2010).

« La fétuque rouge [*Festuca rubra*] et la canche cespiteuse [*Deschampsia cespitosa*] sont les deux espèces de la famille des graminées (herbacées) qui ont été évaluées. Elles se caractérisent en effet par une faible accumulation de polluants dans leurs parties aériennes (tige, feuilles) ce qui limite le risque de contamination alimentaire. L'ajout ou non de deux composts favorisant l'immobilisation des polluants a également été testée : un amendement sidérurgique (à base de chaux) et de l'hydroxyapatite (à base de phosphate de calcium). » (Casalonga, 2010)

L'essai a été réalisé *in situ* sur un site contaminé par du cadmium, du zinc, de l'arsenic, du plomb et du cuivre. Des interrogations demeurent sur l'efficacité de la phytostabilisation à long terme. L'apparition de végétation spontanée capable d'accumuler les métaux lourds, comme l'ortie, pose le problème de l'évolution des parcelles dans le temps et de la maîtrise des risques dans la durée. Le projet Phytostab sera poursuivi pendant encore 4 ans à l'INERIS. L'utilisation d'arbres sera évaluée toujours dans le même objectif de valorisation énergétique (Casalonga, 2010).

Dans le cadre du programme européen Difpolmine, un autre projet de phytostabilisation a été mené en France sur un site contaminé par de l'arsenic, le site minier de La Combe du Saut dans l'Aude. Cette expérimentation, qui visait à démontrer que la phytostabilisation permet de réduire les transferts de pollution par les eaux de surface, est née de l'association de l'ADEME, de l'IRH Environnement, du Centre Universitaire de Limburg (Belgique) et de l'Université de Technologie et d'Economie de Budapest (Hongrie). Une partie de la pollution a été traitée par des techniques conventionnelles tandis que l'application de la phytostabilisation a été utilisée pour la pollution diffuse. La revégétalisation du site était accompagnée d'amendement et de l'installation de caniveaux étanches permettant de récupérer les eaux de ruissellement et d'analyser les concentrations en arsenic (Anonyme, 2007b ; Laby, 2007).

« Le suivi de la qualité des eaux et des végétaux permettra d'évaluer l'efficacité de la méthode à long terme et de vérifier si la combinaison des méthodes employées s'avère une solution pertinente applicable à d'autres sites abandonnés. Les analyses sont donc en cours et devraient se poursuivre pendant plusieurs années avant que

les premiers résultats soient significatifs. Mais un projet parallèle est déjà en train d'être mené sur un site minier hongrois à Gyöngyösoroszi qui présente des risques de pollution similaires. » (Laby, 2007)

Lorsque l'on veut stabiliser un site, il est également possible d'utiliser des arbres dont les racines permettront la stabilisation des polluants et du sol en profondeur. En Suisse, une ancienne décharge contaminée dans sa couche de fermeture par l'épandage d'un compost chargé en métaux lourds a été reboisée en 1991 avec des essences feuillues. Les espèces choisies comptaient des érables (*Acer pseudoplatanus* L.), des saules (*Salix viminalis* L.) locaux et d'origine suédoise, des sorbiers (*Sorbus mougeotii* Soy.-Willem. et Godr.), des aulnes blancs (*Alnus incana* Moench), des bouleaux (*Betula pendula* Roth) et des frênes (*Fraxinus excelsior* L.). La plantation de ces espèces a permis la stabilisation physique du sol et l'immobilisation des métaux plus rapidement que ne l'aurait fait une végétation adventice sur un terrain en friche. Cependant, après 15 ans de suivi, les résultats sont mitigés. En effet, il existe encore des risques de pollution diffuse due à la dispersion des métaux dans l'environnement via les eaux superficielles et la chaîne alimentaire (Steiner *et al.*, 2006).

« En l'état actuel des connaissances, le reboisement de sites pollués de ce genre doit être envisagé comme une solution provisoire, exigeant une surveillance permanente à long terme. Au mieux, cela permet une exploitation du bois sous certaines conditions. Il est vivement recommandé d'inscrire explicitement de telles servitudes dans les plans directeurs forestiers, actuellement en voie d'élaboration ou de mise à jour dans les cantons. » (Steiner *et al.*, 2006)

En Wallonie, nous possédons sur nos sites calaminaires de nombreuses plantes tolérantes capables de stabiliser les métaux dans le sol dont voici quelques exemples.

#### **Agrostis capillaris ou Agrostis tenuis (agrostis commun)**

Cette espèce vivace, de la famille des *Poaceae*, est extrêmement tolérante au zinc, au plomb, au cadmium et au cuivre. Cette graminée est également adaptée aux techniques agricoles. Elle accumule les métaux dans ses racines ce qui fait d'elle une espèce parfaitement adaptée à la phytostabilisation (Bert et Deram, 1999).

#### **Armeria maritima subsp. halleri (gazon d'Olympe)**

De la famille des *Plumbaginaceae*, le gazon d'Olympe est une espèce vivace, tolérante aux fortes concentrations de zinc, plomb, cadmium et cuivre (Bert et Deram, 1999).

#### **Minuartia verna var. hercynica (alsine calaminaire)**

Plante vivace de la famille des *Caryophyllaceae*, cette espèce est tolérante aux fortes concentrations de zinc, de plomb, de cadmium et de nickel. Son seul défaut pour la phytostabilisation est sa capacité à hyperaccumuler le nickel (Bert et Deram, 1999).

#### **Silene vulgaris subsp. vulgaris var. humilis (silène calaminaire)**

Cette espèce appartient à la famille des *Caryophyllaceae*. Il s'agit d'une plante vivace, tolérante aux fortes concentrations de zinc, plomb, cadmium et cuivre (Bert et Deram, 1999).

***Viola calaminaria* (pensée calaminaire)**

La *Viola calaminaria*, espèce vivace, fait partie de la famille des *Violaceae*. Elle est tolérante aux fortes concentrations de zinc, plomb et cadmium. *Viola calaminaria* hyperaccumule le zinc, ce qui peut poser problème dans le cadre d'une phytostabilisation (Bert et Deram, 1999).

**POTENTIEL D'APPLICATION EN WALLONIE**

La phytostabilisation, dont les premières applications réussies remontent à plusieurs dizaines d'années, s'avère être la solution la plus applicable actuellement en Wallonie. C'est la seconde approche qui semble le plus plaire après la phytoextraction via des plantes peu accumulatrices à forte biomasse. Elle peut s'appliquer à des terrains fortement contaminés.

Cependant, des efforts considérables de recherche doivent être entrepris pour continuer à analyser la végétation et à détecter les plantes disposant d'une certaine tolérance par exclusion (c'est-à-dire, n'accumulant pas les métaux dans leurs tissus foliaires) et pour continuer à améliorer l'efficacité des amendements.

De plus, il ne faut pas oublier le principal désavantage de cette technique : elle condamne le terrain sur lequel elle est réalisée. Or en Wallonie, la pression sur les terres liée à la densité de population est assez forte. Dès lors, la phytostabilisation ne peut s'appliquer que sur des terrains contaminés qui ne sont pas réhabilités en vue d'un usage précis (soit à cause du temps que cela prendrait, soit parce que la surface ou le tonnage à dépolluer coûterait trop cher avec les techniques conventionnelles) ou qui ne possèdent pas de valeurs économiques comme les berges de cours d'eau non navigables ou en complément sur les terres entourant les sites à réhabiliter.

Le choix de la phytostabilisation devra s'appuyer sur des études préalables en matière d'écodynamique et d'écotoxicologie pour éviter des fuites de contaminants dans les sols ou leur transfert vers les organismes vivants ainsi que sur un suivi de l'évolution de la pollution métallique.

Si les ligneux étudiés dans le cadre du projet ECOLIRIMED se révèlent être de bons stabilisateurs, la phytostabilisation sera bientôt appliquée en Wallonie le long des cours d'eau non navigables. L'UCL et l'ULB réalisent également des expérimentations sur base de la phytostabilisation (dans d'autres pays que la Belgique).

**2.3.3. La phytovolatilisation**

**PERFORMANCES**

Le nombre de métaux qui peuvent être phytovolatilisés est très faible.

Le cas du sélénium a été investigué en détail. La volatilisation du sélénium implique son assimilation par les acides aminés organiques séléncystéine et sélénométhionine. Ceux-ci peuvent ensuite être méthylés pour former le séléniure de diméthyle qui est volatilisé. En général, les plantes qui sont capables de prélever et volatiliser les composés de soufre sont également capables d'accumuler et de volatiliser le sélénium car ces deux éléments sont

similaires chimiquement et leur métabolisation se produit par l'intermédiaire des mêmes voies. Les plantes membres du genre *Brassica* volatilisent particulièrement bien le sélénium.

La volatilisation des composés inorganiques d'arsenic et de mercure a été démontrée pour les micro-organismes mais il semble que ces éléments ne puissent pas être volatilisés à des niveaux significatifs par les plantes (non transgéniques) (Pilon-Smits ; 2005).

Avec le génie génétique, plusieurs mécanismes ont été développés pour augmenter les capacités de phytovolatilisation des plantes.

Dans le cas du sélénium, la surexpression d'une des enzymes, cystathionine- $\gamma$  -synthase, qui permettent l'assimilation du soufre par *Brassica juncea* (la moutarde indienne) a favorisé la volatilisation du sélénium. Une autre approche consistait à exprimer l'enzyme sélénocystéine méthyltransférase d'une hyperaccumulatrice de sélénium, *Astragalus bisulcatus*, dans des espèces non accumulatrices, *Arabidopsis* et *Brassica juncea*. Cela a provoqué une augmentation significative de la volatilisation du sélénium dans les deux plantes OGM.

En ce qui concerne le mercure, l'introduction de gènes d'une bactérie résistante au mercure dans des plantes à forte évapotranspiration, comme le tulipier *Liriodendron tulipifera*, *Arabidopsis thaliana* ou *Nicotiana tabacum*, a permis la volatilisation de mercure par les plantes ainsi que l'augmentation de leur tolérance (Pilon-Smits ; 2005 ; Dechamp et Meerts, 2003).

Voici deux exemples de plantes capables de phytovolatiliser certains métaux, la deuxième étant une espèce génétiquement modifiée.

#### *Festuca rubra* (L.)

Appartenant à la famille des *Poaceae*, la fétuque rouge est une espèce vivace que l'on retrouve en Wallonie. Cette graminée est tolérante, entre autres, au sélénium et est adaptée aux techniques agricoles (Bert et Deram, 1999).

Les performances de l'espèce ont été analysées en laboratoire et sur le terrain. Ainsi, en laboratoire, dans un sol enrichi par 3,5 mg/kg de sélénium, sous forme de sélénate, Banuelos et Meek (1990 dans Bert et Deram, 1999) ont observé que la fétuque rouge accumulait 9% du Se, que 33% du Se s'était volatilisé et que 58% du sélénium était resté dans le sol. Sur site, une expérience menée en Californie a montré qu'en deux ans la fétuque rouge était capable de réduire la concentration moyenne en sélénium d'un sol d'environ 40% (Bert et Deram, 1999).

#### *Nicotiana tabacum* L.

De la famille des *Solanaceae*, le tabac est une plante annuelle à forte biomasse originaire d'Amérique du Sud. Il s'agit d'une espèce cultivée sur laquelle la sélection variétale et les améliorations agronomiques sont maîtrisées. Tolérante au cadmium mais très sensible au nickel, cette espèce a été étudiée en laboratoire afin d'augmenter sa tolérance au mercure et de la rendre capable de transformer le mercure Hg[II] en mercure Hg[0] volatil (Bert et Deram, 1999).

Après modification des plants de tabac avec un gène bactérien (*mer A*), ceux-ci sont capables de transformer le mercure inorganique absorbé par les racines en mercure moins toxique que la plante est en mesure de volatiliser. Ainsi, les plants de tabac *mer A*, contrairement aux plants de tabac non modifiés, sont capables de survivre sur des sols très concentrés en mercure sans que la biomasse produite ne soit affectée. De plus, le taux de mercure présent dans les feuilles des plants de tabac *mer A* est plus faible que pour les plants de tabac non modifiés, preuve que le mercure est volatilisé (Bert et Deram, 1999). Meagher *et al.* (2000 dans Pilon-Smits et Pilon, 2000) ont observé que les plants de tabac *mer A* extrayaient trois à quatre fois plus de mercure d'un milieu hydroponique que les plants non modifiés, réduisant la concentration de Hg[II] de 5µg à 1µg en moins d'une semaine. Tous ces tests ont été réalisés en laboratoire.

### ***POTENTIEL D'APPLICATION EN WALLONIE***

La phytovolatilisation concerne peu de métaux et peu de plantes, à moins de recourir aux plantes transgéniques, ce qui serait certainement mal perçu par l'opinion publique. Dès lors, le potentiel actuel d'assainissement des sites contaminés en métaux lourds en Wallonie par phytovolatilisation est faible, à moins d'associer ces plantes à d'autres lors d'une phytostabilisation ou d'une phytoextraction sur des terrains avec contamination multiple.

## **2.4. Conclusion**

Les techniques de phytoremédiation qui semblent avoir le plus de chances d'être un jour appliquées en Wallonie pour l'assainissement des sols pollués en métaux lourds sont la phytoextraction via les plantes à faible accumulation et à forte biomasse ou la phytostabilisation. Cependant, ces techniques ne sont pas encore applicables industriellement. Les universités et les institutions wallonnes sont encore au début de leurs recherches.

---

## CONCLUSION

---

La phytoremédiation est un domaine de recherche investigué depuis les années 90. Les scientifiques l'évoquent régulièrement comme étant une solution à l'avenir prometteur. Pourtant, les applications sont encore restreintes en Europe. En Wallonie, il n'existe à ce jour aucune application industrielle de la technique.

Ces dernières années, la législation wallonne concernant la gestion des sols a énormément évolué. Cet intérêt, même s'il n'est pas étranger à la préparation d'une directive européenne sur la protection des sols, prouve l'existence d'une réelle volonté de préservation et d'assainissement des sols. L'article 21 du décret de 2008 illustre bien ces propos puisqu'il suppose l'imposition d'office des procédures d'intervention et d'assainissement concernant les terrains ayant été ou étant occupés par une activité susceptible de polluer le sol. Le décret de 2008 a également favorisé la mise en œuvre de projets de recherches et de banques de données concernant, notamment, les pollutions diffuses et locales des métaux lourds dans les sols. La dépollution des sols est un jeune secteur d'activité en Belgique et nous pouvons espérer que l'évolution de la législation lui assurera une croissance prospère permettant sans doute l'épanouissement des techniques de phytoremédiation.

Actuellement, les techniques les plus couramment utilisées dans le secteur de l'assainissement des sols contaminés en métaux lourds sont physiques, chimiques ou thermiques. La phytoremédiation et l'utilisation de micro-organismes, procédés non conventionnels, sont encore à l'étude. Les trois principales techniques de phytoremédiation s'appliquant aux sols contaminés en métaux lourds sont la phytoextraction, la phytostabilisation et la phytovolatilisation. Contrairement aux techniques conventionnelles, ces trois phytotechnologies sont peu coûteuses, respectueuses de la structure du sol et de l'environnement. Toutefois, elles ont le défaut d'être lentes, difficilement modélisables et de s'appliquer essentiellement aux contaminations faibles à moyennes et peu profondes. Elles nécessitent un travail du sol, un entretien des cultures et dans certains cas l'utilisation de chélatants. Tous ces inconvénients sont liés d'une part à un manque de connaissances, d'autre part aux difficultés inhérentes à la gestion d'un matériel vivant.

En Wallonie, des études sont menées sur les techniques de phytoremédiation dans un but de décontamination ou de stabilisation des sites contenant des métaux lourds. Aucune application n'a encore été effectuée. Mise à part la SPAQuE qui envisage l'utilisation de la phytoremédiation pour l'assainissement d'un site contaminé par des solvants chlorés, les institutions wallonnes ne semblent pas intéressées par les possibilités qu'offrent ces techniques. Au CRA-W ainsi que dans plusieurs universités, les recherches sur ce sujet sont nombreuses. La Gx ABT, qui travaille en collaboration avec le CRA-W, est certainement l'université dont les recherches sont les plus orientées vers l'évaluation des possibilités d'applications pratiques futures de la phytoremédiation en Wallonie ; les autres universités

étant soit tournées vers l'étude des mécanismes moléculaires des plantes hyperaccumulatrices, soit travaillant en partenariat et réalisant leurs expérimentations à l'étranger avec des plantes qui ne pourraient pas survivre dans nos régions.

L'objectif de ce mémoire était d'évaluer les potentialités de la phytoremédiation pour l'assainissement des sols contaminés en métaux lourds en Wallonie. Nous avons pu constater que le potentiel d'application des techniques de phytoremédiation en Wallonie reste limité par une série de facteurs. Premièrement, la Wallonie possède des caractéristiques spécifiques qui restreignent les applications possibles de la phytoremédiation. Les principaux freins sont la consommation de temps et d'espace, les pertes économiques que cela entrainerait ainsi que le problème des fins de filière de la biomasse contaminée. Deuxièmement, nous manquons encore de connaissances sur les plantes tolérantes ou hyperaccumulatrices, le comportement des métaux lourds dans les sols, les micro-organismes, etc.

Cependant, malgré ces obstacles, deux pistes de recherche se distinguent parmi toutes les applications possibles de la phytoremédiation : la phytoextraction via les plantes à faible accumulation et à forte biomasse ainsi que la phytostabilisation. Ces deux approches sont les plus susceptibles d'être appliquées dans le futur en Wallonie. Ces techniques de phytoremédiation, dans les limites de leur application, auront du potentiel dans les zones difficiles d'accès pour les techniques classiques, les zones de faibles valeurs économiques ou dans celles où la contamination sera trop vaste et donc trop coûteuse à assainir par les techniques de traitement conventionnelles. Ces zones pourraient, par exemple, être des berges de cours d'eau, des champs contaminés, des sédiments, des boues de dragage, des sites à réhabiliter sans valeur ou les terres, entourant des terrains ayant été réhabilités, touchées par une pollution diffuse.

Avec ces résultats, notre hypothèse de base est confirmée. Le potentiel d'assainissement des sols contaminés en métaux lourds en Wallonie est plus important pour certaines techniques de phytoremédiation et il varie selon les caractéristiques des sols contaminés. Globalement, ce potentiel paraît donc prometteur même si ces techniques doivent encore faire l'objet de recherches pour pouvoir être pleinement opérationnelles.

Pour améliorer ce potentiel, nous pensons que deux idées mériteraient une réflexion plus approfondie. Premièrement, il ne faut pas oublier que les techniques de remédiation conventionnelles et non conventionnelles ne sont pas mutuellement exclusives. En 2003, O'Connor *et al.* (dans Alkorta *et al.*, 2004) ont montré que la combinaison de la phytoremédiation et de la remédiation électrocinétique (l'application d'un voltage constant de 30 V à travers le sol) représentait une approche prometteuse pour la décontamination des sols contaminés en métaux lourds. Pilon-Smits (2005) affirme que, étant donné que la distribution et la concentration des métaux lourds est hétérogène dans de nombreux sites, la technique de remédiation la plus efficiente et économique peut être la combinaison de différentes technologies, comme par exemple l'excavation des terres les plus contaminées

suivie d'un nettoyage du site par les plantes. La mise en œuvre de tels projets nécessite évidemment plus d'interdisciplinarité, plus d'échanges entre les acteurs du secteur de la remédiation. Il serait intéressant d'évaluer le potentiel d'assainissement des sites contaminés en métaux lourds par des combinaisons entre les techniques classiques de remédiation et la phytoremédiation. Deuxièmement, il semble que les techniques de phytoremédiation auront d'autant plus de chances d'être appliquées si elles permettent par la suite la production de biomasse utilisée, par exemple, pour la valorisation énergétique et la méthanisation ou le recyclage des métaux. Cet aspect mériterait également d'être étudié plus en profondeur.

---

## BIBLIOGRAPHIE

---

### 1. Articles scientifiques

---

ALKORTA I., HERNANDEZ-ALLICA J., BECERRIL J. M., AMEZAGA I., ALBIZU I., GARBISU C. (2004), « Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead, and arsenic », *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, Vol. 3, n°1, pp. 71-90.

BENNETT L. E., BURKHEAD J. L., HALE K. L., TERRY N., PILON M., PILON-SMITS E. A. (2003), « Analysis of transgenic Indian mustard plants for phytoremediation of metal-contaminated mine tailings », *Journal of Environmental Quality*, Vol. 32, pp. 432-440.

BROOKS R. R., CHAMBERS M. F., NICKS L. J., ROBINSON B. H. (1998), « Phytomining », *Trends in Plant Science*, Vol. 3, n°9, pp. 359-362.

CHANEY R. L., MALIK M., YIN M. L., BROWN S. L. BREWER E. P., ANGLE J. S., BAKER A. J.M. (1997), « Phytoremediation of soil metal », *Current Opinion in Biotechnology*, Vol. 8, pp. 279-284.

CUNNINGHAM S. D., BERTI W. R., HUANG J. W. (1995), « Phytoremediation of contaminated soils », *Trends in Biotechnology*, Vol. 13, n°9, pp. 393-398.

DECHAMP C., MEERTS P. (2003), « La phytoremédiation : Panacée pour l'environnement ou menace pour la biodiversité ? », *Les Naturalistes belges*, n°82, pp. 135-148.

FREROT H., LEFEBVRE C., GRUBER W., COLLIN C., DOS SANTOS A., ESCARRE J. (2006), « Specific interactions between local metalicolous plants improve the phytostabilization of mine soils », *Plant and Soil*, Vol. 282, n°1-2, pp. 53-65.

GRAITSON E. (octobre-novembre-décembre 2005), « Inventaire et caractérisation des sites calaminaires en région wallonne », *Natura Mosana*, Vol. 58, n°4, pp. 83-124.

GRATAO P. L., PRASAD M. N. V., CARDOSO F. P., LEA P. J. AZEVEDO R. A. (2005), « Phytoremediation : green technology for the clean up of toxic metals in the environment », *Brazilian Journal of Plant Physiology*, Vol. 17, n°1, pp. 53-64.

GREGER M., LANDBERG T. (1999), « Use of Willow in Phytoextraction », *International Journal of Phytoremediation*, Vol. 1, n°2, pp. 115-123.

IMPENS R., FAGOT J., AVRIL C. (1991), « Gestion des sols contaminés par les métaux lourds (synthèse bibliographique) », *Annales de Gembloux*, 97<sup>e</sup> année, n°4, pp. 253-276.

JEMAL F., GHORBAL M. H. (2002), « Phytoremédiation », *Revue H.T.E*, n°122, pp. 49-60.

JUSTE C. (1988), « Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol », *Science du sol*, Vol. 26, n°2, pp. 103-112.

KAVAMURA V. N., ESPOSITO E. (janvier-février 2010), « Biotechnological strategies applied to the decontamination of soils polluted with heavy metals », *Biotechnology Advances*, Vol. 28, pp. 61-69.

LI Y., CHANEY R., BREWER E. (2003), « Development of a technology for commercial phytoextraction of nickel : economic and technical considerations », *Plant and soil*, Vol. 249, n°1, pp. 107-115.

- MARTIN D., VOLLENWEIDER P., BUTTLER A., GUNTARDT-GOERG M. S. (2006), « Bioindication of heavy metal contamination in vegetable gardens », *Forest Snow and Landscape Research*, Vol. 80, n°2, pp. 169-180.
- MULLIGAN C. N., YONG R. N., GIBBS B. F. (2001), « Remediation technologies for metal-contaminated soils and groundwater : an evaluation », *Engineering Geology*, Vol. 60, pp. 193-207.
- PENG H, YANG X (2005), « Volatile constituents in the flowers of *Elsholtzia argyi* and their variation : a possible utilization of plant resources after phytoremediation », *Journal of Zhejiang University Science*, Vol. 6, n°2, pp. 91-95.
- PILON-SMITS E. (2005), « Phytoremediation », *Annual Review of Plant Biology*, Vol. 56, pp. 15-39.
- PILON-SMITS E., PILON M. (2000), « Breeding mercury-breathing plants for environmental cleanup », *Trends in Plant Science*, Vol. 5, n°6, pp. 235-236.
- PULFORD I. D., WATSON C. (2003), « Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees – a review », *Environment International*, Vol. 29, pp. 529-540.
- SHUTCHA M. N., MUBEMBA M. M., FAUCON M-P. (2010), « Phytostabilisation of copper-contaminated soil in Katanga: an experiment with three native grasses and two amendments », *International Journal of Phytoremediation*, Vol. 12, pp. 1-17.
- STEINER L., ROSSELLI W.; COMBE J.; BARBEZAT V.; BUTTLER A. (2006), « Reboisement de sites pollués – Enseignements tirés d’une étude de cas avec des métaux lourds », *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, Vol. 157, n°5, pp. 157-161.
- VAN NEVEL L., MERTENS J., OORTS K., VERHEYEN K. (2007), « Phytoextraction of metals from soils : How far from practice ? », *Environmental Pollution*, Vol. 150, pp. 34-40.
- VANGRONSVELD J., COLPAERT J. V., VAN TICHELEN K. K. (1996), « Reclamation of a bare industrial area contaminated by non-ferrous metals : physico-chemical and biological evaluation of the durability of soil treatment and revegetation », *Environmental Pollution*, Vol. 94, n°2, pp. 131-140.
- VERBRUGGEN N, HERMANS C., SCHAT H. (2009), « Molecular mechanisms of metal hyperaccumulation and tolerance in plants », *New Phytologist*, 181, pp. 759-776.
- WEI S., TEIXEIRA DA SILVA J. A., ZHOU Q. (2008), « Agro-improving method of phytoextracting heavy metal contaminated soil », *Journal of Hazardous Materials*, Vol. 150, pp. 662-668.
- WHITING S. N., REEVES R. D. RICHARDS D., JOHNSON M. S., COOKE J. A., MALAISSE F., PATON A., SMITH J. A. C., ANGLE J. S., CHANEY R. L., GINOCCHIO R., JAFFRE T., JOHNS R., MCINTYRE T., PURVIS O. W., SALT D. E., SCHAT H., ZHAO F. J., BAKER A. J. M. (mars 2004), « Research priorities for conservation of metallophytes biodiversity and their potential for restoration and site remediation », *Restoration Ecology*, Vol. 12, n°1, pp. 106-116.

## 2. Livres

---

- ALLOWAY B. J. (1995), *Heavy metals in soils*, London, Blackie academic & professional.
- BAIZE D. (1997), *Teneurs totales en ETM dans les sols (France)*, Paris, INRA.

BAKER A.J.M., WALKER P.L. (1990), « Ecophysiology of metal uptake by tolerant plant », in : SHAW J. A., *Heavy Metal Tolerance in Plants : Evolutionary Aspects*, Florida, CRC Press, pp. 155-177.

BLIEFERT C., PERRAUD R. (2001), *Chimie de l'environnement : air, eau, sols, déchets*, Paris, De Boeck Université.

BROOKS R. R. (1998), *Plants that hyperaccumulate heavy metals : their role in phytoremediation, microbiology, archaeology, mineral exploration and phytomining*, New York, CAB international.

HOPKINS G. W. (2003), *Physiologie végétale*, Bruxelles, De Boeck.

KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H. (1984), *Trace elements in soils and plants*, Etats-Unis, CRC Press (2<sup>e</sup> édition).

KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H. (2000), *Trace elements in soils and plants*, Etats-Unis, CRC Press (3<sup>e</sup> édition).

MACE G., PETRY F. (2000), *Guide d'élaboration d'un projet de recherche en sciences sociales*, Bruxelles, De Boeck.

MOREL J-L. (1997), « Bioavailability of Trace Elements to Terrestrial Plants » in : TARRADELLAS J., BITTON G., ROSSEL D., *Soil ecotoxicology*, Etats-Unis, CRC Lewis Publishers, pp. 141-166.

RASKIN I., ENSLEY B. D. (2000), *Phytoremediation of Toxic Metals : Using Plants to Clean Up the Environment*, New York, John Wiley.

VERKLEIJ J. A. C., SCHAT H. (1990), « Mechanisms of Metal Tolerance in Higher Plants » in : SHAW J. A., *Heavy Metal Tolerance in Plants : Evolutionary Aspects*, Florida, CRC Press, pp. 179-193.

### **3. Notes de cours**

---

MEERTS P. (2009-2010), *Plant-Soil Interaction*, Bruxelles, PUB.

MISONNE D. (2009-2010), *Aspects juridiques de l'environnement*, Bruxelles, ULB.

### **4. Sites internet**

---

ADEME - Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie ; <http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?sort=-1&cid=96&m=3&catid=10157> ; 29/03/10.

ANONYME (sans date a), « Les sites de réhabilitation paysagère et environnementale (SRPE) » [article en ligne] in Direction générale opérationnelle - Aménagement du territoire, Logement, Patrimoine et Energie (DG04) [site web], <http://mrw.wallonie.be/DGATLP/DGATLP/Pages/DAU/Pages/SIR/SIR001.asp>, consulté le 15/03/10.

ANONYME (sans date b) « SPAQuE se lance dans la culture d'herbe à éléphants » [article en ligne] in SPAQuE [site web], <http://www.spaque.be/actualites/ActualiteLecture.php?idnews=897>, consulté le 18/06/10.

ANONYME (2003), « Les sites calaminaires dans le bassin de la Vesdre » [dossier en ligne] in [environnement.wallonie.be/.../Sites/.../contrat\\_riviere/.../MediaNTL28\\_sites\\_calaminaires.pdf](http://environnement.wallonie.be/.../Sites/.../contrat_riviere/.../MediaNTL28_sites_calaminaires.pdf) [site web], consulté le 10/04/09.

ANONYME (2007a), « Phytoremédiation : des plantes pour décontaminer les sols » [article en ligne] *in* Planet'ULG [site web], [http://reflexions.ulg.ac.be/cms/c\\_16404/phytoremediation-des-plantes-pour-decontaminer-les-sols](http://reflexions.ulg.ac.be/cms/c_16404/phytoremediation-des-plantes-pour-decontaminer-les-sols), consulté le 10/05/10.

ANONYME (09 février 2007b), « Dépollution des sols : la phytostabilisation à l'épreuve » [article en ligne] *in* Territorial.fr [site web], [http://www.territorial.fr/PAR\\_TPL\\_IDENTIFIANT/2435/TPL\\_CODE/TPL\\_HYPERBREV E\\_FICHE/PAG\\_TITLE/D%25E9pollution+des+sols+:+la+phytostabilisation+%25E0+l'%25E9preuve/803-actualite.htm](http://www.territorial.fr/PAR_TPL_IDENTIFIANT/2435/TPL_CODE/TPL_HYPERBREV E_FICHE/PAG_TITLE/D%25E9pollution+des+sols+:+la+phytostabilisation+%25E0+l'%25E9preuve/803-actualite.htm), consulté le 15/07/10.

ANONYME (19 novembre 2008a), « Décret « sols » : Protéger l'environnement, la santé et les investisseurs ! » [article en ligne] *in* Benoît Lutgen - Ministre des Travaux publics, de l'Agriculture, de la Ruralité, de la Nature, de la Forêt et du Patrimoine de la Région wallonne [site web], <http://lutgen.wallonie.be/spip/spip.php?article586>, consulté le 16/03/10.

ANONYME (21 novembre 2008b), « Environnement en Wallonie : Décret « sol » de Lutgen : rien de neuf et que de temps perdu » [article en ligne] *in* Ecolo [site web], <http://web4.ecolo.be/?Decret-sols-de-Lutgen-rien-de-neuf>, consulté le 20/03/10.

ANONYME (04 juillet 2008c), Le secret des « sœurs Arabettes » [article en ligne] *in* Reflexion [site web], [http://reflexions.ulg.ac.be/cms/c\\_15462/le-secret-des-surs-arabettes](http://reflexions.ulg.ac.be/cms/c_15462/le-secret-des-surs-arabettes), consulté le 18/06/10.

ANONYME (2009), « Technical/Régulatory Guidance, Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decision Trees, Revised. » [dossier en ligne] *in* [www.itrcweb.org/Documents/PHYTO-3.pdf](http://www.itrcweb.org/Documents/PHYTO-3.pdf) [site web], consulté le 12/07/10.

BELGA (3 décembre 2008), « Un décret pour assainir les sols pollués » [article en ligne] *in* Lalibre.be [site web], <http://www.lalibre.be/actu/belgique/article/464792/un-decret-pour-assainir-les-sols-pollues.html>, consulté le 15/03/10.

BOFAS : Le Fonds d'assainissement des sols des stations-service ; <http://www.bofas.be/index.php?page=home> ; 12 mars 2010.

CASALONGA S. (22 juin 2010), « Sols pollués: les promesses des plantes » [article en ligne] *in* Journal de l'environnement [site web], <http://www.journaldelenvironnement.net/article/sols-pollues-les-promesses-des-plantes,17785>, consulté le 13/07/10.

COLQUAL : Le programme COLQUAL ; <http://www.fsagx.ac.be/to/colqual.html> ; 17/06/10.

CPEO - Center for Public Environmental Oversight ; <http://www.cpeo.org/techtree/ttsearch.cgi?con-search-type=or&med-search-type=and&tech-search-type=or&con-metal=on&med-soil=on> ; 06/07/10.

DUBOURGUIER H-C., PETIT D., DERAM A. et LOGEAY C. (2001), « Le phytomanagement - Eléments de synthèse (Les cahiers Techniques : pôle de compétence sites et sédiments pollués en région Nord-Pas de Calais) » [dossier en ligne] *in* [www.observatoire-pesticides.gouv.fr/.../15\\_phytomanagement.pdf](http://www.observatoire-pesticides.gouv.fr/.../15_phytomanagement.pdf) [site web], consulté le 10/03/10.

E. T. (21 novembre 2008), « Wallonie - Décret sur la gestion des sols - Une cascade dangereuse » [article en ligne] *in* UCM [site web], [http://www.ucm.be/C1256C0D003C8BF5/\\_/AFB22A03E173E2E3C1257507002F16FA?OpenDocument](http://www.ucm.be/C1256C0D003C8BF5/_/AFB22A03E173E2E3C1257507002F16FA?OpenDocument), consulté le 20/03/10.

ECOLIRIMED : Protection de l'environnement et renforcement de l'attractivité de l'espace transfrontalier ; <http://ecoliri.cra.wallonie.be/page/index.php?page=10> ; 13/07/10.

EUROPA - synthèse de la législation de l'UE ; [http://europa.eu/legislation\\_summaries/agriculture/environment/l28181\\_fr.htm](http://europa.eu/legislation_summaries/agriculture/environment/l28181_fr.htm) ; 10/03/10.

FARTHOUAT A. (22 décembre 2009), « Vers une réglementation pour la protection des sols européens » [Article en ligne] *in* Novethic [site web] ; [http://www.novethic.fr/novethic/planete/environnement/pollution/parcours\\_difficile\\_pour\\_protection\\_sols\\_europeens/122688.jsp](http://www.novethic.fr/novethic/planete/environnement/pollution/parcours_difficile_pour_protection_sols_europeens/122688.jsp) ; consulté le 17/03/10.

INA P-G - Institut National Agronomique Paris-Grignon : La phytoremédiation ; <http://taste.versailles.inra.fr/inapg/phytoremed/introduction/orimetaux.htm> ; 3/09/09.

INERIS (22 juin 2010), « Sites pollués : étude de l'efficacité des techniques de phytoremédiation - Le projet PHYTOSTAB » [dossier en ligne] *in* INERIS [site web], [www.ineris.fr/centredoc/dp-phytostab.pdf](http://www.ineris.fr/centredoc/dp-phytostab.pdf), consulté le 17/07/10.

KISS S. (16 juin 2008), « De la Wallonie d'hier, nous créons celle de demain... La réhabilitation des sites pollués. Techniques de réhabilitation en Région wallonne. » [dossier en ligne] *in* [www.ccinamur.be/servlet/.../La\\_depollution\\_des\\_sols.PDF?...](http://www.ccinamur.be/servlet/.../La_depollution_des_sols.PDF?...) [site web], consulté le 17/02/10.

LE CADEV - Le Comité d'Action pour la Défense de l'Environnement à Villers-la-Ville ; <http://www.cadev.be/dossiers.php?nom=Mellery> ; 31/03/10.

LUTGEN B. (25 juin 2007), « La phytoremédiation » [réponse à la question écrite du 31/05/2007 de DEFRAIGNE C.] *in* Session 2006-2007, année 2007, numéro 198 (2006-2007) 1 [site web], [http://parlement.wallonie.be/content/print\\_container.php?print=quest\\_rep\\_voir.php&id\\_doc=13844](http://parlement.wallonie.be/content/print_container.php?print=quest_rep_voir.php&id_doc=13844), consulté le 26/02/10.

MEDIADICO, <http://www.mediadico.com/dictionnaire/>, 30/06/10.

PEREIRA B., SONNET P. (mars 2007), « La contamination diffuse des sols par les éléments traces métalliques en Région wallonne : Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon » [dossier en ligne] *in* [etat.environnement.wallonie.be/.../rapports/parties/.../dossier\\_SOLS\\_pereira.pdf](http://etat.environnement.wallonie.be/.../rapports/parties/.../dossier_SOLS_pereira.pdf) [site web], consulté le 14/02/10.

PIGNET S. (30 novembre 2009), « L'Espagne saura-t-elle déterrer la directive Sols ? » [article en ligne] *in* Journal de l'environnement [site web], <http://www.journaldelenvironnement.net/article/1-espagne-saura-t-elle-deterrer-la-directive-sols,9903> ; consulté le 02/07/10.

SCHADECK S., VANDERHEYDEN V., KREIT J-F. (2007), « Pollution locale des sols en Région wallonne : Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon » [dossier en ligne] *in* [etat.environnement.wallonie.be/.../rapports/.../dossier\\_SOLS\\_Schadeck\\_1.pdf](http://etat.environnement.wallonie.be/.../rapports/.../dossier_SOLS_Schadeck_1.pdf) [site web], consulté le 15/02/10.

SEGHIER C. (29 novembre 2009), « La directive-cadre sur les sols (toujours) en débat », [article en ligne] *in* Actu-Environnement [site web], [http://www.actu-environnement.com/ae/news/directive\\_sol\\_negociations\\_9022.php4](http://www.actu-environnement.com/ae/news/directive_sol_negociations_9022.php4), consulté le 10/03/10.

SERTIUS - Environnemental & Safety Services (2 juin 2009a), « Introduction : Un nouveau décret pour la gestion des sols potentiellement pollués » [lettre d'information en ligne] in Décret wallon relatif à la gestion des sols : Evaluation et assainissement des sols potentiellement pollués [site web], <http://www.sertius.be/fr/index.asp?key=ds1&lang=fr>, consulté le 13/03/10.

SERTIUS - Environnemental & Safety Services (2 juin 2009b), « Quelles sont les obligations relatives au sol ? » [lettre d'information en ligne] in Décret wallon relatif à la gestion des sols : Evaluation et assainissement des sols potentiellement pollués [site web], <http://www.sertius.eu/fr/index.asp?key=ds4&lang=fr>, consulté le 13/03/10.

TALPIN J.-J. (octobre 2006), « Les biotechnologies au service de la dépollution et de la protection de l'environnement » [fiche de synthèse scientifique n°16 en ligne] in Les enjeux des géosciences [site web], <http://www.brgm.fr/publication/pubFiche.jsp?pageActive=0&cook=1278323948183>, consulté le 5/07/10.

ULB - Université Libre de Bruxelles : Ecologie végétale et Biogéochimie (EVB); <http://www.ulb.ac.be/rech/inventaire/unites/ULB159.html> ; 15/07/10 a.

ULB - Université Libre de Bruxelles : Laboratoire de Physiologie et de Génétique Moléculaire des Plantes ; <http://www.ulb.ac.be/sciences/lpgmp/ULB-LPGMP-ADS-home.html> ; 15/07/10 b.

ULg - UNIVERSITE DE LIEGE ; <http://www2.ulg.ac.be/geolsed/geolwal/geolwal.htm#ANNEXE%205> ; 30/01/10.

## **5. Textes législatifs**

---

ANONYME (1999), « Décret du 11 mars 1999 relatif au permis d'environnement » [texte législatif] in Wallex [site web], <http://wallex.wallonie.be/index.php?doc=5006&rev=4302-8544>, consulté le 20/03/10.

ANONYME (2006a), « Décret-programme du 23 février 2006 relatif aux actions prioritaires pour l'avenir wallon » [texte législatif] in Wallex [site web], <http://wallex.wallonie.be/index.php?doc=3158&rev=2490-1432>, consulté le 12/04/10.

ANONYME (2006b), « Communication de la Commission au Conseil, au Parlement européen, Comité économique et social européen et au Comité des régions - Stratégie thématique en faveur de la protection des sols [SEC(2006)620] [SEC(2006)1165] » [texte législatif] in EUR-Lex [site web], [http://eur-lex.europa.eu/smartapi/cgi/sga\\_doc?smartapi!celexplus!prod!DocNumber&lg=fr&type\\_doc=COMfinal&an\\_doc=2006&nu\\_doc=231](http://eur-lex.europa.eu/smartapi/cgi/sga_doc?smartapi!celexplus!prod!DocNumber&lg=fr&type_doc=COMfinal&an_doc=2006&nu_doc=231), consulté le 18/03/10.

ANONYME (2008d), « Décret du 5 décembre 2008 relatif à la gestion des sols » [texte législatif] in Wallex [site web], <http://wallex.wallonie.be/index.php?doc=13358&rev=13633-8005&from=rss>, consulté le 04/02/10.

## **6. Autres publications**

---

BALTUS F., CHARLET C., COLLARD C., DACHOUFFE M., DANTINNE F., DUFRANNE P.-M., DUHAUT F., FONTAINE S., GERON G., JOBSES J., LAURENT L., MARECHAL L., MILLER J., MONNIER B., SACRE P., SCHOLASSE M., THOLOME L., VANDENBROUCKE O., VAN GEEM G. (2009), *Mémento du logement : Région wallonne*, Waterloo, Kluwer.

- BERT V., DERAM A. (1999), *Guide des phytotechnologies : utilisation des plantes dans la dépollution et la réhabilitation des sites contaminés par les métaux lourds*, France, Environnement et Développement alternatif.
- BOULLARD B. (1997), Dictionnaire : Plantes et Champignons, Paris, Estem.
- CELLULE DE L'ETAT DE L'ENVIRONNEMENT WALLON (2008a), « Conclusion » in : ANONYME, *Le tableau de bord 2008*, partie 3, Belgique, SPW-DGARNE, pp. 151 à 154.
- CELLULE DE L'ETAT DE L'ENVIRONNEMENT WALLON (2008b), « SOLS E1 : Capacité des sols agricoles à recevoir des éléments traces métalliques » in : ANONYME, *Le tableau de bord 2008*, partie 3, chap. 3, Belgique, SPW-DGARNE, p. 134.
- CELLULE DE L'ETAT DE L'ENVIRONNEMENT WALLON (2010), « SOL G1 : Le décret relatif à la gestion des sols » in : ANONYME, *Le tableau de bord 2010*, partie 6, chap. 3, Belgique, SPW-DGARNE, p. 180.
- CLIQUOT DE MENTQUE C. (1998), « Dépollution : les 12 techniques efficaces » (Dossier technique), *Environnement Magazine*, n°565, pp. 30-41.
- COLINET G. (2003), *Éléments traces métalliques dans les sols : Contribution à la connaissance des déterminants de leur distribution spatiale en région limoneuse belge*, Thèse de Gembloux.
- DEBAECKE A. (1992), « La pollution par les métaux lourds », *Les Cahiers de l'Environnement*, n°9, pp. 1-75
- GOOR F. et al. (2006-2007), « SOLS 04 : La contamination diffuse des sols », in : *Le Rapport Analytique 2006-2007*, partie 3, chap. 11, Belgique, SPW-DGARNE, pp. 486-499.
- LEPRINCE E., ERTZ D. (mai-juin 2003), « Une vallée riche en Calamine », *Réserve Naturelles Magazine*, n°3, pp. 16-21.
- MAES E. et al. (2006-2007), « SOLS 05 : La contamination locale des sols », in : *Le Rapport Analytique 2006-2007*, partie 3, chap. 11, Belgique, SPW-DGARNE, pp. 500-519.
- PARIZEL D. (mars/avril 2010), « Une vaste étude révélera le « bruit de fond » de la pollution des sols wallons », *Valériane*, n°82, pp. 13-14.
- VITTI C. (2005-2006), *Risques des sols pollués : libération et biodisponibilité des métaux lourds*, Bruxelles, IGEAT.

---

## INTERVIEWS

---

### 1. Entretiens

---

CAMPANELLA B., chargé de recherche, et EVELARD A., doctorante, Gx ABT, le 22 juin 2010.

DRUART P., Inspecteur général scientifique - Département des biotechnologies, et BAJJI M., attaché scientifique à l'Unité Génie biologique - Département Sciences du Vivant, CRA-W, le 9 juillet 2010.

HANIKENNE M., Laboratoire de génomique fonctionnelle et d'imagerie moléculaire, ULg, le 21 juin 2010.

LUTTS S., Earth and Life Institute, UCL, le 23 juin 2010.

MAES E., Cellule de l'Etat de l'Environnement Wallon, le 10 mai 2010.

NORET N. et DECHAMP N., unité de recherche d'écologie végétale et de biogéochimie, ULB, le 9 mars 2010.

WISLEZ D., Collaboratrice scientifique, et BEUTHE B., Project coordinateur senior de la Cellule des études de faisabilités économique, technique et urbanistiques, SPAQuE, le 21 juin 2010.

### 2. Contact téléphonique

---

RASUMNY, Direction de l'Aménagement Opérationnel, le 16 juillet 2010.

### 3. Contact par mail

---

LEBRUN V., attaché, Cellule Déchets et Sites à risques, ISSeP, le 15 juin 2010.