

SOMMAIRE

REMERCIEMENTS	I
DEDICACES	II
SOMMAIRE	X
SIGLES ET ABREVIATIONS	XIII
LISTE DES FIGURES	XIV
LISTE DES PHOTOS	XV
I. INTRODUCTION GENERALE	1
PREMIERE PARTIE : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE	3
I. CARACTERISTIQUES ET GENERALITES SUR LA POLLUTION LIEE A LA DECHARGE DE MBEUBEUSS	3
1. Présentation	Erreurs ! Signet non défini.
2. Le peuplement animale et végétale	5
3. Caractérisation de la pollution	Erreurs ! Signet non défini.
4. Les impacts de la décharge	Erreurs ! Signet non défini.
II. LA POLLUTION LIEE AUX METAUX LOURDS	7
1. Définitions	7
2. Origines des éléments traces métalliques	Erreurs ! Signet non défini.
3. Mobilité - biodisponibilité - spéciation des métaux lourds	8
4. Toxicité des éléments traces métalliques	10
III. ADAPTATION DES PLANTES A L'EXPOSITION AUX ETMS	12
1. Generalités	Erreurs ! Signet non défini.
2. Mécanismes d'adaptation des plantes au stress métallique	Erreurs ! Signet non défini.
2.1. Mécanisme d'évitement. (Fig.8)	13
2.2. Mécanismes de tolérance	14
2.3. Absorption des éléments traces métalliques	14
2.4. La translocation des ETMs dans la plante	15
2.5. Détoxification et Séquestration des ETMs	16
3. Transfert des ETMs du système sol plante	Erreurs ! Signet non défini.

4. Rôle des chélateurs dans l'adaptation des plantes à l'exposition au etms**Erreur ! Signet non défini.**

IV. LA PHYTOREMEDIATION	16
1. Les mécanismes généraux de phytoremediation.....	17
2. Avantages et limites	19
2.1. avantages	19
2.2. limites.....	Erreur ! Signet non défini.

DEUXIEME PARTIE : METHODOLOGIE..... 20

I. MATERIELS ET METHODES.....	20
1. Zone d'étude	Erreur ! Signet non défini.
2. Echantillonnage.....	20
2.1. Échantillonnage de sol	20
2.2. Plan et méthode d'échantillonnage.	20
2.3. Matériels et méthodes de prélèvement.....	21
2.4. Échantillonnage de plante.	21
3. description des échantillons de plantes.	23
3.1. Heliotropium Bacciferum forsk	23
3.2. Lactuca Sativa	23
4. méthodes analytiques	24
4.....	24
4.1. Préparation des échantillons.....	24
4.1.1 Matière végétale.....	24
4.1.2. Préparation de l'échantillon de sol.....	24
4.2. Détermination des caractéristiques physicochimiques du sol.....	25
4.2.1. Détermination de la granulométrie	25
4.2.2. Détermination de la teneur en matière organique (MO)	27
4.2.3. Détermination de la teneur en calcaire.....	27
4.2.4. Mesure du ph(eau) et de la conductivité du sol	28
4.2.5. Bilan ionique	28
4.3. Détermination de la teneur en métaux lourds.	29
4.3.1. Minéralisation	29
4.3.2. Détermination de la teneur en métaux lourds.	29

5. évaluation quantitative du risque sanitaire (EQRS).....	29
5.1. Évaluation de l'exposition	30
5.2. la caractérisation du risque.....	30
6. Analyses statistiques	31
II. RESULTATS ET DISCUSSION.....	32
1. Caractéristiques physico-chimiques du sol.....	32
1.1 La granulométrie	32
1.2. La quantité de matière organique.....	36
1.3. La teneur en calcaire	38
1.4. Le potentiel hydrogène.....	39
1.5. La conductivité électrique.....	41
2. les Teneurs en ETMs.....	43
2.1. dans le sol.....	43
2.2. dans le matériel végétal.....	45
3. évaluation du risque sanitaire lié à la consommation de salade.....	47
CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES.....	51
REFERENCES.....	52
ANNEXES	59

SIGLES ET ABREVIATIONS

A

APROSEN *Agence de la propreté du Sénégal.*

ATSDR *agence américaine de repertorioage de substances toxiques et de maladdies*

M

m : mètre

Mn magnésium

B

BAC : *coefficient d'absorption biologique*

N

Ni : nickel

Niayes : zone géographique du nord-ouest du Sénégal, constituée de dunes et de dépressions propices aux cultures maraîchères

C

CEC : *capacité d'échange cationique*

R

cm³ centimètre cube

RDX : *1,3,5-Trinitro-1,3,5-triazinane*

Co : *cobalt*

RIVM *institut national de la santé publique et de l'environnement des Pays Bas*

COOH : *carboxyle*

CSV : *capacité de stockage vacuolique*

Cu : *cuivre*

E

ETMs : *éléments traces métalliques*

S

Se : sélénium

SH : sulfhydriles

F

Fe : *fer*

T

FT *Font de tamis*

TECSULT : *Bureau d'étude agréé pour les études d'impacts environnementaux*

G

TF : *facteur de transfert*

g : *gramme*

U

H

US EPA *agence américaine pour la protection de l'environnement*

ha *hectare*

V

I

VTR *valeur toxicologique de référence*

IAGU *Institut Africaine de Gestion urbaine*

Z

K

Zn : zinc

km : *kilomètre*

LISTE DES FIGURES

Figure 1: localisation de la décharge (Florent et al. 2018)	4
Figure 2: position de la zone d'étude Darou Salam par rapport à la décharge(IAGU 2007)	5
Figure 3: zones à dépolluer (prévues dans le projet d'étude d'opération de reconversion du site de la décharge) (AMD 2011)	6
Figure 4: origine et transfert des ETMs (Baize 1997)	8
Figure 5 : formes et devenir des métaux dans le sol (<i>Baize 2000</i>).....	9
Figure 6: le rôle du pH dans la mobilité des entités chimiques.(<i>Kabata-Pendias et Pendias 2001</i>) ..	9
Figure 7: modification des conditions physicochimique du sol par les plantes (UVED 2006) ..	10
<i>Figure 8: toxicité des ETMs sur les plantes</i>	11
Figure 9: observation au MEB EDS des feuilles de salades nécrosées suite à une exposition au plomb et cadmium et cartographie par microfluorescence x (Uzu et al 2009)	12
Figure 10: stratégies d'adaptation des plantes au stress métallique (Soussou 2013)	13
Figure 11 : teneurs en plomb et cadmium dans les feuilles de salades exposées aux retombées atmosphériques d'une usine de batterie (Uzu et al. 2009).	15
Figure 12: mécanismes cellulaires et les transporteurs impliqués dans le transport, la détoxicification la séquestration vacuolaire des ETMs dans la cellule végétale. (Assunção et al. 2001)	16
<i>Figure 13: les principaux types de phytoremédiation</i>	18
Figure 14: phytoremédiation induite par un chélateur(Salt, Smith, et Raskin 1998)	19
<i>Figure 15: plan d'échantillonnage</i>	22
<i>Figure 16: Heliotropium bacciferum(flore du Sénégal)</i>	23
<i>Figure 17: Lactuca sativa</i>	24
<i>Figure 18: histogramme de la distribution moyenne de la granulométrie</i>	33
Figure 19: positionnement des échantillons dans le triangle des textures.	33
Figure 20: histogrammes de distribution granulométrique DS0; DS1;DS2;DS3;DS4	35
Figure 21: nuage de points représentant le pourcentage de matière organique.	37
Figure 22: courbe de variation du pourcentage de carbonate de calcium dans les échantillons de sols.	38
Figure 23: nuage de points représentant le pH des échantillons de sols.	40
Figure 24: corrélation entre pH et la quantité de carbonate mesurées dans les échantillons de sols	40
Figure 25:nuage de points représentant la conductivité des échantillons de sols	41
Figure 26: histogramme des entités chimiques des échantillons de sols	42
Figure 27: histogramme de distribution des teneurs en Cd et Pb dans les sols.	44

Figure 28: histogramme de distribution des teneurs en Cd et Pb dans les plantes.....	45
Figure 29: comparaison du risque de survenu d'effets toxiques chez l'adulte et l'enfant (Cd)	49
Figure 30: comparaison du risque de survenu d'effet toxique chez l'adulte et l'enfant (Pb)....	49

LISTE DES PHOTOS

<i>Photo 1: position du champ par rapport à la décharge</i>	<i>5</i>
<i>Photo 2: Heliotropium bacciferum avec inflorescence.....</i>	<i>23</i>
<i>photo 3: Lactuca sativa.....</i>	<i>24</i>
Photo 4: séchage des échantillons de végétaux et de sol au laboratoire.	25
Photo 5: étuve utilisée lors du séchage des échantillons	25
photo 6: tamiseuse vibro-magétique.....	26
photo 7: oxydation de la matière organique	27
photo 8: détermination de la teneur en carbonate par attaque acide.	28
photo 9: pH-mètre et conductimètre utilisé.....	28
photo 10: couleur des échantillons de sols	36

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: effets toxiques des ETMs sur la santé (INERIS 2006).....	11
Tableau 2: nature des polluants phytoremédiabiles (Sesarla, Medina, et McCutcheon 2002) .	18
Tableau 3: échelle de classification de la fraction minérale du sol retenue par les tamis.....	26
Tableau 4: distribution granulométrique des échantillons de sol.....	32
Tableau 5: pourcentage de Matière organique dans les échantillons de sols.....	37
Tableau 6: pourcentage de carbonate dans les échantillons de sols.....	38
Tableau 7: statistique descriptive du pH des échantillons de sols	39
Tableau 8: conductivité électrique des échantillons de sols ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	41
Tableau 9: bilan ionique des échantillons de sols	42
Tableau 10: teneurs en Cd et Pb des échantillons de sols.....	43
Tableau 11: teneurs en Cd et Pb dans la laitue et Heliotropium.....	45
Tableau 12: facteurs de transfert du Cd et Pb mesuré chez les plantes	46
Tableau 13: valeurs des doses journalières d'exposition pour les trois hypothèses.....	48
Tableau 14: les quotients de danger pour les trois hypothèses de consommation	48
Tableau 15: échelle de détermination du statut acido basique(INP).....	59
Tableau 16: échelle de détermination de la salinité (INP).....	59
Tableau 17: limites admissibles pour l'accumulation des métaux dans les sols agricoles de divers pays (mg/kg)(Al-Jala'oud 1997)	59
Tableau 18: valeurs limites proposées pour les concentrations en métaux traces dans le sol (Testiati 2012).	60
Tableau 19: principaux valeurs toxicologiques de références(Moudouma 2010).	60

I. INTRODUCTION GENERALE

Localisée dans le département de Pikine, à 27 km de la ville de Dakar, la décharge à ciel ouvert de Mbeubeuss est coincée entre les Communes de Malika et de Keur Massar.

Elle constitue le principal réceptacle sauvage qui reçoit la presque totalité des déchets de nature diverses produites par la capitale soit quelques 500000 tonnes de déchets chaque année. (*IAGU 2011*).

Cette décharge fait partie intégrante des Niayes qui a une superficie d'environ 200000 ha la première région économique du pays, produisant de nos jours 80% de la production horticole. (*Fall et Fall 2001*)

La proximité de ce dépotoir avec les habitations est à l'origine de multiples impacts négatifs sur le cadre de vie, l'environnement, les activités avicoles et maraîchères et par conséquent sur la santé des populations avoisinantes surtout de Malika et Keur Massar qui actuellement font face à un contexte de paupérisation.

En effet la décharge est la cause d'une contamination des sols par des éléments traces métalliques (ETMs) ou métaux lourds à l'intérieur et sur une bande de 50 m (*IAGU 2011*). Ces métaux peuvent contaminés les produits horticoles cultivés autour de la décharge.

Il urge donc pour réduire les impacts de la pollution en particulier aux métaux lourds sur la qualité des produits horticoles et sur le milieu de trouver des techniques viables et à moindre cout.

La décharge de Mbeubeuss a déjà fait l'objet de diverses études de caractérisation des déchets, des études d'impacts environnemental et social et d'opération de reconversion du site. Cependant ce projet présente l'originalité d'aborder la question de la bioaccumulation de Cd et de Pb par la flore située autour de la décharge. Ces travaux s'inscrivent dans la perspective de recherche de solution contre l'insécurité alimentaire par la décontamination du site pollué par des métaux lourds en utilisant des procédés naturels.

Ainsi depuis des décennies la capacité des plantes à stocker, dégrader, ou minéraliser les substances polluantes de l'environnement et en particulier les polluants du sol a été démontré.

Les plantes peuvent donc, *in situ*, épurer les sols : ce processus est appelé la phytoremédiation.

La phytoremédiation présente de multiples avantages : elle est viable écologiquement et économiquement car peu couteuse et compatible avec les politiques de préservation de l'environnement.

Des visites effectuées autour de la décharge nous ont permis de noter une flore assez résiliente qui pourrait présenter une tolérance vis-à-vis des polluants du sol de la décharge et que si elle présente aussi des capacités accumulatrices ou hyperaccumulatrices de métaux permettrait de formuler l'hypothèse suivante :

- La flore de la décharge permettrait de réduire l'accumulation des métaux dans les produits maraîchers cultivés autour de la décharge de Mbeubeuss et de contrer leur infiltration dans la nappe.

Le présent projet a donc pour objectif général :

- D'évaluer quantitativement le risque sanitaire lié à la contamination des produits maraîchers cultivés autour de la décharge de Mbeubeuss et la recherche de plante dépolluante.

De cet objectif général se dégagent quatre objectifs spécifiques majeurs sur lesquels s'appuient nos travaux de recherche.

- Déterminer l'extension horizontale des teneurs en Cd et Pb du sol.
- Évaluer la bioaccumulation de Cd et de Pb par la laitue (*Lactuca sativa*) et une espèce sauvage (*Heliotropium bacciferum*).
- Évaluer quantitativement le risque sanitaire lié à la consommation de la laitue.
- Rechercher une candidate éventuelle à la phytoremediation.

Pour atteindre ces objectifs, les résultats du dosage des teneurs en éléments traces métalliques sur des échantillons de sol et de plantes seront présentés dans ce mémoire articulé autour de 2 parties :

- Une synthèse bibliographique qui retrace les connaissances actuelles sur la pollution liée à la décharge de Mbeubeuss, les généralités sur les métaux lourds et sur les mécanismes généraux de la phytoremédiation.
- Une deuxième partie qui décrit la méthodologie utilisée, les résultats obtenus et leurs discussions.

Nous terminons ce travail par une conclusion et des perspectives.

PREMIERE PARTIE : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

I. PRESENTATION DE LA ZONE D'ÉTUDE : LA DÉCHARGE DE MBEUBEUSS

1. HISTORIQUE

La décharge de Mbeubeuss est située dans le secteur des Niayes à environ 27 km au Nord-est de la ville de Dakar entre les latitudes 14°47' et 14°50' Nord et les longitudes 17°16' et 17°20' Ouest (*Florent et al. 2018*) (*fig1*).

Elle a commencé à être exploitée en 1968 lors de l'enfouissement du compost non valorisé de l'usine de compostage de MBAO¹ entre 1968 et 1970 pour surélever le terrain naturel afin d'aménager la route de Malika. À la suite de la fermeture de la décharge de Dakar à Hann en 1970, le site de Mbeubeuss est devenu la décharge publique de la presqu'île du Cap Vert. Elle se transforme aujourd'hui en une bombe écologique et sanitaire (*PROMOGED 2019; IAGU 2011*).

2. ZONE D'ÉTUDE

Cette présente étude a été réalisée sur une surface maraîchère située dans le quartier Darou-Salam (**DS**) qui jouxte l'entrée de la décharge (*fig.2*) (**photo 1**). Ils se développent plusieurs activités maraîchères aux alentours de la décharge en raison de l'environnement hydrogéochimique favorable².

Cependant la décharge est la cause d'une contamination des sols par les métaux lourds à l'intérieur de la décharge et sur une bande de 50m au niveau du quartier **Diamalaye** (*fig.2*) qui est opposé à **DS** et situé à l'autre versant de la décharge (*IAGU 2011; Missohou et al. 2011*).

Selon (*Cabral et al. 2012*) plusieurs métaux lourds ont été mesurés dans le quartier Diamalaye (par exemple Al, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Pb, Sb et Zn) à des teneurs trois fois plus élevées dans l'air que dans le sol.

La présence de ces métaux lourds affecte le rendement de certaines variétés de légumes tels que la laitue et le navet chinois, ralentit leur croissance et diminue leur vigueur (*Diaw 2017*).

¹ Commune d'arrondissement de Pikine (Sénégal), située dans la presqu'île du Cap-Vert, à proximité de Dakar

² L'environnement hydrogéologique caractérisé par une nappe affleurante et située entre 3 et 8.

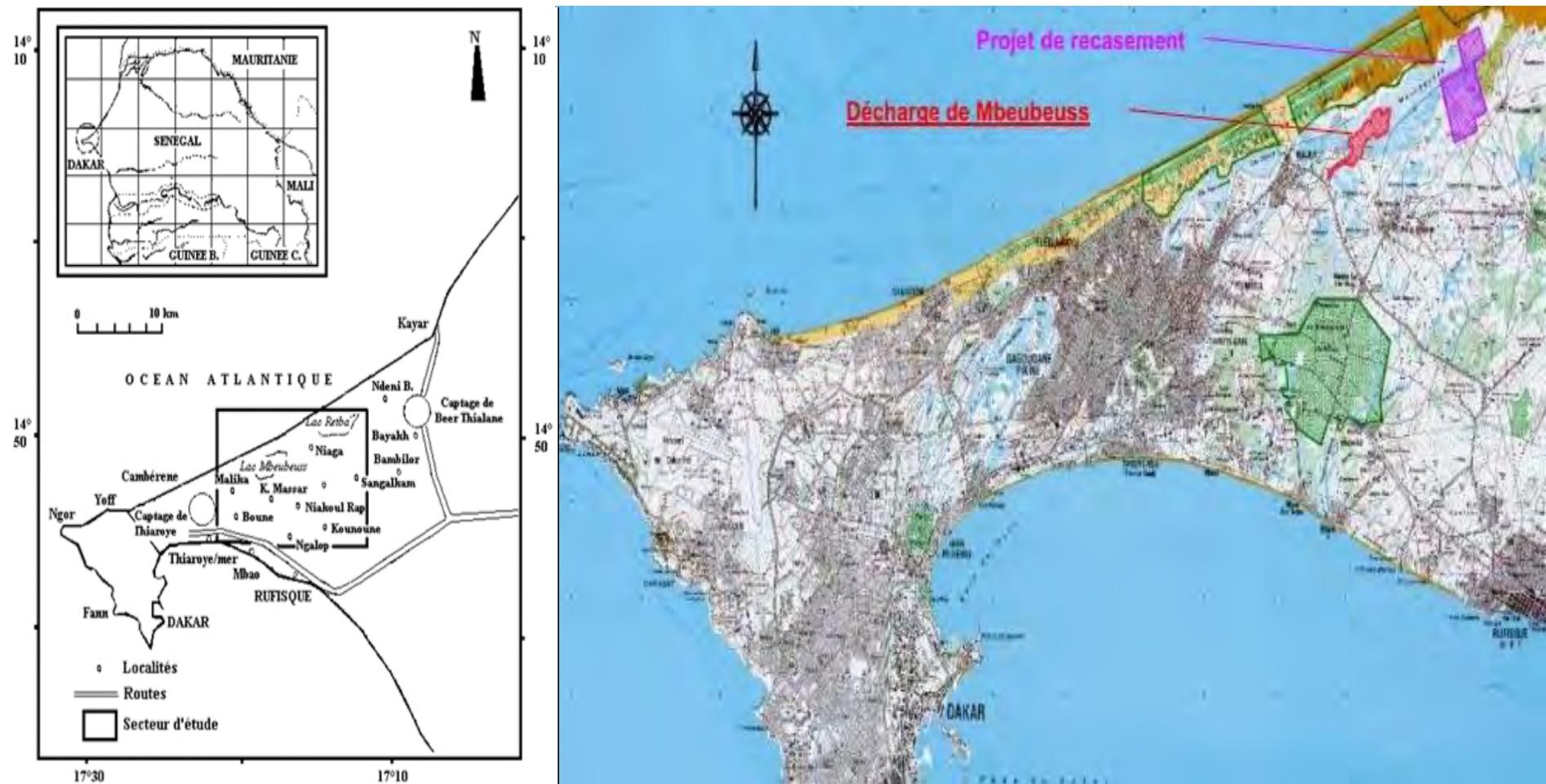


Figure 1: localisation de la décharge (Florent et al. 2018)

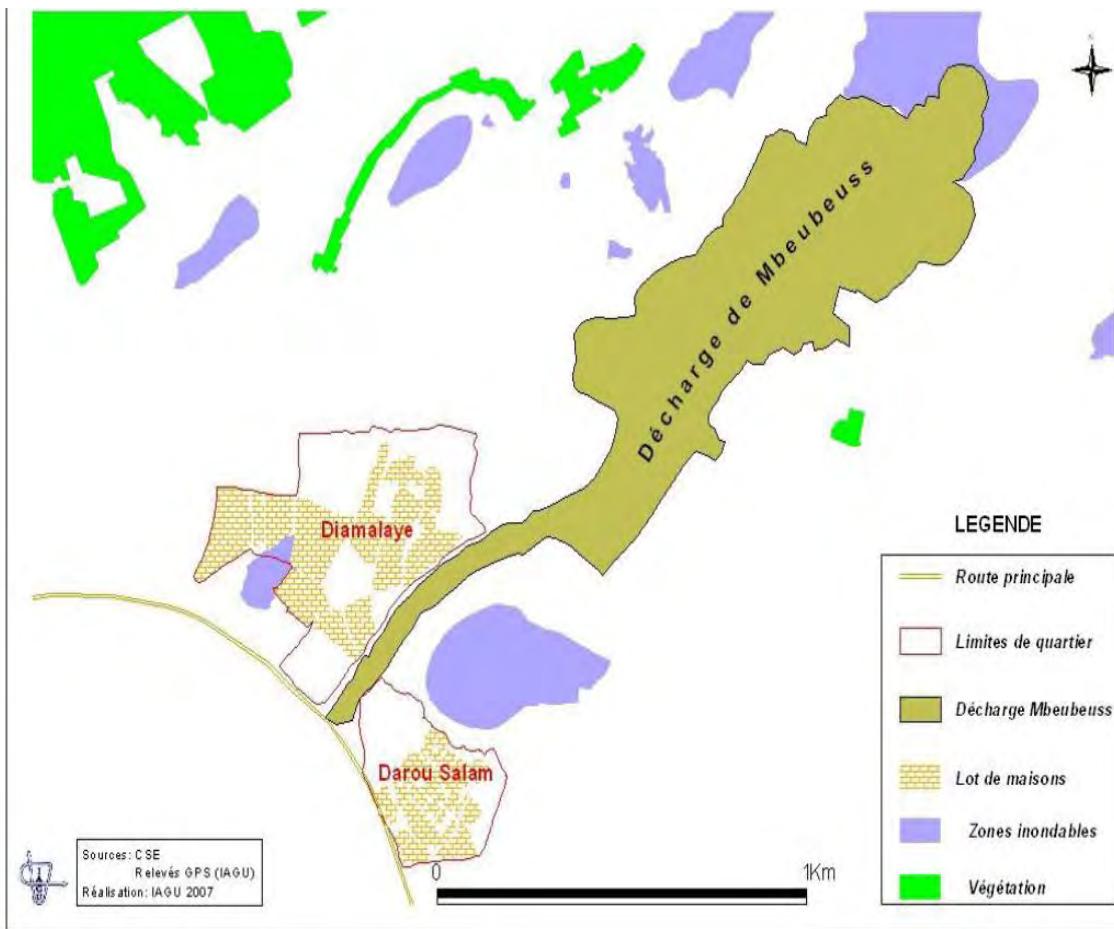


Figure 2: position de la zone d'étude Darou Salam par rapport à la décharge(IAGU 2007)



Photo 1: position du champ par rapport à la décharge

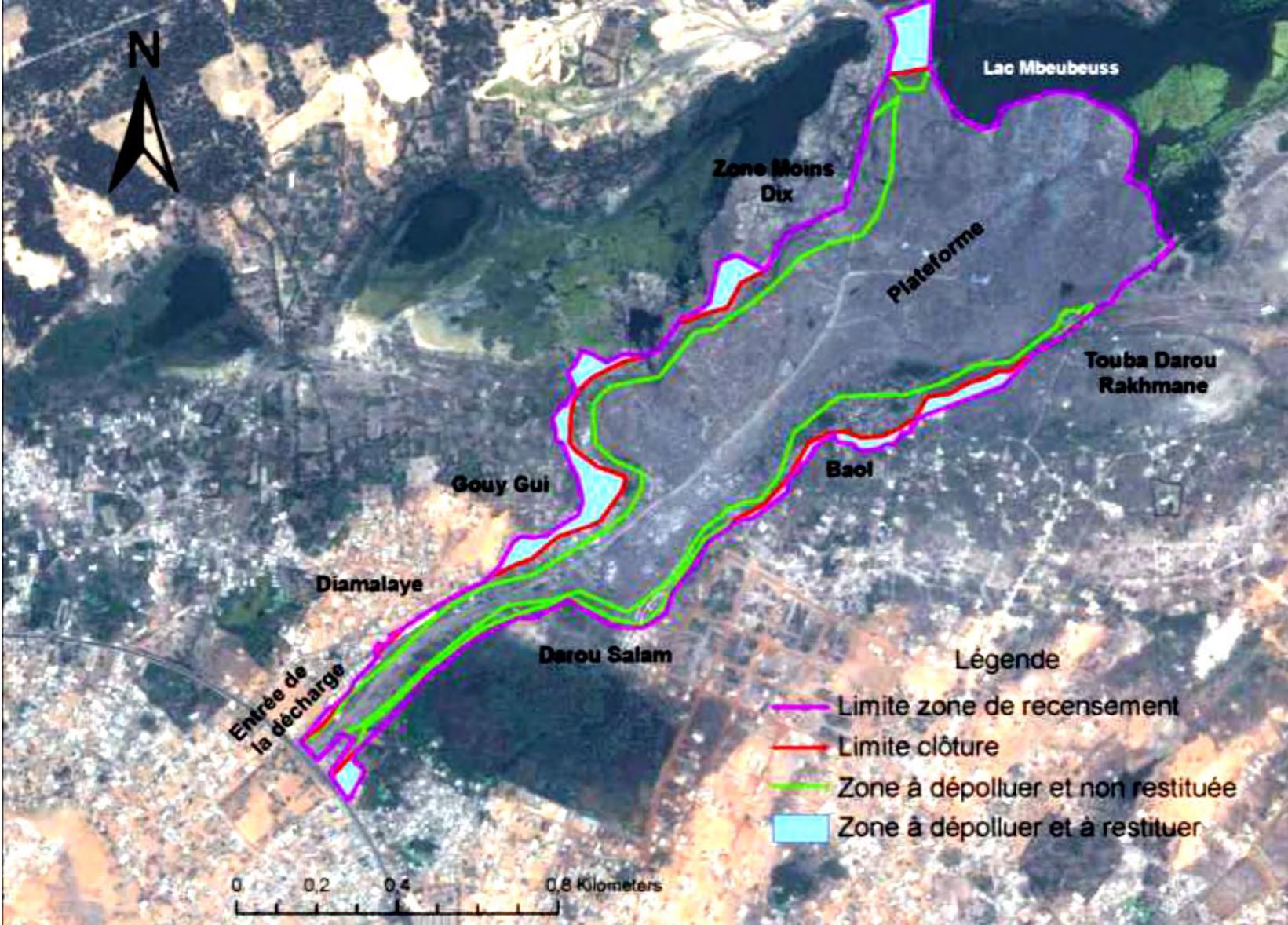


Figure 3: zones à dépolluer (prévues dans le projet d'étude d'opération de reconversion du site de la décharge) (AMD 2011)

La zone d'étude a déjà été intégrée dans le périmètre des zones à dépolluer et à restituer dans le projet d'étude d'opération de reconversion du site de la décharge de Mbeubeuss dans sa phase 3 : élaboration d'un plan d'action de réinstallation (**fig. 3**). Cependant les méthodes de dépollution envisagées sont l'excavation et la substitution ou le recouvrement pour éviter toute exposition humaine avec les polluants. Cependant les végétaux qui peuplent la zone pourraient aussi présenter des atouts certains dans l'élimination voire la réduction de l'impact des métaux lourds sur le milieu et les produits horticoles cultivés autour de la décharge.

3. LE PEUPLEMENT VÉGÉTALE

La décharge présente une végétation naturelle relativement diversifiée avec une zonation influencée par l'action du climat, du substratum mais aussi par l'action anthropique (**AMD 2011**).

La distribution de la végétation décrit une répartition horizontale allant du cordon dunaire jusqu'au niveau de la zone moyenne du massif. On trouve des ligneux et des herbacées : au niveau du cordon dunaire (*Casuarina equisetiolia*, *Chrysobalanus orbicularis*, *Parinari macrophylla*, *Portulaca oleracea L*, *Chrozophora senegalensis*), de la bande des Niayes (*Euphorbia tirucali*, *Cocos nucifera*, *Paspalum vaginalum*, *Diplachne fusca* ...) du contour du massif (*Eucayptus sp*, *Prosopis juliflora* , *Euphorbia tirucali*, *Passiflora foetida* , *Passiflora foetida* ...), du massif (*Trianthema portulacatum*, *Amaranthus viridis*, *Boerhavia diffusa*...) et au niveau du village des récupérateurs (*Cordia cordifolia*, *Phyllanthus acidus*, *Azadirachta indica*...) (**AMD 2011**).

II. LA POLLUTION LIEE AUX METAUX LOURDS.

1. DÉFINITIONS ET ORIGINES DES MÉTAUX LOURDS

Le terme de métaux lourds est souvent utilisé dans la littérature pour designer certains métaux toxiques sur l'environnement et la santé(**Ghezri 2014**). Ils sont aussi souvent définis sur la base de leurs propriétés physico-chimiques comme étant l'ensemble des éléments métalliques naturels et metalloïdes qui ont une densité de plus de 5 g/cm³ (**GHALI 2008; MIQUEL 2000**).

Les métaux lourds sont présents dans tous les compartiments environnementaux à des teneurs faibles cependant les quantités élevées de métaux lourds ou éléments traces métalliques (ETMs) mesurées ces dernières décennies sont dues aux apports directs et indirects liés aux activités anthropiques (**fig.4**) (**Lamprea 2009**).

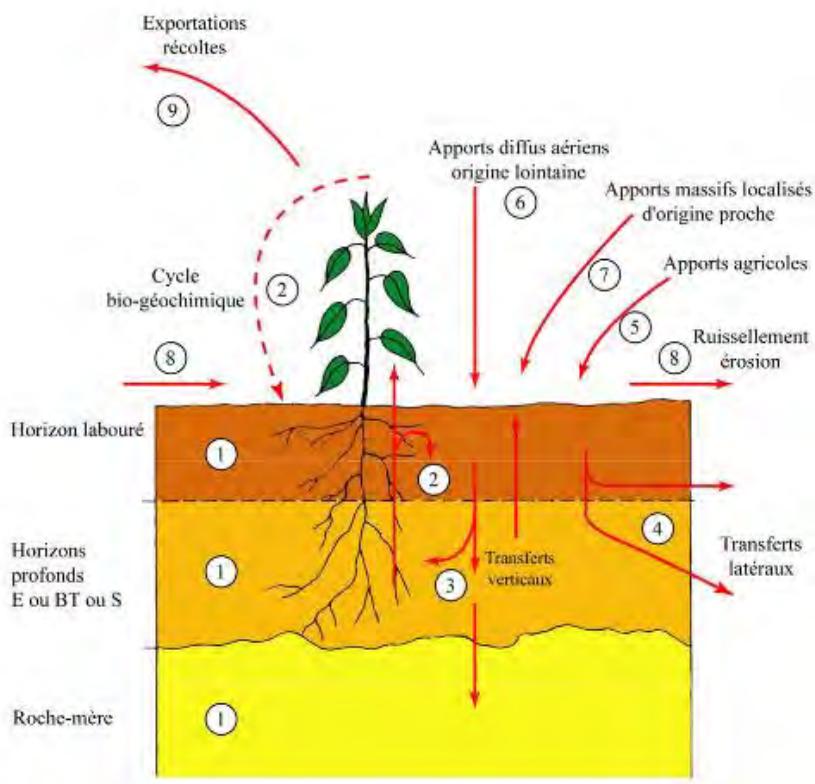


Figure 4: origine et transfert des ETMs (Baize 1997).

On définit alors le fond pédogéochimique naturel comme les teneurs en ETMs mesurées dans un sol naturel en dehors de toute perturbation anthropique (*Laperche et Mossmann 2004; Baize 2000*).

2. MOBILITÉ - BIODISPONIBILITÉ - SPÉCIATION DES MÉTAUX LOURDS

Les éléments traces métalliques existent sous des formes différentes dans la phase solide et liquide du sol. Cependant les formes associées à la solution du sol avec ses éléments solubles, bien que minoritaires, présentent davantage de risques de toxicité puisqu'ils sont plus biodisponibles (*JUSTE 1988; Lebourg et al. 1996*).

Chez les plantes la biodisponibilité est relative à l'espèce végétale, au stade de développement, aux pratiques culturales, au type de sol et à sa profondeur (*Lebourg et al. 1996; Naidu et al. 2008*)

Le facteur le plus important de biodisponibilité des ETMs est la spéciation c'est à dire la forme physique et chimique des ETMs (*Tazisong et al. 2004; DALALAIN 2002; Nastaran 2011*).

Dans le sol, les métaux peuvent être répartis sous cinq formes principalement (**fig.5**): solubles, insolubles, échangeables, organométalliques, résiduelles (*Abollino et al. 2006*).

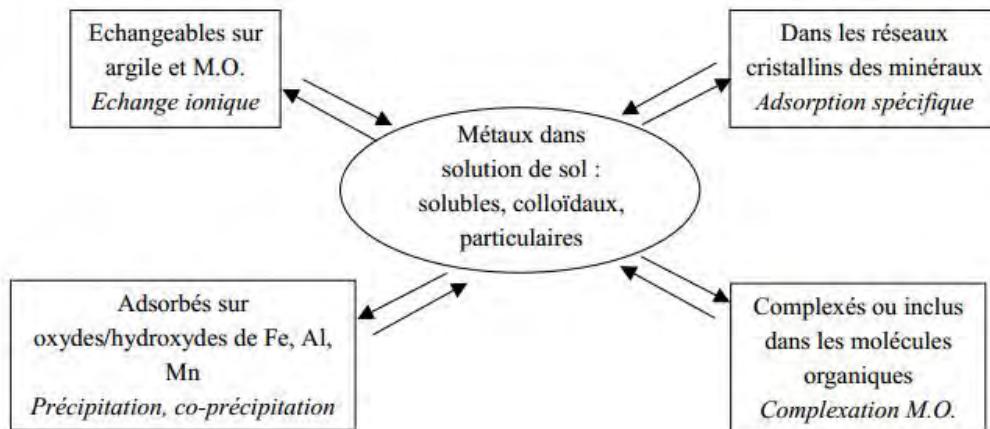


Figure 5 : formes et devenir des métaux dans le sol (Baize 2000).

La mobilité et la biodisponibilité des éléments traces métalliques sont contrôlées par les facteurs physicochimiques du sol : le pH³(fig.6) du CEC, le potentiel d’oxydoréduction, la nature granulométrique, la quantité de matière organique, la concentration du métal, les facteurs biologiques (fig.7) (mycorhizes, bactéries de la rhizosphère...) et les conditions climatiques (Liénard et Colinet 2014; Naidu *et al.* 2008).

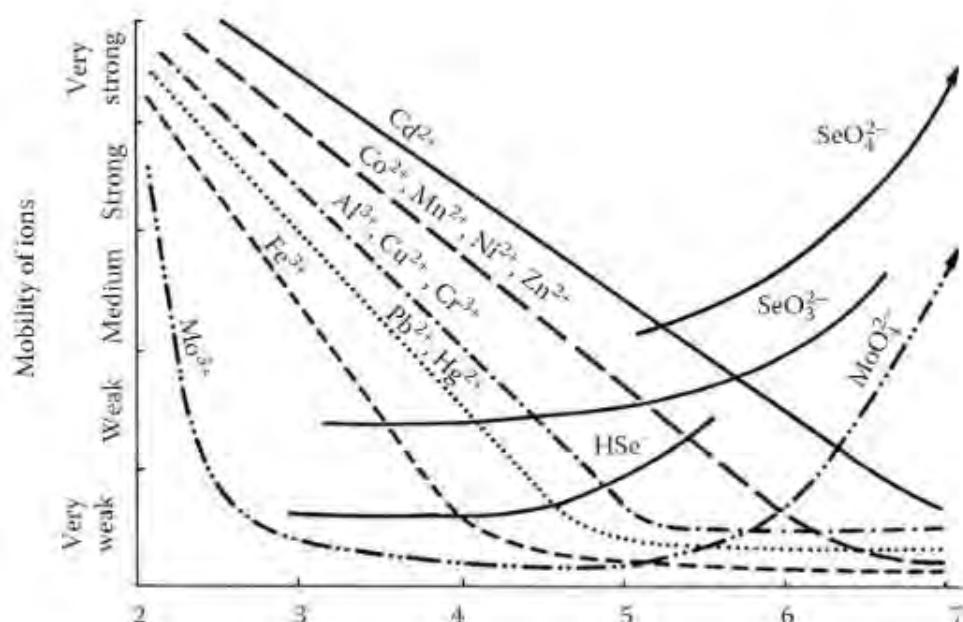


Figure 6: le rôle du pH dans la mobilité des entités chimiques.(Kabata-Pendias et Pendias 2001)

³ L’insolubilité des cations métalliques augmente généralement avec l’augmentation du pH (fig.6) (**Swift et McLaren 1991**). Les anions métalliques tels que Cr(VI), As et Se, la solubilité augmente avec le pH

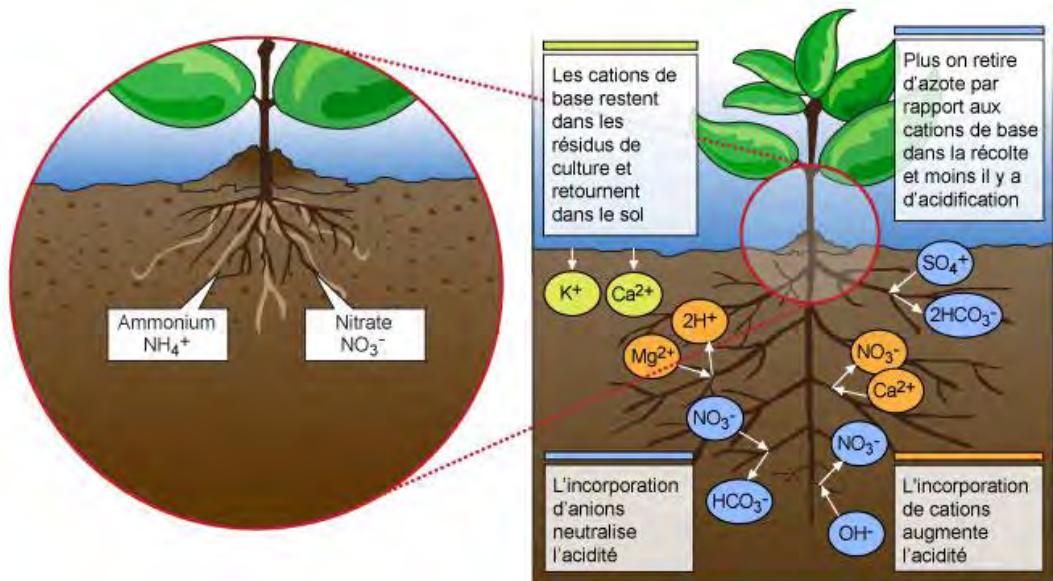


Figure 7: modification des conditions physicochimique du sol par les plantes (UVED 2006)

3. TOXICITÉ DES ÉLÉMENTS TRACES MÉTALLIQUES.

Certains éléments traces métalliques peuvent être assimilés à des oligo-éléments indispensables à la vie (Zn, Cu, Mn, Ni, Fe, Co et Se ...) pour leurs fonctions biologiques (déshydrogénases, protéinase, peptidase...). Mais même indispensables, ils peuvent produire des effets toxiques au-delà de certains seuils (*Kabata-Pendias et Pendias 2001; Baize 2009*). Par contre les métaux lourds qui retiennent plus l'attention sont ceux qui sont toxiques pour la santé humaine et l'environnement à faible dose parmi lesquels nous avons : As, Cd, Cr, Hg, Pb, Se, Tl, U... (*Papp 2011*).

Chez l'homme certains ETMs comme l'arsenic inorganique, le cadmium, le mercure et le plomb sont des toxiques cumulatifs, capables de s'accumuler le long de la chaîne alimentaire occasionnant un certain nombre de perturbations des équilibres et mécanismes biologiques (**tableau 2**) (*Toure et al. 2016; Assad 2018*).

La toxicité des ETMs vis-à-vis des essences végétales s'exerce de plusieurs façons différentes suite à une série d'interactions au niveau cellulaire/moléculaire. (*Jost 2018*).

Les ETMs peuvent entrer en compétition avec les éléments indispensables, établir des liaisons incontrôlées avec les groupements fonctionnels sulfhydryles (SH), carboxyle (COOH)..., inhibiter l'activité enzymatique, stimuler la formation des espèces réactives de l'oxygène

(ROS)⁴ dangereuses pour les macromolécules (**fig.9**) (*Fatarna, L. et al. 2017; Nzengue 2008*).

Tableau 1: effets toxiques des ETMs sur la santé (INERIS 2006)

Éléments	Effets
As	Toxique, possible cancérogène
Cd	Hypertension, dommages sur le foie
Cr	Cancérogène sous forme de Cr(VI)
Hg	Toxicité chronique et aiguë
Ni	Allergies de peau, maladies respiratoires, possible cancérogène
Pb	Toxique
Se	Essentiel à faibles doses, toxique à doses élevées

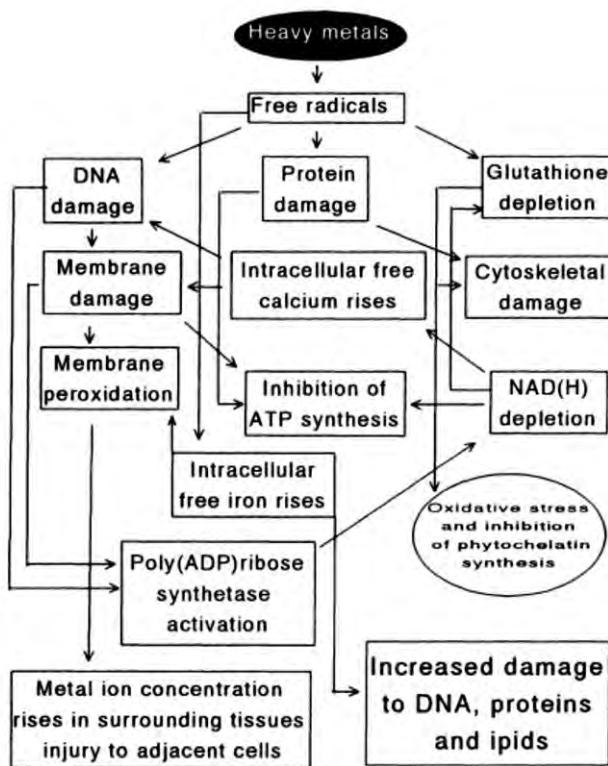


Figure 8: toxicité des ETMs sur les plantes

⁴ Exemple : le radical superoxyde ($O_2 \cdot^-$), le radical perhydroxyle ($HO_2 \cdot$), le radical hydroxyle ($\cdot OH$), le radical peroxyde ($RO_2 \cdot$) et le radical alkoxyle ($RO\cdot$), ainsi que des formes non radicales comme le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2)

La toxicité des éléments traces métalliques affecte plusieurs fonctions vitales chez les plantes, à l'exemple de la photosynthèse, la germination et la croissance des végétaux peut entraîner des chloroses, des nécroses, parfois même un enroulement des feuilles (**fig.10**) (*Jost 2018*)

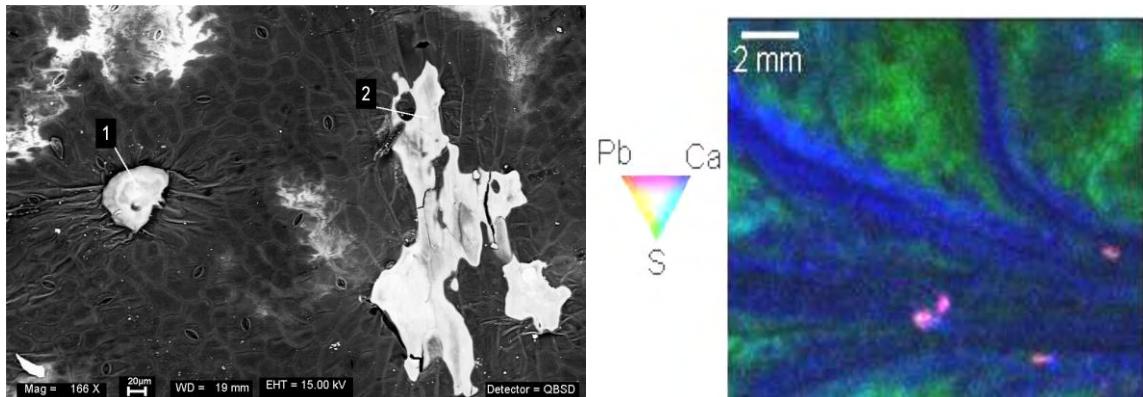


Figure 9: observation au MEB EDS des feuilles de salades nécrosées suite à une exposition au plomb et au cadmium et cartographie par microfluorescence x (Uzu et al 2009)

III. ADAPTATION DES PLANTES A L'EXPOSITION AUX ETMS

Ainsi certaines plantes résistantes peuvent pousser et survivre dans un sol contaminé avec des niveaux toxiques de métaux lourds qui sont autrement mortels ou nuisibles pour la croissance et la survie d'autres génotypes de la même espèce ou d'espèces différentes (*Remon 2006*).

En fonction de leur relation avec les concentrations en métaux du sol les plantes peuvent être regroupées en trois catégories (**fig.10**) :

- Les plantes excluantes chez qui les concentrations en ETMs dans les pousses sont maintenues à un niveau faible dans une large gamme de concentrations du sol, jusqu'à un niveau critique au-delà duquel le mécanisme de régulation est altéré entraînant un transport libre des ETMs.
- Les plantes indicatrices absorbent et transportent les métaux vers les pousses de manière à ce que la concentration interne reflète les niveaux externes, au moins jusqu'à ce que le seuil de toxicité ne se produise (*McGrath, Zhao, et Lombi 2002*).
- Les plantes accumulatrices concentrent dans leurs parties aériennes les ETMs quelque soit la teneur dans le sol. (*Hopkins 2003*).

Le terme plante hyperaccumulatrice a été introduit par Baker et Brooks en 1989 pour désigner les plantes qui peuvent accumuler des teneurs de $1000 \mu\text{g}$ de Ni par g de matière foliaire sèche. Les mêmes critères sont choisis pour déterminer les plantes hyperaccumulatrices de, Se, Cu, Co, Pb $> 1000 \mu\text{g g}^{-1}$, pour le Cd la teneur doit être $> 100 \mu\text{g g}^{-1}$ et $10\ 000 \mu\text{g g}^{-1}$ pour le Zn et le Mn (*Peer et al. 2005; McGrath, Zhao, et Lombi 2002*) (**fig. 10**).

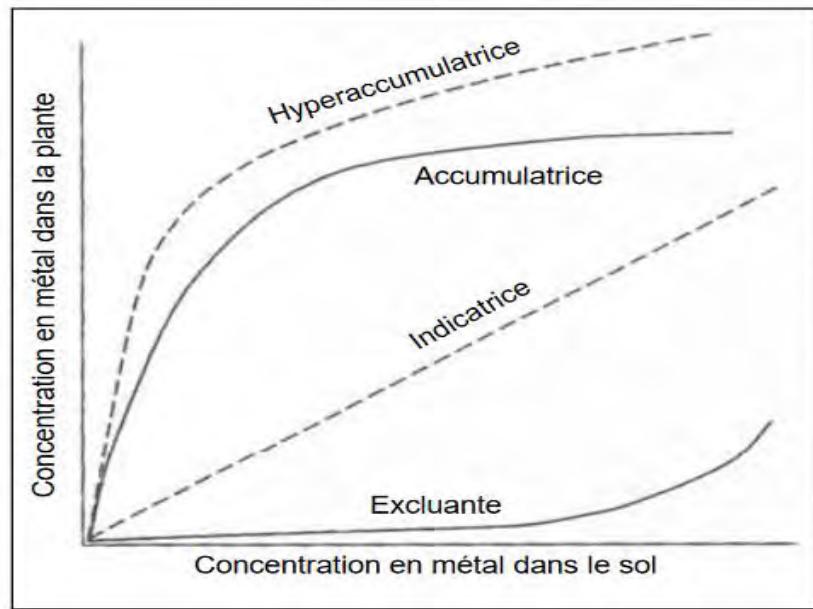


Figure 10: stratégies d'adaptation des plantes au stress métallique (Soussou 2013)

Les scientifiques comptent actuellement plus de 400 espèces de plantes hyperaccumulatrices de métaux lourds soit 0,2% des angiospermes.

Les principales familles de plantes hyperaccumulatrices de métal sont les suivantes : Astéracées, Brassicacées, Caryophyllacées, Cunoniacées, Cypéracées, Euphorbiacées, Fabacées, Flacourtiacées, Lamiacées, Poacées et Violacées. En Europe, la majorité des plantes hyperaccumulatrices appartiennent à la famille des Brassicaceae (*Testiati 2012*).

Les hyperaccumulatrices ont développé des mécanismes qui augmentent l'absorption, la translocation, la séquestration des métaux dans leur biomasse à des niveaux qui dépassent de loin ceux trouvés dans le sol (*Laghlimi et al. 2015*).

Des manipulations génétiques pourraient être mis en œuvre de manière à atteindre certaines des propriétés des hyperaccumulatrices (*Clemens, Palmgren, et Krämer 2002*).

Deux stratégies principales sont impliquées dans les phénomènes d'adaptation des plantes aux éléments traces métalliques : la stratégie d'évitement et la stratégie de tolérance (*Silvern 2013*).

1. MÉCANISME D'ÉVITEMENT. (FIG.8)

C'est la stratégie par laquelle les plantes se protègent du stress métallique en limitant l'absorption, la translocation des métaux lourds et maintiennent de faibles niveaux de contaminants dans leurs tissus aériens sur une large gamme de concentrations dans le sol

(Remon 2006; Zineb, Samah, et Samia 2016; Jacob 2001). La paroi cellulaire et les exsudats racinaires interviennent principalement dans cette stratégie.

Les parois cellulaires végétales ont des structures très complexes composées et divers propriétés chimiques permettant aux végétaux de moduler le transfert des métaux lourds dans le cytoplasme. Cette modulation se fait en modifiant la capacité de fixation des ions et/ou en diminuant l'absorption des ions métalliques au niveau des canaux ioniques modifiés, et/ou en éliminant les métaux des cellules avec des pompes d'efflux actives (**Tong, Kneer, et Zhu 2004; Hall 2002**).

Les plantes peuvent également limiter l'entrée des métaux en les immobilisant dans la rhizosphère grâce aux exsudats racinaires à l'extérieur de la membrane plasmique. L'un des principaux rôles des exsudats racinaires est de chélater les métaux et d'empêcher leur absorption dans les cellules (**Hall 2002; Lapie 2019**).

2. MÉCANISMES DE TOLÉRANCE

L'accumulation d'un métal donné est sous le contrôle de gènes spécifiques. Ces gènes de la tolérance de métaux sont préexistants à une faible fréquence dans les populations non tolérantes de certaines espèces végétales (**Silvern 2013**).

La régulation de la hausse des enzymes antioxydantes⁵ est également impliquée dans la tolérance au stress oxydatif dû aux métaux lourds toxiques (**Freeman et al. 2004**).

L'accumulation des métaux lourds par une plante est un processus impliquant l'absorption du métal, le chargement du xylème, la translocation, la compartimentation suivie de la détoxicification et de la séquestration dans les tissus de la plante(**Clemens, Palmgren, et Krämer 2002; Silvern 2013; Cai et Ma 2002**).

1.1. ABSORPTION DES ÉLÉMENTS TRACES MÉTALLIQUES.

Les plantes sont exposées aux éléments traces métalliques par voie racinaire et par dépôt et pénétration foliaire (**fig.12**) (**Uzu et al. 2009**). Les mécanismes d'absorption et de translocation des métaux lourds ne sont pas identiques à toutes les plantes (**IMPEMS et al. 1979**).

⁵ Exemple de la catalase, la superoxyde dismutase et certaines peroxydases etc....

En général, les plantes absorbent vers l'endoderme facilement les ETMs dissous dans les solutions du sol sous forme ionique ou chélatée par des mécanismes passifs (non métaboliques) ou actifs (métaboliques) (**fig.14**) (**Reid 2001**).

Les ETMs sont prélevés à travers les stomates des feuilles sous forme gazeuse (Se, As, Hg), et sous forme ionique ils pénètrent surtout à travers les cuticules des feuilles. (**Prasad et Hagemeyer 1999**).

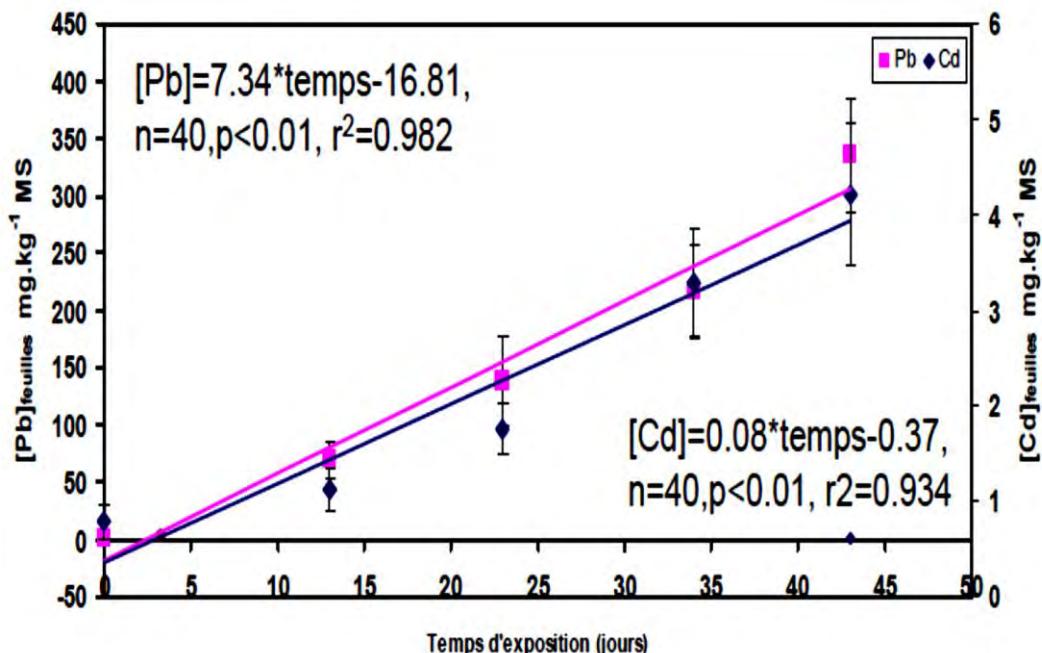


Figure 11 : teneurs en plomb et cadmium dans les feuilles de salades exposées aux retombées atmosphériques d'une usine de batterie (Uzu et al. 2009).

Il existe deux voies par lesquelles les ETMs peuvent être absorbés par les racines. La première est une voie apoplastique et la seconde est la voie symplastique (**Chaudhary, Agarwal, et Khan 2018**).

Pour charger le xylème le flux apoplastique des métaux du cortex racinaire à la stèle est empêché par la bande endodermique de Caspary. Par conséquent, pour franchir cette barrière les métaux doivent emprunter la voie symplastique en passant par les transporteurs transmembranaires et les canaux spécifiques (**Mahmood 2010**).

1.2.LA TRANSLOCATION DES ETMs DANS LA PLANTE

Une fois le xylème chargé les ions métalliques sont soit stockés par les racines, soit transloqués vers les autres parties de la plante à travers les vaisseaux du xylème.

Ces vaisseaux ont une grande capacité d'échange cationique, la translocation ne se produit alors qu'après saturation des sites d'échange (*Senden et al. 1992*). Elle est cependant facilitée par la complexation du métal grâce aux chélateurs de faible poids moléculaire : les acides organiques, les acides aminés et les thiols et le flux de transpiration (*Przemeck et Haase 1991; Jan et Parray 2016*).

1.3.DÉTOXIFICATION ET SÉQUESTRATION DES ETMs

La dernière étape de l'accumulation de la plupart des métaux est la séquestration. Les métaux transportés par le flux de la sève du xylème sont redistribués par le phloème et ils seront séquestrés dans des compartiments cellulaires notamment dans la vacuole après détoxification par les chélateurs du cytosol et passage à travers les transporteurs du tonoplaste (**fig.12**) (*Peer et al. 2005; Jan et Parray 2016; Tarradellas, Bitton, et Rossel 1996; Brunetti et al. 2015*).

On distingue plusieurs chélateurs d'ETMs parmi lesquels les acides organiques, les acides aminés, les phytochélatines, les métallothionéines (*Silvern 2013*).

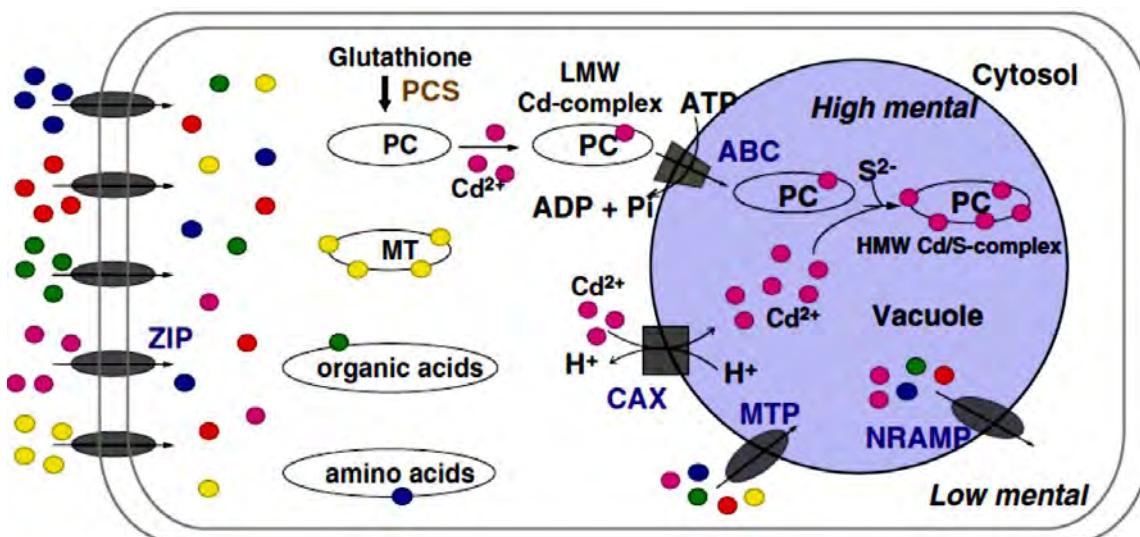


Figure 12: mécanismes cellulaires et les transporteurs impliqués dans le transport, la détoxification la séquestration vacuolaire des ETMs dans la cellule végétale. (Assunção et al. 2001)

IV. LA PHYTOREMEDIATION

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; Prasad et Hagemeyer 1999*).

La phytoremédiation est une technologie qui exploite le potentiel des végétaux et des microorganismes qui leur sont associés pour extraire, dégrader, stabiliser ou volatiliser les métaux lourds contenus dans les milieux naturels (*Vanobberghen 2010; Susarla, Medina, et McCutcheon 2002*).

La plante sélectionnée dans la phytoremediation doit dans la mesure du possible, présenter les qualités suivantes : tolérante aux concentrations en polluants, accumulatrice, un système foliaire et racinaire développé, une activité de croissance intense, une extraction rapide, une « machinerie » interne pour métaboliser les polluants, adaptable au climat local, une certaine résistance aux parasites et aux maladies, une facilité de gestion (*Miguel 2011; Evangelou et al. 2013*).

1. LES MÉCANISMES GÉNÉRAUX DE PHYTOREMEDIATION

En fonction de la réaction des plantes vis à vis du métal lourd la phytoremédiation recouvre différents procédés dont les principaux qui s'appliquent le plus souvent sont : la rhizofiltration ; la phytostabilisation ; phytodégradation; la phytoextraction ; la phytovolatilisation (**fig.13**) (*Dupuy 2014*).

- La rhizofiltration est une technique qui utilise des plantes aquatiques et ou plantes terrestres ayant un fort pouvoir d'évapotranspiration pour traiter les eaux polluées (*Raskin, Smith, et Salt 1997*).
- La phytostabilisation consiste en l'utilisation des capacités de la plante à immobiliser et à réduire les risques de transferts horizontaux et verticaux des traces métalliques du sol (*Hénault-Ethier 2016*).
- La phytodégradation ou phytotransformation utilise la capacité des plantes à absorber et dégrader les polluants organiques en sous-produits peu ou pas toxiques pour la plante (*Newman et Reynolds 2004*).
- La phytoextraction ou phytoaccumulation consiste à utiliser les capacités qu'ont certaines plantes à transférer les ETMs et dans des cas plus rares des polluants organiques comme les perchlorates des racines jusqu'au niveau des tissus foliaires
- La phytovolatilisation utilise les plantes pour extraire les polluants organiques et les ETMs du sol puis les transforment en substances volatiles peu ou pas toxiques qui seront ensuite éliminées par évapotranspiration via les stomates ou les tiges.

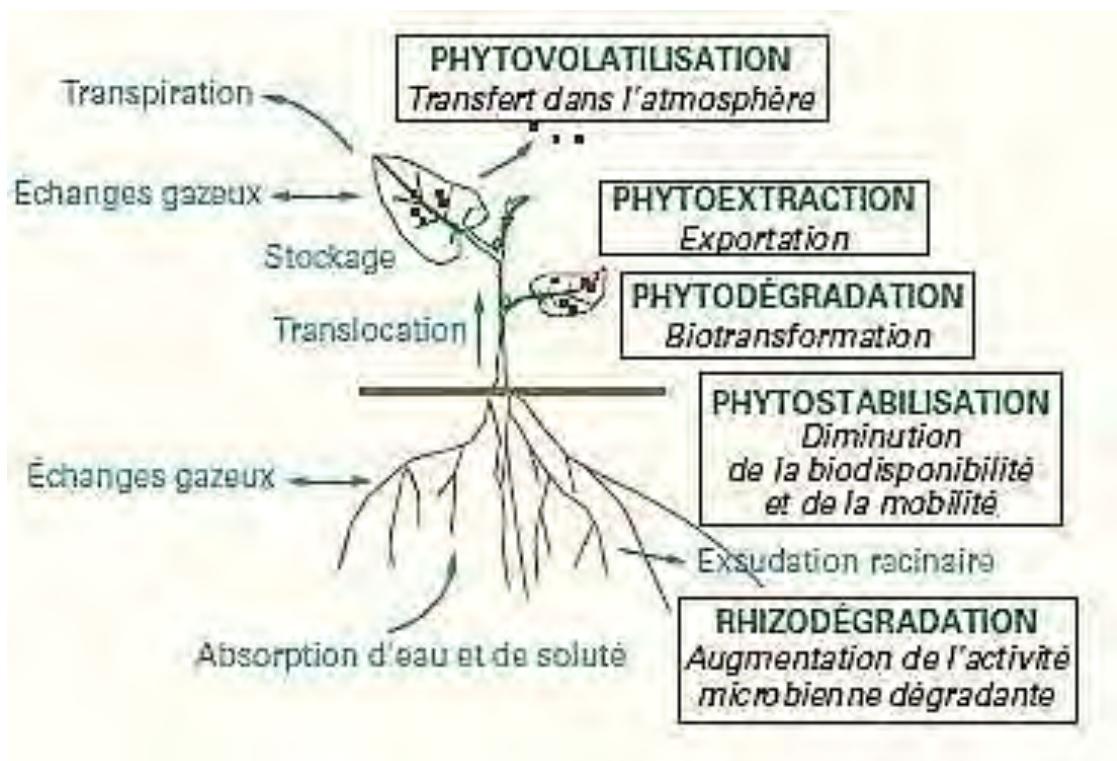


Figure 13: les principaux types de phytoremédiation

Tableau 2: nature des polluants phytoremédiés (Susarla, Medina, et McCutcheon 2002)

Type de phytoremédiation	Polluants phytoremédiés
Phytoextraction	ETM et quelques composés organiques : BTEX (benzène, éthylbenzène, toluène, xylène), pentachlorophénol....
Rhizofiltration	ETM et composés organiques.
Phytovolatilisation	Sélénium, mercure, quelques solvants chlorés (tri- et tétra-chloroéthane, tétrachlorométhane).
Phytostabilisation	ETM, potentialité pour des solvants chlorés (tri- et tétra-chlorométhane).
Phytodégradation	Organiques : explosifs (HMX, nitrobenzène..), pesticides, solvants chlorés bromure de méthyle, tétrabromoéthane.
Rhizodégradation	Organiques : HAP, pesticides PCB, solvants chlorés (tri- et tétra-chloroéthane).

La phytoremédiation naturelle est lente et principalement entravée par la faible biomasse des hyperaccumulatrices. La phytoextraction induite s'opère par le biais de cultures à forte biomasse dans lesquelles l'accumulation des métaux est améliorée par des amendements du

sol qui augmentent la phytodisponibilité des métaux et leur translocation de la racine à laousse (**fig 14**) (*Mahmood 2010*).

La phytoremediation est induite en utilisant des amendements inorganiques et organiques (*Hénault-Ethier 2016*).

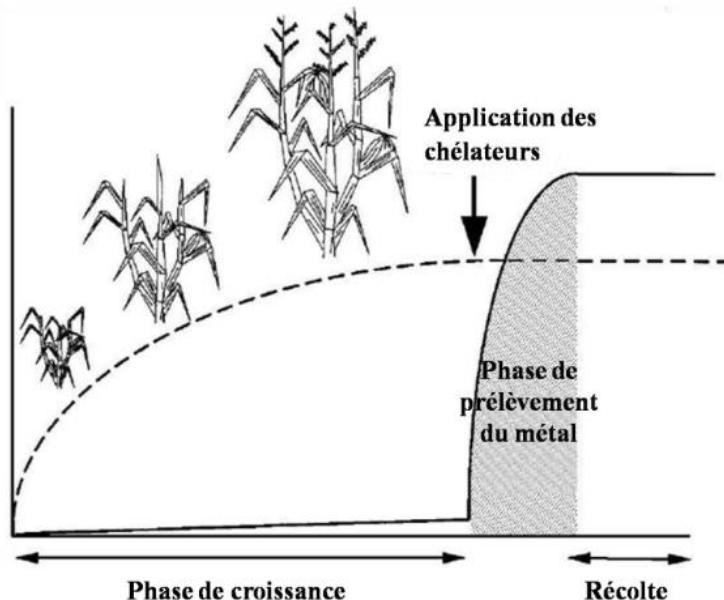


Figure 14: phytoremédiation induite par un chélateur(Salt, Smith, et Raskin 1998)

2. AVANTAGES ET LIMITES

La phytoremediation présente des intérêts d'ordre environnemental et économique. En effet, cette technique n'entrave ni l'activité biologique ni ne détruit la structure des sols et des écosystèmes en général. Ce qui en fait une technique facilement acceptée par le public dans le contexte de la préservation de l'environnement, du développement durable, et dans l'aspect esthétiquement plaisant de son application.

En plus, le coût de la technique est bien inférieur à celui de procédés traditionnels in situ. Les plantes peuvent être facilement surveillées et récoltées afin de traiter et d'utiliser la biomasse végétale, les métaux lourds peuvent aussi être récupérés et réutilisés (*HUYNH 2009*)

Cependant les recherches en cours révèlent que l'application de cette technique n'est pas très évidente. La phytoremediation présente plusieurs limites dues au temps long de restauration, le nombre limité d'éléments traces métalliques extractibles, la profondeur de l'influence racinaire (*Bhargava et al. 2012*).

DEUXIEME PARTIE : METHODOLOGIE

I. MATERIELS ET METHODES

Cette présente étude a été réalisée sur une surface maraîchère située à l'entrée de la décharge dans le quartier Darou-Salam (**DS**). La méthodologie utilisée a pour objectif de caractériser la contamination aux cadmium et plomb des échantillons de sol et de plante sauvage et cultivé afin d'évaluer quantitativement le risque sanitaire.

1. ÉCHANTILLONNAGE

1.1.ÉCHANTILLONNAGE DE SOL

Le transfert vertical et horizontal des polluants vers des niveaux différents du sol dépend de plusieurs paramètres dont les caractéristiques du sol, du type de polluants, de la configuration du site... (*Pellet et Laville-Timsit 1993*).

Ainsi le plan d'échantillonnage choisi dans cette étude a pour objectif de déterminer la distribution horizontale de la pollution au Cd et du Pb dans les sols.

Cependant la surface maraîchère de Darou Salam étudiée pourrait présenter une grande hétérogénéité principalement à cause des activités agricoles et de la diversité des polluants rejetés dans la décharge. Pour pallier à cette hétérogénéité nous avons réalisé des échantillons composites inspirés des travaux de *Pellet et Laville-Timsit 1993*.

1.2.PLAN ET MÉTHODE D'ÉCHANTILLONNAGE.

Pour atteindre cet objectif nous avons effectué un maillage du champ avec des carrés d'environ 37 mètres de côté et les points de prélèvement se trouvant à l'intérieur des mailles (**fig.15**).

Des échantillons composites sont obtenus dans le champ et hors du champ en effectuant lorsque la topographie du terrain le permet 2 ou 3 prélèvements par niveaux. Les prélèvements sont ensuite homogénéisés. Après l'échantillonnage du sol, la surface a été restaurée au mieux avec une partie de la terre excavée ceci afin de limiter la plus possible l'impact de notre prise d'échantillon.

Dans la station (**DS**) nous avons obtenus 5 échantillons (échantillon **DS0** ; **DS1** ; **DS2** ; **DS3** ; **DS4**). **DS0** correspond à l'échantillon le proche de la décharge et prélevé hors du champ pour servir de comparaison, les échantillons DS1 ; DS2 ; DS3 ont été prélevés dans le champ et

enfin DS4 correspond à l'échantillon le plus éloigné de la décharge et situé en dehors du champ. Les échantillons sont ensuite amenés au laboratoire de biologie végétale à des fins de caractérisations physicochimiques et de dosage des ETMs.

1.3. MATÉRIELS ET MÉTHODES DE PRÉLÈVEMENT

Les prélèvements de sols ont été effectués au niveau de la zone d'influence racinaire c'est-à-dire entre 0 et 20cm après excavation des sédiments et raclage préalable des parois à l'aide d'une cuillère en plastique pour ôter la couche superficielle où les passages de la truelle ont engendré un mélange de sédiments.

Les outils utilisés sont lavés après chaque prélèvement avec une solution détergente puis rincés avec de l'eau de robinet pour éviter une contamination éventuelle tout en prenant la précaution de ne pas contaminer le liquide de rinçage.

Les échantillons sont stockés dans des sacs en polyéthylène étiquetés et soigneusement fermés.

1.4. ÉCHANTILLONNAGE DE PLANTE.

Un des premiers critères indispensables au choix d'une plante pour son utilisation en phytoremédiation, repose sur sa capacité à s'adapter et à survivre à des conditions de pollutions d'origine anthropique (*Miguel 2011; Peer et al. 2005*).

Des visites récurrentes autour du site nous ont permis de découvrir une flore sauvage et des végétaux comestibles cultivés autour de la décharge qui pourraient présenter une tolérance vis-à-vis des métaux lourds du sol provenant de celle-ci.

Le choix de plantes de la communauté végétale sauvage déjà implantée dans ce site pourrait permettre de trouver des candidates à la phytoremédiation. Parmi les espèces sauvages nous avons choisi *Heliotropium bacciferum* Forsk (*photo.2*) (*fig.16*) bien représentée dans la zone DS0 très proche de la décharge et qui présente une vitalité qui laisse présager une parfaite adaptation au milieu.

Pour évaluer quantitativement la bioaccumulation de cadmium et de plomb et le risque sanitaire lié à la consommation des produits maraîchers cultivés dans ce champ nous avons choisi la laitue : *Lactuca Sativa* (*photo.3*) (*fig.17*) qui est une spéculaire très cultivée dans la zone.

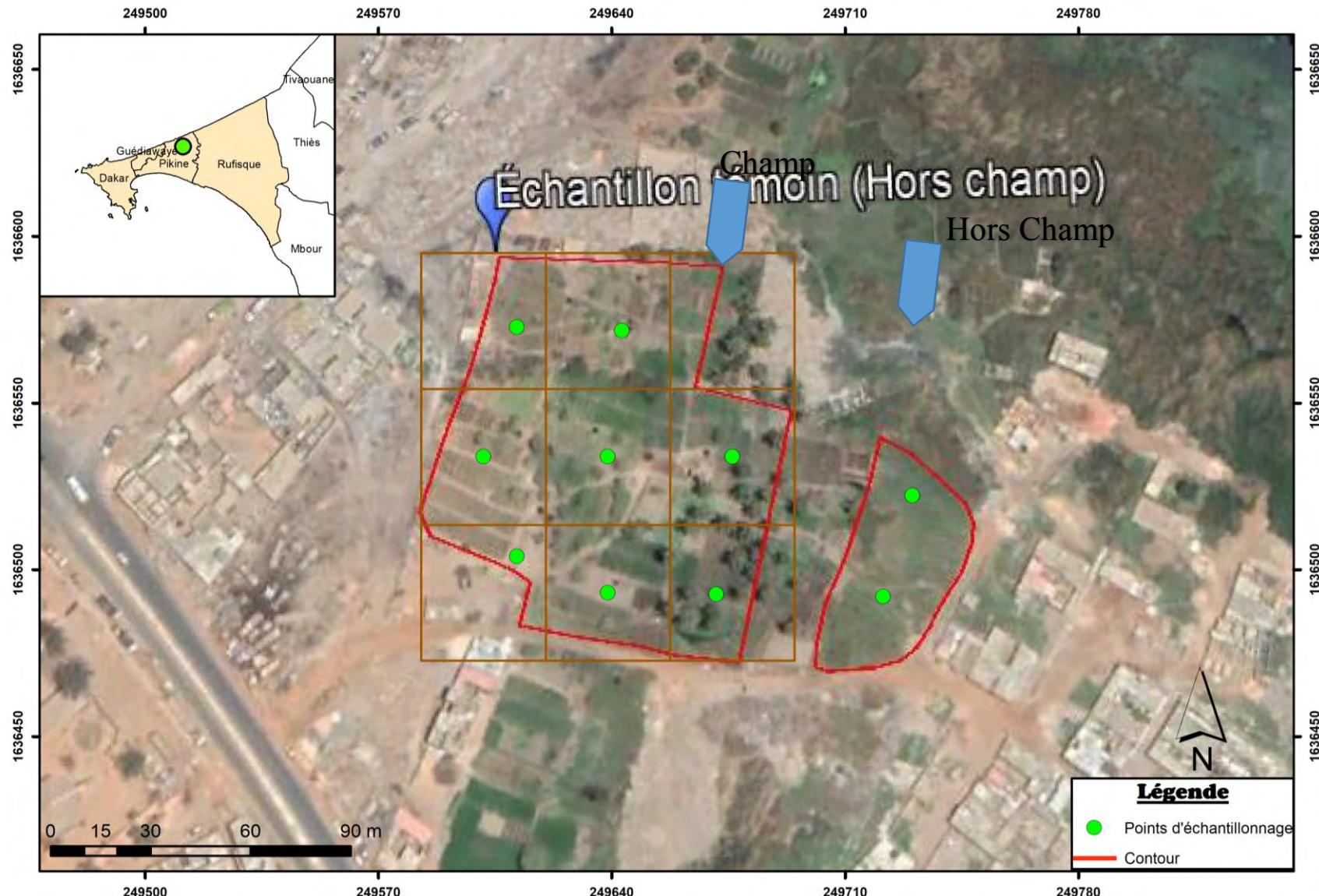


Figure 15: plan d'échantillonnage

2. DESCRIPTION DES ÉCHANTILLONS DE PLANTES.

L'identification de ces espèces est réalisée au niveau de l'herbier du laboratoire de botanique et de la biodiversité de l'UCAD en utilisant la flore illustrée.

2.1. HELIOTROPIUM BACCIFERUM FORSK(PHOTO 2 FIG.16)

Plante herbacée de la famille des boraginacées, ramifiée, vivace, haute de 15 à 50 cm., ou à tiges plus ou moins étalées d'abord au sortir du collet. Feuilles alternes avec un limbe elliptique, parfois plus ou moins lancéolé, long de 4 à 8 cm., large de 8 à 15 mm.

En saison sèche les feuilles sont plus courtes, plus resserrées, les marges fortement ondulées. Fleurs en cymes scorpioïdes sont de couleurs blanches.

2.2. LACTUCA SATIVA(PHOTO 3 FIG.17)

Plante herbacée annuelle de la famille des astéracées. Glabre, atteint 100 cm de haut, forme une rosette basale dense un système racinaire superficiel. Feuilles de la rosette lâches ou disposées en pomme plus ou moins compacte ; feuilles caulinaires sessiles disposées en spirale.

Inflorescence : capitule.

. Plantule à germination épigée.



Photo 2: *Heliotropium bacciferum* avec inflorescence



Figure 16: *Heliotropium bacciferum*(flore du Sénégal)



photo 3: Lactuca sativa



Figure 17: Lactuca sativa

3. MÉTHODES ANALYTIQUES

3.1. PRÉPARATION DES ÉCHANTILLONS.

3.1.1. MATIÈRE VÉGÉTALE.

Le matériel végétal est préalablement rincé à l'eau de robinet puis à l'eau distillée afin d'éliminer les fines particules de sol. Ensuite les feuilles, tiges et racines des plantes sont séparées puis séchées à l'air libre (**photo.4**) puis à l'étuve à 65°C (**photo.5**) pendant 48h.

Au terme du séchage les feuilles sont écrasées à l'aide d'un mortier en porcelaine pour obtenir une poudre fine. La poudre est ensuite tamisée et conservée dans des tubes en verre avant la minéralisation et la détermination des teneurs en ETMs.

3.1.2. PRÉPARATION DE L'ÉCHANTILLON DE SOL

Les échantillons de sols sont préparés selon la norme NF ISO 11464. Ils sont séchés d'abord au laboratoire pendant 48 h. Les particules de taille supérieure à 2 mm sont éliminées par tamisage (**Pellet et Laville-Timsit 1993; Kebir 2011**). La technique des quartages définit par la norme AFNOR NF X 31-427 a permis d'obtenir un échantillon intermédiaire de quantité raisonnable pour les analyses physicochimiques et les dosages en ETMs (**Kebir 2011**). L'homogénéisation des échantillons de sols par cette technique permet de réduire les erreurs sur la composition du sol liée à son hétérogénéité.

Pour le dosage des ETMs, les échantillons de sols sont séchés à une température de $105 \pm 5^\circ\text{C}$ selon la norme NF ISO 11465 à l'étuve (**Kebir 2011**) pendant 48 heures.

Pour éviter la contamination des échantillons par des métaux les tamis utilisés sont en matière plastique (**Schwartz 1997**)



Photo 4: séchage des échantillons de végétaux et de sol au laboratoire.



Photo 5: étuve utilisée lors du séchage des échantillons

3.2. DÉTERMINATION DES CARACTÉRISTIQUES PHYSICOCHIMIQUES DU SOL.

Les protocoles de détermination de la granulométrie, de la teneur en matière organique, et de la quantité de carbonate ont été obtenus au laboratoire de géologie de la faculté des sciences et techniques de l'UCAD.

3.2.1. DÉTERMINATION DE LA GRANULOMÉTRIE

L'analyse granulométrique consiste à déterminer la distribution de la taille des particules, ou composition granulométrique du sol. La technique utilisée au laboratoire de géologie du département est le tamisage.

Il est effectué après séchage du sol à l'air libre et à l'aide d'une tamiseuse vibro-magnétique (**photo 6**) disposant d'une colonne composée de 17 tamis classés dans l'ordre de maille décroissante (**tableau 3**):

Tableau 3: échelle de classification de la fraction minérale du sol retenue par les tamis.

Diamètre tamis	Type de particules
Fond de tamis (FT)	Argiles
50µm	Limons
63µm, 80µm, 100µm	Sables très fins
130µm, 160µm, 200µm, 250µm	Sables fins
315µm, 400µm, 500µm	Sables moyens
630µm, 800µm, 1000µm	Sables grossiers
1250µm, 1600µm.	Sables très grossiers

100g de chaque échantillon de sol versés dans la colonne de tamis sont soumis à une vibration pendant 15mn. La pesée des refus des tamis a permis de calculer le pourcentage de chaque groupe de particules selon la formule

$$\% \text{ des refus} = 100 * m/M$$

m : Masse des refus

M : poids total de l'échantillon



photo 6: tamiseuse vibro-magétique

3.2.2. DÉTERMINATION DE LA TENEUR EN MATIÈRE ORGANIQUE (MO)

Le protocole de détermination de la MO utilisé ici consiste à peser 10 g de sol séché à l'air libre dans un bécher de 300 ml. Ajouter 50ml d'eau déminéralisée et 7,5 ml de H₂O₂. L'échantillon est placé à température ambiante couvert avec un verre de montre. Laisser l'oxydation initiale de la matière organique compléter et ensuite placer l'échantillon sur une plaque chauffante et chauffez à 100°C (**photo 7.**). Ajoutez quatre échantillons de 5 à 7,5 ml de H₂O₂ à intervalles de 30minutes jusqu'à ce que l'oxydation de la matière organique est terminée.



photo 7: oxydation de la matière organique

Les résultats sont exprimés en pourcentage d'après la formule :

$$\%MO = M_1 * 100 / M_0$$

Avec **%MO** le pourcentage de matière organique

M₀ la masse initiale obtenue après séchage

M₁ la masse obtenue après oxydation de la matière organique.

3.2.3. DÉTERMINATION DE LA TENEUR EN CALCAIRE.

La détermination de la teneur en carbonate de calcium dans les échantillons de sols est effectuée par séchage après attaque à l'acide chlorhydrique dilué à 30%.

100g d'un échantillon de sol sont d'abord lavés à l'eau de robinet pour enlever les impuretés. L'échantillon est ensuite séché au four puis après refroidissement on verse de l'acide chlorhydrique pour décomposer tous les carbonates présents. Après attaque, l'acide est éliminé par lavage à l'eau et l'échantillon est séché à nouveau puis pesé (**photo8**). Les résultats sont exprimés en pourcentage d'après la formule :

$$\%MC = M_1 * 100 / M_0$$

Avec **%MC** le pourcentage de carbonate

M₀ la masse initiale obtenue avant l'attaque

M₁ la masse obtenue après décomposition des carbonates.



photo 8: détermination de la teneur en carbonate par attaque acide.

3.2.4. MESURE DU PH(EAU) ET DE LA CONDUCTIVITÉ DU SOL

Le pH des échantillons est mesuré dans un extrait aqueux avec un rapport sol/eaу déminéralisée (distillée) de 1/2,5 suivant la méthode décrite dans la norme internationale (NF ISO 10390, 2005). Dans un bécher de 250 ml, 20 g du tamisat sont mélangés avec 50 ml d'eaу déminéralisée. La mesure du pH est effectuée à l'aide d'un pH-mètre (**photo 9**) après 30 mn d'homogénéisation à l'agitateur électrique.

Le volume de la solution est complété à 200ml par ajout de 150ml d'eaу distillée dans le bécher puis on mesure la conductivité de la suspension de sol avec une électrode de verre, en remuant bien juste avant d'immerger les électrodes dans la suspension.



photo 9: pH-mètre et conductimètre utilisé.

3.2.5. BILAN IONIQUE

Il permet de déterminer l'origine de la salure du sol déterminé par la conductivité à 25°C. Les analyses ont été effectué à l'institut national de pétrologie (INP) où les concentrations en ions majeurs (Na^+ , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , SO_4^{2-} et HCO_3^{2-}) ont été mesurées.

3.3. DÉTERMINATION DE LA TENEUR EN MÉTAUX LOURDS.

3.3.1. MINÉRALISATION

Elle a pour but de détruire la matrice organique et de dissoudre les métaux à doser, ce qui réduira alors la possibilité d'effet de matrice et d'autres interférences (**Labat 2010; Bisen 2014**). Le protocole de minéralisation par voie humide utilisé par le Centre Régional de Recherches en Ecotoxicologie et Sécurité Environnementale Ceres locustox est réalisé comme suit : 2g d'échantillon de matériel végétal et 1,5 g de sol sont chacun déposé chacun dans un tube en téflon dans lequel on ajoute 3,5 ml d'acide nitrique et 10,5 ml d'acide chlorhydrique pur. Le dispositif est ensuite chauffé jusqu'à minéralisation complète puis les échantillons filtrés dans des fioles de 50ml et lavés avec de l'acide dilué (0,1N).

3.3.2. DÉTERMINATION DE LA TENEUR EN MÉTAUX LOURDS PAR SPECTROSCOPIE D'ABSORPTION ATOMIQUE.

La détermination de la teneur en Cd et Pb sur les minéralisats été réalisée par spectroscopie d'absorption atomique (SAA) au CERES-Locustox. Après le dosage du Cd et du Pb dans les échantillons de sol et de plantes, les résultats sont exprimés en mg/kg de matière sèche.

4. ÉVALUATION QUANTITATIVE DU RISQUE SANITAIRE (EQRS)

La contamination des sols par les métaux lourds est considérée comme un problème majeur de sécurité alimentaire en raison de leur toxicité et leur accumulation dans la chaîne trophique provoquant ainsi des effets indésirables en particulier sur la santé humaine suite à la consommation de produits agricoles.

La seule proximité de ce champ avec la décharge de Mbeubeuss (**photo.1**) et les sources d'eaux d'arrosage comporteraient des risques pouvant compromettre la qualité sanitaire des différentes spéculations que ce présent essai tentera d'évaluer en prenant la salade *Lactuca sativa* comme objet d'étude.

Ensuite le niveau d'accumulation de Cd et Pb dans la salade cultivée autour de la décharge permettra d'estimer le risque sanitaire encouru par la population.

L'évaluation quantitative du risque sanitaire (EQRS) repose sur « *l'utilisation de faits scientifiques pour définir les effets sur la santé d'une exposition d'individus ou de populations à des matériaux ou à des situations dangereuses* » La conduite d'une évaluation quantitative des risques sanitaires telle que préconisée par le *National Research Council* américain en 1983, implique une démarche en 4 étapes (**Barbillon, Aubry, et Manouchehri 2019; Liu et al. 2013**):

- Identification des dangers,
- Sélection des valeurs toxiques de référence pour chaque polluant considéré
- Évaluation de l'exposition,
- Caractérisation des risques.

Nous adoptons ici une approche déterministe. En pratique un scénario sera considéré pour le calcul des Doses Journalières Admissibles(**DJA**) ou Valeurs Toxicologiques de Références(**VTR**).

Les VTR sont des indices toxicologiques de références établis par des instances internationales comme l'OMS ou des structures nationales : ATSDR, US EPA, Santé Canada, RIVM (**ANNEXE 4**).

La comparaison DJE par rapport à la DJA permettra de caractériser le risque.

4.1. ÉVALUATION DE L'EXPOSITION

L'hypothèse maximaliste est utilisée ici c'est à dire le scénario d'exposition où l'individu est le plus exposé. Et nous allons considérer en outre que l'ingestion de salade est la seule voie d'exposition, la consommation de salade est régulière et journalière et la quantité de salade consommée est égale pour tout adulte et enfant.

En multipliant la quantité de salade consommée et la concentration en ETMs nous pouvons déterminer la dose journalière d'exposition par ingestion.

$$\text{DJE (mg/kg/j)} = \mathbf{C} \times \mathbf{Q} \times \mathbf{F/P}$$

(*Ouro-Sama et al. 2014*) avec

C : la concentration de l'ETM dans la salade

Q : quantité de salade consommée par jour

F : Fréquence d'exposition (F=1)

P : Poids corporel

4.2. LA CARACTÉRISATION DU RISQUE

Pour les effets toxiques à seuils, l'expression déterministe de la survenue d'un effet toxique dépend du dépassement de la VTR ou DJA. C'est-à-dire l'effet toxique survient au-delà d'une certaine dose administrée de produit toxique. En deçà de cette dose, le risque est considéré comme nul. Sont classés dans la famille des effets toxiques à seuils les effets non cancérogènes. L'effet peut être différent selon la voie d'exposition de l'organisme. Pour une exposition par voie orale, les VTR sont exprimées en masse de substance par kilogramme de poids corporel et par jour (**mg/kg pc/j**).

On calcule alors un quotient de danger (QD) ou Indice de Risque (IR), qui correspond au rapport de la dose journalière exposition sur la VTR.

$$\mathbf{QD = DJE/VTR}$$

Avec DJA = VTR = Dose Journalière Admise (mg/kg/j).

Si QD < 1, cela signifie que la population exposée est théoriquement hors de danger

Si QD > 1, l'apparition d'un effet toxique ne peut pas être exclue.

5. ANALYSES STATISTIQUES

Les valeurs de pH et de la conductivité obtenues sont représentées pour chaque traitement par la moyenne arithmétique des répétitions plus ou moins l'écart type (Sd) ainsi que les maxima et minima.

Le test de corrélation de Pearson a été utilisé pour établir une relation entre le pH et la teneur en carbonate.

Les analyses statistiques et les graphiques ont été réalisés en utilisant les logiciel Excel et SPSS.

II. RESULTATS ET DISCUSSION

1. CARACTÉRISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES DU SOL.

Les caractéristiques physico-chimiques du sol sont les principaux facteurs qui influencent les phénomènes de mobilités et de biodisponibilité des ETMs.

1.1 LA GRANULOMÉTRIE

Tous les échantillons de sols présentent des pourcentages de matériaux sableux plus élevé que le matériel argileux et limoneux. Le pourcentage de sables fins dans tous les échantillons est compris entre 72,37% et 82,84%. La quantité d'argile et de limon ne dépasse pas respectivement 0,5% et 0,03% (**tableau 6**).

Tableau 4: distribution granulométrique des échantillons de sol

Types de grains	DS0 (hors champ)	DS1	DS2	DS3	DS4 (hors champ)
sables très grossiers	0,07	0,23	0,29	0	1,37
sables grossiers	0,28	0,66	1	0,23	0,59
sables moyens	9,04	12,03	14,87	20,51	19,27
sables fins	82,84	81,74	76,32	73,36	72,37
limons	0,5	0,21	0,2	0,16	0,07
argile	0,03	0,03	0,01	0,01	0,01

Le pourcentage moyen des fractions minérales des échantillons de sols présenté dans la figure 33 montre : un pourcentage moyen de 77,33% de sables fins (de diamètre 130 et 250µm), 15,14% sables moyens (de diamètre 315 et 500µm), 6,34% de sables très fins (de diamètre 63 et 100µm), 0,6% de sables grossiers (de diamètre 1250 et 1600µm). La partie restante du sol constituée par les limons (50µm) et les argiles (de diamètre < 50µm) représente moins de 1%(**fig.18**).

La projection des sols sur le triangle textural montre que le type textural du sol est sableux (**fig.19**)

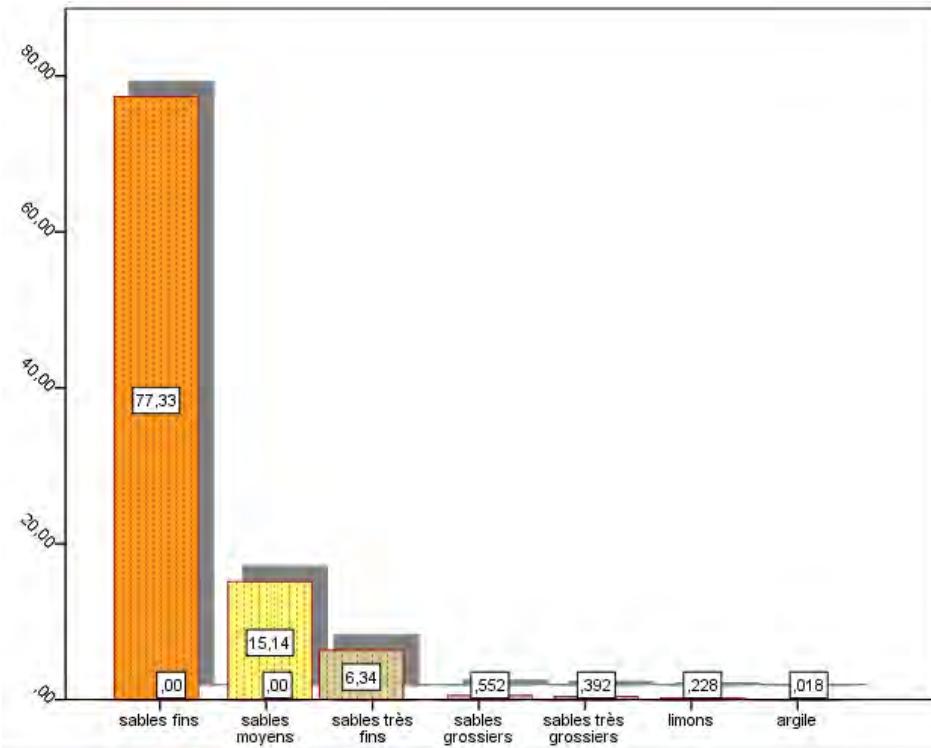


Figure 18: histogramme de la distribution moyenne de la granulométrie

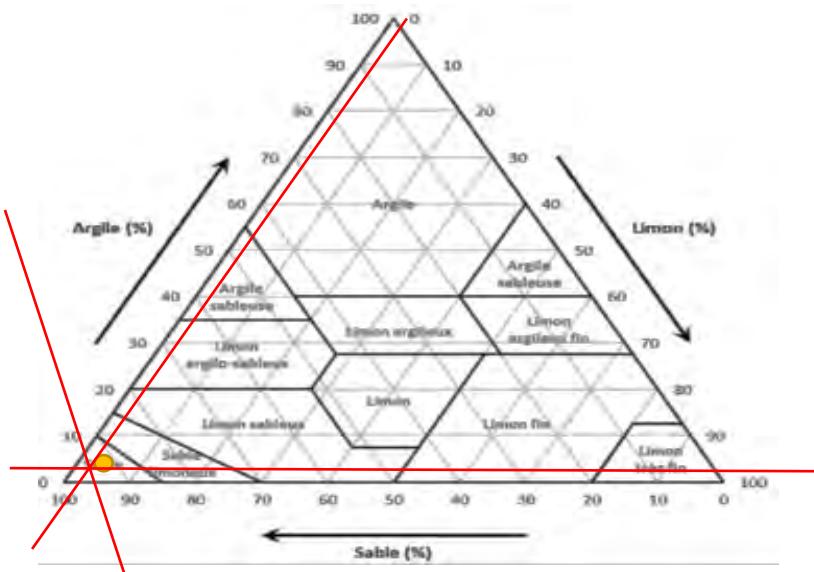
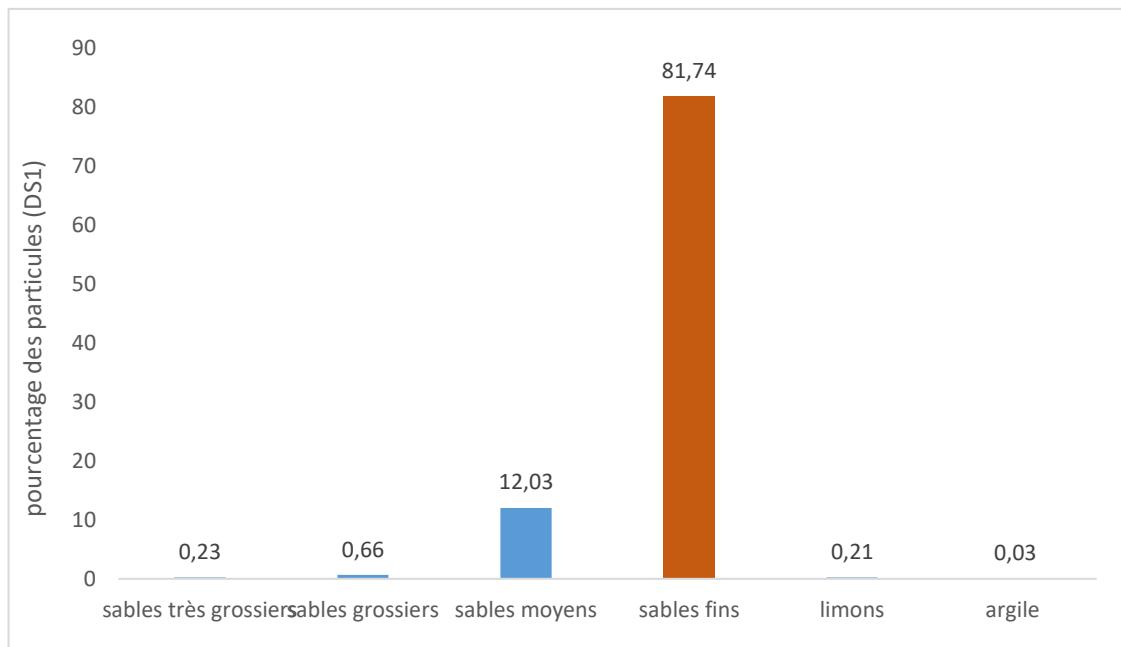
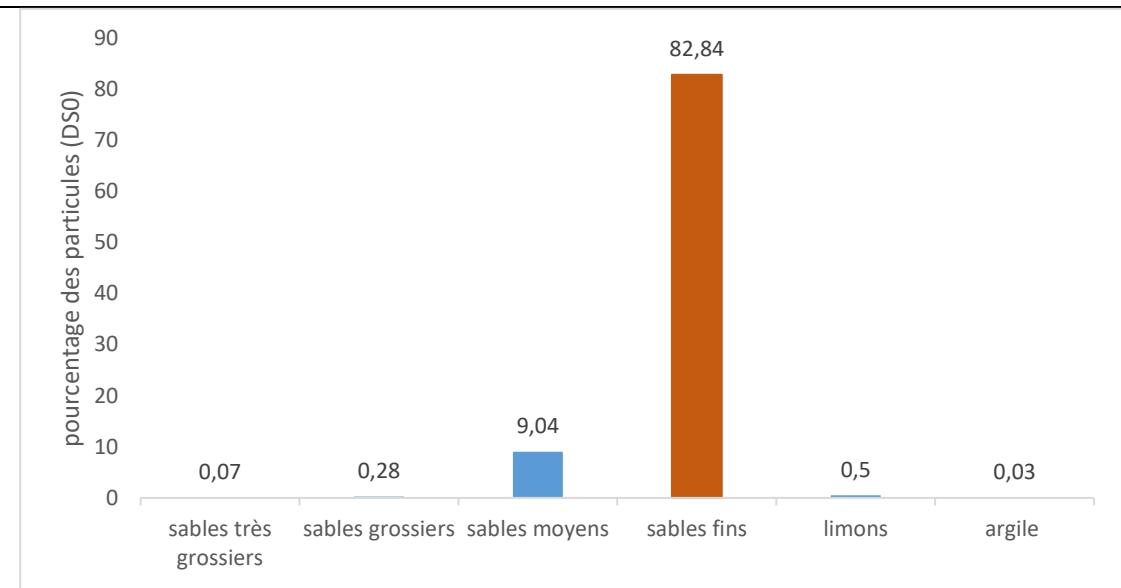


Figure 19: positionnement des échantillons dans le triangle des textures.

On note cependant une légère augmentation du pourcentage de sable moyen et une diminution du pourcentage du sable fin au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la décharge sans modification cependant de la texture du sol (**fig.20**).



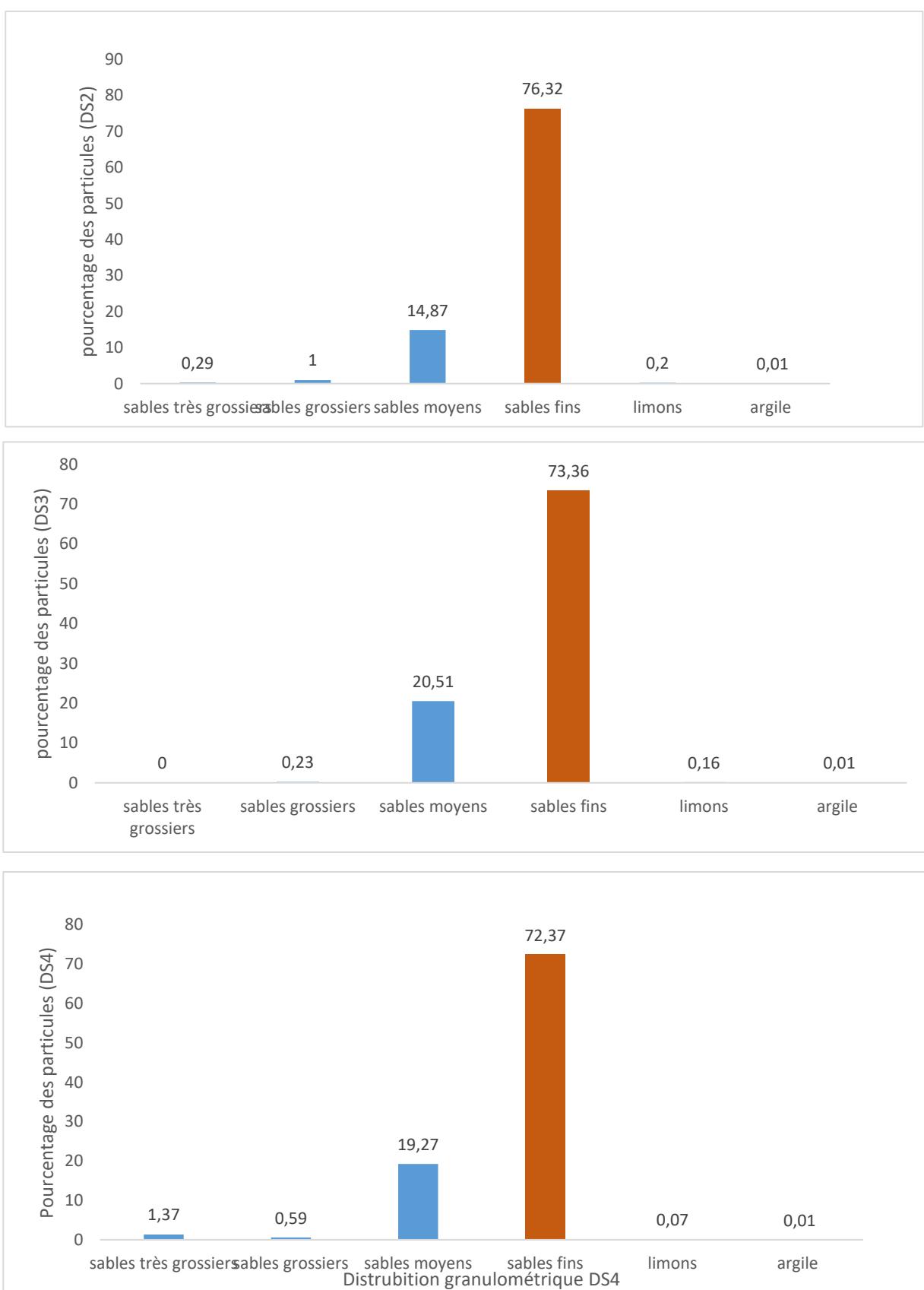


Figure 20: histogrammes de distribution granulométrique DS0; DS1;DS2;DS3;DS4

1.2.LA QUANTITÉ DE MATIÈRE ORGANIQUE.



Échantillon de référence (DS0)



Échantillon de sol (DS1)



Échantillon de sol (DS2)



Échantillon de sol (DS3)



Échantillon de sol (DS4)

photo 10: couleur des échantillons de sols

Les échantillons de sols présentent des couleurs claires à noires indicatrices probables de la teneur en matière organique et en humus (**photo 10**).

La détermination de la quantité de matière organique (MO) par oxydation donne les résultats consignés dans le **tableau 5**.

Tableau 5: pourcentage de Matière organique dans les échantillons de sols

ECHANT	DS0	DS1	DS2	DS3	DS4
MO	11	1,5	2	4,8	9,8

Les échantillons DS0 et DS4 présentent des quantités de MO plus élevées que les échantillons de sols prélevés dans le champ (**fig.21**).

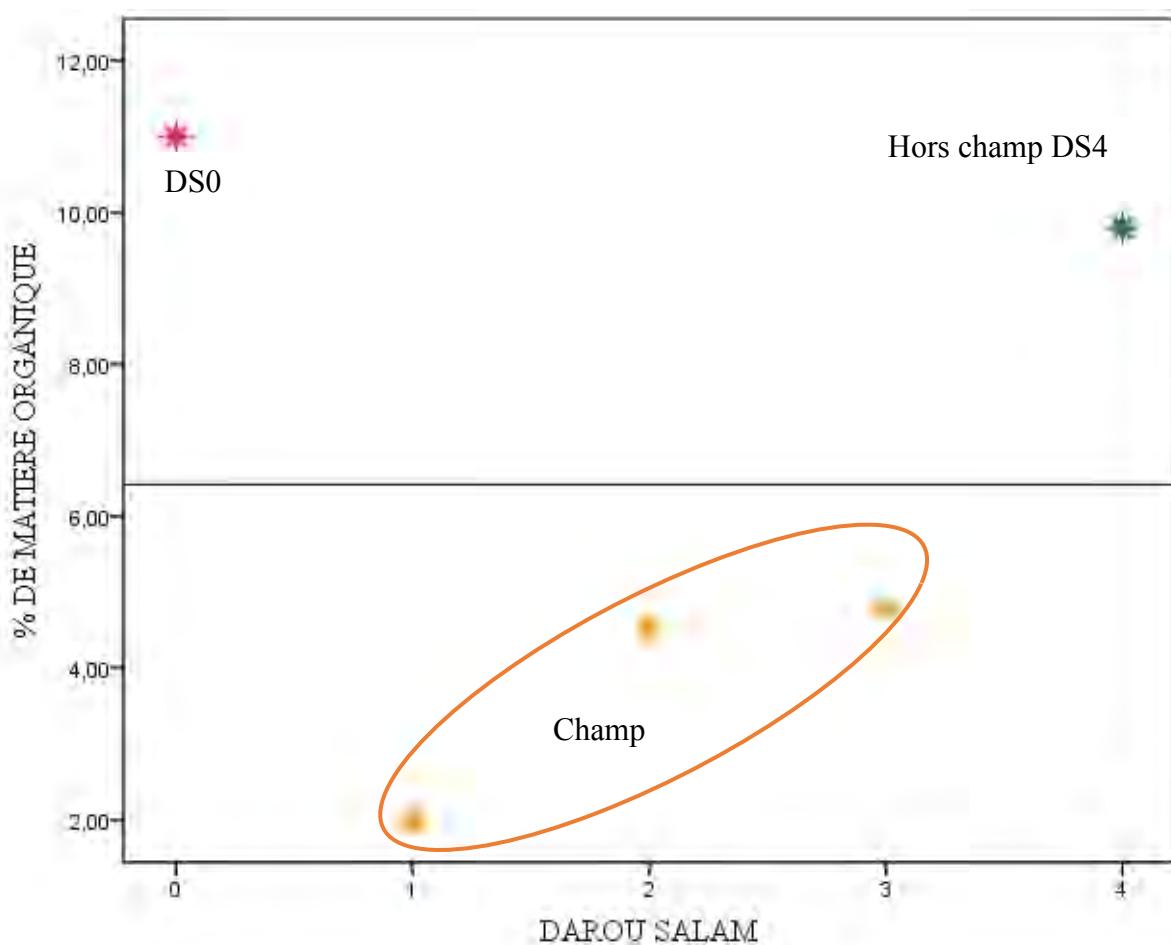


Figure 21: nuage de points représentant le pourcentage de matière organique.

Dans le sol la quantité de matière organique (MO) résulte de l'équilibre entre les apports et les sortis à travers les processus de minéralisation et d'humification (*Onjaniaina 2017*).

Ainsi la zone de référence **DS0** présente un pourcentage de MO plus élevée (11%) à cause probablement de la chute continue des déchets de nature organique et du terreau provenant de la décharge. Dans le champ les pourcentages de MO plus faibles varient entre 1,5 et 4,8%. La microfaune et la microflore de la rhizosphère des plantes cultivées participeraient activement à la dégradation de la MO tout comme le labour le diminuerait. En dehors du champ DS4, le sol en raison de son caractère très hydromorphe présente une teneur en MO d'environ 10% à cause probablement du tassemement sableux occasionnant la diminution de la quantité de dioxygène qui ralentirait la biodégradation de la MO qui s'accumule en permanence. Cette zone présente par ailleurs une couverture végétale plus dense.

1.3.LA TENEUR EN CALCAIRE

La teneur en calcaire dans les différents échantillons de sols est très faible et varie entre 1,46 % et 2,75 % dans le champ et la station de référence proche de la décharge (**DS0**) qui renferme 2,78% de calcaire par rapport au sol hors du champ **DS4** qui renferme des teneurs en calcaire plus élevée et égale à 7,16% (**tableau 6**) (**fig.22**).

Tableau 6: pourcentage de carbonate dans les échantillons de sols.

ECHANT	DS0	DS1	DS2	DS3	DS4
CALCAIRE%	2,78	1,75	2,75	1,46	7,15

Le calcaire en quantité modérée est favorable à la structure du sol et modifie le pH des sols à travers son équilibre de dissolution en le rendant alcalin suivant le contexte pédoclimatique.

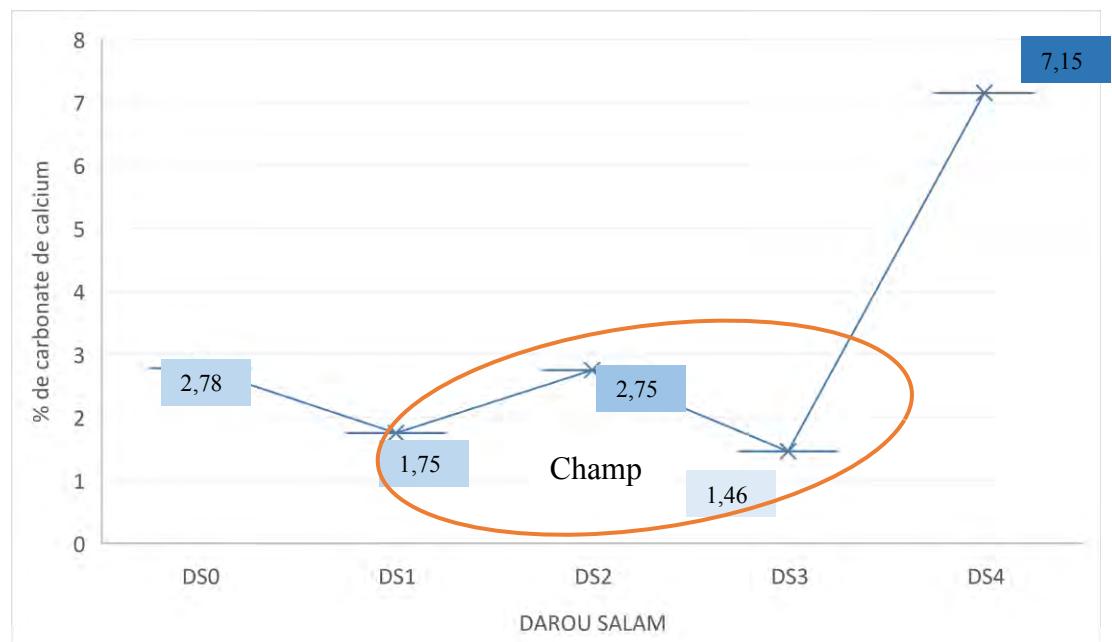


Figure 22: courbe de variation du pourcentage de calcium dans les échantillons de sols.

1.4.LE POTENTIEL HYDROGÈNE

Le pH exprime la réactivité du sol et son statut acido-basique. C'est un facteur important dans le comportement physicochimique (biodisponibilité, solubilité toxicité, résistance à la battance...) et biologique (humification, minéralisation...) du sol (**FAO 2020**).

Pour la plupart des échantillons de sols on note des valeurs moyennes de pH comprises entre **6,63 ± 0,29** et **8,34 ± 0,03** (**tableau 7**).

Tableau 7: statistique descriptive du pH des échantillons de sols

	Minimum	Maximum	Moyenne	Écart <u>type</u>
pH-DS0	8,07	8,21	8,14	0,07
pH-DS1	7,37	7,54	7,46	0,09
pH-DS2	6,36	6,94	6,63	0,29
pH-DS3	7,09	7,45	7,22	0,20
pH-DS4	8,32	8,37	8,34	0,03

L'échelle de détermination du statut acido-basique (**annexe 1**) permet de définir deux zones de statuts acido-basiques différents : le champ avec un pH neutre et la zone hors champ DS0 et DS4 qui ont un pH peu alcalin (**fig.23**).

Les valeurs de pH notées dans le champ peuvent aussi être liées au pouvoir tampon du sol ou la perte de minéraux du sol au cours des récoltes qui diminuerait le pH du sol (**Jaillard, Plassard, et Hinsinger 2003**).

Contrairement à la zone de référence DS0 et la station DS4 en dehors du champ, hydromorphe, le couvert végétal non récolté et les microorganismes associés peuvent restituer les minéraux basiques à la mort des plantes et équilibrer le pH du milieu. Ces zones contiennent des teneurs en calcaire plus élevées 2,78% et 7,15%.

Les valeurs moyennes de pH sont en effet corrélées positivement ($R^2=0,4$) avec les teneurs en calcaire (**fig.24**). Cependant $p^6 (= 0,3) > 0,05$ indique que la corrélation est faible au seuil de 5% et donc la teneur en calcaire n'est pas le seul paramètre significatif déterminant le pH du milieu.

⁶ Coefficient de corrélation de Pearson. Pour être significatif la valeur de **p** doit être plus petite que 0,05.

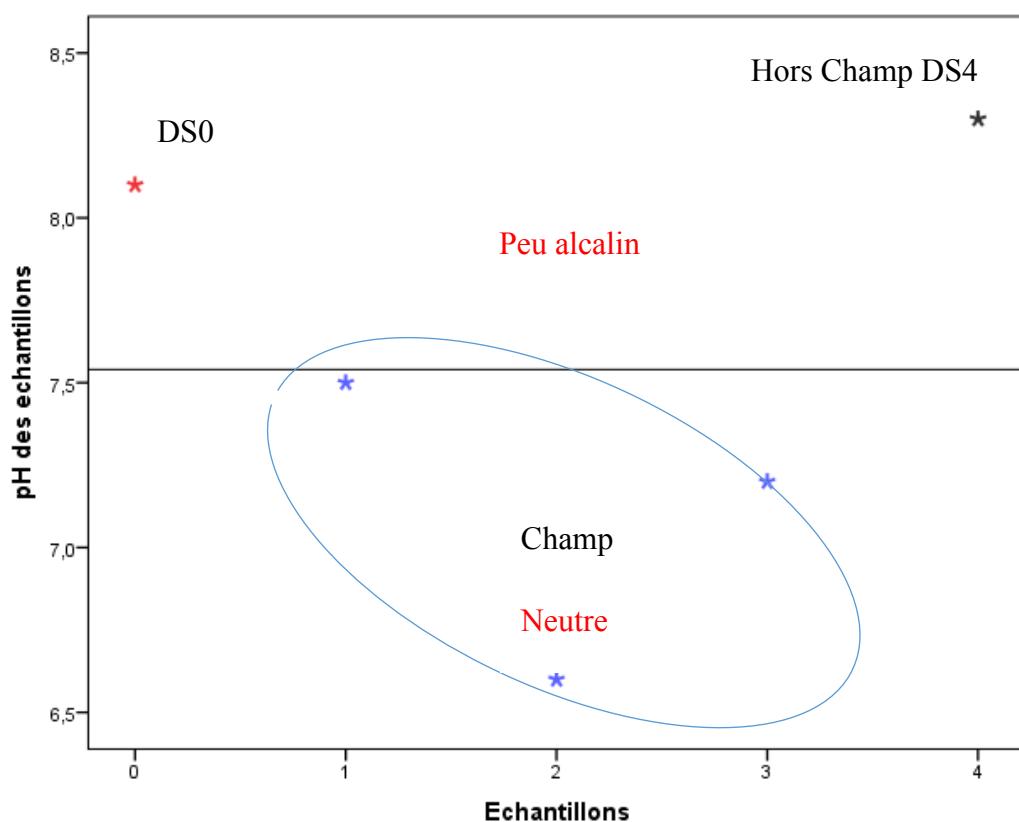


Figure 23: nuage de points représentant le pH des échantillons de sols.

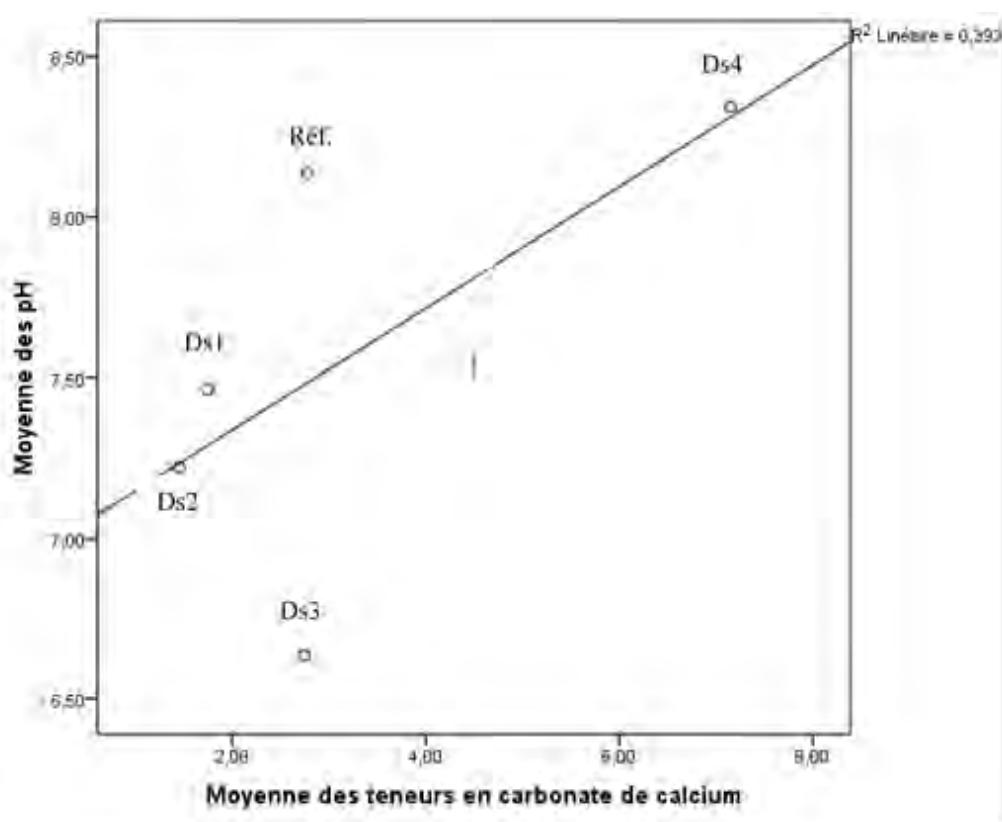


Figure 24: corrélation entre pH et la quantité de carbonate mesurées dans les échantillons de sols

1.5.LA CONDUCTIVITÉ ÉLECTRIQUE

Dans le site du quartier Darou Salam, les valeurs de la conductivité électrique du sol mesurées à 25°C sont comprises entre 206 et 301 µS/cm dans le champ et 493 µS/cm hors champ soit une valeur plus élevée que celle mesurée au niveau du point de référence 367 µS/cm (**fig.25**) (**tableau 08**).

Tableau 8: conductivité électrique des échantillons de sols (µS/cm)

ECHANT	DS0	DS1	DS2	DS3	DS4
Ec1.	379,4	300,7	300	200,8	496,2
Ec2.	371,6	302,6	293,9	210,9	500
Ec3.	350,5	301	299,7	206,6	483,4
MOY	367	301	297	206	493,
ECART TYPE	14,9	1,02	3,4	5,06	8,6

Le tableau de détermination de la salinité (**annexe 1**) montre que les sols sont légèrement salins à l'exception de l'échantillon DS3 qui montre un profil non salin.

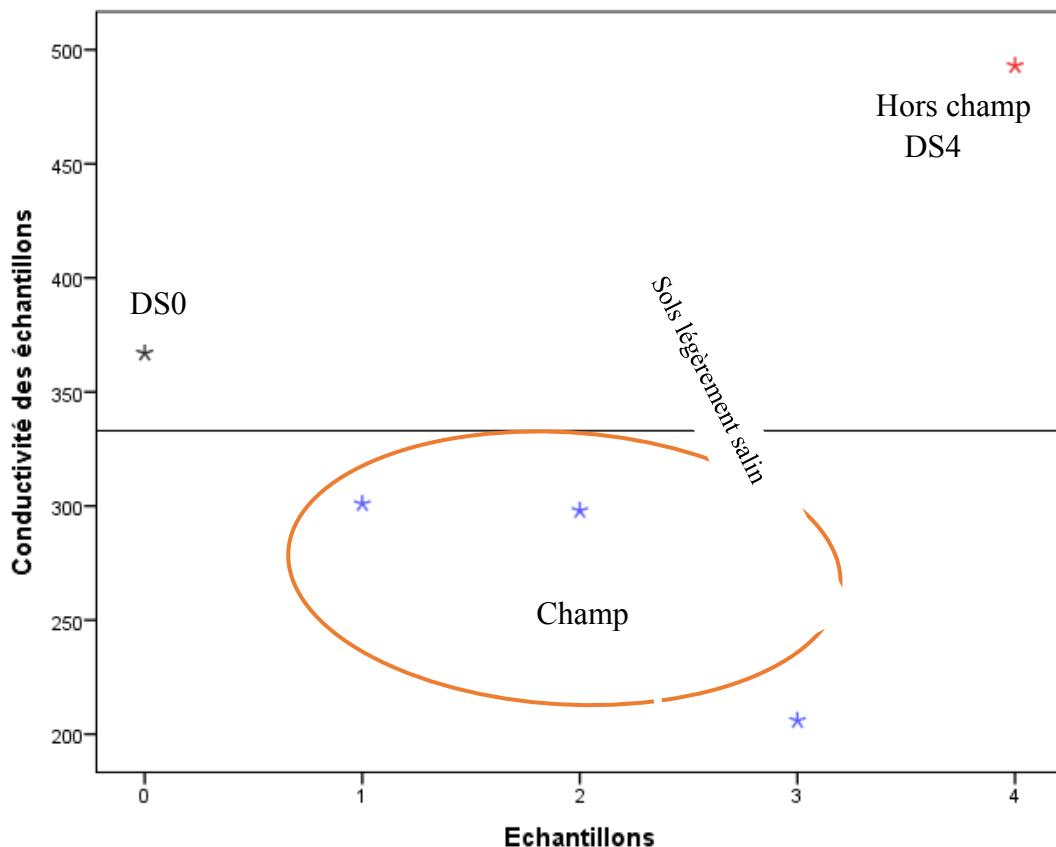


Figure 25:nuage de points représentant la conductivité des échantillons de sols

Le bilan ionique montre que la conductivité électrique est essentiellement liée aux chlorures, sodium, bicarbonates, sulfates, calcium, phosphates, magnésium, potassium. La contribution des carbonates est très négligeable (**fig.26**) (**tableau 09**).

Tableau 9: bilan ionique des échantillons de sols.

ECH.	Entités chimiques en mg/100g							
	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	CO ₃ ²⁻	HCO ₃ ⁻	Cl ⁻¹	SO ₄ ²⁻
DS0	18,036	1,215	53,824	1,098	Traces	46,5	355	26,06
DS1	23,43	7,433	13,436	3,190	Traces	53	602,20	16,491
DS2	30,06	3,645	15,526	2,417	Traces	31	621,25	14,378
DS3	16,032	8,505	10,144	1,208	Traces	62	568	18,871
DS4	20,04	12,15	41,196	4,723	Traces	31	727,75	8,088
MOYENNE	21	6,4	30,2	2,4	Traces	42,6	568	16,8
ECART	5,4	4,2	18	1,5	Traces	12,9	135,7	6,5

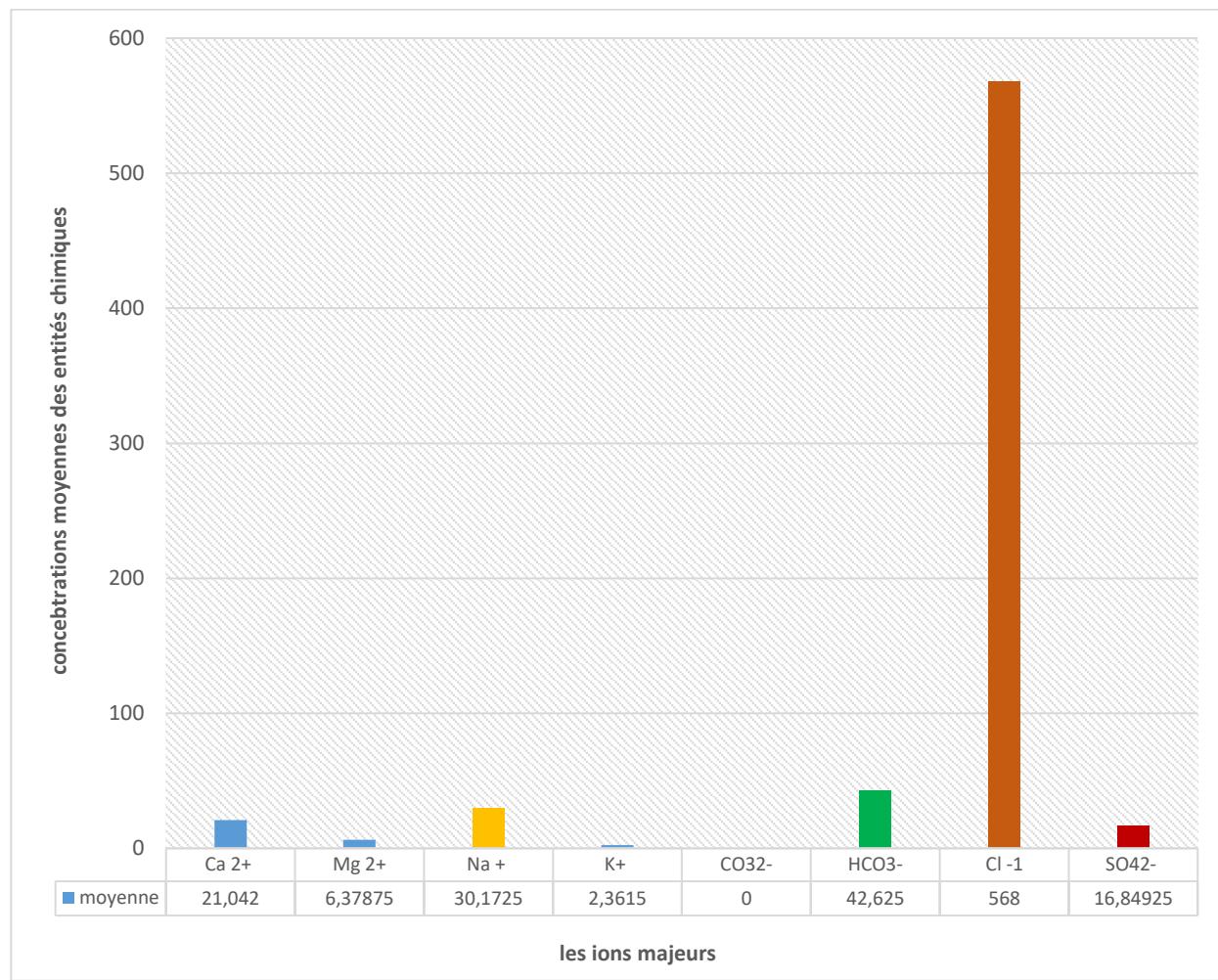


Figure 26: histogramme des entités chimiques des échantillons de sols

2. LES TENEURS EN ETMs

2.2. DANS LE SOL

Le dosage du Cd et du Pb sur les trois échantillons (DS0, DS champ, DS4) par spectroscopie d'absorption atomique donne les résultats consignés dans le **tableau 10**.

DS champ représente la moyenne des teneurs en Cd et Pb des échantillons DS1 ; DS2 prélevés dans le champ.

Les teneurs en Pb et Cd mesurées dans les échantillons de sols sont inférieures aux valeurs de références fournies par le CERES locustox recommandées dans la directive européenne n°86-278 du 12 juin 1986 relative à la protection de l'environnement et notamment des sols lors de l'utilisation des boues d'épuration en agriculture. Elles sont aussi inférieures aux limites admissibles de métaux dans les sols agricoles de divers pays comme le Canada (0,8 à 4 pour le cadmium et 50 à 100 pour le plomb) (**annexe 2**).

Tableau 10: teneurs en Cd et Pb des échantillons de sols.

Échantillons de sol	Éléments traces métalliques (mg/kg)	
	Cd	Pb
DS0	0,13	11,93
DS CHAMP	0,12	4,65
DS4	0,16	12,54
Directive⁷ N°86/278 12/06/86	1 à 3	50 à 300

Les échantillons ont des teneurs en Cd et Pb de l'ordre de dizaines de mg/kg pour le plomb notamment dans la station DS4 et DS0 la station de référence i.e. la plus proche de la décharge et des teneurs inférieures à 1 pour le cadmium dans toutes les stations (DS0 ; DS Champ ; DS4).

Ces résultats ne montrent aucune répartition horizontale de la pollution métallique. En effet les échantillons de la station DS4 la plus éloignée renferment des teneurs plus élevées en Pb (12,54mg/kg) et Cd (0,16mg/kg) que la station DS0 (11,93mg/kg de Pb et 0,13mg/kg de Cd) (**fig.27**). La station DS4 hydromorphe a un pH plus élevé et renferme des teneurs en matière organique plus élevées et une végétation plus dense pouvant stabiliser les métaux lourds du sol en particulier le Pb et le Cd.

⁷ En janvier 2000, un processus de révision des normes de la directive prenant en compte le pH a été proposé (annexe 3).

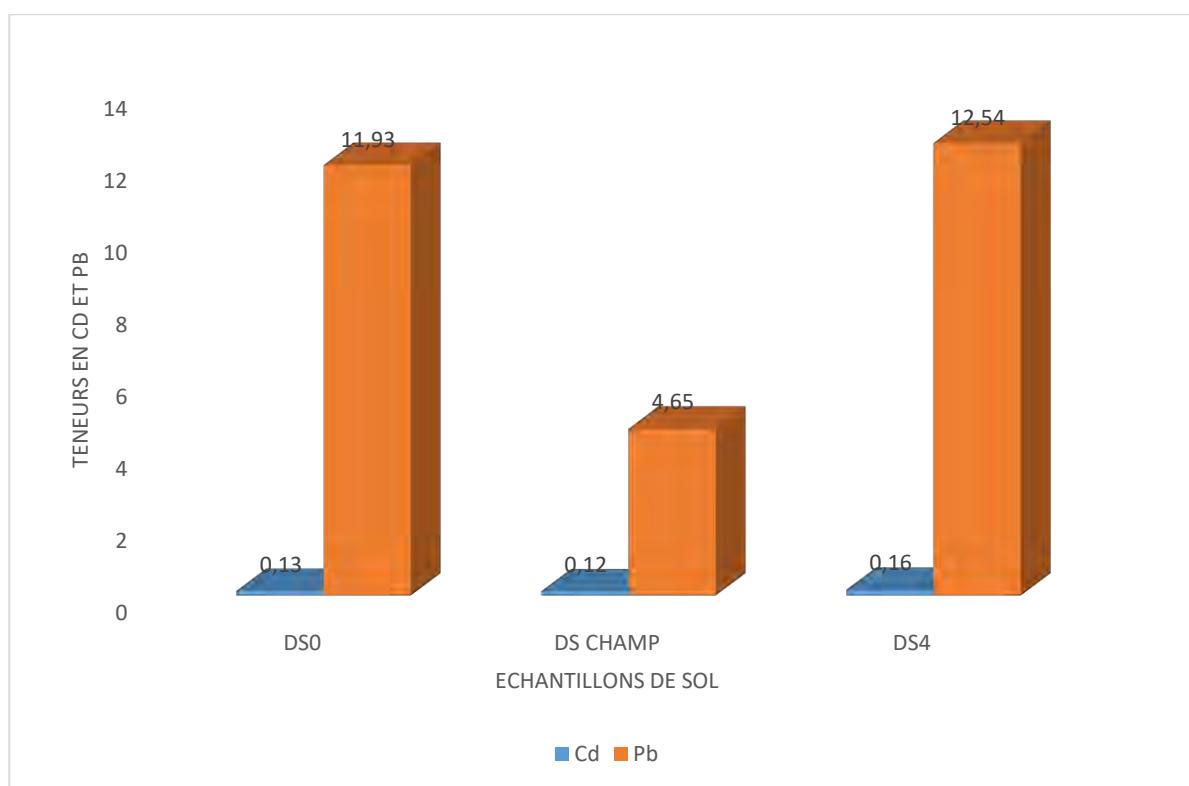


Figure 27: histogramme de distribution des teneurs en Cd et Pb dans les échantillons de sols.

Cependant même si les teneurs en Cd et Pb dans tous les sols sont inférieures aux normes et limites précitées, elles doivent être comparées avec le fond pédogéochimique local initiale. L'absence de cette donnée empêche de juger sur la qualité du sol même si le rapport technique final de l'IAGU-CRDI intitulé : **Décharge de Mbeubeuss : Analyse des impacts et amélioration des conditions de vie et de l'environnement à Diamalaye⁸ (Malika), Dakar** concluait : « ...concernant la qualité des sols plus de 80% des échantillons ont des teneurs qu'il est possible de les classifier de naturelles ou peu contaminées ». En plus même si les teneurs sont apparemment faibles, pour déterminer le niveau de dangerosité de tels sols il faudrait étudier l'impact sur la chaîne alimentaire.

La contamination métallique d'origine anthropogénique causée par la décharge n'est toutefois pas exclue. En effet la texture sableuse du substrat favoriserait une infiltration des métaux lourds vers le matériel en profondeur et jusque dans la ressource en eau de la nappe. En plus les valeurs plus faibles en Cd et Pb dans le champ DS champ **4,65 mg/kg Pb et 0,12 mg/kg Cd** laissent penser à un transfert possible du Pb et du Cd dans les plantes sauvages désherbées et les plantes récoltées, vendues dans les marchés et destinées à la consommation humaine.

⁸ Quartier proche de Darou Salam dans lequel se trouve le champ dans lequel les sols ont été étudié dans ce mémoire. Du fait donc de la proximité les deux sols de ces deux quartiers auraient le même héritage géochimique.

Cette hypothèse serait en partie confirmée par le dosage de Pb et de Cd dans le matériel végétal.

2.3.DANS LE MATÉRIEL VÉGÉTAL

Les teneurs en ETMs dans les échantillons de plantes présentées dans le tableau 11 montrent qu'il y'a plus de plomb que de Cadmium dans le matériel végétal.

Tableau 11: teneurs en Cd et Pb dans la laitue et Heliotropium

Végétaux	Teneurs en ETMs des plantes(mg/kg)	
	Cd	Pb
<i>Lactuca sativa</i>	0,54	1,73
<i>Heliotropium bacciferum</i>	0,38	4,12

Lactuca sativa renferme des teneurs plus élevées en cadmium (**0,54 mg/kg**) que l'espèce sauvage *Heliotropium bacciferum* qui en revanche contient plus de Pb dans ses tissus (**4,12mg/kg**) (fig.28).

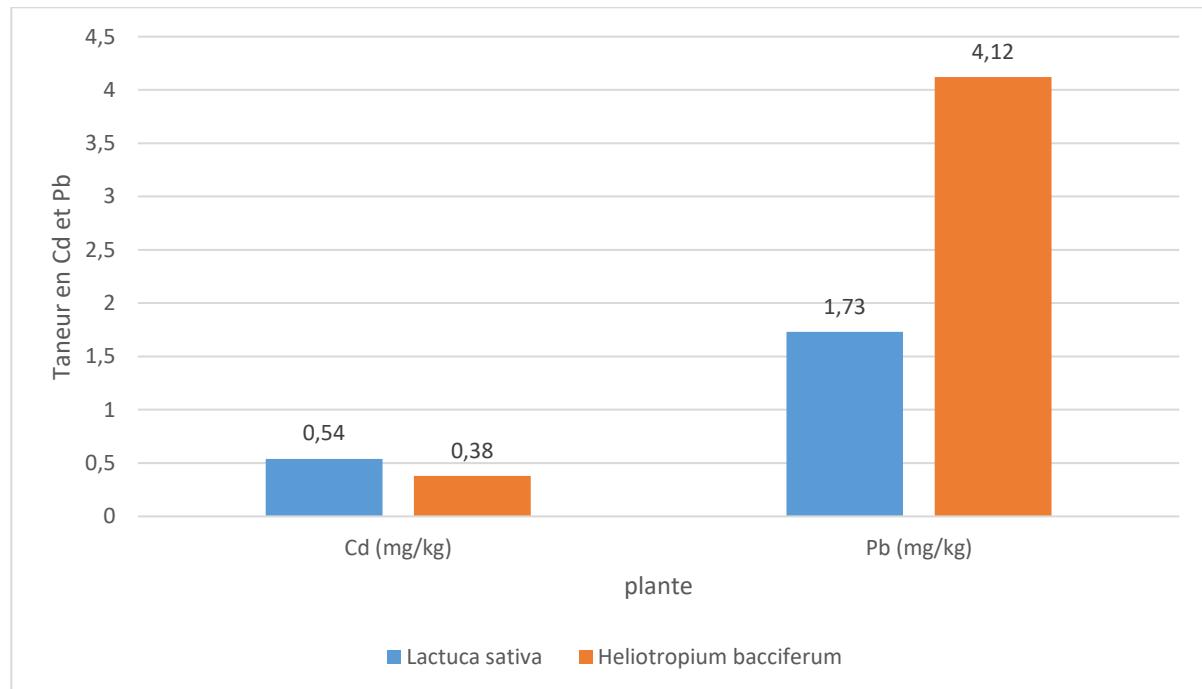


Figure 28: histogramme de distribution des teneurs en Cd et Pb dans les plantes

Heliotropium bacciferum est récolté dans la zone DS0 tandis que ***Lactuca sativa*** dans le champ (DS champ).

La comparaison des teneurs en Cd et Pb du sol et de la matière végétale permet de confirmer les travaux précédemment effectués sur l'efficacité de la laitue dans l'accumulation du cadmium (**Tang et al. 2016**). En effet pour des teneurs en Cd faibles dans le sol (DS champ = 0,12mg/kg) la quantité de Cd présente dans la laitue est égale à 0,54 mg/kg.

Pour l'espèce sauvage la teneur en Cd dans la matière sèche (**0,38 mg/kg**) est aussi supérieure à celle mesurée dans le sol (**0,13 mg/kg**). Ce qui alors pourrait classer ces deux plantes comme des espèces accumulatrices de Cd.

Cependant avec des teneurs en Cd dans les sols (DS0 et DS champ) sensiblement égales, la laitue présenterait une meilleure capacité d'accumulation du Cd.

Pour aussi prévoir l'efficacité du transfert des métaux, la capacité d'absorption des ETMs par les plantes peut être déterminée en mesurant le facteur de bioconcentration (FBC) ou facteur de transfert (Ft). C'est le rapport des concentrations en ETMs dans les pousses et dans le sol (**Kabata-Pendias et Pendias 2001; Bhargava et al. 2012**).

Lactuca sativa a un facteur de transfert égale à 4,5 tandis que *Heliotropium bacciferum* présente un facteur de transfert de 2,92 pour le cadmium (**tableau 12**).

Ces différences pourraient être liées aux caractéristiques physico-chimiques du substrat ou aux caractères spécifiques d'adaptation de chacune des espèces végétales.

Pour le plomb par contre les teneurs dans le sol sont supérieures aux teneurs dosées dans la matière végétale dans chacune des plantes.

La laitue et *Heliotropium* pourraient être classés donc comme des espèces excluantes ou au plus indicatrices du plomb. *Lactuca sativa* et *Heliotropium bacciferum* présente un facteur de transfert < 1 pour le plomb.

Un facteur de transfert > 1 signifie qu'il y a un transfert actif du métal du sol vers les tissus aériens de la plante (**Moreno-Jiménez et al. 2009; Mercier 2017**).

Heliotropium bacciferum présentant des valeurs de Ft supérieures à 1 pour le cadmium conviendrait à la phytoextraction de ce métal.

Tableau 12: facteurs de transfert du Cd et Pb mesuré chez les plantes

Végétaux	Facteur de transfert (Ft)	
	Cd	Pb
<i>Lactuca sativa</i>	4,5	0,37
<i>Heliotropium bacciferum</i>	2,92	0,35



3. ÉVALUATION DU RISQUE SANITAIRE LIÉ À LA CONSOMMATION DE SALADE.

Les teneurs en Cd (0,54mg/kg) et Pb (1,73mg/kg) dans la salade comestible dépassent les normes préconisées par le CODEX ALIMENTARIUS adopté par la communauté économique européenne (CEE) dans les légumes feuilles à travers le règlement (CE) No 1881/2006 de la commission du 19 décembre 2006.

Ces limites sont pour le Cd égales à 0,20 mg/kg et 0,30mg/kg pour le Pb. Le dépassement des normes de référence explique la pertinence d'évaluer et de caractériser le risque sanitaire lié à la consommation de la salade.

Puisqu'il n'existe pas de donnée sur le niveau d'exposition suite à la consommation de la salade par la population locale nous avons supposé le scénario d'une famille vivant près du champ qui en moyenne consomme la salade cultivée dans le champ chaque jour.

Nous avons supposé que la quantité de salade consommée par un adulte et un enfant au cours de chaque repas est égale.

Trois hypothèses de consommation ont été formulées : 50g ; 100 g ; 150 g de salade par jour.

Le poids corporel moyen des enfants de 0 à 15 ans est de 28 kg et celui d'un adulte est conventionnellement égal à 70 kg selon l'Agence américaine de protection de l'environnement (US EPA) (*ASTEE, 2003*).

Cette étude porte sur l'exposition chronique par voie orale. La dose journalière d'exposition (DJE) se calcule par la formule ci-dessous :

DJE (mg/kg/j) = C x Q x F/P avec

C : la concentration de l'ETM dans la salade

Q : quantité de salade consommée par jour

F : Fréquence d'exposition (F=1)

P : Poids corporel

Les résultats obtenus sont consignés dans le tableau 13.

Tableau 13: valeurs des doses journalières d'exposition pour les trois hypothèses.

ETMs	Q1 (kg/j)	Q2 (kg/j)	Q3 (kg/j)	C (mg/kg)	Fré.	P (kg)		DJE (mg/kg/j)					
						Adu.	Enf.	Adu.1	Enf.1	Adu.2	Enf.2	Adu.3	Enf.3
Pb	0,05	0,1	0,15	1,73	1	70	28	0,0012	0,003	0,0025	0,0062	0,0037	0,0093
Cd	0,05	0,1	0,15	0,54								0,0012	0,0029

Légende : Adu.: Adulte

Enf. : enfant

Les valeurs des doses journalières admises (DJA) ou valeurs toxicologiques de références (VTR) préconisées par l'OMS et décrites dans le *Codex Alimentarius* ou « Code alimentaire », un document à l'initiative de l'OMS et de la FAO sont utilisées.

Pour les effets chroniques à seuil le codex préconise 3,6. 10-3 mg/kg/j pour le Pb et pour le Cd 7µg/kg/j (*FAO et OMS 2006; Ouro-Sama et al. 2014*).

On calcule alors le quotient de danger (QD) ou l'indice de Risque (IR), qui correspond au rapport de la dose journalière exposition (DJE) sur la dose journalière admissible (DJA) ou VTR.

Les résultats obtenus sont consignés dans le tableau 14.

Tableau 14: les quotients de danger pour les trois hypothèses de consommation

ETMs	DJA(mg/kg/j)	QD					
		Adulte1	Enfant1	Adulte2	Enfant2	Adulte3	Enfant3
Pb	0,0036	0,34325	0,85813	0,68651	1,71627	1,02976	2,57440
Cd	0,007	0,05510	0,13776	0,11020	0,27551	0,16531	0,41327

Selon le scénario d'exposition susmentionnés, il existe un risque formel de survenu d'un effet toxique lié à la consommation de salade contaminée au plomb chez l'adulte pour des quantités de salade consommées égales à 150 g/j (QD=1,02 > 1). Tandis que chez l'enfant le risque de survenu d'effets toxiques est aussi probable pour des quantités de salade consommées plus faibles et égales à environ 100g/j avec QD =1,7 >1. (**Tableau 14**).

La survenue d'un effet toxique suite à la consommation de salade contaminée en cadmium est peu probable aussi bien chez les adultes et les enfants pour les quantités choisies (QD < 1) chez l'adulte et l'enfant. Cependant, l'on peut s'attendre à la survenue d'effets toxiques si la quantité de salade consommée augmente. (**Tableau 14**).

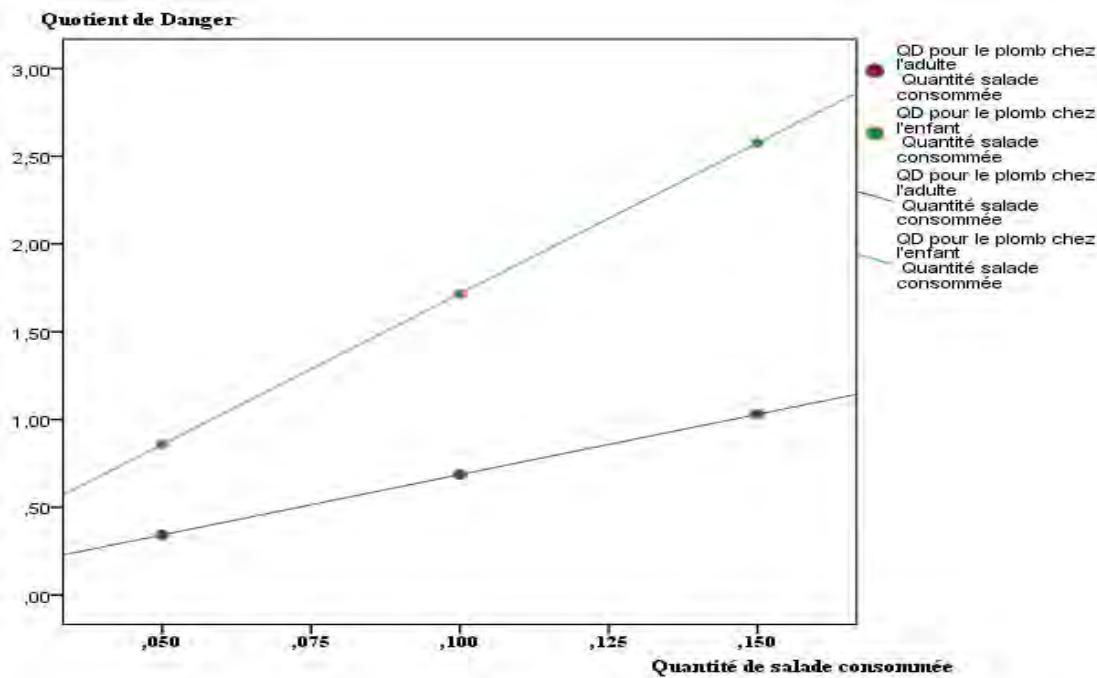


Figure 29: comparaison du risque de survenu d'effets toxiques chez l'adulte et l'enfant suite à l'ingestion de salade contaminé au plomb

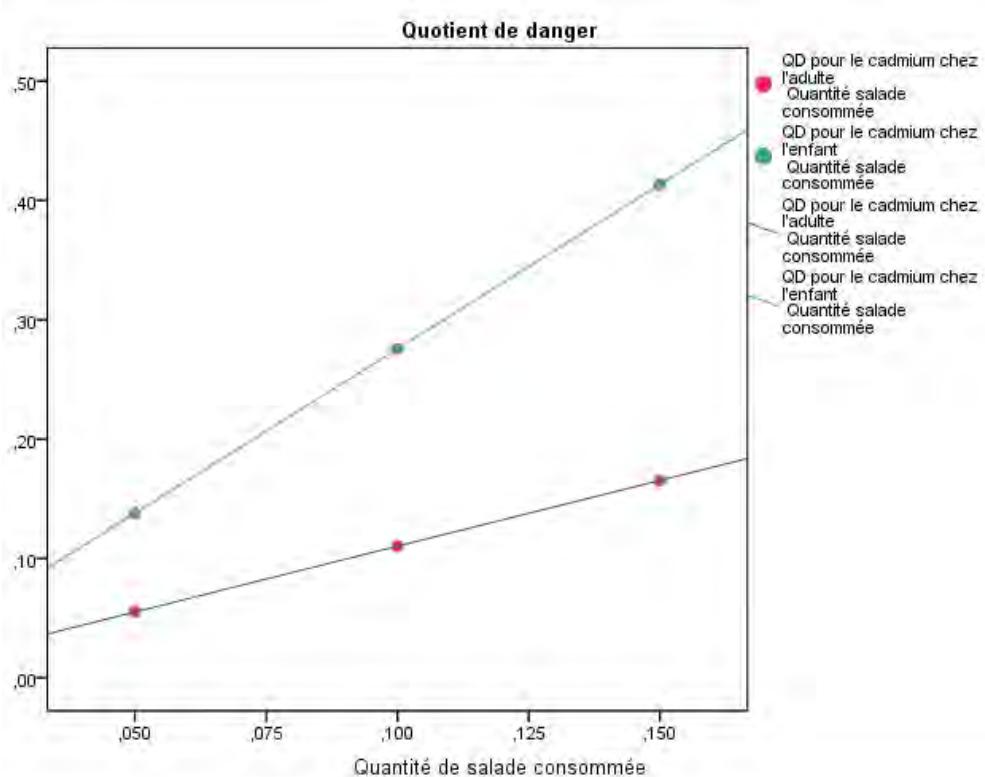


Figure 30: comparaison du risque de survenu d'effet toxique chez l'adulte et l'enfant sur à l'ingestion de salade contaminée au cadmium

Le risque est dans tous les cas plus élevé chez les enfants et ceci à cause de leurs poids corporels plus petits (**fig. 29 et 30**).

Le code d'usages pour la prévention et la réduction de la contamination des aliments par le plomb CAC/RCP56-2004 décrit le plomb comme un métal lourd qui ne présente aucun avantage nutritionnel connu.

L'exposition chronique au plomb à des concentrations relativement faibles peut causer des dommages aux reins, au foie, à l'appareil génital et aux systèmes cardiovasculaire, immunitaire, hématopoïétique, nerveux et gastro-intestinal.

Les activités de la lactate déshydrogénase et la protéinurie mesurée par (**Cabral et al. 2012**) se sont avérées plus élevées chez les enfants vivant à Diamalaye situé à côté de la friche de Darou Salam. Ces preuves peuvent révéler l'utilité de ces deux biomarqueurs d'effet pour surveiller les lésions rénales provoquées par une exposition environnementale relativement faible au Pb.

Ces observations cliniques obtenues par Cabral peuvent confirmer les valeurs obtenues de l'évaluation quantitative du risque d'exposition au plomb chez les enfants vivants à proximité de la décharge.

CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

La surface maraîchère étudiée et située dans le quartier Darou Salam présente des caractéristiques d'un environnement lacustre notamment à cause de sa proximité d'avec l'ancien lac de Mbeubeuss et une cuvette inondable toute l'année. L'environnement géologique est marqué par un substrat sableux.

Les caractéristiques physicochimiques du sol dans le champ sont relativement homogènes (pH ; EC ; MO ; carbonate.).

La proximité du champ avec la décharge présente plusieurs risques de contamination des sols au plomb et au cadmium de la flore sauvage et cultivée. Cependant les teneurs faibles en Cd et Pb mesurés dans les sols n'excluent pas la contamination d'origine anthropogénique liée à la décharge du champ mais laissent plutôt penser à un possible transfert des ETMs vers la nappe phréatique par infiltration et vers la flore cultivée et sauvage par bioaccumulation.

L'espèce comestible *Lactuca sativa* cultivée dans le champ accumule des teneurs en Cd et Pb dépassant les normes de qualités préconisées dans le Codex Alimentarius. Ce qui présente des risques sur la santé des populations qui consomment cet aliment.

Les enfants sont plus vulnérables à l'exposition aux ETMs notamment au plomb au cause de leurs faibles poids corporels.

L'espèce sauvage présente un facteur de transfert supérieur à 1 pour le cadmium et une teneur en plomb assez élevée. Elle pourrait convenir à la phytoextraction du cadmium.

Il est essentiel, dans l'intérêt de la protection de la santé publique et des milieux naturels, de maintenir la teneur en métaux lourds à des niveaux acceptables sur le plan toxicologique et écotoxicologique dans les sols et les produits horticoles. Pour cela il est donc important d'envisager :

- De faire une étude approfondie des niveaux de contaminations aux ETMs des sols.
- D'évaluer les risques toxicologiques liés à la bioaccumulation aux ETMs chez toutes les spéculations cultivées dans des substrats pollués.
- D'évaluer les risques écotoxicologiques liés à l'exposition de la flore sauvage et cultivé au ETMs
- La gestion des risques par phytoremédiation.

REFERENCES

- Abollino, O., A. Giacomo, M. Malandrino, E. Mentasti, M. Aceto, et R. Barberis. 2006. « Assessment of Metal Availability in a Contaminated Soil by Sequential Extraction ». *Water, Air, and Soil Pollution* 173 (1): 315-38. <https://doi.org/10.1007/s11270-005-9006-9>.
- Al-Jala'oud, A. 1997. « The effect of using drainage water on the soil and plants ». In *Proceedings, 3rd Gulf Water Conference, Bahrain, 8–13 March*, 1:193-210.
- AMD. 2011. « Agence de développement municipal : Etude de l'opération de reconversion du site de la décharge de Mbeubeuss. » Programme de renforcement et d'équipement des collectivités locales (PRECOL). Dakar. http://www.autoroutedakardiamniadio.net/sites/default/files/download/PAR%20MBE%20RAPPORT%20FINAL_revue_31_05_2011.pdf.
- Assad, Mohamad. 2018. « Transfert des éléments traces métalliques vers les végétaux: mécanismes et évaluations des risques dans des environnements exposés à des activités anthropiques ».
- Assunção, A. G. L., P. Da Costa Martins, S. De Folter, R. Vooijs, H. Schat, et M. G. M. Aarts. 2001. « Elevated Expression of Metal Transporter Genes in Three Accessions of the Metal Hyperaccumulator *Thlaspi Caerulescens* ». *Plant, Cell & Environment* 24 (2): 217-26. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2001.00666.x>.
- Baize, Denis. 1997. *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France): Références et stratégies d'interprétation. Programme ASPITET*. Quae.
- . 2000. « Teneurs totales en “ métaux lourds ” dans les sols français : résultats généraux du programme ASPITET ». *Le Courier de l'environnement de l'INRA*, février 2000.
- . 2009. « Éléments traces dans les sols », 10.
- Barbillon, Anne, Christine Aubry, et Nastaran Manouchehri. 2019. « Guide REFUGE Caractérisation de la contamination des sols urbains destinés à la culture maraîchère et évaluation des risques sanitaires. Cas de la région Île-de-France. » PhD Thesis, INRAE; AgroParisTech.
- Bert, V., et A. Deram. 1999. *Guide des phytotechnologies : utilisation des plantes dans la dépollution et la réhabilitation des sites contaminés par les métaux lourds*. EDA, Environnement et Développement alternatif. 1 vol. [Lille] 23 rue Gosselet, 59000.
- Bhargava, Atul, Francisco F. Carmona, Meenakshi Bhargava, et Shilpi Srivastava. 2012. « Approaches for Enhanced Phytoextraction of Heavy Metals ». *Journal of Environmental Management* 105 (août): 103-20. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.04.002>.
- Bisen, Prakash. 2014. *Laboratory Protocols in Applied Life Sciences*. 1 vol. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b16575>.
- Brunetti, Patrizia, Letizia Zanella, Angelo De Paolis, Davide Di Litta, Valentina Cecchetti, Giuseppina Falasca, Maurizio Barbieri, Maria Maddalena Altamura, Paolo Costantino, et Maura Cardarelli. 2015. « Cadmium-inducible expression of the ABC-type transporter AtABCC3 increases phytochelatin-mediated cadmium tolerance in *Arabidopsis* ». *Journal of Experimental Botany* 66 (13): 3815-29.
- Cabral, M, D Dieme, A Verdin, G Garçon, M Fall, S Bouhsina, D Dewaele, et al. 2012. « Low-Level Environmental Exposure to Lead and Renal Adverse Effects: A Cross-Sectional Study in the Population of Children Bordering the Mbeubeuss Landfill near Dakar, Senegal ». *Human & Experimental Toxicology* 31 (12): 1280-91. <https://doi.org/10.1177/0960327112446815>.
- Cai, Yong, et Lena Q. Ma. 2002. « Metal Tolerance, Accumulation, and Detoxification in Plants with Emphasis on Arsenic in Terrestrial Plants ». In *Biogeochemistry of Environmentally Important Trace Elements*, édité par Yong Cai et Olin C. Braids,

- 835:95-114. ACS Symposium Series. Washington, DC: American Chemical Society. <https://doi.org/10.1021/bk-2003-0835.ch008>.
- Chaudhary, Khushboo, Swati Agarwal, et Suphiya Khan. 2018. « Role of Phytochelatins (PCs), Metallothioneins (MTs), and Heavy Metal ATPase Genes in Heavy Metal Tolerance ». In *Mycoremediation and Environmental Sustainability*, 39-60. Springer, Cham. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-319-77386-5_2.
- Clemens, Stephan, Michael G Palmgren, et Ute Krämer. 2002. « A Long Way Ahead: Understanding and Engineering Plant Metal Accumulation ». *Trends in Plant Science* 7 (7): 309-15. [https://doi.org/10.1016/S1360-1385\(02\)02295-1](https://doi.org/10.1016/S1360-1385(02)02295-1).
- DALALAIN, P. 2002. « Spéciation des métaux ». Laboratoire Central de Surveillance de la Qualité de l'Air (INERIS).
- Diaw, Par Papa Atou. 2017. « La décharge de Mbeubeuss empoisonne la vie des maraîchers ». *Teranga News* (blog). 13 octobre 2017. <http://teranganews.sn/2017/10/decharge-de-mbeubeuss-empoisonne-vie-maraichers/>.
- Dupuy, Joan. 2014. « Interactions entre les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les plantes supérieures : prélèvement et réponses toxiques ».
- Evangelou, Michael W.H., Brett H. Robinson, Madeleine S. Günthardt-Goerg, et Rainer Schulin. 2013. « METAL UPTAKE AND ALLOCATION IN TREES GROWN ON CONTAMINATED LAND: IMPLICATIONS FOR BIOMASS PRODUCTION ». *International Journal of Phytoremediation* 15 (1): 77-90. <https://doi.org/10.1080/15226514.2012.670317>.
- Fall, Safietou Touré, et Abdou Salam Fall. 2001. *Cités horticoles en sursis ? L'agriculture urbaine dans les grandes Niayes au Sénégal*. Centre de recherches pour le développement international. <https://www.idrc.ca/sites/default/files/openebooks/265-1/index.html>.
- FAO, et OMS. 2006. « PROGRAMME MIXTE FAO/OMS SUR LES NORMES ALIMENTAIRES COMITÉ DU CODEX SUR LES ADDITIFS ALIMENTAIRES ET LES CONTAMINANTS ». *Population (French Edition)* 5 (4): 764. <https://doi.org/10.2307/1523706>.
- Fatarna, L., Arabi, Y., Adda, A, et Boutekrabt, A. 2017. « REVUE D'ÉCOLOGIE. Impact du cadmium, du zinc et du plomb sur la germination des graines d'Atriplex halimus L. (Amaranthaceae) ». REVUE D'ÉCOLOGIE. LA TERRE ET LA VIE. Societe nationale de protection de la nature et d'acclimation de France. 2017. <http://documents.irevues.inist.fr/handle/2042/61891>.
- Florent, Essouli Olivier, Gladima-Siby Sophie Aïssatou, Miyouna Timothée, Matini Laurent, et Faye Serigne. 2018. « Mecanismes De Contamination Des Eaux Souterraines Dans Le Secteur Du Lac Mbeubeuss, Dakar, Senegal ». *European Scientific Journal, ESJ* 14 (27): 254. <https://doi.org/10.19044/esj.2018.v14n27p254>.
- Freeman, John L., Michael W. Persans, Ken Nieman, Carrie Albrecht, Wendy Peer, Ingrid J. Pickering, et David E. Salt. 2004. « Increased Glutathione Biosynthesis Plays a Role in Nickel Tolerance in *Thlaspi* Nickel Hyperaccumulators ». *The Plant Cell* 16 (8): 2176-91. <https://doi.org/10.1105/tpc.104.023036>.
- GHALI, SOUAD. 2008. « ÉTUDE DE LA CARBONISATION D'UN PRÉCURSEUR VÉGÉTAL, LES NOYAUX D'OLIVES. UTILISATION DANS LE TRAITEMENT DES EAUX ». Mémoire de Magister : Spécialité: Chimie Option: pollution chimique et environnement, Faculté des sciences et sciences de l'ingénierat Département des sciences fondamentales (Algérie). http://vrpg.univ-skikda.dz/recherchePG/theses_memoires/fac_sciences/Chimie/Opt_Pollu_Chim_Environment/ghali.pdf.
- Ghezri, Fatima. 2014. « Etude de la sorption du plomb (II) par la résine lewatis TP 214. ». Thesis, Universite Abou Bekr Belkaid Tlemcen UABT. <http://dspace.univ-tlemcen.dz/handle/112/5848>.

- Hall, J. L. 2002. « Cellular Mechanisms for Heavy Metal Detoxification and Tolerance ». *Journal of Experimental Botany* 53 (366): 1-11. <https://doi.org/10.1093/jexbot/53.366.1>.
- Hénault-Ethier, Louise. 2016. *LA PHYTOREMÉDIATION*. Société québécoise de phytoremédiation. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4166.8723>.
- Hopkins, William G. 2003. *Physiologie végétale*. De Boeck Supérieur.
- HUYNH, Thi My Dung. 2009. « IMPACTS DES METAUX LOURDS SUR L'INTERACTION PLANTE/ VER DE TERRE/ MICROFLORE TELLURIQUE ». Thèse de Doctorat Spécialité ECOLOGIE MICROBIENNE pour obtenir le grade de DOCTEUR DE L'UNIVERSITE PARIS EST, France: UNIVERSITE PARIS ESTECOLE DOCTORALE SCIENCE DE LA VIE ET DE LA SANTE.
- IAGU. 2011. « Institut Africain de Gestion Urbaine : Villes ciblées – Décharge de Mbeubeuss : Analyse des impacts et amélioration des conditions de vie et de l'environnement à Diamalaye (Malika), Dakar. » Rapport technique final N° 103 801-01/CRDI. Dakar: Institut Africain de Gestion Urbaine (IAGU). www.iagu.org.
- IMPEMS, R., E. DELCARTE, P. MATHY, et J. PIRET. 1979. « Voies de transfert d'éléments traces non essentiels dans le système sol-air-plante ». *Pedologie*, 311.
- INERIS. 2006. « Elements traces métalliques. Guide méthodologique. recommandation pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines. » INERIS-DRC-06-66246/DESP-R01a. Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/6624-DESP-R01a_.pdf.
- Jacob, Christophe. 2001. « Etude des interactions entre métaux lourds et champignons ectomycorhiziens: mise en évidence de gènes impliqués dans la réponse au cadmium de " Paxillus involutus" ». PhD Thesis, Université Henri Poincaré (Nancy 1).
- Jaillard, Benoît, Claude Plassard, et Philippe Hinsinger. 2003. « Measurements of H⁺ fluxes and concentrations in the rhizosphere ». *Handbook of Soil Acidity*. Ed. Z Rengel, 231-66.
- Jan, Sumira, et Javid Ahmad Parray. 2016. *Approaches to Heavy Metal Tolerance in Plants*. Singapore: Springer Singapore. <https://doi.org/10.1007/978-981-10-1693-6>.
- Jost, Jean-Pierre. 2018. *Les plantes hyperaccumulatrices de métaux lourds. Une solution à la pollution des sols et de l'eau?* https://www.researchgate.net/publication/325602620_Les_plantes_hyperaccumulatrices_de_metaux_lourds_Une_solution_a_la_pollution_des_sols_et_de_l'eau.
- JUSTE, C. 1988. « Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol ». *Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol* 26 (2): 103-12.
- Kabata-Pendias, Alina, et Henryk Pendias. 2001. *Trace Elements in Soils and Plants*. 3rd ed. Boca Raton, Fla: CRC Press.
- Kebir, Tahar. 2011. « ÉTUDE DE CONTAMINATION, D'ACCUMULATION ET DE MOBILITÉ DE QUELQUES METAUX LOURDS DANS DES LEGUMES, DES FRUITS ET DES SOLS AGRICOLES SITUÉS PRÈS D'UNE DÉCHARGE INDUSTRIELLE DE L'USINE ALZINC DE LA VILLE DE GHAZAOUET. » Algérie: UNIVERSITÉ ABOU BEKR BELKAID-TLEMCEN-Faculté des sciences Département de chimieLaboratoire de Chimie Inorganique et Environnement (LCIE). <http://dspace.univ-tlemcen.dz/bitstream/112/2363/1/THESE-Kebir-Tahar.pdf>.
- Labat, Laurence. 2010. « La préparation des matrices biologiques pour l'analyse des métaux ». *Annales de Toxicologie Analytique* 22 (2): 81-88. <https://doi.org/10.1051/ata/2010011>.
- Laghlimi, Meriem, Bouamar Baghdad, Hassan El Hadi, et Abdelhak Bouabdli. 2015. « Phytoremediation mechanisms of heavy metal contaminated soils: a review ».

- Lamprea, Katerine. 2009. « Caractérisation et origine des métaux traces, hydrocarbures aromatiques polycycliques et pesticides transportés par les retombées atmosphériques et les eaux de ruissellement dans les bassins versants séparatifs péri-urbains. » Theses, NANTE: École Centrale de Nantes École Doctorale Sciences Pour l'Ingénieur, Geosciences, Architecture. BU. https://tel.archives-ouvertes.fr/file/index/docid/1002809/filename/Lamprea_2009.pdf.
- Laperche, V, et JR Mossman. 2004. « Fond géochimique naturel oubruit de fond : réflexions surles applications possibles à lae gestion des sites et solspollués en France ». RP-53344. BRGM-FRANCE. <http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-53344-FR.pdf>.
- Lapie, Clémentine. 2019. « Caractérisation de la rhizodéposition du maïs (*Zea mays L.*) en réponse à la présence d'hydrocarbures aromatiques polycycliques et d'éléments traces métalliques ». PhD Thesis, Université de Lorraine.
- Lebourg, A., T. Sterckeman, H. Ciesielski, et N. Proix. 1996. « Intérêt de différents réactifs d'extraction chimique pour l'évaluation de la biodisponibilité des métaux en traces du sol ». *Agronomie* 16 (4): 201-15. <https://doi.org/10.1051/agro:19960401>.
- Liénard, Amandine, et Gilles Colinet. 2014. « Synthèse bibliographique sur la mobilité des éléments traces dans les sols et l'utilisation de la stabilisation physico-chimique comme technique de gestion in situ des sites contaminés ». *BASE*, janvier. <https://popups.uliege.be:443/1780-4507/index.php?id=11125>.
- Liu, Xingmei, Qiu Jin Song, Yu Tang, Wanlu Li, Jianming Xu, Jianjun Wu, Fan Wang, et Philip Charles Brookes. 2013. « Human Health Risk Assessment of Heavy Metals in Soil–Vegetable System: A Multi-Medium Analysis ». *Science of The Total Environment* 463-464 (octobre): 530-40. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.064>.
- Mahmood, Tariq. 2010. « Phytoextraction of heavy metals – the process and scope for remediation of contaminated soils. (Review article). » *Soil & Environment* 29 (janvier): 91-109.
- McGrath, S.P., J. Zhao, et E. Lombi. 2002. « Phytoremediation of Metals, Metalloids, and Radionuclides ». In *Advances in Agronomy*, 75:1-56. Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(02\)75002-5](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(02)75002-5).
- Mercier, Catherine. 2017. « Phytoextraction d'éléments traces à l'aide du saule et de mycorhizes », mars. <https://papyrus.bib.umontreal.ca/xmlui/handle/1866/18333>.
- Mesnoua, Mohammed. 2016. « Stress abiotiques sur *Atriplex halimus L*: Effet des métaux lourds et caractérisation des biomarqueurs et bioindicateurs. » <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.15547.82725>.
- Miguel, Angélique San. 2011. « Phytoremédiation des organochlorés. Etude mécanistique et fonctionnelle des capacités épuratrices du système plante-rhizosphère ». These pour obtenir le grade de Docteur Spécialité: Modèles, Méthodes et Algorithmes en biologie, santé et environnement (MBS), Université de Grenoble. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00680031/document>.
- MIQUEL, Gérard. 2000. « Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé ». 261 (2000-2001). France: Sénat. <https://www.senat.fr/rap/l00-261/l00-26150.html>.
- Missohou, Ayao, Malick Mbodj, Donatien Zanga, Seydou Niang, Kkalifa Serigne Babacar Sylla, Malang Seydi, Oumar Cissé, et Salimata Wone Seck. 2011. « Analysis of Microbiological and Chemical Quality of Poultry Meat in the Vicinity of the Mbeubeuss Landfill in Malika (Senegal) ». *Tropical Animal Health and Production* 43 (5): 983-88. <https://doi.org/10.1007/s11250-011-9795-3>.
- Moreno-Jiménez, Eduardo, Jesús M. Peñalosa, Rebeca Manzano, Ramón O. Carpeta-Ruiz, Roberto Gamarra, et Elvira Esteban. 2009. « Heavy Metals Distribution in Soils Surrounding an Abandoned Mine in NW Madrid (Spain) and Their Transference to Wild Flora ». *Journal of Hazardous Materials* 162 (2): 854-59. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.05.109>.

-
- Moudouma, Chris Fabien MOUSSAVOU. 2010. « Etude des mécanismes d'accumulation du cadmium chez *Arabidopsis thaliana* (écotype Wassilewskija) et chez un mélèze hybride (*Larix x eurolepis*) par des approches moléculaire et développementale ». THESE, UNIVERSITE DE LIMOGES Sciences pour l'Environnement / Biologie - Science - Santé.
- Naidu, R., N. S. Bolan, M. Megharaj, A. L. Juhasz, S. K. Gupta, B. E. Clothier, et R. Schulin. 2008. « Chapter 1 Chemical Bioavailability in Terrestrial Environments ». In *Developments in Soil Science*, édité par A. E. Hartemink, A. B. McBratney, et Ravendra Naidu, 32:1-6. Chemical Bioavailability in Terrestrial Environment. Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S0166-2481\(07\)32001-1](https://doi.org/10.1016/S0166-2481(07)32001-1).
- Nastaran, MANOUCHEHRI. 2011. « Comparaison des extractions simples et séquentielles pour étudier la mobilisation des Éléments de Terre Rare dans différents types de sol », n° 13: 5.
- Newman, Lee A., et Charles M. Reynolds. 2004. « Phytodegradation of organic compounds ». *Current opinion in Biotechnology* 15 (3): 225-30.
- Nzengue, Yves. 2008. « Comparaison des mécanismes de toxicité redox du cadmium, du cuivre et du zinc: place des métallothionéines et de p53 ». THESE Pour obtenir le grade de DOCTEUR DE L'UNIVERSITE JOSEPH FOURIER, France: UNIVERSITE JOSEPH FOURIER – GRENOBLE 1. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00281577/document>.
- Onjaniaina, ANDRIANOME. 2017. « UTILISATION DE L'OUTIL ISOTOPIQUE ^{13}C POUR EVALUER LA DYNAMIQUE DE CARBONE DU SOL SUIVANT LES MODES D'USAGE DES TERRES DU CORRIDOR ANKENIHENY-ZAHAMENA (Est-Madagascar) », 75.
- Ouro-Sama, Kamilou, Hodabalo Dheoulaba Solitoke, Kissao Gnandi, Komlan Mawuli Afia demanyo, et Essô Joseph Bowessidjaou. 2014. « Évaluation et risques sanitaires de la bioaccumulation de métaux lourds chez des espèces halieutiques du système lagunaire togolais ». *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*, n° Volume 14 Numéro 2 (septembre). <https://doi.org/10.4000/vertigo.15093>.
- Papp, Roger. 2011. « Les propriétés environnementales des éléments traces ». *Particularités et conséquences pour l'analyse de risque. Collège National d'Experts en Environnement de l'Industrie Chimique*.
- Peer, Wendy Ann, Ivan R. Baxter, Elizabeth L. Richards, John L. Freeman, et Angus S. Murphy. 2005. « Phytoremediation and hyperaccumulator plants ». In *Molecular Biology of Metal Homeostasis and Detoxification*, édité par Markus J. Tamas et Enrico Martinoia, 14:299-340. Topics in Current Genetics. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/4735_100.
- Pellet, M, et L Laville-Timsit. 1993. « Échantillonnage de sols pour caractérisation d'une pollution : guide méthodologique ». 37865. BRGM. <http://infoterre.brgm.fr/rapports/RR-37865-FR.pdf>.
- Prasad, M. N. V., et Jürgen Hagemeyer, éd. 1999. *Heavy Metal Stress in Plants: From Molecules to Ecosystems*. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-07745-0>.
- PROMOGED. 2019. « PLAN D'ACTION DE RÉINSTALLATION DU PROJET D'OPERATION DE RESORPTION DE LA DECHARGE DE MBEUBEUSS. PROJET DE PROMOTION DE LA GESTION INTEGREE ET DE L'ECONOMIE DES DECHETS SOLIDES AU SENEGAL (PROMOGED) ». http://www.ucg.gouv.sn/wp-content/uploads/2019/11/Rapport-final-PAR-Mbeubeuss_VF.pdf.
- Przemeck, E., et N. U. Haase. 1991. « On the Bonding of Manganese, Copper and Cadmium to Peptides of the Xylem Sap of Plant Roots ». *Water, Air, and Soil Pollution* 57 (1): 569-77. <https://doi.org/10.1007/BF00282920>.

-
- Raskin, Ilya, Robert D. Smith, et David E. Salt. 1997. « Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment ». *Current opinion in biotechnology* 8 (2): 221-26.
- Reid, Robert J. 2001. « Mechanisms of Micronutrient Uptake in Plants ». *Functional Plant Biology* 28 (7): 661. <https://doi.org/10.1071/PP01037>.
- Remon, Esteban. 2006. « Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques: vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution ». <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00362527/document>.
- Salt, David E., R. D. Smith, et Ilya Raskin. 1998. « Phytoremediation ». *Annual review of plant biology* 49 (1): 643-68.
- Schwartz, Christophe. 1997. « Phytoextraction des métaux des sols pollués par la plante hyperaccumulatrice *Thlaspi caerulescens* ». Phdthesis, Institut National Polytechnique de Lorraine. <https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01751119>.
- Senden, M. H. M. N., F. J. M. Paassen, A. J. G. M. Meer, et H. Th. Wolterbeek. 1992. « Cadmium - Citric Acid - Xylem Cell Wall Interactions in Tomato Plants ». *Plant, Cell and Environment* 15 (1): 71-79. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.1992.tb01459.x>.
- Silvern, Steven, éd. 2013. *Environmental Change and Sustainability*. InTech. <https://doi.org/10.5772/46198>.
- Soussou, Souhir. 2013. « Adaptation de la symbiose Fabacées-Rhizobium aux sites miniers: Absorption du zinc par *Anthyllis vulneraria* et analyse de la diversité des bactéries symbiotiques d'*Hedysarum coronarium* ». PhD Thesis, Montpellier, SupAgro.
- Susarla, Sridhar, Victor F. Medina, et Steven C. McCutcheon. 2002. « Phytoremediation: an ecological solution to organic chemical contamination ». *Ecological Engineering* 18 (5): 647-58.
- Swift, R. S., et R. G. McLaren. 1991. « Micronutrient Adsorption by Soils and Soil Colloids ». In *Interactions at the Soil Colloid — Soil Solution Interface*, édité par G. H. Bolt, M. F. Boodt, M. H. B. Hayes, M. B. McBride, et E. B. A. Strooper, 257-92. Dordrecht: Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-017-1909-4_9.
- Tang, Xiwang, Yan Pang, Puhui Ji, Pengcheng Gao, Thanh Hung Nguyen, et Yan'an Tong. 2016. « Cadmium Uptake in Above-Ground Parts of Lettuce (*Lactuca Sativa L.*) ». *Ecotoxicology and Environmental Safety* 125 (mars): 102-6. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.11.033>.
- Tarradellas, Joseph, Gabriel Bitton, et Dominique Rossel. 1996. *Soil Ecotoxicology*. CRC Press.
- Tazisong, I.A., Z.N. Senwo, R.W. Taylor, M.O. Mbila, et Y. Wang. 2004. « CONCENTRATION AND DISTRIBUTION OF IRON AND MANGANESE FRACTIONS IN ALABAMA ULTISOLS ». *Soil Science* 169 (7): 489-96. <https://doi.org/10.1097/01.ss.0000135168.37628.07>.
- Testiati, Eti. 2012. « Contamination de sols par des éléments traces métalliques en zone méditerranéenne côtière : études de leur mobilité et du transfert à la phytocénose. » THESE Pour obtenir le grade de Docteur de l'Université Aix-Marseille Spécialité Sciences de l'Environnement Terrestre, Université Aix-Marseille Laboratoire de Chimie de l'Environnement - FRE 3416. <http://www.theses.fr/2012AIXM4804.pdf>.
- Tong, Yi-Ping, Ralf Kneer, et Yong-Guan Zhu. 2004. « Vacuolar Compartmentalization: A Second-Generation Approach to Engineering Plants for Phytoremediation ». *Trends in Plant Science* 9 (1): 7-9. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2003.11.009>.
- Toure, A., A. Garat, C. Diop, M. Cabral, M. J. Epote, E. Leroy, M. Fall, A. Diouf, B. Dehon, et D. Allorge. 2016. « Présence de métaux lourds et de résidus médicamenteux dans les effluents des établissements de santé de Dakar (Sénégal) ». *International Journal of Biological and Chemical Sciences* 10 (3): 1422-32. <https://doi.org/10.4314/ijbcs.v10i3.40>.

-
- UVED. 2006. « Éléments biogéniques vs non biogéniques, cycles élémentaires courts vs lents ». 2006. http://www.cima.ualg.pt/piloto/UVED_Geochimie/UVED/site/html/2/2-3/2-3-1/2-3-1-2.html.
- Uzu, Gaëlle, Géraldine Sarret, Roseline Bonnard, Sophie Sobanska, Anne Probst, J. Silvestre, Philippe Pradere, et Camille Dumat. 2009. « Absorption foliaire des métaux présents dans des particules atmosphériques issues d'une usine de recyclage de batteries : biotest laitue ». In , NC. ADEME Editions. Angers. <https://hal-ineris.archives-ouvertes.fr/ineris-00973359>.
- Vanobberghen, Fanny. 2010. « La phytoremédiation en Wallonie : Evaluation du potentiel d'assainissement des sols contaminés en métaux lourds. » 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. http://mem-envi.ulb.ac.be/Memoires_en_pdf/MFE_09_10/MFE_Vanobberghen_09_10.pdf.
- Zineb, HAMMADACHE, GUERRACHE Samah, et SAIB Samia. 2016. « Evaluation du transfert des métaux lourds dans le système sol-plante (*Phragmites australis*) dans le bassin versant d'oued NIL la région de Jijel. » Mémoire de fin d'études. Algerie: UNIVERSITE M'HAMED BOUGARA BOUMERDES FACULTES DES SCIENCES DEPARTEMENT DE BIOLOGIE. <http://dlibrary.univ-boumerdes.dz:8080/bitstream/123456789/3821/1/memoire.pdf>.

ANNEXES

ANNEXE 1

Tableau 15: échelle de détermination du statut acido basique(INP)

pH	<4,0	4,0 – 4,9	5,0 – 5,4	5,5 - 5,9	6,0 – 7,5	7,6 – 8,4	8,5 – 9,4	> 9,5
Degré	Extrêmement acide	Très acide	Acide	Légèrement acide	Neutre	Légèrement alcalin	Alcalin	Très alcalin

Tableau 16: échelle de détermination de la salinité (INP)

Degré de salinité	Non salin	Légèrement salin	Salin	Très salin	Extrêmement salin
CE 1/5	250	250 - 500	500 - 1000	1000 - 2000	>2000

ANNEXE 2

Tableau 17: limites admissibles pour l'accumulation des métaux dans les sols agricoles de divers pays (mg/kg)(Al-Jala'oud 1997)

Pays	Cd	Cu	Pb	Ni	Zn
Canada	0.8-4	100-200	50-100	12-36	150-370
France	5.4	210	210	60	750
Allemagne	8.4	210	210	60	750
Hollande	2.0	210	100	20	400
UK	5.0	280	1,000	70	560
USA	5-20	125-500	500-2,000	50-200	-

ANNEXE 3

Tableau 18: valeurs limites proposées pour les concentrations en métaux traces dans le sol (Testiati 2012).

Éléments	Valeurs limites (mg/kg MS)			
	Directive 86/278/EEC 6 < pH < 7	5 < pH < 6	6 < pH < 7	
Cd	1 – 3	0,5	1	1,5
Cu	50 – 140	20	50	100
Hg	1 – 1,5	0,1	0,5	1
Ni	30 – 75	15	50	70
Pb	50 – 300	70	70	100
Zn	150 – 300	60	150	200

ANNEXE 4

Tableau 19: principaux valeurs toxicologiques de références(Moudouma 2010).

Substances chimiques	Source	Voie d'exposition	Valeur de référence	Année de révision
Arsenic	ATSDR	Orale (aiguë)	MRL = $5 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/j	2007
		Orale (chronique)	MRL = $3 \cdot 10^{-4}$ mg/kg/j	2007
	US EPA	Orale	RfD = $3 \cdot 10^{-4}$ mg/kg/j	1993
		Inhalation	TCA = 10^{-3} mg/m ³	2001
Cadmium	RIVM	Orale	TDI = 10^{-3} mg/kg/j	2001
		Orale (chronique)	MRL = $2 \cdot 10^{-4}$ mg/kg/j	1999
		Orale (aiguë)	Draft MRL = 10^{-4} mg/kg/j	2008
		Inhalation (aiguë)	Draft MRL = $3 \cdot 10^{-5}$ mg/m ³	2008
		Inhalation (chronique)	Draft MRL = $1 \cdot 10^{-5}$ mg/m ³	2008
	ATSDR	Orale	DHTR = $7 \cdot 10^{-4}$ mg/kg	2006
		Orale	TDI = $5 \cdot 10^{-4}$ mg/kg/j	1999
	US EPA	Orale (eau)	RfD = $5 \cdot 10^{-4}$ mg/kg/j	1994
		Orale (alimentaire)	RfD = 10^{-3} mg/kg/j	1994
Chrome III	US EPA	Orale (chronique)	RfD = $1,5 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/j	1998
Chrome VI	US EPA	Orale (chronique)	RfD = $3 \cdot 10^{-4}$ mg/kg/j	1998
Cuivre	RIVM	Orale	TDI = $5 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/j	2001
		Orale	TDI = $0,5 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/j	2006
		Orale (aiguë)	MRL = $0,01 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/j	2004
		Orale (subchronique)	MRL = $0,01 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/j	2004
	ATSDR	Orale sub-chronique	MRL = $0,1 \cdot 10^{-3}$ mg/kg/j	2004
		Inhalation	TCA = $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$	2001
	ATSDR	Inhalation (sub-chronique)	MRL = $2 \cdot 10^{-4}$ mg/m ³	2005
		Inhalation (chronique)	MRL = $9 \cdot 10^{-5}$ mg/m ³	2005
Plomb	OMS	Orale (chronique)	TDI = $12 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$	2006
		Inhalation	TCA = $5 \cdot 10^{-5}$ mg/m ³	2001
	RIVM	Orale	TDI = $5 \cdot 10^{-2}$ mg/kg/j	2001
		Orale	DHTR = $25 \mu\text{g}/\text{kg}$	2006
Uranium	OMS	Orale	TDI = $0,6 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$	2006
		Orale (sels solubles)	RfD = $3 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$	1989
	ATSDR	Orale (sub-chronique, sels solubles)	MRL = $2 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$	1999
		Inhalation (chronique, sels solubles)	MRL = $3 \cdot 10^{-4}$ mg/m ³	1999
		Inhalation (forme insoluble)	MRL = $8 \cdot 10^{-5}$ mg/m ³	1999
Zinc	US EPA	Orale	RfD = $3 \cdot 10^{-4}$ mg/kg/j	1992
	ATSDR	Orale (subchronique)	MRL = $0,3 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$	1994
	RIVM	Orale	TDI = $0,5 \mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$	2001