

MINISTRE DES ENSEIGNEMENTS SECONDAIRE ET SUPERIEUR (M.E.S.S.)

UNIVERSITE POLYTECHNIQUE DE BOBO-DIOULASSO (U.P.B)

INSTITUT DU DEVELOPPEMENT RURAL(I.D.R)



MEMOIRE DE FIN D'ETUDE

En vue de l'obtention du

DIPLÔME D'ETUDES APPROFONDIES (DEA)

Option : Systèmes de Production Végétale

Spécialité : Science du sol

Thème :

Effet de différents types de déchets urbains solides de la ville de Bobo-Dioulasso sur la disponibilité et la distribution verticale de métaux lourds dans le sol.

Présenté par :

Tégawendé Léa Jeanne ILBOUDO

Président de Jury : **Pr Irénée SOMDA**, Maître de conférences / UPB

Membres de Jury : **Pr Emmanuel COMPAORE**, Maître de recherches / INERA-DRREA-Centre

Dr Bernard BACYE, Maître assistant / UPB

Date de soutenance
Avril 2014

MINISTÈRE DES ENSEIGNEMENTS SECONDAIRE ET SUPÉRIEUR (M.E.S.S.)

UNIVERSITÉ POLYTECHNIQUE DE BOBO-DIOULASSO (U.P.B)

INSTITUT DU DÉVELOPPEMENT RURAL (I.D.R)



MEMOIRE DE FIN D'ETUDE

En vue de l'obtention du

DIPLÔME D'ETUDES APPROFONDIES (DEA)

Option : Systèmes de Production Végétale

Spécialité : Science du sol

Thème :

Effet de différents types de déchets urbains solides de la ville de Bobo-Dioulasso sur la disponibilité et la distribution verticale de métaux lourds dans le sol.

Présenté par :

Tégawendé Léa Jeanne ILBOUDO

Président de Jury : **Pr Irénée SOMDA**, Maître de conférences / UPB

Membres de Jury : **Pr Emmanuel COMPAORE**, Maître de recherches / INERA-DRREA-Centre

Dr Bernard BACYE, Maître assistant / UPB

Date de soutenance
Avril 2014

DEDICACE

*Je dédie ce mémoire à feu SODRE Anas.
Que DIEU tout puissant l'accueille
auprès de lui.
Amen !!!*

TABLE DE MATIERES

MATIERES	PAGES
DEDICACE	i
TABLE DE MATIERES	ii
REMERCIEMENTS.....	iv
SIGLES ET ABREVIATIONS	v
LISTE DES FIGURES	vi
LISTE DES PHOTOS	vi
LISTE DES TABLEAUX	vii
RESUME	viii
SUMMARY	ix
INTRODUCTION	1
I. SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE	3
1.1. Généralités sur les métaux lourds.....	3
1.1.1. Définition et classification	3
1.1.2. Les sources de métaux lourds dans les sols	4
1.1.2.1. Les sources naturelles	4
1.1.2.2. Les sources anthropiques des métaux lourds	4
1.2. Les déchets urbains solides	6
1.2.1 Définition des déchets urbains solides	6
1.2.2. Limites de l'utilisation des déchets urbains solides en agriculture	6
1.3. Comportement des métaux lourds dans le sol	7
1.3.1. Accumulation des métaux lourds dans le sol	7
1.3.2. Disponibilité des métaux lourds dans le sol	8
1.3.3. Phénomène de complexation des métaux	9
1.3.4. Distribution des métaux lourds dans le sol	11
1.4. Les métaux lourds dans les organismes vivants	13
1.4.1. Plomb	13
1.4.2. Zinc	13
1.4.3. Cadmium.....	14
1.4.4. Nickel.....	14
1.5. Normes et réglementations	15
II. MATERIEL ET METHODES	16
2.1. Milieu physique.....	16
2.1.1. Présentation du site	16
2.1.1.1. Situation géographique	16
2.1.1.2. Climat	16
2.1.1.4. Sols	18

2.1.1.5. Végétation.....	19
2.2. Milieu humain	20
2.2.1. Démographie.....	20
2.2.2. Activités socio-économiques	20
2.2.3. Production de déchets et assainissement de la ville	20
2.3. Matériel et méthodes expérimentales	21
2.3.1. Matériel expérimental	21
2.3.1.1. Description du sol étudié	21
2.3.1.2. Fertilisants.....	22
2.3.1.2.1. Déchets urbains solides	22
2.3.1.2.2. Fumure minérale.....	25
2.3.1.3. Matériel végétal	25
2.3.2. Méthodes expérimentales.....	26
2.3.2.1. Dispositif expérimental.....	26
2.3.2.2. Conduite des opérations culturales	27
2.3.2.4. Mode de prélèvement	27
2.3.3. Détermination à l'EDTA des teneurs en métaux lourds disponibles	27
2.3.4. Traitement des données.....	28
III. RESULTATS ET DISCUSSION	29
3.1. Disponibilité des métaux lourds	29
3.1.1. Disponibilité du Plomb dans les différentes profondeurs du sol.....	29
3.1.2. Disponibilité du Zinc à différentes profondeurs du sol.....	30
3.1.3. Disponibilité du nickel à différentes profondeurs du sol	31
3.1.4. Disponibilité du cadmium à différentes profondeurs du sol	32
3.1.5. Discussion.....	32
3.2. Distribution des métaux dans les horizons du sol.	34
3.2.1. Distribution initiale (T_0).....	34
3.2.2. Effet des fientes de poules sur la distribution des métaux	35
3.2.3. Effet des déchets d'égrenage de coton sur la distribution des métaux.....	35
3.2.4. Effet des ordures ménagères urbaines sur la distribution des métaux.....	36
3.2.5. Effet des déchets d'abattoir sur la distribution des métaux.....	37
3.2.6. Effet de la fertilisation minérale sur la distribution des métaux lourds.....	37
3.2.7. Effet des lisiers de porcs sur la distribution des métaux lourds	38
3.2.8. Effet des ordures ménagères périurbaines sur la distribution des métaux lourds	39
3.2.9. Discussion	40
IV. CONCLUSION ET PERSPECTIVES.....	42
V. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....	44

REMERCIEMENTS

Le présent mémoire est le fruit des efforts de nombreuses personnes. Il nous est très agréable de leur adresser nos sincères remerciements. Il s'agit en particulier de:

- L'IDR, qui nous a assuré une formation intellectuelle conséquente ;
- Les responsables administratifs de l'INERA Farako-Bâ, qui nous ont acceptés comme stagiaire dans leur structure ;
- Pr. Emmanuel Compaoré, notre Maître de stage, qui n'a ménagé aucun effort pour nous guider et nous encadrer ;
- Pr. Hassan Bismarck Nacro, notre Directeur de mémoire, pour son encadrement scientifique ;
- M. Amoro Ouattara, et tout le personnel du laboratoire du GRN/SP de la station Farako-Bâ pour nous avoir appuyés lors des extractions chimiques ;
- M. Marc Minoungou, du programme oléo protéagineux pour son soutien technique ;
- M. Abdramane Kaboré, Technicien supérieur du CAP/M pour son appui inconditionné ;
- Toute la promotion DEA/GIRN de l'année 2011-2012, pour les entraides mutuelles.

La sagesse Burkinabè nous enseigne :

« Si tu construis une maison avec la salive, sache qu'elle s'écroulera avec la rosée »

SIGLES ET ABREVIATIONS

BUMIGEB	: Bureau des Mines et de la Géologie du Burkina
CAP/M	: Centre Agricole Polyvalent de Matourkou
Cd	: Cadmium
Cu	: Cuivre
FAO	: Food and Agriculture Organisation
GRN/SP	: Gestion des Ressources Naturelles/ Système de Production
IDR	: Institut du Développement Rural
INERA	: Institut de l'Environnement et de Recherches Agricoles
MECV	: Ministère de l'Environnement et du Cadre de Vie
Ni	: Nickel
O.M.	: Ordures Ménagères
Pb	: Plomb
PSAB	: Plan d'assainissement des eaux usées de la ville de Bobo-Dioulasso
RGPH	: Recensement Général de la Population et de l'Habitat
SDGD	: Schéma Directeur de Gestion des Déchets
SOFITEX	: Société des Fibres et Textiles du Burkina Faso
SP/DSTM	: Service Propreté / Direction des services Techniques Municipaux
UPB	: Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso
Zn	: Zinc

LISTE DES FIGURES

FIGURES	PAGES
Figure 1 : Origine des métaux lourds dans le sol (Huynh, 2009).....	6
Figure 2 : Evolution pluviométrique des dix dernières années à Farako-Bâ.....	17
Figure 3 : Evolution pluviométrique au cours de l'année 2012 à Farako-Bâ.....	17
Figure 4 : Profil de sols ferrallitiques faiblement désaturés en (B).....	19
Figure 5 : Dispositif expérimental.....	26
Figure 6 : Effet des traitements sur la teneur en plomb disponible.....	29
Figure 7 : Effet des traitements sur la teneur en zinc disponible	30
Figure 8 : Effet des traitements sur la teneur en nickel disponible	31
Figure 9 : Distribution des métaux lourds dans le sol témoin.....	34
Figure 10 : Distribution des métaux lourds sous l'effet des fientes de poules.....	35
Figure 11 : Distribution des métaux lourds sous l'effet des déchets d'égrenage de coton	36
Figure 12 : Distribution des métaux lourds sous l'effet des ordures ménagères urbaines	36
Figure 13 : Distribution des métaux lourds sous l'effet des déchets d'abattoir	37
Figure 14 : Distribution des métaux lourds sous l'effet de la fertilisation minérale	38
Figure 15 : Distribution des métaux lourds sous l'effet des déchets de lisiers porcs.....	39
Figure 16 : Distribution des métaux sous l'effet des ordures ménagères périurbaines.....	39

LISTE DES PHOTOS

PHOTOS	PAGES
Photo 1 : Déchets urbains.....	22
Photo 2 : Déchets périurbains.....	22
Photo 3 : Déchets d'abattoir	23
Photo 4 : Lisiers de porcs	23
Photo 5 : fientes de poules.....	24
Photo 6 : Déchets d'égrenage de coton.....	24

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAUX	PAGES
Tableau I : Sources des métaux lourds dans l'environnement	5
Tableau II : Teneurs en métaux lourds des quelques déchets urbains solides	7
Tableau III : Caractéristiques analytiques du sol ferrugineux étudié.....	22
Tableau IV : Caractéristiques chimiques des déchets	25
Tableau V : Teneurs en métaux lourds disponibles des déchets	25
Tableau VI : Disponibilité du cadmium en fonction des horizons	32

LISTE DE CARTE

Carte : Situation géographique du site d'expérimentation.....	16
---	----

RESUME

L'application répétée de déchets urbains solides aux sols peut entraîner une accumulation de métaux lourds dans le sol et leur transfert vers les plantes et l'environnement. Cette étude a pour but d'évaluer l'effet de ces différentes fumures sur la disponibilité et la distribution verticale de métaux lourds (Pb, Zn, Cd et Ni) dans le sol. Sept types de fumures (les fientes de poules, les déchets d'abattoir, les déchets d'égrenage de coton, les lisiers de porcs, les déchets solides urbains et périurbains et la fertilisation minérale (NPK et urée)) sont comparés selon un dispositif en blocs Fisher avec 4 répétitions. Les résultats obtenus montrent que, par rapport au témoin, la fertilisation minérale, les ordures ménagères urbaines et les déchets d'égrenage de coton ont augmenté la disponibilité du Pb dans l'horizon 0-20 cm (371,42% ; 314,28% ; 300%). Dans l'horizon 20-40 cm, seule la fertilisation minérale a accru la teneur en Pb disponible (1400%). Parmi les différents fertilisants apportés, les déchets d'abattoir ont entraîné une importante disponibilité du Zn dans les horizons 0-20 cm et 20-40 cm. La disponibilité du Ni a été fortement accrue sous l'effet des ordures ménagères à 200% et 150% respectivement dans les horizons 0-20 cm et 20-40 cm. Les fientes de poules ont aussi augmenté la disponibilité du Ni dans l'horizon 40-60 cm (700%). D'une manière générale, la quantité de Cd disponible dans le sol a été fortement réduite suite à l'application des déchets urbains solides. Les déchets ont eu des effets variables sur la distribution des métaux lourds dans le sol. Les fientes de poules et les déchets d'abattoir ont entraîné une forte accumulation du Pb dans l'horizon profond tandis que les déchets d'égrenage de coton et les lisiers de porcs ont favorisé une forte accumulation du Pb dans les deux premiers horizons (0-20 cm ; 20-40 cm). Les déchets d'abattoir et les lisiers de porcs ont entraîné une élévation de la quantité du Zn disponible dans l'horizon 0-20 cm. Les ordures ménagères périurbaines ont favorisé une accumulation du Ni dans l'horizon 0-20 cm du sol. Il y a une grande difficulté à prévoir les effets d'apports de résidus organiques car les interactions entre éléments sont nombreuses. La teneur extractible ne donne pas d'indication sur les phénomènes de synergie et d'antagonisme entre polluants, sur les quantités déjà stockées dans les organismes vivants, et ne renseigne donc pas sur la toxicité du milieu analysé vis-à-vis des organismes vivants. Des plans de fertilisation et de fumure, étendus à tous les fertilisants et amendements utilisés, devraient être mis en œuvre pour conserver la traçabilité.

Mots clés : *Déchets urbains solides, Métaux lourds, Sol, Pollution, Burkina Faso*

SUMMARY

Addition of urban solid waste in agricultural land can lead to heavy metal accumulation and their transfer into crops and environment. The aim of this study was to assess urban solid wastes effects on heavy metal availability and horizontal distribution in soil. Seven types of urban solid wastes: poultry manure, slaughter-house waste, cotton waste, pig slurry and yard wastes and mineral fertilizers were compared in a randomized complete block design with four replications.

The results showed that mineral fertilizer, yard waste, and cotton waste increased Pb availability in 0-20 cm horizon (371,42% ; 314,28% ; 300%). In 20-40 cm horizon, only mineral fertilizer increased Pb availability (1400%). Zn availability increased with slaughter-house waste in 0-20 cm and 20-40 cm horizons. Yard waste increased Ni availability with 200% et 150% respectively in 0-20 cm and 20-40 cm; poultry manure increase Ni availability in 40-60 cm horizon (700%). Cd availability decreased with all fertilizer in general.

Poultry manure and slaughter-house waste conducted Pb accumulation with deep but cotton waste, pig slurry increased Pb accumulation in surface horizon (0-20 cm and 20-40 cm). Slaughter-house waste and pig slurry increase Pb availability in 0-20 horizon. Ni accumulated in 0-20 cm horizon with yard effect.

It is difficult to forecast the effect of organic waste addition on soil because because there numerous interactions between soil components. The concentration of extractable metals don't give indication on the synergetic and antagonic phenomena between pollutants on the quantity already stored in the living organisms, and don't indicate on the medium toxicity to living organisms. Therefore fertilization plans including all fertilizers and amendments could be realized to conserve their tracability.

Key words: *Urban solid waste, Heavy metal, Soil, Pollution, Burkina Faso*

INTRODUCTION

Dans le passé, même assez récent, l'Homme transportait ses déchets organiques et ses résidus personnels, résultat de son propre métabolisme loin de chez lui ! Cette pratique ancestrale a été le premier recyclage naturel. Désormais à l'échelle de la planète, certaines ressources nécessaires à la production de nourriture font naître quelques inquiétudes. Certaines de ces ressources, tel le phosphore (P) dont le cycle passe par le fond des mers et dure environ 106 à 107 années, doivent être considérées comme non renouvelables à l'échelle humaine (Fardeau, 2000). C'est pourquoi, un recyclage, dans les sols, de la majorité des déchets organiques surtout urbains qui contiennent plusieurs des éléments nutritifs prélevés à l'occasion des récoltes dans le sol pour assurer la production de nourriture, doit être conseillé. En effet, ils suppléent le sol en azote (N), phosphore (P), potassium (K), calcium (Ca) et autres oligo-éléments pour la croissance des plantes (Fardeau et Martinez, 1996 ; Yé, 2007, Compaoré *et al*, 2010). Ils élèvent le pH, augmentent le taux de matière organique (MO) du sol (Kaboré, 2004 ; Kiba, 2007) et par conséquent améliorent la stabilité structurale, la capacité d'échange cationique (CEC) du sol. Aussi, ils permettent d'obtenir des quantités élevées de biomasse racinaire, de biomasse aérienne et également d'obtenir des rendements grains élevés (Nanema, 2007 ; Bationo, 2007; Agbede et Ojeniyi, 2009 et Kiba *et al*, 2011). Concomitamment, ils améliorent le prélèvement des éléments nutritifs (N, P, etc.) par les plantes (Landry, 2011).

Les déchets organiques doivent-ils être appliqués aux sols au seul prétexte qu'ils contiennent des éléments nutritifs biodisponibles, en particulier dans les situations où les quantités disponibles et leur disponibilité peuvent déjà satisfaire les besoins des cultures ? De telles pratiques ont pour conséquence une pollution des nappes par les nitrates et des eaux de surface par ruissellement entraînant le phosphore et l'azote (Fardeau, 2000). Egalement cette méthode de "dépôt – reprise" qui est la moins onéreuse, comporte des risques de contamination en métaux lourds. En effet, le contenu dans les déchets organiques en certains éléments «Métaux Lourds Potentiellement Toxiques », est supérieur à celui des sols qui reçoivent ces déchets. La conséquence en est un accroissement de leurs teneurs totales et de leur disponibilité dans les horizons de sol, leur transfert dans les végétaux, les eaux et la contamination de la chaîne alimentaire. Les métaux lourds provoquent ainsi de nombreuses maladies chez l'homme telles que bronchites chroniques, l'asthme, des cancers de poumon et de nez, arrêt cardiaque, etc.

Il est par conséquent nécessaire de réaliser des études de caractérisation des types de déchets utilisés en agriculture, d'évaluer et suivre l'accumulation de ces métaux lourds dans le sol et dans les végétaux ; et de déterminer la disponibilité des métaux lourds potentiellement toxiques.

Au Burkina Faso, de nombreux auteurs tels que Bilgo (2003), Yé (2007), Compaoré *et al.* (2010), se sont penchés sur la caractérisation de plusieurs types de déchets (déchets municipaux, ordures ménagères, déchets industriels, effluents d'élevage, etc.). Ils trouvèrent que les déchets peuvent être très riches en N, en P et surtout en base comme Ca, magnésium (Mg) mais ils peuvent aussi contenir des éléments indésirables tels que les polluants organiques et les métaux lourds. D'autres auteurs dont Kaboré (2004), Bagbila (2007), Kiba *et al.* (2011), Ilboudo (2011) ont évalué l'accumulation des métaux aussi bien dans le sol que dans les végétaux. Les métaux lourds sont capables de s'accumuler dans le sol et provoquer des phytotoxicités. Certaines plantes peuvent accumuler les métaux lourds aussi bien dans les racines, tiges, feuilles que dans les graines. Cependant, très peu d'auteurs se sont intéressés à l'étude de la disponibilité des métaux dans le sol sous l'influence des déchets apportés et de l'effet de ces déchets sur la distribution des métaux dans les différents horizons du sol.

Notre étude s'inscrit dans ce cadre et consiste en l'étude de la biodisponibilité des métaux lourds notamment le plomb (Pb), le zinc (Zn), le cadmium (Cd) et le nickel (Ni) dans le sol et la distribution verticale de ces métaux dans le sol.

Le présent mémoire qui rend compte du travail effectué, s'articule principalement en quatre parties que sont la revue bibliographique, les matériel et méthodes d'étude, les résultats et discussions et la conclusion suivie de suggestions.

I. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

1.1. Généralités sur les métaux lourds

Parmi les contaminants majeurs de l'environnement, les métaux lourds posent de sérieux problèmes écologiques, tant par le caractère ubiquiste de leur présence au sein de la biosphère, que par leur bioaccumulation potentielle dans le sol et leur toxicité dans plusieurs espèces (végétales et animales).

1.1.1. Définition et classification

Le concept de métaux lourds varie selon la discipline scientifique considérée. En effet, sur le plan chimique, les métaux lourds sont en général des éléments qui ont une forme élémentaire pure dont la masse volumique dépasse 5g_cm^{-3} et dont le numéro atomique est supérieur à 20. Ils forment des précipités insolubles avec les sulfures. En géologie, ce sont des composés naturels présents à très faible concentration (à l'état de trace). En toxicologie, les métaux lourds sont des éléments à caractère cumulatif (souvent dans les tissus graisseux) ayant essentiellement des effets très néfastes sur les organismes vivants. En nutrition et en agronomie, ce sont des oligo-éléments indispensables à certains organismes (Huynh, 2009).

Plusieurs types de classifications existent pour les métaux lourds en fonction du contexte. Selon leur origine, nous distinguons les éléments métalliques anthropogéniques (apport lié à l'activité humaine), et les éléments métalliques naturels (fond géochimique). Selon leurs rôles dans le métabolisme, nous distinguons les éléments traces ou oligo-éléments, et les contaminants stricts. Les oligo-éléments sont essentiels à l'être vivant pour sa croissance et sa reproduction. Les éléments traces des végétaux sont le bore (B), le chlore (Cl), le cuivre (Cu), le fer (Fe), le manganèse (Mn), le Ni, le Zn et le molybdène (Mo). Les éléments traces des animaux sont le Zn, Fe, Cu, Mn, Co, I, Se et Cr.

Selon leur toxicité, nous distinguons les métaux faiblement toxiques, les métaux moyennement toxiques, et les métaux très toxiques que sont le Pb, le mercure (Hg) et le Cd.

Outre les roches, les métaux lourds peuvent être d'origines agricole (engrais, pesticides, amendements organiques), atmosphérique, minière, métallurgique, industrielle, urbaine (Huynh, 2009).

1.1.2. Les sources de métaux lourds dans les sols

Les métaux lourds contenus dans le sol peuvent provenir des sources naturelles ou/et des sources anthropiques.

1.1.2.1. Les sources naturelles

Les métaux lourds sont présents naturellement dans les roches. Ils sont libérés lors de l'altération de celles-ci. La concentration naturelle de ces métaux lourds dans les sols varie selon la nature de la roche, sa localisation et son âge (Huynh, 2009). L'activité volcanique, l'altération des continents, l'activité des sources thermales, l'érosion, l'infiltration et les incendies de forêts sont aussi des sources naturelles de métaux lourds. La contribution des volcans peut se présenter sous forme d'émissions volumineuses dues à une activité explosive, ou d'émissions continues de faible volume, résultant notamment de l'activité géothermique et du dégazage du magma (Boulkrah, 2008). Les métaux provenant de ces différentes sources naturelles constituent le fond géochimique (Huynh, 2009) qui varie largement selon le matériau parental (Citeau, 2004). Les métaux lourds sont redistribués naturellement dans l'environnement par les processus géologiques et les cycles biologiques. Selon Mench et Baize (2004), les seuils d'investigation au-dessus desquels une première étude un peu détaillée est conseillée, notamment pour bien distinguer une anomalie naturelle et une contamination d'origine humaine, sont (en mg_kg^{-1} de sol) : Cd = 0,7 ; Cr = 100 ; Cu = 35 ; Ni = 70 ; Pb = 60 ; Zn = 150.

1.1.2.2. Les sources anthropiques des métaux lourds

Du fait de leurs propriétés physiques intéressantes, les métaux sont très largement utilisés par l'homme. Cette utilisation modifie très significativement leur répartition et les formes chimiques sous lesquels ils sont présents dans les différents compartiments de l'environnement. Ainsi, les sources majeures de contamination des sols en métaux lourds sont d'origine anthropique. Au cours des dernières décennies, l'apport de métaux lourds au sol dans le monde s'est étendu ; à l'heure actuelle on l'estime à 22 000 t de Cd, 939000 t de Cu, 783000 t de Pb, et 1350000 t de Zn (Huynh, 2009). Les principaux types de pollutions anthropiques responsables de l'augmentation des flux de métaux sont :

- Combustibles fossiles (centrales électriques) ;
- Transport (véhicules et moteurs routiers et non routiers, embarcations) ;
- Incinération de déchets ;

- Matériels électriques (interrupteurs électriques, amalgames dentaires, éclairages fluorescents) ;
- Déchets urbains (eaux usées, boues d'épuration, ordures ménagères) et agricoles.

Les apports atmosphériques, les engrais (phosphates) et les déchets urbains sont les apports majeurs de Cd à la parcelle agricole (Mench et Baize, 2004). Selon Citeau (2004), les déchets miniers et les terrils industriels sont une source particulièrement importante de pollution par le Zn, le Pb et le Cd. Le tableau I montre les types de métaux apportés par l'utilisation de plusieurs matières, et la figure 1 résume les sources de métaux lourds dans le sol. Les métaux provenant d'apports anthropiques sont présents sous des formes chimiques assez réactives et entraînent de ce fait des risques très supérieurs aux métaux d'origine naturelle qui sont le plus souvent immobilisés sous des formes relativement inertes.

Le secteur minier occupe une place de plus en plus importante au Burkina Faso. Cependant les pratiques des industries extractives, que ce soit au niveau de l'extraction des minerais, de leur transformation, ou de leur transport, génèrent des problèmes environnementaux. En effet, elles nécessitent l'utilisation de certains produits toxiques tels le cyanure, le mercure et le zinc qui sont susceptibles de polluer les sols et les eaux (Mballo, 2012).

Tableau I : Sources des métaux lourds dans l'environnement (Huynh, 2009)

Utilisations	Métaux
Batteries et autres appareils électriques	Cd, Hg, Pb, Zn, Mn, Ni
Pigments et peintures	Ti, Cd, Hg, Pb, Zn, Mn, Sn, Cr, Al, As, Cu, Fe
Alliages et soudures	Cd, As, Pb, Zn, Mn, Sn, Ni, Cu
Biocides (pesticides, herbicides, conservateurs)	As, Hg, Pb, Cu, Sn, Zn, Mn
Agents de catalyse	Ni, Hg, Pb, Cu, Sn
Verres	As, Sn, Pb
Engrais	Cd, Hg, Pb, Al, As, Cr, Cu, Mn, Ni, Zn
Matières plastiques	Cd, Sn, Pb
Produits dentaires et cosmétiques	Sn, Hg
Textiles	Cr, Fe, Al
Raffineries	Ni, V, Pb, Fe, Mn, Zn
Carburants	Ni, Hg, Cu, Fe, Mn, Pb, Cd

Cd = cadmium, Hg = mercure, Pb = plomb, Zn = zinc, Mn = manganèse, Ni = nickel, Ti = titane, Cr = chrome, Al = aluminium, As = arsenic, Cu = cuivre, Fe = fer, Sn = étain, V = vanadium.

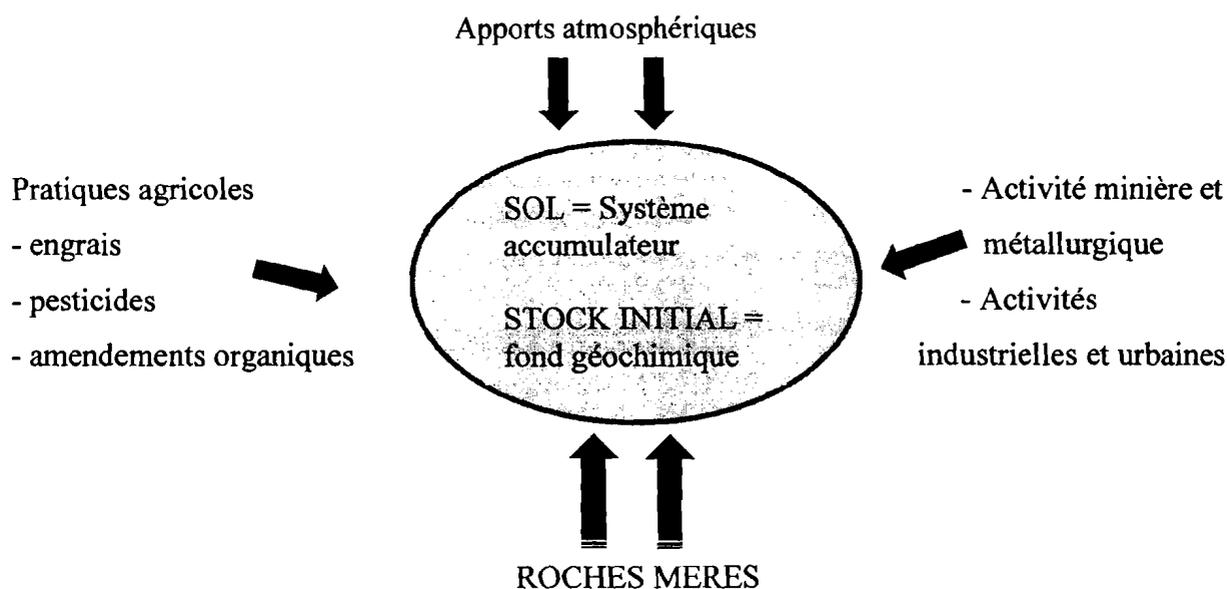


Figure 1: Origine des métaux lourds dans le sol (Huynh, 2009)

1.2. Les déchets urbains solides

1.2.1. Définition des déchets urbains solides

Les définitions des déchets sont multiples et très variées en fonction des contextes. Selon Mustin (1987), le déchet est un résidu non valorisable, mais susceptible de l'être dans l'état de la technique, du marché ou du mode de production. Pour Haupt *et al.* (1996), les déchets sont simplement des ressources placées au mauvais endroit. Les déchets urbains solides sont fortement utilisés en agriculture comme amendements organiques.

1.2.2. Limites de l'utilisation des déchets urbains solides en agriculture

Le recyclage des déchets urbains solides en agriculture, présente un intérêt agronomique certain. Cependant, leur emploi manifesterait souvent des contraintes du fait des risques liés, d'une part aux excédents des nutriments (Sangaré *et al.*, 2012) et d'autre part à la teneur en éléments indésirables (Ilboudo, 2011). En effet, les déchets urbains contiennent des polluants organiques et inorganiques ainsi que des microorganismes pathogènes. Ainsi, des études effectuées par Durand (2003) ont montré des concentrations très élevées en polluants organiques tels que les phyrènes, les fluoranthènes, les naphthalènes dans les déchets de balayage des routes. Aussi, selon Yé (2007), les déchets de décharges de la ville de Bobo-

Dioulasso (Burkina Faso) ont des teneurs relativement élevées en métaux lourds notamment le Zn et le Pb. Aussi, les fientes de poules renferment de fortes teneurs en Zn mais de faibles teneurs en Pb (tableau I) (Ilboudo, 2011), et représentent un potentiel de contaminants des sols en Cd (Lock et De Zeeuw, 2001). Dans le lisier, Daumer (2007) trouve des cations métalliques tels que Zn, Cu, Pb. L'épandage des lisiers provoque souvent des excès de nitrates et de phosphore dans le sol, causant des problèmes environnementaux tels l'eutrophisation (Daumer, 2007 ; Halberg *et al*, 2010). Les déchets d'égrenage de coton ont des teneurs en métaux lourds (Pb et Zn) relativement faibles comme l'indique le tableau I (Ilboudo, 2011). Egalement, les déchets d'abattoir contiennent des teneurs relativement élevées en Pb et en Zn selon Ilboudo (2011) (tableau II). Des teneurs élevées en Fe et en Zn ont été observées sur des sols ayant reçu des fientes de poules (Olawale-Abulude, 2005). Du cuivre et du zinc ont été trouvés en quantités importantes dans les déjections de porcs (Moral *et al*, 2007). L'une des principales limites de l'épandage des déchets solides est la pollution par les métaux lourds.

Tableau II : Teneurs totales en métaux lourds de quelques déchets urbains solides

Déchets	Pb	Zn
	-----mgkg ⁻¹ -----	
Fientes	44,33	203,14
O.M. périurbaines	35	164
O.M. urbaines	315	278,5
Coton	11,57	42,25
Abattoir	17,35	91,05
Lisier	44,33	88,90

Source : Ilboudo, 2011

1.3. Comportement des métaux lourds dans le sol

1.3.1. Accumulation des métaux lourds dans le sol

Le problème des sols contaminés est aujourd'hui très préoccupant pour les pays émergents. Au Burkina Faso, les surfaces concernées par la pollution métallique ne sont pas estimées et cela est dû à l'insuffisance des études dans ce domaine. Mais selon Lock et De Zeeuw (2001), les sols de la plupart des villes des pays en développement contiennent suffisamment de métaux lourds pour causer des symptômes d'intoxication aiguë. En effet, l'apport extérieur comme les déchets urbains solides de la ville de Bobo-Dioulasso qui renferment le Pb, Ni, Zn, Cu et Cr (Yé, 2007) augmente la teneur de ces éléments dans le sol et notamment dans les sites miniers (Kachenko et Singh, 2005). Le domaine d'influence de la roche-mère est

constitué par les horizons d'altérations C et BC et le domaine d'influence des facteurs pédogénétiques est constitué par les horizons A et B (Nalovic et Pinta, 1972). Ainsi, des auteurs ont montré que des apports de déchets solides au sol sur le long terme accroissent considérablement les teneurs en métaux lourds (Cu, Zn, Cd et Pb) de ces sols (Anikwe et Nwobodo, 2002 ; Adjia *et al*, 2008 ; Kiba *et al*, 2011). En effet, Bagbila (2007) trouve une augmentation des teneurs en Cd, Cu, Zn, Cr, Pb des sols occasionnées par les apports de déchets d'abattoir, de résidus de coton, des déchets de brasserie et les ordures ménagères. Cette hausse des teneurs en métaux lourds peut s'avérer non significative (Korboulewsky *et al*, 2002) mais elle est souvent hautement significative (Li *et al*, 2006). Cela dépend du type de déchets utilisés (nature des déchets, période et lieu de prélèvement) et du type de sol (sableux, argileux, calcaire) sur lequel les déchets ont été appliqués.

La teneur totale en un élément trace est une mesure d'un stock à un moment donné. La répétition dans le temps en un même point de ces mesures permet un suivi des teneurs et de constater d'éventuels accroissements. Mais elle ne donne donc aucun renseignement sur la mobilité de l'élément dans le sol, ni sur sa disponibilité ou sa toxicité vis-à-vis des organismes vivants (Baize *et al*, 2006). Autrement dit, si la connaissance des teneurs totales en métaux contenus dans un sol constitue une étape indispensable à l'évaluation de l'importance de la contamination (danger), ce sont davantage les formes chimiques sous lesquelles se trouvent les métaux (biodisponibles) ainsi que les conditions physico-chimiques du milieu qui permettent d'appréhender le risque de ces polluants pour l'environnement et in fine pour l'homme.

1.3.2. Disponibilité des métaux lourds dans le sol

Un métal n'est toxique pour les organismes vivants que s'il est sous forme libre. Il est alors biodisponible. Un élément biodisponible est un élément présent dans le sol et susceptible d'entrer dans les organismes vivants, quels qu'ils soient, puis de participer à leur métabolisme. Les études de la disponibilité des métaux lourds sont alors nécessaires pour la compréhension et l'estimation de la pollution des sols et de la chaîne alimentaire. Les métaux lourds dans le sol peuvent être disponibles ou complexés avec d'autres éléments pour former des composés solides. Les risques sont liés principalement à la mobilité des éléments traces qui peuvent ainsi contaminer les aquifères suite à des transferts dans les sols, ou à une contamination de la chaîne alimentaire lorsque les métaux sont biodisponibles c'est-à-dire qu'ils peuvent être prélevés par les êtres vivants. La mobilité est l'aptitude d'un élément à

passer d'un compartiment où il est retenu avec une certaine énergie dans un autre, où il est retenu avec une moindre énergie. Les principaux facteurs de biodisponibilité des éléments traces sont le pH, la teneur en matière organique, les ions phosphates, les formes d'oxydes de Fe, de Mn, de Al et des carbonates (Adjia *et al*, 2008 ; Pelfrène *et al*, 2012). Ainsi, moins de 1% des métaux lourds totaux sont disponibles à un pH basique et à un fort taux d'argiles (Karboulesky *et al*, 2002). Tandis que selon Yobouet *et al*. (2010), le Cd et le Zn sont très mobiles lorsque le pH est bas (< 5). Elle est également influencée par la présence d'autres métaux dans le sol. En effet, le zinc réduit la disponibilité du cuivre et protège les plantes contre les effets toxiques du cadmium et du nickel (European commission, 2006). Une charge élevée en métaux lourds des sols diminue également l'activité biologique des sols et accroît le risque de transfert des métaux vers l'homme (Mc Bride *et al*, 2004). Selon Yatribi et Nejmeddine (2000), une augmentation de la force ionique dans le sol, favorise la disponibilité du Cu, du Pb et du Cr. Tandis qu'une diminution de la matière organique, occasionnerait un relargage du Cu, Cr et du Pb. Enfin pour ces mêmes auteurs, une élévation du pH ou du potentiel redox permettrait la libération du Pb suivi du Cr et du Cu. Lorsque le pH s'abaisse de 7 à 4, la solubilité et la mobilité de métaux lourds (Zn et Pb) s'accroissent (Huynh, 2009). A un pH maintenu à 5- 6,5, la pluie lessive le Zn alors que le Pb reste immobile. Pour Fernandez-Cornudet (2006), une baisse d'une unité pH multiplie la solubilité du Zn par 100. Dans les sols lessivés acides, le Zn accompagne l'argile dans sa migration et s'accumule dans l'horizon enrichi en argile. Le zinc peut donc être mobile et migrer facilement en profondeur. Selon Yatribi et Nejmeddine (2000), le Pb a un rendement épuratoire de 30% ce qui prouve qu'il est faiblement mobile.

Selon Adjia *et al*. (2008), la biodisponibilité des métaux lourds dans les sols amendés de déchets urbains est plus élevée que dans les sols non amendés bien que certains tels que Conder *et al*, 2001, trouvent que les déchets de la municipalité sont des amendements efficaces pour réduire la biodisponibilité du Zn. Le processus de compostage réduirait la disponibilité des métaux lourds (Compaoré *et al*, 2010). Aussi, l'acide chlorhydrique à pH 0,5 pourrait-il être efficace pour le lavage des sols contaminés (Yobouet *et al*, 2010).

1.3.3. Phénomène de complexation des métaux

Comme tout élément chargé positivement, les cations métalliques peuvent interagir dans le sol avec toute particule organique ou minérale chargée négativement. Ainsi, l'incorporation dans un sol d'une pollution métallique pendant une longue période, entraîne la création de

nouveaux équilibres dans lesquels les métaux sont en interaction avec l'ensemble des constituants du sol. Le métal peut donc se trouver associé aux différents constituants du sol sous les formes suivantes :

- ionique libre, complexée ou sous forme colloïdale dans la solution du sol ;
- absorbée par les méso et microorganismes ;
- adsorbée à la surface des constituants organiques ou minéraux ;
- incluse dans des minéraux primaires hérités de la roche mère, ou dans des minéraux secondaires suite à une précipitation, co-précipitation, ou une diffusion dans le réseau cristallin.

Ainsi dans le sol, les métaux peuvent s'associer soit aux argiles (fraction échangeable), soit aux carbonates (fraction acido-soluble), soit aux oxydes de Fer, d'Aluminium, de Manganèse (fraction réductible), soit aux minéraux primaires (fraction résiduelle), soit à la matière organique (fraction oxydable). Parmi les constituants du sol les plus réactifs, les matières organiques sont connues pour leurs propriétés adsorbantes ou complexantes. Agissant en tant que ligands, les matières organiques participent au devenir des métaux dans le sol (Lamy, 2003). La charge électronégative des argiles les rend aptes à contracter des liaisons électrostatiques avec toute entité chargée positivement, comme les cations métalliques. Ces liaisons sont réversibles et les cations fixés sont échangeables. Les organismes et les microorganismes eux-mêmes peuvent influencer la disponibilité des métaux lourds dans leur environnement proche par acidification locale lors d'une réaction métabolique, ou par la production de composés complexant les métaux lourds (Huynh, 2009). En conditions réductrices, les sulfates sont réduits en sulfure qui piège préférentiellement les éléments métalliques tels que Pb, Cd et Zn (Deneux-Mustin *et al*, 2003). Des acides organiques de faible masse moléculaire, comme les acides oxalique, citrique ou fumarique interviennent dans la complexation intracellulaire d'éléments nutritifs.

Les mécanismes de complexation sont nombreux et dépendent de l'élément métallique. Plusieurs études ont été effectuées sur les phénomènes de complexation et les résultats diffèrent selon les auteurs. En effet le plomb est préférentiellement lié aux matières organiques et il est faiblement adsorbé dans les argiles (Yatribi et Nejmeddine, 2000). Le Plomb peut également précipiter avec les feldspaths et le mica (Delmas-Gadras, 2000). Le chrome et le nickel sont principalement adsorbés par l'humine et le cuivre est retenu par les acides humiques et fulviques. Le zinc et le cadmium sont majoritairement liés aux argiles (Durand, 2003) et co-précipitent avec les oxydes de Fe, de Al, de Mn et les silicates (Delmas-Gadras, 2000). Les complexes formés entre le zinc et les substances humiques ne sont pas

stables. A l'inverse, le plomb est fortement lié à la matière organique. Le Pb^{2+} , acide faible, est préférentiellement adsorbé par les bases faibles contenant des ligands de sulfures. Le plomb est préférentiellement lié aux matières réductibles et d'autre part, il a une très faible fraction échangeable. En revanche, c'est un élément très sensible à la diminution de pH (Yatribi et Nejmeddine, 2000).

Le Cr et le Ni sont principalement adsorbés par l'humine ce qui témoigne de leur faible mobilité car l'humine est insoluble dans tout solvant organique. Le cuivre est principalement retenu par les acides humiques et fulviques tandis que le Cd, le Zn et le Pb sont concentrés dans les acides fulviques donc sont a priori mobiles. Le Pb se trouve précisément sous forme oxydable c'est-à-dire lié à la matière organique, tandis que le Zn et le Cd sous forme échangeable dans les sédiments (Durand, 2003). Les résultats de Yobouet *et al.* (2010) montrent que le Cd est principalement associé à la fraction résiduelle du sol (45,58%). Il s'associe également aux carbonates (28,39%), aux oxy-hydroxides (20,22%) et à la matière organique (5,81%). Ainsi, le Cd se complexe dans le sol avec la fraction mobile et présente un risque élevé de pollution. La mobilité du cadmium est supérieure à celle du Zn, bien que limitée par l'affinité de cet élément vis-à-vis de la matière organique, et est essentiellement dépendante du pH.

Le Zn Co-précipite avec les oxydes de Fe, de Al, de Mn, de silicates, la matière organique et les carbonates (Delmas-Gadras, 2000 ; Yobouet *et al.*, 2010). L'étude du potentiel de mobilité montre que les métaux sont principalement retenus dans le sol par co-précipitation ou par incorporation dans les particules cristallines (Yobouet *et al.*, 2010). De ce fait, toute action agressive sur le sol (érosion par exemple) contribuerait à leur migration.

1.3.4. Distribution des métaux lourds dans le sol

L'étude de la distribution des métaux lourds dans les différents horizons du sol est nécessaire pour comprendre leur mobilité dans le sol. Les métaux lourds sont inégalement répartis dans le sol selon le type de sol, selon les horizons et selon le type de métal (Cornu, 2002 ; Mehes-Smith *et al.*, 2013), et selon le mode d'occupation du sol (Fernandez-Cornudet, 2006). La fraction fine concentre plus de Cd, Zn, Pb que la fraction grossière (Durand, 2003). Yatribi et Nejmeddine (2000) trouvent que les concentrations en Cu et en Pb, évoluent d'une manière décroissante vers les couches profondes suite à l'application des eaux usées de tannerie. De même Abdu *et al.* (2011) démontrent que les teneurs en Cd et en Zn sont les plus élevées dans l'horizon de surface (0-15 cm) du sol par rapport à la profondeur. Aussi, la teneur en Cu

diminue en fonction de la profondeur (Besnard *et al.*, 2001). Cependant, une quantité non négligeable est retenue en profondeur et cela serait dû à la lixiviation. Selon Fernandez-Cornudet (2006), un sol de prairie et un sol sous culture agricole présentent des profils de teneurs totales en Zn, Pb et Cd contrastés, avec une rétention de la majeure partie des métaux exogènes dans l'horizon labouré (0-30 cm) en culture agricole (entre 53% pour Zn et 92% pour Pb et Cd), et une incorporation nettement plus importante jusqu'à 80 cm de profondeur sous prairie. Cependant, Karboulesky *et al.* (2002) ont montré qu'il n'y a pas de différence entre les horizons 0-30 et 30-60 cm, aussi bien pour la teneur totale en métaux lourds que pour la teneur en métaux disponibles.

Le Pb, le Zn et le Cd s'accumulent préférentiellement dans les couches riches en matières organiques et argileuses sous les sols de décharges (Kouame *et al.*, 2006). Selon ces auteurs, ces éléments présentent une forte accumulation à la profondeur 0-40 cm, mais faible dans l'horizon 40-60 cm. Le chrome est peu adsorbé et migre de ce fait plus facilement vers les couches profondes. Le chrome est donc capable d'atteindre facilement la nappe et provoquer une contamination de celle-ci. Aussi, la concentration en cuivre décroît en fonction de la profondeur quel qu'en soit le type d'utilisation du sol. Besnard *et al.* (2001) ont trouvé une teneur en cuivre variant de 264-519 mg_{kg}⁻¹ à l'horizon 0-10 cm, 149 mg_{kg}⁻¹ à 10-15 cm et 18 mg_{kg}⁻¹ à 15-60 cm. Selon Besnard *et al.* (2001), la fraction argileuse du sol retient plus de 40% du cuivre (500 mg_{kg}⁻¹) dans les champs de vigne et la présence de matière organique particulière est primordialement responsable des différences de distribution du cuivre dans les sols amendés et dans les sols non amendés.

A l'échelle des agrégats, l'activité biologique en prairie conduit à l'occurrence de trois types de fractions impliquées dans la dynamique des métaux (agrégats de 50-100 µm, 2-20 µm, et fraction < 2 µm), alors que pour le sol labouré, seules les fractions 2-20 µm et < 2 µm semblent prioritairement impliquées dans leur rétention et extractabilité (Fernandez-Cornudet, 2006).

L'étude de Besnard *et al.* (2001) a montré également que les amendements organiques influencent fortement la rétention et la distribution des métaux lourds dans des sols sujets à des pollutions métalliques annuelles. La distribution du cuivre est également fonction de la composition minéralogique et de la densité du sol. Pour ces auteurs, l'effet direct des amendements sur la rétention du Cu est démontré par la forte teneur du cuivre dans la matière organique particulière de ces amendements. En plus, les amendements contribuent à limiter l'érosion ce qui éviterait la pollution des eaux.

1.4. Les métaux lourds dans les organismes vivants

Les métaux lourds ne sont pas toujours des éléments dangereux. Une faible concentration de ces éléments dans l'environnement a généralement un effet positif. Leurs carences conduisent à de nombreuses troubles physiologiques comme des problèmes de fonctionnement dans le foie et la désorganisation de la nutrition en fer (European commission, 2006). L'exposition aiguë des organismes vivants à une dose élevée d'éléments traces, ou l'accumulation dans les tissus des animaux et des plantes suite à une exposition chronique, entraîne des effets de toxicité (Tremel-Schaub et Feix, 2005). Cela nous amène à accepter l'affirmation de l'alchimiste PARACELSE du 16^{ème} siècle : « *tout est poison, rien n'est poison, c'est la dose qui fait le poison* ».

1.4.1. Le plomb

La toxicité du plomb vis-à-vis des plantes dépend de l'espèce considérée et du substrat de culture dans une fourchette de 25 mg_{kg}⁻¹ pour la tomate, à plus de 2000 mg_{kg}⁻¹ pour le riz. D'une façon générale le plomb est 20 fois moins toxique que le Cadmium. Dans le sol, les micro-organismes sont plus sensibles que les plantes à la pollution en plomb. Selon Huynh (2009), un sol fortement contaminé en plomb entraîne un taux de mortalité de plus de 50% des vers de terre en deux mois. Cette toxicité vis-à-vis de la flore et faune du sol peut aboutir à l'inhibition de la nitrification. L'accumulation du plomb dans l'organisme animal cause le Saturnisme. Les coliques de plomb sont les effets toxiques les plus connus du métal, mais ses principaux organes cibles sont le système nerveux où il est responsable d'atteintes neurologiques. Le Plomb a une toxicité hématologique ; 95% du Pb circulant est fixé par les globules rouges. L'anémie, corrélée à la plombémie, résulte de l'inhibition de la biosynthèse de l'hème et de l'accélération de la destruction des érythrocytes. L'effet hypertenseur est accentué si l'apport alimentaire de Ca est faible. Le plomb retarde le développement de l'intelligence chez l'enfant en bas âge, par altération probable de la neurotransmission glutamatergique, impliquée dans la mémorisation et l'apprentissage (Mench et Baize, 2004).

1.4.2. Le zinc

La toxicité du zinc vis-à-vis des plantes se traduisant par une chlorose en fer pouvant aller jusqu'à la nécrose des tissus, se situe vers des teneurs dans les sols de 150 mg_{kg}⁻¹. Le zinc est très toxique à l'homme et aux animaux. Il provoque des maux de tête, des vomissements, des vertiges, la diarrhée, etc. L'augmentation de sa teneur dans les tissus végétaux entraîne la

mort ou l'arrêt de la croissance des plantes (Kaboré, 2004). Des teneurs élevées en zinc entraînent des chloroses, des retards de croissance et des modifications racinaires (European commission, 2006). La phytotoxicité du zinc, est accrue par la pollution en Cd qui accompagne celle du Zn, elle touche tous les organismes vivants (flore et faune du sol). La toxicité en Zn est accrue par l'acidité du milieu. Les apports excessifs de boues contaminées en zinc peuvent conduire à une diminution de l'activité microbienne, à une réduction de la décomposition de la litière, à une diminution de la fixation symbiotique de l'azote, se traduisant par une diminution de la croissance des plantes.

1.4.3. Le cadmium

Les symptômes de toxicité chez les plantes se traduisent par la chlorose en fer des plantes et une diminution de la croissance pouvant aller jusqu'à la nécrose. Dans les sols et la litière, la pollution en cadmium s'accompagne d'une inhibition de la faune et flore du sol et donc d'une diminution de la décomposition de la matière organique. Selon Moreno *et al.* (2002), le cadmium est d'autant plus dangereux qu'il peut s'accumuler dans les tissus sans que la plante n'exprime un stress quelconque. C'est de cette façon que le cadmium a réussi à empoisonner des milliers de personnes au Japon (Adriano, 1986 cité par Moreno *et al.*, 2002). Par ailleurs, le cadmium influe considérablement sur l'activité biologique du sol car on observe une baisse de tous les indicateurs microbiologiques du sol (biomasse, respiration du sol, stock d'ATP microbien, etc.) avec l'augmentation de sa teneur (Moreno *et al.*, 2002). Le cadmium est toxique à des teneurs inférieures aux autres éléments. La toxicité de Cd vis-à-vis des plantes dépend de l'espèce et de la variété étudiée (4 mg_{kg}⁻¹ concentration de Cd dans l'eau pour les épinards à plus de 640 mg_{kg}⁻¹ pour certaines variétés de riz). De façon générale les racines de plantes sont affectées dès le seuil de 1mg_{kg}⁻¹ de Cd dans le sol et les symptômes de toxicité apparaissent à partir de 5 mg_{kg}⁻¹ (Adriano, 2001). Le cadmium, dont la principale voie de contamination est l'ingestion, est également toxique pour l'homme.

1.4.4. Le Nickel

Le nickel, bien qu'il joue un rôle essentiel dans de nombreux processus biologiques, peut s'avérer très dangereux aussi bien pour la santé animale que végétale. Selon OMS (1994), le niveau de toxicité du nickel est de 20µg_L⁻¹. Ainsi, l'inhalation du nickel entraîne chez l'homme des bronchites chroniques, l'asthme, des cancers du poumon et du nez. L'ingestion

provoque des arrêts cardiaques, des nausées, des vomissements, des diarrhées et des maux de têtes. L'absorption du nickel par le poisson cause chez cet animal l'asphyxie et la réduction de la calcification du squelette. Le Ni est toxique sur la majorité des plantes (Kemache Saoul, 2006). Selon Ashworth et Alloway (2004), 80% du Ni contenu dans les déchets (boue) sont mobiles, seulement une petite quantité (7,7%) est retenue par le sol.

1.5. Normes et réglementations

Les normes sont des règles techniques qui décrivent des procédés, des méthodes de mesure, des procédures-test et des processus de gestion. Ce sont des instruments volontaires, établis au sein du système de milice par des spécialistes intéressés, d'organisations spécialisées et des pouvoirs publics, et dont l'application est bien acceptée (Liechi et Kästli, 2007).

Afin de limiter les effets néfastes des métaux lourds, plusieurs normes et réglementations ont été instaurées en fonction de chaque pays. Ainsi en France, pour le mercure et le cadmium, les concentrations maximales de rejet sont respectivement de $0,05 \text{ mg}_L^{-1}$ et $0,2 \text{ mg}_L^{-1}$. Les sols aptes à recevoir les rejets (boues) doivent contenir au maximum 2 mg_kg^{-1} de Cd et 100 mg_kg^{-1} de Pb. Le pH du sol doit être supérieur à 6, ce qui n'est pas susceptible de conduire à une forte mobilité des éléments traces après l'épandage.

Au Burkina Faso, une très grande quantité des déchets divers est recyclée en agriculture d'où la nécessité d'élaborer des plans d'épandage, de suivre la qualité des sols, de définir des normes limites de polluants.

Selon le code minier en vigueur au Burkina Faso, une étude d'impact sur l'environnement accompagnée d'un programme de gestion et de préservation de l'environnement, comprenant un plan de réhabilitation des sites à exploiter doit être produite et approuvée par les autorités compétentes avant l'ouverture d'un site minier (Mballo, 2012). Cette loi n'est pas appliquée au niveau artisanal. De plus, les plans de réhabilitation se résument très souvent à des campagnes de reboisement (Kafando et Zongo, 2013) omettant ainsi les quantités énormes de Hg, Zn et cyanure dans le sol. Il y a donc urgence d'effectuer des études d'impact environnemental afin d'établir les normes dans ce domaine.

II. MATERIEL ET METHODES

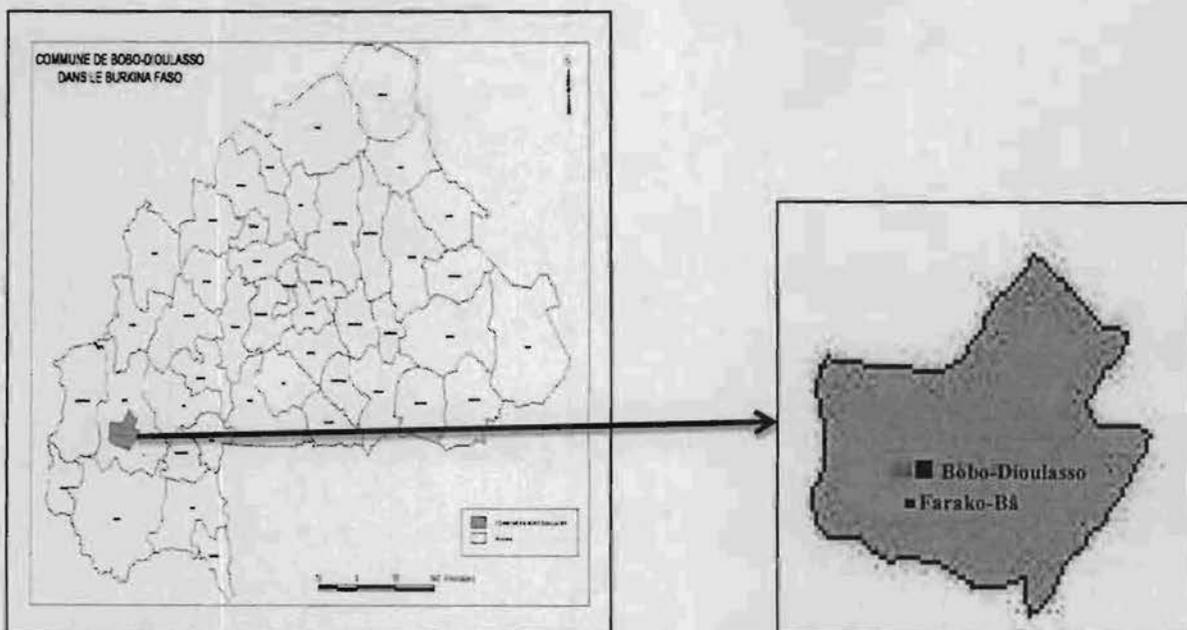
2.1. Milieu physique

2.1.1. Présentation du site

2.1.1.1. Situation géographique

Bobo-Dioulasso est la commune urbaine de la province du Houet dans la région des Hauts Bassins. Deuxième ville et capitale économique du Burkina Faso, elle couvre une superficie de 1805 km² et est située entre 4°18' de longitude ouest et 11°10' de latitude nord.

La station de recherches agricoles de Farako-Bâ, site de l'expérimentation, est située à 10 km au sud-ouest de Bobo-Dioulasso sur l'axe Bobo-Banfora. Elle est à une longitude de 04°20' ouest, une latitude de 11°06' nord et une altitude de 405 mètres.



Carte : Situation géographique du site (Commune de Bobo-Dioulasso ; SP/DSTM, 2005)

2.1.1.2. Le climat

La station de recherches agricoles de Farako-Bâ est située dans la zone soudano guinéenne (Fontès et Guinko, 1995). On y distingue deux saisons : une sèche et une pluvieuse.

La pluviosité à l'Ouest du Burkina Faso est supérieure à 900 mm mais elle est souvent insuffisante et surtout mal répartie aussi bien dans le temps que dans l'espace. Ainsi, la figure 2 présente une pluviosité très variable au cours des dix dernières années. A la station de Farako-Bâ, l'année 2012 a enregistré 1089,0 mm d'eau en 62 jours de pluie. Le mois de juillet a été le mois de plus pluvieux avec 381,5 mm d'eau. On constate que les premières pluies utiles (supérieures à 20 mm) sont tombées au mois d'Avril. Ces pluies utiles ont continué jusqu'au mois d'Octobre (Figure 3).

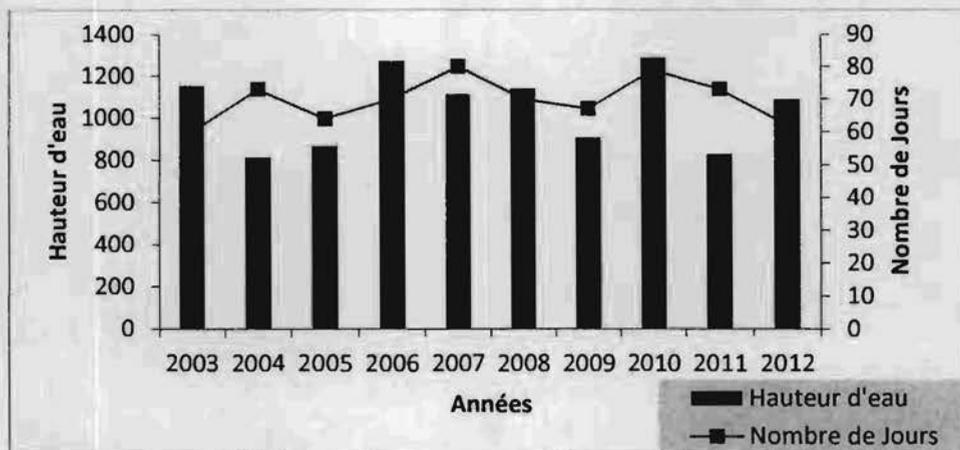


Figure 2 : Evolution pluviométrique des dix dernières années à Farako-Bâ

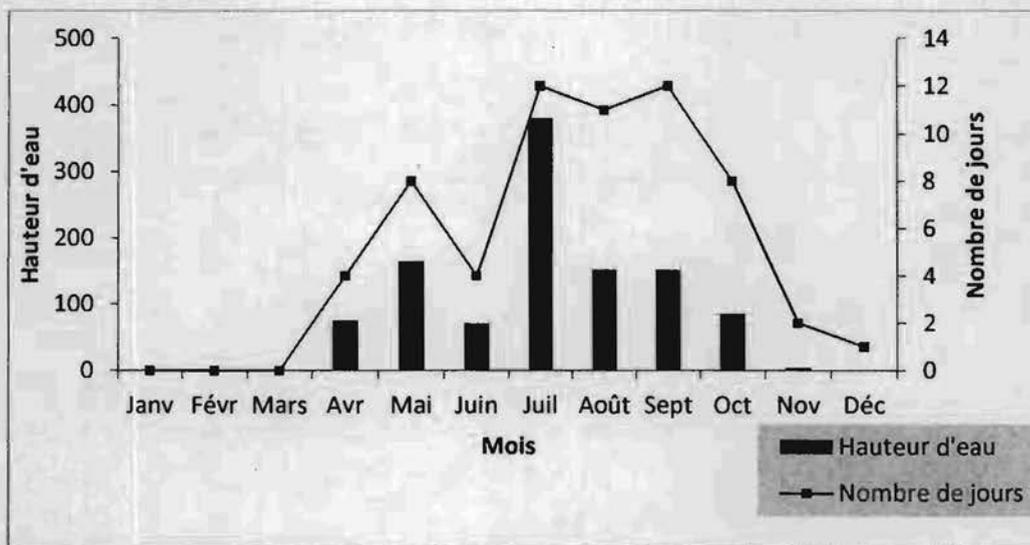


Figure 3 : Evolution pluviométrique au cours de l'année 2012 à Farako-Bâ

Au Burkina Faso, en moyenne, la température minimale est de 10° C et la température maximale de 37° C. Au cours de l'année 2012, la station de Farako-Bâ a enregistré une température moyenne de 28, 9° C avec une amplitude thermique de 10° C. L'insolation moyenne est de 6,8 heures par jour, et l'évapotranspiration moyenne est de 1700 à 1800 mm

par an (Coopération française, 1990). Les vents sont conditionnés par le déplacement du Front Inter Tropical (FIT) au passage duquel sont liées les pluies.

2.1.1.3. Hydrographie

Au niveau hydrologique, la ville de Bobo-Dioulasso se trouve dans plusieurs bassins versants dont le bassin du marigot Houet; le bassin du Kou et le bassin de la Comoé. Une vingtaine de sources y ont été dénombrées dont la plus importante est celle de la Guinguette. Le Kou alimente toute la ville en eau potable à partir de la forêt classée du Kou. Il y a lieu de préciser que ce sont les quatre principaux cours d'eau qui reçoivent les eaux pluviales et les eaux usées de la zone industrielle de Bobo-Dioulasso et des sols agricoles. Cela pourrait poser un réel problème de pollution et de santé publique dans la ville de Bobo-Dioulasso auquel il faut trouver des solutions idoines et durables. Il est donc nécessaire de conduire des études approfondies sur le sujet. Cette situation est très favorable pour la contamination des eaux ainsi que la contamination humaine en métaux lourds provenant des sols pollués. Comme ce fut le cas au Brésil, où une décharge municipale contribue à polluer (Cu, Pb et Zn) la rivière de Passauna qui alimente la ville de Curitiba (Pitrat et Borba Braga, 2012).

2.1.1.4. Les sols

Bobo-Dioulasso repose sur un socle très ancien, dont les roches sont de la famille du granite. Ce socle est parcouru par des zones de schistes et de roches métamorphiques complexes. Sur ce socle ancien s'est déposé à la fin du précambrien et/ou au début du primaire un ensemble de grès (Pallo, 2009). Les sols de la station de recherches agricoles de Farako-Bâ sont dominés par les unités de classe des sols à sesquioxydes de fer et de manganèse, et par des sols ferrallitiques faiblement à moyennement désaturés en (B) sur grès (Pallo, 2009). Il y a un faible développement de la structure sur toute l'épaisseur, et à l'exception de l'horizon de surface, tous les autres sont rouges ou rouges sombres. L'horizon de surface a en effet une couleur qui varie, à l'état humide, du rouge jaunâtre au brun fort selon les profils de sol. La texture de l'horizon superficiel est moyenne (limono- sableuse) ou grossière (sablo-limoneuse). Les horizons sous-jacents sont limono- argilo-sableux et /ou argileux, voire argilo-sableux. Il peut exister quelques concrétions ferro-manganiques dès le deuxième horizon. Les agrégats sont peu durs à l'état sec (Pallo, 2009). Ils ont une pente moyenne de 2% et ont une bonne infiltration.

Les fortes pluies les lessivent facilement. Ils sont insuffisamment pourvus en éléments nutritifs disponibles pour les plantes et en matière organique (Compaoré *et al*, 2003). Le pH

des sols varie en général entre 5 et 6,5 avec une bonne perméabilité. Le taux de saturation en bases est partout supérieur à 40% et les cations divalents sont dominants. En moyenne 5 à 10% seulement du complexe adsorbant sont saturés par K^+ et Na^+ . La capacité d'échange cationique (CEC) est comprise entre 1,6 et 5,3 $cmol^+.kg^{-1}$ sol ; ce qui traduit la présence d'argiles à faible activité. Dans les 10 à 15 premiers centimètres de sol, les teneurs en oxydes de fer libre sont de l'ordre de 1%. Elles doublent, sinon triplent en profondeur. Les sols du site contiennent des teneurs faibles (2 à 3 $mg P kg^{-1}$) en phosphore assimilable (Pallo, 2009).



Source : Pallo, 2009

Figure 4: Profil de sols ferrallitiques faiblement désaturés en (B)

2.1.1.5. Végétation

Selon Fontès et Guinko (1995), le sud-ouest du Burkina Faso est classé dans la zone phytogéographique Sud Soudanienne. On y rencontre des savanes herbeuses, des savanes boisées et des forêts claires. Des forêts galeries sont aussi rencontrées autour des cours d'eau. Les formations végétales de la strate arborée se composent en grande partie d'essences telles que : *Vitellaria paradoxa*, *Khaya senegalensis*, *Gmelina arborea*, *Parkia biglobosa*, *Detarium microcarpum*, *Tamarindus indica*, *Saba senegalensis*, *Isobertinia spp*, *Piliostigma spp*, *Senna siamea*. Le tapis herbacé, discontinu, est riche en *Andropogon spp*, *Pennisetum* (Trin), *Eragrostis tremula* (Hochst) et *Stylosantes erecta* (Beauv).

La station de Farako-Bâ bénéficie d'une verdure particulière du fait des brises-vent autour des parcelles et des plantes ornementales devant les bureaux telles que *Gmelina arborea*, *Delonix regia*, *Cassia siamea* et *Ceiba pentendras*.

2.2. Milieu humain

2.2.1. Démographie

Bobo-Dioulasso est une ville cosmopolite car elle abrite plusieurs groupes ethniques, originaires de la région et d'autres contrées du pays et même des pays étrangers. De nos jours de nombreux groupes ethniques sont représentés avec une prédominance des groupes Bobo, de Dioula et apparentés et de Mossi. La population de la ville de Bobo-Dioulasso était estimée à 489 967 habitants en 2006, avec une densité de 53 habitants au km² (RGPH, 2006). A l'instar des autres villes du Burkina Faso, la ville connaît une croissance très rapide soit 4,7 % l'an. Cette croissance est à l'origine d'une importante production de déchets.

2.2.2. Activités socio-économiques

Le commerce et l'industrie constituent les principales activités de la ville de Bobo-Dioulasso d'où son nom de capitale économique du Burkina Faso. En 2006, les actifs occupés sont à 46,5 % dans le groupe d'occupation «personnel de service et vendeurs», la deuxième catégorie d'occupation concerne « Artisans et ouvriers » (20,9 %). La troisième catégorie regroupe les agriculteurs, éleveurs et pêcheurs (7,0 %). A elles seules, ces trois catégories regroupent 74,4 % des actifs occupés (RGPH, 2006). L'activité agricole est une activité souvent marginalisée lors du processus de planification, mais importante pour des raisons économiques (revenus et emplois), sociales (fourniture de légumes à la ville) et environnementales (compostage des déchets, etc.).

La ville de Bobo-Dioulasso abrite 55 unités industrielles réparties dans 10 secteurs d'activités. On y trouve des industries agroalimentaires, métallurgiques, chimiques. Ces unités produisent une quantité importante de déchets solides et gazeux.

Toutes ces activités sont source de production de déchets qui polluent l'environnement urbain.

2.2.3. Production de déchets et assainissement de la ville

Les services techniques municipaux (SP/DSTM, 2006) estiment la quantité de déchets municipaux à 100 000 t/an, soit environ 180 000 m³ en terme de volume dont 70% de fermentescibles. Cette quantité augmente avec l'agrandissement de la ville au cours des

années. Ces déchets sont constitués d'ordures ménagères, de déchets d'abattoir, d'industrie, de déchets biomédicaux, des effluents d'élevage, etc. Selon RGPH (2006), dans l'ensemble de la ville, 34,6 % des ménages jettent les ordures sur les tas d'immondices. Les ménages demandant les services de ramassage privé pour leurs ordures représentent 31,0% et ceux qui jettent les ordures dans la rue sont 16,1%. Ces différents déchets sont souvent anarchiquement jetés au bord du marigot Houet et ses affluents, d'où ils subissent une décomposition naturelle. On dénombrait en 1999 près de 150 emplacements de dépôts dont seulement 36 (soit 25% de la quantité totale) faisaient l'objet d'enlèvement par la voirie municipale. La gestion des déchets constitue à l'heure actuelle, la préoccupation majeure de la commune, les capacités de gestion de la collectivité n'ayant pas connu une augmentation équivalente, les aspects de collecte et de traitement sont devenus problématiques pour la commune. La démarche entreprise en matière d'évacuation et de traitement des déchets est malheureusement loin de résoudre le problème au vu des quantités colossales produites et du type d'ordures collecté.

Les services municipaux sont alors submergés et n'arrivent donc pas à collecter tous les déchets de la ville. Parallèlement le taux d'abonnement des ménages au service privé de pré-collecte des déchets reste en deçà de 20%.

2.3. Matériel et méthodes expérimentales

2.3.1. Matériel expérimental

2.3.1.1. Description du sol étudié

Le sol a été prélevé dans l'horizon de surface (0-20 cm) dès l'installation du dispositif. Il a été séché à la température ambiante puis tamisé à 2 mm avant l'analyse chimique. Le sol étudié est un sol ferrugineux tropical, représentatif de la majorité des sols du Burkina Faso. Les caractéristiques analytiques de ce sol sont présentées dans le tableau III.

Le sol de pH 5,27 est acide. Le taux de matière organique est très faible 0,34% ce qui ne favorisera pas une bonne nutrition minérale des plantes. Ce faible taux de matière organique ne permettra pas l'obtention de rendements élevés.

La teneur en phosphore total et la teneur en P extrait (Bray I) sont faibles.

Tableau III : Caractéristiques analytiques du sol ferrugineux étudié (Ilboudo, 2011)

pH_{eau}	pH_{kcl}	C	M.O.	N	C/N	Pt	P (Bray I)
		-----%-----				-----mg P kg ⁻¹ -----	
5,27	3,99	0,20	0,34	0,02	9,14	73,69	3,75

2.3.1.2. Fertilisants

2.3.1.2.1. Déchets urbains solides

- **Les déchets de décharges :** ils ont été prélevés dans des décharges de la ville de Bobo-Dioulasso, au centre ville à Sikassosira (photo 1) et dans la périphérie à Sarfalao en zone non lotie (photo 2). Car selon le niveau de vie de la population, les déchets n'ont pas la même composition (Yé, 2007). Ces déchets ont été sommairement triés.



Photo 1 : Ordures ménagères urbaines



Photo 2 : Ordures ménagères périurbaines

- **Les déchets d'abattoir :** ils ont été prélevés à l'abattoir frigorifique de Bobo-Dioulasso situé au secteur 11. On y trouve plusieurs tas de déchets dont celui fait essentiellement du contenu de panse, de morceaux de viande, de sang, d'intestin et

souvent de poils des animaux abattus (photo 3). Nous nous sommes intéressés à ce tas car c'est en fait un mélange de substance organique facilement dégradable.



Photo 3 : Déchets d'abattoir

- **Les lisiers de porcs** : ce sont des déchets provenant d'une porcherie de Camp Saria (Matourkou). Ils sont constitués de fèces, d'urines, et du rejet alimentaire (photo 4). Après séchage, ils ont été réduits en éléments fins avant d'être pesés.

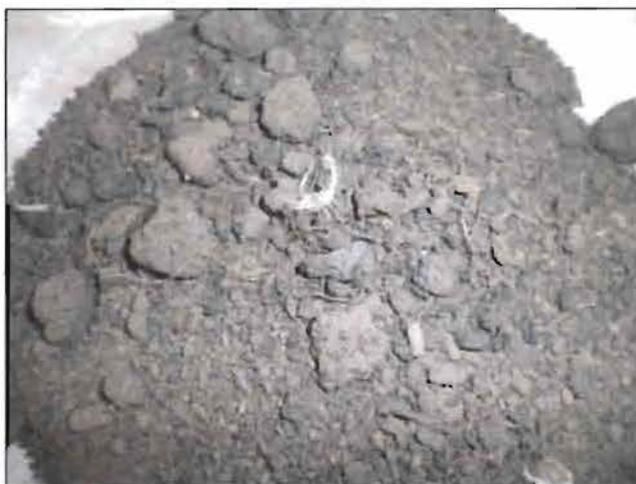


Photo 4 : Lisiers de porcs

- **Les fientes de poules** : les fientes proviennent de poulaillers traditionnels de Lesso (Farako-Bâ). L'option pour les poulaillers traditionnels s'explique par la nécessité pour nous d'obtenir des fientes à l'état pur (photo 5) ; les fientes des poulaillers modernes sont généralement déposées sur un lit de paille, ce qui réduit considérablement la qualité attendue de ces fientes.



Photo 5 : Fientes de poules

- **Les déchets d'égrenages de coton de la SOFITEX** : Ce sont des résidus du traitement du coton-fibre et du coton-graine qui sont mis en tas où ils amorcent leur décomposition (photo 6).



Photo 6 : Déchets d'égrenage de coton

Les caractéristiques chimiques et les teneurs en métaux lourds disponibles de ces différents déchets sont présentées respectivement dans les tableaux IV et V. Selon la norme FAO (2005), tous les déchets sont très riches en matières organiques, en azote à l'exception des déchets périurbains et urbains.

2.3.1.2.2. La fumure minérale

- Le NPK

Le complexe de formule 14-23-14-6S-1B a été utilisé.

- L'urée

Il s'agit de l'urée de formule 46 % N.

Tableau IV: Caractéristiques chimiques des déchets

	pH _{eau}	pH _{kcl}	Carbone	M.O. -----%-----	N	C/N	Pt	P Bray I -----mg P kg ⁻¹ -----
Fientes	7,96	7,53	13,58	23,41	1,139	12	1847,23	264,56
Déchets périurbains	8,55	8,05	4,92	8,49	0,169	29	723,91	134,78
Déchets urbains	8,40	7,86	5,06	8,72	0,253	20	398,60	81,02
Coton	7,73	7,08	8,53	14,71	0,650	13	1197,01	278,42
Abattoir	8,12	7,39	24,41	42,09	1,754	14	4892,66	321,678
Lisier	6,52	5,82	9,69	16,70	0,511	19	1819,54	260,78

Source : Ilboudo, 2011

Tableau V: Teneurs en métaux lourds disponibles des déchets

Déchets	Pb	Zn	Cd	Ni
	-----µg kg ⁻¹ -----			
Fientes	70	0	0	60
Urbain	520	1780	0	250
Périurbain	200	1620	0	50
Coton	40	610	0	170
Abattoir	100	0	0	24
Lisier	140	0	0	70

2.3.1.3. Matériel végétal

Le matériel végétal utilisé est la variété de maïs BARKA provenant de la station de recherche de Farako-Bâ. Elle résulte d'un brassage de six lignées résistantes à la sécheresse. Il a un cycle végétatif de quatre-vingt (80) jours avec un rendement potentiel en grain de 5,5 t_{ha}⁻¹ (Sanou, 2007). BARKA est une variété hâtive, mais est très sensible au striga.

2.3.2. Méthodes expérimentales

2.3.2.1. Dispositif expérimental

Ce dispositif de longue durée a été mis en place depuis la campagne hivernale 2006. C'est un essai qui compare différents types de traitements de déchets organiques par rapport à la fumure minérale dans le but d'évaluer leur efficacité agronomique et leur impact sur la pollution des sols et des récoltes. L'essai est conduit suivant dispositif bloc Fisher Complètement Randomisé comprenant huit (8) traitements répétés quatre (4) fois.

Les traitements appliqués sont les suivants : T0 : témoin absolu sans apport de déchets ou d'engrais ; T1 : fientes de poules ; T2 : déchets d'égrenage de coton ; T3 : ordures ménagères urbaines ; T4 : déchets d'abattoir ; T5 : fumure minérale ; T6 : lisiers de porc ; T7 : Ordures ménagères périurbaines.

Les traitements sont assignés aux parcelles élémentaires comme l'indique la figure 5.

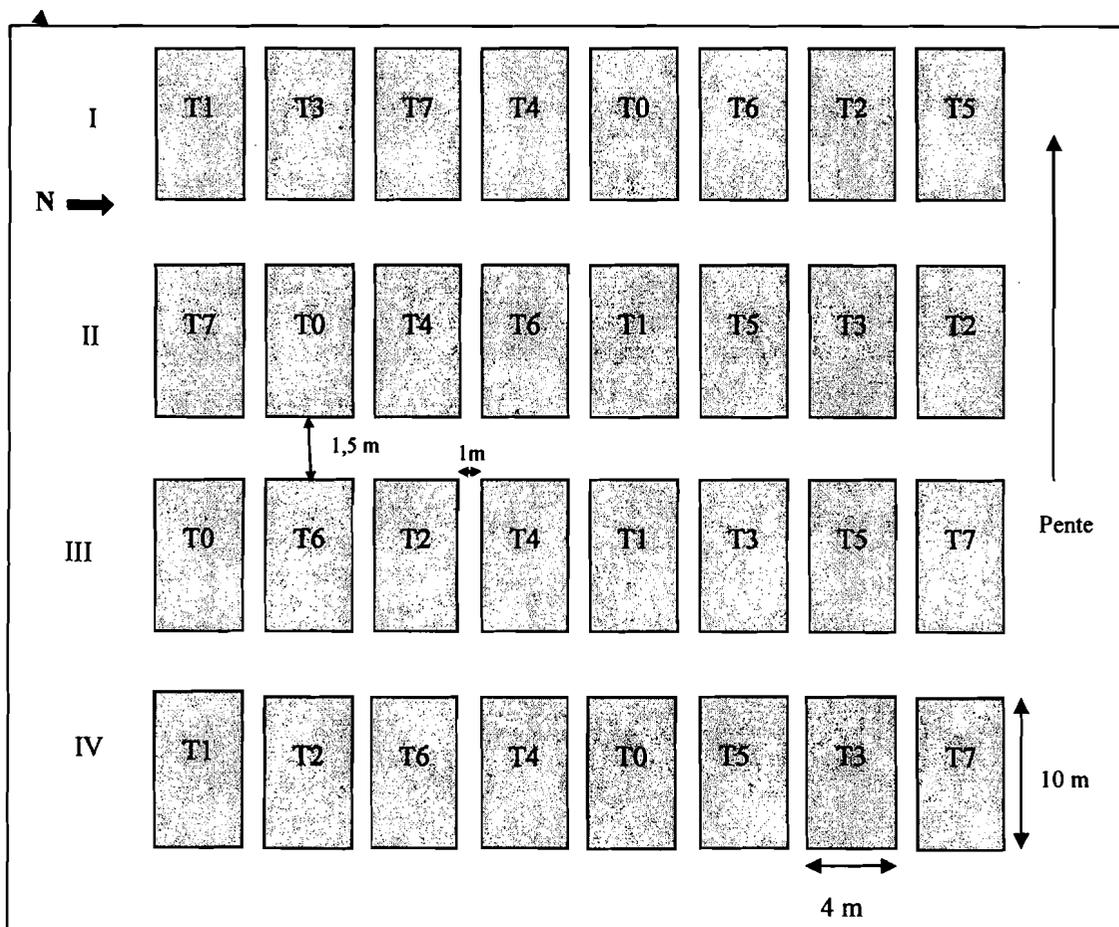


Figure 5 : Dispositif expérimental

2.3.2.2. Conduite des opérations culturales

La préparation du sol a consisté à l'aide de laa daba du sol afin de ne pas perturber ou mélanger les différents traitements.

Les déchets ont été appliqués à la dose de $5 \text{ t}_{\text{ha}}^{-1}$ trois jours avant le semis. Les semis ont été réalisés à plat à 3 graines par poquet et à des écartements de 80 cm x 40 cm. La parcelle élémentaire est formée de 6 lignes de 10 m de long.

Un resemis est effectué sept (7) jours après semis. Deux semaines après le semis un sarclage a été effectué. Un démariage à 2 plants par poquet a été réalisé et le NPK est apporté à la dose de $200 \text{ kg}_{\text{ha}}^{-1}$ aux parcelles recevant la fertilisation minérale. L'urée a été apportée de façon fractionnée. Le premier épandage est intervenu 30 jours après semis en raison de $100 \text{ kg}_{\text{ha}}^{-1}$, et le second 45 jours après semis à la dose $50 \text{ kg}_{\text{ha}}^{-1}$ en même temps qu'on effectuait un buttage.

2.3.2.3. Choix des métaux étudiés

Parmi les polluants les plus rencontrés dans les sols (Zn, Pb, Cd, Ni), nous avons retenu le zinc élément mobile souvent comparé au Cd quant à sa mobilité ; le cadmium pour sa mobilité et sa toxicité, puis le plomb (toxique), considéré comme élément très peu mobile, ayant une forte tendance à s'accumuler dans l'horizon de surface des sols. Le nickel également à cause de sa toxicité.

2.3.2.4. Mode de prélèvement

Les échantillons ont été prélevés à des profondeurs de 0-20 cm, 20-40 cm et 40-60 cm en réalisant 3 prises disposées sur la diagonale de la parcelle élémentaire afin de limiter l'hétérogénéité horizontale et verticale du milieu. Les prélèvements se sont effectués après la récolte.

2.3.3. Détermination à l'EDTA des teneurs en métaux lourds disponibles

Les échantillons des déchets et de sols prélevés ont été tamisés ou broyés à 2 et à 200 μm selon les besoins.

Les concentrations de la portion des métaux lourds disponibles ont été déterminées à l'aide de l'acide éthylène diamine tétra-acétique (EDTA) selon la procédure proposée par Garrabrant et Kosson (2000).

Les métaux lourds (Pb, Cd, Ni et Zn) des sols, des déchets ont été extraits au laboratoire Eau-Sol-Plante de GRN/SP/INERA-Farako-Bâ. Pour ce fait, 1g de chaque échantillon est prélevé pour l'analyse. La solution EDTA d'extraction a été préparée 0,03M. Le rapport d'extraction est de 50 ml_g⁻¹ pour l'EDTA. La soude (NaOH) a été utilisée pour ajuster le pH de la solution d'EDTA à 7. Le mélange (échantillon + solution d'extraction) est agité pendant 48h, centrifugé à 20°C pendant 10 mn à 3000 tours/mn, puis filtré à l'aide de papier filtre PRAT DUMAS de 125 mm de porosité. Le filtrat est ensuite lu au spectromètre à absorption atomique (SAA) à flamme au Bureau des mines et de la géologie du Burkina (BUMIGEB), Ouagadougou.

2.3.4. Traitement des données

Les variables mesurées ont été évaluées statistiquement par le logiciel SAS 9.2 version 2010. Des analyses de variance ont été effectuées et les moyennes ont été comparées en utilisant le test de Student Newman et Keuls au seuil de 5%.

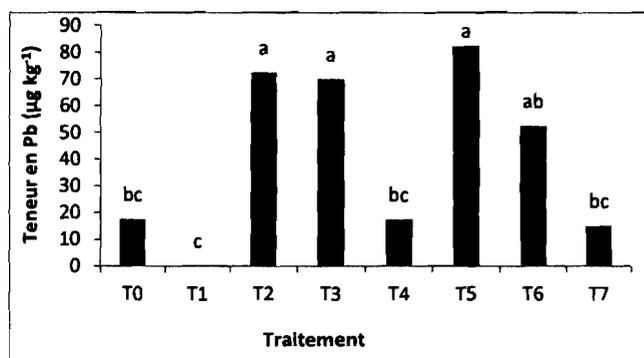
III. RESULTATS ET DISCUSSION

3.1. Disponibilité des métaux lourds

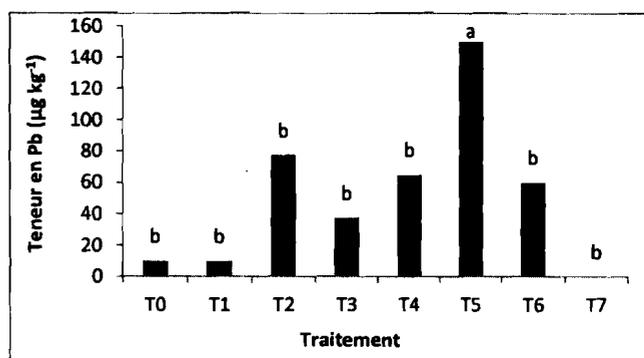
3.1.1. Disponibilité du Plomb dans les différentes profondeurs du sol

L'effet des types de déchets sur la teneur en plomb dans les horizons du sol est illustré par la figure 6. Dans l'horizon 0-20 cm (figure 6A), tous les traitements ont eu un effet sur la teneur en plomb disponible dans le sol. La fertilisation minérale (T_5), les déchets d'égrenage de coton (T_2) et les ordures ménagères urbaines (T_3) ont le plus favorisé la disponibilité du plomb avec respectivement 82,5 ; 72,5 ; 70 $\mu\text{g}_\text{kg}^{-1}$ par rapport au témoin (T_0) correspondant à un accroissement de 371,42% ; 314,28% ; 300%. Par ailleurs, le traitement fientes de poules (T_1) ne contient pas de plomb disponible dans l'horizon de surface soit une réduction de 100%.

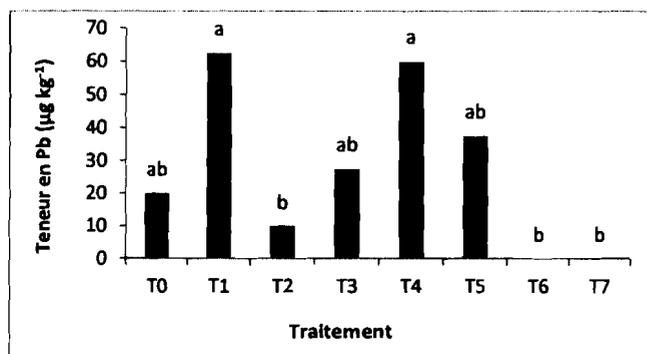
Dans l'horizon 20-40 cm (figure 6B), tous les traitements ont augmenté la disponibilité du plomb à l'exception des traitements T_7 (ordures ménagères périurbaines) et T_1 , fientes de poules. Seule la fertilisation minérale T_5 avec 150 $\mu\text{g}_\text{kg}^{-1}$ a eu un effet significatif par rapport au témoin (10 $\mu\text{g}_\text{kg}^{-1}$) soit un accroissement de 1400%.



(A)



(B)



(C)

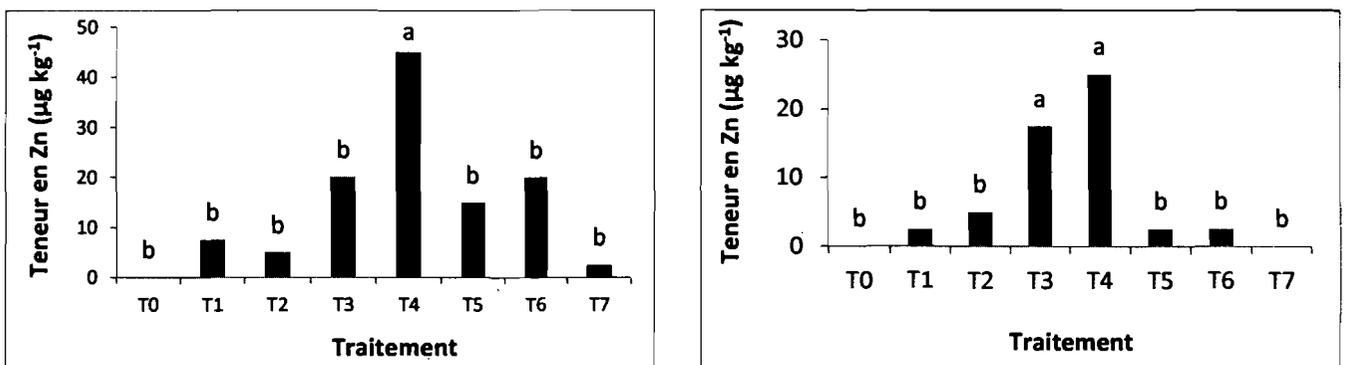
Figure 6: Effet des traitements sur la teneur en plomb disponible à l'horizon 0-20cm (A), 20-40cm (B) et 40-60cm(C)
(Les lettres $a > b > c$ désignent les valeurs moyennes significativement différentes au seuil de 5 %)

Dans l'horizon 40-60 cm (figure 6 C), les traitements de déchets d'abattoir (T₄) et de fientes de poules (T₁) enregistrent les plus fortes teneurs en plomb disponible dans le sol avec respectivement 60 et 62,5 $\mu\text{g}_\text{kg}^{-1}$ soit une augmentation de 200% et 212,5% par rapport au témoin (20 $\mu\text{g}_\text{kg}^{-1}$). Tandis que dans les traitements de lisiers de porcs (T₆) et d'ordures ménagères périurbains (T₇), du Pb disponible n'a pu être détecté.

3.1.2. Disponibilité du Zinc à différentes profondeurs du sol

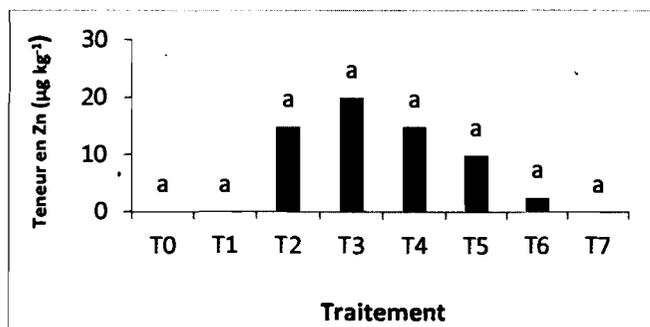
Dans l'horizon 0-20 cm (figure 7A), tous les traitements ont entraîné une augmentation de la disponibilité du zinc par rapport au témoin qui ne contient pas de Zn disponible. Cependant, seul le traitement de déchets d'abattoir a augmenté significativement cette disponibilité avec 45 $\mu\text{g}_\text{kg}^{-1}$.

Dans l'horizon 20-40 cm, les résultats (Figure 7B), montrent qu'en plus des déchets d'abattoir (T₄), les ordures ménagères urbaines (T₃) ont induit une hausse significative de la teneur en Zn disponible pour les plantes. Le traitement T₄ a la plus forte teneur avec 25 $\mu\text{g}_\text{kg}^{-1}$ suivi de T₃ avec 17,545 $\mu\text{g}_\text{kg}^{-1}$.



(A)

(B)



(C)

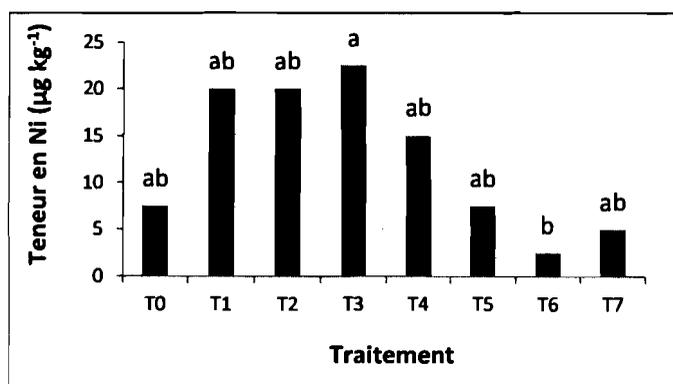
Figure 7: Effet des traitements sur la teneur en zinc disponible à l'horizon 0-20 cm (A), 20-40 cm (B) et 40-60 cm (C)

(Les lettres $a > b$ désignent les valeurs moyennes significativement différentes au seuil de 5 %)

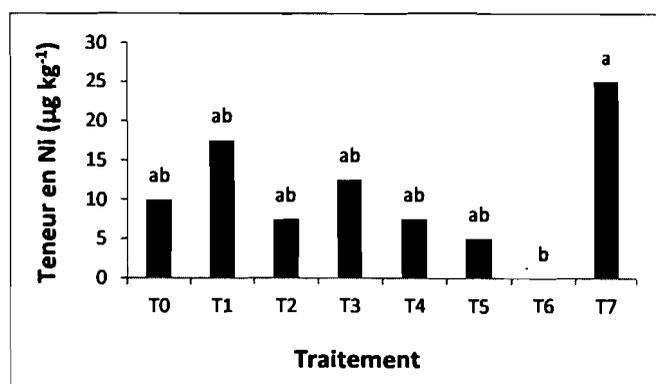
Bien qu'il y ait des différences numériques entre les traitements dans l'horizon 40-60 cm, aucun fertilisant n'a eu un effet significatif sur la disponibilité du zinc.

3.1.3. Disponibilité du Nickel à différentes profondeurs du sol

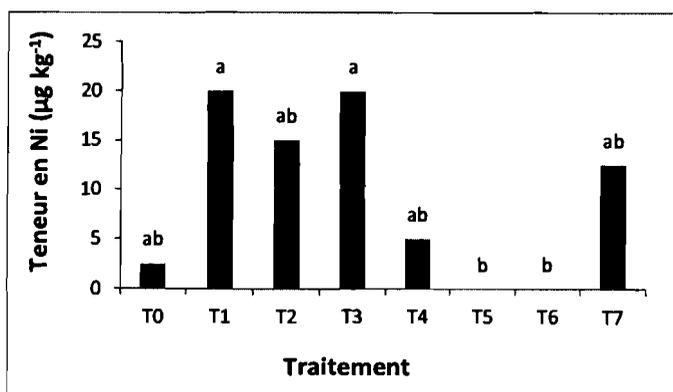
La figure 8 montre que dans l'horizon 0-20 cm, les ordures ménagères urbaines sont celles qui ont le plus augmenté la teneur en nickel ($22,5 \mu\text{g}_\text{kg}^{-1}$, 200% d'accroissement). Par contre, dans l'horizon 20-40 cm, ce sont les ordures ménagères périurbaines qui induisent la plus forte teneur en Ni disponible ($25 \mu\text{g}_\text{kg}^{-1}$ soit un accroissement de 150%). Dans l'horizon 40-60 cm, en plus des ordures ménagères (T₃ et T₇), les fientes de poules (T₁) sont les fertilisants ayant accru la teneur en Ni disponible ($20 \mu\text{g}_\text{kg}^{-1}$ soit 700% d'accroissement).



(A)



(B)



(C)

Figure 8 : Effet des traitements sur la teneur en nickel disponible à l'horizon 0-20 cm (A), 20-40 cm (B) et 40-60 cm (C)

(Les lettres $a > b$ désignent les valeurs moyennes significativement différentes au seuil de 5%)

3.1.4. Disponibilité du Cadmium à différentes profondeurs du sol

Les teneurs en Cd disponible en fonction des traitements et des horizons, sont données dans le tableau VI. De ces résultats, il ressort qu'au niveau des deux premiers horizons, tous les traitements, sauf les fientes de poules pour l'horizon 20-40 cm, semblent réduire la teneur en cadmium disponible par rapport au témoin. Dans l'horizon 40-60 cm, seules la fertilisation minérale et les ordures ménagères périurbaines semblent réduire la disponibilité du cadmium. Cependant ces différences d'effet observées ne sont pas significatives.

Tableau VI : Disponibilité du cadmium ($\mu\text{g kg}^{-1}$) en fonction des horizons sous l'effet des différents traitements

Traitement	horizon 0-20 cm	horizon 20-40 cm	horizon 40-60 cm
T0	5a	5a	2,5a
T1	2,5a	5a	2,5a
T2	2,5a	0a	2,5a
T3	0a	0a	2,5a
T4	0a	0a	2,5a
T5	2,5a	0a	0a
T6	2,5a	0a	2,5a
T7	0a	2,5a	0a

(La lettre a désigne les valeurs moyennes significativement non différentes au seuil de 5 %)

3.1.5. Discussion

Le comportement d'un intrant dépend au moins autant des caractéristiques physico-chimiques et surtout biologiques des sols que de l'intrant lui-même (Fardeau, 2000).

La majorité des fertilisants apportés ont augmenté la disponibilité du Plomb, du Zinc et du Nickel dans les deux premiers horizons. Ces résultats sont en accord avec ceux de Adjia *et al.* (2008), qui trouvèrent une augmentation de la disponibilité des métaux dans les sols amendés avec des déchets urbains solides. Au niveau des horizons 0-20 cm et 20-40 cm, la fertilisation minérale a le plus favorisé la disponibilité du Pb. Cela est en accord avec les résultats de l'OFEFP (1991) qui a trouvé des teneurs assez importantes de Pb disponible dans les engrais

minéraux tels que l'urée et surtout dans les engrais phosphatés qui sont à l'origine de l'accroissement de la quantité de Pb disponible dans le sol.

Les ordures ménagères urbaines ont aussi augmenté la teneur en Pb disponible dans l'horizon de surface 0-20 cm. En effet, l'analyse chimique des ordures ménagères montre qu'elles ont une teneur élevée en Pb disponible. Elles apportent aussi de la matière organique qui est reconnue pour ses propriétés adsorbantes envers les métaux (Lamy, 2003).

Les déchets d'égrenage de coton, bien qu'ils contiennent une faible teneur en Pb disponible, ont entraîné une hausse de la teneur en Pb disponible dans l'horizon 0-20 cm. Ce type de fertilisant est très riche en phosphore assimilable (tableau V), ce qui est un facteur important de la biodisponibilité des métaux lourds (Pelfrène *et al.*, 2012).

Les déchets d'abattoir ont favorisé une très grande disponibilité du Zn dans le sol. Cependant l'analyse chimique effectuée (tableau IV) montre qu'ils ne renferment pas de zinc disponible ; aussi le sol témoin contient très peu de Zn disponible également. Cette forte disponibilité serait probablement due soit à une solubilisation du zinc par les déchets d'abattoir soit à la libération de l'élément par minéralisation (Fardeau, 2000). En effet, selon Ouandaogo *et al.* (2010), les déchets d'abattoir solubilisent les minéraux insolubles comme les phosphates naturels (Burkina Phosphate) par la production d'acides organiques au cours de leur minéralisation. Les ordures ménagères urbaines ont aussi augmenté la disponibilité du Zn dans l'horizon 20-40 cm du sol. Le Zn observé serait apporté par ces déchets qui sont les plus riches en Zn disponible parmi les déchets étudiés. Ce résultat est en désaccord avec celui de Conder *et al.* (2001) qui a montré que l'apport des déchets municipaux au sol réduit la disponibilité du Zn. Cette contradiction pourrait se justifier par la différence de nature des déchets. En effet, Yé (2007) a montré que la nature des déchets, et donc leur composition chimique, est fonction des groupes sociaux qui les produisent.

Les autres fertilisants tels que les lisiers de porcs, n'ont pas eu un effet significatif sur la teneur en Zn disponible. Cela est contraire aux résultats de Frossard et Sinaj (1997) qui ont trouvé que les apports massifs de lisiers augmentaient de manière très significative les quantités de zinc biodisponible et sa biodisponibilité. Cette contradiction pourrait s'expliquer par la variation de la ration alimentaire des animaux et des types de sol.

Les ordures ménagères ont majoritairement accru la teneur en Ni disponible dans le sol. Ces résultats pourraient s'expliquer par le fait que les ordures ménagères de la ville de Bobo-Dioulasso sont caractérisées par leurs teneurs assez élevées en Ni (Yé, 2007).

Les fientes de poules ont également contribué à accroître la teneur en Ni disponible dans le sol. Cela serait dû à la forte teneur en Ni disponible dans ce type de déchets (Tableau V).

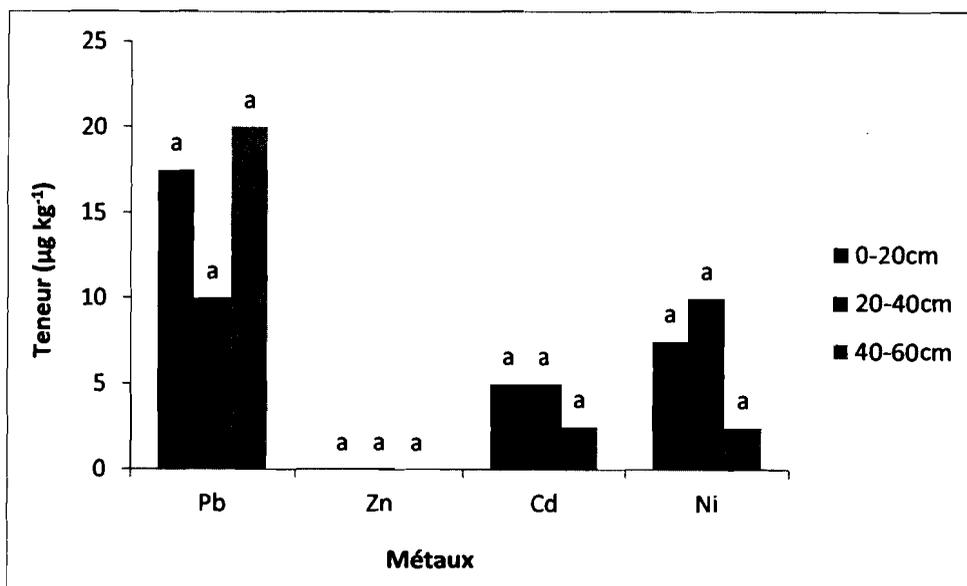
Les fertilisants testés ont la plupart entraîné une réduction de la disponibilité du Cd dans le sol. Ce résultat est en contradiction avec ceux de Lock et De Zeeuw (2001) qui ont trouvé que les fientes de poules représentent un potentiel de contaminants des sols en cadmium. Selon Liu *et al.* (2007), la disponibilité du calcium dans le sol est l'un des principaux facteurs contrôlant l'accumulation du Cd dans les plantes. En plus selon Baize *et al.* (2006), le Cd est, parmi les éléments traces métalliques, l'élément le plus mobile et le plus phytodisponible surtout dans les sols à pH inférieur à 6,5. Ainsi, les différentes fumures appliquées, qui renferment du calcium, auraient favorisé une forte absorption du Cd disponible par les plantes.

3.2. Distribution des métaux dans les horizons du sol.

3.2.1. Distribution initiale (T_0)

Dans le traitement sans apport de fertilisant (T_0), le Pb semble être majoritairement disponible dans l'horizon 40-60 cm et dans l'horizon 0-20 cm. Il est moins disponible dans l'horizon 20-40 cm (figure 9).

Le Cd paraît être fortement retenu dans les horizons 0-20 cm et 20-40 cm. Sa teneur diminue en fonction de la profondeur.



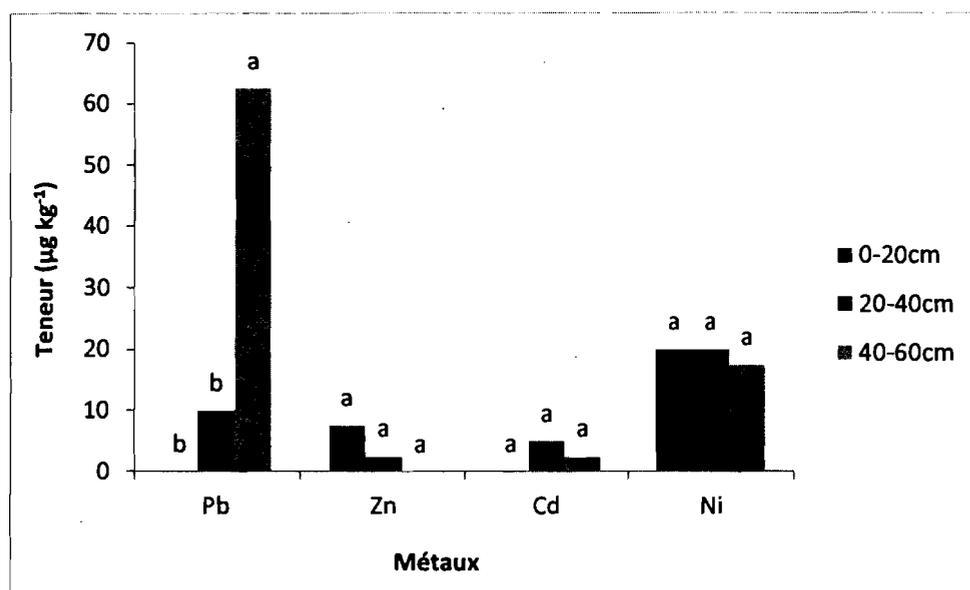
(La lettre « a » désigne les valeurs moyennes significativement non différentes au seuil de 5 %)

Figure 9 : Distribution des métaux lourds dans le sol témoin

Le Ni quant à lui est le plus retenu dans l'horizon 20-40 cm suivi de l'horizon 0-20 cm. Le Zn n'est pas disponible dans aucun des horizons du sol initial. La distribution de chaque métal dans le sol non fertilisé est similaire dans tous les horizons malgré les différences numériques observés.

3.2.2. Effet des fientes de poules sur la distribution des métaux

Les fientes de poules (T_1) ont eu un effet sur la distribution des métaux dans le sol (figure, 10). Le Pb a été en grande partie ramené dans l'horizon 40-60 cm. Il n'y a pas de différence significative dans la distribution quantitative entre l'horizon 20-40 cm et l'horizon 0-20 cm. L'application des fientes de poules dans le sol semble entrainé l'accumulation du Zn dans les horizons 0-20 cm et 20-40 cm. Mais la distribution du Zn sous l'influence des fientes de poules est la même quel qu'en soit l'horizon. Il en est de même pour le Cd et Ni.



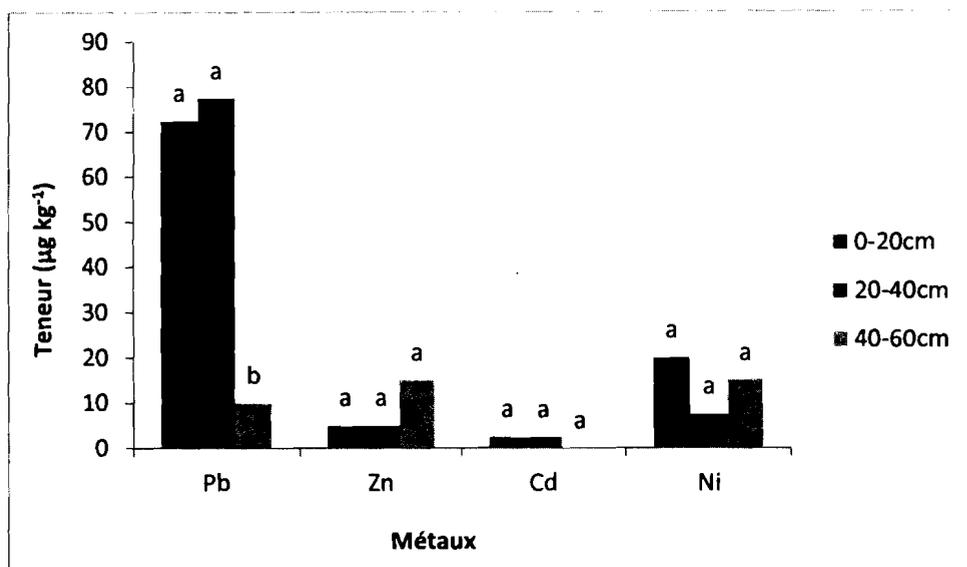
(Les lettres a>b désignent les valeurs moyennes significativement différentes au seuil de 5 %)

Figure 10 : Distribution des métaux lourds sous l'effet des fientes de poules

3.2.3. Effet des déchets d'égrenage de coton sur la distribution des métaux

L'influence des déchets d'égrenage de coton sur la distribution des métaux dans le sol est illustrée dans la figure 11. Le traitement T_2 a fortement influencé la distribution du Pb dans le sol. En effet, il a entraîné une accumulation significative du Pb dans les horizons 0-20 cm et 20-40 cm. Tout comme les fientes de poules, les déchets d'égrenage de coton ont permis une

dissolution du Zn notamment dans l'horizon 40-60 cm. Les teneurs en Zn, Cd et Ni ne sont pas significativement différentes dans les trois horizons.

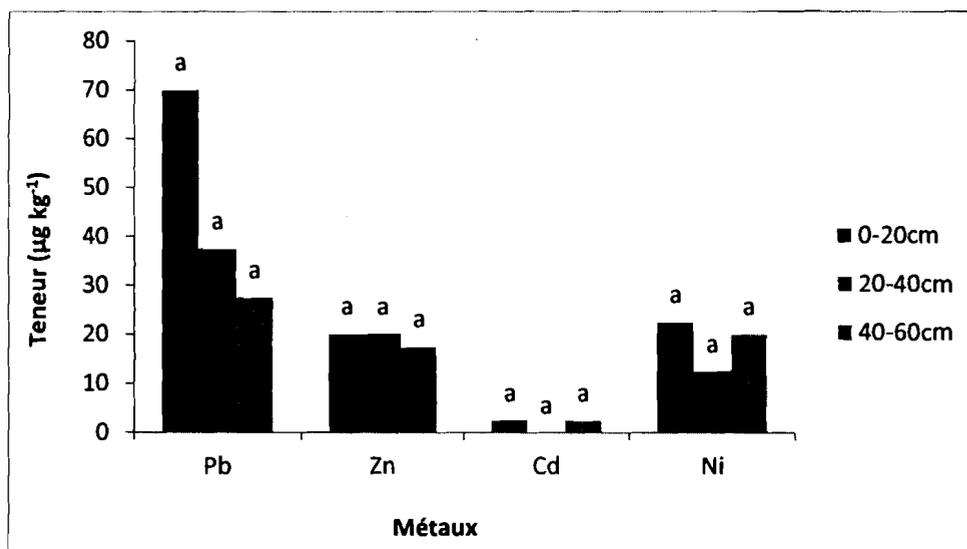


(Les lettres a>b désignent les valeurs moyennes significativement différentes au seuil de 5 %)

Figure 11 : Distribution des métaux lourds sous l'effet des déchets d'égrenage de coton

3.2.4. Effet des ordures ménagères urbaines sur la distribution des métaux

La distribution des métaux dans les horizons du sol est donnée dans la figure 12. On observe que les ordures ménagères semblent favoriser une accumulation des métaux dans l'horizon 0-20 cm.



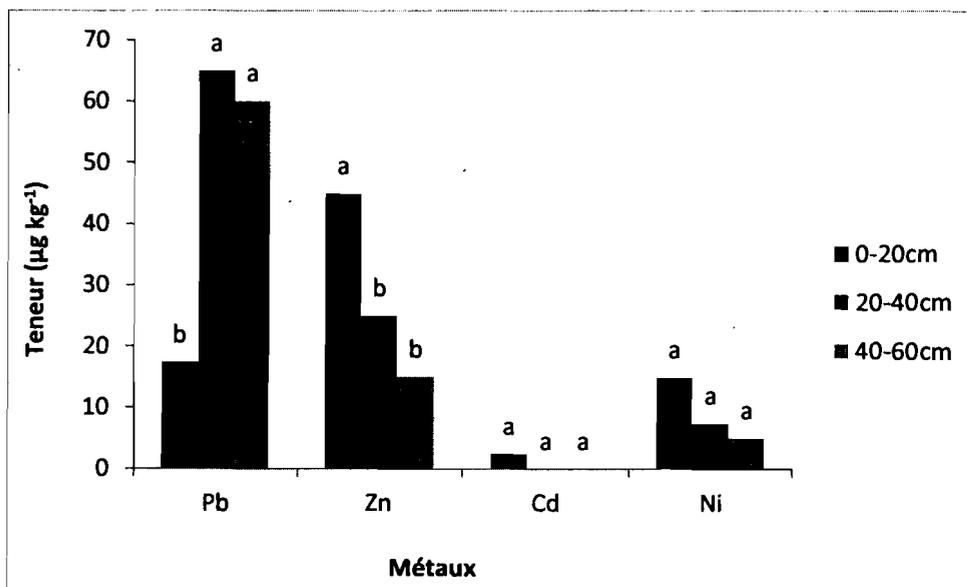
(La lettre « a » désigne les valeurs moyennes significativement différentes au seuil de 5 %)

Figure 12 : Distribution des métaux lourds sous l'effet des ordures ménagères urbaines

La teneur en Pb dans le traitement T₃ semble diminuer en fonction de la profondeur. Le Zn est distribué de manière presque uniforme dans tous les horizons. Il n'y a pas de Cd disponible dans l'horizon 20-40 cm. Les ordures ménagères urbaines ont eu le même effet que les déchets d'égrenage de coton (T₂) sur la distribution du Ni. Cependant, le test de Student Newman et Keuls révèle que la distribution des métaux observée, sous l'effet des ordures ménagères urbaines, n'est pas significativement différente dans les différentes profondeurs du sol.

3.2.5. Effet des déchets d'abattoir sur la distribution des métaux

L'influence des déchets d'abattoir sur la distribution des métaux est illustrée par la figure 13. De ce graphique, il ressort que le Pb est prioritairement retenu dans les horizons 20-40 cm et 40-60 cm. Le Zn quant à lui est prioritairement retenu dans l'horizon de surface. Il n'y a pas de différence significative en matière de distribution pour les métaux Cd et Ni disponible dans les deux derniers horizons.



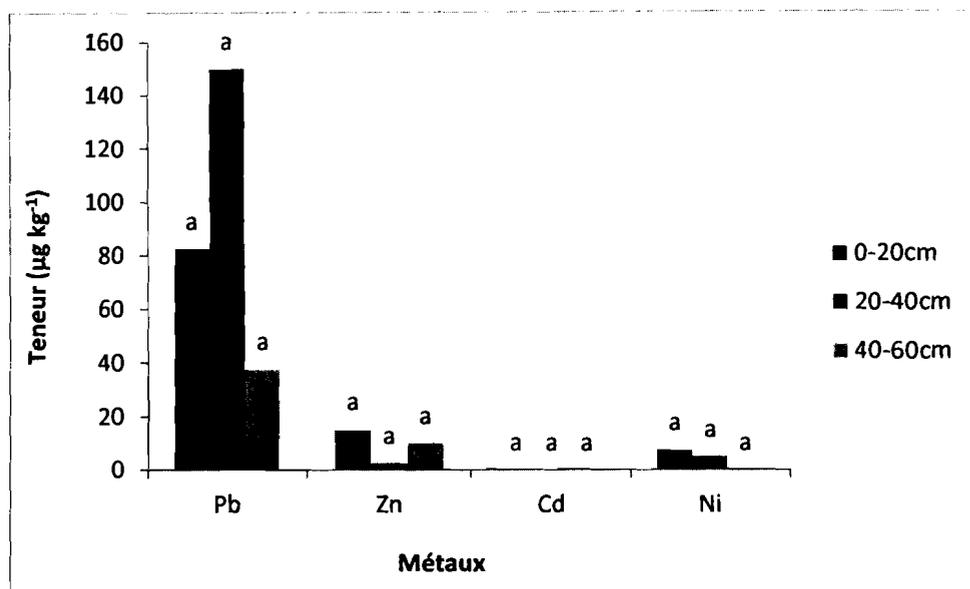
(Les lettres a>b désignent les valeurs moyennes significativement différentes au seuil de 5 %)

Figure 13 : Distribution des métaux lourds sous l'effet des déchets d'abattoir

3.2.6. Effet de la fertilisation minérale sur la distribution des métaux lourds

L'apport du NPK+Urée au sol a entraîné une redistribution numérique non significative des métaux lourds dans les différents horizons du sol (Figure 14). En effet, la fertilisation

minérale (T₅) a favorisé une plus grande disponibilité du Pb dans l'horizon 20-40 cm. Cependant, elle a entraîné une indisponibilité du Cd dans tous les horizons et du Ni dans l'horizon profond. Le Zn est notamment disponible dans les horizons 0-20 cm et 40-60 cm.

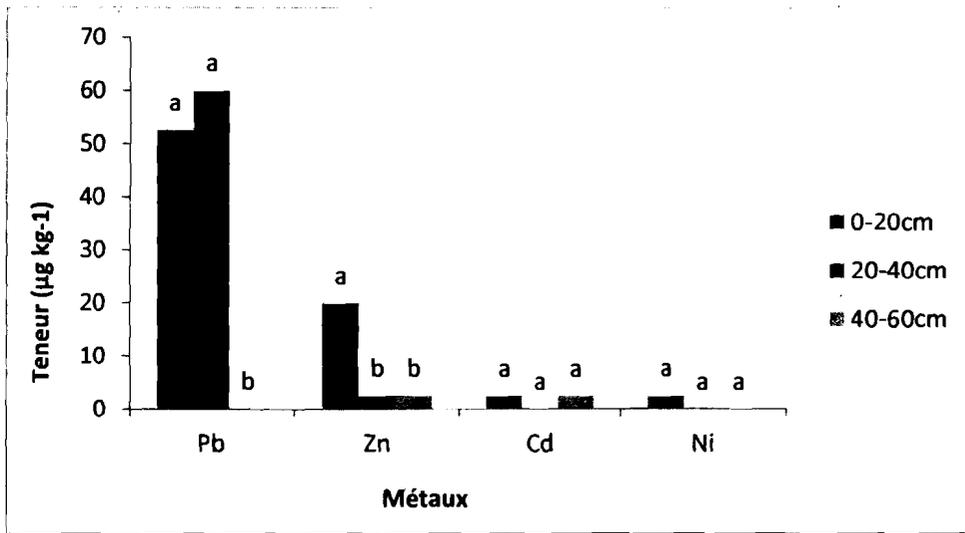


(La lettre « a » désigne les valeurs moyennes significativement non différentes au seuil de 5 %)

Figure 14 : Distribution des métaux lourds sous l'effet de la fertilisation minérale

3.2.7. Effet des lisiers de porcs sur la distribution des métaux lourds

La figure 15 montre une redistribution significative des métaux Pb et Zn dans le sol sous l'effet des lisiers de porcs. Dans le traitement de lisiers de porcs, le Pb n'est pas disponible dans l'horizon 40-60 cm. Mais il est majoritairement disponible dans l'horizon 20-40 cm suivi de l'horizon 0-20 cm. Le Zn est plus disponible dans l'horizon de surface. Le Cd n'est pas accessible aux plantes à l'horizon 20-40 cm et le Ni est uniquement accessible à l'horizon 0-20 cm.



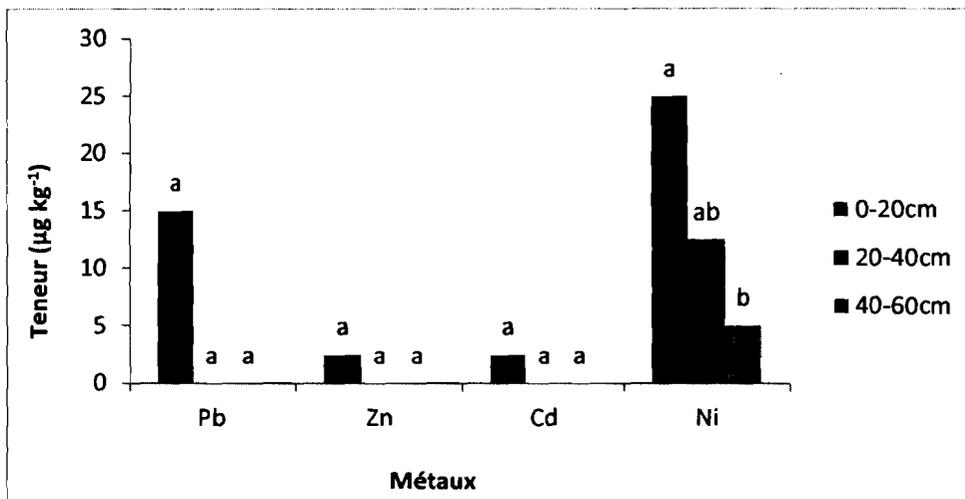
(Les lettres a>b désignent les valeurs moyennes significativement différentes au seuil de 5 %)

Figure 15 : Distribution des métaux lourds sous l'effet des déchets de lisiers porcs

Dans l'ensemble, les lisiers de porcs ont favorisé une accumulation des métaux principalement du Pb et du Zn.

3.2.8. Effet des ordures ménagères périurbaines sur la distribution des métaux lourds

La figure 16 illustre l'impact des ordures ménagères périurbaines sur la distribution des métaux.



(Les lettres a>b désignent les valeurs moyennes significativement différentes au seuil de 5 %)

Figure 16 : Distribution des métaux sous l'effet des ordures ménagères périurbaines

Les ordures ménagères périurbaines ont entraîné une disponibilité de tous les métaux dans l'horizon 0-20 cm. Par contre, dans les horizons 20-40 cm et 40-60 cm, ces déchets ont engendré une indisponibilité du Pb, du Zn et du Cd. Seule la distribution du Ni dans les horizons a été significativement modifiée. Il est disponible dans tous les horizons, mais sa teneur diminue de plus en plus avec la profondeur du sol.

3.2.9. Discussion

Les déchets ont eu des effets variables sur la distribution des métaux lourds dans le sol tout au long du profil. Les fientes de poules, les déchets d'abattoir, les lisiers de porcs et les déchets d'égrenage de coton ont influé sur la distribution du Pb dans le sol. Les fientes de poules et les déchets d'abattoir ont entraîné une forte accumulation du Pb dans l'horizon profond. Cela pourrait favoriser la contamination des eaux souterraines. Les déchets d'égrenage de coton et les lisiers de porcs quant à eux, ont favorisé une forte accumulation du Pb dans les deux premiers horizons (0-20 cm ; 20-40 cm). Cela pourrait faciliter le transfert du Pb dans les plantes à travers les racines qui explorent ces horizons. Les fientes ont entraîné une réduction de la disponibilité du Pb dans l'horizon de surface. Cependant, la quantité de Pb disponible est plus importante que celle du sol initial dans l'horizon 40-60 cm. Ce résultat est en accord avec celui de Durand (2003) qui trouva que le Pb se concentre plus dans la fraction fine (horizon 40-60 cm riche en argile et en limon) du sol. Selon Yatribi et Nejmedine (2000), le Pb est concentré dans les acides fulviques. Par ailleurs, le sol étudié est sablonneux donc sujet à la lixiviation. Ainsi ce constat pourrait s'expliquer par le fait que les fientes de poules ont favorisé la migration du Pb des horizons de surface vers les horizons profonds à travers les acides fulviques. Les fientes de poules n'ont pas redistribué le Zn, le Cd et le Ni différemment dans les horizons. Dans le traitement des déchets d'abattoir, le Pb est majoritairement accumulé dans les horizons 20-40 et 40-60 cm, le fait que ces horizons soient riches en minéraux pourrait en être la raison. En effet, le Pb^{2+} , acide faible, est préférentiellement adsorbé par les bases faibles contenant des ligands de sulfures (Delmas-Gadras, 2000).

Dans les traitements de lisiers de porcs, le Pb n'est pas disponible dans l'horizon profond, tandis que le Ni n'est disponible que dans l'horizon de surface. Les lisiers de porcs ont favorisé une forte disponibilité du Zn dans l'horizon 0-20 cm par rapport aux autres horizons. Les déchets d'abattoir et les lisiers de porcs ont également redistribué le Zn dans le sol. Ils ont entraîné une élévation de la quantité du Zn disponible dans l'horizon 0-20 cm.

Les ordures ménagères périurbaines ont entraîné une redistribution du Ni dans les différents horizons du sol. Ce résultat est en accord avec celui de Abdu *et al.* (2011) qui ont démontré

que les teneurs en Cd et en Zn sont les plus élevées dans l'horizon de surface (0-15 cm) du sol par rapport à la profondeur.

Certains types de déchets urbains n'ont pas un effet significatif sur la distribution des métaux lourds. En effet, les ordures ménagères urbaines ont entraîné une grande disponibilité du Pb dans le sol, tandis que les ordures ménagères périurbaines ont favorisé la disponibilité du Ni dans les trois horizons étudiés. La disponibilité en ces deux éléments diminue avec la profondeur. Les ordures ménagères périurbaines ont permis uniquement l'accumulation du Pb, Zn et Cd dans l'horizon 0-20 cm. Mais cette accumulation n'est pas significative. Cela est en désaccord avec les résultats de Kouame *et al.* (2006) qui ont démontré que le Pb, le Zn et le Cd s'accumulent préférentiellement dans les couches riches en matière organique sous les sols de décharges. Selon ces auteurs, ces éléments présentent une forte accumulation à la profondeur 0-40 cm et faible dans l'horizon 40-60 cm.

IV. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Face aux problèmes environnementaux liés aux épandages d'engrais minéraux, de matières organiques (déchets urbains, effluents d'élevage, boues d'épuration), il est nécessaire de s'interroger sur le manque de suivi des fertilisations et des apports organiques, lorsqu'il n'y a pas de plan d'épandage.

La présente étude, consacrée à l'évaluation des effets des déchets urbains solides sur la disponibilité et la distribution des métaux lourds (Pb, Zn, Ni, Cd) dans les horizons du sol, s'inscrit dans ce cadre. Au terme de cette étude, il en ressort que les déchets appliqués au sol augmentent de façon générale, la disponibilité des métaux lourds. L'apport des déchets a engendré une redistribution de certains métaux dans les horizons du sol notamment le Pb, le Zn et le Ni.

La fertilisation minérale, les ordures ménagères urbaines et les déchets d'égrenage de coton ont augmenté la disponibilité du Pb dans l'horizon 0-20 cm (371,42% ; 314,28% ; 300%) par rapport au témoin (sans apport de fertilisant). Dans l'horizon 20-40 cm, seule la fertilisation minérale a accrue la teneur en Pb disponible (1400%) tandis qu'aucune fumure n'a eu un effet significatif sur la disponibilité du Pb par rapport au témoin.

Parmi les différents fertilisants apportés, les déchets d'abattoir ont entraîné une importante disponibilité du Zn dans les horizons 0-20 cm et 20-40 cm. Les ordures ménagères urbaines ont élevé la teneur du Zn disponible dans l'horizon 20-40 cm.

La disponibilité du Ni a été fortement accrue sous l'effet des ordures ménagères à 200% et 150% respectivement dans les horizons 0-20 cm et 20-40 cm. Les fientes de poules ont aussi augmenté la disponibilité du Ni dans l'horizon 40-60 cm (700%).

Les différentes fumures n'ont pas eu un effet significatif sur la disponibilité du Cd par rapport au témoin.

Les déchets ont eu des effets variables sur la distribution des métaux lourds dans le sol. Les fientes de poules, les déchets d'abattoir, les lisiers de porcs et les déchets d'égrenage de coton ont influé sur la distribution du plomb dans le sol. Les fientes de poules et les déchets d'abattoir ont entraîné une forte accumulation du Pb dans l'horizon profond tandis que les déchets d'égrenage de coton et les lisiers de porcs ont favorisé une forte accumulation du Pb dans les deux premiers horizons (0-20 cm ; 20-40 cm).

Les déchets d'abattoir et les lisiers de porcs ont également redistribué le Zn dans le sol. Ils ont entraîné une élévation de la quantité du Zn disponible dans l'horizon 0-20 cm.

Les ordures ménagères périurbaines ont entraîné une redistribution du Ni dans les différents horizons du sol.

En somme, les lisiers de porcs semblent être l'amendement le moins polluant du point de vue disponibilité des métaux lourds. Cependant leurs apports doivent être contrôlés car ils favorisent une accumulation du Pb et du Zn dans l'horizon 0-20cm.

Cependant, il serait important de noter qu'il y a une grande difficulté à prévoir les effets d'apports de résidus organiques, tant les interactions entre éléments sont nombreuses. Aussi, la teneur extractible ne donne pas d'indication sur les phénomènes de synergie et d'antagonisme entre polluants, sur les quantités déjà stockées dans les organismes vivants et ne renseigne donc pas sur la toxicité du milieu analysé vis-à-vis des organismes vivants.

Ainsi, nous suggérons que des plans de fertilisation et de fumure, étendus à tous les fertilisants et amendements utilisés, soient mis en œuvre pour conserver la traçabilité. Cela permettrait de suivre les effets bénéfiques ou négatifs de ces apports pour les sols et pour l'environnement, et de réagir en conséquence.

Pour tendre vers une agriculture durable et un environnement de qualité, nous proposons à la suite de cette étude de :

- déterminer l'intensité (concentration) et la capacité (l'aptitude du sol à renouveler instantanément l'élément dans la solution du sol) de chaque élément chimique afin de mieux cerner sa biodisponibilité ;
- confirmer les résultats de l'étude en utilisant la méthode isotopique qui est la plus fiable ;
- réaliser des études de spéciation afin de déterminer les formes chimiques des métaux ;
- d'évaluer la biodisponibilité orale de ces contaminants ainsi que les risques sanitaires dans les sites miniers.

Egalement, le drainage acide provenant des sites miniers rend les effluents acides et augmente la mobilisation à plus haute teneur de plusieurs métaux lourds, tels qu'entre autres, le fer, le zinc, le plomb, le cadmium, le manganèse, et donc potentiellement leur toxicité. Ainsi, nous suggérons que des études similaires soient effectuées sur les sites miniers qui sont en prolifération au Burkina Faso.

V. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Aba S. C., Baiyeri P. K. et Tenkouano A.**, 2011. Impact of poultry manure on growth behaviour, black sigatoka disease response and yield attributes of two plantain (*Musa* spp. AAB) Genotypes. *Tropicultura* 29 (1), 20-27.
- Abdu N., Agbenina O. J. et Buerkertb A.**, 2011. Phytoavailability, human risk assessment and transfer characteristics of cadmium and zinc contamination from urban gardens in Kano, Nigeria. *J Sci Food Agric* 91: 2722–2730
- Adjia R., Fezeu W. M., Tchatchueng J. B., Sorho S., Echevarria G. et Ngassoum M. B.**, 2008. Long term effect of municipal solid waste amendment on soil heavy metal content of sites used for periurban agriculture in Ngaoundere Cameroun. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 2 (12): 412-421.
- Adriano D. C.**, 2001. 'Trace elements in terrestrial environments; biogeochemistry, bioavailability and risks of metals.' 2nd edn (Springer: NewYork)
- Agbede T. M. et Ojeniyi S. O.**, 2009. Tillage and poultry manure effects on soil fertility and sorghum yield in southwestern Nigeria. *Soil and Tillage Research*, 104: 74-80.
- AgyenimBoateng S., Zickermann J. et Kornahrens M.**, 2006. Poultry manure effect on growth and yield of maize. *West Africa Journal of Applied Ecology*, 9 : 12-18.
- Anikwe M. A. N. et Nwobodo K. C. A.**, 2002. Long-term effect of municipal waste disposal on soil properties and productivity of sites used for agriculture in Abakaliki, Nigeria. *Bioresource Technology*, 83 : 241-250.
- Ashwortha D.J. et Allowaya B.J.**, 2004. Soil mobility of sewage sludge-derived dissolved organic matter, copper, nickel and zinc. *Environmental Pollution* 127 : 137–144.
- Bagbila J.**, 2007. Utilisation des déchets urbains en maraîcheculture : risques de contamination des végétaux par les métaux lourds, Mémoire de fin de cycle d'ingénieur du développement rural IDR/UPB, Burkina Faso, 77 p.
- Baize D., Courbe C., Suc O., Schwartz C., Tercé M., Bispo A., Sterckman T. et Ciesielski H.**, 2006. Epandages de boues d'épuration urbaines sur des terres agricoles : impacts sur la composition en éléments en traces des sols et des grains de blé tendre. *Courrier de l'environnement de l'INRA* n°53, 35-61.

Behera U. K., 2009. Organic manuring for soil biological health and productivity of a wheat-soybean cropping system in the Vertisols of central India. *Crop and Pasture Science*, 60 : 382–393.

Bernard C., Côté C., Côté D., Giroux M., Grégoire R., Joncas R. et Martin D. Y., 2003. Développement durable de la production porcine au Québec. Mémoire de l'Institut de Recherche et de Développement en Agro-environnement, Québec, 41 p ;

Besnard E., Chenu C. et Robert M., 2001. Influence of organic amendments on copper distribution among particle-size and density fractions in Champagne vineyard soils. *Environmental pollution*, 112: 329-337.

Boukrah H., 2008. Etudes comparative de l'adsorption des ions plomb sur différents adsorbants. Mémoire de Magister/ université du 20 août 1955 SKIKDA, 139p.

Chang A. C., 1999, Urban waste-based soil amendments are they for horticultural uses? Proceedings of the UCR Turfgrass and Landscape Management Research and Field Day. September 1999, Taiwan, pp.18-20.

Chaudri M. A., Allain C. M. G., Badawy S. H., Adams M. L., McGrath S. P. et Chambers B. J., 2000. Cadmium content of wheat grain from a long-term field experiment with sewage sludge. *Journal of Environmental Quality*, 30: 1575-1580.

Chen T. B., Zheng Y. M., Lei M., Huang Z. C., Wu H. T., Chen H., Fan K. K., Yu K., Wu X. et Tian Q. Z., 2005. Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere* 60 : 542–551.

Citeau L., 2004. Etude des colloïdes naturels présents dans les eaux gravitaires de sols contaminés : relation entre nature des colloïdes et réactivité vis-à-vis des métaux (Zn, Cd, Pb, Cu). Thèse de doctorat/Institut National d'Agronomie Paris-Grignon, France, 110p.

Colding E. E., Chaney L. R. et Sherwell J., 2001. Poultry litter ash as a potential phosphorus source for agricultural crops. <http://jeq.scijournals.org/cg./cotent/full/31/3/954> consulté le 20/07/2010.

Compaoré E. et Nanema L. S., 2010. Compostage et qualité du compost des déchets urbains solides de la ville de Bobo-Dioulasso, Burkina Faso. *Tropicultural*, 28 (4) : 232-237.

Conder M. J., Lanno P. R. et Basta T. N., 2001. Assessment of metal availability in smelter soil using earthworms and chemical extractions. Inst. of Applied Science, Univ. of North Texas, 13p.

Cornu S., Cousin I., Dechatrettes V., Salvador-Blanes S., Saby N. et Clozel B., 2002. Distribution of trace elements and porosity in soil horizons at the aggregate scale. 17th WCSS, 14-21 August, Thailand/Symposium 28 (418), 9 pages.

Daumer M. L., 2007. Analyse des transformations du phosphore lors du stockage et du traitement biologique et physico-chimique des lisiers de porc en vue d'un recyclage. Thèse, Université de Toulouse, France, 200 p.

Delmas-Gadras C., 2000. Influence des conditions physico-chimiques sur la mobilité du plomb et du zinc dans un sol et un sédiment en domaine routier. Thèse de doctorat/ Université de Pau et des pays de l'Adour, France, 192 p.

Durand M. C., 2003. Caractérisation physico-chimiques des produits de l'assainissement pluvial. Origine et devenir des métaux traces et des polluants organiques. Thèse de doctorat, Université de Poitiers, France, 268 p.

European commission, 2006, Disposal and recycling routes for sewage sludge: *Pollutants description*, pp.160-205.

Fardeau J. C., 2000. Biodisponibilité et mobilité des éléments potentiellement toxiques : Concepts. *Ingénieries-EAT*, 21 : 15-28.

Fardeau J.C. et Martinez J., 1996. Epanchages de lisiers : Conséquences sur le phosphore biodisponible et sur la contamination de quelques cations dans la solution du sol. *Agronomie*, 16: 153-166.

Farinet J. L. et Niang S., 2005, Le recyclage des déchets et effluents dans l'agriculture urbaine. www.idrc.ca Home >idrc publications >idrc books online > all our books > développement durable de l'agriculture en Afrique francophone>22/07/2010/09 : 21.

Fernandez-Cornudet C., 2006. Devenir du Zn, Pb et Cd issus de retombées atmosphériques dans les sols, à différentes échelles d'étude. -Influence de l'usage des sols sur la distribution et la mobilité des métaux-, Thèse de Doctorat, Institut National d'Agronomie Paris-Grignon, France, 171p.

Fontès J. et Guinko S., 1995, Carte de la végétation et du sol du Burkina Faso. Notice explicative. Ministère de la coopération française. Projet campus, 67 p.

Frossard E., et Sinaj S., 1997. The isotope exchange kinetic technique: a method to describe the availability of inorganic nutrients. Applications to K, PO₄, SO₄ and Zn. *Isotopes in Environ. Health Stud.* vol 33, 61-77.

Garrabrants A. C. et Kosson D. S., 2000. Use of a chelating agent to determine the metal availability for leaching from soils and wastes. *Waste Management*, 20, 155-165.

Gray C. W., McLaren R. G., Roberts A. H. C. et Condron L. M., 1999. Cadmium phytoavailability in some New Zealand soils. *Australian Journal of Soil Research*, 37: 461-477.

Guène O., 2000. Potentialités pour la promotion de l'agriculture urbaine à travers la valorisation des déchets en Afrique de l'ouest (cas de Ouagadougou). Volet « ETB ». Etat des lieux en gestion des déchets solides et liquides. CREPA, IAGU, ALTER EGO, 36p.

Halberg N., Hermansen E. J., Kristensen I. S., Eriksen J., Tvedegaard N. et Petersen B. M., 2010. Impact of organic pig production systems on CO₂ emission, C sequestration and nitrate pollution. *Agronomy for Sustainable Development*, 30: 721-731.

Haupt F., Stoll R., Guillote J-F. et Guillote J-P., 1996. Gestion des déchets industriels et dangereux dans les zones urbaines en Afrique de l'Ouest. Les leçons tirées d'études de cas régionaux. PNUD, Banque Mondiale. 108 p.

Huynh T. M. D., 2009. Impacts des métaux lourds sur l'interaction plante/ ver de terre/ microflore tellurique, Thèse de doctorat/ Université paris est, France, 145p.

Ilboudo T. L. J., 2011. Evaluation de l'efficacité agronomique de quelques déchets urbains solides en application directe au champ et leurs impacts sur la contamination des sols et des récoltes en métaux lourds. Mémoire de fin de cycle d'ingénieur de Développement Rural, Université polytechnique de Bobo-Dioulasso, Burkina Faso, 61p.

Kaboré W. T. T., Hien E., Zombré P., Coulibaly A., Houot S. et Masse D., 2011. Valorisation de substrats organiques divers dans l'agriculture péri-urbaine de Ouagadougou (Burkina Faso) pour l'amendement et la fertilisation des sols : acteurs et pratiques, *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, Volume 15 (2) : 271-286.

Kachenko A. G. et Singh B., 2005. Heavy metals contamination in vegetables grown in urban and metal smelter contaminated sites in Australia. *Water, Air and Soil Pollution*, 169 : 101-123.

Kafando J. et Zongo R., 2013. Impacts environnementaux des sites miniers au Burkina Faso. CSFEF/EDD, 2p.

Kemache Saoul H., 2006. Etude de l'influence des paramètres opératoires sur le rendement de rétention des métaux lourds sur des phosphates de calcium. Mémoire de magister, Université Mouloud Mammeri Tizi-ouzou, Algérie, 71p.

Kiba D. I., 2007. Valorisation agronomique de déchets d'abattoir et de décharges de la ville de Ouagadougou : Caractérisation, effets sur la culture du maïs et sur le sol en station. Mémoire de DEA Institut du Développement Rural /Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso, Burkina Faso, 49 p.

Kiba D. I., Lompo F., Compaoré E., Randriamanantsoa L., Sedogo P. M. et Frossard E., 2011. A decade of non-sorted solid urban wastes inputs safely increases sorghum yield in periurban areas of Burkina Faso. *Acta Agriculturae Scandinavica*. Section B. Soil and Plant Science 1: 1-11.

Korboulewsky N., Dupouyet S. et Bonin G., 2002. Environmental risks of applying sewage sludge compost to vineyards: Carbon, heavy metals, nitrogen and phosphorus accumulation. *Journal of Environmental Quality*, 31: 1522-1527.

Kouamé I. K., Gone D. L., Savane I., Kouassi E. A., Koffi K., Goula B. T. A. et Diallo M, 2006. Mobilité des métaux lourds issus de la décharge d'Akouédo et risque de contamination de la nappe du Continental Terminal (Abidjan – Côte d'Ivoire). *Afrique Sciences*, 02 (1) : 39-56.

Labioui H., Elmoualdi L., Benabbou Y., Elyachioui M. et Ouhssine M., 2007. Traitement et valorisation des déchets en provenance d'abattoirs au maroc. *Agrosolution*, 18 (1): 35-40.

Landry P. C., 2011. Evaluation de l'efficacité fertilisante en N et P, et l'ISB de la fraction solide de lisier de porcs conditionnée obtenue séparateur décanteur centrifuge afin d'en déterminer la valeur économique. Conseil pour le Développement de l'Agriculture au Québec, 95 p.

Li Y., Gou X. et Wang G., 2006. Heavy metal concentrations and correlations in rain-fed farm soils of sifangwu village, central Gansu province China. *Land degradation & development*, 14 p.

Liechti J. et Kästli B., 2007. Stratégie de normalisation de l'OFEV. Contribution à la conservation d'un environnement intact, à l'utilisation durable des ressources naturelles ainsi qu'à la protection contre les dangers naturels et les accidents majeurs. Connaissance de l'environnement n° 0725, Office fédéral de l'environnement, Berne. 41 p.

Liu Y., Kong G. T., Jia Y. Q., Wang F. et Xu S. R., 2007. Effects of soil properties on heavy metal accumulation in flowering chinese cabbage (*Brassica campestris* L. ssp. *Chinensis* var. *utilis* Tsen et Lee) in Pearl River Delta China. *Journal of Environmental Science and Health* 42 (2) : 219-227.

Lock K. et De Zeeuw H., 2001. Health risks associated with urban agriculture. Centre de Recherche sur l'Agriculture Urbaine et les Forêts (RUAF)/ Netherlands, 6 p.

Lompo D., 2009. Evaluation de l'efficacité agronomique de quelques déchets urbains solides: effet sur la croissance du maïs. Rapport de Technicien Supérieur Centre Agricole Polyvalent de Matourkou, Burkina Faso, 41p.

Madrid F., Biasoli M., et Ajmone-Marsan F., 2008. Availability and bioaccessibility of metals in fine particles of some urban soils. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 55: 21-23.

Mballo A., 2012. Impacts possibles des activités minières sur les ressources en eau en Afrique de l'ouest : cas des mines aurifères du Burkina Faso. Master en génie de l'environnement, 2iE, Burkina Faso, 73p.

Mbouaka M. E., 2000. Etude de l'efficacité agronomique des composts d'ordures ménagères au Burkina Faso: cas de la ville de Ouagadougou. Mémoire de fin de cycle, IDR/UPB, Burkina Faso 80 p.

McBride M. B., Richards G. K. et Steenhuis T., 2004. Bioavailability and crop uptake of trace element in soil columns amended with sewage sludge products. *Plant and soil*, 262 : 71-82.

MECV, 2001. Communication de la Direction de la Prévention des Pollutions et de l'Assainissement ; « Stratégie Nationale en Matière de Gestion des Déchets ». 1er colloque sous-régional sur la gestion, le traitement et la valorisation des déchets. Ouagadougou 19 au 24 février, Burkina Faso.

Mehdi M. M., Belabbed B. E., Larbi D., Azzedine H. et Rabah L, 2007. Caractéristiques de la décharge publique de la ville de Tiaret et son impact sur la qualité des eaux souterraines. *Courrier du Savoir – N°08*, pp.93-99.

Mehes-Smith, M., Nkongolo K. K., Narendrula R. et Cholewa E., 2013. Mobility of heavy metals in plants and soil: a case study from a mining region in Canada. *American Journal of Environmental Science* 9 (6): 483-493.

Mench M. et Baize D., 2004. Contamination des sols et de nos aliments d'origine végétale par les éléments en traces : mesure pour réduire l'exposition. In *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 52: 31-56.

Miquel G., 1999. Les nouvelles techniques de recyclage et valorisation des déchets ménagers et des déchets industriels banals, Rapport 415- Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, Québec, 284 p.

Mitchell C. C. et Donald O. J., 1998. The value and use of poultry manure as fertilizer. Alabama A&M and auburn universities, USA, 6 p.

Moral R., Perez-Murcia M. D., Perez-Espinosa A., Moreno-Caselles J., Paredes C. et Rufete B., 2007. Salinity, organic content, micronutrients and heavy metals in pig slurries from south-eastern Spain. *Waste Management*, 28 : 367-371.

Mustin M., 1987. Le compost : gestion de la matière organique. Ed. François Dubusc, France, 954p.

Nalovic L. et Pinta M., 1972. Recherches sur les éléments traces dans les sols tropicaux: étude de quelques sols du Cameroun. (Study of trace elements in some tropical soils of Cameroun). *Geoderma*, 7: 249-267.

Nicolardot B., Parnaudeau V., Générmont S., Morvan T., Hénault C., Flura D., Robert P., Marcovecchio F., Linères M. et Morel C., 2003. Disponibilité en azote des effluents urbains, agro-industriels et issus d'élevage. *In Dossier de l'environnement de l'INRA*, 25: 15-26.

Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage (OFEFP), 1991. Les métaux lourds et le fluor dans les engrais minéraux. *Cahier de l'environnement n° 162*, 47p.

Olawale Abulude F., 2005. Trace heavy metals contamination of soils and vegetation in the vicinity of livestock in Nigeria. *Electronic journal of environment agriculture and food chemistry*, 4 : 863-870.

Ouandaogo N., Gnankambary Z., Lompo F. et Sedogo M., 2010. Valorisation agronomique du contenu des panses de ruminants par le compostage et l'adjonction des phosphates naturels du Burkina Faso. Exposé présenté au Forum National de la Recherche Scientifique et des Innovations Technologiques, 27 novembre – 4 décembre 2010, Bobo-Dioulasso, Burkina Faso.

Pitrat D. M. J. et Borba Braga C. M., 2012. Évaluation de la contamination métallique d'une ressource en eau de la ville de Curitiba, Brésil, *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement [En ligne]*, Volume 12 Numéro 1 | mai 2012, mis en ligne le 29 mai 2012, consulté le 31 mai 2013. URL : <http://vertigo.revues.org/11945> ; DOI : 10.4000/vertigo.11945

PSAB, 1999. Plan d'assainissement des eaux usées de la ville de Bobo. Document provisoire. Direction d'assainissement, ONEA 59p + annexes.

Sangare S. K., Compaore E., Buerkert A., Vanclouster M., Sedogo P. M. et Bielders L. C., 2012. Field-scale analysis of water and nutrient use efficiency for vegetable production in a West African urban agricultural system, *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 92: 207-224.

Sanou J., 2007. Variété de maïs Barka, fiche technique/ Programme Céréales/ INERA-Burkina Faso.

Schéma Directeur de Gestion des Déchets de la ville de Ouagadougou, 2000. Projet d'Amélioration des Conditions de Vie Urbaine. N/Réf. 15572. SP/DSTM, 217 p.

Séréme A., 1995, Gestion des ordures ménagères : cas de la ville de Ouagadougou (BF). Thème de recherche. Institut Africain en gestion urbaine (IAGU). Recherche appliquée sur la gestion urbaine en milieu africain (RAGUMA), 40 p.

Service propreté / Direction des services techniques municipaux, 2006. La gestion des déchets solides urbains à Bobo-Dioulasso : Etat des lieux. Résumé, 15 p.

Seydoux S., Coté D. et Gasser M. O., 2008. Caractérisation de lisier de porc : volume, teneur, charge fertilisante. *Agrosolution*, 19 (1): 39- 48.

Tremel-Schaub A. et Feix I., 2005. Contamination des sols : transferts des sols vers les plantes. Agence de l'environnement et de maîtrise de l'énergie, 407 p ;

Yatrabi A. et Nejmeddine A., 2000. Fractionnement et mobilité des métaux lourds dans un sol en amont des eaux usées de tanneries. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, vol. 13, n° 3, p. 203-212. <http://id.erudit.org/iderudit/705391ar>

Yé L., 2007, Caractérisation des déchets urbains solides utilisables en agriculture urbaine et périurbaine : cas de Bobo-Dioulasso. Mémoire de DEA, IDR/UPB, Burkina Faso, 48 p.

Yobouet Y. A., Adouby K., Trokourey A. et Yao B., 2010. Cadmium, copper, lead and zinc speciation in contaminated soils. *International Journal of Engineering Science and Technology* Vol. 2(5), 802-812

Zongo N., 2007. Les déchets urbains solides (DUS) : Quantité, modes d'utilisation agricole et effets sur les sols urbains maraîchers de la ville de Ouagadougou. Mémoire de fin de cycle d'ingénieur, Institut du Développement Rural/Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso, Burkina Faso, 84 p.