

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université Ibn Khaldoun –Tiaret-
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
Département des Sciences de la Nature et de la Vie



Mémoire en vue de l'obtention du diplôme de Master académique

Domaine: "Sciences de la Nature et de la Vie"

Filière: "Sciences Biologiques"

Spécialité: "pathologie des écosystèmes "

Thème

la possibilité de la bioremédiation des sols contaminés par le plomb à l'aide des vers de terre (lombricus Sp)

Présenté et soutenu publiquement par :

❖ **Kalakhi Nabila**

❖ **Belheguete Imane**

JURY:

-Présidente: M^{me} OMAR .Y.

-Examineur: M . MAAMAR.B

-Promotrice: M^{eme} ZERROUKI .D.

-Co-promotrice: M^{elle} BOUKIRAT.D.

Année universitaire: 2014 -2015

Remerciements

Celui qui ne remercie pas Dieu ne remercie pas les gens.

Nous remercions Dieu qui nous a éclairé le chemin du savoir et qui nous a donné la volonté d'achever ce travail.

*Nous remercions vivement notre adorable encadreur Madame **ZERROUKI Dahbia** pour son entière disponibilité, ses précieux conseils et recommandations.*

*Nous remercions très sincèrement le Co-promoteur **M^{elle} BOUKIRAT Dyhia** pour son aide de réaliser mon travail.*

Nous tenons aussi à remercier la commission d'examen composée en la circonstance de :

***M^M OMAR Y.** président; à qui nous adressons nos profonds respects et vouons l'expression de notre estime.*

***M^r MAAMAR B.** examinateur; nos chaleureux sentiments de reconnaissance pour ses remarques pertinentes.*

***M^r DAHMANI W.** invité d'honneur; notre sincère gratitude pour l'aide précieuse qu'il nous a apporté.*

Ainsi que :

Tous les responsables du laboratoire d'écologie et foresterie de la faculté de SNV.

Tous les enseignants de la Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie de Tiaret.

Tous les techniciens de l'incid de kasre chellala

Les personnels administratifs et tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de notre modeste travail.



Dédicace

Nous dédions ce modeste travail à ceux qui ont éclairé nos chemins et sans eux nous ne saurions jamais arriver à ce que nous sommes aujourd'hui : nos parents.

Nos frères et Nos sœurs pour leur compréhension et leur encouragement.

A nos deux familles.

Nos meilleures et adorables amies

Enfin à toute la promotion de 2^{ème} année master pathologie des écosystèmes

LISTE DES TABLEAUX

Tableau N°01: principales propriétés physico-chimiques du plomb.	4
Tableau N°02 : Les Différentes Technologies Utilisées Dans La Bioremédiation.....	15
Tableau N°03 : Classification des lombrics.....	18
Tableau N°4: Statistiques descriptives sur les concentrations Pb (en ppm) dans le sol et le vers de terre.....	39
Tableau N°05 : Analyses de variance à un seul facteur cas de pH.	40
Tableau N°06: Analyses de variance à un seul facteur cas de H%.....	41
Tableau N°07: Analyses de variance à un seul facteur cas deMO%.	42
Tableau N°08: Analyses de variance à un seul facteur cas de CEC.	43

LISTE DES FIGURES

Figure N°01: Origine des métaux lourds dans le sol.....	6
Figure N°02: Exposition multimédia et multivoie du plomb chez l'humain.....	7
Figure N°03: Morphologie des vers de terre.....	20
Figure N°04 : Localisation d'organes génitaux chez un ver de terre adulte	23
Figure N°05 : Caractéristiques et localisation des trois catégories écologiques de vers de terre.....	25
Figure N°06: Structures construites par des vers de terre	26
Figure N°07: Exemple cycle de vie d'un individu lumbricus terrestris	30
Figure N°08: situation géographique de la wilaya de Tiaret. (Source : Conservation des forêts de la wilaya de Tiaret, 2015).....	32
Figure N°09: Corrélation entre le Pb dans le sol et l'accumulation du plomb par vers de terre	39
Figure N°10: Corrélation entre le pH et l'accumulation du plomb par vers de terre.....	41
Figure N°11: Corrélation entre le H% et l'accumulation du plomb par vers de terre.....	42
Figure N°12: Corrélation entre le MO% et l'accumulation du plomb par vers de terre.....	43

Introduction Générale

Introduction générale

Les sols contaminés par le plomb sont très nombreux car cet élément a été utilisé dans des secteurs industriels variés depuis des siècles : canalisations anciennes de distribution des eaux, extraction minière, carburants automobiles, peintures, installations de transformation ou recyclage des déchets, accumulateurs, soudures, sertissage, protection contre les rayonnements, tir et chasse, etc...

La présence de plomb dans les déchets en particulier, peut entraîner une contamination des sols et la réduction des possibilités de valorisation et de recyclage des déchets (compostage de déchets, épandage des boues, valorisation des mâchefers en sortie d'incinération...) (AGHTM, 1996; Miquel, 2001).

Ce phénomène pose un problème environnemental, car le plomb est classé parmi les métaux potentiellement toxiques (anémie, hypertension artérielle, saturnisme, etc.) pour l'homme (Pichard, 2002) et cet élément persistant s'accumule dans les sols (Baize, 1997). Une fois le sol contaminé, le plomb peut être transféré aux écosystèmes et donc représenter un danger pour la santé humaine.

Lorsque le risque pour les écosystèmes et l'homme est très élevé la dépollution s'impose. La dépollution de ses sites contaminés a conduit au développement de nouvelles technologies de l'environnement ; l'une d'elles, la bioremédiation qui exploite la capacités des espèces vivantes(vers de terre) à accumuler en grandes quantités les métaux lourds.

Les vers de terre sont plus sensibles aux teneurs en métaux lourds que les autres invertébrés dans le sol (Bengtsson *et al.*, 1992) et leur capacité à accumuler des métaux lourds souvent plus élevée que pour d'autres espèces animales (Beyer *et al.*, 1982). Cependant, les métaux lourds ont des effets variables en fonction des espèces, du stade de développement, du mode de vie (lieu de vie et régime alimentaire) et de leur capacité d'adaptation face à la pollution. Ces effets varient également suivant la nature du métal, sa forme chimique et les propriétés du sol.

N'étant pas dégradables dans le sol, les métaux lourds peuvent constituer un danger potentiel par bio-accumulation le long de la chaîne trophique. Les technologies physico-chimiques disponibles pour la dépollution des sols, en plus d'être très coûteuses, induisent d'importantes modifications des propriétés du milieu, ce qui a incité à développer des méthodes biologiques.

La bioremédiation est une option qui offre la possibilité de détruire ou de rendre moins toxiques les polluants, en utilisant des activités biologiques naturelles.

C'est dans ce contexte que se situe le présent travail dont les objectifs majeurs sont :

- ❖ Essai de dépollution d'un sol contaminé par le plomb à l'aide des vers de terre.
- ❖ Effets des paramètres physicochimiques du sol sur la biodisponibilité du plomb .

Dans une première étape, nous procéderons à une synthèse bibliographique. Nous présenterons ensuite une partie expérimentale suivi pour atteindre notre objectif ; nous choisirons de tester la capacité des vers de terre à accumuler le plomb par différentes concentrations .

Nous représentons dans le premier chapitre l'échantillonnage et la méthodologie employée pour les prélèvements de sol et la récolte des vers de terre . Les échantillons seront traités au niveau du Laboratoire de recherche d'écologie et foresterie (Université Ibn Khaldoun Tiaret). Le troisième chapitre sera consacré à la présentation et la discussion des résultats.

En fin nous développerons une conclusion générale

PARTIE 1

Etude bibliographique

CHAPITRE I

Pollution des sols par le plomb

I.1. Définition d'un sol pollué

Le sol constitue une interface entre la lithosphère, l'atmosphère, l'hydrosphère et la biosphère. Il s'est formé à partir des roches qui contiennent des éléments traces métalliques (ETM) ; ces derniers se concentrent au cours de la pédogenèse dans certains horizons et constituent des stocks d'origine naturelle (géogène), appelés fonds géochimiques, qui préexistent dans le profil avant toute intervention humaine. D'après **Baize (2000)**, le fond géochimique naturel local résulte de phénomènes naturels géologiques et pédologiques. Les teneurs en métaux des fonds géochimiques peuvent être extrêmement variables, cependant les éléments métalliques peuvent être introduits dans le sol par l'homme (anthropogène) induisant une contamination.

Les métaux provenant d'apports anthropiques sont présents sous des formes chimiques assez réactives, ils se fixent sur les constituants secondaires des sols (argiles, oxyhydroxydes de Fe, Mn etc., matière organique, etc.) et entraînent de ce fait des risques très supérieurs par rapport aux métaux d'origine naturelle, qui sont le plus souvent immobilisés sous des formes relativement inertes.

Le terme « contamination » doit être employé pour les sols lorsqu'il y a des apports anthropiques importants mais sans effet apparent pour l'environnement. En revanche, le terme « pollution » est plus approprié lorsque des apports liés à des activités humaines ont des effets négatifs visibles sur l'environnement. **Juste (1988)**.

-Le contaminant est un polluant présent à des quantités décelables dans l'environnement. **Ramade (1993)**

-**Rivière (1998)** définit le polluant comme un élément dangereux susceptible de présenter un risque pour les milieux et les organismes vivants. Les termes « polluant » et « contaminant » sont la plupart du temps synonymes, et dans la suite de ce manuscrit, nous emploierons indifféremment l'un ou l'autre.

Nous pouvons distinguer deux types de contamination suite aux apports en métaux lourds.

✓ **Contaminations locales**

Qui touchent une aire relativement faible et sont dues à une ou plusieurs source(s) bien identifiée(s) et souvent très proches(s) (quelques mètres à quelques kilomètres). Il s'agit généralement d'apports massifs, souvent associés aux exploitations minières, aux installations industrielles et à d'autres installations, tant en cours d'exploitation qu'après leur fermeture. **(Pereira et Sonnet, 2007)**

✓ Contaminations diffuses

Qui affectent tous les sols, plus ou moins faiblement mais de manière généralisée. Ce type de contamination résulte principalement de dépôts atmosphériques qui ne peuvent pas être liés à une ou plusieurs source(s) ponctuelle(s) identifiable(s) et des pratiques agricoles et horticoles (épandage d'engrais, d'amendements, de boues de station d'épuration, traitements. (Pereira et Sonnet, 2007).

I.2. Éléments de chimie du plomb

Le plomb est un métal gris bleuâtre et malléable repartit entre différents compartiments de l'environnement d'où il constitue un enjeu de taille étant donné qu'il y a un échange permanent entre eux. En effet, sa densité est élevée et son point de fusion est bas. Il est ductile et peut être travaillé avec des techniques peu coûteuses. L'essentiel de ses caractéristiques est mentionné ci-dessous Tableau N°1 (Bliefert et Perraud, 2009)

Tableau N°01: principales propriétés physico-chimiques du plomb.

Symbole	Pb
Numéro Atomique	82
Masse atomique	207,2 g.mol ⁻¹
Point de fusion	327°C
Point d'ébullition	1740°C
Densité	11,35
Configuration électronique	[Xe] 4f ¹⁴ 5d ¹⁰ 6s ² 6p ²
Valence	0, +2, +4
Rayons ioniques	
Pb ²⁺	0,94 à 1,49 Å
Pb ⁴⁺	0,78 à 0,94 Å

I.3.Origines de la pollution au plomb

La pollution au Pb a des origines naturelles mais relève aussi et surtout d'émissions variées de produits hétérogènes occasionnées par les activités de l'homme. Ces émissions sont des poussières atmosphériques ramenées par les pluies ou des rejets directs dans les matrices environnementales.

En particulier, les impératifs économiques de productivité et de rentabilité soumis aux industries d'extraction et de transformation des minerais en produits à plus haute valeur ajoutée sont le reflet de pollutions importantes par les métaux lourds (Sirven, 2006).

Parmi la variété de polluants en métaux lourds qui affectent en particulier le sol figure le Pb en ce sens qu'il n'est pas biodégradable et s'accumule dans le sol tant que la source de contamination perdure (**Sirven, 2006**).

I.3.1. Plomb d'origine naturelle

Le Pb d'origine naturelle résulte de l'altération et de l'effritement de la roche-mère puis transfert des débris sous forme d'alluvions, de colluvions, etc. qui contribueront à former le sol. En particulier, le Pb se trouve dans la nature sous différentes formes inorganiques dans la croûte terrestre telles les carbonates, les sulfures, les chlorures, etc. Ainsi, on distingue divers minerais de plomb tels la galène PbS (86,6%) la plus exploitée dans la métallurgie du Pb, la cérusite PbCO₃, l'anglésite PbSO₄, etc. (**Bliefert et Perraud, 2009**). D'autres sources de Pb méritent d'être signalées (Sirven, 2006) :

- Les plantes absorbent des métaux dans le sol via le cycle biogéochimique ou bien par voie atmosphérique, puis les redéposent à la surface (feuilles mortes, décomposition des végétaux).
- Lessivage du sol et érosion en surface .
- Apports lointains d'origine atmosphérique: poussières et aérosols transportés par les vents.

I.3.2. Plomb d'origine anthropique

Les activités de l'homme contribuent pour une grande part à la pollution des matrices environnementales par le Pb. L'évaluation quantitative de l'impact de l'activité humaine sur les émissions globales en métaux lourds se fait en se référant au facteur d'interférence atmosphérique qui n'est autre que le rapport entre les émissions d'origine anthropique totales et les émissions naturelles totales. Selon **Bolger (2000)** cité par Sirven (2006), ce rapport qui reste, par ailleurs, difficile à déterminer est estimé à 28.

Différentes sources anthropiques de Pb ont été documentées: secteur agroalimentaire (épandages de lisiers, engrais, foies et rognons de bœuf et de veau, légumes verts, fruits à baies et concentrés de tomates), contamination ponctuelle (peintures des habitations anciennes, accumulateurs au Pb, plastiques, sidérurgie-métallurgie-fonderie, traitements de déchets notamment par incinération de déchets ménagers et municipaux, textiles, antirouille, mastics, munitions, jouets, poteries, émaux, les poids utilisés pour la pêche et dans la soudure, des pigments de Pb ajoutés au verre pour empêcher l'exposition aux rayonnements des écrans de télévision et d'ordinateur, aux conteneurs de stockage des déchets nucléaires et aux tabliers

de protection contre les rayons X, etc.) (Blais *et al.*, 2002 ; Bliefert et Perraud, 2009 ; Santé Canada, 2009), contaminations diffuses (précipitations,...) (Sirven, 2006).

En particulier, l'incinération de déchets ménagers et municipaux revêt une grande importance dans la pollution des matrices environnementales en Amérique du Nord. En effet, les résidus de contrôle de la pollution de l'air ainsi que les chaux usées résultant des incinérations des déchets ménagers et municipaux représentent 1,5 millions de tonnes et constituent des déchets dangereux car riches en métaux lourds dont le Pb (Levasseur *et al.*, 2006)

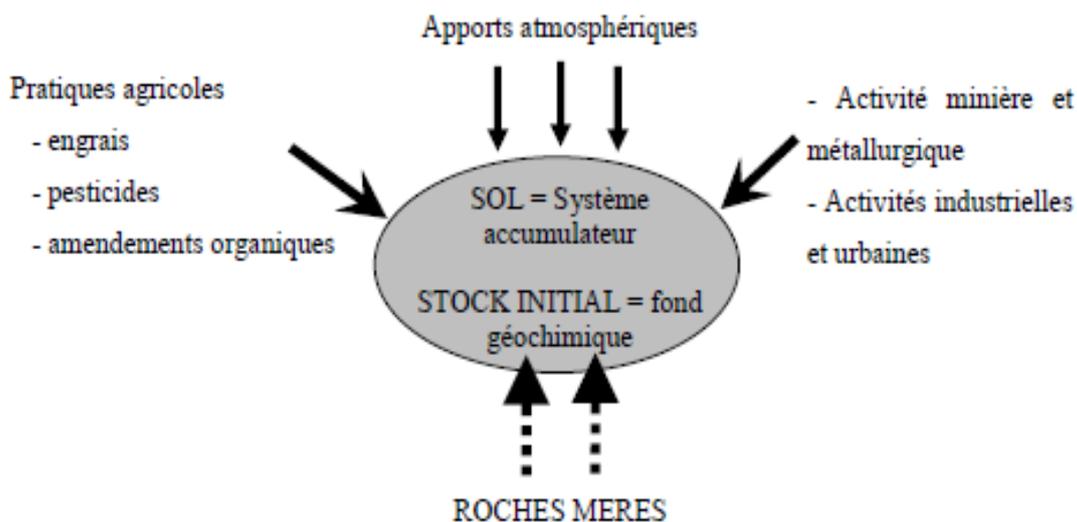


Figure N°01: Origine des métaux lourds dans le sol (D'après Robert et Juste, 1999)

I.4. Effets du plomb sur la santé

Les métaux lourds sont omniprésents dans notre société moderne. Leur développement a contribué à rendre la vie plus facile par le biais de différentes technologies, mais les dangers afférents et encourus par l'humain et les récepteurs écologiques sont importants.

Il existe différentes voies et médias d'exposition au Pb chez les humains et les récepteurs écologiques. Les voies principales d'exposition chez l'homme sont l'ingestion, l'inhalation et le contact cutané. La santé et l'exposition au Pb sont liées selon la Figure N°02

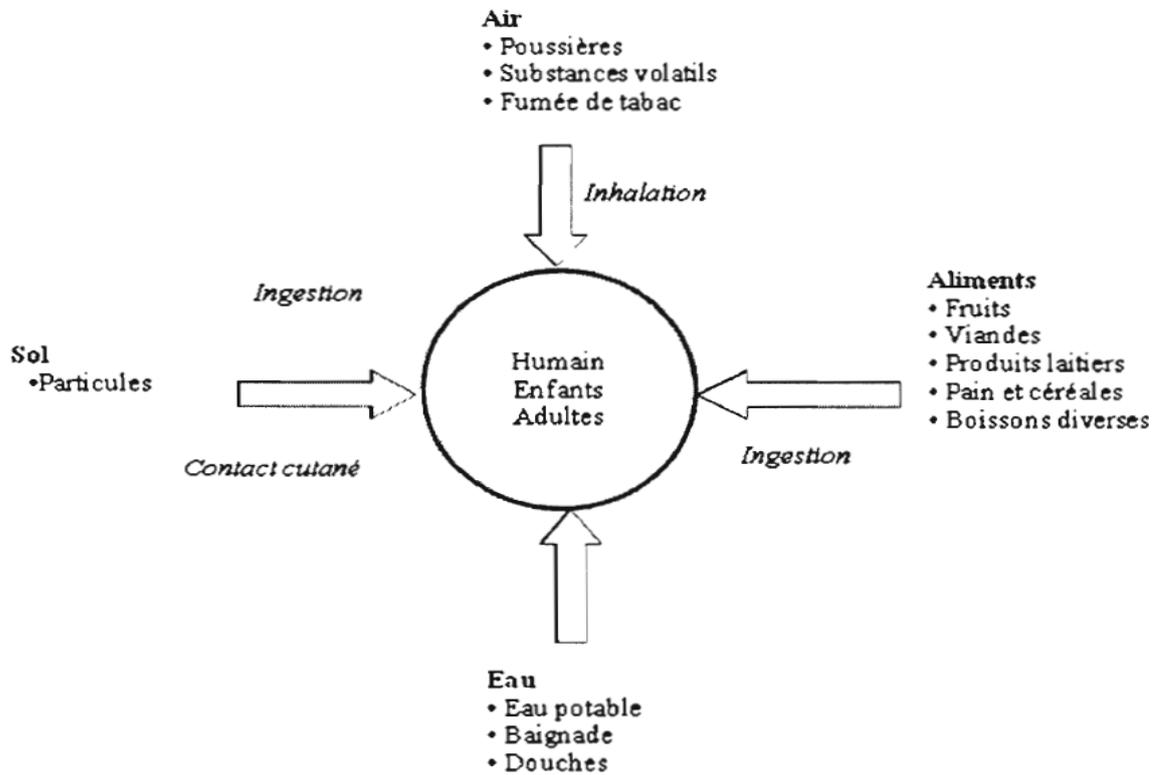


Figure N°02: Exposition multimédia et multivoie du plomb chez l'humain

(Adapté de Loranger, 2009)

Les effets du Pb sont de taille pour la santé humaine et l'environnement. Chez l'homme, le Pb est d'abord transporté par le sang et se fixe ensuite dans différents tissus et en particulier au niveau de l'os, son organe cible, où il est stocké (80 à 90 % du Pb total présent dans l'organisme) (INSERM, 1999) perturbant ainsi le métabolisme en dérégulant le rapport calcium/phosphore. En effet, le Pb a un comportement géochimique semblable à celui du calcium. Pour l'individu exposé, le Pb stocké dans l'os est une source rémanente de contamination endogène, dont les effets nocifs touchent différents organes ci-haut cités.

Les effets du Pb documentés en milieu professionnel sont divers (Bliefert et Perraud, 2009 ; INSERM, 1999 ; Jarup, 2003 ; Sirven, 2006): Action sur le tissu hématopoïétique, altération morphologique des précurseurs des globules rouges, inhibition de la production d'ostéocalcine par les ostéoblastes, néphrotoxicité, neurotoxicité périphérique et centrale,

encéphalopathie (troubles du comportement, moteurs, anémie, ..), «liseré de Burton», inhibition de la reproduction et de la croissance en particulier chez les crustacés, le saturnisme dans le cas chronique. Il est à l'origine de l'interférence sur la synthèse de l'hème par inhibition de l'acide o-aminolévulinique et de la ferrochélatase. Il diminue la glutamine synthétase et l'acide glutamique déshydrogénase de même que les niveaux de glutathion.

Il augmente le stress oxydant et la peroxydation lipidique. Il freine le récepteur GABA et augmente les niveaux de glutamate et d'ammoniaque. **Usuman (2006)** montre que des carences en protéines associées aux éléments Ca, Zn, Se, Fe ou à la vitamine Vit E ainsi que le fluor favorisent l'absorption du Pb, lequel est plus facilement assimilé par les enfants que par les adultes d'où le passage du seuil de sécurité de 0,8 ppm à 0,1 ppm. De plus, le QI des enfants dont les teneurs sanguines en Pb sont de 0,1ppm est de 7,5 inférieur à celui des enfants dont les niveaux sanguins sont de 0-0.01 ppm.

Les symptômes perceptibles suite à une intoxication au Pb sont aussi divers: allergies, déficit d'attention, constipation, mauvaise coordination, délinquance, dyslexie, maux de tête, hyperactivité, hypothyroïdie, insomnie, irritabilité, humeur instable, faiblesse musculaire, dyspraxie, faible tonus musculaire, anomalies de la perception visuelle et auditive, pica, ... (Usuman, 2006). Selon le même auteur, l'intoxication au Pb augmente de manière exponentielle avec l'effet synergique du mercure.

Les métaux lourds sont éliminés très lentement comme en témoigne leur demi-vie biologique correspondant au temps après lequel la moitié du métal présent dans l'organisme est évacuée. En ce qui regarde le Pb, la demi-vie biologique varie selon les auteurs mais présente une analogie pour certains organes. Elle va de 20 à 30 jours dans le sang, de 40 à 60 jours dans les reins, la moelle, le foie, le cerveau et de 2 à 10 ans dans les os selon Sirven (2006); de 15 à 30 jours dans le sang et de 2 ans dans le squelette selon **Bliefert et Perraud (2009)**.

Normalement, l'évaluation des risques toxicologiques et éco toxicologiques est l'étape ultime d'estimation du stress capable d'être provoqué par le Pb dans l'organisme humain et les récepteurs écologiques (**MSSS, 2002**). Une fois le risque connu et significatif, les mesures de remédiation des matrices environnementales contaminées s'avèrent donc un impératif pour limiter l'exposition et le risque (éco)toxicologique encouru par les humains et les récepteurs écologiques (**Vyas et al., 2000**).

I.5. Le plomb dans le sol

Le comportement du plomb dans un sol dépend de différents facteurs comme sa dynamique propre mais également des caractéristiques pédologiques et physico-chimiques du sol (Baize, 1997).

Il peut être soit sous forme liée aux particules de terre soit dans la phase aqueuse. Dans les sols contaminés, la forme chimique initiale et la teneur en polluant apportée ont également une influence. En effet, de nombreux travaux ont montré que la spéciation avait une influence sur le devenir des ETM dans l'environnement (Hinsinger, 1996, Dumat et al., 2001 ; Ferrand et al., 2006). Il est donc fondamental de déterminer la genèse, la répartition, la localisation la configuration des associations du plomb avec les différents constituants du sol.

I.5.1. Associations avec les différents constituants du sol

Les interactions entre le métal et le sol dépendent des caractéristiques physico-chimiques du sol (pH, Eh, nature et proportions des argiles, matières organiques et oxydes, etc.), de son fonctionnement actuel, de la dynamique propre de l'élément et de la spéciation initiale du polluant (intérêt de caractériser les sources).

Les interactions entre les différents constituants des sols (argiles, matières organiques et oxydes) modifient aussi la capacité individuelle de chacun des constituants à adsorber ou complexer les métaux.

I.5.1.1. Interactions avec les oxydes de fer et de manganèse

Les oxydes et les hydroxydes présents en abondance sous forme amorphe ou cristalline dans la majorité des sols jouent un rôle prépondérant dans la sorption des ions métalliques de par leur faible solubilité dans les conditions ordinaires de pH (Morin et al, 1999; O'Reilly et al, 2002). Les oxy et hydroxydes de fer (goethite, lépidocrocite, magnétite, ferrihydrite, formes amorphes) et de manganèse sols montrent une affinité particulière pour les éléments traces. Ils jouent un rôle d'échangeurs de cations. Des phénomènes d'échange et d'adsorption spécifique peuvent conduire à des accumulations de quantité relativement fortes d'éléments traces .

I.5.1.2. Interactions avec les argiles

Les argiles sont des silicates d'aluminium organisés en feuillets formés d'un empilement successifs de couches tétraédriques (Si₂O₅)²⁻ et octaédriques (Al₂OH₄)²⁺. Des substitutions iso morphiques de Si par Al dans la couche tétraédrique et de Al par Fe et Mg dans la couche octaédrique vont générer des charges négatives sur les feuillets qui sont compensées par des cations majeurs tels que K⁺, Na⁺ ou Ca²⁺ mais aussi des éléments traces

tels que le Pb^{2+} . Chaque zone de cassure des feuillets est également chargée électriquement, or ces cassures sont nombreuses car les argiles sont des particules de petite taille ($2\mu m$). Elles possèdent donc une forte réactivité chimique et physique, ainsi qu'une importante surface de contact.

Elles peuvent développer de grande surface spécifique, et peuvent fixer les métaux par trois mécanismes principaux : l'échange ionique, l'adsorption physique et l'adsorption chimique (Alloway, 1995). Bittlel et Miller (1974) ont établi un ordre de réactivité pour l'adsorption du plomb sur 3 types de minéraux argileux : kaolinite > illite > montmorillonite. Cependant Li et Li (2000) montrent, qu'un sol riche en illite adsorbe plus de plomb qu'une kaolinite et ils attribuent ce résultat aux différences de charge de surface entre la kaolinite et l'illite. Parmi les minéraux argileux, on compte aussi la vermiculite qui présente une forte affinité pour les réactions d'échange avec le plomb (Rickard et Nriagu, 1978).

I.5.1.3. Interactions avec les carbonates et les phosphates

Ce type d'associations se produit le plus souvent lorsque les métaux quittent la solution du sol pour précipiter au sein des phases minérales (Dyab, 2005). Les carbonates jouent un rôle important dans les sols. Leurs équilibres de dissolution contrôlent particulièrement le pH. Une teneur élevée en carbonates rend le sol alcalin. La surface des carbonates est le siège de phénomènes de sorption des ions métalliques (Plassard, 1999). Cependant, au-delà de l'adsorption de surface, il peut aussi se produire une incorporation des cations métalliques dans la maille cristalline des carbonates (Bourg et al, 1988).

Des études ont ainsi montré que le plomb était capable de s'adsorber à la surface de la calcite et d'occuper les sites du calcium, malgré les différences de rayons ioniques entre le plomb et le calcium (Quian et al, 1994 ; Sturchio et al, 1997).

D'autres associations sont possibles avec les phosphates. Nriagu (1984) démontre que la chloropyromorphite ($Pb_5(PO_4)_3Cl$) est un minéral très peu soluble, et qu'elle est capable de fixer le plomb dans les sols.

I.5.1.4. Interactions avec les matières organiques du sol (MOS)

De nombreux travaux ont permis de mettre en évidence l'affinité des ETM pour les MOS (Morin et al., 1999 ; Lamy, 2002, Dumat et al., 2006...). Cette affinité se traduit par des réactions d'absorption, qui sont contrôlées par des complexes de sphère interne ou externes ou bien par des mécanismes d'échanges ionique (Evans, 1989 ; Kinniburgh et al, 1996).

Les métaux se complexent à des matières organiques de poids moléculaires variables (**Stevenson, 1982**), par exemple aux substances humiques, qui sont les constituants majeurs de la fraction organique de la plupart des sols. Ces substances possèdent une capacité à fixer des métaux, qui a été mise en évidence dans de nombreux travaux (**Hatira et al, 1990 ; Tipping et al, 1995**).

Les interactions entre cations métalliques et substances humiques font intervenir des groupements fonctionnels : -COOH (carboxyles), -NH₂ (amines), >C=O (carbonyles), >N-H (imines) et -S-H (thiols) (**Alloway, 1995**). La lignine est un composé parmi les plus persistants dans le sol, qui possède également une capacité de fixation des métaux. Enfin, d'autres matières organiques peuvent fixer des métaux, telles que des acides organiques de faible poids moléculaire (acide acétique, oxalique..), des sucres (formation de complexes entre les métaux et les groupements hydroxyles des monosaccharides) ou des protéines.

Des corrélations entre le taux de MOS et leur effet sur l'adsorption du plomb ont été établies dans le cadre de plusieurs travaux (**Zimdahl et Hasset, 1977 ; Gerritse et al, 1982**). Ils ont montré que les concentrations en plomb trouvées dans les sols étaient étroitement corrélées à la teneur en MOS, l'adsorption du plomb augmentant avec la teneur en MO. Les travaux de **Morin et al (1999) et Dumat et al. (2001)** sur des sols pollués du nord de la France ont montré une forte association entre le plomb et la matière organique dans la fraction <2µm.

I.5.2. Mobilité du plomb

La mobilité d'un élément dans le sol est son aptitude à passer d'un compartiment où il est retenu à un compartiment où il est retenu avec une énergie moindre, le compartiment ultime étant la phase liquide ou éventuellement l'atmosphère du sol (**Juste, 1988**) La mobilité du plomb est principalement contrôlée par sa spéciation en phase aqueuse et par des processus d'adsorption/désorption ainsi que de dissolution/précipitation.

Le rôle de certains paramètres tels que le pH, le potentiel redox, la composition minéralogique du sol ou du sédiment et la présence de ligands ou de colloïdes dans la phase va être déterminant. Le plomb étant en général considéré comme un élément peu mobile dans les milieux naturels, il a donc tendance à s'accumuler dans les horizons superficiels des sols. Les travaux de **Sterckeman (2000)** par exemple, démontrent que dans des profils de sol au voisinage de 2 fonderies du Nord-pas de Calais, le plomb est essentiellement concentré dans les 30 premiers centimètres.

I.5.2.1. Influence des paramètres physico-chimiques sur la spéciation du plomb

I.5.2.1.1. Influence du PH

C'est le facteur qui influence le plus la mobilité et la biodisponibilité du plomb (Swaine, 1986). Les risques de mobilité sont plus grands dans les milieux acides, alors que la solubilité diminue avec l'élévation du pH. A pH 5, le plomb semble majoritairement adsorbé aux oxydes et aux matières organiques (Alloway, 1995), et une augmentation du pH a pour effet de rendre le plomb moins bio disponible. Zhang (1998) remarque que le plomb est déplacé de la fraction sulfate $PbSO_4$ vers la pyromorphite sous l'effet du pH et en présence d'apatite. Martinez et Motto (2000) ont montré, dans différents types de sol, que la concentration des métaux dans la phase aqueuse augmentait quand le pH diminuait.

Les travaux de Shu et al (2001) ont mis en évidence un appauvrissement en Pb, Zn, Cu et Cd dans des horizons superficiels acides de sols miniers. Cet appauvrissement serait causé par une augmentation de la mobilité des métaux due à une acidification des résidus miniers. Enfin, on peut mentionner le chaulage des boues utilisées en agriculture. Il entraîne une augmentation de Ph qui permet de réduire considérablement la mobilité et la biodisponibilité des métaux contenus dans les boues (Doucet et al, 1999).

I.5.2.1.2. Influence de la composition minéralogique du sol

Dans la mesure où la mobilité du plomb est majoritairement contrôlée par des phénomènes d'adsorption ou de précipitation/dissolution, elle va être dépendante de la composition minéralogique du sol, notamment de la teneur en phases adsorbants (matière organique, argile, oxydes...). La teneur en carbonates va également affecter la mobilité du plomb. En effet, dans les sols riches en carbonates, le plomb va pouvoir être piégé par simple adsorption à la surface de la calcite ou par précipitation minérale due aux pH élevés de ce type de sol. Veeresh et al (2003) ont étudié l'adsorption de métaux lourds dont le plomb sur 3 types de sol : acides, neutres et alcalins.

Les résultats obtenus montrent que les caractéristiques minéralogiques et chimiques des sols neutres et alcalins sont plutôt favorables à un piégeage du plomb par précipitation ou co-précipitation minérale(carbonates, oxydes..) à l'inverse dans les sols acides, le plomb semble lié à la fraction échangeable et a donc une plus grande mobilité potentielle.

I.5.2.1.3. Influence de la fraction colloïdale

En milieu naturel, le plomb est fréquemment associé à la fraction colloïdale, qui peut être organique (composés humiques) ou inorganique (oxyhydroxydes métalliques). Cette fraction aura tendance à favoriser la mobilité du plomb et à modifier sa biodisponibilité.

I.5.2.2. Influence des microorganismes sur la spéciation du plomb

Les microorganismes peuvent limiter la mobilité des métaux, par des phénomènes d'adsorption à l'interface solide/liquide, les bactéries jouant un rôle de transport des métaux dans la phase liquide. Elles peuvent aussi augmenter le lessivage et la dissolution des métaux en sécrétant des molécules organiques, qui entraînent une acidification du sol (**Ernet, 1996**).

CHAPITRE II

Technique de dépollution des sols

II.1. Introduction

Les nombreux cas de pollution par les métaux lourds génèrent autant de sites contaminés qu'il faut réhabiliter. Les méthodes physico-chimiques de dépollution de ces sites utilisées *in situ* et *ex situ* présentent l'inconvénient d'être coûteuses et lourdes à mettre en œuvre (Gadd, 2000 ; Raskin *et al.*, 1994 ; Salt *et al.*, 1995). De plus, elles perturbent fortement l'activité biologique des sols et altèrent leur structure physique. Le besoin de nouvelles techniques économiquement compétitives et pouvant préserver les caractéristiques du sol s'est fait sentir et l'utilisation des biotechnologies s'est avérée être une alternative intéressante (Gadd, 2000 ; Raskin *et al.*, 1994 ; Salt *et al.*, 1995).

II.2. Définition de La bioremédiation

La bioremédiation est une option qui offre la possibilité de détruire ou de rendre moins toxiques les polluants, en utilisant des activités biologiques naturelles. Les microorganismes sont utilisés depuis environ un siècle pour le traitement des eaux usées et des composts.

Ce qui est nouveau, c'est l'utilisation de ce procédé microbiologique pour nettoyer les sols, les eaux souterraines, les estuaires et etc. Les systèmes sont différents en raison de la nature du polluant et de milieu où se déroule la dégradation. Les sites sont fréquemment contaminés par un mélange de composés organiques très complexes comme par exemple les huiles minérales ou les solvants industriels ; à cela s'ajoutent des polluants inorganiques comme les métaux lourds (VIDALI, 2001).

II.2.1. Principe de la bioremédiation

Le procédé de la bioremédiation consiste à activer la capacité naturelle que possèdent de nombreux organismes. La plupart du temps, microscopiques (bactéries, micro algues, champignons), à dégrader le polluant en composés inertes, tels que l'eau ou le gaz carbonique. Ces organismes peuvent être indigènes (déjà présents dans la zone polluée), ou exogènes (ajoutés au milieu), ou encore être prélevés sur le site contaminé, cultivés en laboratoire puis réintroduits dans le sol (Bioaugmentation). La bioremédiation se déroule généralement en conditions d'aérobies, cependant l'application de systèmes de bioremédiation en conditions anaérobies permet la dégradation d'un certain nombre de molécules récalcitrantes (VIDALI, 2001).

II.2.3.Les différentes technologies utilisées dans la bioremédiation

Tableau N°02:Différents traitements de bioremediation (VIDALI, 2001)

Bioaugmentation	Addition d'une culture de bactéries dans le milieu contaminé. Utilisée fréquemment dans les bioréacteurs et le système ex-situ.
Biofiltration	Utilisation d'un biofiltre pour traiter les émissions gazeuses
Biostimulation	Stimulation des populations de microorganismes indigènes. Présentes dans le sol ou les eaux souterraines. Peut être utilisée in-situ ou ex-situ.
Bioréacteurs	Déroulement de la biodégradation dans des bassins ou des réacteurs
Compostage	La présence de la matière organique non toxique (déchets ménagers ou agricoles) permet le développement des microorganismes et l'élévation de la température.
Biolixiviation	Excavation de la couche à dépolluer .son emballage dans une membrane étanche, l'apport de nutriments indispensables aux microorganismes et la remise en place du sol ainsi traité. Utilisée pour la dépollution des métaux non biodégradables

II.2.4.Facteurs contrôlant la bioremédiation

Le contrôle et l'optimisation des procédés de bioremédiation est très complexe et dépend de plusieurs facteurs dont les principaux sont :

- ❖ L'existence d'une population microbienne capable de dégrader les polluants.
- ❖ La disponibilité du polluant pour la population microbienne.
- ❖ Les facteurs environnementaux (type de sol, température, PH, présence d'oxygène ou autres accepteurs d'électrons et les éléments nutritifs).

II.2.5. Les avantages de la bioremediation

- ❖ Elle est souvent applicable sur le site (bioremédiation *in situ*) ou à proximité immédiate (quand des installations *ex situ* sont nécessaires), ce qui réduit les coûts de transport et de manutention.
- ❖ Elle perturbe généralement moins le biotope que les méthodes physico-chimiques (sauf pour les sols excavés).
- ❖ Elle élimine le polluant en permanence et, appliquée *in situ*, rend le biotope apte à relancer un processus d'autoépuration en cas de nouvelle pollution du même genre.
- ❖ Elle élimine les effets à long terme possibles avec les méthodes fondées sur le confinement.
- ❖ On peut associer, dans une chaîne de traitement, plusieurs techniques biologiques (exemples: un composteur et un biofiltre; deux ou plusieurs réacteurs en cascade, etc...).
- ❖ Les techniques biologiques peuvent également être couplées aux techniques de dépollution physico-chimiques (**ROGER et JACQ,2000**).

II.2.6. les inconvénients de la bioremediation

La bioremédiation se heurte à des difficultés techniques multiples liées :

- ❖ à la nature, la concentration et le volume des produits à traiter. Les microflores sont plus efficaces à des dilutions relativement faibles, situées entre un seuil minimum nécessaire pour induire l'activité enzymatique (ou un métabolisme) et un seuil maximum inhibiteur de l'activité microbienne.
- ❖ à la non existence ou aux difficultés d'adaptation des souches indigènes et/ou à l'obtention de souches efficaces *in situ*.
- ❖ à l'hétérogénéité de la dispersion du polluant dans le biotope, liée elle-même à la nature du sous-sol et à la porosité de celui-ci. Dans certains sols très hétérogènes sur le plan granulométrique, la circulation (naturelle ou forcée) des fluides (gaz et eaux) utilisés pour une dépollution *in situ* se fait uniquement par les zones de grande perméabilité, excluant de la dépollution une grande masse de sol.
- ❖ aux modifications physico-chimiques qui surviennent dans ce biotope.
- ❖ Aux modifications des teneurs en oxygène et variations de température saisonnières qui rendent la bioremédiation inefficace en hiver, dilution due aux pluies.
- ❖ à des effets négatifs possibles sur l'environnement. Par exemple, la transformation microbienne de polluants peut produire des composés plus toxiques que le composé

d'origine; l'utilisation des réacteurs à boue est destructrice de la structure du sol
(**ROGER et JACQ,2000**).

CHAPITRE III

Généralités sur les vers de terre

III.1. Ver de terre , « organisme ingénieur » des sols

❖ Concept d' « ingénieurs de l'écosystème »

Le terme d' « ingénieurs de l'écosystème » a été utilisé par **jones *et al.* (1994)** et **lawton (1994)** pour désigner des organismes qui, directement ou indirectement, modifient les ressources disponibles pour d'autres organismes en provoquant des changements physiques de l'état des matériaux biotiques et abiotiques tels que le ver de terre, le termite ou la fourmi. ils sont considérés comme les principaux ingénieurs de l'écosystème sol en zone tropicale (**jones *et al.*, 1994 ; lavelle, 1996**).

Les vers de terre, aussi appelés lombriciens (annélides, oligochètes) représentent une composante majeure de la macrofaune du sol dans la plupart des écosystèmes terrestres. En 1994, plus de 3600 espèces de vers de terre, réparties en 15 familles, avaient été recensées dans le monde, auxquelles s'ajoutent plus de 60 nouvelles espèces chaque année. On estime à 7000 environ le nombre total d'espèces, la majorité vivant sous les tropiques (**Lavelle *et al.*, 1998**).

Ils jouent un rôle important dans leur environnement grâce à différents mécanismes physico-chimiques et biologiques, permettant d'améliorer la fertilité et de préserver la structure du sol (**Stork et Eggleton, 1992 ; Lavelle *et al.*, 1997**). Aussi, en affectant les propriétés physiques et chimiques du sol, ils modifient le biotope des communautés microbiennes (**Lavelle et Gilot, 1994 ; Lavelle *et al.*, 1997**).

III.2. Classification des vers de terre.

Tableau N°03 : Classification des lombrics (MAISSIAT *et al.*, 2005)

Phylum	Annelida
Classe	Clitellata
Sous- classe	Oligochaeta
Ordre	Haplotaxida
Sous- ordre	Lumbricina
Super-famille	Lumbricoidea
Famille	Lumbricidae
Genre	Lumbricus

III.3. Description morphologique et anatomique des vers de terre

III.3.1. Morphologie

❖ La forme

Il a la forme d'un cylindre blanc rosé, allongé, effilé aux deux extrémités, et formé de cent dix à cent quatre vingt anneaux, distincts extérieurement, correspondant à la métamérisation interne (**BOUE et CHANTON, 1974**).

La région antérieure porte la bouche; elle est plus effilée et de couleur violacée; la région postérieure, plus renflée et aplatie, porte l'anus (**BOUE et CHANTON, 1974**).

Le corps est légèrement aplati dorso-ventralement, le côté dorsale plus coloré que la face ventrale. Celle-ci présente de petites soies en forme de crochets que l'on sent en promenant le doigt d'arrière en avant; visibles à la loupe, elles sont disposées, pour chaque anneau, en quatre groupes de deux; chaque groupe de deux soies correspond à une rame d'un parapode très réduit (**GRASSE et al. 1970**).

Du trente-troisième au trente septième anneau et toujours plus près de la tête, on vit un renflement dorsal des téguments, la selle ou clitellum, surtout bien visible au moment de l'accouplement (**BOUE et CHANTON, 1974**).

❖ La taille

La longueur est difficile à exprimer parce que le corps surtout chez les vers de terre, est si extensible qu'entre la contraction et longation normales, la longueur peut varier de plus du simple ou double. Les nombres publiés consternent souvent des exemplaires conservés, peut être contractés à des degrés inégaux (**GRASSE et al. 1970**).

L'échelle de taille des oligochètes est très étendue il y a des vers de terre ont une longueur de 0.5 à 0.8 mm seulement, à l'opposée il existe dans les régions tropicales des vers de terre géants. Dépasser un peu 2 m (**GRASSE et al. 1970**).

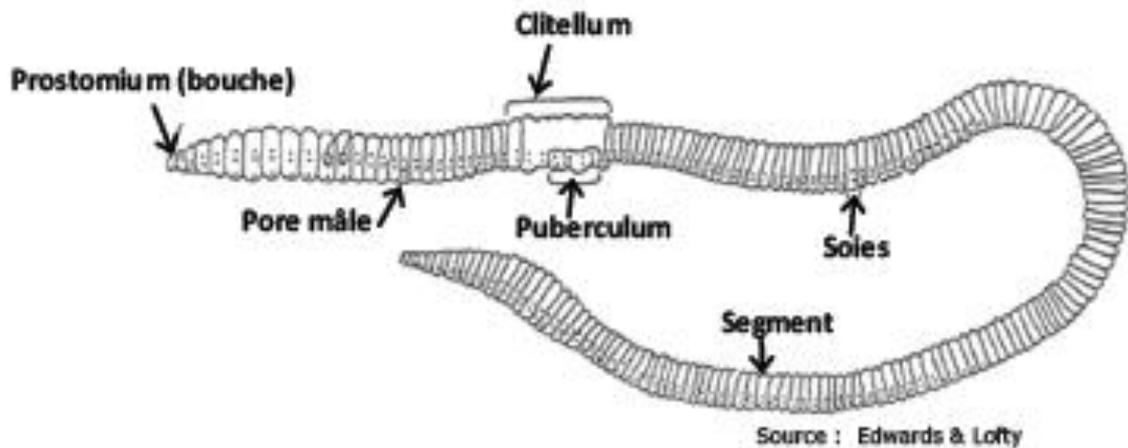


Figure N°03: Morphologie des vers de terre (Marion VIGOT, 2014).

III.3.2. Anatomie

III.3.2.1. Téguments

L'épiderme simple comprend à côté des cellules normales de soutien, des cellules à mucus, très abondant au niveau de clitellum, et des cellules neuro-épithéliales, sensorielles, isolées ou groupées en amas (GRASSE et al. 1970 ; BOUE ET CHANTON, 1974).

III.3.2.2. Organes de sens

Ils sont à des amas de cellules de l'épiderme, surtout nombreuses dans la région antérieure, il n'y a d'yeux, mais le lombric présente néanmoins un phototactisme négatif localisé dans la région antérieure (BOUE et CHANTON, 1974).

III.3.2.3. Appareils digestifs

Rectiligne, il traverse tout le corps, mais présente des régions différenciées dans cette partie antérieure (BOUE et CHANTON, 1974).

III.3.2.3.1. Le pharynx

A la bouche inerme fait suite un pharynx musculueux, qui va du premier au septième anneau, relié à la paroi du corps par des faisceaux musculaires (MAISSIAT et al. 2005).

III.3.2.3.2. L'œsophage

L'œsophage grêle, va du huitième au quinzième anneau (MAISSIAT et al.2005). Trois paires de glandes de morren ou glandes calcifères y débouchent au niveau du onzième et douzième anneaux. Elles forment des concrétions de calcite, et leur paroi comporte un abondant réseau de capillaires (GRASSE et al 1970).

III.3.2.3. 3.L'estomac

L'estomac ou jabot est légèrement dilaté aux seizième et dix-septième anneaux (MAISSIAT et al. 2005).

III.3.2.3.4. Le gésier

Le gésier est très musculéux au dix-huitième anneau (GRASSE et al.1970).

III.3.2.3.5. L'intestin

L'intestin présente des constrictions annulaires au niveau des dissépiments , et des dilatations dans les métamères (MASSIAT et al .2005).

Il présente un repli dorsal en forme de gouttière , qui augmente la surface de contact des aliments avec la paroi absorbante .en effet le lombric absorbe les aliments nutritifs ; il utilise des débris animaux et végétaux de l'humus du sol dans lequel il creuse ses galeries ; il avale même la terre pour utiliser les particules alimentaires qu'elle peut contenir et les parties non digérées sont évacuées sous forme de tortillons friables rejetés à l'orifice des galeries (BOUE ET CHANTON ,1974).

La paroi de l'intestin comporte un épithélium glandulaire et une couche musculaire (BOUE et CHANTON ,1974).

III.3.2.4. Appareil respiratoire

Les oligochètes n'ont pas en général d'appareil respiratoire localisé , et respirent par toute leur surface cutanée .Cette simplicité se comprend aisément dans le cas des espèces de petite taille, où la diffusion simple est suffisamment rapide pour approvisionner les organes en oxygène (BOUE et CAHNTON ,1974).

Le corps doit rester humide pour permettre la respiration et éviter la déshydratation à l'air libre, le lombric se desséché et meurt rapidement (MASSIAT et al.2005).

III.3.2.5. Appareil circulatoire

Entièrement clos, il renferme un sang rouge, contenant un chromoprotéide respiratoire voisin de l'hémoglobine, dissous dans le plasma; il n'y a pas d'hématies, mais des globules blancs (GRASSE et al.1970).

Le vaisseau dorsal enveloppé par le splanchnopleure sur la ligne médiane du tube digestif, présente dans chaque métamère un renflement contractile qui assure la propulsion du sang d'arrière en avant (GRASSE et al.1970).

Le vaisseau ventral, enveloppé par le splanchnopleure sur la face ventrale du tube digestif est non contractile; le sang circule d'avant en arrière (BOUE et CHANTON, 1974).

Ces deux vaisseaux sont réunis au niveau de l'œsophage par cinq branches transversales contractiles, ce sont les cœurs latéraux (MASSIAT et al.2005).

III.3.2.6. Système nerveux

La structure du cerveau est plus simple, en l'absence d'organes sensoriels céphaliques. La chaîne nerveuse, chez *lumbricus*, présente des fibres géantes, une médiane, la principale, et deux latérales, droite et gauche, qui conduisent d'influx nerveux d'un bout à l'autre du corps à une vitesse accélérée (GRASSE et al.1970).

Les ganglions cérébroïdes, dorsaux, situés dans le prostomium sont très simples (MAISSIAT et al.2005). Le collier péri-œsophagien aboutit à un ganglion sous-œsophagien ventrale. La chaîne comporte une paire de ganglions de deux métamères consécutifs sont reliés par des connectifs.

III.3.2.7. Appareil excréteur

Il existe, chez *lumbricus*, une paire de grandes néphridies. Dans la presque totalité des segments (BOUE et CHANTON, 1974). Du néphrostome cilié, part un canal qui traverse le disséminant postérieur et passe dans le segment suivant, c'est un tube intercellulaire glandulaire qui se continue par une section renflée et musculaire avant de s'ouvrir au pore excréteur externe, l'organe est très vascularisé (GRASSE et al.1970).

Leur extrémité interne est close et leur canal s'ouvre sur le tégument, à l'extérieur leur néphrostome est ouvert et leur canal débouche sur le tégument ou dans l'intestin (MASSIAT et al.2005).

III.3.2.8. Organes génitaux

❖ L'appareil mal

Comprend deux paires de testicules , dans les dixièmes et onzièmes segments , ce sont des corps blanchâtres , piriformes , situés de part et d'autre de la ligne médiane , contre les dissépiments séparant les neuvième et dixième anneaux d'une part. Les dixième et onzième anneaux d'autre part (**BOUE et CHANTON, 1974**).

Au moment de l'accouplement , les spermatozoïdes sont attirés par les pavillons génitaux ciliés (deux paires) qui débouchent sur des canaux différents , réunis de chaque coté en un spermiducte commun s'ouvrant dans le quinzième anneau (**GRASSE et al.1970**).

A maturité sexuelle , les orifices génitaux males ont des lèvres glandulaires blanchâtres, caractère sexuel que la castration ne fait pas disparaître (**MASSIAT et al.2005**).

❖ L'appareil femelle

Comprend une paire d'ovaires, dans le treizième anneau, contre le dissépiment antérieur .Les ovules tombent dans le cœlome ou ils sont recueillis par deux pavillons génitaux ciliés , d'où partent les deux oviductes très courts s'ouvrant dans le quatorzième anneau (**BOUE et CHANTON , 1974**).

Il existe , deux paires de réceptacles séminaux , ou poches copulatrices , situés dans les neuvièmes et dixièmes anneaux ; ce sont apporté par l'autre ver , au cours de l'accouplement (**BOUE et CHANTON,1974**).



Figure N°04 : Localisation d'organes génitaux chez un ver de terre adulte

III. 4. Taxonomie et catégories écologiques

Les vers de terre sont omniprésents dans tous les sols tropicaux ou tempérés et leur diversité taxonomique est très importante. Les grandes glaciations du quaternaire ont provoqué l'extinction des vers de terre. Les régions tropicales sont beaucoup plus riches. Selon des critères morphologiques et comportementaux les vers de terre se répartissent en trois grandes catégories écologiques (**Figure N°05**) : les épigés, les anéciques et les endogés (**Bouché, 1977**) .

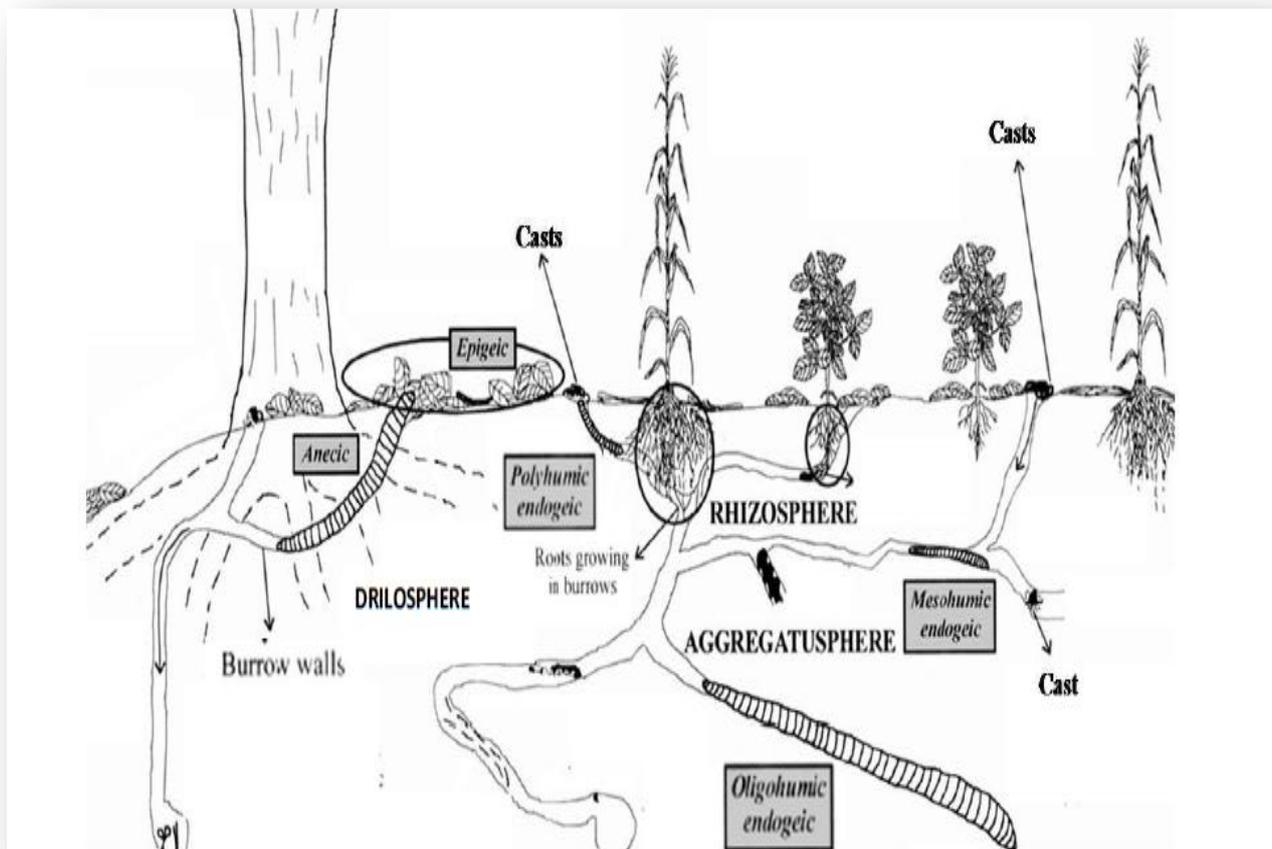


Figure N°05 : Caractéristiques et localisation des trois catégories écologiques de vers de terre (D'après Brown, 2000).

(1) **Les épigés** : (Bouché, 1977 ; Lee, 1985) sont de petite taille (10 à 30 mm) et vivent généralement au niveau de la litière et dans les matières organiques en décomposition. On les trouvera également dans les excréments des grands herbivores ou dans le bois humides en cours de décomposition. Ces espèces sont localisées en surface et sont donc particulièrement sensibles à la prédation, aux variations climatiques et aux facteurs anthropiques tels que le labour des horizons de surface et l'usage de produits phytosanitaires. Les vers de terre épigés jouent un rôle important dans le recyclage de la matière organique.

(2) **Les anéciques** : (Bouché, 1977) sont des individus de taille moyenne à géante, dans le cas des espèces méditerranéennes, (10 à 110 cm) vivant dans des galeries verticales à subverticales plus ou moins ramifiées et s'ouvrant en surface. Au cours de l'ingestion du sol et de l'enfouissement de la matière organique, ils assurent un mélange intime de la matière organique et de la fraction minérale des différents horizons du sol. Ces espèces, localisées sur toute la hauteur du profil, disposent d'une forte musculature leur permettant de s'adapter à des compacités de sol relativement élevées et de résister aux pressions anthropiques connues en sols cultivés.

(3) **Les endogés** : (Bouché, 1977) sont de taille variable (1 à 20 cm). Ils représentent 20 à 50% de la biomasse des terres fertiles et vivent en permanence dans le sol où ils creusent des galeries d'orientation quelconque. Ces vers se nourrissent de terre plus ou moins riche en matière organique et se déplacent donc beaucoup pour satisfaire leurs besoins alimentaires. Lavelle, (1981) précise cette classification en fonction de la richesse en matière organique du sol qu'ils ingèrent. Il existe trois sous-catégories d'endogés : polyhumiques, mésohumiques, et oligohumiques. Les endogés qui ingèrent le sol le plus pauvre en matière organique sont des oligohumiques. Les endogés ont été couramment observés près des racines.

I.5. Impact favorable des vers de terre

L'impact des vers de terre sur le sol varie selon leur catégorie écologique. Les endogés et les anéciques sont les plus influents (Bouché, 1977). Les activités mécaniques principales des vers comprennent (i) l'élaboration de réseaux de galeries dans lesquelles ils se déplacent et (ii) l'excrétion de déjections dans les galeries (fèces) ou en surface du sol (turricules) (Figure N°06). La « drilosphère » est la zone d'influence des vers de terre sur le fonctionnement des sols.

Elle comprend toutes les structures physiques dépendantes des vers telles que le contenu du tube digestif, les turricules, et les galeries ainsi que les communautés d'invertébrés

et de micro-organismes qui y sont présentes. La structure et l'importance relative de la drilosphère sont déterminées par le climat, les paramètres du sol et la qualité des apports organiques (Lavelle *et al.*, 1998).

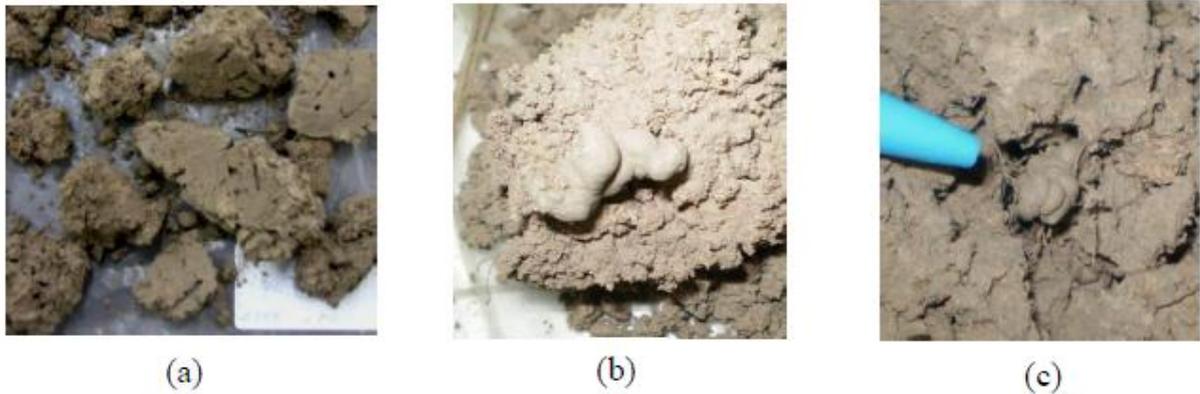


Figure N°06: Structures construites par des vers de terre

(a)galerie, (b) déjection dans les galeries (fèces) et (c) à la surface (turrículos)

III.5.1. Galeries

Selon la catégorie écologique des vers de terre, le réseau de galeries sera différent (étendue, orientation, diamètre...). Le nombre de galeries dans un sol dépend de l'abondance des vers mais peut atteindre plusieurs centaines par m² (Lee, 1985). Dans les sites avec des communautés de vers importantes, le volume des galeries contribue pour une grande part aux pores du sol et fournit ainsi une voie de passage pour l'air et l'eau dans le sol (Tomlin *et al.*, 1995). Ces activités conduisent à l'amélioration de la porosité et de l'aération. Par exemple, des expérimentations en microcosmes ont montré que les galeries de *L. terrestris* augmentaient de 8 à 9 fois la conductivité hydraulique (Joschko *et al.*, 1989).

Des études au champ viennent conforter ces résultats en montrant un transfert d'eau par les galeries de *L. terrestris* (Edwards *et al.*, 1989, 1992) et une forte corrélation du taux d'infiltration avec la longueur, la surface et le volume des galeries d'un ver anécique *Scherotheca gigas mifuga* (Bouché et Al-Addan, 1997).

De plus, les galeries favorisent le transfert de composés dans les différents horizons du sol, à la fois passivement (percolation, infiltration) mais également par le rôle fouisseur actif des espèces anéciques. Les vers de terre tapissent les galeries de mucus et de déjections riches en nutriments au cours de leurs passages successifs dans le sol (Sims et Gerard, 1985 ; Binet et Curmi, 1992). Binet *et al.* (1993) montrent que les parois de galeries de *L. terrestris*

sont plus riches en carbone organique et en azote que le sol environnant. L'incorporation de matière organique dans les galeries par *L. terrestris* a été démontrée en écosystèmes forestiers (**Van hoof, 1983**).

Ces rapports favorisent le développement d'une microflore bactérienne importante tout au long des parois des galeries, ce qui entraîne une augmentation des activités respiratoires et de minéralisation enzymatique (**Binet, 1993**). **Tiunov et Scheu (1999)** ont montré que la biomasse microbienne s'accroît d'un facteur de 2,3 à 4,7 dans les parois de galeries de *L. terrestris* par rapport au sol environnant. Cette croissance microbienne se traduit par une augmentation de la respiration d'un facteur de 3,7 à 9,1 en écosystème forestier (**Tiunov et Scheu, 1999**).

III.5.2. Turricules

Les vers de terre ingèrent les sols, puis les excrètent à la surface du sol ou dans les galeries. La quantité de turricules déposée à la surface du sol se situe entre 2 et 250 tonnes ha⁻¹ par an en sol tempéré, mais en prairies les valeurs sont de 40 à 50 tonnes ha⁻¹ par an, ce qui représente une épaisseur de sol de 3 à 4 mm (**Lee, 1985**). **Binet et Le Bayon (1999)** évaluent la production de turricules de 2,5 à 3,5 kg m⁻² an⁻¹ (poids sec) pour 100 g de ver m⁻². Cependant.

La production et l'abondance des turricules de vers de terre apparaissent très variables en fonction du milieu (conditions climatiques, types de sol), des espèces de vers présentes ainsi que du couvert végétal. Par exemple, la disparition des turricules est de 70% en saison des pluies, et de 20% en période sèche ; les turricules sont donc intégrés plus lentement à la matrice du sol en période sèche (**Binet et Le Bayon, 1999**).

Le comportement alimentaire des vers de terre conduit à une grande variabilité dans la composition de leurs déjections. Celles-ci possèdent donc des structures physiques offrant des conditions micro-environnementales particulières différentes de celles du sol initial. Certains vers de terre se nourrissent sélectivement de sol enrichi en matière organique (**Zhang et Schrader, 1993 ; Doube et al., 1994**). **Doube et al. (1996)** ont montré que *L. terrestris* et *A. caliginosa* consomment préférentiellement un mélange de particules minérales fines et de matière organique plutôt que de la matière organique seule.

Les champignons constituent également une importante source de nourriture pour beaucoup d'espèces de vers de terre (**Edwards et Fletcher, 1988**). Les vers de terre peuvent aussi se nourrir à partir de protozoaires, de bactéries ou d'algues.

Après leur transit dans le tube digestif du vers, les organismes ingérés sont plus ou moins modifiés en fonction des conditions physicochimiques intestinales. Les organismes

ayant survécu (surtout des spores de champignons, de protozoaires et des bactéries résistantes) constituent l'inoculum qui colonisera le turricule par la suite et orientera les processus microbiens (**Brown, 1995**). **Parle et al. (1963)** montrent un enrichissement des turricules en bactéries et en actinomycètes dans les déjections de *L. terrestris* dû au passage du sol dans l'intestin qui crée des conditions favorables à leur développement. De plus, cet auteur indique un développement d'hyphes de champignons à la surface des déjections (**Parle, 1963b**), phénomènes également observés chez un ver endogé, *Pontoscolex corethrurus* (**Barois, 1987**). Si de nombreux travaux démontrent l'effet de stimulation des vers de terre sur l'activité microbienne des sols, à l'inverse l'ingestion du sol par les vers de terre endogés peut conduire à la diminution des populations bactériennes et fongiques (**Kristufek et al., 1992**).

D'autre part, les activités enzymatiques peuvent donner des informations sur le fonctionnement de la communauté microbienne. **Tiwari et al. (1989)** indiquent que les activités phosphatase, déshydrogénase, et uréase sont plus intenses dans les turricules. Une forte activité phosphatase a aussi été trouvée dans les turricules frais du ver endogé *A. caliginosa*. Ces activités enzymatiques peuvent agir sur la biodisponibilité des éléments minéraux tels que le phosphore (**Satchell et Martin, 1984**).

III.6. Le cycle de vie des vers de terre

Tous les vers de terre sont hermaphrodites. Un échange de spermatozoïdes a lieu lors d'un accouplement (**Figure N°07**), qui se produit généralement à la surface du sol ou dans le solum, lorsque les conditions sont favorables. Quelques jours plus tard, le clitellum (partie renflée formant une bague sur le corps d'un ver de terre adulte ; glisse le long de la partie antérieure du ver et le cocon, encore appelé oeuf ou zygote, contenant des gamètes mâles et femelle, est émis dans le sol sous forme d'une capsule fermée aux deux extrémités.

Les cocons sont résistants aux conditions défavorables comme la sécheresse ou une modification de la température (**Edwards et Bohlen, 1996**). **Parmelee et Crossley (1988)** et **Edwards et al. (1995)** suggèrent qu'ils peuvent être, pour certaines espèces comme *L. rubellus*, les seules formes de vie existantes pendant les mauvaises périodes. Le dessèchement du sol provoque la déshydratation du cocon, ce qui peut retarder le développement embryonnaire (**Evans et Guild, 1948b; Gerard, 1967**).

Certaines espèces sont obligatoirement bi-parentales, comme *L. terrestris* alors que d'autres peuvent se reproduire sans accouplement, par auto-fertilisation ou parthénogénèse (**Sims et Gerard, 1999**). La parthénogénèse est une reproduction monoparentale à partir d'un

seul gamète alors que l'auto-fertilisation nécessite l'intervention des deux gamètes, mâles et femelles, apportés par le même individu. Les vers adultes produisent plusieurs cocons par an, en fonction de leur âge (Svendsen *et al.*, 2005) et des conditions dans lesquelles ils se trouvent (Lee, 1985).

Une synthèse de plusieurs études par Satchell (1967) montre qu'*Aporrectodea caliginosa*, *Aporrectodea longa* et *Octolasion cyaneum*, qui sont des espèces anéciques ou endogées, produisent entre 3 et 13 cocons par an alors que les épigés *L. rubellus*, *Lumbricus castaneus* et *Dendrobaena rubidus* sont capables d'en produire entre 42 et 106 par an. *L. terrestris* peut produire entre 10.1 et 25.3 cocons par an en fonction des conditions de température (Butt, 1991). Un ou plusieurs vers immatures, appelés juvéniles¹, éclosent quelques temps plus tard.

Butt (1993) montre que 20 % des cocons viables d'*O. cyaneum* produit des jumeaux, comparé à 1 % pour *L. terrestris* et *A. longa*. Hartenstein *et al.* (1979) trouvent un nombre maximum de 11 vers par cocon pour *Eisenia fetida*. La durée d'incubation dépend des conditions climatiques (Holmstrup *et al.*, 1996) et des conditions de vie de l'adulte qui a produit ce (Phillipson et Bolton, 1977).

Le ver juvénile va progressivement acquérir des caractères sexuels secondaires externes liés à l'accouplement comme le puberculum tuberculeux ou les pores sexuels ; il sera alors au stade sub-adulte. Un clitellum, organe lié au processus de ponte, va ensuite se former et permettre au ver de devenir sexuellement mature pour pouvoir se reproduire à son tour ; le ver est alors adulte. Le temps de maturation varie beaucoup entre espèces et dépend des conditions de milieu (température, humidité, nourriture). Boström et Lofs (1996) rapportent qu'un juvénile *A. caliginosa* devient mature en 3 à 6 semaines.

Au champ, *L. terrestris* devient mature généralement en 1 an (Lakhani et Satchell, 1970) alors qu'il ne lui suffira que de quelques mois pour atteindre la maturité sexuelle en conditions de laboratoire (Daniel *et al.*, 1996 ; Lowe et Butt, 2002).

Les vers de terre ont une durée de vie dépendante de l'espèce, de leur biotope et des conditions dans lesquelles ils vivent. En effet, un ver appartenant à l'espèce *L. terrestris* peut vivre plusieurs années en conditions de laboratoire (Lakhani et Satchell, 1970) alors qu'en conditions naturelles, et particulièrement en système cultivé, il est exposé à des risques qui diminuent son espérance de vie à quelques mois (Satchell, 1967). Suivant le groupe fonctionnel, les stratégies d'allocation de l'énergie varient entre les types r et k (Satchell, 1980). La stratégie de type r concerne les espèces à durée de vie courte donc plus spécifiquement les épigés, qui allouent tout d'abord leur énergie à la reproduction et à la

croissance. A l'inverse, les stratégies k, principalement les endogés et les anéciques, privilégient la survie à la reproduction et à la croissance car ils ont une durée de vie plus longue.

La durée des quatre étapes fondamentales du cycle de vie des lombriciens (cocon, juvénile, sub-adulte et adulte), ainsi que la fécondité et la survie des vers dépendent fortement de l'espèce considérée mais aussi des conditions du milieu.

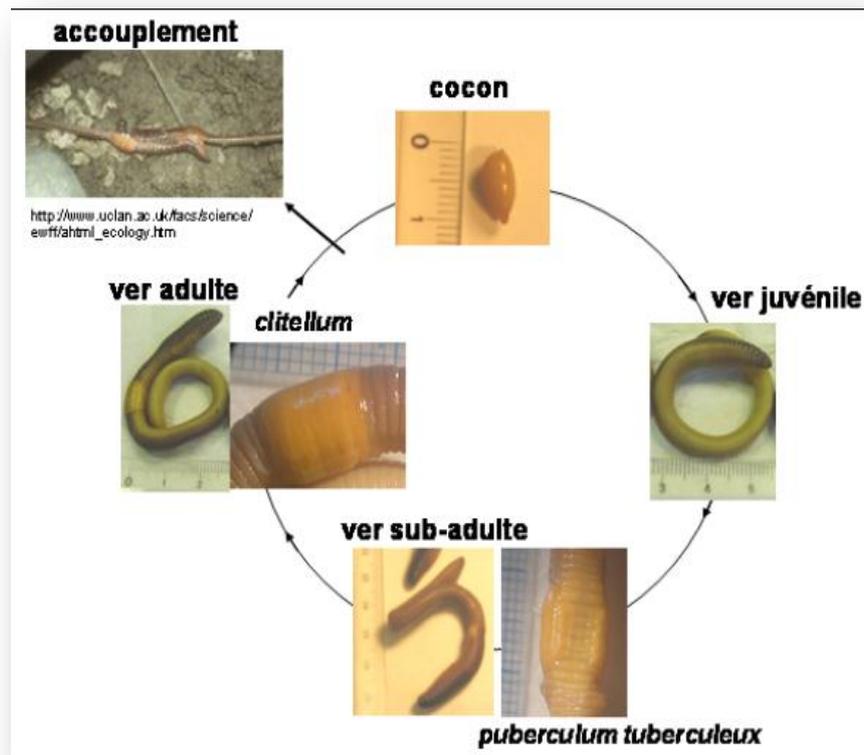


Figure N°07: Exemple cycle de vie d'un individu lumbricus terrestris
(Bengtsson *et al.*, 1992)

III.7. Ver de terre et métaux lourds

Les vers de terre sont plus sensibles aux teneurs en métaux lourds que les autres invertébrés dans le sol (Bengtsson *et al.*, 1992) et leur capacité à accumuler des métaux lourds souvent plus élevée que pour d'autres espèces animales (Beyer *et al.*, 1982). Cependant, les métaux lourds ont des effets variables en fonction des espèces, du stade de développement, du mode de vie (lieu de vie et régime alimentaire) et de leur capacité

d'adaptation face à la pollution. Ces effets varient également suivant la nature du métal, sa forme chimique et les propriétés du sol.

L'augmentation de la teneur en métaux lourds au delà d'un certain seuil réduit la densité des vers (**Pizl et Josen, 1995**) et influe négativement sur leur croissance pondérale, leur développement sexuel et la production de cocons (**Spurgeon et Hopkin, 1996, 1999**). **Spurgeon et al. (2000)** ont observé une réduction significative du taux de survie de 4 espèces de vers de terre pour des concentrations en zinc comprises entre 2000 – 3600 ppm. De plus, ils ont noté des pertes significatives de poids à partir de 1200 – 2000 ppm de zinc. Par ailleurs, **Depta et al. (1999)** indiquent que l'un des mécanismes potentiels d'adaptation des vers à la pollution est l'évitement. Les vers, placés en sols pollués, seraient ainsi en mesure de différencier la matière organique selon son niveau de contamination.

La capacité d'accumulation de métaux lourds des vers (étudiée sur quelques espèces) a été reconnue dans la littérature dès la fin du 19^{ème} siècle (**Hopkin, 1989**). Chez les vers de terre, les métaux lourds s'accumulent notamment dans les tissus digestifs soit par voie orale après leur ingestion, soit par voie cutanée chez les vers de terre n'ayant pas de cuticule protectrice et vivant en contact permanent avec le sol. De nombreuses études ont permis d'identifier les paramètres dont dépend ce processus de bioconcentration (i) l'espèce de ver et sa catégorie écologique, (ii) le type de métal et sa spéciation, (iii) les propriétés physiques et chimiques du sol, (iv) la saison et (v) quand il s'agit d'une pollution diffuse, la distance à la source de contamination. Ainsi, les métaux lourds complexes sont moins disponibles pour le ver de terre (**Hartenstein et Hartenstein, 1981**). Enfin, l'étude de l'accumulation des métaux lourds dans les tissus des vers pourrait être un bon bioindicateur de disponibilité des métaux lourds dans le sol (**Lanno et Mc carty, 1997 ; Conder et Lanno, 2000 ; Conder et al., 2001 ; Oste et al., 2001**).

PARTIE 2

Etude expérimentale

CHAPITRE I

Localisation de la zone d'étude

II.1. Présentation et description de la zone d'étude

II. 1.1. Présentation de la wilaya de Tiaret

II.1.1.1. Situation géographique

La wilaya de Tiaret est située à l'ouest du pays dans la région des hauts plateaux. C'est une région à vocation pastorale. D'une superficie de **20 673 km²**, elle est composée de **14 Daïras** et **42 Communes**. Elle est délimitée:

- au nord, par les wilayas de Tissemsilt et de Relizane ;
- au sud, par les wilayas de Laghouat et d'El Bayadh ;
- à l'ouest, par les wilayas de Mascara et de Saïda ;
- à l'est, par la wilaya de Djelfa.

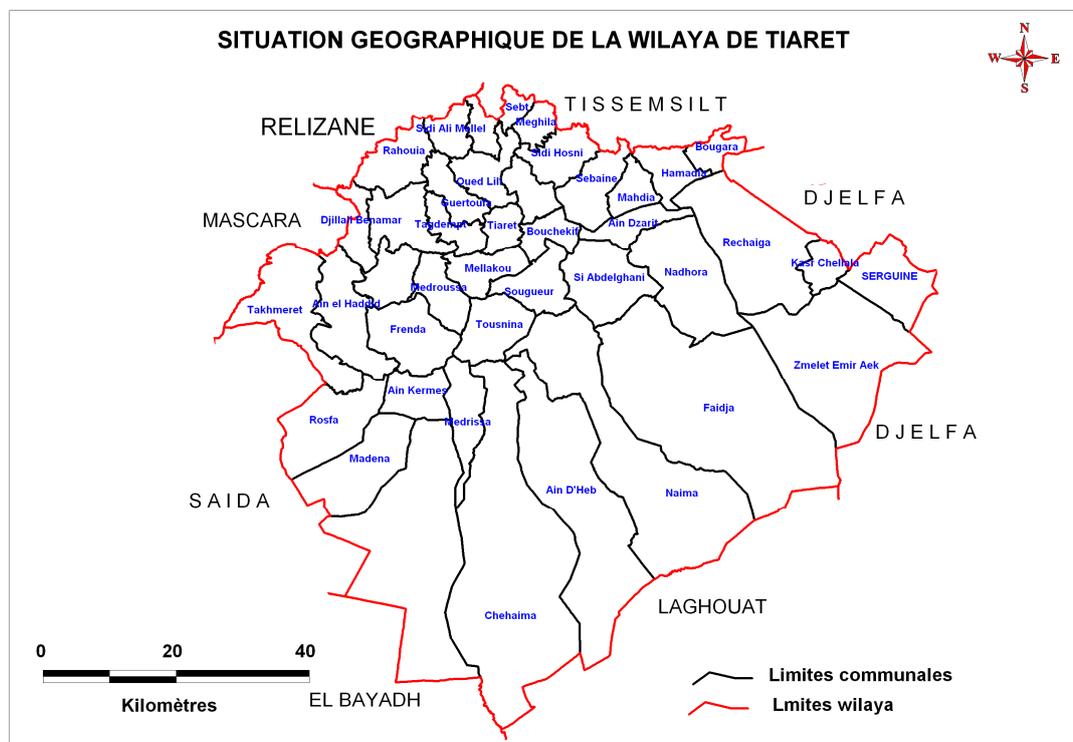


Figure N°08: situation géographique de la wilaya de Tiaret. (Source : Conservation des forêts de la wilaya de Tiaret, 2015).

II.1.1.3. Relief

La wilaya de Tiaret présente sur le plan physique trois grandes zones distinctes :

- Au nord : une zone montagneuse de l'Atlas tellien;
- Au centre : les hauts plateaux ;
- Au sud : des espaces semi arides.

II.1.1.4. Climat

La région de Tiaret est caractérisée principalement par un climat continental à hiver froid et humide et à été chaud et sec. Cette continentalité est traduite par la grande amplitude thermique, qui montre l'importance de la chaleur estivale. La région d'étude est une zone caractérisée par des précipitations très irrégulières d'une année à l'autre et au cours des saisons.

CHAPITRE II

Origine du matériel expérimental

II. Origine du matériel expérimental

II.2.1. Choix du site du prélèvement

❖ Le sol

Le sol a été prélevé dans une parcelle non cultivée dans la forêt de Taoughazout (Frenda ; Tiaret). Cet endroit se situe loin de la source majeure de la pollution au plomb qui est le trafic routier en outre il a une pente assez importante.

II.2.2. Choix du métal

❖ Le plomb

Le plomb est probablement le polluant le plus connu de l'opinion publique, parce qu'il a été et reste encore utilisé par les technologies innovantes depuis quelques décennies. La dispersion de Pb résultant des activités industrielles (Fabrication de peinture, d'accumulateurs au Pb, de piles, des plastiques,...), agricoles et minières affecte les matrices environnementales telles le sol, l'eau et l'air et à partir desquelles il migre dans différents maillons de la chaîne alimentaire. **(Beaulne, 2008)**,

La pollution du sol, de l'air et de l'eau, a fait apparaître de nouveaux problèmes de santé. En particulier, la qualité de vie des humains et des récepteurs écologiques à proximité, voire loin des centres industriels **(Beaulne, 2008)**, a été affectée par la recrudescence de nouvelles maladies ou de nouveaux risques environnementaux. La teneur en Pb est notable dans des lieux où étaient concentrés des centres industriels susdits utilisant Je Pb comme matière première ou des solides à base de ce métal, à proximité des routes et décroît exponentiellement quand on s'en éloigne comme l'ont montré différentes études **(Li, 2006; Albasel et Cottenie, 1985)**.

L'accumulation massive dans les sols du Pb indestructible et peu mobile, demeurant en particulier dans les horizons supérieurs des sols où il reste très accessible, par contact, à l'homme et surtout aux enfants, représente donc une menace permanente pour la santé des populations **(Bliefert et Perraud, 2009; INSERM, 1999)**.

II.2.2. Choix du espèces

❖ Les vers de terre

Au sein de la macrofaune, qui nous intéresse plus particulièrement ici, les vers de terre sont les plus familiers et les plus remarquables dans l'évolution du sol. Dix à cent vers de terre sont retrouvés par m² dans les forêts de conifères et ce nombre peut s'élever jusqu'à 1000 dans les prairies **(Lee, 1985; Edwards and Bohlen, 1996)**. Leur importance s'étend de la modification de la structure du sol (agrégation de particules du sol, aération, ...) à l'incorporation et la répartition de la matière organique dans le sol, comme de nombreux

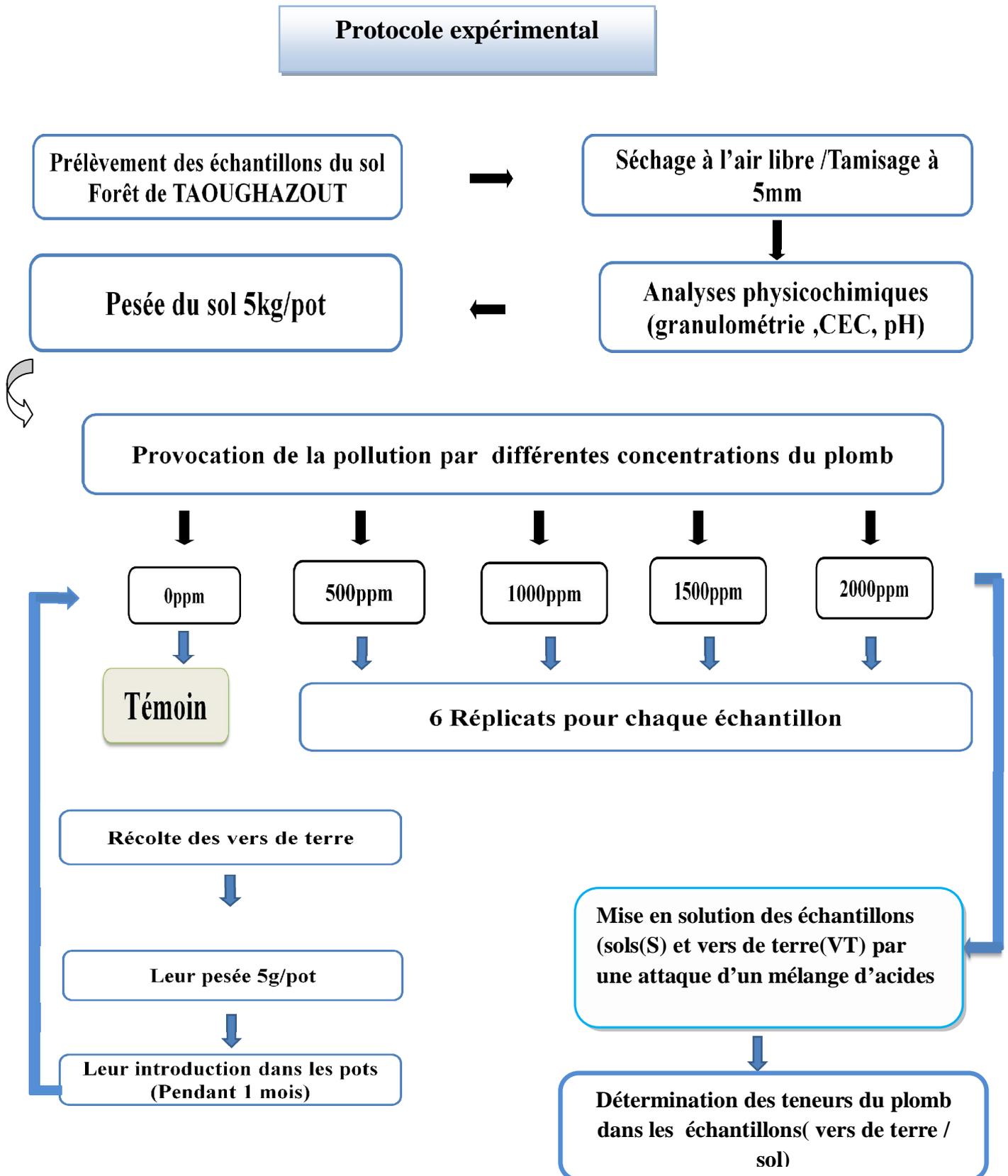
fermiers et jardiniers ont déjà pu l'observer.

Ces observations laissent entrevoir le potentiel positif des vers de terre aussi bien dans l'agriculture, que dans le traitement des déchets ou dans la bioremédiation des sols (**Edwards, 2004**). Les vers de terre sont des membres importants de la communauté du sol en raison de leur capacité à changer facilement d'environnement et à créer de nouveaux habitats pour les autres organismes grâce à leurs diverses activités. Ils sont même considérés comme des "ingénieurs du sol" (**Jones *et al.*, 1994**).

CHAPITRE III

Protocole expérimental

III.3.1. Mise en place du protocole expérimental



III .3.1.1. Prélèvement des échantillons

❖ Les échantillons du sol

Les échantillons du sol ont été prélevés dans le même point (foret de Taoughazout)
figure N°11

- Coordonnées GPS (Latitude:35.0667 ; Longitude:1.05)
- Climat méditerranée avec été chaud (Classification de Köppen: Csa)



Figure N°11: Point de prélèvement des échantillons du sol dans la forêt de Taoughazout .

❖ La récolte des vers de terre.



Figure N°12: Site de récolte des vers de terre (barrage de Dahmouni).

III.3.1.2. Traitement des échantillons

❖ Le sol :

Le sol prélevé est séché à l'air libre, broyé et ensuite tamisé (< 5 mm). Quelques paramètres physico-chimiques du sol, notamment, le pH, la CEC et la granulométrie ont été déterminés par les méthodes habituelles (AFNOR). Il est ensuite pesé et placé dans chaque pot (5 kg/pot).



Figure N°13: Préparation des échantillons sols .

❖ Le plomb

Le plomb est utilisé sous la forme d'une poudre d'acétate de plomb qui est mise en solution dans de l'eau distillée. Afin d'obtenir une concentration de 500 ppm ,1000 ppm, 1500ppm et 2000 ppm. Selon Thi My Dung, 2009. nous avons procédé aux calculs ci-dessus :

$$\text{Poids} = \frac{C(\text{mg/kg}) * \text{Poids du sol}(\text{kg}) * \text{Masse molaire de l'acétate de plomb}}{\text{Masse molaire du plomb}}$$

- ❖ Poids : C'est le poids d'acétate de plomb
- ❖ C(mg/kg) :Concentration du plomb
- ❖ Poids du sol (5 kg)
- ❖ Masse molaire de l'acétate du plomb
- ❖ Masse molaire du plomb

Les vers de terre

Les vers de terre récoltés nécessitant un rinçage préalable avec l'eau distillée pour éliminer le sol, ils sont ensuite pesés et mis dans les pots pendant un mois (5g/pot).

Les échantillons sont arrosés deux fois par jour avec l'eau distillée pour humidifier le sol.



Figure N° 14: Préparation des vers de terre pour leur introduction dans les pots
(Le:11 avril 2015)

III.3.1.4.Préparation des échantillons (sols et vers de terre) pour la minéralisation

❖ Le sol

Les échantillons du sol sont séchés à l'air libre, broyés et ensuite tamisés (< 2 mm) et le puis mis dans des creusets en verre ; et séchées à l'étuve à 105°C pendant 72 heures pour avoir l'état sec.

❖ Les vers

Après leur extraction des pots ; les vers de terre sont tout d'abord pesés, puis déshydratés à l'étuve à 105°C pendant 72 heures.



a) Démontage des échantillons



b) Extraction des vers de terre



Figure N° 15:Extraction des vers de terre après 1 mois
(Le :11 mai 2015)

III.3.1.5. Mise en solution des échantillons des vers de terre (par une attaque d'un mélange d'acides)

1g de matière sèche de chaque échantillons (vers de terre) ont été calcinés à 450°C dans le four pendant 3 heures et la mise en solution est obtenue à partir d'un mélange de 10 ml d'acide fluorhydrique 40% (HF) et 3ml d'acide perchlorique 70% (HClO₄) et les échantillons du sol ; ce mélange s'est évaporé, sur une plaque chauffante à 160°C. La poudre très fine obtenue a été mise en solution avec 1ml acide nitrique 65% et 10 ml d'eau distillée puis les échantillons sont laissés à reposer ½ heure et remis sur la plaque chauffante.

Dans des fioles de 100 ml graduées ; après filtration pendant 24 h, les tubes ont été complétés par d'eau distillée (100 ml). Cette méthode permet le dosage de l'ensemble des éléments minéraux traces.(Flückiger et al, 1978; Deletraz et al, 1998).

Les teneurs du plomb, pour les vers, ont été déterminées au laboratoire à l'aide d'un spectromètre d'absorption atomique.

CHAPITRE IV

Résultats et discussions

IV.1. Effet des facteurs physico chimiques du sol sur l'accumulation du plomb par les vers de terre

Le plomb peut constituer un danger pour l'environnement s'il se déplace dans le sol et contamine la nappe phréatique et les eaux de surface, ou s'il est transféré aux organismes vivants. Plusieurs facteurs affectent la mobilité et la biodisponibilité du plomb tels que le pH, la teneur en matières organiques et la CEC... .

IV.1.1. Les teneurs du Pb dans le sol et le vers de terre

Tableau N°4: Statistiques descriptives sur les concentrations Pb (en ppm) dans le sol et le vers de terre

	Moyenne	Minimum	Maximum	Ecart type
Pb ver	12,54	1,00	104,00	18,39
Pb sol	1000,00	0,00	2000,00	719,19

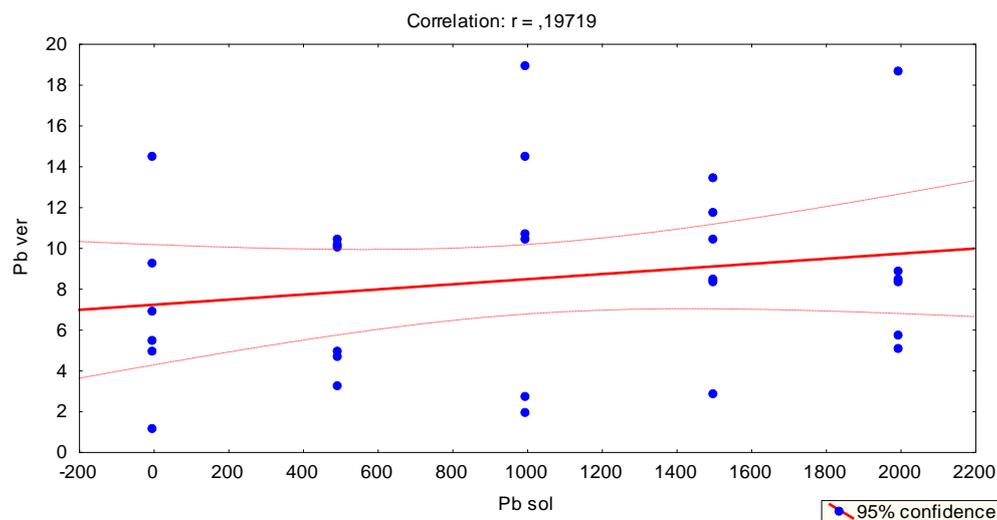


Figure N°4: Corrélation entre le Pb dans sol et l'accumulation du plomb par vers de terre

L'examen du tableau N°04 permet de constater une forte accumulation du plomb par les vers de terre. Les vers de terre ont un contact intime avec le sol que ce soit au niveau de leur derme (contact externe) ou lors de l'ingestion (contact).

Ils sont donc susceptibles d'accumuler les polluants présents dans le sol. Selon leur classe écologique (endogée, épigée ou anécique), les vers de terre sont plus ou moins sensibles aux éléments traces métalliques (Tomlin 1992). Les individus épigées tels que *Lumbricus rubellus* et *Eisenia fetida* sont très mobiles et se localisent préférentiellement dans les

horizons superficiels du sol où ils consomment de grandes quantités de matières organiques (Edwards et Bohlen 1996).

Ce mode de vie les expose peu à une contamination par voie cutanée, c'est-à-dire par absorption directe par le derme (Langdon *et al.* 2003). De ce fait, ces espèces ont été largement employées dans diverses expériences étudiant leur influence sur la biodisponibilité des métaux dans le sol (Wen *et al.* 2004 ; Udovic *et al.* 2007), pour les plantes (Wen *et al.* 2005 ; Liu *et al.* 2005) ou pour les vers eux même (Curie *et al.* 2005).

IV.1.2. Effet du pH du sol sur l'absorption du plomb

➤ Cas de vers de terre

La corrélation entre le pH et l'accumulation du plomb par les vers de terre est illustrée dans la figure N°18, sur laquelle, une relation négative est remarquable ($r=-0.06$). D'autre part, l'analyse de variance indique un effet très hautement significatif ($p < 0,001^{***}$) du pH sur le plomb des vers de terre (Tableau N°05).

Tableau N°05 : Analyses de variance à un seul facteur cas de pH.

	Somme des Carrés	Degré de liberté	Moyen Carré	F	P
	12644,54	1	12644,54	138,75	0,00
pH	29622,08	24	1234,25	13,54	0,00

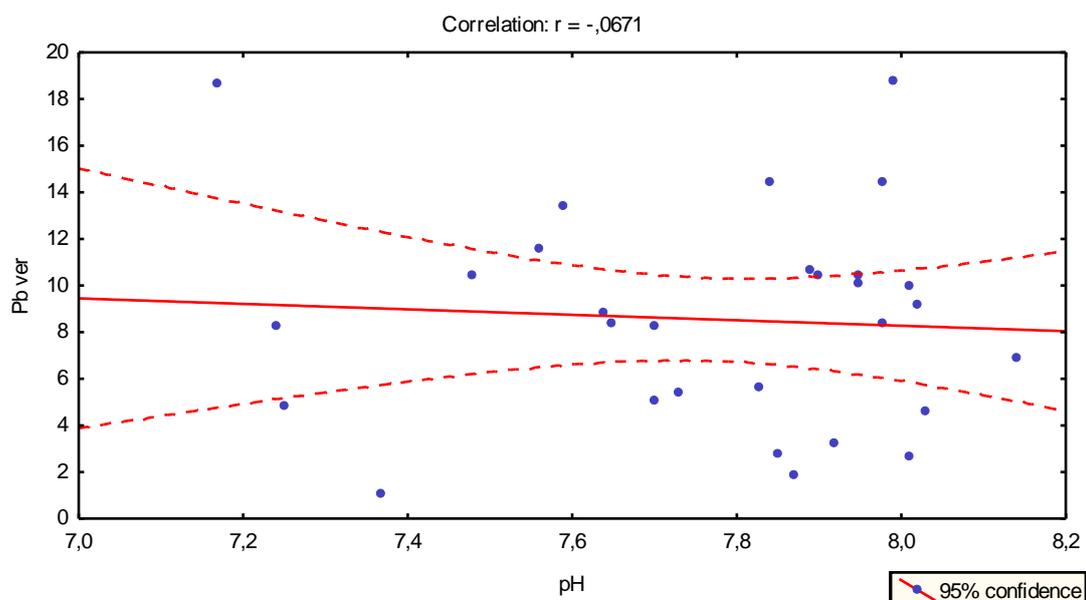


Figure N5°: Corrélation entre le pH et l'accumulation du plomb par vers de terre

Le pH est le facteur qui influence le plus la mobilité et la biodisponibilité du plomb (Swaine, 1986). Les risques de mobilité sont plus grands dans les milieux acides, alors que la solubilité diminue avec l'élévation du pH. A pH 5, le plomb semble majoritairement adsorbé aux oxydes et aux matières organiques (Alloway, 1995), et une augmentation du pH a pour effet de rendre le plomb moins biodisponible.

Les vers de terre accumulent le plomb et sont donc des indicateurs utiles de la pollution du sol par le plomb. Les concentrations totales de plomb dans les sols excèdent presque toujours les concentrations totales de plomb dans les vers de terre. Par contre, des conditions exceptionnelles comme des niveaux élevés de plomb dans les sols combinés à un faible pH et à une teneur en calcium peu élevée, peuvent induire une plus grande accumulation de plomb provenant du sol, chez les vers de terre (Ireland, 1979).

Dans cette étude la corrélation entre le pH du sol et l'accumulation du plomb par les vers de terre est positive.

IV.1.3.Effet du H% sol sur l'absorption du plomb

La corrélation entre le H% l'accumulation du plomb est illustrée dans la figure N°19, sur laquelle, une relation positive est remarquable($r = 0.23$).D'autre part, l'analyse de variance indique un effet hautement significatif ($p < 0,001^{***}$) du H% sur le plomb des vers de terre (Tableau N°06).

Tableau N°06:Analyses de variance à un seul facteur cas de H%.

	Somme des Carrés	Degré de liberté	Moyen Carré	F	P
	4092,91	1	4092,91	13,02	0,00
H%	3213,78	8	401,72	1,27	0,30

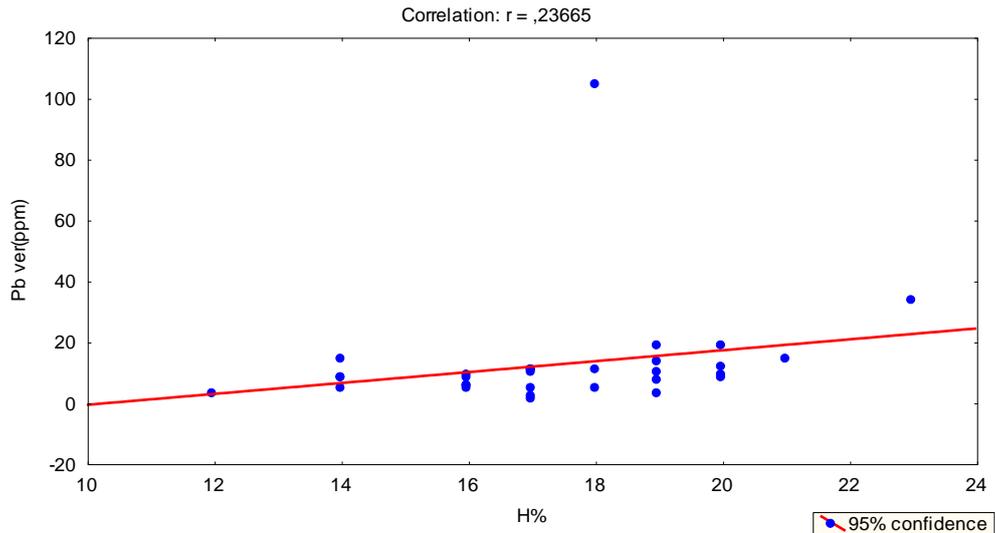


Figure N°6 : Corrélation entre l'humidité et l'accumulation du plomb par vers de terre

La teneur en eau du sol influence la quasi-totalité des processus impliqués dans le transfert des polluants dans le sol. Elle détermine en partie la vitesse de percolation et conductivité hydraulique, au cours d'un événement infiltrant (**Musy et al., 1991**).

Les vers de terre sont composés à 80-90 % d'eau lorsqu'ils sont pleinement hydratés (**Lee, 1985**) et, même s'ils peuvent supporter des pertes en eau, ils restent très sensibles aux faibles humidités. Lorsque les conditions de température et d'humidité du sol deviennent défavorables (sécheresse, baisse ou hausse trop importante de la température), la survie, la fécondité et la croissance des lombriciens sont affectées (**Lee, 1985**) La température, l'humidité du sol sont les facteurs clés qui régulent l'abondance et l'activité des vers en milieu naturel (**Satchell, 1967 ; Hartensein et Amico, 1983 ; Sims et Gerard, 1999**) et les populations lombriciennes répondent relativement rapidement à des variations de ces facteurs du milieu.

IV.1.4. Effet de la matière organique (MO%) du sol sur l'absorption du plomb

La corrélation entre la MO% et l'accumulation du plomb est illustrée dans la figure N°, sur laquelle, une relation négative est remarquable ($r = -0.26$). D'autre part, l'analyse de variance indique un effet hautement significatif ($p < 0,001^{***}$) du pH sur le plomb des vers de terre (Tableau N°7).

Tableau N°07 : Analyses de variance à un seul facteur cas de pH.

	Somme des Carrés	Degré de liberté	Moyen Carré	F	P
	4976,77	1	4976,77	224,47	0,00
MO%	9657,23	22	438,96	19,79	0,00

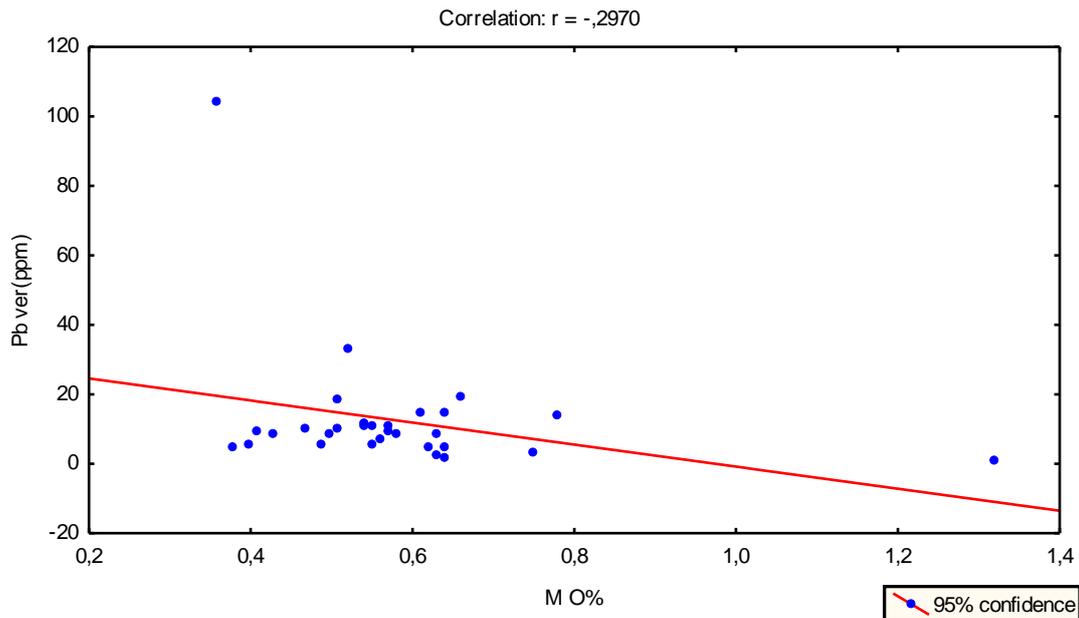


Figure N° 7: Corrélation entre la MO% et l'accumulation du plomb par vers de terre

De part leurs activités, les vers de terre entraînent des modifications physico-chimiques dans les sols où ils évoluent (Edwards 2004). Les turrucules qu'ils forment affectent l'agrégation et les galeries qu'ils creusent modifient les propriétés hydriques.

Ils sont très importants dans les processus de pédogénèse, principalement en raison de leur consommation de matière organique qu'ils vont fragmenter et mélanger intimement aux particules minérales pour former des agrégats aqueux stables (Brown 2000). D'une manière générale, les vers de terre diminuent la taille des particules organiques et minérales. Plus de 50% des agrégats présents en surface du sol sont issus des vers de terre.

Les espèces anéciques telles que *Lumbricus terrestris*, qui vivent dans des galeries permanentes s'enfonçant profondément dans la terre, ingèrent préférentiellement de la matière organique mais consomment également d'importantes quantités de particules minérales. De ce fait, en réinjectant ces composés aux couches les plus profondes du sol, elles font partie des espèces les plus actives pour les processus de pédogénèse (Edwards 2004).

En effet, en l'absence de vers de terre, la matière organique reste bloquée en surface, freinant ainsi le recyclage des nutriments. Les lombrics permettent donc l'incorporation des excréments et des matières végétales dans le sol, modifiant ainsi la capacité d'échange cationique en surface et dans les couches plus profondes du sol (Sears 1953, Araujo *et al.* 2004). Les propriétés physico-chimiques des structures biogéniques des vers de terre (galeries et turricules) sont différentes du reste du sol. En effet, ces structures sont enrichies en nitrate (NO₃-), en ammonium (NH₄⁺) et en carbone organique (**Bhatnagar 1975, Syers et Springett 1983**).

IV.1.5. Effet de la CEC du sol sur l'absorption du plomb

La corrélation entre la CEC % et l'accumulation du plomb est illustrée dans la figure N°21, sur laquelle, une relation positive est remarquable ($r = 0.26$). D'autre part, l'analyse de variance indique un effet hautement significatif ($p < 0,001^{***}$) du CEC% sur le plomb des vers de terre (Tableau N°08).

Tableau N°08 :Analyses de variance à un seul facteur cas de CEC

	Somme des Carrés	Degré de liberté	Moyen Carré	F	P
	5101,87	1	5101,87	143,35	0,00***
CEC	9563,30	22	434,69	12,21	0,00

L'importance des composés humiques et de l'argile vis-à-vis de l'adsorption des polluants peut être représentée par la capacité d'échange de cations qui correspond à la quantité de cations maximale que le sol peut retenir par adsorption physico-chimique. L'échange de cations ne peut avoir lieu que lorsque le temps de contact entre les phases liquide et solide est suffisant. La corrélation entre la CEC et la vitesse de l'infiltration laisse entrevoir que l'échange de cations n'est parfois que partiel (**Duchaufour, 1995 ; Gobat et al., 1998**).

Le rôle du pH est aussi marqué par la capacité d'adsorption des cations métalliques plus accrue quand il s'agit d'acides humiques sous forme déprotonée c.à.d. dont les fonctions carboxyliques et phénol, sans oublier la forme amine, sont en grande proportion. Cette

dernière ne saurait être grande que si le pH est élevé ou atteint un certain optimum (**Gossart, 2001**).

Dans cette étude l'accumulation du plomb par les vers de terre augmente avec la CEC.

Conclusion

Conclusion

La prise de conscience de la dégradation de notre cadre de vie par les polluants a conduit à s'intéresser à leur devenir dans l'environnement .En particulier , la caractérisation des sources et apports de ces substances aux milieux (diffusion et dispersion à travers les différents compartiments de l'environnement),la compréhension des processus de bioconcentration et de bioaccumulation dans le cas des contaminants persistants ,et finalement les effets toxiques ,directs ou indirects qu'ils peuvent engendrer sur les individus et/ou populations sont désormais des questions majeures que se posent de nombreuses équipes de recherche à travers le monde .

Les sols sont fréquemment contaminés par un mélange de composés organiques comme par exemple les huiles minérales ou les solvants industriels ; à cela s'ajoutent les polluants inorganiques comme les métaux lourds.

Concernant les métaux lourds, leurs effets sur les écosystèmes locaux et les mécanismes de leur transfert, du sol aux organismes vivants , sont encore mal compris. Il est donc très difficile de prévoir leurs effets à long terme, de modéliser le devenir des polluants d'un site contaminé, d'en évaluer les risques et donc de choisir une stratégie de remédiation.

L'étude de collections vivantes résistantes, par leurs capacités de détoxification, d'immobilisation d'absorption ou d'accumulation (cas des vers de terre) des métaux lourds, pourrait donc constituer un outil intéressant, non seulement pour estimer les risques de transfert potentiel des métaux lourds au sein de l'écosystème , mais aussi comme outil de réhabilitation des sols.

Pour répondre à ces objectifs, la démarche adoptée dans le cadre de ce travail, a consisté d'étudier la possibilité d'utiliser *les vers de terre* pour décontaminer un sol pollué par le plomb

Le protocole expérimental consiste à déterminer les concentrations de ce métal, dans 30 échantillons des vers de terre

Les résultats trouvés montrent que l'accumulation du plomb par les vers de terre est ($12,54 \pm 18,39$ ppm) qui influencée par des paramètres physico-chimiques du sol, tels que le pH du sol et la CEC...

Le pH ($r=-0.06$). et la teneur en matière organique ($r =-0.26$). sont corrélés négativement avec les teneurs du Pb dans les vers de terre . .

Par contre, La CEC ($r = 0.26$) est corrélée positivement avec les teneurs du plomb dans les vers de terre.

On conclut que les vers de terre sont des espèces bioaccumulatrices pouvant être utilisés comme un outil de la remédiation des sols contaminés par le plomb .

Références bibliographiques

A

- Abdul Rida, A.M.M. (1996). Concentrations et croissance de Lombriciens et de plantes dans des sols contaminés ou non par Cd, Cu, Fe, Pb et Zn: Interactions plant-sol-lombricien. *Soil. Biol. Biochem.* 28, 1037-1044.
- Alloway B.J., 1995. Heavy metals in soils. Blackie Academic & Professional, London, 2nd Edition, 368 p.

B

- Baize, D. (1997). Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA Editions, Paris, p 408.
- Baize, D., 2002. Les éléments traces métalliques dans les sols. INRA éditions.
- Baize, D., 2002. Les éléments traces métalliques dans les sols. INRA éditions.
- Barois, I., Verdier, B., Kaiser, P., Mariotti, A., Rangel, P. and Lavelle, P. (1987). Influence of the tropical earthworm *Pontoscolex corethrurus* (Glossoscolecidae) on the fixation and mineralization of nitrogen. In on Earthworm, Eds A.M. Boncivini and P. Omodeo, 151- 158. Mucchi, Bologna, Italy.
- Bengtsson, G., Ek, H., Rundgren S. (1992). Evolutionary response of earthworms to longterm metal exposure. *Oikos* 63, 289–297
- Beyer, W.N., Chaney, R.L., Mulhern, B.M. (1982). Heavy metal concentrations in earthworms from soil amended with sewage sludge. *J. Environ. Qual.* 11,381–385.
- Binet, F., Le Bayon R.C. (1999). Space-time dynamiques in situ of earthworm casts under temperature cultivated soils. *Soil Biol. Biochem.* 31, 85-93.
- Bliefert, C. et Perraud, R. 2009. Chimie de l'environnement: Air, eau, sols, déchets, 2. Bruxelles: De Boeck Université
- Bolger, J. A. 2000. «Semi-quantitative Laser-Induced Breakdown Spectroscopy for Analysis of Mineral Drill Core». *Appl. Spectrosc.* vol. 54, no 2, p. 181-189. En ligne<<http://as.osa.orglabstract.cfm?URL=as-54-2-181>>. Consulté le 25 août 2010.
- Boström, U. et Lofs-Holmin, A., 1996. Annual population dynamics of earthworms and cocoon production by *Aporrectodea caliginosa* in a meadow fescue ley. *Pedobiol.* 40, 32-42.

- Bouché, M.B. (1977). Stratégies lombriciennes. Soil organisms as components of ecosystems. Swedish Natural Science Research Council Ecological Bulletin, Stockholm 25,122-132.
- Bouché, M.B., and Al-Addan, F. (1997). Earthworms, water infiltration and soil stability: some new assessments. *Soil Biol. Biochem.* 29, 441-452.
- Boue et Chanton (1974). biologie animale. Zoologie I .Invertébrés. 4^{ème} édition, Paris, 485-497.
- Brown, G.G. (1995). How do earthworms affect microflora and faunal community diversity? *Plant and Soil* 170, 209-231.
- Brown, G.G., Barois, I., Lavelle, P. (2000). Regulation of soil organic matter dynamics and microbial activity in the drilosphere and the role of interactions with other edaphic functional domains. *Eur. J. Soil Biol.* 36, 177–198.
- Butt, K. R., 1991. The effects of temperature on the intensive production of *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta:Lumbricidae). *Pedobiol.* 35, 257-264.
- Butt, K. R., 1993. Reproduction and growth of three deep-burrowing earthworms (Lumbricidae) in laboratory culture in order to assess production for soil restoration. *Biol. Fertil. Soils* 16, 135-138.

C

- Conder, J.M., and R.P. Lanno. (2000). Evaluation of surrogate measures of cadmium, lead, and zinc bioavailability to *Eisenia fetida*. *Chemosphere* 41, 1659–1668.
- Conder, J.M., Lanno, R.P., and Basta, N.T. (2001). Assessment of metal availability in smelter soil using earthworms and chemical extractions. *J. Environ. Qual.* 30, 1231– 1237.

D

- Daniel, O., Kohli, L. et Bieri, M., 1996. Weight gain and weight loss of the earthworm *Lumbricus terrestris* L. at different temperatures and body weights. *Soil Biol. Biochem.* 28, 1235-1240.
- Depta, B., Koscielniak, A., Rozen, A. (1999). Food selection as a mechanism of heavy metal resistance in earthworms. *Pedobiologia* 43, 608–614.
- Devliegher, W. and Verstraete, W. (1995). *Lumbricus terrestris* in a soil core experiment: effects of nutrient-enrichment processes (NEP) and gut-associated processes (GAP) on the availability of plant nutrients and heavy metals. *Soil Biol. Biochem.* 28, 489-496. Devliegher, W. and Verstraete, W. (1997).

Microorganisms and soil physico-chemical conditions in the drilosphere of *Lumbricus terrestris*. *Soil Biol. Biochem.* 29, 1721- 1729.

- Diep, M.H. (2005). Study of some plants that have a potential of the accumulation Pb and Cd from polluted soils in Vietnam. *Biotechnology Review* 3, 503-508.
- Doucet S., Morel JL., Wiart J., 1999. Influence du chaulage sur la biodisponibilité des éléments métalliques en trace incorporés au sol lors de l'épandage de boues. *Etudes et Gestion des Sols* 6 (2) : 105-114
- Dumat C, Chiquet A, Goody D, Aubry E, Morin G, Juillot F, Benedetti M., 2001. Metal ion geochemistry in smelter impacted soils and soil solutions. *Bulletin de la Société Géologique de France* 172: 539-548.

E

- Edwards, C. A. et Bohlen, P. J., 1996. *Biology and Ecology of Earthworms* 3rd ed. Chapman and Hall, London, 426 pp.
- Edwards, C. A., Bohlen, P. J., Linden, D. R. et Subler, S., 1995. Earthworms in agroecosystems. *In: Hendrix, P. F. (eds), Earthworm ecology and biogeography in North America.* Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp. 185-213.
- Edwards, C.A. and Bohlen, P.J. (1996). *Biology and ecology of earthworms.* Chapman & Hall, London pp. 426.
- Edwards, C.A. and Fletcher, K.E. (1988). Interactions between earthworms and microorganisms in organic-matter breakdown. *Agric. Ecosyst. Environ.* 24, 235–247.
- Edwards, W.M., Shipitalo, M.J., Owens, L.B., Norton, L.D. (1989). Water and nitrate movement in earthworm burrows within long-term no-till cornfield. *J. Soil Water Conserv.* 44, 240-243.
- Ernst WHO., 1996. Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. *Applied Geochemistry* 11: 163-167
- Evans, A. C. et Guild, W. J. M. L., 1948a. Studies on the relationships between earthworms and soil fertility. V. Field populations. *Ann. Appl. Biol.* 35, 485-493.
- Evans, A. C. et Guild, W. J. M. L., 1948b. Studies on the relationships between earthworms and soil fertility. IV. On the life cycles of some British Lumbricidae. *Ann. Appl. Biol.* 35, 471- 484.

- Evans, L. J. 1989. «Chemistry of metal retention by soils». *Environmental Science & Technology*. vol. 23, no 9, p. 1046-1056. En ligne. <<http://dx.doi.org/10.1021/es00067a001>>. Consulté le 06 octobre 2009.

F

- Ferrand E, Dumat C, Leclerc-Cessac E, Benedetti M., 2006. Phytoavailability of zirconium in relation to its initial added form and soil characteristics. *Plant Soil* 2006; 287: 313-325.

G

- Geissbuhler P., Sorensen LB., Liang Y., Baer DR., 1997. Lead adsorption at the calcite-water interface: synchrotron X-ray standing wave and X-ray reflectivity studies. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 61 (2): 251-263.
- Grasse, P.P., Poisson, R., Ettuzet, O. 1970. *Zoologie I .Invertébrés. 2ème Edition*, Paris. 313, 308-311. Maissiat, J., Claude Baehner, J., Louis Picaud, J. 2005. *Biologie animale. Invertébrés. 2ème édition.* 110, 122-125.

H

- Hartenstein, R. and Hartenstein, F. (1981). Physico-chemical changes effected in activated sludge by the earthworm *Eisenia fetia*. *J. Environ. Qual.* 10, 377-382.
- Hatira A., Gallali T., Rouillet J., Guillet B., 1990. Stabilité et solubilité des complexes formés entre le cuivre, le plomb, le zinc et les acides fulviques. *Science du Sol* 28 : 123-135.
- Hinsinger P., Gilkes R.J., 1996. Mobilisation of phosphates rock and alumina-sorbed phosphate by roots of ryegrass and clover as related to rhizosphere pH. *European Journal of Soil Science*. 47: 53-544.
- Holmstrup, M., Ostergaard, I. K., Nielsen, A. et Hansen, B. T., 1996. Note on the incubation of earthworm cocoons at three temperatures. *Pedobiol.* 40, 477-478.
- Hopkin, S. P. (1989). *Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates*, Elsevier Applied Science, London.

J

- Jones, C.G., Lawton, J.H. and Shachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69, 373-386.

- Joschko, M., Diestel, H. and Larink, O. (1989). Assessment of earthworm burrowing efficiency in compacted soil with a combination of morphological and soil physical measurements. *Biol. Fert. Soils* 8,191- 196.
- Juste C., 1988. Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol. *Sci. Sol* 26 (2) 103-112.

K

- Kristufek, V., Ravasz, K., Pizl, V. (1992). Changes in densities of bacteria and microfungi during gut transit in *Lumbricus rubellus* and *Aporrectodea caliginosa* (Oligochaeta: Lumbricidae). *Soil Biol. Biochem.* 24, 1499-1500.

L

- Lakhani, K. H. et Satchell, J. E., 1970. Production by *Lumbricus terrestris* (L.). *J. Anim. Ecol.* 39, 473-492.
- Lanno, R.P. and Mc Carty, L.S. (1997). Earthworm bioassays: Adopting techniques from aquatic toxicity testing. *Soil Biol. Biochem.* 5, 693-697.
- Lavelle, P. (1996). Diversity of soil fauna and soil function. *Biol. Intern.* 33, 3-16.
- Lavelle, P. and Gilot, C. (1994). Priming effects of macroorganisms on microflora: A key process of soil function? In: *Beyond the Biomass* (eds. K. Ritz, J. Dighton and K. Giller), 176–181. Stork, N.E. and Eggleton, P. (1992). Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. *American Journal of Alternative Agriculture* 7, 38-47.
- Lavelle, P., Bignell, D., Lepage, M., Wolters, V., Roger, P., Ineson, P., Heal, O.W., Ghillion, S. (1997). Soil function in a changing world: The role of invertebrate ecosystem engineers. *Eur. J. Soil Biol.* 33, 159–193.
- Lawton, J. H. (1994). What do species do in ecosystems. *Oikos* 71, 367-374.
- Le, V.K., Nguyen, X.C., Le, D., Tran, K.T., Tran, C.V. (2000). *Dat va moi trung*. Nha xuất ban Giao duc, Thanh pho HCM.
- Lee, K. E., 1985. *Earthworms: their ecology and relationship with soils and land use*. New York, 411 pp.
- Lee, K.E. (1985). *Earthworms, their ecology and relationships with soils and land use*. Academic Press, New York, p. 411.
- Lee, K.E. (1985). *Earthworms, their ecology and relationships with soils and land use*. Academic Press, New York, p. 411.

- Levasseur, B., Chartier, M., Blais, J.-F. et Mercier, G. 2006. «Metals Removal from Municipal Waste Incinerator Fly Ashes and Reuse of Treated Leachates». *Journal of Environmental Engineering*. vol. 132, no 5. En ligne. <<http://www.aseanenvironment.info/Abstract/41013330.pdf>>.
- Lowe, C. N. et Butt, K. R., 2002. Growth of hatchling earthworms in the presence of adults: interactions in laboratory culture. *Biol. Fertil. Soils* 35, 204-209.

M

- Martinez CE., Motto HL., 2000. Solubility of lead, zinc and copper added to mineral soils *Environmental Pollution* 107: 153-158.
- Morin G., Ostergren JD., Juillot F., Ildefonse P., Calas G., Brown GE Jr., 1999. XAFS determination of the chemical form of lead in smelter-contaminated soils and mine tailings: Importance of adsorption processes. *American Mineralogist* 84: 420-434.
- MSSS. 2002. Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine. Procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés. Santé et services sociaux. Québec, Ministère de la Santé et des Services Sociaux, Gouvernement du Québec 1-104 P En ligne. <<http://publications.msss.gouv.qc.ca/acrobatlf/documentation/2002/02-227-02.pdf>> Consulté le 03 octobre 2009

N

- Nriagu JO, Moore PB., 1984. *Phosphate minerals* Springer –Verlag, New-York

O

- Oste, L.A., Dolfing, J., Ma, W.C., Lexmond, T.M. (2001). Cadmium uptake by earthworms as related to the availability in the soil and the intestine. *Environmental Toxicology and Chemistry* 20, 1785–1791.

P

- Parle, J.N. (1963a). Microorganisms in the intestines of earthworms. *Journal of General Microbiology* 31, 1-11.
- Parmelee, R. W. et Crossley, D. A. J., 1988. Earthworm production and role in the nitrogen cycle of a no-tillage agroecosystem on the Georgia Piedmont. *Pedobiol.* 32, 351-361.

- Phillipson, J. et Bolton, P. J., 1977. Growth and cocoon production by *Allolobohora rosea* (Oligochaeta: Lumbricidae). *Pedobiol.* 17, 70-82.
- Pierre R, Vincent J., 2000. Introduction à la bioremédiation des sols, des eaux et de l'air
- Pizl, V., Jossens, G. (1995) Earthworm communities along a gradient of urbanization. *Environmental Pollution* 90, 7–14.
- Ponge, J.F., Bernier, N. (1998). Large-scale effects of earthworms on soil organic matter and nutrient dynamics, in: Edwards C.A. (Ed.), *Earthworm Ecology*, St. Lucie Press, Boca Raton, USA, 103–122.

R

- Rickard DT, Nriagu JE., 1978. Aqueous environmental chemistry of lead. In the *Biogeochemistry of lead in the environment . Part A. Ecological Cycles*. JO. Nriagu Eds. 219-284, Elsevier, North-Holland, New- New-York.
- Rickard DT., Nriagu JE., 1978. Aqueous environmental chemistry of lead. In the *Biogeochemistry of lead in the environment . Part A. Ecological Cycles*. JO. Nriagu Eds. 219-284, Elsevier, North-Holland, New- New-York
- Robert, M. and Juste, C. (1999). Dynamique des éléments traces de l'écosystème sol. In Club CRIN Environnement et Ministère de l'environnement. Spéciation des métaux dans le sol. Paris: CRIN.

S

- Satchell, J. E., 1967. Lumbricidae. In: Burges, A. et Raw, F. (eds), *Soil Biology*. Academic Press, London, pp. 259-322.
- Satchell, J. E., 1967. Lumbricidae. In: Burges, A. et Raw, F. (eds), *Soil Biology*. Academic Press, London, pp. 259-322.
- Satchell, J. E., 1980. 'r' worms and 'K' worms: a basis for classifying lumbricid earthworm strategies. In: Dindal, D. L. (eds), *Soil biology as related to land use practices*. Proc. 7th Intl Colloq. Soil Zool. Syracuse, Environmental Protection Agency, Washington D. C., pp. 848- 854.
- Satchell, J.E. (1983). Earthworm microbiology. In: Satchell, J.E. (Ed.), *Earthworm ecology from Darwin to Vermiculture*. Chapman and Hall, London, 351-364.
- Sayer JA., Cotter-Howells JD., Watson C., Hilier S., Gadd GM., 1999. Lead mineral transformation by fungi. *Current Biology* 9: 691-694.

- Shu WS., Ye ZH., Lan CY., Zhang ZQ., Wong MH., 2001. Acidification of lead/zinc mine tailing and its effects on heavy metal mobility. *Environment International* 26 (5-6): 389-394.
- Sims, R. W. et Gerard, B. M., 1999. *Earthworms*. FSC Publications, London, 167 pp.
- Sims, R.W., Gerard, B.M. (1985). *Earthworm. Keys and notes for identification and study on the species*. Brill and Backhuys, London.
- Spurgeon, D. J., Hopkin, S. P. (1996). The effects of metal contamination on earthworm populations around a smelting works: quantifying species effects. *Applied Soil Ecology* 4, 147–160.
- Spurgeon, D.J., Hopkin, S.P. (1999). Tolerance to zinc in populations of the earthworm *Lumbricus rubellus* from uncontaminated and metal-contaminated ecosystems. *Arch Environ Contam Toxicol* 37, 332–337.
- Sterckeman, T., Douay, F., Proix, N., Fourier, H. (2000). Vertical distribution of Cd, Pb and Zn in soils near smelters in the North of France. *Environmental Pollution* 107, 377-389.
- Stevenson AJ., 1982. *Humus Chemistry*. John Wiley & Son, New York
- Sturchio NC., Chiarello RP., Cheng L., Lyman PF., Bedzyk MJ., Quian Y., You H., Yee D.,
- Svendsen, T. S., Hansen, P. E., Sommer, C., Martinussen, T., Grønvold, J. et Holter, P., 2005. Life history characteristics of *Lumbricus terrestris* and effects of the veterinary antiparasitic compounds ivermectin and fenbendazole. *Soil Biol. Biochem.* 37, 927-936.
- Swaine DJ., 1986. Lead. In DC Adriano (éd), *Trace elements in the terrestrial environment*. Springer Verlag, New York.
- Tipping E, Fitch A, Stevenson FJ., 1995. Proton and copper binding by humic acid: application of a discrete-site/electrostatic ion-binding model. *European Journal of Soil Science* 46: 95-101.

T

- Tiunov, A.V., Scheu, S. (1999). Microbial respiration, biomass, biovolume and nutrient status in burrow walls of *Lumbricus terrestris* L. (Lumbricidae). *Soil Biol. Biochem.* 31, 2039–2048.
- Tiwari, S.C., Tiwari, B.K., Mishra, R.R. (1989). Microbial populations, enzyme activities and nitrogen-phosphorus-potassium enrichment in

earthworm casts and in the surrounding soil of a pineapple plantation. *Biol. Fertil. Soils* 8, 178-182.

- Tomlin, A.D., M.J. Shipitalo, W.M. Edwards, and R. Protz. (1995). Earthworms and their influence on soil structure and infiltration. In P.F. Hendrix (ed.) *Earthworm ecology and biogeography in North America*. Lewis Publ., Boca Raton, FL., 159–183.

V

- Van Hoof, P. (1983). Earthworm activity as a cause of splash erosion in a Luxembourg forest. *Geoderma* 31, 195-204.
- Veeresh H., Tripathy S., Chaudhuri D., Hart BR., 2003. Sorption and distribution of adsorbed metals in three soils of India. *Applied Geochemistry* 18 (11): 1723-1731.
- VIDALI, M. 2001. Bioremediation. An overview. *Pure Appl. Chem.* 73 : 1163-1172.

W

- Wen, B., Hu, X., Liu, Y., Wang, W., Feng, M.U., Shan, X. (2004). The role of earthworms (*Eisenia fetida*) in influencing bioavailability of heavy metals in soils. *Biol. Fert. Soils* 40, 181–187.

Z

- Zang Y., Zhong Y., Luo Y., Kong Z.M., 2000. Genotoxicity of two novel pesticides for the earthworm, *Eisenia fetida*. *Environmental Pollution* 108 : 271-278.
- Zhang PC., Ryan JA., 1998. Formation of pyromorphite in hydroxyapatite suspension under varying pH concentration. *Environmental Science and Technology* 32: 3318-3324
- Zheng, D., Alm, E.W., Stahl, D.A. and Raskin, L. (1996). Characterization of universal small subunit RNA hybridization probes for quantitative molecular microbial ecology studies. *Appl. Environ. Microbiol.* 62, 4504–4513.
- Zimdahl RL., Hasset JJ., 1977. Lead in soil. In *Lead in the environment*. W.R. Boggess and B.G. Wixson Eds., 93-98.

Résumé

Le but de ce travail est l'étude de la possibilité de décontaminer un sol pollué par le plomb par les vers de terre comme espèce bioaccumulatrices de ce métal .

Les résultats trouvés montrent que l'accumulation du plomb par les vers de terre est (12,54± 18,39 ppm) qui influencée par des paramètres physico-chimiques du sol, tels que le pH du sol, la CEC , le taux des argiles et la teneur en argile .

Le pH ($r=-0.06$). et la teneur en matière organique ($r =-0.26$). sont corrélés négativement avec les teneurs du Pb dans les vers de terre . .

Par contre, La CEC ($r =0.26$) est corrélée positivement avec les teneurs du plomb dans les vers de terre.

Cependant nous avons constaté que les vers de terre peuvent contribuer à la bioremédiation des sols pollués par le plomb .

Mots clés : plomb , accumulation , vers de terre, bioremédiation , sol pollué.

المخلص

والهدف من هذا العمل هو دراسة إمكانية تطهير التربة الملوثة بسبب الرصاص و ذلك بالاعتماد على دودة الأرض كصنف للتخزين الحيوي لهذا المعدن.

النتائج المتحصل عليها تدل على ان تخزين الرصاص من قبل دودة الأرض بمعدل (12,54± 18,39 ppm) والتي تتأثر بعوامل فيزيوكيميائية للتربة، كثابت حموضة للتربة، قدرة التبادل الايوني و المادة العضوية.

ثابت الحموضة ($r=-0.06$) و المواد العضوية ($r =-0.26$) تتناسب سلبيا مع كمية الرصاص المخزن من طرف دودة الارض.

و على العكس، قدرة التبادل الايوني ($r =0.26$) متناسبة ايجابيا من قبل دودة الأرض ($r=0.34***$) و عليه نستخلص ان دودة الارض تستطيع المساهمة في العلاج الحيوي للتربة الملوثة بالرصاص.

الكلمات الدالة: الرصاص ، تخزين ، دودة الأرض، العلاج الحيوي، التربة الملوثة،