

MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE AKLI MOHAND OULHADJ – BOUIRA
FACULTE DES SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE ET DES SCIENCES DE LA TERRE
DEPARTEMENT DE BIOLOGIE



Réf :/UAMOB/F.SNV.ST/DEP.BIO/2019

MEMOIRE DE FIN D'ETUDES EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME MASTER

Domaine : SNV Filière : Sciences Biologiques
Spécialité : Biodiversité et Environnement

Présenté par :

MEDJRI Yasmina & CHABIRA Hanane

Thème

Les lombricidés, bioindicateurs de la qualité des sols agricoles de la région de Bouira, pollués par les pesticides.

Soutenu le : 21/09/2019

Devant le jury composé de :

Nom et Prénom

Grade

Mr RAI Abdelwahab

MCB

Univ. de Bouira

Président

Mme MOUHOUB SAYAH Chafika

Pr

Univ. de Bouira

Promoteur

Mme MECELLEM Dalila

MCA

Univ. de Bouira

Examineur

Année Universitaire : 2018/2019

Remerciements

Avant tout nous remercions Allah tous puissant de nous avoir donné la volonté et le courage de mener à bien ce travail.

*On tient à remercier notre promotrice **Mme. Mouhoub Sayah Chafika** de nous avoir proposée ce sujet intéressant, de nous guidée, soutenue et encouragée, pour ces précieux conseils et soutien tout au long de notre travail.*

*On tient à remercier monsieur **Rai Abdelwahab** de nous avoir fait l'honneur de présider le jury de notre soutenance.*

*Nos remerciements s'adressant également à **Mme Mecellem Dalila** d'avoir acceptée d'évaluer ce travail, avec l'espoir d'être à la hauteur de son attente.*

*Nous remercions **Mme.Sekhara Baha Mounia** pour son aide dans la détermination des espèces et ces conseils précieux.*

Nous tenons aussi à remercier pour leurs aides les institutions suivantes :

- ✓ *DSA (Direction des services agricoles) de Bouira*
- ✓ *Division agricole d'El Hachimia*
- ✓ *Bureau d'agriculture d'El Esnam*
- ✓ *Le Laboratoire de Recherche de Biologie et Physiologie Animale de l'Ecole Normale Supérieure -KOUBA-.*

*Le prélèvement des échantillons et le tri manuel des vers de terre auraient été impossibles sans l'aide de plusieurs personnes : merci à **Hassa Toufik** et **Merdoud Rabeh** pour avoir creusé, à **Agueni Souhila** et **Hamouche** qui nous ont fait découvrir le site d'étude.*

*Nous remercions aussi ceux qui tout au long de ces années d'études, nous ont encadrés, aidés, conseillés.
Particulièrement les enseignants du département biologie.*

Sommaire

Remerciement	
Liste des tableaux	
Liste des figures	
Liste des abréviations	
Introduction.....	01
Chapitre I : Synthèse bibliographique	
I. Généralité sur les pesticides.....	03
I.1. Historique de l’usage des pesticides.....	03
I.2. Définition	03
I.2.1. Les produits phytopharmaceutiques	04
I.2.2. Les biocides.....	04
I.3. Composition des pesticides	04
I.4.Classification	05
I.4.1. Classification selon la nature des organismes ciblés.....	05
I.4.2. Classification selon la nature chimique	05
I.4.2.1. Les biopesticides	05
I.4.2.2. Les produits chimiques	06
I.4.3. Classification selon le mode d’action	07
I.4.4. classification selon l’usage	08
I.5. Propriétés des pesticides	09
I.5.1. Propriétés physiques des pesticides.....	09
I.5.1.1.Poids moléculaire.....	09
I.5.1.2. Pression de vapeur (VP)	09

I.5.1.3.Solubilité	09
I.5.2. Propriétés chimiques des pesticides	09
I.5.2.1. Réaction d'oxydation des pesticides.....	09
I.5.2.2. Réaction de réduction des pesticides.....	10
I.5.2.3. Réaction d'hydrolyse des pesticides.....	10
I.5.2.4. L'ionisation des molécules pesticides	10
I.5.3. Propriétés spectroscopiques	10
I.5.4. Propriétés biologiques.....	10
I.6. Intérêts de l'utilisation des pesticides.....	10
I.7. pollution et devenir des pesticides dans l'environnement	11
I.7.1. Dans l'air	12
I.7.2. Dans l'eau	12
I.7.3. Dans le sol.....	12
I.7.3.1. La rétention	13
I.7.3.2. La dégradation.....	13
I.7.3.3. La dissipation	13
I.8. Les effets des produits phytosanitaires sur la santé humaine et la biodiversité.....	14
I.8.1. Effet sur la santé humaine	14
I.8.1.1. Les effets aigus.....	14
I.8.1.2.Les effets chroniques.....	14
I.8.2. Effets sur la biodiversité	15
I.8.2.1. La flore	16
I.8.2.2. La faune	16

I.9. La réglementation d'utilisation des produits phytosanitaires.....	18
I.9.1. La réglementation mondiale	18
I.9.2. Réglementation algérienne.....	18
I.10. Le marché des produits phytosanitaires	19
I.10.1. Dans le monde.....	19
I.10.2. En Algérie.....	19
I.11.Méthodes d'évaluation de l'effet des pesticides sur les organismes vivants.....	20
I.11.1. La biosurveillance.....	20
I.11.1.1.Mesure de biomarqueurs	20
I.11.1.2.Mesure de bio-indicateur.....	21
II. Donnés biologique des lombricidés.....	22
II.1. Classification.....	22
II.2.1. Morphologie	22
II.2.1.1. Morphologie externe.....	22
II.2.1.2. Morphologie interne.....	23
II.2.2.1. Le système digestif.....	24
II.2.2.2. Système circulatoire.....	24
II.2.2.3. Système respiratoire.....	25
II.2.2.4. Système excréteur.....	25
II.2.2.5. Système nerveux.....	25
II.2.2.7. Système reproducteur.....	25
II.2.2. Régénération.....	26
II.2.3. Alimentation	26

II.2.4. La durée de vie.....	26
II.2.5. Période d'activité	27
II.2.6. Cycle de vie.....	27
II.3. L'écologie des lombricidés	28
II.3.1. Les catégories écologiques.....	28
II.3.2. Intérêt des vers de terre	30
II.3.4. Relation entre les lombriciens et les facteurs biotiques et abiotiques du milieu.....	30
II.3.4.1. Interaction vers de terre- facteurs biotiques.....	30
II.3.4.2. Interaction ver de terre- facteurs abiotiques du milieu.....	31
III. Présentation de la zone d'étude.....	34
III.1. Situation géographique de la région de Bouira.....	34
III.2. Facteurs abiotique de la région de Bouira.....	35
III.2. 1. Facteurs édaphiques de la région de Bouira.....	35
III.2. 1.1. Les sols.....	35
III.2. 1.2. L'occupation du sol de la wilaya de Bouira.....	35
III.2. 2. Facteurs climatique des régions d'étude	36
III.2. 2.1. Les températures et Précipitations.....	36
III.2. 2.2. Humidité de l'air dans les régions d'étude.....	37
III.2. 2.3. La grêle et gelée blanche.....	37
III.2. 3.Synthèse climatologique.....	38
III.2. 3.1.Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gausсен.....	38
III.2. 3. 2. Climagramme d'Emberger.....	39
Chapitre II : Matériels et méthodes	
I.1. choix du contaminant	40

I.2. Choix du model biologique.....	41
I.2.1. Présentation des stations d'étude.	42
I.2.1.1. La station d'El Esnam.....	42
I.2.1.2. La station d'El Hachimia.....	43
I.2.3. Prélèvement des vers de terre.....	44
I.2.4. Identification et confirmation de la détermination des Lumbricidaea par spécialiste.....	45
I.3.1. Présentation de la station de prélèvement du sol.....	46
I.3.2. Méthode de prélèvement du sol.....	46
II. Essais de toxicité des pesticides sur les Lombricidae.....	47
II.1. Test de toxicité aigüe sur l'espèce <i>Allolobophora rosea rosea</i>.....	47
II.1.1. Préparation des concentrations du pesticide karaté Zeon.....	48
II.1.2. Contamination des vers de terre.....	48
II.2. Test de réaction aigue d'évitement de l'espèce <i>Aporrectodea caliginosa caliginosa</i>.....	48
II.2.1. Fabrication de l'enceinte expérimentale.....	49
II.2.2. Contamination des vers de terre.....	49
III. Méthodes d'exploitation des résultats obtenus.....	50
III.1. Mesure de la diversité et de l'abondance des espèces de vers de terre.....	50
III.1.1. Indices écologiques.....	51
III.1.1. Indice écologique de composition.....	51
III.1.2. Indices écologiques de structure.....	51
III.2. Test toxicité.....	52

Chapitre III : Résultats et discussion

I.1. Diversité et abondance des espèces.....	53
I.1.1. Identification de la diversité des vers de terre.....	53
I.1.2.Repartition des effectif des vers de terre échantillonés.....	57
I.1.3.Abondance et les catégories écologiques des vers de terre.....	58
I.1.4.Diversité écologique et équitabilité des espèces échantillonnées.....	60
II. Essais de toxicité des pesticides sur les Lumbricidae.....	60
II.1.Test de toxicité aigüe sur l'espèce <i>Allolobophora rosea rosea</i>.....	60
II.1.1. Effet de Karaté Zeon sur le taux de mortalité de l'ensemble de population.....	60
II.1.2. Effet de Karaté Zeon sur le taux de mortalité des vers de terre adultes.....	61
II.1.3. Effet de Karaté Zeon sur le taux de mortalité des vers de terre juvéniles.....	62
II. 2.Détermination de la DL50 de Karaté Zeon pour l'ensemble des vers de terre, les adultes et les juvéniles.....	63
II.3.Description de signes observables de toxicité sur les vers de terre.....	65
III.2.Test de réaction aigue d'évitement de l'espèce <i>Aporrectodea caliginosa caliginosa</i>.....	66
III.2.1. Les signes observables à la fin de l'essai d'évitement.....	67
II. Discussion	
II.1. Diversité et abondance des vers de terre.....	68
II.1. Test de toxicité aigüe sur <i>Allolobophora rosea rosea</i>.....	69
II.2. Test d'évitement.....	71
Conclusion et perspectives	72
Références bibliographique.....	74
Les annexes.....	90
Résumé.....	94

Liste des tableaux

Tableau 1 :	Classement des pesticides suivant leur mode d'action.....	08
Tableau 2 :	Principales caractéristiques des trois catégories écologiques de vers de terre.....	29
Tableau 3	Les effets des pratiques agricoles sur les différentes catégories écologiques des vers de terre.....	33
Tableau 4 :	Variation moyenne mensuelle des températures et des précipitations de la station de Bouira de la période (1964- 2012).....	37
Tableau 5:	Variation moyenne mensuelle de l'humidité de la station de Bouira de la période (1964- 2012).....	37
Tableau 6:	paramètres climatiques et valeur du quotient pluviothermique de la station de Bouira).....	39
Tableau 7 :	Les analyses physico-chimiques du sol de la station d'EL Esnam.....	43
Tableau 8 :	Les analyses physico-chimiques du sol de la station d'EL Hachimia.....	44
Tableau 9 :	Les espèces inventoriées dans les deux stations d'El Esnam et d'El Hachimia.....	53
Tableau10:	Clé d'identification des espèces de vers de terre échantillonnés.....	55
Tableau11:	Inventaire quantitatif des vers de terre dans chacune des stations échantillonnées...	57
Tableau12:	Abondance et catégorie écologique des vers de terre des stations échantillonnées (El Hachimia, El Asnam).....	58
Tableau13:	Les valeurs des indices de diversité (indice de Shanon-Wiever et de l'équitabilité)..	60
Tableau14:	Effet de karaté Zeon sur la survie de l'ensemble des des vers de terre <i>Alollobophora rosea rosea</i>	60
Tableau15:	Effet de karate zeon sur la survie des vers de terre <i>Alollobophora rosea rosea</i> adulte.....	61
Tableau16:	Effet de karaté zeon sur la survie des vers de terre <i>Alollobophora rosea rosea</i> juvéniles.....	62
Tableau17:	Le nombre des vers de terre vivants et morts dans chaque compartiment.....	67

Liste de figures

Figure 01 :	Devenir des pesticides dans l'environnement.....	11
Figure 02 :	Comportement des pesticides dans le sol.....	14
Figure 03 :	Utilisation des pesticides en Algérie.....	20
Figure 04 :	Morphologie externe d'un ver de terre.....	23
Figure 05 :	Les étapes du processus de digestion chez le ver de terre.....	24
Figure 06 :	Anatomie interne d'un ver de terre.....	26
Figure 07 :	Cycle de vie d'un ver de terre.....	28
Figure 08:	Position géographique de la région de Bouira.....	34
Figure 09 :	Carte d'occupation du sol wilaya de Bouira.....	36
Figure 10 :	Le diagramme ombrothermique Bagnouls et Gaussen pour la région de Bouira.....	38
Figure 11:	Climagramme pluviothermique d'Emberger de la région de Bouira.....	39
Figure 12:	Structure chimique de Lambda-cyhalothrine.....	41
Figure 13:	Localisation des deux stations d'échantillonnage des vers de terre.....	41
Figure 14 :	Dispositif d'échantillonnage des lombricidés.....	42
Figure 15 :	Localisation de la station d'échantillonnage des vers de terre d'El Asnam.....	43
Figure 16:	Localisation de la station d'échantillonnage des vers de terre d'El Hachimia.....	44
Figure 17 :	Les étapes des deux méthodes chimique et physique de prélèvement des vers de terre.....	45
Figure 18 :	Localisation de la station de prélèvement du sol d'EL Esnam.....	46
Figure 19 :	Les étapes du prélèvement et préparation du sol.....	46
Figure 20 :	Des vers de terre vidés de leur tube digestif.....	47
Figure 21:	Nourriture de vers de terre (laitue et paille)	47
Figure 22 :	Présentation de l'enceinte des biotests.....	48
Figure 23 :	L'enceinte expérimentale fabriquée pour le test d'évitement.....	49
Figure 24 :	Le déroulement de test d'évitement.....	50
Figure 25 :	Les vers de terre retrouvés dans les sites d'échantillonnés.....	54

Figure 26 :	Abondance des espèces des vers de terre échantillonnés dans les stations d'étude.....	59
Figure 27:	Abondance des individus des espèces de chaque catégorie écologique.....	59
Figure 28:	Pourcentages des vers de terre survivants en fonction des concentrations de Karaté Zeon pendant les quatre semaines d'exposition.....	63
Figure 29:	Pourcentages des vers de terre adultes survivants en fonction des concentrations de Karaté Zeon pendant les quatre semaines d'exposition.....	64
Figure 30:	Pourcentages des vers de terre juvéniles survivants en fonction des concentrations de Karaté Zeon pendant les quatre semaines d'exposition.....	64
Figure 31:	La remontée des vers de terre en surface.....	65
Figure 32:	Lésions sanglantes avec évacuation du liquide cœlomique.....	65
Figure 33:	La perte de la coloration cutanée et l'étranglement de la partie postérieure.....	66
Figure 34 :	Les signes d'activités du test de toxicité aiguë des vers de terre.....	66
Figure 35 :	Les signes d'activités du test d'évitement.....	67

Glossaire

DDT : dichloro diphényl trichloroéthane

DL50 : Dose létale 50

POPs : Polluants Organiques Persistants

OMS : Organisation mondiale de la santé

AChE : l'acétylcholinestérase

RNO : Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin

DSA : Direction des services agricole

J.O.R.A : Journal officiel de la république algérienne

D.P.A.T : Direction de la Planification et de l'Aménagement du Territoire

DHW : Direction de l'Hydraulique de la Wilaya

ISO : Organisation internationale de normalisation

OCDE : Organisation de Coopération et de Développement Economiques

IFN : International Food Network

RGPH : Recensement général de la population et de l'habitation

Introduction

Introduction

Introduction

Au cours de la période allant de 1920 à 1970, la population mondiale a quasiment doublé, passant de 1,811 milliards d'habitants à un peu plus de 3,6 milliards, (Yeyret-Verner, 1972). Au plus fort de la période de croissance démographique durant les années 70, le taux d'accroissement annuel de la population mondiale était de 2,1%. En 2008, elle s'est élevée à 6,7 milliards d'individus (Feld, 2008). Actuellement elle atteint 7,7 milliards d'habitants (United Nation, 2019). Cette augmentation démographique implique des besoins vitaux plus élevés en soins, espace, nourriture et eau potable.

L'alimentation humaine qui est une nécessité majeure verra ses besoins s'accroître de manière exponentielle entraînant une augmentation de la production agricole (Mittal et Mittal, 2013 ; Pimentel et Lehman, 2008). Cette augmentation des besoins alimentaires requiert une mobilisation massive des surfaces agricoles utiles et une utilisation intensive des facteurs de production. Parmi ces facteurs essentiels, la découverte et l'utilisation des pesticides améliore considérablement les rendements agricoles. Grâce à l'utilisation de ces pesticides, la productivité a considérablement augmenté dans la plupart des pays. Les pesticides sont aussi utilisés dans le contrôle d'un large éventail de vecteurs de maladies humaines et animales, réduisant ainsi la mortalité et la propagation des épidémies et pandémies de plusieurs maladies sur des territoires localisés voire même des risques continentaux. C'est là l'essentiel des avantages de l'usage des pesticides.

En Algérie, les pratiques et itinéraires culturels ont sensiblement amélioré la production agricole, notamment par l'utilisation des pesticides et des engrais chimiques. Toutefois, l'acquisition et l'utilisation de ces composés chimiques sont réglementées et approuvées par les pouvoirs publics (Saidi et *al.*, 2017).

Dépendant entièrement de l'étranger, l'Algérie importe en moyenne 8827 tonnes de pesticides pour un coût estimé à près de 4 milliards et demi de dinars par an (Anonyme, 2006). Ce qui verra la généralisation dans la plupart des exploitations de ces produits rentrant à la fois dans l'amélioration quantitative des produits, mais aussi dans la lutte contre certains ravageurs des cultures.

En revanche l'utilisation de pesticides soulève un certain nombre de problèmes environnementaux, y compris des risques sur la santé des populations. Il est rapporté que plus de 98% des insecticides pulvérisés ainsi que près 95% des herbicides atteignent une destination autre que les espèces ou pathologies ciblées, donc des espèces non ciblées, des milieux et éléments naturels ; l'air, l'eau et le sol (Maksymiv, 2015). Comme également, été signalé que les pesticides influencent la minéralisation de la matière organique du sol qui est une propriété clé dans la détermination de la qualité et la productivité du sol (Kaur Gill et Garg, 2014).

Depuis plusieurs décennies, la communauté scientifique a pris conscience des dangers liés à l'emploi massif des pesticides, tant sur la santé humaine que sur l'environnement. Ainsi, les chercheurs se sont intéressés à la recherche de méthodes plus pertinentes pour mesurer le degré de pollution et de nocivité de ces pesticides. L'analyse physico-chimique reste une méthode permettant seulement la détermination de la nature et la quantité des contaminants dans des milieux pollués. Mais cette démarche demeure limitée car elle ne pourra pas nous renseigner sur l'effet des polluants sur les organismes vivants et les conséquences engendrées sur le fonctionnement des écosystèmes.

L'approche physico-chimique de l'évaluation de la qualité des milieux présente de nombreuses limites qui tiennent notamment au caractère ponctuel (dans l'espace et le temps) des analyses, aux performances des méthodes analytiques, à l'absence de données sur la biodisponibilité des substances détectées et aux incertitudes sur les causes et l'ampleur de la variabilité intra- et inter-spécifique de la sensibilité des organismes (Aubertot et *al.*, 2011).

Introduction

C'est pour quoi et de manière complémentaire, l'utilisation d'indicateurs biologiques est indispensable à l'évaluation de la qualité des milieux.

Plusieurs stratégies biologiques complémentaires peuvent être utilisées pour évaluer les effets des pesticides dans les milieux naturels : mesure de biomarqueurs, analyses sur des espèces sentinelles et recherche de bioindicateurs. Malgré la quantité très importante de travaux scientifiques réalisés sur les biomarqueurs, ces outils ne sont pratiquement pas utilisés en routine pour la biosurveillance environnementale. Par ailleurs, les nombreux outils de bioindication développés pour l'évaluation de la qualité des milieux, notamment aquatiques, et dont certains sont utilisés en routine, n'ont pas été mis au point pour mettre en évidence de façon spécifique les impacts des pesticides (Aubertot et *al.*, 2011).

Pour garantir des bons rendements les agriculteurs de la wilaya de Bouira se servent d'importantes variétés de produits phytosanitaires composés de 33 matières actives réparties en 18 insecticides, 11 fongicides, 6 herbicides et 2 acaricides qui sont utilisés (Bounadi et Mammeri, 2017). Dans cette région les études qui prennent en charge le suivi de l'effet des pesticides sur les organismes vivants et leur devenir dans les milieux agricoles sont quasiment rares. Une première initiative portant sur l'évaluation de deux pesticides, Force (Téfluthrine) et Sencor (métribuzine) dans la région de Bouira (plateau d'El Isnam) est abordée par Merzouk et Alem (2018). Cette étude a fait appel au principe de la bio-surveillance en employant un bio-indicateur de la pollution appartenant aux Isopodex terrestres (*Armadillidium vulgare*). Ce modèle biologique joue un rôle prépondérant dans les écosystèmes en tant que détritivores, il fragmente la matière organique et participe ainsi à la fertilisation des sols (Curry, 1994).

Afin de poursuivre le même axe de recherche, l'objectif visé par cette étude, est de tenter d'apporter à travers notre présent travail une contribution à l'évaluation de la toxicité du Karaté Zeon, insecticide fréquemment utilisé par les agriculteurs de la région. Nous avons choisi un bio indicateur faisant parti des oligochètes. Ce taxon est généralement considéré comme des indicateurs biens adaptés en bio-surveillance (Lafont, 1989). Leur importance dans la structure des écosystèmes peut être expliquée par le fait qu'il s'agit d'un groupe d'invertébrés écologiquement dominant. En outre, les vers de terre sont présents dans de nombreux sols des régions tempérées aux régions tropicales. Ils sont souvent utilisés comme organisme d'essai pour déterminer l'effet et l'accumulation de produits chimiques dans le sol (Peijnenburg et Vijver, 2009).

L'évaluation de la toxicité du pesticide choisi s'est basée sur l'emploi de deux tests : le test de toxicité aiguë, visant à déterminer la DL50 qui se définit comme la concentration en toxique qui engendre la mortalité de 50% de la population par rapport aux témoins (Triffault-Bouchet, 2004) et le test d'évitement (Norme ISO 17 512-1: 2008) qui permet d'évaluer la fonction d'habitat des sols par le biais de réactions d'évitement du pesticide à des concentrations sub-létales.

Pour atteindre l'objectif qui consiste à déterminer la toxicité d'un insecticide sur les vers de terre, nous avons jugé utile au préalable d'échantillonner les lombricidés qui n'ont fait l'objet d'aucune investigation dans la région de Bouira. Cette première tentative d'échantillonnage des vers de terre, nous a permis d'inventorier les espèces présentes dans quelques stations de la région et de donner un aperçu sur l'abondance de la diversité lombricienne.

Notre étude sera présentée en 3 chapitres :

Le premier chapitre est consacré à une synthèse bibliographique sur les pesticides, et les vers de terre. Le deuxième chapitre montre les protocoles expérimentaux utilisés pour réaliser ce travail. Le troisième chapitre présente l'interprétation et la discussion des résultats obtenues de cette expérience.

Chapitre 1:
Synthèse
bibliographique

I. Généralité sur les pesticides

I.1. Historique de l'usage des pesticides

La lutte contre les ravageurs existe depuis des millénaires. Nos ancêtres ont d'abord utilisé des moyens dont ils disposaient pour protéger leurs récoltes. Les cendres, l'huile d'olive, certaines plantes furent les premiers « produits » vers lesquels ils se sont tournés. Au moyen âge, sont connues des plantes comme: les aconits (utilisés contre les rongeurs), le tabac (utilisé comme insecticide dès la fin du XVI^e siècle), le neem (*Azadirachta indica*), les racines de Derris (*Paraderris elliptica*). En Europe, l'utilisation plus généralisée des pesticides a suivi les progrès de la chimie minérale. Le soufre (connu des Sumériens 4.500 avant J.-C) l'arsenic (cité I^{er} siècle par Pline dans son Histoire Naturelle), ou les produits à base d'arséniate de plomb étaient couramment utilisés. En 1740, le « vert de Paris » l'acéto-arsénite de cuivre employé pour tuer les rats dans les égouts parisiens. Au XIX^e siècle, sous la pression des épidémies de mildiou en Europe, des traitements fongicides à base de sulfate sont réalisés avec succès grâce au développement des épandeurs à dos (Schiffers, 2012).

Boland et al (2004) ont indiqué que l'ère des pesticides de synthèse débute dans les années 1930, profitant du développement de la chimie organique de synthèse et de la recherche sur les armes chimiques durant la première guerre mondiale. Le DDT (dichloro diphényl trichloroéthane) sera commercialisé dès 1943 ouvrant la voie aux autres organochlorés.

Schiffers (2012) nous informe que dans les années 50, le DDD (Dichloro diphényl dichloroéthane) et le DDT sont utilisés en grande quantité pour détruire les moustiques vecteurs de la malaria, et pour combattre le Doryphore (ravageurs de pomme de terre). Dans cette période, apparaissent de très nombreuses molécules comme les herbicides de la famille des urées substituées, les paraquat, diquat et triazines. Dans le années 1960, se développent de nombreux fongicides (imidazoles, triazoles). Puis dans les années 1970, les insecticides carbamates et pyréthrinoides.

Ainsi Bonnefoy (2012) confirme que, de 1945 à 1985, l'industrie agrochimique mondiale a mis sur le marché environ 1.000 substances actives, insecticides, fongicides, herbicides, rodenticides, les limaces, les tiques, les mouches.

Peu à peu les applications se diversifient et des biocides sont élaborés pour l'industrie textile et du bois, pour les usages domestiques (aérosols tue-mouches...), pour l'entretien des routes et élimination des vecteurs de maladie par exemple le paludisme (Pflieger, 2009).

I.2. Définition

Le terme pesticide désigne de manière générique l'ensemble des produits destinés à lutter contre les parasites animaux ou végétaux. Cet anglicisme, issu du latin *pestis* (épidémie, fléau) et *coedere* (tuer), souligne l'intention de ces substances à lutter contre des nuisances biologiques. Cependant, les mêmes matières actives employées en agriculture peuvent être également utilisées dans d'autres secteurs professionnels ou être destinées à un usage domestique ou médical. La plupart des pesticides, qu'ils soient naturels ou de synthèse, sont des produits biologiquement actifs et donc intentionnellement toxiques pour certains organismes (Regnault-Roger et al., 2005).

Selon les textes relatifs à la réglementation européenne, on distingue deux types de pesticides (Merhi, 2008) :

I.2.1. Les produits phytopharmaceutiques

Ils sont utilisés principalement pour la protection des végétaux en agriculture contre les attaques de champignons parasites, d'insectes, d'acariens, de rongeurs champêtres ou encore pour lutter contre les adventices ou "mauvaises herbes". Leurs utilisations peuvent s'élargir dans d'autres secteurs tel que la sylviculture, l'aménagement des paysages, l'entretien des abords d'axes de transport et le jardinage amateur (Directive 91/414/CE du 15 Juillet 1991).

Le décret n°94-359 du 5 mai 1994 relatif au contrôle des produits phytopharmaceutiques désigné par produits phytosanitaires a défini les pesticide comme : les substances actives et les préparations contenant une ou plusieurs substances actives qui sont présentes sous la forme dans laquelle elles sont livrées à l'utilisateur et destinées à :

- protéger les végétaux ou les produits végétaux contre tous les organismes nuisibles ou à prévenir leur action ;
- exercer une action sur les processus vitaux des végétaux, pour autant qu'il ne s'agisse pas de substances nutritives (par exemple, les régulateurs de croissance) ;
- assurer la conservation des produits végétaux, pour autant que les substances ou produits ne fassent pas l'objet de dispositions particulières du Conseil ou de la Commission concernant les agents conservateurs ;
- détruire les végétaux indésirables, où ;
- détruire des parties de végétaux, freiner ou prévenir une croissance indésirable des végétaux.

I.2.2. Les biocides

Les produits dénommés anciennement « pesticides à usage non agricole » sont maintenant appelés « produits biocides ». Ils concernent « les substances actives et les préparations contenant une ou plusieurs substances actives destinées à détruire, repousser ou rendre inoffensifs les organismes nuisibles, à en prévenir l'action ou les combattre de toute autre manière par une action chimique ou biologique ». Les biocides sont destinés à des usages domestiques, par exemple dans des applications comme la protection du bois contre les champignons ou les termites, les insecticides ménagers, les produits antiparasitaires tel que les anti-acariens et les antipuces (Directive 98/8/CE).

I.3. Composition des pesticides

D'après Errami (2012), les pesticides sont composés en général de deux types de substances :

- Une ou plusieurs matières actives qui confèrent au produit l'effet désiré.
- Un ou plusieurs additifs qui renforcent l'efficacité, la sécurité du produit et sa facilité.

Appert et Deuse (1988) ont fourni plus de détails en indiquant qu'un pesticide est un produit industriel composé de plusieurs substances. En effet, une matière active à l'état pur ne constitue que rarement un pesticide, car elle doit être préparée formulée avant de pouvoir être utilisée.

On ajoute donc à la matière active:

- un diluant ou une charge, substances neutres, permettant: une facilité accrue de dilution à la préparation, une meilleure répartition de la matière active lors du traitement si celle-ci agit à très faible concentration, éventuellement, une toxicité moindre pour l'utilisateur.
- des adjuvants, qui améliorent l'efficacité de la matière active ainsi que les propriétés physiques et physicochimiques de la préparation.
- des dispersifs ou émulsifs qui facilitent la préparation du liquide à pulvériser, donc son homogénéité.

I.4. Classification

Les pesticides disponibles aujourd'hui sur le marché sont caractérisés par une grande variété de structures chimiques, de groupes fonctionnels et d'activité qui rendent leur classification relativement complexe. D'une manière générale, ils peuvent être classés en fonction de la nature chimique de la principale substance active qui les compose. Les produits phytosanitaires regroupent plus de 900 matières actives qui rentrent dans plus de 8800 spécialités commerciales selon l'union des industries de la protection des plantes. De plus, les variétés et les quantités utilisées diffèrent en fonction du pays où ils sont utilisés. Néanmoins, les systèmes de classification sont universels (Errami, 2012).

I.4.1. Classification selon la nature des organismes ciblés

D'après Ramade (1998), on distingue ainsi :

- les insecticides, utilisés contre les insectes « nuisibles »,
- les fongicides utilisés contre les champignons phytopathogènes ou vecteurs de mycoses animales ou humaines,
- les herbicides qui détruisent les plantes adventices des cultures et, de façon plus générale, toute végétation jugée indésirable,
- les acaricides qui détruisent les acariens,
- les nématicides employés contre les nématodes phytoparasites,
- les molluscicides ou hélicides qui détruisent les gastéropodes,
- les rodenticides qui tuent les rongeurs,
- les corvicides destinés à éliminer les oiseaux ravageurs.

I.4.2. Classification selon la nature chimique

Jesse Uneke (2007), a signalé que les pesticides sont classés en deux grandes catégories des biopesticides toxiques traditionnels et des produits chimiques.

I.4.2.1. Les biopesticides

Un biopesticide est un agent biologiquement productif, fabriqué à partir d'un organisme vivant ou un produit naturel. Ce produit est qui est utilisé pour lutter contre les parasites des plantes. Les biopesticides ont une persistance de champ limitée et une courte durée de vie, sont plus sûrs pour l'homme et l'environnement. Les agents utilisés comme biopesticides sont généralement classés en trois catégories: (i) les micro-organismes (bactéries, champignons, oomycètes, virus et protozoaires); (ii) Les dérivés des plantes appelés pesticides biochimiques, ce sont des substances actives ayant des propriétés insecticides, aseptiques ou encore régulatrices de la croissance des plantes et des insectes. Comprenant des produits végétaux tels que l'huile de neem extrait des graines d'*Azadirachta indica*. Le plus souvent, ces substances actives sont des métabolites secondaires ; (iii) et les animaux comme les prédateurs ou les parasites, souvent d'invertébrés comme les venins d'araignées, de scorpions, ou des molécules dérivées d'animaux, des hormones d'insectes, ou produits sémiocchimiques dont la plupart sont des phéromones d'insectes utilisés dans des pièges ou pour perturber l'accouplement , à titre d'exemple les phéromones naturelles de *Cydia pomonella* (Grant et al, 2010).

I.4.2.2. Les produits chimiques

Les pesticides chimiques sont classés selon les différentes familles suivantes :

✚ Les Organochlorés

Sont des molécules préparées par chloration d'hydrocarbures aromatiques. Les organochlorés présentent souvent une toxicité aiguë pour de nombreux animaux et végétaux autres que les insectes ciblés comme pour le phytoplancton. Leur demi-vie, de l'ordre de 10 ans ou plus, a eu pour conséquence de les voir se stocker durablement dans une grande partie de la biomasse de la planète. À des doses non létales, les organochlorés, perturbent le système nerveux, l'appareil hépatique, la régulation hormonale et la reproduction de nombreux animaux, y compris l'homme. À long terme, la plupart de ces molécules se sont révélées être mutagènes, tératogènes et cancérigènes. D'autres organochlorés qui sont à usage industriel, contaminent l'environnement en tant que déchet ou de façon accidentelle (Errami, 2012).

✚ Les organophosphorés

Les organophosphorés (OP) sont des pesticides utilisés en milieu agricole comme insecticides et le premier OP synthétisé en Allemagne dans les années 1930. Sont des esters obtenus en faisant réagir divers alcools avec l'acide orthophosphorique ou l'acide thiophosphorique. Ils ont remplacé les organochlorés car ils présentent une plus faible rémanence et une meilleure sélectivité vis-à-vis des insectes. Peu solubles dans l'eau, ils ne sont pas stockés dans les organismes car ils sont facilement biodégradables. Ils agissent par inhibition de l'acétylcholinestérase, de façon irréversible, au niveau des terminaisons nerveuses (Souissi, 2010 ; Testud et Grillet, 2007).

✚ Les Carbamates

Les carbamates (CBM) utilisés comme insecticides, découverts dans les années 1950, des esters de l'acide N-méthylcarbamique, sont utilisés comme insecticides, nématicides et herbicides. Leur précurseur de synthèse est l'isocyanate de méthyle. Extrêmement toxique, il a été utilisé comme gaz de combat pendant la première guerre mondiale. Son rejet accidentel dans l'atmosphère a été la cause de l'accident de Bhopal en Inde (3000 morts). Les carbamates sont également des anticholinestérasiques dont l'action est réversible contrairement à celle des organophosphorés. Leur demi-vie s'étend de quelques jours à plusieurs mois, voire plusieurs années dans les eaux souterraines. Ces pesticides sont solubles dans l'eau, leur toxicité est variable d'une molécule à l'autre. Par exemple, le carbamyl est peu toxique pour les homéothermes (Bouchon *et al*, 2003).

✚ Les Pyréthrinoïdes de synthèse

Sont dérivés de la molécule pyrèthrine présente dans la fleur de pyrèthre dont l'activité insecticide était connue depuis l'époque des Perses. Les molécules de synthèse telles que le perméthrine, le cyperméthrine, le deltaméthrine sont des inhibiteurs d'estérases, ainsi que du canal sodium au niveau des membranes des neurones chez les insectes. Ces pesticides sont biodégradables et photoxydables. Leur rémanence est de l'ordre du mois et ils sont peu toxiques pour les homéothermes. Peu solubles dans l'eau, leur toxicité élevée pour les poïkilothermes les rend néanmoins dangereux pour les organismes aquatiques. Leur dose létale (DL50) est de 0,1 ppb pour les poissons. Ils sont considérés, vis-à-vis des poissons, comme les plus toxiques de l'ensemble des pesticides. Pourtant, les pyréthrinoïdes sont de plus en plus utilisés en agriculture (Richou-Bac et Venant, 1985 ; Appert et Deuse, 1988).

✚ Les Dérivés de l'urée

Sont des molécules en général à usage herbicide comme le diuron, le monuron et linuron. Les deux premières se sont révélées être mutagènes et tératogènes. Elles agissent par perturbation de la photosynthèse. La rémanence de ces molécules est moyenne, leur demi-vie étant de un à trois mois. Ils sont très solubles dans l'eau, extrêmement toxiques pour les plantes aquatiques, les algues et les phanérogames marines. Leur DL50 est 0,1 ppb pour le phytoplancton (Errami, 2012).

✚ Les Triazines

Sont des molécules possédant un noyau hexagonal insaturé constitué par trois atomes de carbone et trois d'azote. Ce sont également des molécules à effet herbicide telles que l'atrazine, la simazine, le prometryne et le terbutryne. Ces produits sont théoriquement peu toxiques pour les animaux homéothermes. Néanmoins, l'atrazine peut se dégrader en nitrosamine, puissant cancérigène. Pour ce qui concerne les flores et les faunes aquatiques, des effets toxiques ont été constatés à partir de concentrations de 10 à 20 µg.l⁻¹ d'atrazine dans l'eau. La demi-vie de ces molécules peut atteindre un an dans les sols et plus de trente ans dans les eaux douces. Ce dernier facteur devrait remettre en cause l'opportunité de l'emploi des triazines (Auld et al, 1987).

✚ Les Dicarboximides

Tels que le vinchlozoline, l'iprodione et le procymidone sont des fongicides dirigés contre des champignons parasites des arbres fruitiers de la vigne et des plantes maraîchères. Ces substances ont été mises sur le marché à la fin des années 1970. Leur toxicité aiguë pour les mammifères est peu élevée. Toutefois, elles sont soupçonnées de produire des atteintes irréversibles à la fertilité et des effets tératogènes chez l'homme, ainsi que d'être cancérigènes. Leur demi-vie dans la nature est de quelques semaines à trois ans selon les conditions du milieu. Ils sont signalés comme étant modérément toxiques pour les oiseaux, les poissons et les invertébrés aquatiques. En fait, les données environnementales semblent manquer pour cette catégorie de molécules (Paranjape et al., 2014).

✚ Les Diazines

Sont des molécules organiques caractérisées par la présence d'un noyau cyclique hexagonal insaturé contenant quatre atomes de carbone et deux azotes (Bromacil, Bentazone, Lenacil, Terbacil, Bupirimate...). Ils ont des actions herbicides et fongiques. Ils ont des propriétés voisines de celles des triazines. Leur demi-vie dans la nature est de l'ordre de 5 à 6 mois. Ils sont solubles dans l'eau et très toxiques pour les plantes aquatiques, mais peu pour les poissons. Leur toxicité n'est pas connue pour les invertébrés aquatiques (Barton et al., 1979).

I.4.3. Classification selon le mode d'action

Selon Errami (2012), le mode d'action des pesticides est comme suit :

Les herbicides : représentent les pesticides les plus utilisés dans le monde toutes cultures Confondues. Ils sont destinés à éliminer les végétaux rentrant en concurrence avec les plantes à protéger en ralentissant leur croissance. Les herbicides possèdent différents modes d'action sur les plantes :

- Les perturbateurs de la régulation d'une hormone 'l'auxine' principale hormone agissant sur l'augmentation de la taille des cellules,
- Les perturbateurs de la photosynthèse,
- Les inhibiteurs de la division cellulaire,

- Les inhibiteurs de la synthèse de cellulose,
- Les inhibiteurs de la synthèse des acides aminés.

Les fongicides : permettent quant à eux de combattre la prolifération des maladies des plantes provoquées par des champignons. Les fongicides peuvent agir différemment sur les plantes :

- Les perturbateurs de la biosynthèse des acides aminés ou des protéines,
- Les perturbateurs du métabolisme des glucides,
- Les inhibiteurs respiratoires,

Les insecticides : sont utilisés pour la protection des plantes contre les insectes. Ils interviennent en les éliminant ou en empêchant leur reproduction avec des effets neurotoxiques ou régulateurs de croissance.

Le tableau suivant résume la classification des pesticides selon le mode d'action .

Tableau 1 : Classement des pesticides suivant leur mode d'action (Socorro, 2015).

Herbicide	
De contact	Agit sur les parties de la plante avec lesquelles il entre en contact.
Systémique	Absorbé par la plante, se déplace à l'intérieur de celle-ci.
Sélectif	Ne contrôle que certaines plantes traitées.
Non-sélectif	Contrôle toutes les plantes traitées.
Résiduaire	Se dégrade lentement et contrôle les plantes sur une longue période.
Non-résiduaire	Est rapidement inactif après son application et ne contrôle les plantes que sur une courte période
Fongicide	
Préventif	Protège la plante en empêchant que la maladie ne se développe
Curatif	Réprime une maladie qui est déjà développée
Insecticide	
De contact	Agit lorsque l'insecte entre en contact avec le produit.
D'inhalation	Agit lorsque l'insecte respire le produit.
D'ingestion	Agit lorsque l'insecte se nourrit du produit.

I.4.4. classification selon l'usage

Selon Calvet et *al* (2005), les pesticides sont utilisés dans plusieurs domaines d'activité pour lutter contre des organismes vivants nuisibles, d'où des usages différents. Il existe six catégories des pesticides classés selon leurs usages :

1. Les cultures ; ce sont les pesticides utilisés en agriculture pour maintenir un bon état sanitaire des sols et des végétaux.
2. Les bâtiments d'élevages ; il s'agit surtout d'insecticides et des bactéricides.
3. Les locaux de stockages des produits végétaux ; ce sont des insecticides et des fongicides.
4. Les zones non agricoles ; il s'agit principalement d'herbicides utilisés pour désherber les voies de circulation routières et ferrées, les aires d'aéroports et les aires industrielles.
5. Les bâtiments d'habitations ; ce sont des insecticides, des rodenticides, des bactéricides et des fongicides.
6. L'homme et les animaux ; il s'agit d'insecticides et de fongicides utilisés pour l'hygiène humaine et vétérinaire.

I.5. Propriétés des pesticides

I.5.1. Propriétés physiques des pesticides

Les propriétés physiques d'un pesticide en particulier déterminent le mode d'action du pesticide, la posologie, le mode d'application et les mesures ultérieures chimio dynamique environnementale.

I.5.1.1. Poids moléculaire

Le poids moléculaire d'une substance est une somme des poids atomiques individuels de tous les atomes faisant la molécule en question. Le poids moléculaire d'un pesticide est une propriété inhérente qui distingue un pesticide de l'autre à l'exception des pesticides stéréoisomères qui partagent poids moléculaires similaires ne différant que par les orientations spatiales du groupe à des centres chiraux donnés (Tano, 2011).

La lambda cyhalothrine et la cyhalothrine sont deux composés ont la même structure chimique et partagent les mêmes propriétés physicochimiques et biologiques, mais ils diffèrent seulement par la composition des stéréoisomères (Moser et *al.*, 2016).

I.5.1.2. Pression de vapeur (VP)

La pression de vapeur d'une substance est la mesure de la facilité avec laquelle elle peut se volatiliser et se transformer en vapeur. Pour les pesticides, une pression de vapeur élevée peut provoquer une dérive de vapeur et pollution environnementale. Un pesticide à faible pression de vapeur ne se déplace pas dans l'air, donc il y a un potentiel d'accumulation dans l'eau si c'est de l'eau soluble. S'il n'est pas soluble dans l'eau, le pesticide peut s'accumuler dans le sol (Majewski, 2019).

I.5.1.3. Solubilité

La solubilité est une mesure de la facilité avec laquelle une substance donnée peut se dissoudre dans un solvant donné. L'importance dans la destinée de la solubilité des pesticides dans l'environnement est qu'un pesticide très soluble dans l'eau aura tendance à ne pas s'accumuler dans le sol ou le biote en raison de sa forte nature polaire. Cela suggère qu'il se dégradera par hydrolyse, ce qui est une réaction privilégiée dans l'eau (Stoytcheva, 2011).

I.5.2. Propriétés chimiques des pesticides

Suite à la libération de pesticides dans l'environnement, ils subissent une série complexe de processus interdépendants qui sont collectivement appelés chimiodynamique des pesticides (Arya et *al.*, 2017).

Les réactions d'oxydation et de réduction des pesticides sont déterminées par Tano (2011).

I.5.2.1. Réaction d'oxydation des pesticides

L'oxydation des pesticides est un processus de réaction par lequel l'oxygène dissous dans l'environnement réagit avec les pesticides. Les radicaux hydroxy (OH) sont les agents primaires qui provoquent l'oxydation chimique des pesticides dans l'eau ou dans l'atmosphère.

I.5.2.2. Réaction de réduction des pesticides

La réduction des pesticides est une réaction chimique dans laquelle le substrat (pesticide) subit une réduction de l'état d'oxydation. Les agents réducteurs dans l'environnement sont généralement H^+ . Par exemple, le malathion subit une réaction de réduction en milieu aquatique acide qui procède par la substitution de l'un des groupes éthyle par H^+ , ce qui entraîne la formation de deux molécules isomères fonctionnelles de monoacide de malathion à la fin d'une demi-vie.

I.5.2.3. Réaction d'hydrolyse des pesticides

L'hydrolyse est l'une des réactions les plus courantes de la plupart des pesticides, dépendante du pH dans laquelle les pesticides réagissent avec l'eau. La plupart des organophosphorés et carbamates ont des propriétés particulièrement montrées être très sensibles à la réaction d'hydrolyse dans des conditions alcalines. Un pesticide très soluble dans l'eau aura tendance à ne pas s'accumuler dans le sol à cause de sa nature polaire plus forte (Katagi, 2002).

I.5.2.4. L'ionisation des molécules pesticides

L'ionisation des pesticides a d'importantes conséquences sur leur devenir dans l'environnement et dans les sols en particulier. En effet, les ions sont très solubles dans l'eau et ne sont pas volatils dans les conditions des milieux naturels (Wauchope et *al.*, 1992).

I.5.3. Propriétés spectroscopiques

Les molécules organiques peuvent émettre de l'énergie ou en absorber quand elles sont placées dans un champ électromagnétique. Cette émission et cette absorption dépendent des caractéristiques des champs électromagnétiques appliqués mais aussi de la composition et des groupes fonctionnels des molécules (Tano, 2011).

I.5.4. Propriétés biologiques

Elles concernent les effets des pesticides sur les organismes vivants. Ils sont dus à des modes d'action très variés. On distingue habituellement les propriétés toxicologiques quand on considère leurs effets sur les êtres humains et les propriétés écotoxicologiques quand on s'intéresse aux autres organismes vivants animaux et végétaux (Calvet et *al.*, 2005).

I.6. Intérêts de l'utilisation des pesticides

D'après Jaeger et *al* (2012) les produits phytosanitaires ont des rôles multiples dans la production agricole. Utilisés depuis la Grèce antique (Soufre, Arsenic), les pesticides ont constitué un progrès considérable dans la maîtrise des ressources alimentaires. Ils ont grandement contribué à l'amélioration de la santé publique en permettant, d'une part, d'éradiquer ou de limiter la propagation de maladies parasitaires meurtrières (lutte contre les insectes, vecteurs de ces maladies) et en garantissant, d'autre part, une production alimentaire de qualité. Cependant, tirant profit des avancées de la chimie organique de synthèse dans le courant du XXe siècle, des insecticides très efficaces et peu coûteux ont été développés et utilisés à grande échelle, sans réelle évaluation de leur emploi sur la santé.

L'utilisation des produits phytosanitaires a pour buts :

- la protection des végétaux ou produits végétaux contre les organismes nuisibles la destruction des végétaux (en tout ou partie) importuns ;
- la prévention de la croissance indésirable de végétaux ;
- la conservation des produits végétaux.

I.7. pollution et devenir des pesticides dans l'environnement

En 1962, aux Etats-Unis, la biologiste Rachel Carson dénonça pour la première fois, dans un ouvrage nommé « Le Printemps Silencieux », la toxicité liée aux organochlorés.

Selon Queyrel (2017), l'entrée des pesticides dans l'environnement se fait généralement lors de l'application en plein champ, des pertes peuvent se produire. En effet au cours d'une pulvérisation, une partie du traitement est détournée de sa cible par le vent ou l'évaporation et constitue les pertes appelées « dérives » (Fig. 01). Les pesticides peuvent se volatiliser dans l'air, le ruissellement ou la lixiviation dans les eaux de surface et les eaux souterraines, être pris par des plantes ou des organismes du sol ou rester dans le sol (Van Der Werf, 1996).

Les pesticides peuvent être soumis à différents processus qui vont conditionner sa dissipation dans les différents compartiments de l'environnement (Merhi, 2008).

- la photo-dégradation ; est un processus abiotique dans la dissipation des pesticides où l'excitation moléculaire par absorption de l'énergie lumineuse (Katagi, 2004).
- la dégradation par le phénomène d'hydrolyse aqueuse ou de biodégradation grâce aux micro-organismes présents dans le sol ;
- la rétention dans le sol jusqu'à la formation de résidus liés (adsorption) ;
- le transport vers d'autres compartiments environnementaux par des processus physicochimiques (volatilisation) ou via un vecteur, l'eau par lixiviation ou ruissellement ou les particules de sol (désorption).

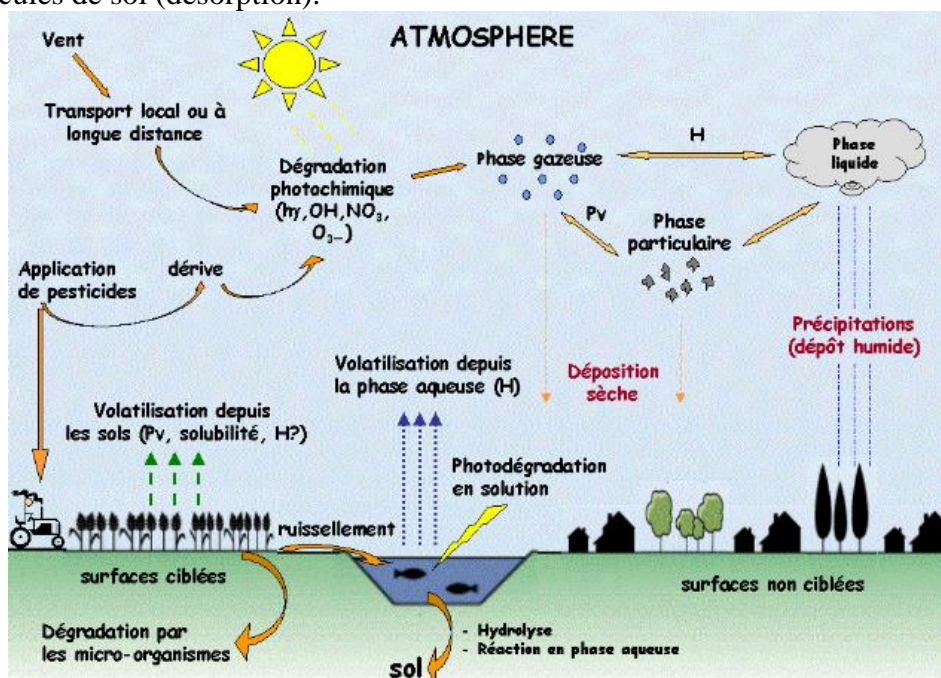


Figure 01 : Devenir des pesticides dans l'environnement (Berrah, 2011).

I.7.1. Dans l'air

Lors d'un épandage aérien, près de 50% du produit n'atteint pas la cible et se disperse dans l'air environnant. À cette contamination directe, il faut ajouter les molécules provenant de l'évaporation, une fois le pesticide déposé sur la plante, le sol ou l'eau. Toutes ces molécules peuvent se retrouver dans des nuages qui, poussés par les courants aériens, vont contribuer ultérieurement aux précipitations qui iront contaminer d'autres contrées. C'est ainsi que s'explique en bonne partie la présence des POPs dans l'arctique canadien (Regnault-Roger et *al.*, 2005). De même il a été démontré que 98% des DDT mesurés dans les grands lacs canadiens provient de la pollution atmosphérique (Clément et *al.*, 2000).

I.7.2. Dans l'eau

Une des conséquences environnementales majeures de l'agriculture intensive actuelle est la dégradation de la qualité des eaux. Cette dégradation se traduit, pour les eaux de surface comme pour les eaux souterraines, par une pollution liée à la dissémination des intrants agricoles que sont les produits phytosanitaires (Merhi, 2008). Les pesticides présents dans le sol après épandage peuvent être lessivés vers des eaux de surface ou souterraines lors des épisodes de pluie (Cruz, 2015). L'eau peut entraîner la dispersion des pesticides dans le milieu par lavage des feuilles, ruissellement et lixiviation. Le ruissellement contribue à la pollution des eaux de surface tandis que la lixiviation contribue surtout à celle des eaux profondes (van der Werf, 1997).

I.7.3. Dans le sol

Le sol reçoit la plus forte proportion des pesticides, des millions d'hectares sont traités à travers le monde et les produits se retrouvent éventuellement dans la couche d'humus, la nappe phréatique et l'aquifère. Il peut paraître surprenant qu'il est fallu attendre jusqu'à 1987 pour que les scientifiques reconnaissent que les produits chimiques agricoles ne pouvaient se dégrader rapidement dans le sol, ni s'en évaporer facilement (Regnault-Roger et *al.*, 2005). Les risques pour l'environnement sont d'autant plus grands que ces produits sont toxiques et persistants dans les sols (Batsch, 2011). Sachant que ces derniers sont une ressource difficilement renouvelable (Barriuso, 1996).

Il est connu que les insecticides organochlorés sont assez persistants dans l'environnement et certains, bien qu'interdits d'usage peuvent rester présents dans le sol pendant plusieurs années (Chaignon et *al.*, 2003).

Un exemple de pollution durable des sols par la chlordécone, un insecticide utilisé de 1971 à 1993 aux Antilles françaises pour lutter contre le charançon du bananier (*Cosmopolites sordidus*). La chlordécone est peu mobile et se dégrade à une vitesse très lente, voire nulle dans les sols aérés. Cette molécule organochlorée est classée comme polluant organique persistant depuis 2007 par le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (Jannoyer Magalie et *al.*, 2012 ; Cabidoche et Lesueur Jannoyer, 2011).

Le sol joue un rôle majeur dans le devenir des produits phytosanitaires. En effet, par ses propriétés physicochimiques, il va intervenir sur la rétention des produits, tandis que ce processus sera contrarié par ses propriétés biologiques et hydrodynamiques. Les micro-organismes du sol interviendront sur la dégradation et l'élimination du produit (minéralisation), alors que la circulation de l'eau libre du sol contribuera à sa dissipation par son entrainement vers des compartiments non-cibles. Trois processus fondamentaux

interdépendants doivent être connus : la rétention, la dégradation et la dissipation. (Pflieger et *al.*, 2009) (Fig. 02).

I.7.3.1. La rétention

Recouvre l'ensemble des phénomènes qui contribuent au passage des molécules de la phase liquide à la phase solide (Queyrel, 2017). L'adsorption, plus précisément, étant le processus qui régule la rétention (Guimont, 2005). D'un point de vue environnemental, la rétention peut être considérée comme globalement avantageuse. En réduisant la concentration du pesticide dans la solution de sol, elle limite le potentiel de mobilité de la matière active vers l'atmosphère, les eaux de surface (ruissèlement) et les eaux profondes (lessivage) (Regnault-Roger et *al.*, 2005).

I.7.3.2. La dégradation

La dégradation constitue le processus qui conduit à la disparition réelle de la matière active, soit par transformation partielle, soit par transformation totale de la molécule d'origine en composés minéraux tels que CO₂, H₂O, NO₃⁻ (Regnault-Roger et *al.*, 2005). Lorsque la transformation est partielle elle se traduit par l'apparition de nouvelles molécules (Queyrel, 2017). Elle est due à de nombreuses transformations abiotiques (physico-chimiques) ou biotiques (biologique). Les transformations abiotiques sont dues à des réactions chimiques qui ne sont pas catalysées par des systèmes enzymatiques, elles comprennent des réactions d'oxydation, de réduction, de conjugaison, d'hydrolyse, et des photoréactions. La dégradation biotique est due à l'action de divers organismes vivants qui transforment chimiquement les molécules grâce à leurs systèmes enzymatiques. Les principaux mécanismes de la dégradation par les microorganismes sont le métabolisme direct, le co-métabolisme, la conjugaison et la condensation (Calvet et *al.*, 2005).

I.7.3.3. La dissipation

Est l'ensemble de tous les processus qui concourent à la disparition des pesticides (Calvet et *al.*, 2005). La dissipation des produits phytosanitaires débute, a priori, dès leurs applications au sol. Deux processus fondamentaux, la dégradation et la dispersion, vont contribuer à la disparition du pesticide et définir sa persistance au point d'application (Regnault-Roger et *al.*, 2005). La dispersion, qui entraîne le produit et éventuellement ses dérivés hors du point d'application ou du volume de sol dans lequel il est recherché et la dégradation, qui assure la transformation de la molécule initiale d'une manière plus ou moins prononcée et pouvant aller jusqu'à sa minéralisation. La dispersion est assurée par différents modes de transfert (volatilisation, lixiviation-lessivage, entraînement par ruissèlement, absorption par la plante), tandis que la dégradation fait intervenir des réactions chimiques ou biochimiques (photolyse, hydrolyse...) impliquant l'intervention des micro-organismes du sol. Enfin, le pesticide ou ses produits de transformation peuvent interagir avec les constituants du sol pour former des résidus « non extractibles » (Grébil et *al.*, 2001).

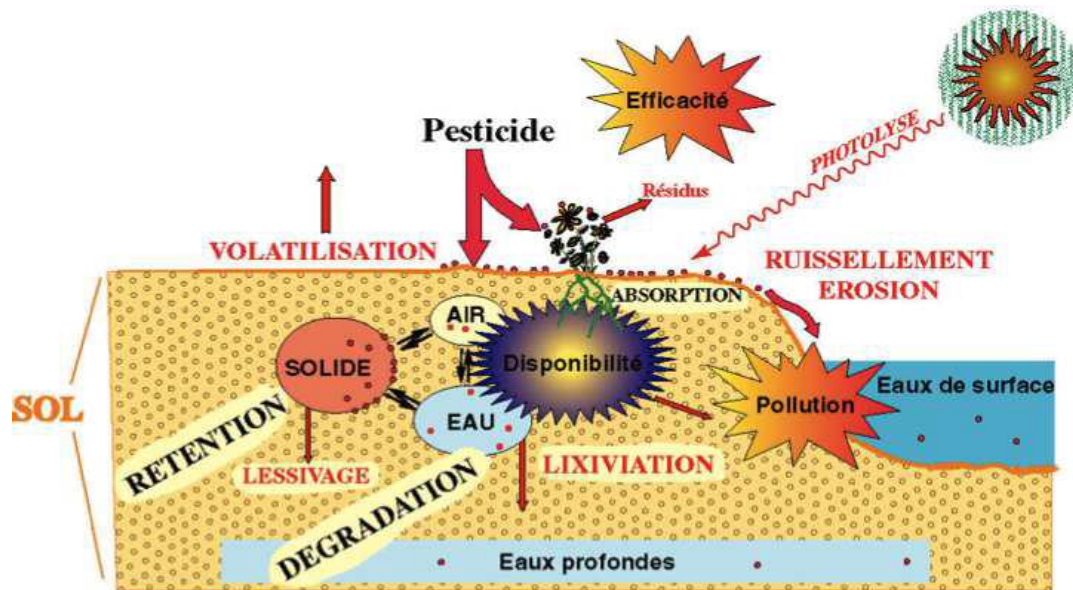


Figure 02 : Comportement des pesticides dans le sol (Barriuso et *al.*, 1996).

I.8. Les effets des produits phytosanitaires sur la santé humaine et la biodiversité

L'inquiétude à propos de l'impact des pesticides sur l'environnement et sur la santé humaine a commencé à faire parler d'elle au début des années 1960 (Van Der Werf, 1996). Depuis lors, un débat sur les risques et les avantages des pesticides n'a pas cessé et une énorme recherche a été menée.

I.8.1. les effets sur la santé humaine

La contamination de l'homme par les pesticides peut se faire par différentes voies. Il peut les absorber via les aliments et l'eau ou par contact avec la peau ou encore par inhalation (Ayad Mokhtari, 2012). Les pesticides peuvent être dangereux pour les consommateurs, ou pour les travailleurs et les passants pendant leur séjour, fabrication et transport, ou pendant et après leur utilisation (ACF, 2010). La connaissance des effets à court terme (toxicité aiguë) soit en progression, les risques à long terme (toxicité chronique) restent difficiles à apprécier (Pflieger, 2009).

I.8.1.1. Les effets aigus

Se développent généralement pendant ou peu après exposition, généralement quelques minutes à quelques heures après l'exposition à une dose unique d'un pesticide (Mamane, 2015). Les effets aigus s'observent principalement en milieu professionnel et particulièrement parmi les applicateurs ou manipulateurs des pesticides. La gravité des effets sera grosso modo proportionnelle à la toxicité aiguë de la matière active, habituellement évaluée par sa DL_{50} (Regnault-Roger et *al.*, 2005). Les effets spécifiques incluent : l'irritation, la sensibilisation et l'intoxication.

I.8.1.2. Les effets chroniques

Les effets chroniques des pesticides sur la santé se manifestent soit à distance d'une exposition unique et intense, soit à la suite d'exposition de faibles intensités mais répétées dans le temps (Regnault-Roger et *al.*, 2005). La victime va souffrir une mauvaise santé

permanente et peut même mourir. L'apparition des maladies peut seulement se produire plusieurs années après l'exposition initiale (Kesavachandran, 2014).

a. Les effets sur la reproduction

Les troubles de la reproduction dus à l'exposition aux pesticides peuvent affecter à la fois les femmes et les hommes entraînant, par exemple, le pesticide dibromochloropropane (DBCP), récemment interdit, a provoqué un dysfonctionnement testiculaire lors d'études chez l'animal et était lié à la stérilité chez des travailleurs humains exposés au DBCP. L'exposition à des agents mutagènes (substances induisant des mutations génétiques) et tératogènes (substances induisant des anomalies congénitales) transmettent le problème à la génération suivante, causant des dommages au fœtus et posant des risques particuliers pour femmes en âge de maternité (Pimentel et *al.*, 2008).

b. Les effets neurologiques

Plusieurs études suggèrent que l'exposition professionnelle à des pesticides, principalement organochlorés ou organophosphorés, est associée à une diminution progressive des capacités neurocomportementales et à l'apparition de troubles neuropsychologiques tels des difficultés de concentration, troubles de la mémoire ou anxiété (Regnault-Roger *et al.*, 2005). Les effets neurotoxiques peuvent être classés en quatre groupes principaux : ceux qui causent une perte des neurones par apoptose ou nécrose (neuropathies) ; ceux qui entraînent une dégénérescence des axones (axonopathies) ; ceux qui altèrent la structure de la myéline (myélinopathies) et ceux qui affectent la neurotransmission, en interférant avec la libération ou la recapture des neurotransmetteurs, ou en agissant comme agoniste/antagoniste de récepteurs. La toxicité des insecticides sur le système nerveux central suggère aussi qu'ils peuvent induire certaines maladies neurodégénératives comme la maladie de Parkinson, la maladie d'Alzheimer ou la sclérose latérale amyotrophique (Thany et *al.*, 2013).

c. Le cancer

Plusieurs pesticides (DDT...) ont été identifiés comme cancérigènes reconnus ou probables pour l'homme par différents organismes internationaux. D'après des études épidémiologiques ou expérimentales pour la population professionnellement exposée, il semblerait que la mortalité et l'incidence de certains types de cancers soient augmentées (Pflieger et *al.*, 2009). Les insecticides utilisés dans le cadre de l'activité professionnelle ont été classés comme cancérigènes par le centre international de recherche sur le cancer. Cependant, des taux d'incidence et de mortalité excessifs ont souvent été rapportés pour plusieurs cancers spécifiques, notamment le sarcome des tissus mous (STS), les lymphomes malins, le myélome multiple, la leucémie et cancer de la peau, de la prostate, des testicules, des poumons et du cerveau. De plus, les cancers du sein, de l'endomètre, des reins, du foie, de la vessie, des ovaires, de l'estomac et de la thyroïde ont également été associés occasionnellement à l'exposition à des pesticides (Dich et *al.*, 1997).

I.8.2. Effets sur la biodiversité

Les pesticides, en raison de leur toxicité avérée et de leur dispersion répétée à travers le monde, représentent un des facteurs responsables du déclin de la biodiversité (Foubert, 1986). Ils peuvent avoir des effets toxiques à court terme sur les organismes qui y sont

directement exposés, ou des effets sur le long terme, en provoquant des changements dans l'habitat et la chaîne alimentaire (Isenring, 2010). Alors il est de l'heure nécessaire de considérer l'impact des pesticides sur les populations des plantes et des animaux.

I.8.2.1. La flore

Les pesticides sont probablement l'un des facteurs les plus importants influençant l'abondance générale des plantes sur les terres agricoles (Boatman et *al.*, 2014). Ils peuvent affecter fortement la survie, le développement et la reproduction des plantes par l'inhibition de la photosynthèse, l'inhibition de la division cellulaire ou la perturbation de la régulation de phytohormones et induire à plus grande échelle des changements dans les communautés végétales entraînant des impacts écologiques et agronomiques importants (Helander et *al.*, 2012). Il a été démontré que de nombreux herbicides à formulation d'esters se volatilisent hors des plantes traitées avec des vapeurs suffisantes pour causer des dommages graves à d'autres plantes (Aktar et *al.*, 2009).

I.8.2.2. La faune

L'empoisonnement de la faune sauvage dépend de la toxicité d'un pesticide et de la quantité appliquée, de la fréquence, du moment et de la méthode de pulvérisation, du climat, de la structure de la végétation et du type de sol (Isenring, 2010). Les pesticides peuvent nuire aux organismes autres que les espèces nuisibles contre lesquelles ils sont ciblés (Barnett et *al.*, 2003). De nombreux entre eux sont toxiques pour les insectes bénéfiques, les oiseaux, les mammifères, les amphibiens ou les poissons. (Isenring, 2010).

a. Les vertébrés

Les poissons

Les pesticides entrant dans l'écosystème aquatique, entraînent une perte sous forme de pathologie ou de mortalité des animaux aquatiques, ce qui provoque le déclin des poissons (Lakhani, 2015). De même les herbicides 2,4-D provoquent des réactions de stress physiologiques chez le saumon rouge (Aktar et *al.*, 2009).

Les amphibiens

Selon le dernier état de la biodiversité mondiale, les amphibiens arrivent en tête des groupes animaux pour le pourcentage d'espèces disparues ou gravement menacées : 32 % soit 1856 espèces sont en danger d'extinction. Parmi de nombreux facteurs, on invoque l'emploi incontrôlé de pesticides (Cyrille, 2010).

A l'origine de ce constat, Hayes et *al* (2002), rapporte que l'atrazine, à des niveaux souvent trouvés dans l'environnement, démasculinise les têtards et les transforme en hermaphrodites. Pour les grenouilles mâles arrivées à maturité sexuelle, l'herbicide diminue de 10 le taux de testostérone, pour atteindre des taux inférieurs à ceux des grenouilles femelles normales.

Les reptiles

La littérature relative aux effets des contaminants environnementaux sur les reptiles est passée en revue et certaines généralisations basées sur des études d'autres types de vertébrés sont présentées. Les rapports sur la mortalité des reptiles suite à l'application de

pesticides sont suffisamment nombreux pour établir la sensibilité des reptiles à ces substances (Hall, 1980).

Colborn et al (1997) ont mis en évidence la déficience des organes sexuels des alligators du lac Apopka (Floride) qui fut longtemps pollué par le DDT.

Les oiseaux

Les oiseaux sont les espèces les plus vulnérables en ce qui concerne l'exposition aux pesticides et servent de sentinelles de la qualité de l'environnement. Ils ingèrent des pesticides qui se trouvent dans leur nourriture et en les absorbant par la peau et les pattes (Lakhani et al., 2015). Les pesticides peuvent affecter les oiseaux par la réduction de l'abondance d'invertébrés due aux effets directs des insecticides et des effets indirects des herbicides via la perte des plantes hôtes et par la raréfaction des graines de mauvaises herbes (Bright et al., 2008).

L'exposition aux pesticides peut entraîner aussi des effets sub-létaux, notamment la paralysie, des changements de comportement suite à une perturbation du système nerveux et des défaillances de la reproduction (Kegley et al., 1999). Certains pesticides provoquent une anorexie ou une perte d'appétit, ce qui les fait mourir de faim. Les services de la faune ont estimé que 67 millions d'oiseaux meurent chaque année d'intoxication par les pesticides et que plus de 600 millions sont exposés (Lakhani et al., 2015).

Les mammifères

Les pesticides peuvent affecter les mammifères sauvages, soit directement par empoisonnement, ou indirectement en supprimant les aliments et les abris (Jahn et al., 2014). Une étude qui a montrée l'empoisonnement secondaire du renard roux (*Vulpes vulpes*) par la bromadiolone, utilisé comme rodenticide (Berny et al., 1997). Plusieurs cas d'empoisonnement des dauphins par les pesticides ont été signalés dans le monde entier. En raison de leurs accumulations des grandes concentrations de polluants organiques persistants. (Aktar et al., 2009).

a. Les invertébrés

Les insectes

Les populations d'insectes dans l'agriculture et la foresterie sont potentiellement exposées à de grandes quantités de pesticides (Cutler, 2013). Les insecticides agissent directement sur les insectes bénéfiques en affectant la croissance menant à une anomalie morphologique puis à la mort et indirectement par les herbicides qui participent à la raréfaction de leurs ressources alimentaires (Barnett et al., 2003 ; Saha et Joy, 2016).

Dans le cas des insectes pollinisateurs, le nombre de colonies des abeilles aux USA a diminué de 45% par rapport à les 60 dernières années. La plupart des pertes de ces insectes entre 1966 et 1979 étaient imputables à l'expositions aux organochlorés, carbamates, organophosphorés et les pesticides pyréthroïdes (Johnson et al., 2010).

Les lombricidés

Les organismes du sol jouent un rôle crucial dans l'écosystème et constituent le principal moteur responsable de la dégradation de la matière organique, du cycle des éléments nutritifs et de la stabilité structurelle du sol. Les pesticides ont longtemps été utilisés en

agriculture pour lutter contre les parasites et les maladies des plantes. Cependant, de nombreux produits phytopharmaceutiques sont également toxiques pour les espèces bénéfiques et peuvent avoir des effets négatifs sur les fonctions du sol (Garcia, 2004). Les fongicides modifient la composition microbienne et altèrent les communautés microbiennes-champignons responsables du recyclage des nutriments dans le sol, aussi sont toxiques pour les vers de terre. Les insecticides sont très toxiques pour la plupart des invertébrés du sol (Sánchez-Bayo et al., 2011).

Les vers de terre fournissent les fonctions clés du sol qui favorisent de nombreux services écosystémiques positifs. Ces services sont importants pour la durabilité des agro-écosystèmes, mais peut être dégradé par des pratiques culturales intensives telles que l'utilisation de pesticides. Les vers de terre sont affectés par les pesticides dans tous les niveaux d'organisation. Par exemple, ils perturbent les activités enzymatiques, augmentent la mortalité individuelle, diminuent la fécondité et la croissance, changent les comportements individuels tels que l'alimentation et diminuent la biomasse et la densité globale de la communauté (Pelosi et al., 2014).

I.9. La réglementation d'utilisation des produits phytosanitaires

L'élaboration d'une réglementation sur les pesticides a pour but de garantir une sécurité au niveau de la santé publique et de limiter les impacts environnementaux. Différentes réglementations ont été mises en place au niveau mondial qui permettent un suivi des pesticides de la mise sur le marché au transport et à l'utilisation (Socorro, 2015).

I.9.1. La réglementation mondiale

La législation internationale se préoccupe des produits chimiques toxiques incluant les pesticides qui sont devenus préoccupants d'un point de vue sanitaire et environnemental. Ces composés sont connus sous le nom de Polluants Organiques Persistants (POPs) (Protocole d'Aarhus, 1979). Ces polluants sont définis à partir de leur :

- Toxicité élevée,
- Persistance dans l'environnement,
- Bioaccumulation,
- Transport sur de longues distances pouvant entraîner un dépôt éloigné des lieux d'émission.

Au niveau mondial deux textes concernent la gestion des risques liés à ces composés :

Le Protocole d'Aarhus, signé en juin 1998 et entré en vigueur le 23 octobre 2003, est relatif aux Pollutions Transfrontalières Longue Distance. Les polluants visés par ce protocole dont neuf pesticides : Aldrine, Chlordane, DDT, Dieldrine, Endrine, Heptachlore, Mirex, Toxaphène et Hexachlorobenzène, ainsi que les molécules de deux insecticides (Chlordécone et Lindane).

La Convention de Stockholm, signée en mai 2001 et entrée en vigueur le 17 mai 2004, dresse une liste de 12 Polluants Organiques Persistants inclues les pesticide dans le Protocole d'Aarhus. En 2005, deux insecticides (Chlordécone et Lindane) ont été ajoutés à la liste des pesticides de la convention (PNUE, 2005). Le Règlement européen n°850/2004 du 29 avril 2004 a interdit l'utilisation de tous les pesticides cités précédemment (Errami, 2012).

I.9.2. Réglementation algérienne

Le contrôle des produits phytosanitaires s'est établi peu à peu en fonction de la politique de développement prôné par le pays et par la disponibilité des moyens.

En Algérie, ce contrôle a connu une évolution dans le temps. La promulgation de la loi n° 87-17 du 01.08.1987 relative à la protection phytosanitaire a permis d'édicter les mesures relatives à la fabrication, l'étiquetage, l'entreposage, la distribution, la commercialisation et l'utilisation des produits phytosanitaires à usage agricole. Au terme de la loi, aucun produit phytosanitaire ne peut être commercialisé, importé ou fabriqué s'il n'a pas fait l'objet d'une homologation (journal officiel, 2010).

L'homologation des produits phytosanitaires a été instituée en Algérie par les décrets exécutifs qui fixent les mesures applicables lors de l'importation et l'exportation des produits phytosanitaires à usage agricole (journal officiel, 2010) :

- n° 95-405 du 02 décembre 1995.
- n° 10-69 du 31 janvier 2010.

I.10. Le marché des produits phytosanitaires

I.10.1. Dans le monde

Il existe dans le monde près de 100 000 spécialités commerciales autorisées à la vente. Elles sont composées à partir de 900 matières actives différentes. On enregistre 15 à 20 nouvelles matières actives qui s'y rajoutent chaque année (Ayad Mokhtari, 2012).

Le marché mondial des pesticides a atteint près de 30 milliards de dollars en 2000 et est globalement stable depuis cette date. Les herbicides représentaient près de 50% du marché mondial. En Europe et en Amérique du Nord, ces pesticides constituent généralement 70 à 80% du marché tandis que sous les tropiques, 50% des produits appliqués sont des insecticides (Pflieger, 2009).

I.10.2. En Algérie

L'Algérie utilise entre 6.000 à 10.000 T/an de pesticides, ce qui correspond à un taux d'utilisation de 15 % par rapport aux besoins normatifs de 50 000 tonnes (Moussaoui et *al.*, 2001). Le marché algérien en pesticides ne cesse pas d'augmenter ; en 2009 l'Algérie a importé 67 millions US \$ de pesticides et en 2008 77 millions US \$ contre 49,5 millions US \$ en 2007 (douanes, 2010).

La figure 03 illustre la répartition par catégorie de l'utilisation des pesticides en Algérie (Moussaoui et *al.*, 2001).

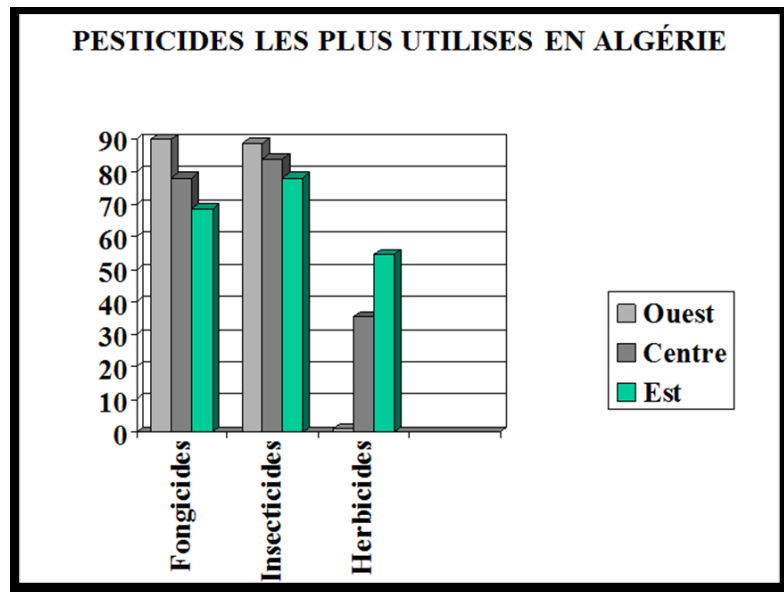


Figure 03 : Utilisation des pesticides en Algérie (Ministère de l'Agriculture, 2000).

I.11.Méthodes d'évaluation de l'effet des pesticides sur les organismes vivants

Il est très difficile de quantifier les impacts réels des pesticides dans le milieu naturel et d'analyser leur évolution. Les effets de l'introduction d'un pesticide dans un écosystème peuvent se produire à différents niveaux d'organisation biologique : individus et populations, assemblages d'espèces et communautés et l'écosystème dans son ensemble. Des paramètres biologiques peuvent être mesurés à ces différents niveaux et constituer autant de signaux indiquant qu'une perturbation a eu lieu dans le cadre de l'évaluation de la qualité des milieux naturels. (Ratelle et Pujalte, 2015).

I.11.1. La biosurveillance

La biosurveillance est définie comme « l'utilisation des réponses à tous les niveaux d'organisation biologique (moléculaire, biochimique, cellulaire, physiologique, tissulaire, morphologique, écologique) d'un organisme ou d'un ensemble d'organismes pour prévoir et/ou révéler une altération de l'environnement et pour en suivre l'évolution » ; afin d'appliquer ce concept, plusieurs stratégies biologiques complémentaires peuvent être utilisées (Cuny, 2012).

I.11.1.1.Mesure de biomarqueurs

En surveillant les réponses moléculaires, biochimiques, cellulaires, physiologiques ou comportementales, qui révèlent l'exposition présente ou passée d'un individu à un pesticide. La mesure de l'activité d'une enzyme clé du fonctionnement du système nerveux, l'acétylcholinestérase (AChE) peut révéler l'exposition d'invertébrés (mollusques, arthropodes) ou de vertébrés (poissons, oiseaux, mammifères) à certains insecticides (organophosphorés ou carbamates) dont le mode d'action est justement l'inhibition de l'AChE. Des valeurs seuils de l'inhibition, au-delà desquelles la mort de l'individu est

inévitables, ont parfois été proposées, notamment pour les oiseaux (Bocquené et Galgani, 2004).

I.11.1.2. Mesure de bio-indicateur

La notion de bioindicateur peut regrouper plusieurs concepts en fonction du niveau d'organisation biologique étudié : niveau infra-individuel, niveau individuel ou niveau populationnel.

Lorsque les effets observés concernent une réaction au niveau individuel, on pourra prendre la définition de Garrec et Van Haluwyn (2002) qui définissent un bioindicateur comme « un simple relais ne faisant référence qu'à des effets observables au niveau de l'individu se traduisant par des altérations morphologiques, tissulaires ou physiologiques ». Les bio-indicateurs permettent d'évaluer la qualité de l'environnement et des écosystèmes, ainsi que l'impact du stress environnemental sur la composition et le fonctionnement des écosystèmes (Markert et *al.*, 2003).

Une classification subdivise les bioindicateurs en groupes d'indicateurs d'effet et d'accumulation. Les premiers répondent rapidement et de manière observable ou mesurable au stress physique ou chimique. Alors que, les indicateurs d'accumulation disposent d'une résistance à la déformation, ils incorporent pendant un temps considérable des substances potentiellement toxiques (Fränzle, 2006).

Les vers de terre sont souvent suggérés comme des bioindicateurs de la qualité du sol. Ils constituent une partie importante du système de sol par une biomasse de 40 à 90% et sont sensibles aux perturbations des écosystèmes. Les vers de terre peuvent indiquer la qualité du sol par l'abondance et la composition spécifique, sur un site particulier, le comportement de chaque vers de terre en contact avec un substrat du sol (préférence / évitement / activité), l'accumulation des produits chimiques du sol dans leur corps, et les biomarqueurs biochimiques / cytologiques du stress chez le ver de terre. (frund et *al.*, 2010 ;Tondoh et *al.*, 2006).

II. Données biologiques des lombricidés**II.1. Classification**

Les lombrics sont des Eumétazoaires, Bilatériens, Protostomiens, Lophotrochozoaires, Eutrochozoaires, Spiraliens (Römbke et al., 2005).

Selon Reynolds et Cook (1993) les oligochètes terrestres comportent plusieurs familles : Moniligastridae, Haplotaxidae, Enchytraeina, Enchytraeidae, Propappidae, Alluroididae, Criodrilidae, Lumbricidae, Komarekionidae, Diporochaetidae, Ailoscolecidae, Hormogastridae, Lobatocerebridae, Sparganophilidae, Biwadrilidae, Glossoscolecidae, Kynotidae, Microchaetidae, Almidae, Megascolecidae, Acanthodrilidae, Lutodrilidae, Octochaetidae, Eudrilidae et Ocnerodrilidae.

Règne : *Animalia*

Embranchement : *Annelida*

Classe : *Clitellata*

Sous classe : *Oligochaeta*

Ordre : *Haplotaxida*

Sous ordre : *Lumbricina*

Super-famille : *Lumbricoidea*

Famille: *Lumbricidae*

II.2. Morphologie**II.2.1. Morphologie externe**

Les lombriciens se caractérisent de point de vue morphologique, par un corps mou, de forme cylindrique, à symétrie bilatérale, constitué par une succession de segments (Fig.4a) et chaque segment garni soit de quatre paires de courtes soies éloignées ou séparées, soit d'une rangée de soies tout autour (Fig.4b). On distingue deux parties : une partie antérieure pointue où se situe le prostomium à différentes ouvertures zygalobus, épilobeuse ou tanylobus (Fig.4c) et un clitelum de forme de selle ou annulaire (Fig.4d), une partie postérieure qui se termine par un pygidium aplatie ou circulaire (Fig.4e) (Edwards et Bohlen, 1996 ; Lavelle et Spain, 2001 ; Razafindrakoto, 2012).

Les vers de surface apparaissent plus pigmentés que ceux qui vivent en profondeur, ils sont souvent rouge, brune ou verdâtre. La longueur de corps des lombricidés varie de quelques millimètres à 3 mètres et la surface dorsale de leur corps est marquée par une ligne médiane dorsale sombre le long de l'axe longitudinal. La surface ventrale se distingue par la présence de pores génitaux, les pores mâles sont situés sur le 15^e segment et les pores femelles sur le 14^e segment, les vers de terre sont donc hermaphrodites. Les autres ouvertures sont les néphridiopores qui sont difficiles à voir, elles se situent sur la face latérale et s'étendent généralement en une seule série le long du corps de chaque côté (Edwards, 2012 ; Bachelier, 1978).

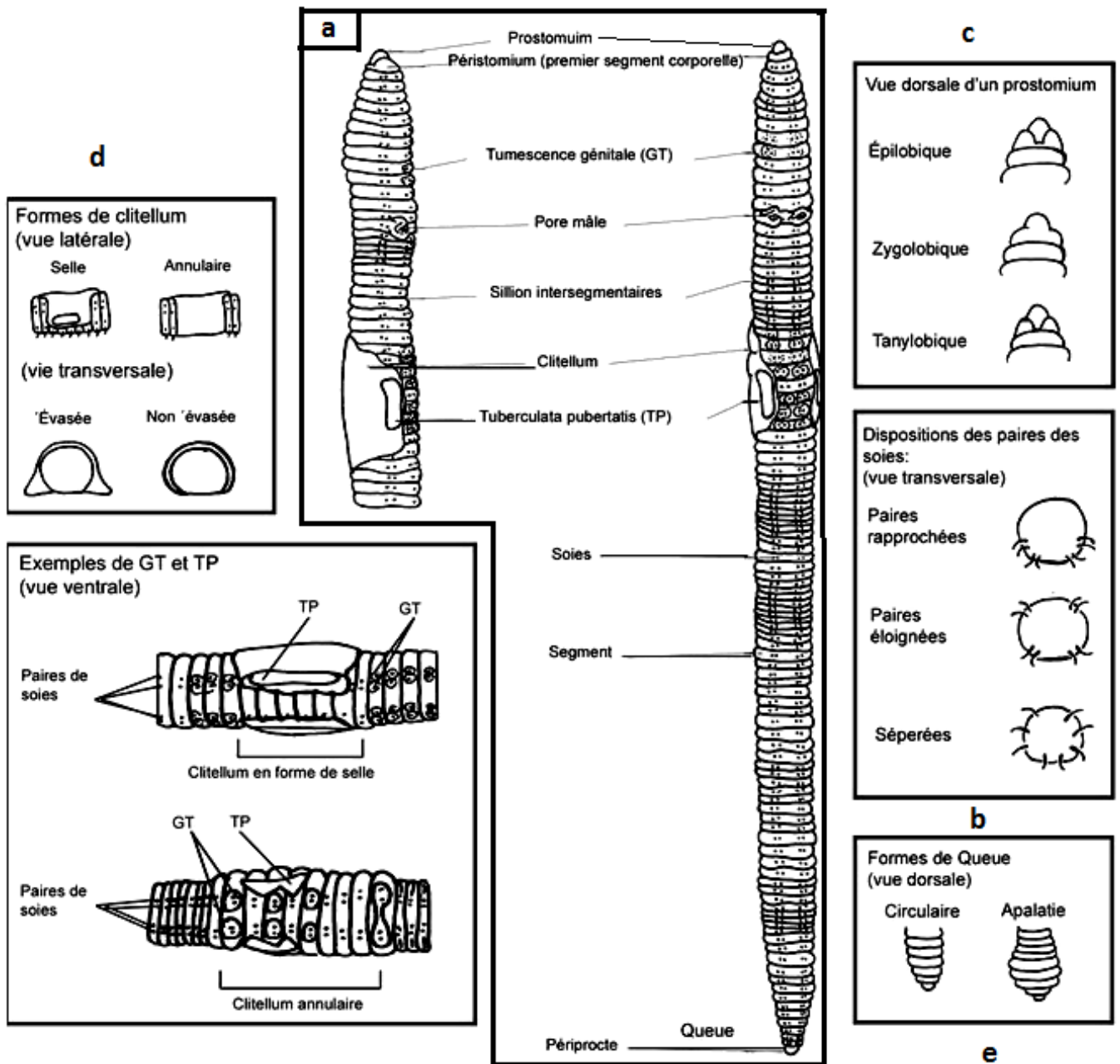


Figure 4 : Morphologie externe d'un ver de terre

(<https://www.futura-sciences.com>) (Anonyme, 2017).

II.2.2. Morphologie interne

La structure interne d'un vers de terre se décrit comme, une installation de trois cylindres l'un dans l'autre. La partie interne contient un long intestin qui traverse tout le corps; la partie médiane est constituée de deux séries de muscles : l'une longitudinale et l'autre circulaire. Enfin, l'épiderme forme l'enveloppe externe, appelée cuticule.

On distingue chez le lombric la présence de six systèmes distincts : un système nerveux, respiratoire, circulatoire, digestif, excréteur et reproducteur (Schraer, 1987) (Fig.06).

II.2.2.1. Le système digestif

Le système digestif d'un ver de terre est composé d'un pharynx, d'un œsophage, d'un gésier et d'intestin. Le tube digestif part de la bouche et se termine à l'anus. Cette fonction digestive importante est réalisée par le gésier. Ils dépendent des muscles de leur pharynx pour aspirer leur nourriture qui passe à travers l'œsophage au gésier. Une fois que la nourriture est décomposée dans le gésier, elle passe dans les intestins, où davantage d'enzymes sont ajoutées (chitinase, protéase). Ces enzymes améliorent la décomposition des aliments et favorisent la croissance des micro-organismes bénéfiques. Les Bactéries et microchampignons décomposent la cellulose dans les déchets alimentaires et l'herbe coupée. Après la digestion, ils rejettent un mélange de terre et de débris végétaux appelé turricule (Daniel et Merrill, 2013 ; Edwards et Bohlen, 1996).

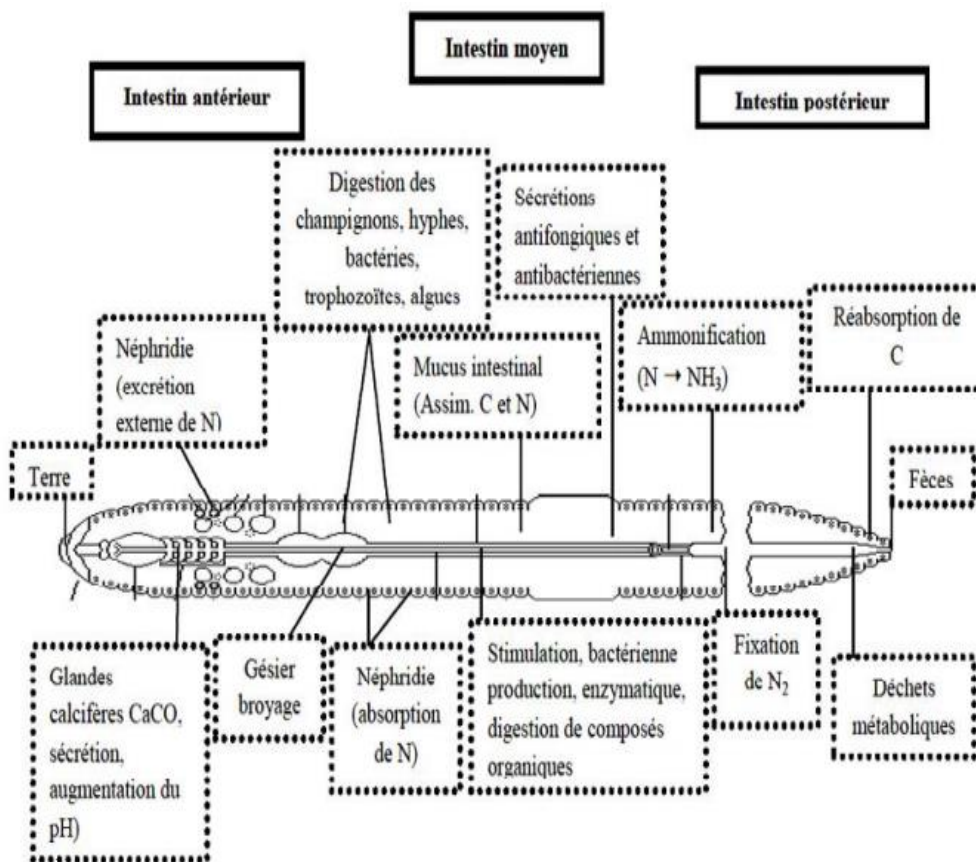


Figure 5 : Les étapes du processus de digestion chez le ver de terre (Brown, 2000).

II.2.2.2. Système circulatoire

Les vers de terre ont un système circulatoire fermé, il se compose de vaisseaux sanguins longitudinaux; 4 paires de cœurs avec des valves; deux paires de boucles latérales ; du sang. Les vaisseaux longitudinaux comprennent les vaisseaux dorsaux et ventraux qui s'étendent sur tout le corps, un vaisseau sous-neural allant du segment 15 à l'extrémité du corps située sous le cordon nerveux, un vaisseau supraoesophagien situé sur l'estomac dans le segment 9-13, et une paire de vaisseaux œsophagiens des segments 13 à 1. La circulation est unidirectionnelle, Le cœur pompe le sang des vaisseaux dorsaux aux vaisseaux ventraux. Le sang est constitué des cellules sanguines de nature phagocytaire et de l'hémoglobine qui reste

dissoute dans le plasma sanguin. (Sims et Gerard, 1985 ; Edwards et Bohlen, 1996 ; Starr, 2014).

II.2.2.3. Système respiratoire

Les vers de terre n'ont pas d'organes respiratoires spécialisés. L'oxygène doit d'abord se dissoudre dans une couche aqueuse sur toute la surface du corps, à partir de laquelle se diffuse à travers la cuticule et les tissus épidermiques dans le sang, qui contient l'hémoglobine (Edwards et Lofty, 2013).

II.2.2.4. Système excréteur

Les principaux organes excréteurs du ver de terre sont les néphridies, qui extraient les déchets du fluide cœlomique sous forme de déchet. Une paire de néphridies se retrouvent dans chaque segment, à l'exception des trois premiers et des derniers segments. Chaque néphridie se termine par une ouverture à l'extérieur qui sont les néphridiopores. Ces derniers se situent sur la face latérale et s'étendent généralement en une seule série le long du corps de chaque côté (Edwards et Bohlen, 1996).

II.2.2.5. Système nerveux

Le système nerveux se compose de ganglions cérébraux, d'un cordon nerveux ventral, situé dans le coelome, commençant à l'extrémité antérieure et s'étendant sur toute la longueur du corps (Edwards, 2012).

II.2.2.6. La paroi du corps et locomotion

La paroi du corps est constituée d'une cuticule externe, de l'épiderme, d'une couche de tissu nerveux, de couches musculaires circulaires et longitudinales et enfin de la cuticule du péritoine, qui sépare la paroi du corps du coelome (Edwards et Bohlen, 1996).

Les vers de terre utilisent les muscles et les soies pour se déplacer. La locomotion est provoquée par la contraction alternée des muscles circulaires et longitudinaux du corps. Une vague de contraction suivie d'une vague de relaxation du même ensemble de muscles. Les soies des segments postérieurs font saillie et sont incrustées dans le sol tandis que celles des segments antérieurs sont rétractées (Puranik et Bhate, 2008).

II.2.2.7. Système reproducteur

Les vers de terre sont hermaphrodites, les ovaires et les testicules sont présents chez le même individu. Deux paires de testicules sont présentes dans les segments 10 et 11, les orifices génitaux masculins situés du côté ventro-latéral du segment 15. Une paire d'ovaires est située dans le segment 13, s'ouvre du côté ventral en tant que pores génitaux féminins uniques sur le segment 14 (Jamieson, 2004).

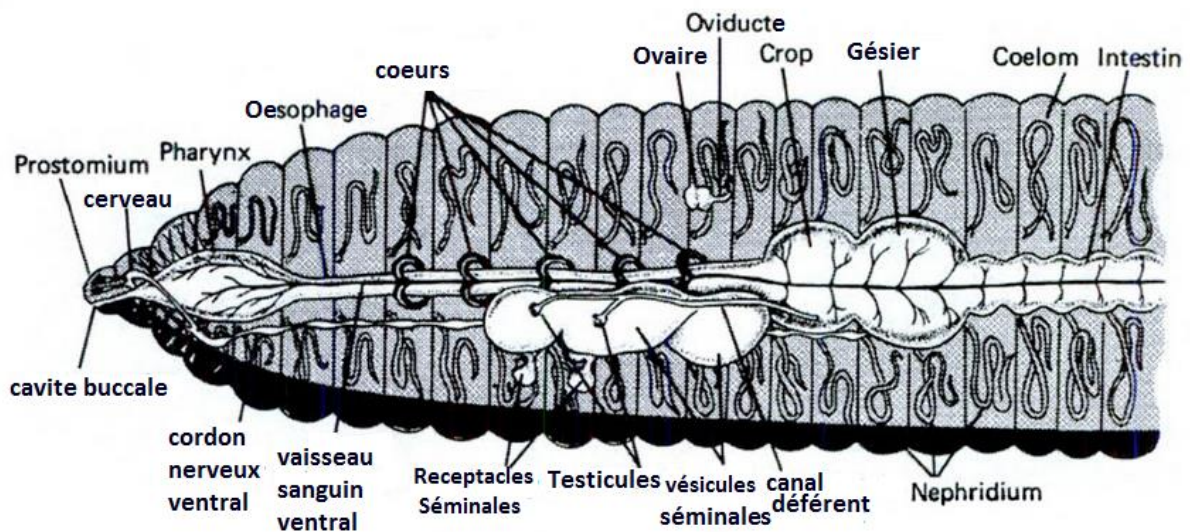


Figure 6 : Anatomie interne d'un ver de terre (Liberty Press et Glotzhabe, 2005).

II.2.3. Régénération

De nombreux vers de terre ont un pouvoir de régénération considérable. Si le corps est coupé en deux moitiés, la moitié antérieure est généralement capable de régénérer la nouvelle queue. Cependant, la moitié postérieure n'est pas capable de se développer une nouvelle tête du corps (Puranik et Bhate, 2008). Dans la famille des Lumbricidae, la régénération nécessitait la présence d'une énorme quantité de cellules souches régénératives appelées neoblasts pour reconstruire le mésoderme antérieur, et plus encore, une dédifférenciation de l'épiderme et de l'intestin est nécessaire pour reconstruire l'ectoderme et l'endoderme, mais la régénération des organes postérieurs est exclusivement effectuée par les cellules souches (Myohara, 2012 ; Jamshidi et Pishkahi, 2014).

II.2.4. Alimentation

Le régime alimentaire des vers de terre se compose principalement de matériel à divers stades de décomposition. Les tissus végétaux morts constituent l'essentiel de la matière organique consommée, mais aussi des microorganismes vivants, des champignons, des nématodes et d'autres microfaunes, mésofaune et leurs restes morts sont également ingérés. La plupart des espèces consomment aussi les fractions minérales du sol et semblent préférer les mélanges organo-minéraux aux matières organiques pures. On distingue deux modes de nutrition : les détritivores qui se nourrissent de la litière et les géophages qui ingèrent de grandes quantités du sol contenant de la matière organique (Curry et Schmidt, 2007).

II.2.5. La durée de vie

Les vers de terre ont une durée de vie dépendante de l'espèce, de leur biotope et des conditions dans lesquelles ils vivent. Les stratégies d'allocation de l'énergie varient entre les types « r et k ». La stratégie de type « r » concerne les espèces à durée de vie courte (plusieurs mois) donc plus spécifiquement les épigés, qui allouent tout d'abord leur énergie à la reproduction et à la croissance. A l'inverse, la stratégie « 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 (jusqu'à 10 ans) (Bazri, 2015).

II.2.6. Période d'activité

Dans les régions tempérées, la plupart des vers de terre rentrent en diapause l'été. Activité, nutrition et aptitude à se reproduire reprennent à l'automne avec la réhumidification du sol. En hiver, les vers ralentissent leur activité, ils s'enfoncent si le froid devient trop intense. Dans le sud de la Suède, la majorité de la population de *Lumbricus terrestris* s'enfouissait profondément dans le sol et devenait inactive lorsque la température du sol est descendue en dessous de 0°C en hiver. Leur vie redevient normale au printemps avec l'adoucissement du climat. (Shuster et Edwards, 2002 ; Potvin et Lilleskov, 2016).

II.2.7. Cycle de vie

Les vers de terre sont hermaphrodites. La plupart des espèces lombriciées copulent et se reproduisent par fertilisation croisée. Les deux vers de terre se rejoignent par leurs côtés ventral et leurs extrémités antérieures dans des directions opposées de telle sorte que l'ouverture génitale masculine de l'un soit ajustée à la première paire de pores spermatheques de l'autre (Diaz Cosin et al., 2010). Bien que quelques espèces puissent se reproduire par parthénogenèse (*Aporrectodea trapezoides*). Après l'accouplement, les deux vers se séparent, les cellules de la glande du clitellum sécrètent une ceinture membraneuse autour du corps, lorsque le ver s'en échappe, la ceinture avance sur le corps du ver et reçoit des ovules de l'ouverture génitale féminine, du sperme des spermatheques et de l'albumine de l'épiderme. La ceinture glisse le long de la pointe antérieure du ver. Lorsque le ver s'en est entièrement retiré, l'élasticité du tube provoque la fermeture de ses deux extrémités pour former une capsule scellée, le cocon (Puranik et Bhate, 2008). Le cocon se durcit pour protéger les œufs en développement. Pour la plupart des espèces, un seul juvénile éclot par cocon, bien que certaines espèces produisent plusieurs juvéniles par cocon. Ce dernier peut prendre de 3 à 5 mois à éclore. La plupart des vers de terre juvéniles éclosent avec le même nombre de segments qu'ils auront à l'âge adulte, les segments s'agrandissant simplement pendant la croissance. Les juvéniles vont 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, va ensuite se former et permettre au ver de terre de devenir sexuellement mature pour pouvoir se reproduire à son tour ; il devient alors adulte (Fig.7) (Pelosi, 2008).

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 (Pelosi, 2008). Il a été noté que *Allolobophora chlorotica* mettait 17 à 19 semaines pour mûrir lorsqu'il était conservé à 15 °C. En revanche les mêmes espèces ont mûri en 13 semaines à 18 °C (Edwards et Bohlen, 1996).

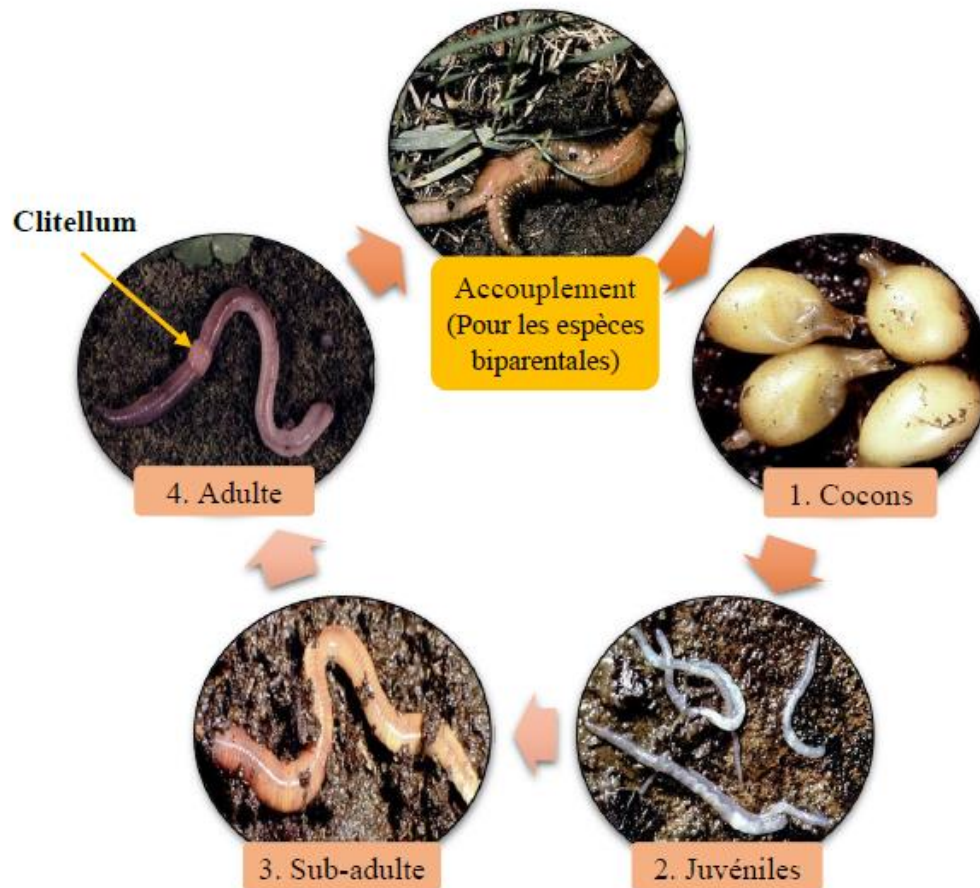


Figure 7 : Cycle de vie d'un ver de terre (Hipp, 2005).

II.3. L'écologie des lombricidés

II.3.1. Les catégories écologiques

Les vers de terre ont été classés sur la base de leurs stratégies d'alimentation et de fouissage, en trois catégories écologiques: épigée, endogée et anécique (Bouché, 1977).

Nous avons ajouté des caractéristiques supplémentaires décrites par d'autres auteurs tel que l'habitat, le fonctionnement et l'intérêt des vers de terre (Kiyasudeen *et al.*, 2016 ; Edwards et Bohlen, 1996 ; Shrameti et Varma, 2015 ; Myster, 2007).

Tableau 2 : Principales caractéristiques des trois catégories écologiques de vers de terre décrites par (Bouché 1972 ; 1977, Kiyasudeen et al., 2016 ; Edwards et Bohlen, 1996 ; Sherameti et Varma, 2015 ; Myster, 2007).

	Espèce épigée	Espèce endogée	Espèce anécique
Alimentation	Litière décomposée à la surface du sol ; peu ou pas d'ingestion de sol	Sol minéral avec préférence pour matériau riche en matière organique	La matière organique décomposée à la surface du sol, dont une part est emmenée dans les galeries ; un peu d'ingestion de sol
Pigmentation	Sombre, souvent ventrale et dorsale	Peu ou pas pigmenté	Moyennement sombre, souvent uniquement dorsale
Taille adultes	Petite à moyenne (10-30 mm)	Moyenne (1-20 cm) ou grands	Grande (10-110 cm)
Galeries	Quelques galeries dans 1ers cm de sol par d'espèces intermédiaires	Galeries continues, extensives, subhorizontales, souvent dans les 15 premiers cm de sol	Grandes galeries verticales et permanentes dans horizon minéral
Mobilité	Mouvements rapides en réponse à des perturbations	Généralement lents	Retrait rapide dans galerie mais plus lents que les épigés
Longévité	Relativement courte	Intermédiaire	Relativement longue
Temps de génération	Court	Court	Long
Survie à sécheresse	Sous forme de cocons	Diapause	Quiescence
Prédation	Très importante, surtout par oiseaux, mammifères et arthropodes prédateurs	Faible ; un peu par oiseaux qui creusant le sol et arthropodes prédateurs	Importante, surtout quand ils sont en surface, un peu protégés dans leur galerie
Habitat	En surface du sol	Quarante centimètres en profondeur du sol au maximum	Pouvant atteindre cinq à six mètres de profondeur du sol
Les espèces	- <i>Eisenia fetida</i> - <i>Lumbricus rubellus</i>	- <i>Aporectodea caliginosa</i> - <i>A. trapezoids</i> - <i>Alollobophora rosea rosea</i>	- <i>L. terrestris</i> - <i>A. longa</i>
Intérêt et fonction	-Décomposition de la litière -Affecter l'inoculation microbienne dans le sol	-Modification des propriétés physiques et chimiques du sol -La stabilisation des matières organiques du sol;	- Aération du sol -Mélanger la matière organique et la fraction minérale des différents horizons pédologiques

Les catégories écologiques intermédiaires des vers de terre, existent pour les espèces qui ne s'inscrivent pas complètement dans l'une des principales catégories écologiques; comme, les vers de terre épi-endogés qui sont des espèces souvent polyhumiques (préfèrent les substrats enrichis organiquement) et utilisent de la litière végétale à la surface du sol et de la couche supérieure riche en carbone du sol minéral (Coleman et *al.*, 2004).

II.3.2. Intérêt des vers de terre

Comme rapporté dans la synthèse de Minnich (1977), de tout temps les vers de terre ont attiré l'attention des hommes. Leurs effets bénéfiques sur la fertilité des sols était déjà connu dans l'Égypte antique allant même jusqu'à être déclarés sacrés par la reine Cléopâtre (69 - 30 av J.-C.), rendant passible de la peine de mort toute extraction du sol. De grands philosophes grecs tels Aristote (384 – 322 av. J.-C.) reconnurent aussi leur vertu en les qualifiant « d'intestins de la terre ». Ils seront par la suite réhabilités au travers d'ouvrages de grands naturalistes tels que Darwin (1881). Depuis le début du 20^{ème} siècle jusqu'à aujourd'hui, le nombre d'expériences visant à étudier l'effet des vers de terre sur la structure et fertilité des sols, mais aussi sur les différents paramètres agissant sur la croissance des plantes n'ont pas cessé d'augmenter (Freitas, 2013).

Les vers de terre remplissent des fonctions écologiques uniques dans le sol. Ils jouent un rôle important dans la dynamique physique, chimique et biologique du sol, à travers trois principales fonctions : la création de galeries, la formation des turricules et les Interactions avec d'autres organismes (Pelosi, 2008).

Les grandes galeries permettent l'aération du sol, le développement des racines, ainsi que l'augmentation de l'infiltration de l'eau qui limite le ruissellement et l'érosion (Lavelle et *al.*, 1999).

Les lombriciens assurent la décomposition, l'incorporation de la matière organiques et la formation des turricules en augmentant la fertilité du sol, ainsi que la disponibilité des éléments minéraux nutritifs pour les plantes et les autres organismes du sol, notamment les microorganismes tels que *Bacillus benzoovorans* (Silva, 2013). Certains essais sur le terrain menés en Nouvelle-Zélande montrent que l'introduction et la propagation de vers de terre d'origine européenne ont entraîné une augmentation du rendement des pâturages semés. (Stockdill, 1982).

II.3.4. Relation entre les lombriciens et les facteurs biotiques et abiotiques du milieu

II.3.4.1. Interaction vers de terre- facteurs biotiques

a. Interaction vers terre-plante

Les vers de terre ont une teneur élevée en azote (tube digestif), la disponibilité de l'azote et d'autres éléments nutritifs dans les turricules est supérieure à celle du produit de départ. De plus, les vers de terre améliorent la porosité du sol qui permet la croissance des racines, de même ils se nourrissent préférentiellement de certains champignons qui provoque des maladies fongiques chez les plantes. Par conséquent, ce qui améliore la bonne croissance des plantes (Antonello, 2007 ; Agapit et *al.*, 2017).

b. Interaction vers de terre-faune

Les vers de terre peuvent être influencés par des interactions biotiques, telle que le parasitisme, concurrence, la prédation. Environ 200 espèces de vertébrés sont recensées comme prédateurs des vers de terre, incluent certains oiseaux, On cite la bécasse qui se nourrit exclusivement de vers de terre, elle recherche des parcelles où l'activité lombricienne est systématiquement supérieure à 500 kg/ha. Les vers de terre sont également consommés par de nombreux mammifères comme le sanglier, le hérisson, la taupe. Ainsi les vers de terre sont en concurrence avec d'autres animaux comme les invertébrés du sol, ils peuvent entraîner une diminution de la population des microarthropodes (Collemboles) en raison de la concurrence pour l'alimentation (Brown, 1995 ; Antonello, 2007 ; Cluzeau et al., 2004).

Quant au parasitisme, les vers de terre sont très souvent parasités par des Grégarines (Sporozoaires), des Ciliés (*Anoplophrya alluri*), divers Nématodes, dont des *Rhabditis* et des *Syngamus* et certaines larves de Diptères *Sarcophagidae* et *Tachinidae* (Bachelier, 1978 ; Cox, 1968).

II.3.4.2. Interaction ver de terre- facteurs abiotiques du milieu

Les communautés de vers de terre peuvent être décrites en termes de nombre, de biomasse, de composition et de diversité d'espèces. Ces composants des communautés de vers de terre sont régulés par une combinaison de facteurs abiotiques (Singh et al., 2016).

a. Température et humidité du sol

La température est un facteur de première importance car elle influence la rapidité de développement des vers de terre ainsi leur activités. La température optimale pour les espèces tempérées comprise entre 10 et 20 °C et entre 20 et 30 °C pour les espèces tropicales et subtropicales et quelques espèces peuvent tolérer des températures inférieures à 0 °C (Edwards, 2004). Il a été prétendu qu'*Eisenia nordenskiöldi* en Russie pouvait survivre pendant de longues périodes entièrement gelée (Edwards et Bohlen, 1996). La température préférée de l'espèce *Eisenia foetida* est comprise entre 15,7 et 23,2 °C, et celle d'*Allolobophora caliginosa* entre 10 et 23,2°C (Grant, 1955).

Selon Evans et Guild (1948) ont ainsi observé que la production de cocons par les *Lombrics* devient quatre fois plus importante quand la température s'élève de 6" à 16°C.

L'eau forme les 80 à 85 % du poids du corps des vers de terre. Les températures élevées sont souvent associées à des pénuries d'humidité. Les vers de terre recherchent l'humidité et craignent la sécheresse. Leur nombre augmentent avec l'augmentation de la teneur en humidité du sol (Edwards, 2004 ; Bachelier, 1978).

b. pH du sol

Les vers de terre sont généralement absents dans les sols très acides et rares dans les sols de pH inférieur à 4,5. La majorité des espèces se trouvent dans la plage de pH de 5 à 7,4 (Edwards, 2004). *Eisenia foetida* préfère des sols très organiques à pH élevés, de l'ordre de 7 à 8 (Bachelier, 1978). L'importance relative du pH du sol dans la détermination de la production de turricules de l'espèce *Allolobophora caliginosa* a été évaluée, la production de turricules a augmenté avec l'augmentation du pH (Springett et Syers, 1984).

c. Texture du sol

Les vers de terre sont plus abondants dans les sols limoneux, argilo-limoneux et argilo-sableux que dans les sables, les graviers et les argiles. L'espèce *Allolobophora caliginosa*, préfère abriter les sols limoneux légers (Guild, 1948).

d. Réaction des vers de terre avec la lumière

Les vers de terre, n'ont pas d'organes visuels. Au lieu de cela, possèdent des cellules photoréceptrices (Ont une structure membranaire spéciale : le phaosome) (Le Men, 2015) dans leur peau qui leur permettent de détecter et de réagir à la lumière. Ils sont photonegatifs et très sensibles à la lumière (Russell et *al.*, 2016).

e. Contribution des vers de terre dans le cycle des éléments nutritifs

Les rejets des vers de terre sont plus riches en calcium, potassium, azote, magnésium et en phosphore. Ces éléments nutritifs proviennent des végétaux et des cadavres d'animaux ingérés avec la terre. Les vers de terre constituent une importante réserve d'azote et leur mort Détermine dans les sols un apport non négligeable de cet élément. Les protéines forment en effet 54 à 72 % du poids sec des vers, ce qui, pour une prairie normale qui possède 370 vers de terre au mètre carré, correspond à un apport de 3,6 g d'azote au mètre carré. De même Les vers de terre stimulent la fixation de l'azote atmosphérique, que ce soit la fixation symbiotique des *Rhizobium*, ou la fixation non symbiotique et aérobie des *Azotobacter* (Bachelier, 1978 ; Lemtiri et *al.*, 2014).

f. Les facteurs agissant sur la réduction de la population des vers de terre

Les pratiques agricoles dans ces expériences de terrain à long terme influencent les vers de terre directement ou indirectement. Souvent, une certaine pratique produit plus d'un effet. Les effets peuvent être grossièrement divisés en deux parties, l'une affectant l'approvisionnement en aliments(le labour), l'autre affectant l'environnement physico-chimique du sol (application de pesticides). Ces effets sont généralement difficiles à dissocier pour identifier la raison exacte du déclin ou de l'augmentation d'une population (Lofs-Holmin, 1983). Plusieurs effets des pratiques agricoles ont été cités sur les différentes catégories écologiques (Tab.03).

Tableau 03 : Les effets des pratiques agricoles sur les différentes catégories écologiques des vers de terre (<https://tarn.chambre-agriculture.fr> > Occitanie > Ecophyto > Observer_le_sol). (Anonyme, 2017).

Categorie ecologique Pratique agricole	Epige	Anécique	Endogé
Fertilisation organique Lisier et fumier	+	++	++
Travail du sol Labour	-	--	0
Travail superficiel	+	++	0
Semis direct	++	++	+
Traitement phytosanitaire	-	-	-
Couvert vegetale	+	+	+
Pression de paturage	-	0	-
chaulage	+	+	+

- Plutôt défavorable

0 Pas d'effet constaté

+ Plutôt favorable

III. Présentation de la zone d'étude

III. 1. Situation géographique de la région de Bouira

Issue du découpage administratif institué par l'ordonnance n° 74 / 69 du 02 juillet 1974 relative à la refonte de l'organisation territoriale des Wilayas (J.O.R.A, 1974). La wilaya de Bouira se situe dans la région Nord – Centre du pays, à environ 120Km au Sud Est d'Alger. S'étend sur une superficie totale de 4454 Km², représentant 0, 19 % du territoire national (DSA, 2019). Selon les résultats finals du RGPH, la population de la région est estimée à 717 140 habitants soit une augmentation de 12 804 habitants, avec une densité moyenne de 161 habitants/Km². Du point de vue administratif, la wilaya de Bouira se subdivise en 12 daïras totalisant 45 communes (D.P.A.T, 2010). Elle est limitée au Nord-Est par la région de Tizi-Ouzou et la chaîne montagneuse du Djurdjura, au Nord ouest par la région de Boumerdes, au Sud-Est par la chaîne montagneuse des Bibans et la région de Bordj-Bou-Argeridj, au Sud-est par les montagnes de Dirah et la région de M'Sila, à l'Ouest par les régions de Médéa et de Blida et à l'Est par la région de Bejaia et la vallée de la Soummam. Cette région se situe à une altitude de 555 m. Ses coordonnées géographiques sont 36° 12' 30'' N. et 3° 55' 30'' E (Google earth, 2019).

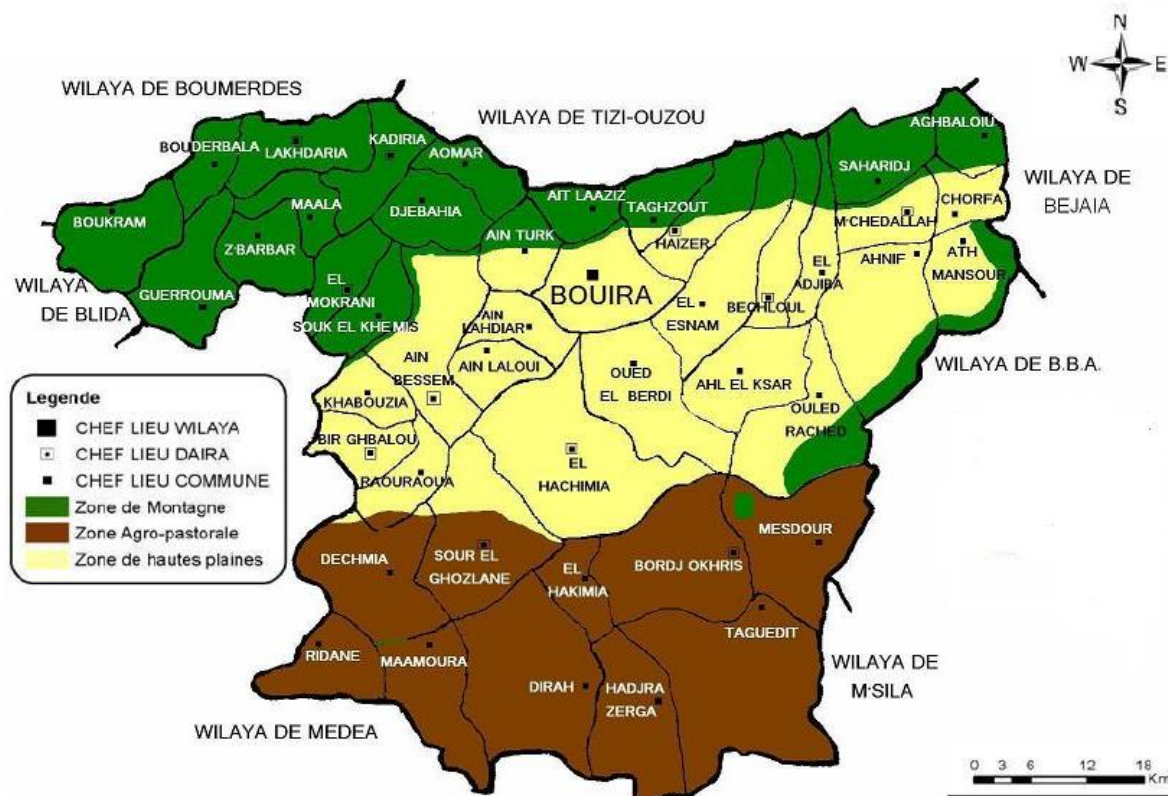


Figure 08: Position géographique de la région de Bouira (DSA Bouira, 2019).

III.2. Facteurs abiotique de la région de Bouira

Les facteurs abiotiques contrôlent tout le fonctionnement physique et biologique des écosystèmes à différentes échelles de temps et d'espace (Lévêque, 2003). Ils exercent une influence sur les êtres vivants, en contrôlant la répartition et l'abondance des espèces (Post, 2013). D'après Sharma (2009) les facteurs abiotiques incluent les facteurs climatiques et édaphiques.

III.2. 1. Facteurs édaphiques de la région de Bouira

III.2. 1. 1. Les sols

Les sols de Bouira sont à prédominance calcaire dans les zones montagneuses et varient dans les plaines (DSA, 2019). Kotanski et *al.*, (2004), témoigne que les sols du Djurdjura sont des sols gypseux avec des couches salées dans le triasique. Le système triasique est constitué par des calcaires et des pélites avec des couches marneuses et dolomitiques.

Selon la DHW ; la wilaya de Bouira est caractérisée par différent types de sols :

- Les sols peu évolués
- Les sols isohumiques
- Les sols à mull
- Les sols à sesquioxydes
- Les sols halomorphes
- Les sols calcimorphes

III.2. 1. 2. L'occupation du sol de la wilaya de Bouira

Selon l'IFN, 2008. La superficie totale de Bouira est répartie en :

- ❖ Les terres forestières (forêts, maquis et reboisements), occupent une superficie totale 94 049 Ha correspondant à un taux de boisement de la wilaya de 12 % ;
- ❖ Les terres agricoles (grande culture en sec et en irrigué, culture maraîchère, culture arboricole, viticulture, polyculture, oléiculture) couvrent 537 314 ha soit 71 % ;
- ❖ Les terres de parcours couvrent une superficie de 125 830 Ha soit 16% ;
- ❖ Terres improductives couvrent une superficie de 7 416 Ha soit 1 %.

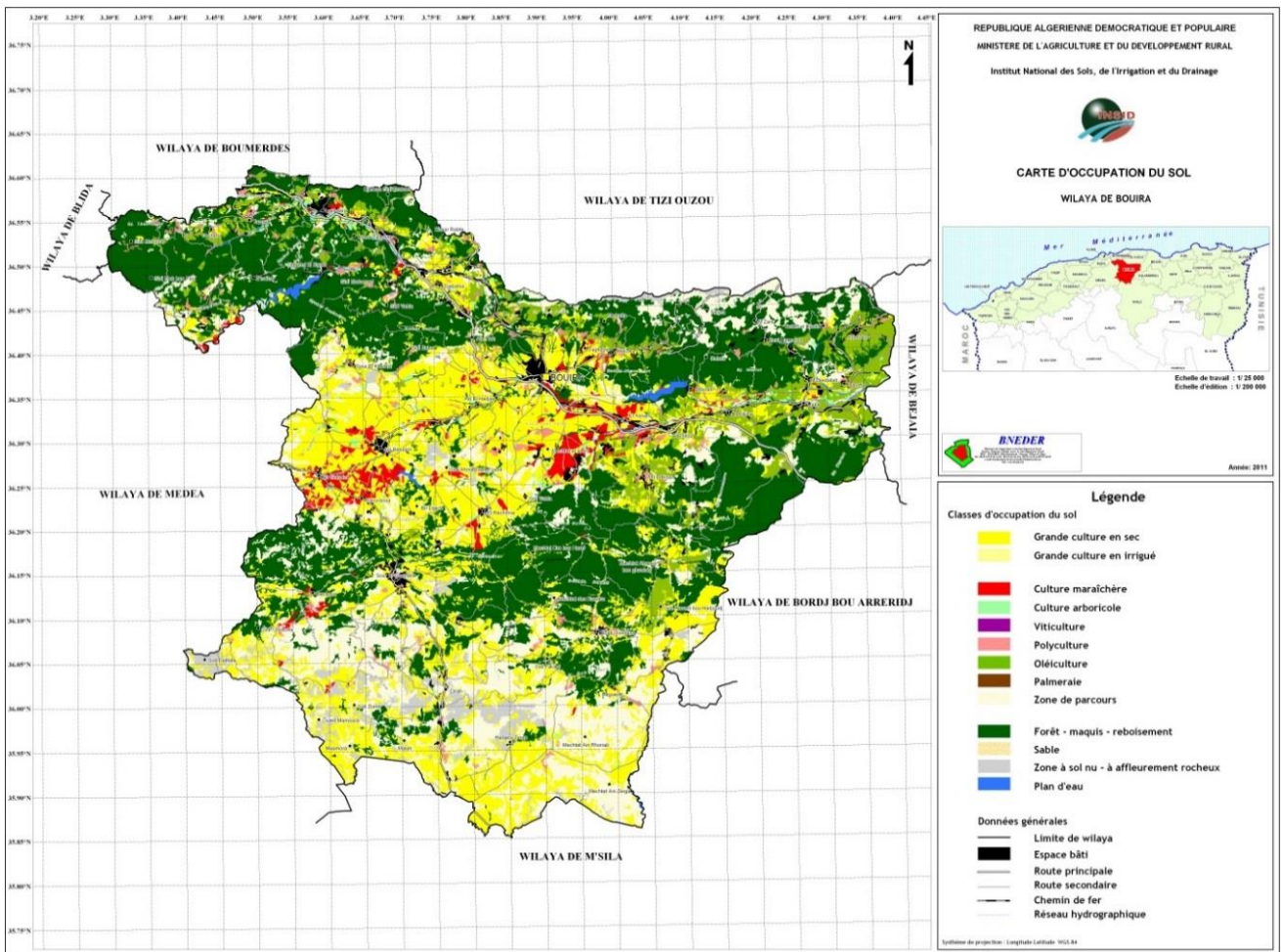


Figure 9 : Carte d'occupation du sol wilaya de Bouira (DSA, 2019).

III.2. 2. Facteurs climatique des régions d'étude

Le climat de Bouira en générale est de type continental caractérisé par des hivers froids et des étés chauds et secs, car la chaine de Djurdjura va amortir l'influence de la méditerranée (DSA, 2019).

Parmi ces facteurs nous avons retenu ceux qui présentent une grande influence sur l'écologie des vers de terre.

III.2. 2. 1. Les températures et Précipitations

La wilaya présente une saison hivernale irrégulièrement pulvieuse et saison estivale sèche et chaude. Le tableau n°3 regroupe les variations de températures mensuelles moyennes et de précipitations de 1964 jusqu'à 2012.

Tableau n° 4 : variation moyenne mensuelle des températures et des précipitations de la station de Bouira de la période (1964- 2012).

Station Bouira	Mois	Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Dec	Moy
	m°C	1,9	2,5	4,2	5,4	8,6	12,9	15,6	15,9	14,1	9,8	6,3	2,6	8,31
	M°C	12,5	14,1	16,9	19,3	25,8	30,4	35,8	36	31,4	24,2	17,4	13,3	23,09
	P (mm)	107	80	66	48	43	22	4	7	32	46	79	100	634

(Source : la station météorologique de Bouira, 2012).

m : moyennes mensuelles des températures minimales.

M : moyennes mensuelles des températures maximales.

P : pluviosité mensuelle et annuelle

En analysant les données du tableau 3, nous constatons que la valeur de la température la plus basse durant le mois de Janvier est 1.9°C, tandis que le mois le plus chaud est celui d'Aout 36 °C. Le total des précipitations annuelles est de 634 mm. Le mois le plus pluvieux est celui de Janvier avec 107 mm, tandis que le mois le plus sec est celui de juillet avec seulement 4 mm.

III.2. 2. 2. Humidité de l'air dans les régions d'étude

Elle fait référence à la quantité de vapeur d'eau dans l'atmosphère. L'humidité influe sur la vitesse à laquelle l'eau s'évapore de la surface des organismes, par exemple lors d'une transpiration. Cela affecte leur distribution sur la terre (Ricklefs, 1973).

Tableau n°5: variation moyenne mensuelle de l'humidité de la station de Bouira de la période (1964- 2012).

Mois	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Moyenne
Humidité (%)	76,3	78,9	68	60	52	50	35	48,1	65	72	79	72,7	63 ,1

(Source : la station météorologique de Bouira, 2012)

D'après le tableau n° 4, nous constatons que le taux d'humidité le plus élevé a été enregistré au mois de Novembre avec 79 %, tandis que le taux d'humidité le plus faible a été notée durant le mois de Juillet avec 35 %.

III.2. 2. 3. La grêle et gelée blanche

Selon D.P.A.T (2010), la grêle atteint son maximum dans les périodes allant de Décembre à Mars. La moyenne annuelle des gelées est de 19, 6 jours/an, les gelées blanches sont fréquentées durant les périodes allant de novembre à avril.

III.2. 3. Synthèse climatologique

La température et la précipitation sont utilisées pour établir le diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausсен et le climagramme pluviothermique d'Emberger.

III.2. 3. 1. Diagramme Ombrothermique de Bagnouls et Gausсен

Ces deux auteurs considèrent qu'un mois est sec quand le totale de la précipitation en millimètre est égale ou inférieur au double de la température exprime en degré Celsius, ($P \leq 2T$) (Bagnouls et Gausсен, 1953), ce diagramme permet la détermination de la période sèche. Sur le diagramme les mois de l'année, en abscisses. Les précipitations mensuelles d'un côté, et les températures moyennes mensuelles a une échelle double de celle de l'autre côté, en ordonne.

Lorsque la courbe de précipitation passe au-dessous de la courbe de températures, les points d'interactions entre les deux courbes correspondent la durée de la période sèche.

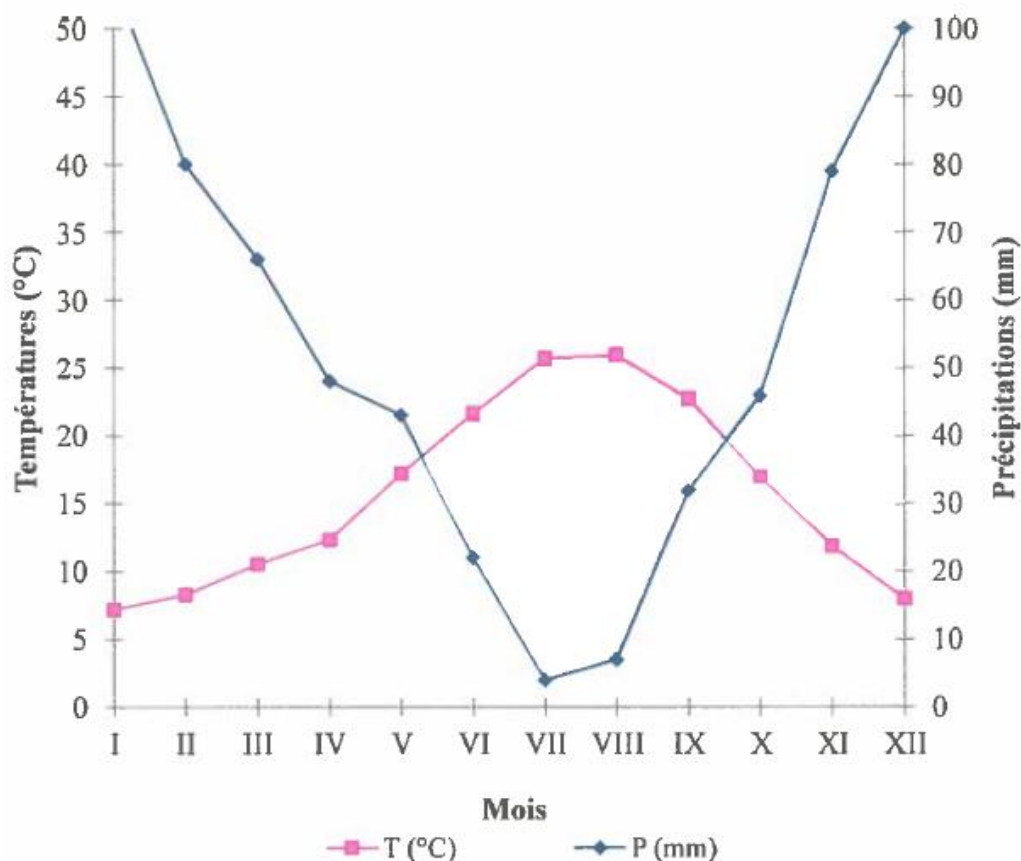


Figure 10 : Le diagramme ombrothermique Bagnouls et Gausсен pour la région Bouira (1964-2012)

Le diagramme ombrothermique pour la région de Bouira, montre la présence de deux saisons, une saison sèche qui s'étale sur de la mi-mai jusqu'à la mi-septembre. On note également les mois les plus secs qui sont juillet et août suite à la rareté des précipitations.

III.2. 3. 2. Climagramme d’Emberger

Selon Emberger (1971), ce quotient confirme la sècheresse d’un territoire et d’une manière générale exprime la résultante utile du climat pour la végétation, ce rapport pluviothermique est d’autant plus petit que le territoire est plus sec, il s’exprime selon la formule suivante :

$$Q_2 = 2000P / (M+m) (M-m)$$

En appliquant la formule suivante élaborée par STEWART (1969) pour l’Algérie :

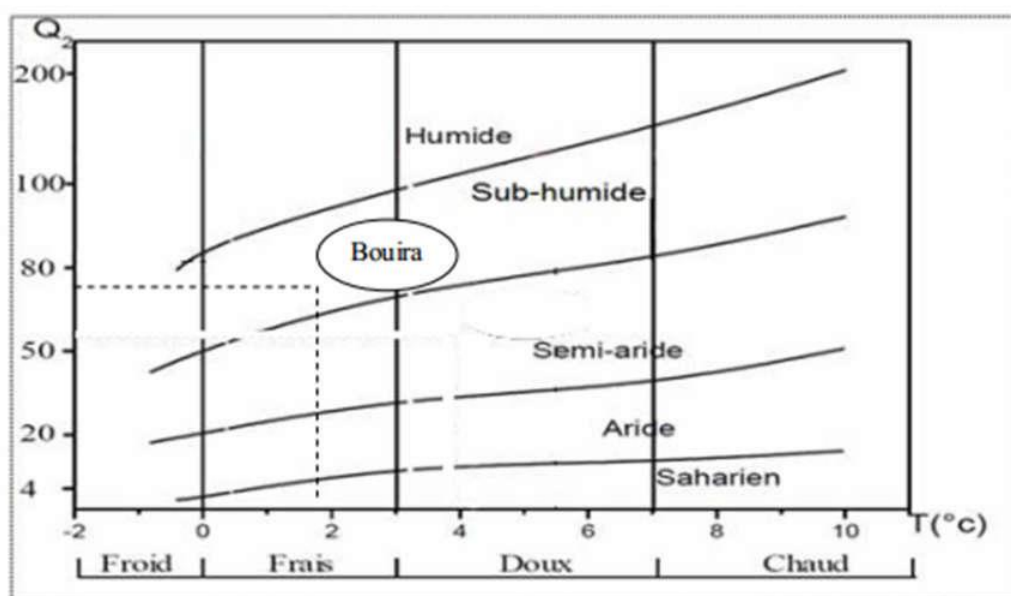
$$Q_2 = 3,34P / (M-m)$$

m : moyenne minimal de mois le plus froid (°C)

M : moyenne maximal de mois le plus chaud (°C)

P : pluviométrie annuelle moyenne (mm)

Figure 11: Climagramme pluviothermique d’Emberger de la région de Bouira (1964-2012).



Voici le tableau n°5 qui présente les paramètres climatiques et valeur du quotient pluviothermique de la station de Bouira.

Tableau n°6: paramètres climatiques et valeur du quotient pluviothermique de la station de Bouira.

Étage bioclimatique et variante thermique	m (°C)	M (°C)	P (mm)	Q2	Station
Variante de T°	1,9	36	634	78,42.	Bouira

La valeur de Q2 de la région de Bouira est égale à 78,42. Ce qui indique que cette région appartient à l’étage bioclimatique Sub-humide à hiver frais.

Les conditions climatiques de la région favorisent le développement des vers de terre.

Chapitre 2 :

Matériels et méthodes

Pour évaluer la toxicité aiguë de l'insecticide Karaté Zeon sur les lombricidés, nous avons adopté les démarches suivantes : le choix du contaminant, la description des milieux d'études et les techniques d'échantillonnages des vers de terre, l'identification et la détermination de l'abondance des espèces afin de choisir le modèle biologique et enfin les types d'essais de toxicité appliqués au laboratoire.

I.1. Choix du contaminant

Les études qui ont été réalisées sur l'utilisation des produits phytosanitaires dans la région de Bouira sont rares et limitées. Bounadi et Mammeri (2017). Lors des enquêtes menées sur terrain, il a été constaté que les insecticides sont les plus utilisés, avec 18 insecticides employés contre l'ensemble des ravageurs.

Pour appuyer cette enquête sur l'utilisation des pesticides, nous nous sommes rapprochés des agriculteurs et des points de vente des produits phytosanitaires agissant sur le territoire considéré. Dans ce sens, nous avons dressé un questionnaire (Annexe1) regroupant tous les éléments qui peuvent nous apporter des renseignements nécessaires pour choisir les pesticides les plus répandus.

L'enquête révèle que parmi l'ensemble des produits phytosanitaires utilisés par les agriculteurs, les insecticides occupent la première place avec une forte utilisation en culture maraichère. Pour évaluer la toxicité des insecticides notre choix s'est porté sur karaté zeon, pesticide très utilisé dans la région de Bouira dans la lutte contre les ravageurs des cultures. Dans ce sens, nous pouvons affirmer qu'à ce stade aucune information n'est disponible pour évaluer l'écotoxicité de cet insecticide sur la pédofaune.

Karaté zeon

Le Karaté zeon est un insecticide de la famille des pyréthrinoides qui sont considérés comme des substituts aux insecticides organochlorés. Respectueux de l'environnement, il est compatible en raison de sa persistance modérée, de sa faible volatilité et de sa mobilité aqueuse pauvre dans le sol (Zoumenou et al, 2015). Sa matière active, lambda -cyhalo-thrine sous forme de microcapsules en suspension, a pour formule brute $C_{23}H_{19}ClF_3NO_3$ (Fig. 12). Sa Solubilité dans l'eau est de l'ordre de 4.10^{-3} (mg/L) à 20°C et pH 5. Ce produit résiste à l'hydrolyse en milieu acide et neutre et se dégrade rapidement par photolyse dans l'eau. Cependant, il résiste à la photolyse à la surface du sol. Il est faiblement à modérément persistant dans les sols (He et al, 2008).

Cet insecticide est utilisé en Algérie depuis plusieurs années pour contrôler une large gamme de ravageurs des plantes cultivées notamment contre les noctuelles défoliatrices et foreuses, la teigne, le carpocapse et la mouche de l'olivier (IPUA, 2015). La dose d'emploi est de 160 ml pour 100 litres d'eau.

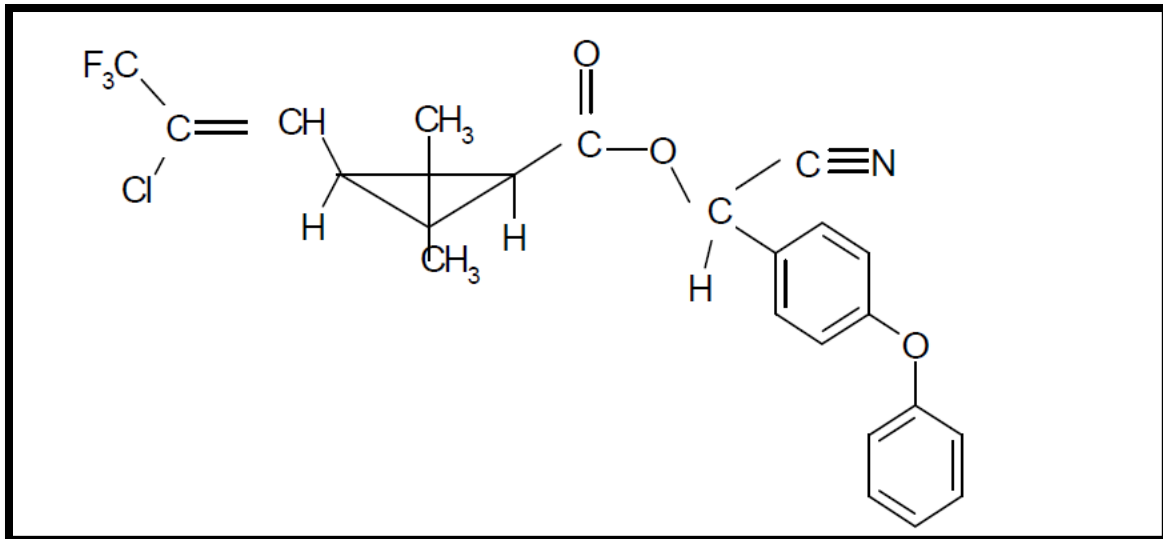


Figure 12 : Structure chimique de Lambda-cyhalothrine.

I.2. Choix du model biologique

Pour mieux évaluer l'effet écotoxicologique de l'insecticide Karaté Zeon, nous avons utilisé un model biologique, faisant parti du taxon des lombricidés. Les vers de terre sont considérés comme des bioindicateurs de la qualité des sols en raison de leur grande sensibilité à de faibles niveaux de pollution, ainsi que leurs réactions aux stress mesurables et reproductibles en plein champ mais surtout en laboratoire (Römbke et *al.*, 2005).

L'objectif de cette démarche consiste d'une part, à déterminer l'abondance et la diversité des espèces de Lombricidae dans la région de Bouira et d'autre part, à réaliser le test de toxicité aiguë de l'insecticide choisi sur ce taxon. Pour se faire, nous avons choisi deux stations El Esnam et El Hachimia qui sont connues par leur grande activité agricole (Fig. 13).



Figure 13: Localisation des deux stations d'échantillonnage des vers de terre (1: Station d'El Asnam, 2: station d'El Hachimia).

I.2.1. Présentation des stations d'étude

Les prélèvements des vers de terre sont faits au niveau de deux stations : El Hachimia et El Esmam. Sur chaque station, sont choisies plusieurs parcelles ayant une superficie approximative de un (1) hectare. La mesure de l'abondance et de la diversité des espèces récoltées consiste à prendre en considération sur les deux stations toutes parcelles confondues et sans distinctions liées aux cultures et aux façons culturales. Par contre pour le test de toxicité, nous avons utilisé les vers de terre provenant des parcelles non contaminées par les produits phytosanitaires.

Les prélèvements de vers de terre sont régulièrement repartis en diagonales (de type X) (ISO, 1993), sur une aire parcellaire en carré de 100 m de cotés et obtenant ainsi cinq échantillons (Fig.14).

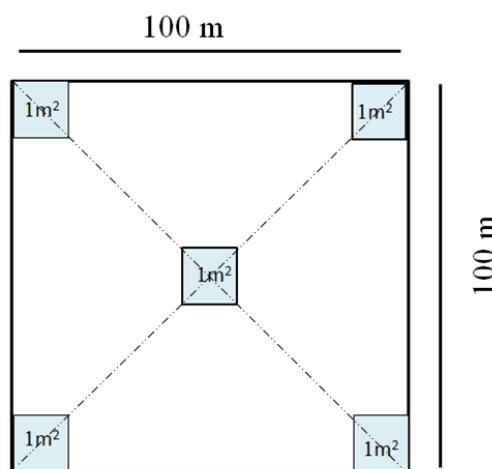


Figure 14: Dispositif d'échantillonnage des lombricidés.

Afin de connaître le type et la composition des sols de ces stations, nous nous sommes rapprochés de la direction des services agricoles de la wilaya de Bouira, qui nous a confié les rapports d'analyse des sols des deux stations d'échantillonnage.

I.2.1.1. La station d'EL Esmam

Cette station se trouve à 13 km au sud-est du chef-lieu de la wilaya de Bouira et à 120 km de la capitale Alger. Elle est traversée par la RN5 et par l'autoroute Est-Ouest. La commune d'El Esmam occupe un vaste territoire délimité au nord par la ligne de crête du Djurdjura, à l'est par la commune de Bechloul, au sud par celle d'Ahl El Ksar et à l'ouest par les communes de Bouira, Oued El Berdi et Haizer. Ses coordonnées géographiques sont 36°19'23.08'' de latitude Nord et 4°00'34.93'' de longitude Est. Elle est caractérisée par une activité agricole importante, dominée par les cultures maraichères et la céréaliculture. En effet, la mise en service du périmètre d'irrigation à partir du barrage de Tilizdit, a participé à la diversification des cultures et l'amélioration sensible des rendements (DSA, 2019).

Le prélèvement des vers de terre s'est fait sur deux parcelles différentes occupées l'une par une jachère non travaillée depuis un an et une autre cultivée en pomme de terre

recevant des traitements phytosanitaires. Elles sont situées à proximité de la route nationale N5 et à 15 km de chef-lieu de la wilaya de Bouira (Fig. 15).



Figure 15 : Localisation de la station d’échantillonnage des vers de terre d’El Asnam (A : jachère, B : culture traitée).

a. Les caractéristiques physico-chimiques du sol de la station d’EL Esnam

La structure, la texture et la composition du sol, lui confèrent des caractéristiques particulières qui influencent le devenir des pesticides, ainsi que l’abondance et la diversité des vers de terre. La station d’El Esnam est caractérisée par un sol à texture argileuse avec un pH alcalin (Tab. 07).

Tableau 07 : Les analyses physico-chimiques du sol de la station d’EL Asnam.

Paramètres Physiques	Valeur	Paramètres chimiques	Valeur
Sable fins	15,9%	pH eau	8,7
Sable grossiers	10,2%	Conductivité électrique	142,4 µs/cm
Limons fins	12,4 %	Carbone organique %	12 %
Limons grossiers	11 %	Matière organique %	2.1 %
Argiles	44,1 %	Calcaire total %	8 %
Texture	Argileuse		

I.2.1.2. La station d’EL Hachimia

Cette station est limitée au nord par la commune de Bouira, au sud par celles de Sour El Ghozlane et Bordj Okhris, à l’est par celle d’Oued El Berdi et à l’ouest par les communes d’Ain Bessem et Sour El Ghozlane. Sa superficie agricole totale est de 14010 ha. Elle se situe à 717m d’altitude, 36°14’10.52’’ de latitude Nord et 3°49’48.10’’ de longitude Est (DSA, 2019). Trois parcelles agricoles ont été choisies sur cette station, une jachère non travaillée depuis 1989 et une culture de lentilles traitée par les pesticides. Ces deux parcelles sont à proximité de la route W127. La troisième parcelle est représentée par une oliveraie n’ayant pas subi de traitements phytosanitaires, située à la limite d’un oued à l’ouest et à la proximité des deux parcelles citées auparavant (Fig. 16).



Figure 16: Localisation de la station d'échantillonnage des vers de terre d'El Hachimia (A: jachère, B: culture traitée, C: culture non traitée).

a. Les caractéristiques physico-chimiques du sol de la station d'EL Hachimia

Le sol d'El Hachimia présente une texture Argilo-sablo-limoneuse avec un pourcentage de calcaire élevé (21 %) (Tab. 08).

Tableau 08 : Les analyses physico-chimiques du sol de la station d'EL Hachimia

Paramètres Physiques	Valeur	Paramètres chimiques	Valeur
Sable fins	12,1 %	pH eau	8,9
Sable grossiers	12,2 %	Conductivité électrique	137,4 $\mu\text{s}/\text{cm}$
Limons fins	21 %	Carbone organique %	13 %
Limons grossiers	7,9 %	Matière organique %	2.2 %
Argiles	38,8 %	Calcaire total %	21%
Texture	Argilo-sablo-limoneuse		

I.2.3. Prélèvement des vers de terre

Le prélèvement des lombricidés a été effectuée selon la méthode décrite par Bouché (1972) et selon la norme ISO 23611-1 qui associe les méthodes chimiques au tri manuel.

Au cours de notre travail, l'extraction chimique a été réalisée sur 1m^2 en faisant un triple épandage de dix litres d'une solution de moutarde (300g de moutarde pour 10L d'eau), à 15 minutes d'intervalle, après avoir dégagé la végétation de la surface du sol qui va être échantillonnée. Cette extraction est basée sur la réaction des vers de terre à la substance chimique répandue en surface. Cette réaction se traduit par une irritation de leur partie cutanée

ce qui les pousse à émerger en surface par les ouvertures des galeries qu'ils ont creusé. Ainsi les vers de terre qui remontent à la surface du sol sont prélevés avec précaution. L'extraction par la substance chimique est complétée par un prélèvement physique avec l'extraction de petits blocs de sol pouvant contenir des vers de terre au sein du 1 m² échantillonné suivi d'un tri manuel (Fig.17). Les prélèvements ont été réalisés sur une durée de 4 mois (de février 2019 jusqu'au mai 2019, période favorable à l'échantillonnage des lombricidés. Elle est caractérisée par des conditions de sol humide et des températures favorables pour l'activité des vers de terre (Muys *et al.*, 2013).



- a. Délimitation du 1 m² et suppression de la végétation,
- b. Arrosage de la superficie par la solution moutarde,
- c. Prélèvements des vers de terre remontés.
- d. Creusement du sol,
- e. Extraction des petits blocs du sol,
- f. Récupération des vers de terre.

Figure 17 : Les étapes des deux méthodes chimique et physique de prélèvement des vers de terre (original).

I.2.4. Identification et confirmation de la détermination des Lombricidés par spécialiste

Généralement les espèces de vers de terre sont principalement identifiées par deux méthodes, à savoir ; l'identification génétique et l'identification classique basée sur les caractéristiques morphologiques. Pour identifier les espèces de vers de terre récoltés, nous avons suivi les clés d'identification de (Bouché, 1972; Gates, 1972; Reynolds, 1977a; Reynolds *et al.*, 1974; Wetzel *et al.*, 2009; Chang *et al.*, 2016), qui sont basés sur des caractéristiques morphologiques telles que la taille de l'individu, la forme et la couleur du corps, la disposition des soies, ainsi que la forme de clitellum. Après avoir défini les caractéristiques des Lombricidae échantillonnés, des spécimens de vers de terre ont été identifiés et confirmés par Pr. Baha Sekhara Mounia (Laboratoire de Recherche de Biologie et Physiologie Animale, Ecole Normale Supérieure de Kouba, Alger).

I.3.1. Présentation de la station de prélèvement du sol

Afin de préparer le substrat des biotests de toxicité, nous avons prélevé du sol à partir d'une parcelle en jachère non travaillée depuis quarante ans. Cette parcelle est située à 36°18'12'' de latitude Nord et à 3°58'14'' de longitude Est et se trouve sur le territoire de la commune d'El Esnam à 13 km de chef-lieu de la wilaya de Bouira (Fig. 18).



Figure 18: Localisation de la station de prélèvement du sol d'EL Esnam.

I.3.2. Méthode de prélèvement du sol

A l'aide d'une petite pelle, on prélève un volume de sol suffisant pour effectuer les tests de toxicité. L'échantillon est transporté dans des sacs en plastique épais vers le laboratoire.

À l'aide d'un tamis à maille rond de 1 mm, le sol est débarrassé des éléments grossiers (pierres, débris végétaux) et d'autres organismes vivants macroscopiques. Pour éviter toutes interactions biologiques avec les vers de terre, la microfaune du sol est détruite par autoclavage dans une étuve réglée à une température de 80°C pendant 24h (Fig. 19).



a: Opération de prélèvement

b: Tamisage de sol

c : autoclavage du sol à 80°.

Figure 19 : Les étapes du prélèvement et préparation du sol (original).

II. Essais de toxicité des pesticides sur les Lombricidiés

Pour effectuer les tests de toxicité létale aiguë et d'évitement, nous avons choisi les deux espèces, *Allolobophora rosea rosea* et *Aporrectodea caliginosa caliginosa* en raison de leur abondance dans les stations échantillonnées. Ces deux espèces appartiennent à la catégorie écologique des endogées.

II.1. Test de toxicité aiguë sur l'espèce *Allolobophora rosea rosea*

Le protocole de test de toxicité aiguë, a été inspiré de la ligne directrice pour les essais de produits chimiques, élaborée par l'Organisation de Coopération et de Développement Economiques (OCDE); de la méthode SPE 1/RM/43 d'Environnement Canada (OCDE, 1982; Environnement Canada, 2004) et de la norme ISO 11268-1 (1993).

Il s'agit d'un essai de toxicité du sol d'une durée de 28 jours, dans lequel l'effet biologique mesuré est le nombre de vers vivants dans chaque enceinte expérimentale après des durées de 7, 14, 21 et 28 jours. Son objectif est de déterminer la DL 50 et de signaler les anomalies morphologiques des vers de terre exposés à l'insecticide Karaté Zeon.

Cette méthode d'essai biologique utilise des vers de terre adultes et subadultes. Dans notre cas, en raison de non disponibilité du nombre suffisant d'individus adultes, nous avons également utilisé les individus juvéniles.

Avant l'essai, ces vers de terre sont laissés pendant 24 h dans l'eau, pour vider leur tube digestif du sol d'origine (Fig. 20). Durant toute la durée du test (28 jours), les vers de terre sont nourris de matière végétale en décomposition (feuilles de laitue, épluchures de légumes, paille (Fig. 21).



Figure 20 : Des vers de terre vidés de leur tube digestif (original).



Figure 21: Nourriture de vers de terre (laitue et paille) (original).

II.1.1. Préparation des concentrations du pesticide karaté Zeon

Les concentrations testées de pesticide karaté Zeon doivent être inférieures ou égale à celles utilisées en cultures. A partir de la dose utilisée sur terrain on a déterminé trois concentrations inférieures par ordre logarithmique décroissant :

- Karaté Zeon : 1.250 ml/l, 0.625 ml/l, 0.312 ml/l, 0.165 ml/l.

II.1.2. Contamination des vers de terre

Les milieux d'essais ont été préparés dans des boîtes transparentes en plastique, dans lesquelles on a mis 1 kg du sol mouillé. Quatre répétitions ont été réalisées pour chaque concentration, avec dix vers en bonne santé par boîte (cinq adultes et cinq juvéniles), soit un total de 40 vers par concentration. Afin de mieux exploiter les résultats, quatre boîtes témoins de dix vers chacune sont employées dans l'essai. (ISO/DIS 11268-1, 2011). Les récipients d'essai sont recouverts d'un couvert de plastique perforé afin d'éviter le dessèchement du substrat et de maintenir les échanges gazeux entre le sol et l'atmosphère (Fig.22).



Figure 22: Présentation de l'enceinte des biotests (original).

II.2. Test de réaction aiguë d'évitement de l'espèce *Aporrectodea caliginosa caliginosa*

En complément du test de toxicité aiguë, nous avons effectué un test d'évitement, Pour avoir plus d'information sur la toxicité de ce pesticide. Ce biotest évalue l'aptitude des lombricidés à éviter les sols contaminés. Il suit la norme ISO 17512-1:2008 et la méthode SPE 1/RM/43 d'Environnement Canada (Environnement Canada, 2004).

Cet essai d'évitement a pour objectif de contrôler la qualité des sols et évaluer l'effet de l'insecticide Karaté Zeon sur le comportement des vers de terre adultes, de l'espèce *Aporrectodea caliginosus caliginosus*.

II.2.1. Fabrication de l'enceinte expérimentale

A défaut d'appareillage approprié au test d'évitement, nous avons confectionné un système presque similaire à celui utilisé par Environnement Canada (2004) (Fig.23).

Chaque enceinte expérimentale est constituée d'un récipient en plastique circulaire, ayant un diamètre de 230 mm. Au centre du récipient nous installons une cheminée d'un diamètre de 54 mm. Autour de celle-ci on réalise des séparations aboutissant à 6 compartiments sectoriels d'une capacité d'environ 350 ml de sol. Afin de permettre un libre déplacement des vers de terre entre la cheminée qui est dépourvue de substrat et les compartiments renfermant les sols, nous perçons des orifices de 1 cm de diamètre au niveau du bas de la paroi de la cheminée (deux par compartiment) ainsi qu'au niveau des cloisons latérales de chaque compartiment (trois par côté).



Figure 23 : Enceinte expérimentale fabriquée pour le test d'évitement (original).

II.2.2. Contamination des vers de terre

Pour réaliser le test d'évitement des sols en employant les vers de terre adultes, de l'espèce *Aporrectodea caliginosus caliginosus*, nous avons rempli chaque compartiment de 350 ml de sol passé préalablement dans une étuve réglée à 105 C° durant 24. Au niveau de l'enceinte, nous avons alterné entre un sol contaminé et un sol non contaminé. Chaque sol est étiqueté pour permettre l'identification de l'échantillon. Dix vers adultes ont été introduits un par un dans la cheminée centrale de l'enceinte expérimentale et on observe leur pénétration dans les compartiments. Pour permettre l'aération des vers de terre, nous avons placé un couvercle perforé sur chaque enceinte expérimentale (Fig. 24).

Pendant l'essai qui est d'une durée de 48 heures on n'alimente pas les vers de terre. Quatre répétitions ont été réalisées pour mieux exploiter les résultats.



Figure 24 : Le déroulement de test d'évitement (contamination du sol de certains compartiments, introduction des vers de terre dans la cheminée centrale de l'enceinte expérimentale, on place un couvercle perforé) (original).

III. Méthodes d'exploitation des résultats obtenus

III.1. Mesure de la diversité et de l'abondance des espèces de vers de terre

Plusieurs indices écologiques ont été utilisés pour décrire la structure et la composition d'un peuplement (Ramade, 2009). Pour l'exploitation des résultats concernant l'inventaire des

vers de terre récoltés dans les stations échantillonnées, nous avons utilisé les indices écologiques suivant :

III.1.1. Indices écologiques

Plusieurs indices écologiques ont été utilisés pour décrire la structure et la composition d'un peuplement (Ramade, 2009). Pour l'exploitation des résultats concernant l'inventaire des vers de terre récoltés dans les stations échantillonnées, nous avons utilisé les indices écologiques suivant :

III.1.1.1. Indice écologique de composition

La richesse totale (S) est le nombre d'espèces composant un peuplement (Blondel, 1979). C'est un paramètre fondamental pour la caractérisation d'une communauté d'espèces. La richesse totale S est le nombre de toutes les espèces inventoriées lors de l'échantillonnage des vers de terre.

III.1.1.2. Indices écologiques de structure

Les indices écologiques de structure sont représentés par l'indice de diversité de Shannon Weaver, l'indice de diversité maximale et l'indice d'équirépartition.

L'indice de diversité de Shannon Weaver est considéré comme le meilleur moyen de traduire la diversité (Blondel et al., 1973). Celle-ci informe sur la structure du peuplement d'où provient l'échantillon et sur la façon dont les individus sont répartis entre les diverses espèces (Vieira Da silva, 1979). L'indice de diversité est calculé par la formule suivante (Bornard et al. 1996) :

$$H' = -\sum P_i \cdot \log_2 P_i$$

(H' est l'indice de diversité exprimé en bits, $P_i = n_i/N$ exprime la probabilité de rencontrer l'espèce i , et N est le nombre total des individus toutes les espèces confondues).

L'indice de diversité maximale correspond à la valeur la plus élevée possible du peuplement, calculée sur la base d'une égale densité pour toutes les espèces présentes (Muller, 1985). Cet indice est calculé selon la formule suivante : $H_{\max} = \log_2 S$
(S est la richesse totale).

L'indice d'équirépartition (ou équitabilité) désigne dans un peuplement ou dans une communauté le degré de régularité des effectifs des diverses espèces qu'il renferme (Ramade, 1993). Il correspond au rapport de la diversité (H') observée à la diversité maximale (H'_{\max}) (Weesie & Belemsobgo, 1997) :

$$E = H' / H_{\max}$$

L'équirépartition E varie entre 0 et 1. Elle tend vers 0 quand la quasi-totalité des effectifs correspond à une seule espèce du peuplement, celui-ci est déséquilibré. Elle tend vers 1 lorsque chacune des espèces est représentée par le même nombre d'individus, les populations en présence sont équilibrées entre elles (Ramade, 1984).

III.2. Test toxicité

Pour mieux apprécier les différents résultats obtenus de test de toxicité aigüe, nous avons calculé pour chaque concentration le nombre et les pourcentages des vers survivants, ainsi que la détermination de la DL 50. Lors de ce test, nous mentionnons toutes modifications physiologiques et comportementales observées chez les lombricidae.

En ce qui concerne les résultats obtenus du test d'évitement, ils sont exprimés par le nombre des vers vivants dans les sols témoins et les sols contaminés, ce qui nous permet de calculer le taux d'évitement par la formule suivante:

$$\text{Taux d'évitement} = (\text{Nbr vers}_{\text{sol non cont}} - \text{Nbr vers}_{\text{sol cont}}) * 100 / \text{Nbr totale des vers}$$

-Nbr vers_{sol non cont} : est le nombre des vers vivants trouvés dans tous les compartiments de sol non contaminé, à la fin de l'essai.

-Nbr vers_{sol cont} : est le nombre des vers vivants trouvés dans tous les compartiments de sol contaminé, à la fin de l'essai.

-Nbr totale des vers : est le nombre total des vers vivants trouvés dans tous les compartiments, à la fin de l'essai.

Chapitre 3 :

Résultats et discussions

I. Résultats

I.1. Diversité et abondance des espèces

I.1.1. Identification de la diversité des vers de terre

A travers l'échantillonnage réalisé dans les deux stations de la région de Bouira (EL Hachimia, EL Asnam), nous avons recensé un total de 6 genres de vers de terre repartis-en 9 espèces dont trois sont identifiées en sous espèces, L'ensemble des espèces appartiennent à 3 familles dont Lumbricidae, Megascolecidae et Acanthodrilidae, de l'ordre des Haplotaxida (Tab. 09).

Un nombre très important de cocons de ponte émis récemment dans la jachère, ainsi que des juvéniles ont été également retrouvés lors de l'échantillonnage (Fig. 25), mais n'ont pas été identifiés.

Tableau 09 : Les espèces inventoriées dans les deux stations d'El Esnam et d'El Hachimia.

Famille	Genre	Espèce	Sous espèce
Lumbricidae (Claus, 1880)	<i>Allolobophora</i> (Eisen, 1874)	<i>Allolobophora rosea</i>	<i>Allolobophora rosea</i> <i>rosea</i> (Savigny, 1826)
		<i>Allolobophora chlorotica</i> (Savigny, 1826) ;	
		<i>Allolobophora miniscula</i> (Rosa, 1896)	
	<i>Octodrilus</i> (Omodeo, 1956)	<i>Octodrilus maghribinus</i>	<i>Octodrilus maghribinus</i> <i>maghribinus</i> (Omodeo, 1956)
		<i>Octodrilus complanatus</i> (Dugès, 1828)	
	<i>Eisenia Eisenia</i> (Michaelsen, 1900 ; Omodeo, 1956)	<i>Eisenia andrei</i> (Bouché, 1972)	
<i>Aporrectodea</i>	<i>Aporrectodea caliginosa</i>	<i>Aporrectodea caliginosa</i> <i>caliginosa</i> (Savigny, 1826)	
<i>Acanthodrilidae</i> (Michaelsen, 1900)	<i>Microscolex</i>	<i>Microscolex phosphoreus</i> (Dugès, 1837).	
<i>Megascolecidae</i> (Michaelsen, 1900)	<i>Amyntas</i>	<i>Amyntas californica</i> (Kinberg, 1867)	

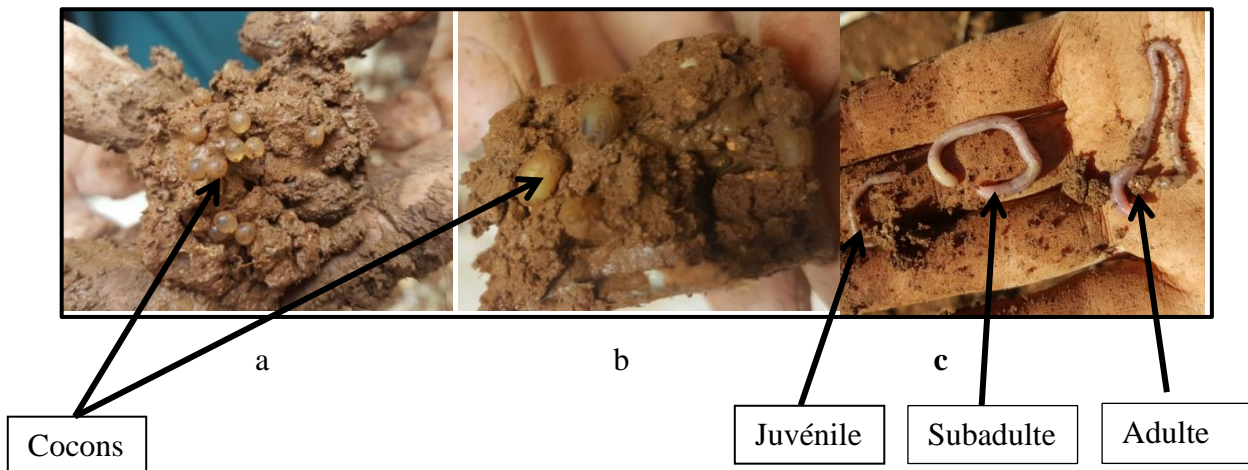


Figure 25 : Les vers de terre retrouvés dans les sites d'échantillonnés (a,b: des cocons à différents stades de maturité ; c: juvenile, subadulte, adulte) (original).

En se référant aux clés de détermination des lombrics, nous avons récapitulé les caractéristiques anatomiques des espèces de vers de terre identifiés par (Savigny, 1826 ; Dugès, 1828/1837 ; Kinberg, 1867 ; Rosa, 1896 ; Omodeo, 1956 ; Gates, 1980 ; Bouché, 1972) dans le tableau (10a et b). Nous avons pris en considération seulement les critères les plus importants qui sont cités par (Bouché, 1972; Gates, 1972; Reynolds, 1977a; Reynolds *et al.*, 1974; Wetzel *et al.*, 2009; Chang *et al.*, 2016). Ainsi que nous avons donné les caractéristiques anatomiques des trois familles retrouvées dans les stations d'étude.

La famille des Acanthodrilidae

Les Acanthodrilidae appartiennent à la superfamille des Megascolecoidea dont l'appareil reproducteur a une architecture dite acanthodrilienne; une paire de prostates tubuleuses débouchant en 17 dans le segment des pores mâles, et deux paires de spermathèques débouchant devant ou dans les scissures 7/8 et 8/9. Cette famille est caractérisée par une disposition sétale lombricienne. Les néphridiopores sont placés en deux séries bilatérales. Les glandes de Morren manquent généralement. Il peut y avoir absence ou présence de spermathèques (Reynolds et Righi, 1994).

La famille des Megascollecidae

La famille des Megascollecidae appartient aux Megascolecoidea à soies ayant une disposition lombricienne ou périchaétienne. Pores mâles en 18. Pores de spermathèques de 0 à 7 paires, antérieurs aux segments de testicules. Clitellum débutant au segment 14 ou en avant de celui-ci. Une paire de testicules dans les segments 10 et/ou 11. Une paire de prostates (Jamieson *et al.*, 2002).

La famille des Lumbricidae

Les Lumbricoidea sont à prostomium pro-, épi- ou tanylobique. Soies lombriciennes géminées ou écartées. Pores dorsaux presque toujours présents. Pores mâles en 1/2 15, très rarement en 12,13 et 14. Pores femelles en 1/2 14. Pores de spermathèques occupent des positions très variables. Capsules séminales variables ou inexistantes, deux à quatre paires de vésicules séminales. Prostates absentes (Bouché, 1972; Gates, 1976; Sims, 1980).

Tableau 10a: Clé d'identification des espèces de vers de terre échantillonnés

Espèces	<i>Aporrectodea caliginosa caliginosa</i> (Savigny, 1826)	<i>Octodrilus Complanatus</i> (Dugès, 1828)	<i>Microscolex phosphoreus</i> (Dugès, 1837)	<i>Amyntas californica</i> (Kinberg, 1867)	<i>Octodrilus maghribinus maghribinus</i> (Omodeo, 1956)
Caractères					
Longueur (mm)	36 - 168	70-198	8-22	79-108	33-66
Largeur (mm)	2,8 – 5	5-13	0,5-1,2	3-4	3-9
Nombre de segments	76 - 150	122-189	49-93	72-105.	92-156
Forme	Cylindrique aplatie au niveau caudal	Cylindrique avec aplatissement clitellien et caudal	Cylindrique, uniforme	Cylindrique	Trapue
Pigmentation	Brune	Brune a grise foncée parfois brun rougeâtre	Pas de pigmentation	Brune antérieure	Rougeâtre
Prostomium	Epilobique 1/2ouvert dans certains individus 1/3 fermé	Epilobique 1/3 ferme	Prostomium épilobique fermé1/2 (2/3 ouvert)	Très petit, épilobique	Epilobique 1/2 fermé étroit
Soies	Géminées, les soies ab sont écartées des soies cd	Non géminées	Géminées, éloignées, distantes ; semblent rapprochées du côté ventral	Péri-chaetiennes	Soies écartées ; rapport s'étal postclitellien
Clitellum	(26) 27 - (32) 34	1/2 28-37	13 (14) à 17.	14-(16)17	(29)30-37.
Forme du Clitellum	Forme de selle à parois lisse	Forme de selle, n'est pas segmente dorsalement	Clitellum en forme d'anneau.	En anneau près de la ligne médiane dépourvu de soies,	Forme de selle avec sillons évidents
Pores males	Petits en 15 avec un atrium peu développé	Petits en 15, atriums males absents	En 1/2 17, punctiformes sans porophore	En 18 avec un atrium sub-auriculaire	Petits en 15, absence d'atrium

Tableau 10 b : Clé d'identification des espèces de vers de terre échantillonnés

Espèces	<i>Allolobophora rosea rosea</i> (Savigny, 1826)	<i>Allolobophora miniscula</i> (Rosa, 1896)	<i>Allolobophora chlorotica</i> (Gates, 1980)	<i>Eisenia andrei</i> (Bouché, 1972)
Caractères				
Longueur (mm)	25-86	12-21	40-50	50-80
Largeur (mm)	1-2	0,6-1	2,5-4	3- 5
Nombre de segments	83-158	74-97	90 - 116	93-105
Forme	Cylindrique avec aplatissement clitellien avec une queue tronquée	cylindrique avec une queue tronquée	Cylindrique.	Cylindrique
Pigmentation	Pas de pigmentation cutanée, couleur rosâtre,	Pigmentation cutanée absente, coloration blanche	Pigmentation cutanée verte à brune verdâtre	Pigmentation rouge
Prostomium	Epilobique, 1/3(1/2), fermé.	Prostomium environ 2/3 dans le premier segment.	Epilobique, 1/3.	Epilobie et tanylobie
Soies	Soies étroitement géminées.	Soies étroitement géminées.	Soies étroitement géminées	Soies étroitement jumelés par segment
Clitellum	(24)25-32(33).	1/2 26 (27)-32, exceptionnellement en 28-33.	30-36(37)	(26) 27-30 (31) (32)
Forme du clitellum	Forme de selle, en relief parfois segmenté	En forme de selle	En forme de selle	Structure annulaire
Pores males	En 15 avec atrium d'extension horizontal peu développé en 14-16.	En 15 bien développés avec un atrium ovale.	En fente verticale en 15 avec atrium d'extension horizontale	Se trouvent dans le segment 15

I.1.2. Repartition des effectif des vers de terre échantillonnés

Les résultats relatifs à l’inventaire quantitatif des vers de terre dans chacune des stations d’échantillonnage sont regroupés dans le tableau 11.

Tableau 11 : Inventaire quantitatif des vers de terre dans chacune des stations échantillonnées (El Hachimia, El Asnam).

Type de culture Station d’échantillonnage		Jachère	Culture traitée Avec les pesticides	Culture non traitée Avec les pesticides
		EL Hachimia	Echantillon 1 (15-16/02/2019)	209
	Echantillon 2 (5/03/2019)	7	4	43
EL Asnam	Echantillon 1 (14/02/2019)	54	55	/
	Echantillon 2 (15/04/2019)	42	3	/

Durant la période d’étude qui s’étale de février 2019 jusqu’au Avril 2019, au niveau des deux stations d’étude (El Asnam et El Hachimia), nous avons dénombrés pour :

✚ La station d’EL Hachimia

Un nombre élevé de vers de terre est prelevé dans la jachère (209 individus), relativement à la culture non traitée avec les pesticides qui comporte 76 individus. Par contre, la parcelle traitée avec différents pesticides (herbicides, fongicides et insecticides) appliqués sur la culture de pomme de terre comporte un nombre très faible avec 5 individus. Nous notons que cette dernière parcelle a été aussi labourée 1 mois avant d’effectuer notre échantillonnage.

Une nette diminution de l’effectif des individus a été remarquée au cours du deuxième échantillonnage (20 jours après le premier), cette baisse est essentiellement très marquée dans la jachère.

✚ La station EL Asnam

Nous avons rencéné un nombre élevé pour les deux parcelles jachère et culture traitée avec les pesticides. Sachant que lors du prélèvement des vers de terre, cette dernière satation, etait enrichie par la matiere organique de la précédente culture de pommes de terre.

Cependant, lors du deuxième échantillonnage après une durée de deux mois, le nombre des vers de terre a diminué visiblement pour la culture traitée par les pesticides, qui a été cultivé à nouveau par la pomme de terre.

I.1.3. Abondance et catégories écologiques des vers de terre

Les résultats d'abondance des vers de terres recensés dans les deux stations (El Asnam, El Hachimia) ainsi que la catégorie écologique de chaque espèce, sont représentés dans le tableau (12).

Tableau 12 : Abondance et catégorie écologique des vers de terre des stations échantillonnées (El Hachimia, El Asnam).

Paramètres Espèces	Abondance absolue	Abondance relative %	Catégorie écologique
<i>Alollobophora rosea rosea</i>	205	49,88	Endogés
<i>Aporrectodea caliginosus caliginosus</i>	68	16,54	Endogés
<i>Eisenia andrei</i>	60	14,60	Epigés
<i>Alollobophora chlorotica</i>	40	9,73	Endogés
<i>octodrilus complanatus</i>	15	3,65	Anécique
<i>Microscolex phosphoreus</i>	10	2,43	Epiendogés
<i>Octodrilus maghrebinus maghrebinus</i>	5	1,22	Endogés
<i>Amyntas californica</i>	5	1,22	Epiendogés
<i>Allolobophora minuscula</i>	3	0,73	Endogés

L'exploitation des données de l'abondance, montre que la sous espèce *Alollobophora rosea rosea* est la plus abondante avec un taux de 49,88%, suivie par *Aporrectodea caliginosus caliginosus* (16,54%), *Eisenia andrei* (14,60%), *Alollobophora chlorotica* (9,73%). Les autres espèces sont représentées par de faibles pourcentages ayant des valeurs inférieures à 5 % (Fig. 26).

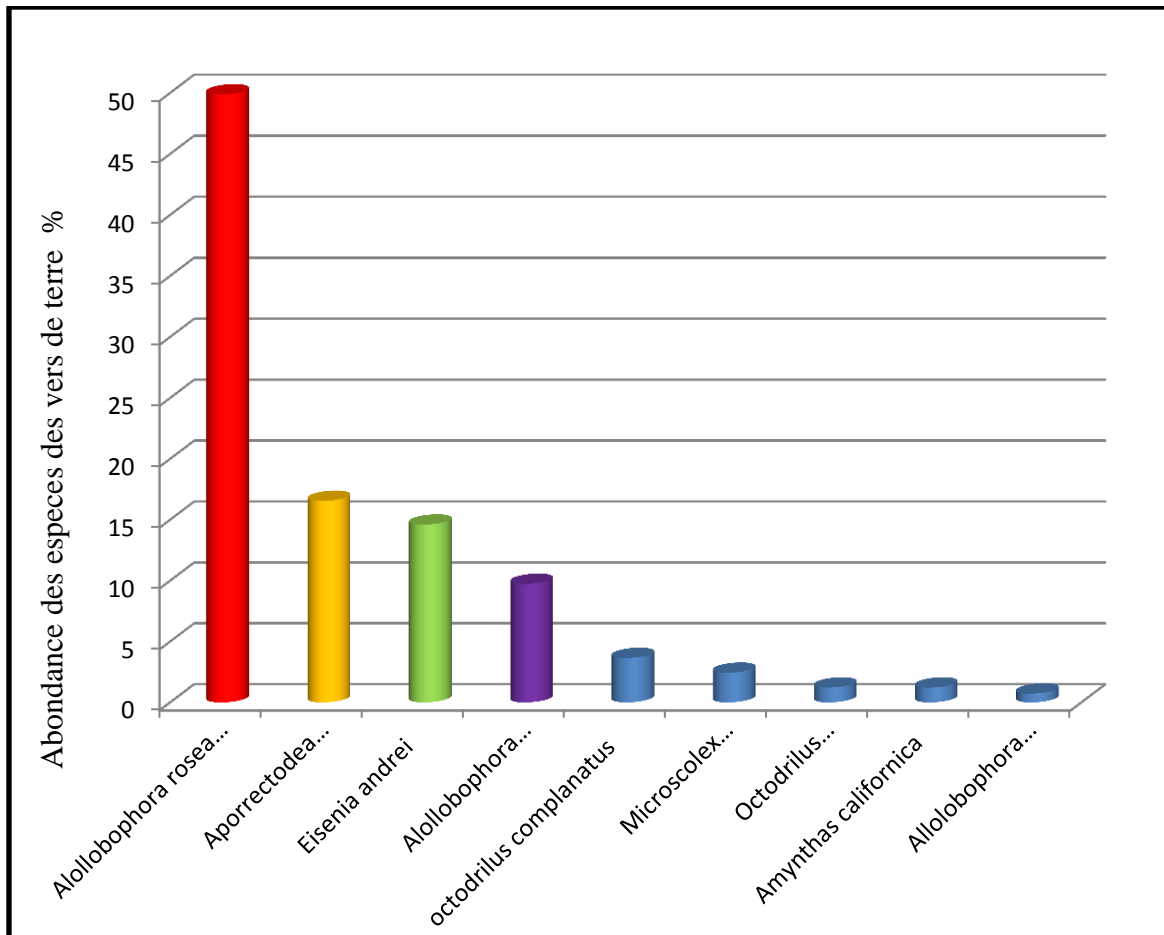


Figure 26 : Abondance des espèces des vers de terre échantillonnés dans les stations d'étude.

Le classement de l'ensemble des espèces inventoriées dans les deux stations d'étude selon les catégories écologique révèle que les endogés sont les plus représentatifs avec 78 % et qui sont suivi par les épigés (15 %). les anéciques et les épiendogés sont représentés par des taux respectifs de 4 et 3 % (Fig.27).

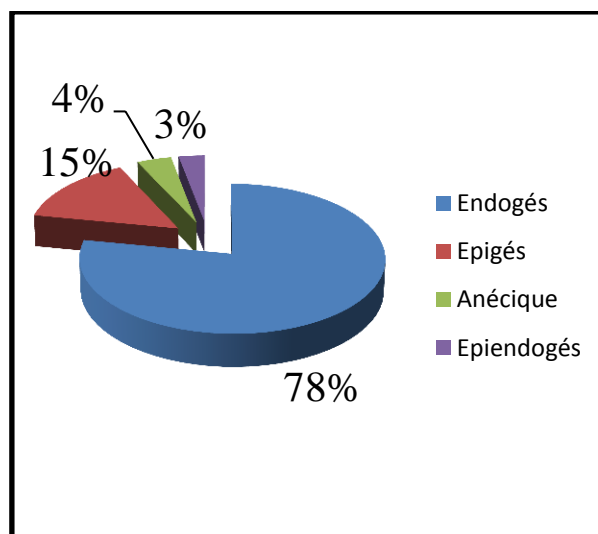


Figure 27: Abondance des individus des espèces selon la catégorie écologique.

I.1.4. Diversité écologique et équitabilité des espèces échantillonnées

L'étude de diversité des peuplements des vers de terre des deux stations fait appel au calcul de l'indice de diversité de Shanon- Wiever et de l'équitabilité. Ainsi, les valeurs de ces indices sont consignées dans le Tableau 13.

Tableau 13 : Les valeurs des indices de diversité (indice de Shanon- Wiever et de l'équitabilité)

Paramètre	Valeur
H' (bits)	1,50
H max (bits)	2,19
E	0,86

D'une manière générale, la diversité des vers de terre recensés dans les deux stations d'étude est de 1,50 bit, alors que la valeur de Hmax atteint 2,19 bits. Cela indique que les lombricidés échantillonnés sont moyennement diversifiés.

Avec une valeur de 0,86, l'indice de l'équitabilité tend vers 1. De ce fait, les effectifs des espèces tendent à être en équilibre.

II. Essais de toxicité des pesticides sur les Lombricidés

II.1. Test de toxicité aiguë sur l'espèce *Allolobophora rosea rosea*

Après un mois d'exposition de la population des vers de terre de l'espèce *Allolobophora rosea rosea*, qui est composée d'une manière homogène d'adulte et de jeune, à différentes concentrations 1.25, 0.62, 0.31 et 0.16 ml/l de l'insecticide Karaté Zeon, les résultats concernant les taux de survie pour l'ensemble des vers de terre, les adultes et les juvéniles, sont représentés dans les tableaux (14, 15, 16).

II.1.1. Effet de Karaté Zeon sur le taux de survie de l'ensemble de la population

Tableau 14 : Effet de karaté Zeon sur la survie de l'ensemble des vers de terre de l'espèce *Allolobophora rosea rosea*.

Temps d'exposition Concentrations (MI/L)	t=0		1 Semaine		2 semaines		3 semaines		4 semaines	
	n	Fc	n	Fc	n	Fc	n	Fc	n	Fc
Témoin	40	100%	39	97,5%	39	97,5%	36	90%	36	90%
0.165	40	100%	40	100%	38	95%	37	92,5%	37	92,5%
0.312	40	100%	28	70%	22	55%	20	50%	20	50 %
0.625	40	100%	15	37,5%	14	35%	14	35%	13	32,5
1.250	40	100%	6	15%	6	15%	4	10%	4	10%

n : nombre d'individus vivant, Fc : fréquence centésimale des vers de terre survivants

Après une semaine d'exposition

A la concentration 0.312 ml/l, une mortalité faible est enregistrée de l'ordre de 30 %, par contre, nous avons observé des mortalités très importantes aux concentrations 0,625 et 1,250 ml/l, soit des taux de mortalités respectivement de 62,5% et 85%.
À la concentration 0.165 ml/l, aucune mortalité n'a été noté.

Après deux semaines

Nous avons observé que les taux de mortalité augmente en fonction des concentrations croissantes. Une mortalité est notée à la concentration 1.250 ml/l, soit 85% de morts. A la concentration 0.625 ml/l, on a dénombré 14 individus vivants soit 35% de survie. Pour les faibles concentrations 0.312 et 0.165 ml/l, les taux de mortalité sont respectivement de 45%, 5%.

Après trois semaines

Un taux de mortalité très faible est observé à la concentration 0.165 ml/l, soit 7,5% de morts .Par contre à la concentration la plus élevée (1.250 ml/l), nous avons remarqué une mortalité très importante de l'ordre de 90%.

A la concentration 0.312 ml/l, on note la mortalité de la moitié (50%) de la population, et pour la concentration 0.625 ml/l, 65% de taux de mortalité.

Après quatre semaines

Les taux de mortalité sont pareils à la troisième semaine, sauf à la concentration de 0.625 ml/l, nous avons enregistré une légère augmentation de mortalité, soit un individu mort en plus. A la fin de test de toxicité, la mortalité au témoin n'a pas dépassé 10%.

II.1.2. Effet de Karaté Zeon sur le taux de survie des vers de terre adultes

Tableau 15 : Effet de karaté zeon sur la survie des vers de terre adultes de l'espèce *Allobophora rosea rosea*

Temps d'exposition Concentrations (MI/L)	t=0		1 Semaine		2 semaines		3 semaines		4 semaines	
	n	Fc	n	Fc	n	Fc	n	Fc	n	Fc
Témoin	20	100%	20	100%	20	100%	20	100%	20	100%
0.165	20	100%	20	100%	20	100%	20	100%	20	100%
0.312	20	100%	19	95%	17	85%	14	70%	14	70%
0.625	20	100%	11	55%	11	55%	11	55%	11	55%
1.250	20	100%	4	20%	4	20%	4	20%	3	15%

Après une semaine d'exposition

Nous avons observé une mortalité très importante de l'ordre de 80% à la concentration la plus élevé 1.250ml/l. Par contre la concentration 0.312 ml/l cause une faible mortalité (un seul individu est mort). Pour la concentration 0.625 ml/l, 11 individus vivants sont signalé (55% de survie). À la concentration 0.165 ml/l, aucune mortalité n'est enregistrée.

Après deux semaines

Les concentrations 0.165, 0.625, 1.250 ml/l ont des effets similaires que la première semaine. Par contre à la concentration 0.312 ml/l, nous avons remarqué une nette augmentation de mortalité (2 individu morts en plus).

Après trois semaines

Les taux de mortalités observés pour les concentrations 0.165, 0.625, 1.250 ml/l, sont pareils à ceux enregistrés à la première et deuxième semaine. A la concentration 0.312 ml/l, on note 14 individus vivants soit 30% de mortalité.

Après quatre semaines

La mortalité la plus importante observée est de 85% à la concentration 1.250 ml/l, soit 15% de vers vivant, par contre aucune mortalité n'est enregistrée à la concentration minimale 0.165 ml/l. Les autres concentrations 0.312 et 0.625 ml/l ont des effets similaires que la troisième semaine.

II.1.3. Effet de Karaté Zeon sur le taux de survie des vers de terre juvéniles.

Tableau 16 : Effet de karate zeon sur la survie des vers de terre juvéniles de l'espèce *Allobophora rosea rosea*

Temps d'exposition Concentrations (MI/L)	t=0		1 Semaine		2 semaines		3 semaines		4 semaines	
	n	Fc	n	Fc	n	Fc	n	Fc	n	Fc
Témoin	20	100%	19	95%	19	95%	16	80%	16	80%
0.165	20	100%	20	100%	18	90%	17	85%	17	85%
0.312	20	100%	9	45%	5	25%	5	25%	5	25%
0.625	20	100%	4	20%	3	15%	3	15%	2	10%
1.250	20	100%	2	10%	2	10%	2	10%	1	5%

Après une semaine d'exposition

Des taux de mortalité très importants sont enregistrés pour toutes les concentrations 0.312, 0.625 et 1.250 ml/l, sont respectivement de l'ordre de 55%, 80%, 90%. Par contre aucun individu n'est mort à la concentration 0.165 ml/l.

Après deux semaines

Des taux de mortalités très importants de 75%, 85% et 90%, ont été enregistré respectivement pour les concentrations 0.312, 0.625 et 1.250 ml/l. En revanche pour la concentration la plus faible on note la mortalité de deux individus.

Après trois semaines

Les taux de mortalités observés pour les concentrations 0.312, 0.625 et 1.250 ml/l sont pareils à ceux enregistrés à la deuxième semaine. À la concentration 0.165 ml/l, on note la mort de 3 individus.

Après quatre semaines

Les taux de mortalités enregistrés pour les deux concentrations 0.625 et 1.250 ml/l sont très importants, soit 95% à la concentration la plus élevée et 90% à la concentration sublétales. En ce qui concerne les concentrations 0.312, 0.165 ml/l, ont des effets similaires que la troisième semaine.

II.2. Détermination de la DL50 de Karaté Zeon pour l'ensemble des vers de terre, les adultes et les juvéniles

Le principe du test aigue est de déterminer la dose létale qui provoque 50% de mortalité de la population contaminée par l'insecticide. Le Karaté Zeon à causer une mortalité inférieure à 50% de la population expérimentée, dans ce cas, la détermination de la DL50 n'est pas possible. Par contre, à partir de la troisième semaine à la concentration 0.312 ml/l jusqu'à la fin de l'essai à la concentration la plus élevée (1.250 ml/l), on remarque que le taux de mortalité atteint et dépasse les 50 % (Fig. 28).

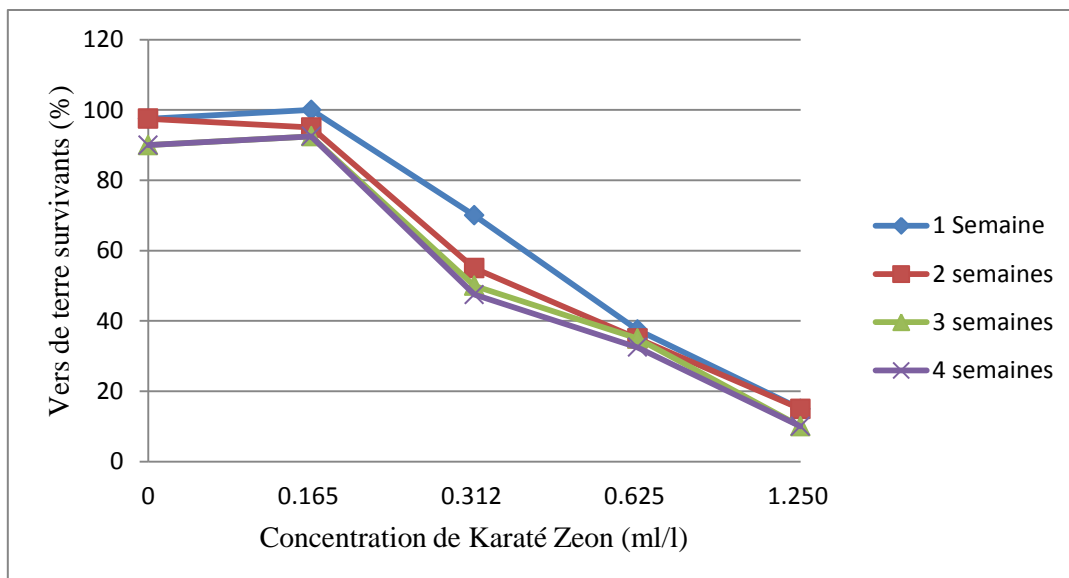


Figure 28: Pourcentages de l'ensemble des vers de terre survivants en fonction des concentrations de Karaté Zeon pendant les quatre semaines d'exposition.

Le même effet observé pour les adultes, nous avons enregistré une mortalité inférieure à la moitié de la population des vers de terre adultes expérimentés. Par conséquent, Il n'est pas possible de déterminer la DL50. En revanche à la concentration la plus élevée 1.250 ml/l, on a enregistré une mortalité qui dépasse les 50 % (Fig.29).

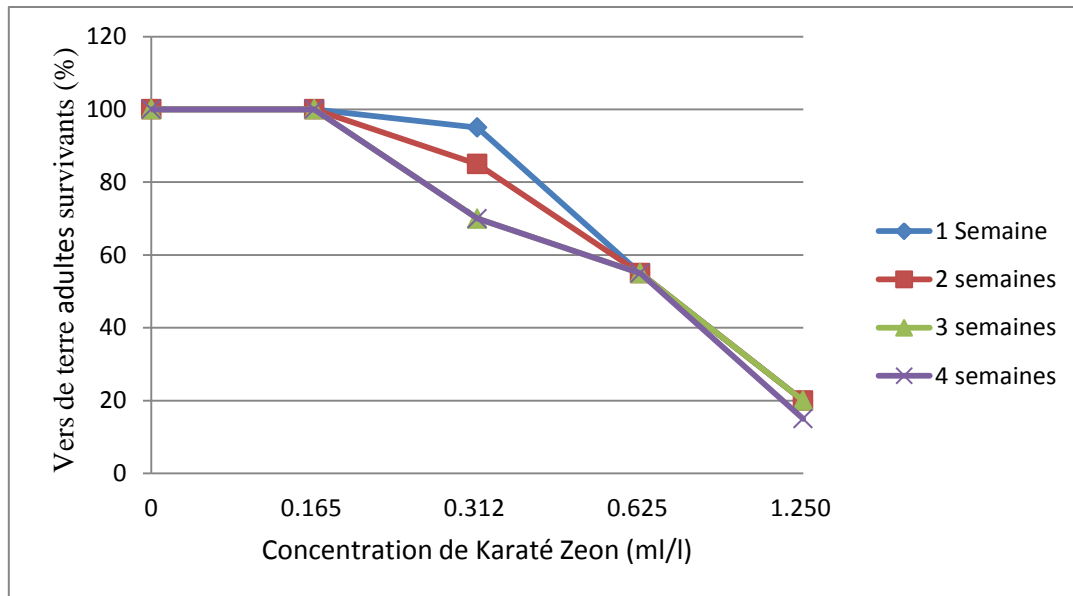


Figure 29: Pourcentages des vers de terre adultes survivants en fonction des concentrations de Karaté Zeon pendant les quatre semaines d'exposition.

Le Karaté Zeon a provoqué la mort de 59 individus juvéniles, soit 59 % de mortalité. D'après la dose létale (DL50) de l'insecticide Karaté Zeon (Fig. 30), il en ressort que la DL 50 pour les juvéniles, est de l'ordre de 0,247 ml/l. En effet les résultats obtenus à travers ce test montrent que cet insecticide est très toxique pour le vers de terre juvéniles.

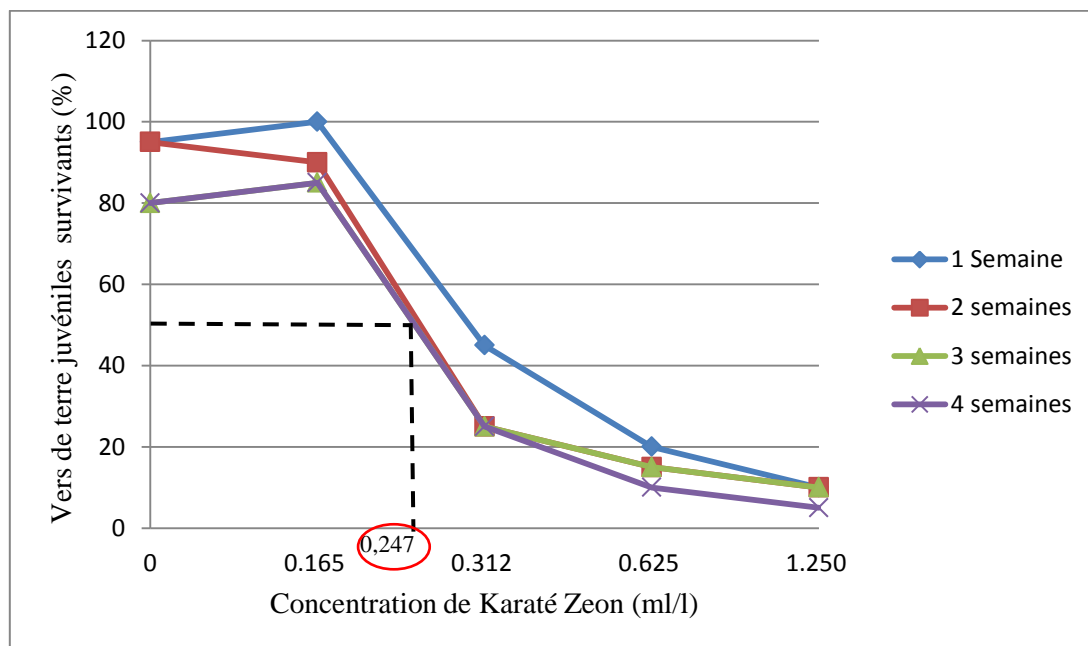


Figure 30: Pourcentages des vers de terre juvéniles survivants en fonction des concentrations de Karaté Zeon pendant les quatre semaines d'exposition.

II.3. Description de signes observables de toxicité sur les vers de terre

Les vers de terre exposés à l'insecticide Karaté Zeon manifestent des perturbations comportementales, ils remontent en surface et s'enroulent sur eux-mêmes (Fig.31). De même, plusieurs anomalies morphologiques sont observées telles que, des lésions sanglantes avec évacuation du liquide cœlomique (Fig.32), la perte de la coloration cutanée ainsi que, l'étranglement de la partie postérieure du corps jusqu'à désintégration totale pour les fortes concentrations (Fig.33).

Cependant, des signes d'activité lombriciennes ont été remarqués pour les vers de terre survivants. Après une semaine de l'essai, nous avons constaté la présence des turricules et des galeries (Fig. 34) à la surface du sol dans les boîtes témoins et celles contaminés avec la concentration la plus faible (0.165 ml/l).

Après dix jours de test, des turricules et des galeries ont été observés dans les boîtes à concentration 0.312 ml/l, avec un nombre qui augmente fortement au fil du temps.

En ce qui concerne, la concentration subletale (0.625 ml/l), nous avons remarqué la présence des galeries et des turricules après 10 et 17 jours de test de toxicité aiguë respectivement.



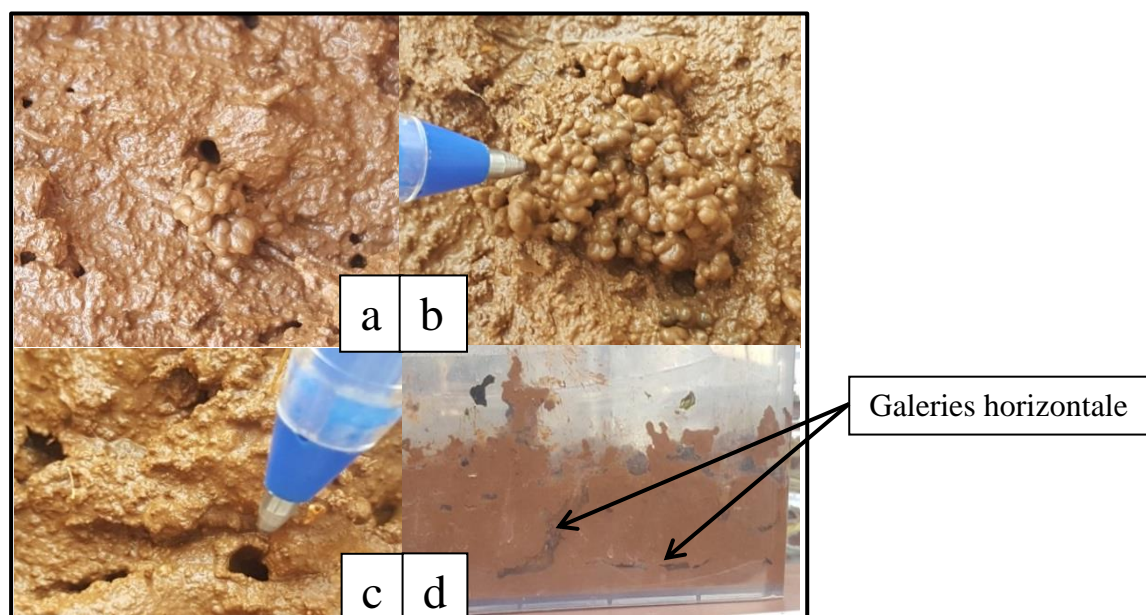
Figure 31: La remontée des vers de terre en surface (original).



Figure 32 : Lésions sanglantes avec évacuation du liquide cœlomique (vue à la loupe) (original).



Figure 33 : La perte de la coloration cutanée et l'étranglement de la partie postérieure (original).



a et b : formation et augmentation de nombres des turrículos
c : trou de galerie vue à la surface du sol ; d : galerie horizontale.

Figure 34 : Les signes d'activités du test de toxicité aiguë des vers de terre (original).

II.2. Test de réaction aigue d'évitement de l'espèce *Aporrectodea caliginosa caliginosa*

Les résultats du comportement d'évitement d'*Aporrectodea caliginosa caliginosa* exposé à la concentration sublétales de l'insecticide Karaté zeon, sont détaillés dans (annexe. 3). Nous avons remarqués que les vers de terre, dès que leur mise en place sont rentrés dans les compartiments à sols contaminés et non contaminés.

A la fin de l'essai qui a duré deux jours, la majorité des vers de terre sont retrouvés dans les compartiments à sols non contaminés. De même, nous notons qu'aucune mortalité n'est enregistrée dans toutes les enceintes expérimentales.

A partir du nombre des vers survivants retrouvés dans les sols témoins et dans les sols contaminés représentés dans (Tab. 18), nous avons évalué le taux d'évitement qui est de l'ordre de 65%, Ce qui laisse dire que les vers de terre ont manifestés une réaction d'évitement à l'égard de la concentration subletale de l'insecticide Karaté Zeon.

Tableau 17: Le nombre des vers de terre vivants et morts dans chaque compartiment

Paramètres mesurés		Nombre d'individus de vers de terre rentrés dans chaque compartiment au début de l'essai	Nombre de vers de terre vivants dans chaque enceinte à la fin de l'essai
Type du sol de l'enceinte			
L'enceinte 1	C à sol contaminé	4	2
	C à sol non contaminé	6	8
L'enceinte 2	C à sol contaminée	5	1
	c à sol non contaminé	5	9
L'enceinte 3	C à sol contaminée	8	1
	C à sol non contaminé	3	9
L'enceinte 4	C à sol contaminée	3	3
	C à sol non contaminé	7	7

C : compartiment

III.2.1. Les signes observables à la fin de l'essai d'évitement

Après 2 jours d'exposition des vers au contaminant, nous avons constatés la présence des turricules et des galeries sur la surface des sols des compartiments non contaminés. Ainsi que, des turricules ont été observés Dans la cheminé centrale au périphérique de la plupart des compartiments a sol contaminés (Fig.35).

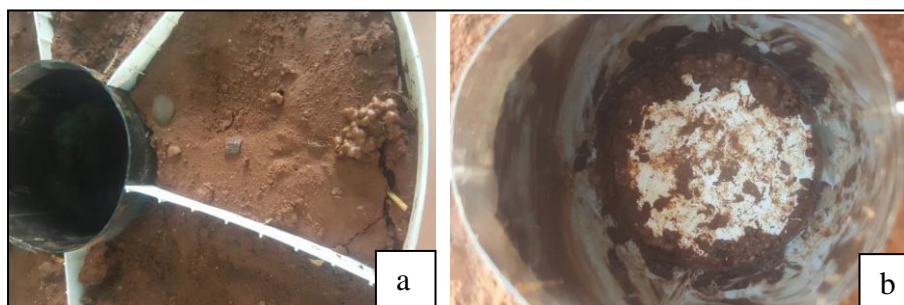


Figure 35 : Les signes d'activités du test d'évitement
a : Les turricules et les galeries retrouvées sur la surface du sol
b : Les turricules observé dans la cheminé centrale (original).

II. Discussion

II.1. Diversité et abondance des vers de terre

L'abondance des lombrics est influencée par les facteurs environnementaux (climat, sol) et anthropiques. La température et l'humidité du sol sont des éléments clés régulant l'abondance et l'activité des vers de terre en milieu naturel (Satchell, 1967 ; Sims & Gerard 1999). De même, les travaux d'Edwards et Loft (1972) ont montré l'effet de la texture du sol sur l'abondance des lombrics. Dans la présente étude, il est rapporté que l'espèce *Allolobophora rosea rosea* est la plus abondante. Selon Edwards et Bohlen (1996), cette espèce vit dans les sols argileux, sachant que la texture du sol des stations d'étude est argileuse et argilo-limoneuse. Ce qui explique son abondance dans les stations échantillonnées. L'appartenance de la wilaya de Bouira à l'étage bioclimatique subhumide favorise aussi l'abondance de cette espèce. Par contre, dans la région de Bejaia l'espèce *Aporrectodea caliginosa caliginosa* est la plus abondante (Yesguer, 2015).

Bouché (1972) a signalé que les deux espèces *A.caliginosa* et *A.rosea* sont tolérantes à un large éventail de conditions de sol, ce qui a été confirmé par les travaux d'Omodeo et al (2003), qui ont indiqué la dominance de *A. rosea* et *A. caliginosa* dans divers habitats du Magrheb, notamment dans les sols cultivés. De même, les travaux de Kherbouche et al (2012) ont révélé aussi l'abondance de ces deux espèces dans la vallée de Soummam.

Les travaux relatifs liés à la biodiversité des lombrics en Algérie, restent encore insuffisants. Cet espace biogéographique très diversifié sur le plan climat, sol et végétation depuis le littoral au désert, pourrait révéler une grande diversité lombricienne avec certainement des espèces très adaptées à la sécheresse. Les études relatives à ce sujet sont difficiles, d'une part l'identification et la classification de ces organismes demeurent difficiles par manque de taxonomistes qualifiés (Rougerie et al., 2009) et d'autre part l'étude des vers de terre n'est pas évidente à réaliser en raison de plusieurs contraintes liées à la nature des sols et à la complexité de ces organismes (Decaëns, 2010).

41 espèces ont été répertoriées en Algérie par plusieurs auteurs dont 31 espèces signalés par Omodeo et al (2003), 18 espèces dans l'est algérien (Bazri et al., 2013), 11 espèces dans le secteur de Metidja (Baha, 1997), 11 espèces dans le secteur constantinois (Ouahrni, 2003), 5 espèces dans la vallée de la Soummam (Kherbouche et al., 2012), 4 espèces sont trouvées dans la région de Annaba (Zeriri et al., 2013) et 3 espèces dans la région de Biskra (Boukria, 2012).

L'ensemble des espèces signalées dans cette étude représentent un taux de 12.5 % du total des espèces retrouvées en Algérie. La plupart des espèces collectées dans les stations échantillonnées appartiennent à la catégorie écologique des endogées. Les travaux de Bazri et al (2013), ont noté aussi l'abondance de cette catégorie dans l'est de l'Algérie. Selon Fragoso et al (1997), les endogés sont plus résistants aux changements dus aux activités agricoles.

A travers notre échantillonnage sur les vers de terre dans la région de Bouira, nous avons signalé pour la première fois en Algérie l'espèce *Eisenia andrei* avec une fréquence importante de l'ordre de 14,60. Ce qui a enrichi la liste des espèces recensées, qui passe de 41 à 42 espèces.

Eisenia andrei est classé dans la catégorie écologique des vers de terre Epigés. Elle vit à l'horizon organique ou près de la surface du sol et se nourrit de matières organiques en

décomposition. Des densités plus élevées se rencontrent dans les forêts à feuilles caduques ou les prairies dans lesquelles il y a un apport de matériel herbacé. Bien que cette espèce soit caractérisée par une large plage de tolérance à la température et à l'humidité (Iparraguirre-Bolaños, 2016). Cette espèce est retrouvée dans les parcelles non traitées avec les pesticides de la station d'El Hachimia. Cette dernière se trouve à la proximité d'une forêt et au bord de l'oued safsaf.

A partir de l'inventaire des vers de terre effectué dans les deux stations de la wilaya de Bouira, nous tentons de donner un aperçu général sur la répartition des espèces récoltées en faisant une comparaison avec les travaux réalisés dans d'autres régions en Algérie.

Les espèces, *Allolobophora rosea rosea*, *Aporrectodea caliginosa caliginosa*, *Allolobophora chlorotica* ainsi que *Octodrilus complanatus*, ont été signalé dans plusieurs régions en Algérie par : Baha (2008) dans le nord de l'Algérie, Bazri et al (2013) dans l'est de l'Algérie, Amziane et Oudachène (2016) à Tizi ouzou, Salhi et al (2014) dans le Nord-est de l'Algérie ainsi que Kherbouche et al (2012) dans la vallée de la Soummam. Dans cette dernière zone, Yesguer (2015) a noté aussi la présence des espèces *A.rosea rosea*, *A caliginosa caliginosa*, ainsi que *O. complanatus*. Les deux espèces *Microscoclex phosphoreus* et *Octodrilus maghribinus maghribinus* ont été signalé par Baha (2008), dans le nord de l'Algérie et Bazri et al (2013) dans l'est de l'Algérie. Concernant les espèces *Amyntas californica* et *Allolobophora miniscula*, sont retrouvées seulement par Baha (2008) dans le nord de l'Algérie.

Les activités anthropiques affectant le sol influencent à la fois l'abondance et la diversité des communautés de vers de terre (Schmidt et al., 2003). Les faibles densités lombriciennes marqués dans les parcelles exploités par l'agriculture, s'expliquent par l'intensité des pratiques agricoles (travail du sol, les pesticides) qui provoquent une perturbation physique de l'habitat et une mortalité importante des vers de terre. (Mamadou et al., 2014 ; Noupé et al., 2014). En donnant l'exemple du labour qui détruit les habitats des vers de terre, particulièrement les labours profonds, pouvant affecter les anéciques et les exposer à la prédation (Holland, 2004). En revanche, les populations de vers de terre ont tendance à augmenter lorsque le travail du sol est réduit (Edward et Lotfy, 1982).

L'agriculture biologique tend vers des pratiques modérées qui n'affectent pas les populations lombriciennes, et celles-ci peuvent proliférer en ces milieux cultivés. En effet, Omodeo et al (2003), rapportent qu'au niveau des surfaces cultivées en Algérie non travaillées avec les méthodes modernes le nombre d'individus récoltés est en moyenne supérieur de 31,1%.

II.2. Test de toxicité aigüe sur *Allolobophora rosea rosea*

Ce test nous a permis de mettre en évidence la toxicité de l'insecticide Karaté Zeon sur les vers de terre adultes et juvéniles de l'espèce *Allolobophora rosea rosea*. En s'appuyant sur une synthèse des principaux résultats obtenus, nous avons remarqué une différence de sensibilité entre les adultes et les juvéniles à l'égard de cet insecticide. La mortalité observée chez les juvéniles s'est manifestée sur plus de 50% de la population expérimentée avec une DL 50 de l'orde de 0,247 ml/l. Le nombre de vers de terre juvéniles morts croît sensiblement à mesure que la concentration augmente, ainsi que une mortalité presque totale est enregistrée pour la concentration la plus élevée (1.250 ml /l) avec un seul individu survivant. Ce qui indique, que le Karaté zeon est très toxique pour les juvéniles.

Contrairement aux vers de terre adultes, une mortalité importante de 80% est enregistrée juste pour la concentration la plus élevée (1,250 ml/L), utilisé fréquemment sur le terrain par les agriculteurs. De même pour l'ensemble des vers de terre, à partir de la troisième semaine à la concentration 0.312 ml/l jusqu'à la fin du test à la concentration la plus élevée (1.250ml/l), le taux de mortalité atteint et dépasse les 50%. Cet insecticide est toxique pour les adultes et l'ensemble des vers de terre à des concentrations élevée. Whalen et al (2012) ont révélé que lambda cyhalothrin a affecté les juvéniles de l'espèce *Eisenia fetida* plus que les adultes avec une concentration efficace médiane (EC_{50}) de (15.9 mg a.i. kg⁻¹).

Selon la littérature, il semble que tous les pyréthroïdes présentent une faible toxicité aiguë ($CL_{50} > 1000$ mg a / kg / poids sec) pour les oligochètes (Inglesfield, 1989). En revanche, selon Yuguda et al (2015) les Pyréthroïde, sont hautement toxiques pour l'espèce *Lumbricus terrestris*. Ces résultats concordent avec les travaux effectués par Wang et al (2012), qui ont signalé aussi la toxicité des pyréthroïde à l'égard de l'espèce *Eisenia fetida*. Ce qui classe les pyréthroïdes comme substance très toxique.

Les travaux traitant les effets de lambda-cyhalothrine (molécule active de Karaté Zeon) sur les vers de terre sont quasiment rares et à notre connaissance aucune donnée n'est disponible concernant l'effet de ce pesticide sur l'espèce *Allolobophora rosea rosea*.

Ce produit a manifesté une toxicité sur d'autres espèces appartenant à d'autres taxons. Halstead et al (2015) ont constaté que les pyréthroïdes sont toxiques pour les crustacés à très faibles doses.

Les vers de terre exposés à l'insecticides Karaté Zeon manifestent des perturbations comportementales. En effet, les insecticides pyréthroïdes agissent principalement sur le système nerveux des insectes (Field et al., 2017) par la modification de la transmission sélective des canaux sodiques voltages dépendants (Kadala et al., 2014). Cela mène à un état d'hyperexcitabilité cellulaire (Sinha et al., 2006). La perturbation des canaux sodiques voltage-dépendants et des canaux calciques voltage-dépendants provoque la dépolarisation des membranes nerveuses et la libération de neurotoxines (Saillenfait et al., 2015; Sankar et al., 2012). En outre, il a aussi été montré que certains pyréthroïdes bloquent les récepteurs GABA (Soderlund et al., 2002), un inhibiteur de neurotransmetteurs. Cette famille d'insecticides prolonge d'autant plus l'influx nerveux en empêchant la boucle de rétroaction inhibitrice de neurotransmetteurs.

Il est évident que le Karaté Zeon a sensiblement altéré la paroi du corps des vers de terre (sortie du liquide coelomique, lésions sanglante et étranglement de la partie postérieure du corps). La lambda cyhalothrine, comme la majorité des pyréthroïdes, est une molécule hydrophobe. Cela suggère que son action sur les membranes biologiques pourrait être liée avec des altérations des protéines et des phospholipides. En effet, la lambda-cyhalothrine semble s'accumuler dans les membranes biologiques et cause des dommages oxydatifs (Michelangeli et al., 1990).

Des études ont recherché l'effet des insecticides pyréthroïdes sur les paramètres hématologiques. Il a été rapporté que cet insecticide induit une diminution de la concentration d'hémoglobine (Pande et al., 2014), ce qui explique la perte de coloration cutanée remarquée pour les vers de terre testés.

Durant le test de toxicité aiguë, pour certains survivants des signes d'activité lombriciens ont été observés par la formation des turricules. Cette reprise d'activité fonctionnelle pourrait être expliquée probablement par l'accumulation de cette toxine par les vers de terre survivants (Schreck, 2008).

Les vers de terre exposés aux fortes concentrations de l'insecticide ont montré des signes d'ordre comportemental observés mais non mesurable. Dès la première semaine nous remarquons un enroulement des vers de terre et une sécrétion d'un mucus de couleur jaune élaborée par les survivants. Beeby (1991), Stürzenbaum et al (1998), Morgan et al (2004) et Homa et al (2005) ont rapporté que la sécrétion du mucus est une détoxification de l'organisme et une réponse d'adaptation dans le milieu très contaminé.

Selon Beeby (1991), ce mucus est un mélange hétérogène de coelomocytes, protéines, sels et fluide coelomique, et dépend de la concentration de l'insecticide testé. Il représente une barrière de protection pour l'épiderme contre les dommages en constituant des chélation de ces éléments toxiques (Diogene et al., 1997 ; Heredia et al., 2008 ; Muangphra et Goorneratne, 2011 ; Rodriguez et al., 2013). Ce procédé de chélation est probablement capable de former avec un ion chargé positivement un complexe soluble éliminable par le système excréteur des vers de terre.

II.2. Test d'évitement

Le test d'évitement est considéré comme un outil sensible dans l'évaluation des risques, car les vers de terre détectent un large éventail de contaminants, notamment des hydrocarbures polyaromatiques, des métaux lourds, des explosifs, du pétrole brut et des pesticides (ISO, 2007). Les études sur les pesticides ont rapporté jusqu'ici une sensibilité différente. Selon (Garcia et al., 2008) de faibles concentrations de lambda-cyhalothrine, ont été évités par les vers de terre. Dans la présente étude, nous signalons également que l'espèce *Aporrectodea caliginosa caliginosa* a montré un comportement d'évitement vis-à-vis de la lambda-cyhalothrine avec un taux d'évitement de 65 %.

Les vers de terre ont manifesté des signes d'activité par l'observation des galeries et des turricules formés dans les sols témoins ainsi dans la cheminée centrale près de la plupart des compartiments des sols contaminées, ce qui démontre la sensibilité de l'espèce *A. caliginosa caliginosa* à l'égard de la concentration subletale de l'insecticide Karté Zeon.

Cependant Hodge et al (2000) ayant travaillé sur l'espèce *A. caliginosa* ont signalé aucun cas d'évitement vis-à-vis aux organophosphorés diazinon et chlorpyrifos. Par ailleurs, selon Reinecke et al (2002), *E. foetida* était capable de détecter et d'éviter de faibles concentrations du fongicide Mancozeb, mais montrait au contraire même une préférence pour un sol contaminé par du nitrate de plomb. Il est clair que l'étendue du comportement d'évitement dépend du produit chimique et de l'espèce de vers de terre à tester.

Conclusion et perspectives

Conclusion

Dans cette étude nous nous sommes intéressés aux vers de terre, organismes connus pour leur rôle essentiel dans la formation et l'entretien des sols. Ils assurent une bonne fertilité et agissent sur le recyclage des éléments nutritifs de ces derniers tout en améliorant leur structure. En effet, les vers de terre jouent un rôle prépondérant non seulement en agriculture, mais aussi dans les milieux naturels en leur qualité de témoins de la qualité de l'environnement en général.

Plusieurs espèces de vers de terre servent d'organismes modèles dans la recherche en écotoxicologie, notamment dans l'évaluation de la contamination et de la pollution des sols par les pesticides.

Par le passé, aucune étude ne s'est penchée sur l'impact des pesticides sur les vers de terres dans un milieu agricole donné dans la région de Bouira. C'est l'objectif que s'est fixé notre étude qui est de démontrer l'effet toxicologique de l'insecticide karaté Zeon, produit phytosanitaire souvent utilisé par les agriculteurs de la région, sur ces organismes qui traduisent l'ensemble des stress environnementaux de leur milieu, et apparaissent donc comme de bons indicateurs de la qualité des sols.

Au cours de notre travail de recherche, deux essais de toxicité ont été menés sur deux espèces de vers de terre. Pour le test de toxicité aiguë, l'espèce *Allolobophora rosea rosea*, a été choisie pour son abondance sur terrain. Le deuxième test donne lieu à l'utilisation de l'espèce *Aporrectodea caliginosa caliginosa*, pour le test d'évitement bien qu'elle soit aussi abondante sur terrain.

Le test de toxicité aiguë utilisé sur l'ensemble des vers de terre a révélé certes que le pesticide Karaté Zeon n'a pas causé une mortalité supérieure à 50 % de la population mais beaucoup plus la finalité d'un test d'écotoxicité aiguë. Mais la finalité d'un test d'écotoxicité aiguë, est de déterminer les différentes concentrations létales pour des organismes exposés à un toxique. Or, l'exploitation des résultats de ce biotest à travers les concentrations et l'état de développement des vers de terre adultes et juvéniles montre une toxicité très marquée. En effet, l'insecticide présente un effet très toxique sur les vers de terre juvéniles. Ces derniers, dès la première semaine du biotest, ont subi des taux de mortalité très importants dépassant 55% pour les trois concentrations 0,312 ml/l, 0,625 ml /l, 1,250 ml/l. Contrairement aux vers de terre adultes où une mortalité de 80% est enregistrée juste pour la concentration la plus élevée (1,250 ml/l).

Les taux de mortalité des vers exposés aux différentes concentrations de Karaté Zeon montrent que ce paramètre est dose-dépendant. Par conséquent, la mortalité des vers provoque une diminution de leur densité, il en résulte un sol compact, et mal aéré. Ce qui engendre, alors, une diminution de sa production biologique, que ce soit pour la pédo-faune ou pour la végétation qui aura des difficultés à développer son système racinaire dans ce sol.

Concernant le test d'évitement des vers de terre exposés à la concentration sublétales (0,625ml /L), après une durée de deux jours ; les vers de terre marquent un comportement de fuite à l'égard de l'insecticide Karaté Zeon, exprimé par un taux d'évitement de l'ordre de 65%.

A la lumière de notre travail plusieurs questions ont surgi et qui peuvent ouvrir des perspectives intéressantes :

- Les évaluations écotoxicologiques des risques liés au pesticide devraient impliquer de multiples méthodes d'essai avec des animaux d'essai juvéniles et adultes.

Conclusion et perspectives

- Il est toujours difficile de prédire comment un pesticide pourrait réellement affecter une population de vers de terre dans son environnement naturel. il doit exister un moyen d'associer plus directement les effets toxiques tels que les effets aigus et sublétaux aux réactions environnementales des populations naturelles.
- Reprendre les tests de toxicité en faisant des études physiologique (les coupes histologiques).
- Elargir l'échantillonnage des vers de terre dans la région de Bouira, ainsi que dans d'autres régions de l'Algérie.
- Evaluer l'abondance et la diversité des vers de terre dans les sols de la région de Bouira spécifiquement les terrains agricoles, en relation directe avec leur qualité (structure, fertilité et porosité).
- Evaluer la toxicité d'autres pesticides utilisés dans la région de Bouira.
- Prendre en considération les biopesticides comme une alternative des produits phytosanitaires pour une production alimentaire plus saine.
- Les résultats observés dans cette étude montrent que les tests de comportement d'évitement peuvent être considérés comme un outil précieux dans l'évaluation préalable de la contamination des sols. L'utilisation de ces tests comme premières approches pour l'évaluation des sites contaminés apportera une information rapide pour les décisions futures sur la procédure d'évaluation. De plus, différentes espèces doivent être utilisées dans ce type de test car les espèces réagissent et répondent différemment aux stimuli chimiques.
- Reprendre le test d'évitement afin de valider les résultats obtenus.

Références bibliographiques

Références bibliographiques

Références bibliographiques

A

Abubakar Z A, Jibo A U, AbdulHameed A, Nayaya A J (2015). Assesment of toxicity of some agricultural pesticides on earthworm (*Lumbricus terrestris*). American- Eurasian journal of sustainable agriculture. 9(4) :49-59.

ACF.2010. User's manual Pesticides. France.

Agapit C, Gigon A, Puga-Freitas R., Zeller B, Blouin M (2017). Plant earthworm interactions: influence of age and proportion of casts in the soil on plant growth, morphology and nitrogen uptake. 424:49–61.

Aktar W, Sengupta D, Chowdhury A (2009). Impact of pesticides use in agriculture: their benefits and hazards. Interdisc Toxicol. 2: 1–12.

Alem W, Merzouk C (2018). Effets de deux pesticides utilisés dans le plateau d'El Esnam (Bouira) sur un modèle de crustacé terrestre *Armadillidium vulgare*. Memoire de fin d'études en Biodiversité et environnement. Université Akli Mouhand Oulhadj Bouira, Algérie ,39p.

Amziane D, Oudachène A (2016). Contribution a l'inventaire des vers de terre dans deux stations en Kabylie (Tala athmane et Mâatkas) et la mise en évidence de l'impact des pratiques agricoles et du type de sol sur leur diversité. Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou. 54p.

Anonyme (2006). Profil national pour l'évaluation des capacités de gestion rationnelle des produits chimiques, 60p:13.

Antonello S D (2007). Frontiers in ecology research. Nova Publishers. 298 p.

Appert J, Deuse J (1988). Insectes nuisibles aux cultures vivrières et maraîchères: Notions de base. Maisonneuve et Larose.

Arya R, Kumar R, Mishra N K, Sharma A K (2017). Microbial Flora and Biodegradation of Pesticides: Trends, Scope, and Relevance. In: Kumar R, Sharma A, Ahluwalia S. Advances in Environmental Biotechnology. Springer, Singapore 243-263 p.

Asma B (2012). Démographie des peuplements Lombriciens dans la zone aride de l'Est Algérien (Biskra). Mémoire de Magister. Université de Biskra.

Aubertot J N, Barbier J M, Carpentier A, Gril J J, Guichard L, Lucas P, Savary S, Savini I, Voltz M (2011). Pesticides, agriculture et environnement : Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA et Cemagref (France).

Auld B A, Mead E, Medd R W (1987). Weeds: An illustrated botanical guide to the weeds of Australia. Elsevier. 255 P.

Références bibliographiques

Ayad Mokhtari N (2012). Identification et dosages des pesticides dans l'agriculture et les problèmes d'environnement liés. Thèse de magister en chimie organique (environnement), université d'Oran, Algérie, 86 p.

B

Bachelier G (1978). La faune des sols son écologie et son action. 400p.

Baha M (1997). The earthworm fauna of Mitidja, Algeria. Trop. Zool.10 : 247-254.

Barnett E A, Fletcher M R, Hunter K, Sharp E A (2003). Pesticide poisoning of animals 2003: Investigations of suspected incidents in the United Kingdom Central. Science Laboratory, Department for Environment, Food and Rural Affairs, Sand Hutton, York. 52 p.

Barriuso E, Calvet R, Schiavon M, Soulas G (1996). Les pesticides et les polluants organiques des sols. Etude et gestion des sols. 3 : 279-296.

Barton D, Ollis W D, Sammes P G (1979).Comprehensive Organic Chemistry: The Synthesis and Reactions of Organic Compounds. Heterocyclic compounds.Pergamon Press.1228 p.

Batsch D (2011). L'impact des pesticides sur la santé humaine. Thèse de Doctorat en Pharmacie, Université Henri Poincaré - Nancy 1, France, 165p.

Bazri K (2015).Etude de la biodiversité des lombriciens et leurs relations avec les propriétés du sol dans différents étages bioclimatiques, dans l'est algérien. Thèse de doctorat en aménagement des milieux naturels, université constantine1, Algérie, 169 p.

Bazri K, Ouahrani G, Gheribi-Oulmi Z, Prigo D, Cosin D J D (2013). Soil factors and earthworms in Eastern Algeria. Sci. Technol. 37: 22-31.

Beeby A (1991). Toxic metal uptake and essential metal regulation in terrestrial invertebrates. In Newman MC. McIntoch AW. (eds.): Metal Ecotoxicology: Concepts and Applications. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan (USA), pp. 65-89.

Berny P J, Buronfosse T, Buronfosse F, Lamarque F, Lorgue G (1997). Field evidence of secondary poisoning of foxes (*vulpes vulpes*) and buzzards (*buteo buteo*) by bromadiolone, a 4-year survey. Chemosphere. 35:1817-1829.

Berrah A (2011). Etude sur les pesticides. Mémoire en toxicologie appliquée, Université de Tébessa, Algérie.

Bertrand M, Barot S, Blouin M, Whalen J, Oliveira T D, Roger-Estrade J (2015) Agron. Sustain. Dev. Earthworm services for cropping systems. A review.35:553–567.

Boatman N D, Parry H R, Bishop and D J, Andrew cuthbertson GS (2014). Impacts of Agricultural Change on Farmland Biodiversity in the UK. Environmental Science and Technology.

Bocquené G, Galgani F (2004). Les marqueurs biologiques des effets des polluants: l'acétylcholinestérase .Editions Quae.27p.

Références bibliographiques

- Boland J, Koomen I, van Lidth de Jeude J, Oudejans J (2004).** AD29E Pesticides: compounds, use and hazards. Agromisa Foundation.108 p.
- Bonnefoy N (2012).**Les pesticides et leur impact sur la santé et l'environnement.42:348 p
- Bouché M B (1972).** Lombriciens de France. Écologie et systématique. Institut national de la recherche scientifique, 671 p.
- Bouchon C, Lemoine S (2003).**Marine Niveau de contamination par les pesticides des chaînes trophiques des milieux marins côtiers de la Guadeloupeet recherche de biomarqueurs de génotoxicité.Universté des Antilles et de la Guyane Laboratoire de Biologie.
- Bounadi F, Mammeri K (2017).**Contribution à l'étude de l'utilisation des produits phytosanitaires dans quelques vergers de la région de BOUIRA, memoire de fin d'études en vue de l'obtention du diplome master en Sciences et gestion de l'environnement, 36p.
- Bright A J, Morris J A, Winspear R (2008).** A review of Indirect Effects of Pesticides on Birds and mitigating land-management practices. RSPB Research Report No 28. 66 p.
- Brown G G (1995).**How do earthworms affect microfloral and faunal community diversity? 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(3-4) :177-198.
- C**
- Cabidoche Y M, Lesueur Jannoyer M (2011).** Pollution durable des sols par la chlordécone aux Antilles : comment la gérer ? Innovations Agronomiques. 16 :117-133.
- Calvet R, Barriuso E, Bedos C, Benoit P, Charnay M P, Coquet Y (2005).** Les pesticides dans le sol : conséquences agronomiques et environnementales. Editions France Agricole, France. 637 p.
- Chaignon V, Sanchez-NEIRA I, Herrmann P, Jaillard B, AND Hinsinger P (2003).** Copper bioavailability and extractability as related to chemical properties ofcontaminated soils from a vine-growing area. Environ Pollut. 123: 229-238.
- Clément M, Arzel S, Le Bot B, Seux R, Millet M (2000).** Adsorption/thermal desorption-GC/MS for the analysis of pesticides in the atmosphere. Chemosphere. 40:49-56.
- Cluzeau D, Peres G, Thomas F(2004).** L'importance de la biodiversité du sol : le cas du ver de terre. revue TCS. 14-22
- Colborn T, Dumanoski D, Peterson Myers J (1997).**L'homme en voie de disparition ?Terre vivante. 316 p

Références bibliographiques

Coleman D C, Crossley D A Jr, Hendrix P F (2004). Fundamentals of soil Ecology. Academic Press.386 p

Council of Europe (1992). Pesticides: Advice and Recommendations to be Used by National and Other Authorities as Well as Manufacturers Concerned with the Registration of Agricultural and Non-agricultural Pesticides. Council of Europe.143 p

Cox F E G (1968).Parasites of British earthworms.Journal of Biological Education. (2)2 :151-164

Cruz J M (2015). Etude de la contamination par les pesticides des milieux eau, air et sols : développement de nouveaux outils et applications à l'estuaire de la Gironde. Thèse de doctorat en Chimie analytique et environnementale, Université de Bordeaux, France, 481 p.

Cutler G C (2013).Insects, insecticides and hormesis: evidence and considerations for study. Dose-Response: An International Journal. 11:154–177.

Cuny (2012) .La biosurveillance végétale et fongique de la pollution atmosphérique : concepts et applications_ Air pollution biomonitoring with plants and fungi: Concepts and uses. Annales Pharmaceutiques Françaises. 70 :182—187.

Curry J P, Schmidt O (2007). The feeding ecology of earthworms. Pedobiologia.50: 463-477

Cyrille D (2010) .Amphibiens : un groupe gravement menacé à l'échelle planétaire. In: Bulletin mensuel de la Société linnéenne de Lyon. Évaluation de la biodiversité rhônalpine. 2 :143-144 .

D

Daniel C, Merrill M D (2013). The Earthworm farmer'S Bible: The complete guide to successful composting with red wiggler earthworms. Xlibris Corporation. 140 p.

Decaëns T (2010). Macro ecological patterns in soil communities. Global Ecol. Biogeogr. 19(3): 287-302.

Décret n°94-359 du 5 mai 1994 relatif au contrôle des produits phytopharmaceutiques.

Dhaouia A, Oudachène A (2016). Contribution à l'inventaire des vers de terre dans deux stations en Kabylie (Tala athmane et Mâatkas) et la mise en évidence de l'impact des pratiques agricoles et du type de sol sur leur diversité. Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou. 54p.

Diaz Cosin D J, Novo M, Fernandez R (2010). Reproduction of Earthworms: Sexual Selection and Parthenogenesis .In : Karaca A.Biology of earthworms. Springer Science & Business Media.316 p.

Références bibliographiques

Dich J, Hoar Zahm S, Hanberg A, Adami H (1997). Pesticides and cancer. *Cancer Causes and Control*. 8:420-443.

Diogene J, Dufour M, Poirier GG, Nadeau D (1997). Extrusion of earthworm coelomocytes: comparison of the cell populations recovered from the species *Lumbricus terrestris*, *Eisenia fetida* and *Octolasion tyrtaeum*. *Laboratory Animals*, 31: 326–336.

Directive 98/8/ce du parlement européen et du conseil du 16 février 1998 concernant la mise sur le marché des produits biocides.

E

Edwards C A (2004). *Earthworm Ecology*. 456 p.

Edwards C A, Bohlen P J (1996). *Biology and Ecology of Earthworms*. Science & Business Media, USA. 426 p.

Edwards C A, Lofty J R (1972). *Biology of earthworms*. Chapman and Hall, LTD London. 283p.

Edwards C A, Lofty J R (2013). *Biology of Earthworms*. Springer. 283 p.

Edwards W N (2012). *Biology of Earthworms*. Science & Business Media, .334 p.

El-Hadef El-Okki M, Sahli L, Rached O (2014). Distribution of earthworms in the Kebir-Rhumel Basin (North-East Algeria) (Oligochaeta: Acanthodrilidae, Criodrilidae, Lumbricidae) : 88-97.

Environnement Canada (2004). Méthode d'essai biologique : essai pour déterminer la toxicité de sol contaminée pour les vers de terre *Eisenia andrei*, *Eisenia fetida* et *Lumbricus terrestris*. 163 p.

Errami M (2012). Devenir atmosphérique de bupirimate et transfert de ses métabolites (les diazines) dans l'atmosphère, sa dissipation dans les fruits de tomate et sa dégradation électrochimique. Thèse de doctorat en science d'ingénieur et qualité de l'environnement, université Ibn Zohr et université de Reims Champagne-Ardenne, Agadir, 212 p.

Evans A C, Guild W J M (1948). Studies on the relationships between earthworms and soil Fertility. *App. BioL*.35:472- 484.

F

Feld S (2008). Introduction ; Les programmes "Population et Développement" et la situation actuelle .Dans *Mondes en développement*. 2 (142):9 -12.

Fetoui H, Garouia E M, Makni-ayadib F, Zeghala N, (2008) .Oxidative stress induced by lambda-cyhalothrin (LTC) in rat erythrocytes and brain: Attenuation by vitamin C. *Environmental Toxicology and Pharmacology* .26 :225–231.

Références bibliographiques

Field L M, Emyr Davies T G, O'Reilly A O, Williamson M S, Wallace B A (2017). Voltage-gated sodium channels as targets for pyrethroid insecticides. *Eur. Biophys. J.*

Foubert A (1986). Biodiversité : victime silencieuse des pesticides. France, 80 p.

Fragoso C, Brown G G, Patron J C, Blanchart E, Lavelle p, Pashanasi B, Senapati B, Kumar T (1997). Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function in the tropics: role of earthworms. *Applied Soil Ecology* 6:17-35.

Fränzle o, (2006). Complex bioindication and environmental stress assessment. *Ecological Indicators*. 6: 114_136.

Freitas R P (2013). Effet du ver de terre *Aporrectodea caliginosa* sur la croissance des plantes, leur développement et leur résistance aux pathogènes : réponse physiologique et moléculaire de la plante à l'émission de molécules-signal. Thèse de doctorat en Sciences de l'Univers et de l'Environnement, Université Paris Est-Creteil Val De Marne, France, 188 p.

Frund H C, Graefe U, Tisher S (2010). Earthworms as bioindicators of soil quality. 262 P.

G

Garcia M, Rombke J, de Brito M T, Scheffczyk A (2008). Effects of three pesticides on the avoidance behavior of earthworms in laboratory tests performed under temperate and tropical conditions. *Environmental Pollution*. 153 : 450-456.

Garcia M V B (2004). Effects of Pesticides on Soil Fauna: Development of ecotoxicological test methods for tropical regions. Cuvillier Verlag Göttingen. 286 p.

Grant W P, Chandler D, Bailey A, Greaves J, Tatchell M, Prince G (2010) .Biopesticides: Pest Management and Regulation. CABI. 238 p.

Grant Jr W C (1955). Temperature Relationships in the Megascolecid Earthworm *Pheretima Hupeiensis* .*Ecology* .36(3):412-417.

Grébil G, Novak S, Perrin-Ganier C, Schiavon M (2001). La dissipation des produits phytosanitaires appliqués au sol. *Journal of Hydrology*. 197-216.

Guild W. J. M (1948). Studies on the relationship between earthworms and soil fertility. *App. BioL*. 35:181-192.

Guimont S (2005). Devenir des pesticides dans les sols en fonction de l'état d'humidité et du mode de circulation de l'eau dans le sol. Thèse de Doctorat en Sciences Agronomiques, Institut national polytechnique de Lorraine, France, 214 p.

Références bibliographiques

H

Hall R J (1980). Effects of environmental contaminants on reptiles: A review Special Scientific Report - Wildlife 228 ; U.S. Fish and Wildlife Service.

Hayes T B, Collins A, Lee M, Mendoza M, Noriega N, Stuart A A, Vonk A (2002) .Hermaphroditic, demasculinized frogs after exposure to the herbicide atrazine at low ecologically relevant doses. Proc Natl Acad Sci U S A. 16; 99(8): 5476–5480.

He L M, Troiano J, Wang A, Goh K (2008) .Environmental Chemistry, ecotoxicity, and fate of Lambda-Cyhalothrin. In: Whitacre D M. Reviews of Environmental Contamination and Toxicology.vol 195. Science & Business Media. 185 p.

Helander M, Saloniemi I, Saikkonen K (2012). Glyphosate in northern ecosystems. Trends in Plant Science. 17:569-574.

Heredia R B, Dueñas S, Castillo L, Ventura JJ, Silva Briano M, Posadas Del Rio F, Rodríguez M G(2008). Autofluorescence as a tool to study mucus secretion in *Eisenia foetida*. Comparative Biochemistry and Physiology, Part A 151:407–414.

Hipp A (2005).The Life Cycle of an Earthworm.The Rosen Publishing Group.24 p.

Hodge S, Webster K M, Booth L, Hepplethwaite V, O'Halloran K (2000). Non-avoidance of organophosphate insecticides by the earthworm *Aporrectodea caliginosa* (lumbricidae). Soil Biology & Biochemistry (32) 425-428.

Holland J M (2004).The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence. Agriculture, Ecosystems and Environment 103 :1–25.

Homa J, Olchawa E, Stürzenbaum SR, Morgan AJ, Plytycz B(2005). Earlyphase immunodetection of metallothionein and heat shock proteins in extruded earthworm coelomocytes after dermal exposure to metal ions. Environmental Pollution, 135: 275–280.

Hurst P, Kirby P (2004). Health, Safety and Environment: A Series of Trade Union Education Manuals for Agricultural Workers. International Labour Organization.

I

Index phytosanitaire à usage agricole (2015).Algérie, 217 p.

Iparraguirre-Bolaños E(2016). Growth, reproduction and recruitment of *Eisenia andrei* in natural substrates: A functional approach. PhD Thesis in Science and Technology, University of the Basque Country , Spain. 217 p.

Isenring R (2010). Les pesticides et la perte de biodiversité : Comment l'usage intensif des pesticides affecte la faune et la flore sauvage et la diversité des espèces. Europe, 28 p.

Références bibliographiques

J

Jaeger C, Cherin P, Fraoucene N, Voronska E (2012). Place, intérêt et danger des produits phytosanitaires. *Médecine & Longévité*. 4:59-67.

Jahn T, Hötker H, Oppermann R, Bleil R, Vele L (2014). Protection of biodiversity of free living birds and mammals in respect of the effects of pesticides. *Plant Protection Products, Ecotoxicology, Environmental Risk Assessment*. 90 p.

Jamieson B G M (2004). Native Earthworms of Australia II. University of Queensland. Australia, 100 p.

Jamieson B G M, Tillier S, Tillier A, Justine J L, Ling E, James S, McDonald K, Hugall A F (2002). Phylogeny of the Megascloecidae and Crassiclitellata (Annelida, Oligochaeta): combined versus partitioned analysis using nuclear (28S) and mitochondrial (12S, 16S) rDNA. *Zoosystema* .24 (4): 707-734.

Jamshidi P, Pishkahi Z (2014). The Study of Regeneration in Posterior Part of Aporrectodea Caliginosa. *Medical and Bioengineering*.3(1) : 45-49.

Jannoyer Magalie L, Philippe C, Dominique M, Carine S, Marc V, Thierry W, Yves-Marie C (2012). Chlordécone aux Antilles : évolution des systèmes de culture et leur incidence sur la dispersion de la pollution. *Agronomie, Environnement & Sociétés*. 2:45-58.

Jarnieson B. G. M. (1988). On The Phylogeny and Higher Classification Of The Oligochaeta. *Cladistics* .4:367-410.

Jesse Uneke C (2007). Integrated Pest Management for Developing Countries: A Systemic Overview. Nova Science Pub Inc; UK, 2005 p.

Johnson R M, Ellis M D, Mullin C A, Frazier M (2010). Pesticides and honey bee toxicity – USA. *Apidologie*. 41 :312–331.

Journal officiel de la république algérienne n°9, 18 safar 1431, 3 fevrier 2010.

K

Kadala A, Charreton M, Jakob I, Cens T, Rousset M, Chahine M, Collet C (2014). Pyrethroids differentially alter voltage-gated sodium channels from the honeybee central olfactory neurons. *PLoS One*, 9(11), e112194.

Katagi T (2002). Reviews of environmental contamination and toxicology. Abiotic hydrolysis of pesticides in the aquatic environment.175:79-261.

Katagi T (2004). Photodegradation of pesticides on plant and soil surfaces. *Rev Environ Contam Toxicol*.182:1-189.

Kaur Gill H, Garg H (2014). Pesticides : Environmental Impacts and Management Strategies in: Larramendy M L, Soloneski. *Pesticides - Toxic Aspects*. IntechOpen.

Références bibliographiques

Kegley S, Neumeister L, Martin T (1999). Disrupting the Balance: Ecological impacts of pesticides in California. Californians for pesticide reform. 99 p.

Kesavachandran C (2014). Health effects of pesticides. The Energy and Resources Institute (TERI), 169 p

Kherbouche D, Bernhard-Reversat F, Moali A, Lavelle P (2012). The effect of crops and farming practices on earthworm communities in Soummam valley, Algeria. *European Journal of Soil Biology*.48 :17-23.

Kiyasudeen S K , Ibrahim M H , Quaik S , Ahmed Ismail S (2016). Prospects of Organic Waste Management and the Significance of Earthworms. 259 p.

Kotanski Z, Gierliński G, Ptaszyński T (2004). Reptile tracks (*Rotodactylus*) from the Middle Triassic of the Djurdjura Mountains in Algeria. *Geol. Quart.* 48: 89–96.

L

Lafont M (1989). Contribution à la gestion des eaux continentales: Utilisation des oligochètes comme descripteurs de l'état biologique et du degré de pollution des eaux et des sédiments. thèse de doctorat d'état es-science. UCBI, Lyon 1:311P.

Lakhani L (2015). How to reduce impact of pesticides in aquatic environment. *International journal of research Granthaalayah.* 3:1-5.

Lakhani L, Soni D, Alune B (2015). Dangers of pesticides on wildlife ecology. *International journal of research Granthaalayah.* 3:1-3.

Lavelle P, Brussaard L, Hendrix P. (1999). Earthworm Management in Tropical Agroecosystems. 300 P.

Lavelle P, Spain A (2001). Soil Ecology. Science & Business Media, Amsterdam. 654 p.

Le Men Y (2015). La vision dans le monde animal .AlterPublishing.415 p

Lemtiri A, Colinet G, Alabi T, Cluzeau D, Zirbes L, Haubruge E, Francis F (2014). Impacts of earthworms on soil components and dynamics. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 18(1): 121-133.

Lévêque C (2003). Ecology: From Ecosystem to Biosphere .Science Publishers, 472 p

Liberty Press C, Glotzhabe R (2005). Biology Laboratory Set Student Manual. 179 p.

Lofs-Holmin A (1983). Influence of agricultural practices on earthworms (*Lumbricidae*) , *Acta Agriculturae Scandinavica.* 33(3) : 225-234.

Références bibliographiques

M

Majewski M S (2019). Pesticides in the Atmosphere: Distribution, Trends, and Governing Factors. CRC Press. 215p.

Maksymiv I (2015). Pesticides: benefits and hazards. Vasyl Stefanyk Precarpathian National University. 2(1) : 70-76.

Manono B O (2016). Agro-ecological Role of Earthworms (Oligochaetes) in Sustainable Agriculture and Nutrient Use Efficiency .Journal of Agriculture and Ecology Research International 8(1): 1-18.

Markert B A, Markert B A, Zechmeister H G (2003). Bioindicators & Biomonitors: Principles, Concepts, and Applications. 997 p.

Merhi M (2008). Etude de l'impact de l'exposition à des mélanges de pesticides à faible dose : caractérisation des effets sur des lignées cellulaires humaines et sur le système hématopoïétique murin. Thèse de doctorat en pathologie, toxicologie, Génétique et nutrition, université de Toulouse, France, 140 p.

Mesnager R, Séralini G E (2018). Editorial: Toxicity of pesticides on health and environment. Front. Public Health .6:268.

Michelangeli F, Robson M J, East J M, Lee A G (1990). Fluorescence and kinetic studies of the interactions of pyrethroids with the (Ca²⁺ + Mg²⁺)-ATPase. Biochimica et Biophysica Acta (BBA) – Biomembranes .1028 (1) : 58-66.

Mittal R, Mittal G C (2013). Impact of population explosion on environment. WeSchool. 1 (1).

Morgan A J, Stürzenbaum SR, Winters C, Grime GW, Aziz NA, Kille P (2004). Differential metallothionein expression in earthworm (*Lumbricus rubellus*) tissues. Ecotoxicology and Environmental Safety, 57: 11–19.

Moser V C, Liu Z, Schlosser C, Spanogle T L, Chandrasekaran A, McDaniel K L (2016). Locomotor activity and tissue levels following acute administration of lambda- and gamma-cyhalothrin in rats. Toxicol Appl Pharmacol. 313 : 97-103.

Moussaoui K M, Boussahel R, Tchoulak Y, Haouchine O, Benmami M, Dalachi N (2001). Utilisation, évaluation et impact des pesticides en Algérie. Laboratoire " Sciences et Techniques de l'Environnement, Département de Génie de l'Environnement, Ecole Nationale Polytechnique, Alger.

Muangphra P, Gooneratne R (2011). Comparative genotoxicity of cadmium and lead in earthworm coelomocytes. Applied and Environmental Soil Science, 2011: 1-7.

Myohara M (2012). What Role Do Annelid Neoblasts Play? A Comparison of the regeneration Patterns in a Neoblast-Bearing and a Neoblast-Lacking Enchytraeid Oligochaete .PLoS One. 7(5): e37319.

Références bibliographiques

Muys B, Ampoorter E, Hermy M, Valckx J, Wandeler H D (2013). Earthworm sampling FunDivEUROPE (FP7) field protocol.1.0. Project number: 265171.

Myster R W (2007). Post-Agricultural succession in the neotropics.308 p.

O

Omodeo P, Rota E, Baha M (2003). The megadrile fauna (Annelida : Oligochaeta) of Maghreb: a biogeographical and ecological characterization. *Pedobiologia*. 47: 458 – 465.

Ordonnance n° 74-69 du 2 juillet 1974 relative à la refonte de l'organisation territoriale des wilayas. *J.O.R.A.* (55), 9/7/74: 608-612; Rectificatif *J.O.R.A.* (56), 12/7 /74: 614. Cf. Doc.

Ouahrani G (2003). Lombritechniques appliquées aux évaluations et aux solutions environnementales. Thèse de Doc. Etat. Université Mentouri. In Bazri K, Ouahrani G, Gheribi Z, Díaz Cosín D G (2013). La diversité des lombriciens dans l'Est algérien depuis la côte jusqu'au desert. *Ecologia mediterranea* 39 (2) : 230 p.

P

Pande S, Saxena P N, Bhushan B, Saxena N (2014). Peripheral blood and bone marrow responses under stress of cypermethrin in albino rats. *Interdisciplinary toxicology*, 7(1), 33-40.

Paranjape K, Gowariker V, Krishnamurthy V N, Gowariker S (2014). CABI. The Pesticide Encyclopedia.725 P.

Peijnenburg W J G M, Vijver M G (2009). Earthworms and their use in ecotoxicological modeling. in : Devillers J. *Ecotoxicology Modeling Volume 2 de Emerging Topics in Ecotoxicology*. Springer Science & Business Media .412 p.

Pellet, Laville-Timsit (1993). Echantillonnage de sols pour caractérisation d'une pollution. 80 p.

Pelosi C (2008). Modélisation de la dynamique d'une population de vers de terre *Lumbricus terrestris* au champ. Contribution à l'étude de l'impact des systèmes de culture sur les communautés lombriciennes. Thèse de doctorat en Sciences de la Terre, Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement, France, 95 p.

Pelosi C, Barot S, Capowiez Y, Hedde M, Vandebulcke F (2014). Pesticides and earthworms. *Agron. Sustain. Dev.* 34:199–228.

Pesce S (2012). Effets de pesticides sur l'activité et la diversité des communautés microbiennes d'un milieu lotique récepteur. Etudes in situ et expérimentales. Thèse de doctorat en Ecologie Microbienne, Université Blaise Pascal, France, 272 p.

Pflieger M (2009). Etude de la dégradation photochimique des pesticides adsorbés à la surface de particules atmosphériques. Thèse de doctorat en Biosciences de l'environnement, chimie, santé, université de Provence, France, 261 p.

Références bibliographiques

Pimentel D, Huang X, Cordova A, Pimentel M (1997). Impact of Population Growth on Food Supplies and Environment .Population and Environment.19(1).

Pimentel D, Lehman H (2008). The Pesticide Question: Environment, Economics and Ethics. Springer Science & Business Media.442 p.

PNUE, Programme des Nations Unies pour l'Environnement, Proposition concernant le chlordécone, (2005).

Post E (2013). Ecology of Climate Change: The Importance of Biotic Interactions .Princeton University Press. 408 p.

Potvin L R, Lilleskov E A (2016) .Introduced earthworm species exhibited unique patterns of seasonal activity and vertical distribution, and *Lumbricus terrestris* burrows remained usable for at least 7 years in hardwood and pine stands .Biol Fertil Soils .53:187–198.

Press C L, Glotzhabe R (2005). Biology Laboratory Set Student Manual. 179p.

Puranik P, Bhate A (2008). Animal Forms and Functions: Invertebrata. Sarup & Sons. 299 p.

Q

Queyrel W (2017). Modélisation du devenir des pesticides dans les sols à partir d'un modèle agronomique : évaluation sur le long terme. Thèse de doctorat en Agronomie, Hydrologie et Environnement, Université Pierre et Marie Curie, France, 236 p.

R

Rachel Carson (1968) .Printemps silencieux .Plon, Insect pests .319 p.

Ramade F(1998).Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau.Ediscience International, Paris.

Ramade F(2009). Élément d'écologie : Ecologie fondamentale .4ème Edition. Dunod.689 p.

Ratelle M, Pujalte I (2015).Stratégies de biosurveillance pour le suivi de l'exposition professionnelle aux pesticides.

Razafindrakoto M (2012). Etude des Annélides Oligochètes de Madagascar: Taxonomie, Distribution ET Ecologie. Thèse de doctorat en Biologie, Ecologie et Conservation Animales, Université D'antananarivo, Madagascar, 151 p.

Règlement CE n° 1107/2009 du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques et abrogeant les directives 79/117/CEE et 91/414/CEE du Conseil.

Références bibliographiques

Regnault-Roger C, Fabres G, Philogène B (2005). Enjeux phytosanitaires pour l'agriculture et l'environnement : pesticides et biopesticides-OGM lutte intégrée et biologique- Agriculture durable. Lavoisier. Paris : Tec et Doc, 1013 p.

Reinecke A J, Maboeta M S, Vermeulen L A, Reinecke S A (2002). Assessment of lead nitrate and mancozeb toxicity in earthworms using the avoidance response. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 68 : 779-786.

Reynolds J W, Cook D G (1993). *Nomenclatura Oligochaetologica: Supplementum Tertium*. Lindsey, Blewett Press. 37 p.

Reynolds J W, Righi G (1994). Megadrilologica on some earthworms from belize, c.a. with the description of a new species (Oligochaeta: Acanthodrilidae, Glossoscolecidae and Octochaetidae). 5(9).

Richou-Bac L, Venant A (1985). Une nouvelle famille d'insecticides les pyréthrinoïdes de synthèse. *Bull. Acad. Vét.* 58 : 199-212.

Ricklefs R E (1973). *Ecology*. Chiron Press. 861 p.

Rodriguez M G, Rivera BH, Ventura-Juárez J, Muñoz-Ortega MH (2013). Cadmium toxicity evaluation in the earthworm *Eisenia foetida*: Behavior and histopathological effects. *Trends in Comparative Biochemistry & Physiology*, 17: 81-92.

Römbke J, Jänsch S, Didden W (2005). The use of earthworms in ecological soil classification and assessment concepts. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 62, 249-265.

Rougerie R, Decaëns T, Deharveng L, Porco D, James S W, Chang C H, Richard B, Potapov M, Suhardjono, Hebert P D N (2009). DNA barcodes for soil animal taxonomy. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*. 44: 789-801.

Russell P J, Hertz P E, McMillan B (2016). *Biology: The Dynamic Science*. 1520 p.

S

Saha I, Joy V C (2016). Short-term biochemical ill effects of insect growth regulator (IGR) pesticides in *Cyphoderus javanus* Börner (Collembola: Insecta) as potential biomarkers of soil pollution. *Environ Monit Assess*. 88:98-117.

Saidi I, Mouhouche F, Abri H (2017). Determination of pesticide residues on tomatoes from greenhouses in Boudouaou and Douaouda, Algeria. *Quality Assurance and Safety of Crops & Foods*. 9 (2): 207-212.

Saillefait A M, Ndiaye D et Sabate J P (2015). Pyrethroids: exposure and health effects--an update. *Int J Hyg Environ Health*, 218(3), 281-292.

Sankar P, Telang A G, Manimaran A (2012). Protective effect of curcumin on cypermethrin-induced oxidative stress in Wistar rats. *Exp Toxicol Pathol*, 64(5),

Références bibliographiques

487-493.

Sánchez-Bayo F, van den Brink J P, Mann M R (2011). Ecological impacts of toxic chemicals. Bentham e-Books. 250 p.

Satchell J E (1967). Lumbricidae. In Soil Biology. Academic Press: London. 259-322.

Schiffers B (2012).L'emploi des pesticides dans les cultures : entre tracteurs et détracteurs. Probio .2:80-93.

Schmidt M, Varma A, Drgon T, Bowers B, Cabib E (2003). Septins, under Clap Regulation, and the Chitin Ring Are Required for Neck Integrity in Budding Yeast. Molecular Biology of the Cell . (14)2128–2141.

Schraer (1987). Biology, the study of life: laboratory manual. Allyn & Bacon, Incorporated. 652 p

Sekhera Baha M (2008). Etude bioécologique des oligochètes du nord de l'Algérie. Thèse de doctorat en sciences agronomiques, Institut National agronomique El Harrach, Algérie, 163 p.

Sharma J P (2009).Environmental Studies. Laxmi Publications.221 p

Sherameti I, Varma A (2015). Heavy Metal contamination of Soils. 497 p.

Shuster W D, Edwards C A (2002).Interactions between tillage and earthworms in Agroecosystems In : Adel E T. Soil Tillage in Agroecosystems.CRC Press.384 p

Silva E D (2013). Interactions « sol - vers de terre » et dynamique du mercure en Guyane française. Thèse de doctorat en Sciences de l'Univers et de l'Environnement, Université Paris Est, France, 276 p.

Sims R W, Gerard B M (1999). Earthworms: Notes for the Identification of British Species, Synopses of the British Fauna (New Series) n°.31 (Revised). London: Linnean Society.

Sims W R, Gerard B M (1985). Keys and Notes for the Identification and Study of the Species. 171 p.

Sinha C, Seth K, Islam F, Chaturvedi, R Kb, Shukla S, Mathur N, Agrawal A K (2006). Behavioral and neurochemical effects induced by pyrethroid-based mosquito repellent exposure in rat offsprings during prenatal and early postnatal

period. *Neurotoxicol Teratol*, 28(4), 472-481.

Singh S, Singh J, Vig A P (2016). Effect of abiotic factors on the distribution of earthworms in different land use patterns. The Journal of Basic & Applied Zoology.74:41-50

Socorro J (2015). Etude de la réactivité hétérogène de pesticides adsorbés sur des particules modèles atmosphériques : cinétiques et produits de dégradation. Thèse de doctorat en Chimie de l'Environnement, Université Aix-Marseille, France, 245p.

Références bibliographiques

Soderlund D M, Clark J M., Sheets L P, Mullin, L S, Piccirillo V J, Sargent, D. Weiner, M. L. (2002). Mechanisms of pyrethroid neurotoxicity: implications for cumulative risk assessment. *Toxicology*, 171(1), 3-59.

Souissi S (2010). Détermination des résidus de pesticides organophosphorés dans les tomates par chromatographie en phase gazeuse. Projet de fin en Physique Chimie de l'Environnement, Université du 7 Novembre à Carthage, Tunisie, 40 p.

Springett J A, Syers J K (1984). Effect of pH and calcium content of soil on earthworm cast production in the laboratory. *Soil Biology and Biochemistry*. 165(2) :185-189.

Starr C (2014). *Biology: Concepts and Applications without Physiology*. 592 p.

Stockdill S M J (1982). Effects of introduced earthworms on the productivity of New Zealand pastures. *Pedobiologia*.24 :29-35.

Stoytcheva M (2011). *Pesticides in the Modern World: Risks and Benefits*. BoD – Books on Demand.574 p.

Stürzenbaum SR, Winters C, Galay M, Morgan AJ, Kille P(2001). Metal ion trafficking in earthworms Identification of a cadmium-specific metallothionein. *Journal of Biological Chemistry*, 276: 34013–34018.

T

Tano J Z (2011). Identity, Physical and Chemical Properties of Pesticides, Pesticides in the Modern World - Trends in Pesticides Analysis. InTech, Dr. Margarita Stoytcheva (Ed.), 514 p.

Testud F, Grillet J P (2007). *Insecticides organophosphorés, carbamates, pyrèthriinoïdes de synthèse et divers*. Elsevier.

Thany S H, Reynier P, Lenaers G (2013). Neurotoxicité des pesticides : Quel impact sur les maladies neurodégénératives? *Médecine/sciences*. 29:273-277.

Tondoh E J, Monin M I, Tiho S , Csuzdi C (2006). Can earthworms be used as bio-indicators of land-use perturbation in semi-deciduous forest? *Biol Fertil Soils*. 43:585-592.

Triffault-Bouchet G (2004). Effets sur les écosystèmes aquatiques lenticques des émissions de polluants provenant de différents modes de valorisation/élimination de déchets - Application à des mâchefers d'UIOM ET à des boues de dragage de canaux. Thèse. Spécialité: Biologie ET Biochimie Appliquées. Chambéry, Vaux en Velin: Université de Savoie ET LSE de l'ENTPE, 309p.

Références bibliographiques

V

van der Werf H M G (1996). Assessing the impact of pesticides on the environment. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 60:81-96.

van der Werf H M G (1997). Évaluer l'impact des pesticides sur l'environnement. INRA, station d'Agronomie, 5-22.

W

Whalen J K, Benslim H, Vanasse A (2012) .Insecticides (dimethoate and lambda-cyhalothrin) for soybean aphid control are they toxic to earthworms? Evidence from laboratory and field bioassays.*Can. J. Soil Sci.* 92: 751-758

Wauchope, Buttler TM, Hornsby AG, Augustijn-Beckers P W M, Burt J P (1992). The SCS ARS/CES Pesticide Properties Database for Environmental Decision-Making! *RD.Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 123.

Y

Yesguer S(2015).Evaluation de l'écotoxicité de certains pesticides sur les sols par l'utilisation d'un biotest : cas des lombricidés.Mémoire en Ecologie et Environnement, Université AMIRA-BEJAIA, Algérie, 88p.

Yeyret-Verner G (1972). L'évolution récente de la population mondiale. Les grandes tendances .*Revue de Géographie Alpine*. 60(1) :25-42.

Z

Zeriri I, Tadjine A, Belhaouchet N, Berrebbah H, Djebbar M, Baha M (2013) Contribution to the identification of Oligochaeta: Lumbricidae in the region of Annaba in eastern Algeria.*European Journal of Experimental Biology*. 3(6):229-232.

Zoumenou B, Aïna P M, Agbohessi P, Imorou T I, Scippo M L (2015). Effets toxicologiques et méthodes d'analyse de la lambda-cyhalothrine et de l'acétamipride utilisés dans la protection phytosanitaire du cotonnier au Bénin. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 9(4): 2184-2199.

Sites internet consultées :

<https://www.futura-sciences.com>

<https://tarn.chambre-agriculture.fr> > Occitanie > Ecophyto > Observer_le_sol

https://ecobiosoil.univ-rennes1.fr/OPVT_documents.php

Les annexes

Les annexes

Annexe1

Enquête par questionnaire sur l'utilisation des produits phytosanitaires dans la wilaya de Bouira.

Questionnaire pour agriculteur

1. Lieu de l'enquête :
2. Nom d'agriculteur :
3. Formation sur l'application des produits phytosanitaires :
 - Oui
 - Non
4. Type de culture :
 - Culture maraichère
 - Arboriculture
 - Agrume
 - Vigne
 - Céréales
5. Les ravageurs :
6. Méthode de lutte :
7. Superficie réelle traitée :
15. Nom des produits utilisés :
 - Herbicide :
 - Insecticide :
 - Acaricide :
 - Fongicide :
16. La répartition des traitements en fonction du stade phénologique des cultures :
 - Nouaison
 - Grossissement du fruit
 - Plantation
 - Maturité
 - Floraison
 - Croissance
18. Préparation de la bouillie :
 - Contact direct
 - Utilisation d'appareils
19. Est-ce-que vous respectez les doses inscrites dans les notices ?
20. Date du dernier traitement :

Les annexes

21. Temps écoulé après traitement jusqu'au récolte :
22. le moyen de pulvérisation des pesticides :
 - Pulvérisateur manuel
 - Pulvérisateur tracté
23. les mesures de protection lors des traitements phytosanitaires :
 - Masque
 - Gants
 - Lunettes
 - Vêtements
24. Etat sanitaire de l'agriculteur après manipulation :
 - Nausées
 - Réactions cutanées
 - Picotements des yeux
 - Malaise
25. Consultation médicale :
26. Stockage des produits phytosanitaires :
 - Dans un local spécifique
 - Dans une armoire
 - Dans un local technique
 - Autres
27. Gestion des emballages :

Questionnaire pour vendeur

Questionnaire N° :

Lieu de l'enquête :

Date de l'enquête :

Avez-vous reçu une formation sur les produits phytosanitaires ?

- Oui
- Non

1. Quelles sources d'informations utilisez-vous pour le choix des produits ?

- Index
- Revendeur
- Site internet

2. Quels sont les critères de choix lors de l'achat ? (Vendeur)

- Efficacité
- Sélectivité
- Facilité d'emplois
- Toxicité
- Risque environnemental

3. Les produits les plus vendus ?

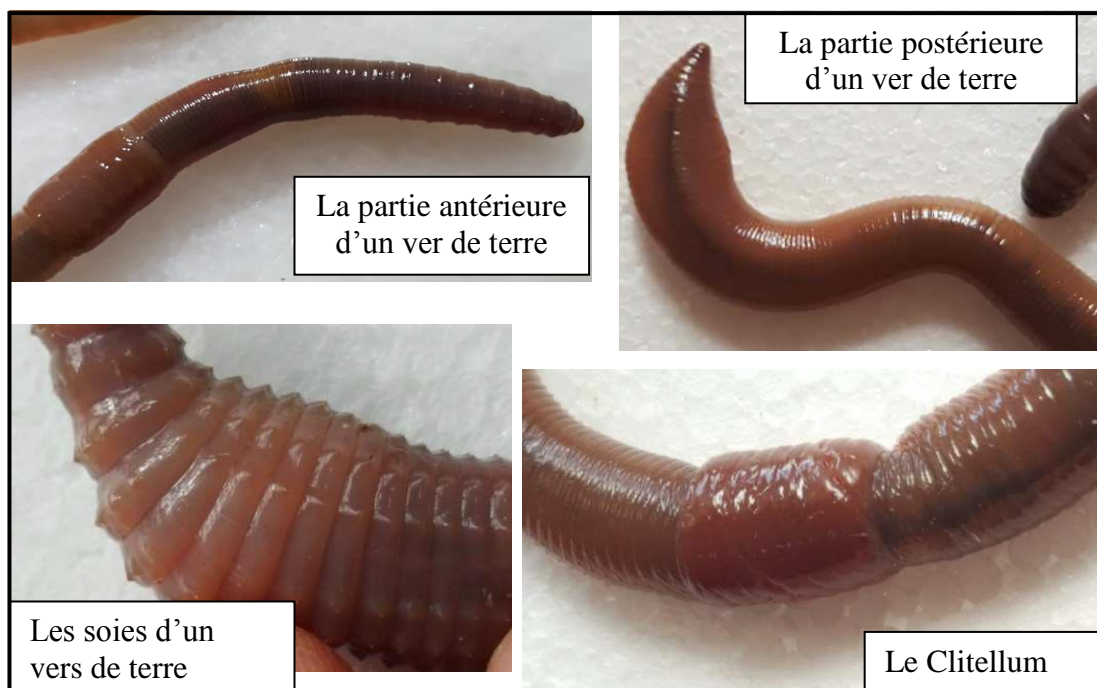
- Insecticides
- Herbicides
- Fongicides
- Acaricides
- Autres :

4. Est-ce que vous conseillez l'agriculteur pour l'achat des produits appropriés ?

Les annexes

5. Où sont stockés vos produits ?
 - Dans un local spécifique
 - Dans une armoire
 - Dans un local technique
 - Autres
- Est-ce que vous êtes entouré des produits phytosanitaires dans le magasin ?
6. Le lieu du magasin ?
 - Réservé à cet usage.
 - Eloigner des habitats et des ressources d'eau.
 - Construit avec sol cimenté et excavé.
7. Que faites-vous aux emballages vides ?

Annexe 2



Détermination des caractéristiques morphologiques (soie, clitellum..) d'un vers de terre (original).

Les annexes

Annexe 3

Le nombre des vers de terre vivants et morts dans chaque compartiment du test d'évitement.

		Nombre d'individus de vers de terre entrés dans chaque compartiment	Nombre de vers de terre vivants	Nombre de vers terre morts
L'enceinte 1	A _{1(c)}	1	0	0
	A _{2(c)}	3	0	0
	A _{3(c)}	0	2	0
	B ₁	3	3	0
	B ₂	2	2	0
	B ₃	1	3	0
L'enceinte 2	C _{1(c)}	4	1	0
	C _{2(c)}	0	0	0
	C _{3(c)}	1	0	0
	D ₁	1	2	0
	D ₂	2	6	0
	D ₃	2	1	0
L'enceinte 3	E _{1(c)}	2	0	0
	E _{2(c)}	4	1	0
	E _{3(c)}	2	0	0
	F ₁	1	1	0
	F ₂	2	6	0
	F ₃	0	2	0
L'enceinte 4	G _{1(c)}	0	1	0
	G _{2(c)}	2	1	0
	G _{3(c)}	1	1	0
	H ₁	1	1	0
	H ₂	5	5	0
	H ₃	1	1	0

C : contaminé

Résumé

La présente étude, suggère d'évaluer la qualité des sols en employant les lombrics comme des bioindicateurs. Une étude a été mise en place afin de mettre en évidence l'influence des pesticides sur les vers de terre. Dans ce sens, une enquête a été établie sur le terrain auprès des agriculteurs. Cette investigation a montré que le Karaté Zeon, le pesticide le plus utilisé dans leur pratique agricole. Un échantillonnage sur le terrain est effectué dans la région de Bouira, au niveau de deux stations, El Esnam et El Hachimia. La diversité des vers de terre inventoriés dans les sites échantillonnés, révèle la présence de 9 espèces : *Allolobophora minuscula*, *Amyntas californica*, *Octodrilus maghrebinus maghrebinus*, *Microscolex phosphoreus*, *Octodrilus complanatus*, *Allolobophora chlorotica*, *Eisenia andrei*, *Nicodrilus caliginosus caliginosus* et *Allolobophora rosea rosea* réparties en 3 familles dont Lumbricidae, Megascolecidae et Acanthodrilidae. A partir de notre investigation nous signalons pour la première fois en Algérie l'espèce *Eisenia andrei*. Dans notre travail, deux tests de toxicité sont effectués, le test de toxicité aiguë et le test d'évitement. Le test de toxicité aiguë est effectué essentiellement sur l'espèce *Allolobophora rosea rosea*, quant au test de toxicité d'évitement, est réalisé sur l'espèce *Nicodrilus caliginosus caliginosus*. Le choix de ces deux espèces dans les tests de toxicité est justifié par leur abondance sur le terrain. Quatre concentrations de l'insecticide Karaté Zeon ont été utilisées pour réaliser le test de toxicité aiguë, qui sont de l'ordre de 0.165, 0.312, 0.625 et 1.250 ml/l. pour le test d'évitement, nous avons employé la concentration sublétales (0.625 ml/l) du même pesticide. Le Karaté Zeon, a présenté un effet modérément toxique pour les adultes et l'ensemble des vers de terre durant le test de toxicité aiguë. Par contre, il est très toxique pour les juvéniles, en enregistrant une dose létale de 0,247 ml/l après sept jours de l'essai. Concernant le test d'évitement, les vers de terre exposés à la concentration sublétales (0,625ml /L) ont marqué un comportement de fuite à l'égard de l'insecticide Karaté Zeon, exprimé par un taux d'évitement de l'ordre de 65%.

Mots clés : Karaté Zeon, toxicité, vers de terre, bioindicateur.

Abstract

The present study suggests evaluating soil quality by using earthworms as bioindicators. A study was set up to highlight the influence of pesticides on earthworms. In this sense, a survey has been established in the field with farmers. This investigation showed that Karate Zeon, the most used pesticide in their agricultural practice. Field sampling is carried out in the region of Bouira, at two stations, El Esnam and El Hachimia. The diversity of earthworms inventoried in the sampled sites, reveals the presence of 9 species: *Allolobophora minuscula*, *Amyntas californica*, *Octodrilus maghrebinus maghrebinus*, *Microscolex phosphoreus*, *Octodrilus complanatus*, *Allolobophora chlorotica*, *Eisenia andrei*, *Nicodrilus caliginosus caliginosus* and *Allolobophora rosea rosea* distributed in 3 families including Lumbricidae, Megascolecidae and Acanthodrilidae. From our investigation we announce for the first time in Algeria the species *Eisenia andrei*. In our work, two toxicity tests are performed, the acute toxicity test and the avoidance test. The acute toxicity test is carried out essentially on the species *Allolobophora rosea rosea*, and the avoidance toxicity test is performed on the species *Nicodrilus caliginosus caliginosus*. The use of these two species in the toxicity tests was because of their abundance in the field. Four concentrations of Karate Zeon insecticide were used to perform the acute toxicity test, which are in the order of 0.165, 0.312, 0.625 and 1.250 ml / l. for the avoidance test, we used the sublethal concentration (0.625 ml / l) of the same pesticide. Karate Zeon showed a moderately toxic effect to adults and all earthworms during the acute toxicity test. On the other hand, it is very toxic for juveniles, recording a lethal dose of 0.247 ml / l after seven days of the test. Regarding the avoidance test, earthworms exposed to sublethal concentration (0.625ml / L) showed a leak behavior with respect to the insecticide Karate Zeon, expressed by a rate of avoidance of the order 65%.

Key words : karaté Zeon, toxicity, earthworms, bioindicator.