



République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université Akli Mouhand Oulhadj Bouira
Faculté des Sciences de la Nature de la Vie et Sciences de la Terre
Département des Sciences Biologiques



Réf :/UAMOB/F.SNV.ST/DEP.BIO/2017

MEMOIRE DE FIN D'ETUDES

EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME MASTER

Domaine: SNVST

Filière: Sciences Biologiques

Spécialité : Biodiversité et environnement

Thème

*Effets de deux pesticides utilisés dans le plateau d'El Esnam
(Bouira) sur un modèle de crustacé terrestre Armadillidium
vulgare*

Présenté par :

M^{lle} ALEM Waffa & M^{lle} MERZOUK Cylia

Soutenu le: 22/ 09/ 2018

Devant le jury composé de :

Nom et Prénom

Grade

M^{me} MESRANE-BACHOUCHE N

MAA

Univ de Bouira

Présidente

M^{me} MOUHOUB-SAYAH C

Pr

Univ de Bouira

Promotrice

M^{me} Mecellem Dalila

MCA

Univ de Bouira

Examinatrice

Année universitaire : 2017/2018

Remerciements

Nous remercions, tout d'abord le bon Dieu qui nous a donné le courage, la volonté et la patience pour accomplir ce modeste travail.

*Nous tenons à remercier sincèrement notre promotrice madame **Mouhoub Sayah-C** de nous avoir proposé ce sujet, et pour nous avoir guidé et orienter, pour ses remarques critiques, pour sa patience, ainsi pour l'inspiration et le temps qu'elle a bien voulu nous consacrer. Nous tenons à lui exprimer notre profonde gratitude*

*Nous adressons nos vifs remerciements au chef de département de chimie **Mr Bastani . A** de nous avoir permis d'utiliser tout le matériel de laboratoire nécessaire pour notre protocole expérimental.*

*Nos remerciements les plus sincères s'adressent à **M^{me} BENMOUHOUB Karima** pour nous avoir accueillis au sein de laboratoire LZA à l'université de Béjaia, ainsi pour ses précieux conseils et pour ses bonnes explications qui nous a éclairé le chemin de l'étude*

*Nos vifs remerciements vont également au délégué de la subdivision agricole de la Commune d'El Esmam : **Mr Merdoud Rabah** qui nous a accompagné durant la réalisation de notre enquête.*

*Nous remercions **Mme Mesrane Bachouche N** qui nous a fait l'honneur de présider le jury ainsi que **Mme Mecellem Dalila** pour avoir bien voulu examiner notre travail.*



Dédicace

Je dédie ce mémoire à mes parents, pour l'amour qu'ils m'ont toujours donné, leurs encouragements et toute l'aide qu'ils m'ont apportée durant mes études. Puisse Dieu leur accorder santé, bonheur et longue vie

à mes très chères sœurs : Chahrazed, Kahina et Nabila

à mes chers frères : Amazigh, Aguellid et Anzar

Je leur dédie ce travail pour tous les sacrifices qu'ils n'ont cessé de m'apporter tout au long de mes années d'études

à mon beau frère Rabah

A Mes très chères amies : Kahina, Saida et Radia

A Tous mes camarades de promotion biodiversité et environnement 2018 surtout mon binôme Waffa

A Tous mes enseignants depuis primaire jusqu'à mon cursus universitaire.

Cylia

Liste des figures

Figure 1 : Devenir des pesticides dans l'environnement (El Mrabet et <i>al.</i> , 2008).....	07
Figure 2 : Morphologie générale des cloportes, face dorsale (Gross, 2005).....	08
Figure 03 : Face ventrale du pléon chez la femelle (a) et le male (b) de <i>porcellio scaber</i> (Noel et Séchet, 2007).....	19
Figure 04 : Photo satellitaire de localisation de la zone d'étude (encadrée en rouge).....	22
Figure 05 : Les culture les plus répandues dans le palatau de El lasnam : (a) La carde ,(b) Pomme de terre ,(c) Le blé , (d) Le Chou -fleur.....	23
Figure 06 : structure chimique de la téfluthrine.....	24
Figure 07 : structure chimiques de la métribuzin.....	25
Figure 08 - Dessin de la morphologie externe d'un cloporte de la famille (a) Armadillidiidae, (b) Porcellio. Face dorsale (Hopkin, 1991 ; Noël et Séchet, 2007).....	25
Figure 09 : étapes de préparation du sol : (a) prélèvement du sol; (b) tamisage ; (c) séchage dans l'étuve à 80°c ; (d) pesage de 250g.....	27
Figure 10 : Les 40 boites contaminées du test de toxicité aigüe : (a) <i>Sencor</i> ; (b) <i>Force</i>	29
Figure 11 : Interaction des taux de mortalités en fonction des concentrations de <i>Sencor</i> pendant les quatre semaines d'essai.....	31
Figure 12 :Histogramme de l'effet des concentrations croissantes du <i>Sencor</i> sur le poids des cloportes après quatre semaines de contamination.....	32
Figure 13 : Interaction des taux des cloportes mort en fonction des concentrations du <i>Force</i> pendant les quatre semaines d'essai.....	34

Liste des tableaux

Tableau 01: Classification des pesticides en fonction de leurs utilisation et de leurs compositions chimiques.....	04
Tableau 02 : classification des pesticides selon leur toxicité (OMS, 2006).....	05
Tableau 03 : Effet de Sencor sur la survie d' <i>Armadilliduum vulgare</i>	30
Tableau 04 : Mortalité des cloportes adultes durant les quatre semaines d'exposition aux différentes concentrations d'insecticide Force à base de téfluthrine.....	32

Sommaire

Remerciement	
Dédicace	
Liste des tableaux	
Liste des figures	
Liste des abréviations	
Introduction	1
Chapitre I : Synthèse Bibliographique	
I.1. Généralité sur les pesticides.....	3
I.1.1. Définition.....	3
I.1.2. Classification des pesticides	3
I.1.2.1 classification biologique.....	3
I.1.2.2 classification chimique	4
I.1.2.3 Classification selon la toxicité	4
I.1.2.4 Classification selon l'usage.....	5
I.1.3. Intérêts des pesticides	5
I.1.4. Devenir des pesticides dans l'environnement	6
I.1.4.1. Contamination des sols.....	6
I.1.4.1.1. La rétention des pesticides.....	6
I.1.4.1.2. La dégradation des pesticides.....	7
I.1.4.2. Contamination de l'eau.....	7
I.1.4.3. Contamination de l'atmosphère.....	8
I.1.5. Toxicité des pesticides	8
I.1.5.1. Effet sur la santé humaine	9
I.1.5.1.1. Exposition aux pesticides	9
I.1.5.1.2. Impact toxicologique induit par les pesticides chez l'homme.....	10
I.1.5.1.2.1 Effets sur le système endocrinien et la reproduction.....	10
I.1.5.1.2.2 Effets cancérigènes.....	10
I.1.5.1.2.3. Effets neurologiques et comportementaux.....	11
I.1.5.2 Effets sur la biodiversité.....	11
I.1.5.2.1 Effets sur la faune.....	11
I.1.5.2.1.1 Chez les mammifères.....	12
I.1.5.2.1.2 Chez les oiseaux.....	12

I. 1.1.5.2.1.3 Les Poissons	12
I. 1.1.5.2.1.4 Les reptiles.....	13
I. 1.1.5.2.1.5 Chez les invertébrés	13
I. 1.1.5.2.2. Effets sur la flore.....	14
I. 2. Méthode d'évaluation de la toxicité des pesticides.....	15
I. 2.1. Définition de la biosurveillance.....	15
I.2.2. Quelques exemples d'utilisation de bio-indicateurs.....	16
I.3. Données bioécologiques des Isopodes.....	16
I. 3.2 Histoire d'une évolution.....	16
I.3.3. Morphologie.....	17
I.3.3.1. Organe génitaux.....	18
I.3.3.1.1 Chez les mâles.....	18
I. 3.3.1.2 Chez les femelles.....	19
I.3.4. Cycle de vie et reproduction	19
I.3.5. La mue des isopodes.....	20
I.3.6. Exigence alimentaires des Isopodes	20
I.3.6 Habitat des cloportes.....	21
I.3.8. Rôle des isopodes terrestres	21

Chapitre II : Matériel et méthodes

II.1 Le protocole expérimental suivi pour évaluer la toxicité des pesticides.....	22
II.1.1 Présentation du site d'étude.....	22
II.1.2 Choix des pesticides.....	23
II. 1.2.1 <i>Force</i>	24
II.1.2.2 <i>Sencor</i>	24
II.1.3 Choix du modèle biologique	25
II.1.3.1 Echantillonnage des cloportes.....	25
II.1.3.2. Identification et tri des cloportes	25
II.1.4 Préparation du substrat d'essai	27
II.2. Test de toxicité aigue.....	27
II.2.1. Préparation des concentrations des deux pesticides.....	28
II.2.2. Préparation et contamination du milieu d'essai	28
II.3. Exploitation des résultats.....	29

Chapitre III : Résultats et discussion

III.1.1. Effet de Sencor (métribuzine).....	30
III.1.2. Effet de Sencor sur le poids moyen des cloportes.....	32
III.1.3. Effet de Force (téfluthrine).....	32
III.1.4 D'autres effets dus par la toxicité de la téfluthrine	34
III.2. Discussion	34
Conclusion et perspectives.....	35

Chapitre I : Synthèse bibliographique

INTRODUCTION

INTRODUCTION

Face aux besoins croissants en alimentation liés à l'augmentation des populations humaines, les producteurs cherchent des voies et moyens pour renforcer leur rendement agricole, et améliorer leur revenu financier. Ainsi pour prévenir les pertes en rendement dues aux maladies, aux ravageurs et aux mauvaises herbes pouvaient altérer des proportions importantes ils utilisent entre autres les produits phytosanitaires communément appelés pesticides. En effet l'usage des ces produits est en constante augmentation à travers tous les pays du monde, notamment ceux en voie de développement. Selon l'Organisation d'Agriculture et d'Alimentation FAO (Food Agriculture Organization), la demande en pesticides est telle que leur quantité de production double pratiquement tous les dix ans depuis 1945. Ils sont majoritairement utilisés pour des usages agricoles. Mais aussi dans le cadre des actions de lutte contre les vecteurs nuisibles, pour l'entretien des espaces publics et le jardinage par les particuliers.

L'Algérie est aussi classée parmi les pays gros consommateurs de pesticides avec 400 produits qui sont récemment homologués, dont une quarantaine de variétés sont largement utilisées dans le domaine de l'agriculture (Bouziani 2007).

Toutefois, si leur utilisation apporte des bénéfices pour le secteur agricole en matière de rendement, leurs effets secondaires nocifs ont été peu à peu mis en évidence. Ces produits nécessaires pour améliorer notre qualité de vie sont avérés très toxiques à différents degrés. En effet, la première fois où le danger des pesticides sur l'environnement a été pris en conscience, était en 1962 par Rachel Carson. Dans son ouvrage intitulé « Le printemps silencieux », elle met en évidence le côté sombre des pesticides. Aujourd'hui le nombre des publications illustrant la toxicité des pesticides n'a cessé d'augmenter. Ces produits provoquent des risques sur la santé humaine et contribuent au déclin de la biodiversité à toutes les échelles. Il est estimé que 15 à 20% de ces produits chimiques sont cancérigènes et la plupart d'entre eux sont des perturbateurs endocriniens (Viel et *al.*, 1998). La pollution par les pesticides touche tous les milieux naturels dans son ensemble (sol, eau et air) (Savadogo et *al.*, 2009). Par ailleurs, leur résistance aux processus de dégradation dans l'environnement, ainsi que par leur tendance à s'accumuler dans les chaînes alimentaires, La caractérisation des risques engendrés par ces polluants est donc devenue un « Enjeu écotoxicologique » majeur. (Marss et *al.*, 2004).

INTRODUCTION

Pour toutes ces raisons, les pesticides ont fait l'objet de nombreuses études portant sur l'évaluation de leur toxicité pour l'homme et son environnement. L'utilisation d'analyses chimiques permet la détection, la caractérisation et la quantification de la plupart des contaminants présents dans les différents compartiments. Cependant ce type d'approche donne peu d'informations sur l'état de santé des populations exposées (Léveque, 1997).

Pour cela la biosurveillance s'impose de plus en plus comme un outil incontournable en santé environnementale, en complément des techniques de chimie analytique. Cette méthode faisant appel aux indicateurs biologiques qui permettent de comprendre les modalités d'exposition, le devenir des polluants dans leurs organismes, en plus d'avoir l'avantage d'être peu coûteux comparativement aux approches traditionnelles. Dans ce contexte plusieurs modèles animales sont utilisées comme bioindicateurs de pollution, tels que l'escargot (mollusque), les vers de terre (Lumbricidae) et les Isopodes terrestres. Aujourd'hui les Isopodes terrestres utilisées dans des tests d'écotoxicité normalisés pour évaluer la qualité des sols et pour mesurer les effets des substances polluantes comme les pesticides à travers, l'étude de la survie, de la croissance, de la reproduction et de leur comportement en contact de ces produits (Godet, 2010).

L'objectif général de notre travail est d'évaluer la toxicité des pesticides utilisés par les agriculteurs d'El Isnam à l'aide d'un bioindicateur de pollution : un Isopode terrestre (*Armadillidium vulgare*).

Le présent mémoire est structuré en trois chapitres :

Le premier chapitre traite des généralités sur les pesticides, en rappelant leurs grands effets sur l'environnement et la santé humaine. Dans le même chapitre, nous consacrons une présentation des Isopodes terrestre pris comme modèle biologique dans l'évaluation de la qualité des sols. Le deuxième chapitre présente le matériel et la méthode utilisée au laboratoire pour la mise en évidence des tests de toxicité des pesticides sur les Isopodes terrestres. La troisième partie est consacrée pour les résultats obtenus de test de toxicité et la discussion. Le tout est couronné par des recommandations et des perspectives.

I.1. Généralités sur les pesticides

I.1.1. Définition

L'étymologie du mot pesticide s'est construite de deux mots latin « pestis » qui signifie animal; insecte; plante ou nuisible (virus, bactérie, champignon...etc.) susceptible d'être nuisible à l'homme et à son environnement et de suffixe « cide » (du verbe latin caedo, caedere) qui signifie tuer (Couteux et Salaun, 2009).

Les pesticides, appelés aussi produits phytopharmaceutiques ou phytosanitaires sont des préparations contenant une ou plusieurs substances chimiques, destinés notamment à protéger les végétaux ou produits végétaux contre tous les organismes nuisibles tels que les insectes, les champignons et les mauvaises herbes...etc (OMS, 1994; FAO, 2002 ; Balloy et *al*, 2004 ; Camard et Magdelaine, 2010).

Par ailleurs, le terme vulgarisé « pesticide » possède un sens plus large que l'appellation réglementaire « produit phytosanitaire » et « produit phytopharmaceutique » il inclut également des produits à usage vétérinaire les biocides, et les médicaments à usage humain.

I.1.2. Classification des pesticides

Les pesticides peuvent être classées selon les organismes vivants ciblés (premier système de classification), en fonction de la nature chimique de la substance active qui les compose (deuxième système de classification), selon leur toxicité ou bien leur catégorie d'usage.

I. 1.2.1. Classification biologique

C'est le premier système de classification, il repose sur le type des organismes « nuisibles » ciblés. D'après Ramade (1998), on distingue :

- **les insecticides** : ils sont destinés à détruire les insectes « nuisibles » incluent aussi les pesticides destinés à lutter contre des arthropodes qui n'appartient pas aux insectes.
- **les fongicides** : utilisés contre les champignons phytopathogènes qui provoquent des maladies cryptogamiques chez les plantes.
- **les herbicides** : ils permettent d'éliminer les plantes adventices des cultures, de façon plus générale, toute végétation jugée indésirable.
- **les acaricides** qui détruisent les acariens.
- **les nématocides** employés contre les nématodes phytophages (déprédateurs).
- **les molluscicides** ou hélicides qui détruisent les gastéropodes.

- **les rodenticides** qui tuent les rongeurs.
- **les corvicides** destinés à éliminer les oiseaux ravageurs.

I. 1.2.2. Classification chimique :

Le deuxième système de classification tient compte de la nature chimique des substances actives majoritaires qui composent les produits phytosanitaires. Compte tenu de la variété des propriétés physico-chimiques des pesticides disponibles sur le marché, Il y avait plus de 1000 substances actives, avant 1993, ont fait l'objet d'une évaluation des risques en termes de leurs effets sur la santé humaine, et l'environnement. Il n'en reste aujourd'hui que 500 qui rentrent dans la composition de 8800 produits commerciaux et parmi les quelles environ 25% sont des micro-organismes, des phéromones d'insectes et des extraits de plantes considérés comme peu nocifs pour l'environnement (Grant et al, 2010). (Tab.01)

Tableau 01: Classification des pesticides en fonction de leurs utilisations et de leurs compositions chimiques.

Insecticides	Herbicides	Fongicides	Rodenticides
Organophosphates	Composés	Benzène substitués	Inorganiques
Carbamates	chlorophénoxy	Thiocarbamates	Coumarins/
Organochlorés	Pentachlorophénol	Ethylène bis	Indandiones
Perythrine et	Crésol nitrophénol	Dithiocarbamates	Convulsants
pyréthroïde	Paraquat, diquat	Thiophthalimides	Cholicarciphérol
Dérivés de	Dérivés de	Composés	
l'arsenic et	l'arsenic et	organométhalliques	
d'autres composés	d'autres composés		
arsenics	arsenics		

I. 1.2.3 Classification selon la toxicité :

L'OMS a établi une classification des pesticides en fonction de leur dangerosité avec comme critère la dose létale 50 (DL50) aiguë par voie orale et par voie dermique pour le rat. Cette classification présente cinq niveaux de dangerosité, indiqués dans le tableau suivant :

Tableau 02 : classification des pesticides selon leur toxicité (OMS, 2006)

Classe	DL50 pour le rat mg/kg			
	Par voie orale		Par voie dermique	
	solides	liquides	Solides	liquides
Ia Extrêmement dangereux	5 ou moins	20 ou moins	10 ou moins	40 ou moins
Ib Très dangereux	5-50	20-200	10-100	40-400
II Modérément dangereux	50-500	200-2000	100-1000	400-4000
III Peu dangereux	Plus de 500	Plus de 2000	Plus de 1000	Plus de 4000

I. 1.2.4 Classification selon l'usage

Les pesticides sont utilisés dans plusieurs domaines d'activités pour lutter contre des organismes vivants nuisibles, d'où des usages différents. De ce fait il existe six catégories de pesticides classés selon leur usage et selon la destination des traitements (Calvet, 2005).

a. Les cultures : tous les produits phytosanitaires utilisés en agricultures pour maintenir un bon état sanitaire des sols et des végétaux, regroupent principalement les insecticides-acaricides, les fongicides et les herbicides.

b. Les bâtiments d'élevage : ce sont des insecticides et des bactéricides.

c. Les locaux de stockages des produits végétaux : des insecticides et des fongicides.

d. Les bâtiments d'habitation : des herbicides, des insecticides, des rodenticides et des fongicides.

e. Les zones non agricoles: des herbicides.

f. L'homme et les animaux : il s'agit des insecticides et des fongicides utilisés pour l'hygiène humaine et vétérinaire (élimination des puces chez les chiens et les chats)

I.1.3 Intérêts des pesticides

Selon Saeedi et Shokrzade (2011) l'intérêt des pesticides, aussi bien au niveau économique, que sanitaire, n'est plus à prouver. En effet ces produits sont destinés à :

- Augmenter la qualité et la quantité des aliments: la FAO a estimé que jusqu'à 40 pour cent de la production agricole mondiale est perdue chaque année sous l'action combinée des maladies, des attaques des ravageurs et de la concurrence des adventices. Les pesticides à usage agricole permettent aux producteurs d'augmenter les rendements des cultures et d'assurer les récoltes régulières. Ces produits permettent aussi aux consommateurs de consommer des produits de bonne qualité exempts de taches et de fragments d'insectes.
- Diminuer les prix des aliments: vu que leur utilisation améliore les rendements des cultures.
- Protéger la santé humaine contre les insectes vecteurs de maladies comme le paludisme (maladie causée par un protozoaire de genre *Plasmodium*), la dengue (due à un arbovirus) et la fièvre du Nil occidental (maladie virale causée par le virus de la famille de *Flaviviridae* et du genre des *Flavivirus*), transmis le plus souvent par des piqûres de moustiques infectés.

I. 1.4. Devenir des pesticides dans l'environnement

Dans le monde, chaque année, 4,6 millions de tonnes de pesticides chimiques sont appliqués dans l'environnement (Mateo et *al.*, 2018), seulement 0,3% de ces produits atteignent effectivement leurs cibles. Le reste des substances est généralement dispersées dans les différents compartiments de la biosphère, et touche d'autres espèces non cibles (Pimentel, 1995). Dès qu'ils ont atteint le sol ou la plante, les matières actives commencent à dégrader ou disperser elles peuvent soit se volatiliser, ruisseler ou être lessivées pour rejoindre les eaux de surface et souterraines, ou bien être bio accumulés par les organismes vivants (Leonard, 1990). En effet une perte de 10 à 70 % sur le sol et de 30 à 50 % vers l'air a été estimée par (Aubertot et *al.*, 2005). Les pesticides sont dispersés dans les différents compartiments de l'environnement ; air, eau, et sol (fig.1)

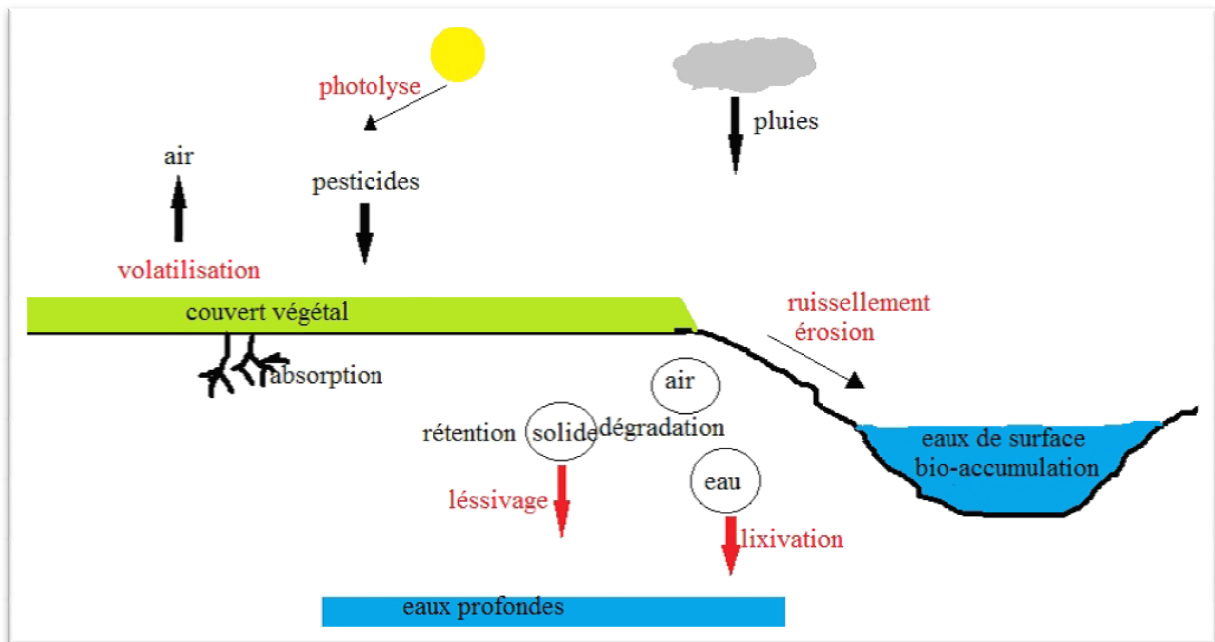


Figure 01 : Devenir des pesticides dans l'environnement (El Mrabet et *al.*, 2008)

I. 1.4.1 Contamination des sols

Le devenir des pesticides dans le sol dépend d'une combinaison de processus physiques, chimiques et biologiques.

I. 1.4.1.1. La rétention des pesticides

Le terme de "rétention" englobe l'ensemble des phénomènes qui font passer les molécules de pesticides dans la phase solide du sol. En effet l'adsorption étant le processus qui régule la rétention (Barriuso et *al.*, 2000).

▪ L'adsorption et désorption

La mobilité de la matière active est réduite par son adsorption sur les particules du sol. Il est estimé qu'une proportion importante (soit 20 à 70%) d'un pesticide ou de ses métabolites peut persister dans le sol liée aux colloïdes et forment avec le sol des liaisons irréversibles conduisant à la formation de résidus non extractibles, ce qui provoque la stérilité du sol (Bertin et Schiavon, 1989 ; Calderbank, 1989).

Le phénomène inverse de l'adsorption est appelé la désorption. Il décrit la libération dans la phase fluide (liquide ou gazeuse) du sol des molécules préalablement adsorbées (Jamet, 1979). La caractérisation du phénomène de désorption est utile pour estimer la réversibilité des processus de liaisons entre les pesticides et les particules du sol

I. 1.4.1.2. La dégradation des pesticides

a. Dégradation chimique

Les dégradations chimiques sont essentiellement l'hydrolyse, l'oxydation, réduction, et la photo-décomposition sous l'effet de l'irradiation solaire (Van der werf, 1996). La dégradation chimique est souvent partielle et conduit à la formation de produits de transformation qui peuvent être ultérieurement dégradés de façon biologique (Parochetti, 1978)

b. Biodégradation

C'est la décomposition des substances sous l'action des micro-organismes comme les bactéries, les champignons ou les algues. Elle nécessite que la substance soit biodégradable c'est-à-dire que les microorganismes du sol possèdent l'appareil enzymatique nécessaire pour l'attaquer (Barriuso et *al.*, 2000). Ces biodégradations conduisent à la formation de métabolites ou à une minéralisation totale de la molécule-mère.

Il a été bien noté que la présence d'une matière organique dans le sol favorise la biodégradation en maintenant une population active de microorganismes, mais qu'elle peut être aussi responsable d'une accélération des processus d'adsorption (Barriuso et *al.*, 2004).

I. 1.4.2. Contamination de l'eau

Les particules de la matière actives peuvent également être dispersées dans les milieux aquatiques par le ruissellement qui contribue à la pollution des eaux de surface. Ou bien par lavage des feuilles et lixiviation avec les eaux de pluie ce qui entraîne la pollution des eaux souterraines. Ces phénomènes dépendent, d'une part, des propriétés des pesticides, et d'autre part de l'intensité des précipitations et la capacité d'infiltration du sol (Tisseau et *al.*, 1996).

I. 1.4.3. Contamination de l'atmosphère

Plusieurs études menées au cours des dernières décennies sur la dispersion des pesticides montrent la présence de nombreux composés organiques à usage agricole dans l'atmosphère sous différentes formes: dans l'air, dans la pluie, dans la neige et dans le brouillard. Ils peuvent rejoindre le compartiment atmosphérique soit directement lors de l'épandage (application par pulvérisation qui facilite la volatilisation) (Watanabe, 1998), soit après application sous forme adsorbée (adsorption des pesticides sur les particules puis érosion éolienne du sol) (Klöppel et Kördel, 1997) ou bien sous forme dissoute (vaporisation

directe ou via l'évaporation de l'eau depuis le sol vers l'atmosphère) (Cherif et Wortham, 1997). Dans la plupart des cas les particules de pesticides se déplacent sur de longues distances par les masses d'air à travers l'atmosphère, pour retomber dans des endroits pouvant être très loin du site du traitement (Jensen et *al.*, 1997).

I. 1.1.5. Toxicité des pesticides

I. 1.1.5.1. Sur la santé humaine

Les pesticides sont conçus pour tuer les « organismes nuisibles », mais certains d'eux peuvent également avoir des effets néfastes sur la santé des humains. L'OMS (1991) considère comme facteurs influant sur la toxicité des pesticides pour l'homme : les modalités de l'exposition, la dose, le degré d'absorption, la nature de la substance active et de ses métabolites, l'accumulation et la persistance du produit dans l'organisme. Cependant ces produits sont souvent utilisés en mélange et les formulations peuvent contenir d'autres produits toxiques (adjuvants ou autres formulants) ce qui rend difficile d'évaluer les effets propres à chaque substance active (Zeljezic et *al.*, 2006).

I. 1.1.5.1.1. Exposition aux pesticides

L'exposition est le processus par lequel l'organisme acquiert une dose (Suter, 1993). Elle permet donc de décrire et quantifier le contact entre un organisme et le polluant ainsi l'intensité du transfert de celui-ci vers l'organisme.

Les pesticides pénètrent l'organisme par contact cutané, par ingestion et par inhalation. En effet dans un milieu professionnel, la voie cutanée représente la principale voie d'exposition (environ 80%) tandis que l'exposition par voie respiratoire existe généralement lors de circonstances particulières d'application (fumigation, utilisation en milieu fermé...etc.). Quant à une population générale, la voie orale est souvent considérée comme la principale voie d'exposition à travers l'alimentation (Yelamos et *al.*, 1992). Une exposition importante aux pesticides peut développer deux types d'intoxication

- **intoxication aiguë**

Elle est souvent due à une manipulation inappropriée du produit (accident) occasionnant des empoisonnements, des brûlures et des éruptions cutanées ou oculaires. Les effets sanitaires aigus se manifestent immédiatement après une exposition massive et à forte

dose d'un produit. Selon Delmotte et *al* (1978) les troubles aigus liés aux pesticides touchent essentiellement :

- les muqueuses et la peau (40 % des cas étudiés),
- le système digestif (34 % des cas),
- le système respiratoire (20 %),
- le reste de l'organisme (24 %).

Les manifestations peuvent se marquer à des signes locaux comme : l'irritation de la peau des muqueuses, réactions allergiques cutanées ou oculaires, vomissements, toux, gêne respiratoire, trouble de vision ou bien traduire l'atteinte d'un ou plusieurs organes ou systèmes : foie, rein, système nerveux central. Parfois l'intoxication massive par un pesticide peut avoir des conséquences graves, parfois mortelles. (Cherin et *al.*, 2012)

▪ **intoxication chronique**

La toxicité à long terme survient par suite des absorptions répétées de faibles doses de pesticides, parfois même à des doses infimes dont la répétition d'effets cumulatifs (dans l'eau ou dans les aliments contaminés par des résidus) (Ramade, 1979)

I. 1.1.5.1.2. Impact toxicologique induit par les pesticides chez l'homme

L'homme est exposé aux pesticides de par son environnement, son alimentation et ses activités professionnelles ou privées. L'homme est donc en contact avec de nombreux composés chimiques au cours de sa vie. Nombreuses études ont établi des liens entre l'exposition aux pesticides et certaines maladies chez l'homme. Les chercheurs ont observé notamment l'apparition des allergies, le développement de certains cancers, des troubles neurologiques et comportementaux, sans pour autant négliger l'impact de ces pesticides sur la reproduction et le système endocrinien en général (Mnif et *al.*, 2011).

I. 1.1.5.1.2.1 Effets sur le système endocrinien et la reproduction

Des études épidémiologiques ont mis en évidence une corrélation entre l'exposition aux pesticides et une incidence plus importante de certaines anomalies du système reproducteur masculin comme une réduction de la qualité du sperme (spermatogenèse affectée), une cryptochidie (incapacité d'un testicule d'atteindre le scrotum), une hypospadias (ouverture de l'urètre au niveau de la face inférieure du pénis) et du cancer des testicules (Nordkap et *al.*, 2012).

L'incidence des malformations du système reproducteur masculin (hypospadias et cryptorchidie) à la naissance est plus importante dans des zones d'agriculture intensive (Carbone *et al.*, 2006). Le fœtus, le nourrisson et l'enfant sont particulièrement sensibles aux perturbateurs endocriniens (Mnif *et al.*, 2011).

I. 1.1.5.1.2.2 Effets cancérogènes

Rautrainen *et al.* (2002), suggèrent l'existence d'un lien probable entre les pesticides et les maladies cancéreuses. Ces dernières semblent présenter des incidences plus élevées dans le monde agricole, en particulier chez les agriculteurs (Bassil *et al.*, 2007; Alavanja *et al.*, 2013). Certains cancers comme les cancers du sein, de la prostate, des reins, des poumons, du cerveau mais également des leucémies, des myélomes et des lymphomes non hodgkiniens, ont été déclarés (Multigner, 2005; Bassil *et al.*, 2007; Cohn *et al.*, 2007; Band *et al.*, 2011; Alavanja *et al.*, 2013, Freeman *et al.*, 2005; Mc Duffie *et al.*, 2001, Mullins et Loeb, 2012).

I. 1.1.5.1.2.3. Effets neurologiques et comportementaux

Le développement du système nerveux est sensible aux toxines présentes dans l'environnement. En effet la majorité des pesticides présents sur le marché sont des neurotoxiques et une exposition chronique à certains de ces composés peut conduire à l'apparition de troubles neurologiques (Burns *et al.*, 2013).

Chez l'adulte l'exposition chronique aux pesticides peut également conduire à des désordres neurologiques en particulier des troubles neurodégénératifs comme la maladie de Parkinson ou la maladie d'Alzheimer (Parron *et al.*, 2011; Thany *et al.*, 2013 ; Steeve *et al.*, 2013).

D'autres données toxicologiques montrent que les pesticides (les organochlorés en particulier) peuvent provoquer des troubles cognitifs (mémoire, concentration...) et anxio- dépressifs (souffrance, suicide) aux personnes qui y sont exposées à long terme (Ludmila, 2014).

Par ailleurs, une exposition des parents qui ont des lieux de résidence à proximité de champs cultivés traités par des pesticides est liée à une augmentation de certaines catégories de malformations congénitales et anomalies du système nerveux central chez leurs progénitures (Shawn *et al.*, 1999).

Toutefois il reste difficile de déterminer l'impact de chaque pesticide, car l'homme, est en contact avec de nombreux composés qui peuvent interagir entre eux et l'effet de synergie peut être à l'origine de l'effet indésirable.

I. 1.1.5.2 Effets sur la biodiversité

I. 1.1.5.2.1 Effets sur la faune

L'usage des pesticides par l'homme et leur dissémination via les éléments comme le vent ou la pluie a conduit à une contamination importante de l'environnement. De ce fait, de nombreux organismes non cibles sont exposés à ces composés chimiques comme les mammifères, les oiseaux, les poissons, les reptiles, les amphibiens ou encore les invertébrés. L'exposition même à des doses faibles de pesticides peut provoquer chez les espèces touchées des changements comportementaux et physiologiques pouvant conduire à une baisse de la survie et de la reproduction (Kegley et al., 1999).

I. 1.1.5.2.1.1 chez les mammifères

En 2011 dans le Doubs, certains mammifères tels que le sanglier (*Sus scrofa*) et le renard (*Vulpes vulpes*) ont été autopsiés dans le cadre d'une évaluation toxicologique d'un rodenticide. Les résultats qui en sont sortis ont confirmés leur intoxication suite à l'ingestion de ce produit (Jacquot, 2013).

D'après Berny (2010), les animaux de compagnie et d'élevage sont également impactés par ces produits notamment le chien c'est d'ailleurs l'espèce la plus fréquemment contaminée par des pesticides utilisés à l'intérieur des habitations contre les insectes volants, suivi des chats, des bovins, des chevaux et des moutons.

I. 1.1.5.2.1.2 Chez les oiseaux

L'utilisation intensive des pesticides jouent également un rôle majeur dans le déclin de 4/5 des espèces d'oiseaux (Robinson et Sutherland, 2002). En Europe entre 1980 et 2006, la population d'oiseaux a diminué de 10% dans les zones forestières et de 48% dans les zones agricoles. Mitra et al., (2011) estiment que la cause principale du déclin des populations d'oiseaux est l'utilisation de composés chimiques en agriculture.

Un pesticide peut tuer l'oiseau directement, l'empoisonner sans le tuer ou avoir un effet indirect sur lui en réduisant sa nourriture ou par consommation des proies déjà contaminées. Une étude récente a documenté l'existence d'intoxications directes d'oiseaux granivores, qui meurent de la consommation de semences enrobées de ces pesticides spécifiquement dans les zones agricoles (Millot, 2016).

Au sommet de la chaîne alimentaire on retrouve des oiseaux carnivores, qui du fait de leur haute position dans les réseaux trophiques subissent le phénomène de bioamplification. Ils

sont donc exposés à de fortes doses pour ces composés chimiques et souffrent fréquemment d'empoisonnement secondaire en mangeant des proies qui ont eux-mêmes été empoisonnés par ces produits (Berney et *al.*, 2002 ; Alomar, 2017).

I. 1.1.5.2.1.3 Poissons

Tandis que plusieurs pesticides atteignent les réseaux aquatiques par lessivage ou ruissellement, ils représentent une menace pour les poissons, les amphibiens et les insectes aquatiques de sorte que certaines espèces sensibles risquent de disparaître. Parmi les pesticides, les pyréthriinoïdes sont sans doute les substances les plus dangereuses pour les poissons du point de vue de leur toxicité aiguë (Beresford, 2004). Chez le poisson arc-en-ciel australien (*Melanotenia fluviatilis*), l'exposition à l'esfenvalérate (pyréthriinoïde) à des doses sublétales induit une diminution du nombre d'œufs pondus par femelle ainsi qu'une réduction du taux d'éclosion (Barry et *al.*, 1995).

L'exposition à ces contaminants peut engendrer ainsi des malformations, une diminution de la fertilité, une réduction de la capacité de nage, ou encore perturber le système immunitaire. Les poissons sont donc plus vulnérables vis-à-vis des prédateurs et des maladies (Kegley et *al.*, 1999).

I. 1.1.5.2.1.4 Les reptiles

Certains pesticides sont des perturbateurs endocriniens, ils peuvent donc perturber la régulation hormonale chez les reptiles. Une forte baisse d'une population d'alligators d'Amérique (*Alligator mississippiensis*) a été remarquée au niveau du lac Apopka en Floride, un lac fortement contaminé par le DDT et le dicofol (insecticides organochlorés). Les jeunes alligators de cette population présentaient des concentrations anormales d'hormones sexuelles (estradiol et testostérone) ainsi que des défauts morphologiques au niveau des ovaires et des testicules pouvant perturber la reproduction chez ces individus (Guillette et *al.*, 1994).

Autres effets que les pesticides induisent chez des lézard adultes ont été montrés dans des études récentes, comme la diminution de la taille et la densité des populations, le sex-ratio, et la régression du poids corporel (Amaral et *al.*, 2012 ; Carreau, 2012).

I. 1.1.5.2.1.5 Chez les invertébrés

a) Les insectes

L'exposition aux certains pesticides peut provoquer une diminution de la mobilité chez différents insectes. Par exemple, chez *Melipona quadrifasciata* (abeille originaire du Mexique) l'exposition des larves à des doses sublétales (d'imidaclopride) (0,0056 à 0,112µg/abeille) provoque une diminution de l'activité locomotrice des adultes âgés de quatre jours ou plus (Tomé et *al.*, 2012).

La guêpe *Trissolcus basalus* (parasite de la punaise verte *Nezara viridula*) présente une réduction importante de l'activité locomotrice chez des femelles deux heures après une exposition à la deltaméthrine, un pyréthrianoïde (Salerno et *al.*, 2002).

Chez le prédateur *Acanthaspis pedestris*, l'exposition à la cyperméthrine (pyréthrianoïde) à des doses semblables à celles retrouvées dans la nature, induit une forte diminution de la prédation (Claver et *al.*, 2003).

Les pesticides peuvent également avoir un effet répulsif sur les insectes dit bénéfiques. Chez la coccinelle (*Coccinella septempunctata*), les adultes et les larves consomment une quantité plus faible de pucerons s'ils ont été traités au préalable au diméthoate, un organophosphoré (Singh et *al.*, 2004). Les larves de coccinelles évitent également les zones traitées de la plante provoquant une restriction du prédateur (la coccinelle) au niveau de zones non traitées.

b) Les Annélides

La perte de biomasse a aussi été rapportée chez les annélides dont les vers de terre (*Lumbricina sp*) font partie. Les annélides ont un rôle majeur dans la structuration du sol. Leur relative sensibilité aux pesticides a fortement contribué à faire de ces organismes le point d'entrée des études d'écotoxicité des pesticides. Les vers de terre ne possèdent pas de cuticule (enveloppe externe et rigide de la plupart des insectes), de ce fait ils absorbent facilement les molécules environnantes telles que celles provenant des pesticides à travers leur épiderme. (Aubertot et *al.*, 2005)

Christesen et Mather, (2004) ont tout de même mis en évidence des modifications de comportement chez les vers de terre sous l'effet de certains fongicides, Un comportement d'évitement des parcelles traitées est observé et se traduit par une abondance variable des vers selon les profondeurs du sol. certains herbicides peuvent aussi influencer indirectement la répartition spatiale des vers de terre.

I. 1.1.5.2.2. Effets sur la flore

L'usage intensif des herbicides a induit une diminution de la biomasse végétale, avec une réduction importante du nombre d'espèces de plantes sensibles dans les parcelles cultivées mais aussi dans les espaces aménagés et les petites forêts, comme dans le cas du radis sauvage (*Raphanus raphanistrum*) et la fumeterre officinale (Fried, 2008).

Dans une autre étude menée par Powles (2010), a révélé que certains herbicides ont les mêmes impacts qu'avec les antibiotiques, à force de leur utilisation trop fréquente ils perdent leur efficacité car les plantes développent des résistances. Les mauvaises herbes, par conséquent deviennent résistantes elles aussi à ces produits, puis elles se multiplient très vite provoquant la diminution de la diversité et de l'abondance des espèces natives suite à la compétition (D'Antonio et Mahall, 1991).

I. 2. Méthode d'évaluation de la toxicité des pesticides

Les besoins d'évaluation de la qualité des milieux et de l'impact des substances polluantes comme les pesticides ont conduit à la définition et à la mise en place d'outils de mesures physico-chimiques. Ceux-ci permettent de mesurer les concentrations de composants y présent on les comparant à des valeurs réglementaires. Cependant ces techniques n'apportent pas d'information directe sur les effets des polluants sur l'ensemble d'organismes vivants et leur environnement.

Au-delà de la mise en évidence d'effets, la gestion et la protection efficace de l'environnement nécessitent des outils complémentaires permettant d'évaluer a priori l'effet de telles substances et d'en évaluer le risque environnemental. Aujourd'hui la bio-surveillance (basée sur l'utilisation des indicateurs biologiques) demeure la seule approche capable d'estimer et d'évaluer les effets biologiques d'une altération de l'environnement (van haluwyn et al, 2011)

II. 2.1. Définition de la biosurveillance

La biosurveillance a été définie par Garrec et Van Haluwyn (2002), 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.

En fonction des niveaux de réactions des organismes, trois concepts de biosurveillance ont été distingués :

- ✓ **la biointégration** : modifications de la présence et de l'abondance des espèces.
- ✓ **la bioindication** : altérations macroscopiques individuelles morphologiques ou tissulaires.
- ✓ **Les biomarqueurs** : réactions précoces infra individuelles invisibles, comme les altérations cellulaires ou moléculaires.

En parallèle, vient s'ajouter **la bioaccumulation**, c'est-à-dire la capacité de certains organismes à accumuler les polluants dans leurs tissus (bio accumulateurs) suite à des mécanismes de fixation et/ou de transfert.

I. 2.2. Quelques exemples d'utilisation de bio-indicateurs

La biosurveillance de la qualité des eaux côtières du littoral occidental algérien a fait l'objet d'une étude réalisée par Rouane (2013), ce travail s'est basé sur le suivi des indices biologiques, de la biodisponibilité et de la bioaccumulation des métaux lourds (Zn, Cu, Pb et Cd) chez la moule *Mytilus galloprovincialis* et l'oursin *Paracentrotus lividus*.

- Parmi les mollusques bio-indicateurs, Druart (2011) note les effets des pesticides de la vigne sur le cycle biologique de l'escargot.
- Godet (2010) utilise des isopodes terrestres comme outils écotoxicologiques dans l'évaluation de la qualité des sols afin de Rechercher des paramètres indicateurs de la pollution par des éléments traces métalliques.
- les annélides sont largement utilisés comme des bio-indicateurs qui reflètent la qualité des sols. (Yesguer, 2015) a utilisé le lombric comme modèle biologique pour évaluer les effets toxique de certains pesticides.
- L'utilisation de la drosophile par Bensebaa et al (2015), dans l'évaluation des effets d'un insecticide à base de pyriproxifène.

I.3. Données bioécologiques des Isopodes

I.3.1. La systématique

Selon la dernière édition du traité de zoologie consacré aux crustacée, publié par Bowman et Abele (1982) et modifié par Mayrat et Laurent (1996). La position systématique est comme suite :

- **Phylum** : Arthropoda
- **Super-classe** : Crustacea
- **Classe** : Malacostraca
- **Sous-classe** : Eumalacostraca
- **Super-ordre** : Peracarida
- **Ordre** : Isopoda
- **Sous-ordre** : Oniscidea

Les isopodes terrestres sont regroupés au sein de l'un des 9 sous-ordres que comprennent les Isopoda ; celui des Oniscidea. C'est le groupe numériquement le plus riche en espèce à l'intérieur des isopodes.

I. 3.2 Histoire d'une évolution :

On dénombre actuellement 4099 espèces, répartis en 407 genres et 35 familles. De nouvelles espèces sont encore régulièrement décrites, en particulier dans les zones tropicales (Leistikow et Wägele, 1999), et nul doute que cette liste devrait s'étoffer dans les décennies à venir. Il faut cependant noter que, dans ce groupe comme dans bien d'autres, le statut taxonomique d'espèce fut établi à partir de critères morphologiques, souvent très précis mais toujours subjectifs.

Les plus anciens fossiles connus d'isopodes terrestres (*Armadillididae*) ont été trouvés dans l'ambre de la Baltique (Koch et Berendt, 1854), et remontent à l'éocène (-50 millions d'années) (Vandel, 1948 ; Briggs et al., 1993). Cependant les Isopodes terrestres ont dû apparaître bien plus tôt dans l'échelle des temps géologiques que ne le laissent supposer les archives fossiles. En effet, bon nombre de familles ont une distribution mondiale, ce qui suggère qu'ils devaient être présents avant la dislocation des continents au Mésozoïque (-160 millions d'années). En comparant la répartition actuelle des espèces et les données apportées par l'analyse de la dérive des continents, Vandel (1965), place leur émergence à la fin du dévonien (-350 millions d'années). On considère que leurs lointains ancêtres se sont peu à peu affranchi du milieu aquatique par le biais des zones littorales et des litières humides à ptéridophytes (Edney, 1968 ; Pierce, 1989).

On peut aujourd'hui observer en bord de mer, des formes dites de transition, mi-aquatiques mi-terrestres, parmi les représentants du genre *Ligia*. La colonisation du milieu terrestre devait exiger certaines prédispositions chez les formes marines ancestrales. Parmi elles, la poche incubatrice ventrale des femelles ou marsupium, dans laquelle les œufs sont pondus, nourris et protégés de la dessiccation jusqu'à l'éclosion.

Citons également l'aplatissement dorso-ventral du corps qui permet une locomotion stable en phase terrestre (Edney, 1954 ; Warburg, 1987 ; Carefoot et Taylor, 1995). Certaines caractéristiques ont été secondairement acquises au cours de la phase de transition. Ainsi en est-il du comportement d'agrégation qui contribue à réduire les pertes en eau et qui n'est pas connu chez les isopodes marins (Takeda, 1984). L'ensemble de ces caractéristiques ont finalement permis la colonisation d'habitats terrestres très variés, tels que des zones hypersalées (exemple de *Haloniscus searlei*), les déserts nord africains (exemple de *Hemilepistus reaumuri*), ou les hautes montagnes himalayenne (exemple de *Protracheoniscus*

nivalis). Les Oniscidea sont présents sur tous les continents, et il semble que seules les régions polaires n'aient pas été colonisées (Warburg *et al.*, 1984 ; Warburg, 1993).

I. 3.3. Morphologie

Le corps des Isopodes terrestres est divisé en trois parties : le céphalon (tête), le thorax ou péréion, et le pléon.

Le céphalon comporte les principaux organes sensoriels : un paire d'antennes, une paire d'antennules (très réduites et peu visibles), et yeux composés d'ommatidies.

Le péréion ou **le thorax** constitué de sept segments appelés péréonites se chevauchant, chacune de ces dernières munis d'une paire de pattes.

Le pléon, constitué de six segments ou pléonites, le dernier pléonite est soudé au pléotelson qui t'appelé telson, et porte les uropodes. Une paire d'appendices recouvre la face ventrale des cinq premiers pléonites, ce sont les pléopodes, possèdent des organes respiratoires aériens les pseudo-trachées (Fig, 2), qui leur permettent de respirer directement l'oxygène de l'air. Au cours de l'évolution, l'apparition de ces pseudo-trachées a permis à certains Oniscidea de quitter les milieux très humides pour devenir des Isopodes véritablement terrestres. Chez les cloportes mâles, la deuxième paire de pléopodes porte les organes copulateurs (Godet, 2010).

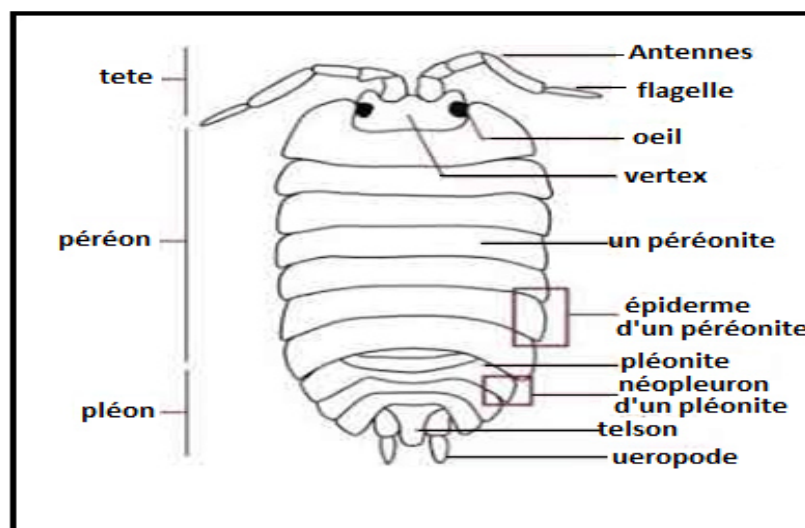


Figure 02: Morphologie générale des cloportes, face dorsale (Gross, 2005).

I. 3.3.1. Organes génitaux

Selon Lefebvre (2002), les organes génitaux des Oniscidea sont pairs : 2 gonades, 2 tractus, et 2 orifices.

I. 3.3.1.1 Chez les mâles

Chez les mâles, chaque gonade est composée de 3 utricules testiculaires débouchant dans une vésicule séminale, à laquelle fait suite un canal déférent. La deuxième paire de pléopodes porte les organes copulateurs (Séchet, 2004).

Chez la majorité des Oniscidea, les endopodites de la 1^{re} paire de pléopodes se différencient en gouttière et se coaptent avec l'apophyse génitale pour permettre l'écoulement du sperme vers les stylets copulateurs (Vandel, 1960).

I. 3.3.1.2 Chez les femelles

Chez les femelles, les ovaires se présentent sous la forme de 2 sacs aplatis dorso-ventralement, et s'étendant du 2^{ème} au 7^{ème} segment du péréion. Sur chacun des ovaires se branche un oviducte débouchant à l'extérieur par un orifice génital situé à la base du 5^{ème} péréiopode (Lefebvre, 2002).

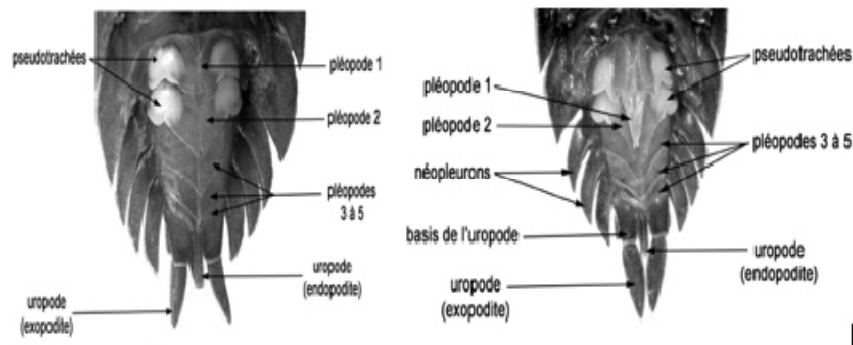


Figure 03 : Face ventrale du pléon chez la femelle (a) et le male (b) de *porcellio scaber* (Noel et Séchet, 2007)

I. 3.4. Cycle de vie et reproduction

La durée de vie moyenne d'un cloporte est de 2 à 3 ans (Godet, 2010). La majorité des isopodes terrestres est gonochorique la reproduction se fait par la fécondation de deux individus de sexe opposé, donnant une descendance qui comporte les deux sexes (Noel et Séchet, 2007) et certaines sont parthénogénétique ou intersexuée. D'après Godet (2010), trois stades de développements embryonnaire ont été définies : le stade 1 correspond à l'œuf fertilisé, le 2^{ème} stade correspond à un développement embryonnaire avancé et le 3^{ème} stade correspond à des jeunes individus appelés mancas.

Après l'accouplement, la femelle pond les œufs dans une enveloppe incubatrice ces œufs éclosent et les jeunes individus mancas émergent dans le marsupium.

Après une semaine les œufs contenus dans le marsupium sont libérés sous forme de larves qui ne possèdent que 6 paires de péréiopodes. Ils sont sexuellement indifférenciés, la 7^{ème} paire de

péréiopode apparaît après la première mue qui intervient dans les 24 heures après la ponte. (Lefebvre, 2002). La différenciation sexuelle des juvéniles s'effectue aux environs de la 4^{ème} mue (Juchault, 1966). L'évolution vers le phénotype mâle ou femelle est contrôlée par la présence ou l'absence de l'hormone androgène. Les juvéniles atteignent la maturité sexuelle entre la 10^{ème} et la 14^{ème} mue. Ce n'est qu'alors qu'on parlera de stade adulte, et d'animaux pubères (Godet, 2010).

D'une manière générale, la période d'accouplement a lieu au printemps (d'avril à juin), la période d'incubation puis de libération des juvéniles s'étalant de juin à février

I. 3.5. La mue des isopodes

Le cycle de mue s'effectue en deux temps. Une exuviation de la partie postérieure (pléon et segment 5,6 et 7 de péréion) suivie par une période de repos intermédiaire dont la durée varie selon l'espèce, l'âge des individus et la température. Le cloporte en suite se libère de l'exuvie de la partie antérieure (céphalon et segment 1 à 4 de péréion). Ce cycle est dénombré en 4 grandes périodes, notées A, B, C, D, auxquelles s'ajoute la période E correspondant à l'exuviation.

Période A-B : c'est la post-mue (ou post-ecdysis) (1 à 2 jours). Cette période débute après l'exuviation antérieure. La cuticule est molle et claire dans sa partie antérieure alors qu'elle commence à se consolider dans sa partie postérieure.

• **Période C :** appelée inter mue, di-ecdysis (15 jours). L'exosquelette est dur, il prend la coloration typique de l'espèce.

• **Période D :** c'est la pré-mue (ou pro-ecdysis) (10 jours). C'est une période de préparation à l'exuviation, durant laquelle il y a digestion de l'ancien exo-squelette et élaboration sous-jacente du nouveau.

Période E : c'est la mue (ou ecdysis) (durée 1 à 2 jours). Elle correspond à la période nécessaire à l'exuviation des 2 héli-cuticules. L'exuviation postérieure concerne les péréionites 5, 6 et 7 et le pléon. Une fois l'exuviation postérieure effectuée, les sels de calcium sont mobilisés vers l'arrière, ce qui consolide la nouvelle cuticule et prépare du même coup l'exuviation antérieure. Cette exuviation antérieure intéresse le reste de l'animal, c'est à dire le céphalon et les péréionites 1 à 4 (Lefebvre, 2002).

I. 3.6. Exigences alimentaires des cloportes

Les cloportes sont généralement omnivores, se nourrissant de détritus de litière en décomposition (Gere, 1956), champignons, plantes ou animaux vivants ou morts (Paris et

Sikora, 1967; Edney et *al.*, 1974; Nair, 1976a), et parfois cannibale (Nair et *al.*, 1989). Ils se nourrissent aussi de leurs matières fécales (Paris, 1963 ; Hassall et Rushton, 1982). En effet la plupart des études sur les exigences alimentaires ont été menées sur deux espèces d'isopodes: *Procellio scaber* et *Armadillidium vulgare* (Watanabe, 1978) ces études montrent que les isopodes augmentent la décomposition de la matière organique en stimulant la croissance microbienne pendant la consommation des feuilles (Hassall et *al.*, 1987). Il a été montré que certains isopodes terrestres préfèrent quelques types de feuilles et évitent quelque autres. C'était clairement prouvé chez deux espèces de *Armadillidiidae* et deux autres chez *Philosciidae* (Dudgeon et *al.*, 1990). Par ailleurs, Rushton et Hassall (1983), ont confirmé que certaines feuilles monocotylédones provoquent la mortalité chez *Armadillidium vulgare* pour des raisons restent inconnues.

I. 3.7. L'habitat des cloportes

Les Isopodes terrestres sont plus souvent trouvés dans les microhabitats, sous les pierres, l'écorces d'arbres ou sous les ouches de litière constituée de feuilles mortes, présentent parfois leur source de nourriture.

Le biotope originel d'*Armadillidium vulgare* serait représenté par les collines sèches et calcaires de Méditerranée orientale (Vandel, 1962). Cette espèce présente un faible taux d'évaporation (cuticule épaisse, capacité de volvation, système respiratoire pseudo-trachéen) et peut donc résister très longtemps à la dessiccation (Edney, 1954 ; Carefoot *et al.*, 1991). C'est d'ailleurs l'une des rares espèces qui ne soit pas strictement nocturne et que l'on peut voir en plein jour (Cloudsley, 1952). Sa présence est aujourd'hui signalée dans la plupart des régions du globe, à l'exception des zones intertropicales et polaires.

I. 3.8. Rôle des Isopodes terrestres

Les cloportes ont un grand rôle écologique dans le processus de décomposition en raison de leurs capacités digestives, jouent un rôle importante dans le processus de décomposition de la matière organique en fragmentant les élément constituant les litières et en stimulant et/ou ingérant des champignons et des bactéries. Ainsi le participent activement aux cycle des nutriments et particulièrement au cycle du carbone et de l'azote. Les Isopode excrètent de l'ammoniac (NH₃) et augmentent les concentrations des litières en ammonium (NH₄) ce qui fournit une réserve important d'azote pour la croissance microbienne (Godet, 2010).

ChapitreII : Matériels et méthodes

L'objectif de notre étude consiste à évaluer l'effet toxique de certains pesticides sur une espèce d'isopodes terrestre *Armadilidium vulgare*. Cette démarche s'appuie sur un test de toxicité aigue qui permet de mesurer la DL₅₀ et l'impact des pesticides à différentes concentrations sur la survie des cloportes. Ce bioessai de toxicité consiste au préalable de faire des investigations sur le terrain afin d'enquêter, d'une part, sur l'usage des pesticides par les agriculteurs du plateau d'El Esnam, et d'autre part, échantillonner le modèle biologique qui nous servira comme indicateur de la qualité des sols.

Nous complétons cette étude par un travail de laboratoire basé essentiellement sur l'utilisation d'organismes vivants (les cloportes) en conditions contrôlés. En effet un bio-indicateur permettra l'analyse de la situation des organismes peuplant un écosystème donné.

II.1 Le protocole expérimental suivi pour évaluer la toxicité des pesticides

II.1.1 Présentation du site d'étude

Le site choisi pour réaliser notre étude correspond à un territoire agricole situé dans la commune d'El Esnam. Il s'étend sur une superficie de 85 km² et se trouve à 13 km au Sud-est du chef-lieu de la Wilaya de Bouira et à 120 km de la capitale Alger (Fig. 01)

Le plateau d'el Asnam est caractérisé par une activité agricole intense, dominée par la céréaliculture et les cultures maraichères, notamment la pomme de terre, chou-fleur et le cardé (Fig 2). 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



Figure 04 : Photo satellitaire de localisation de la zone d'étude (circulée en rouge)

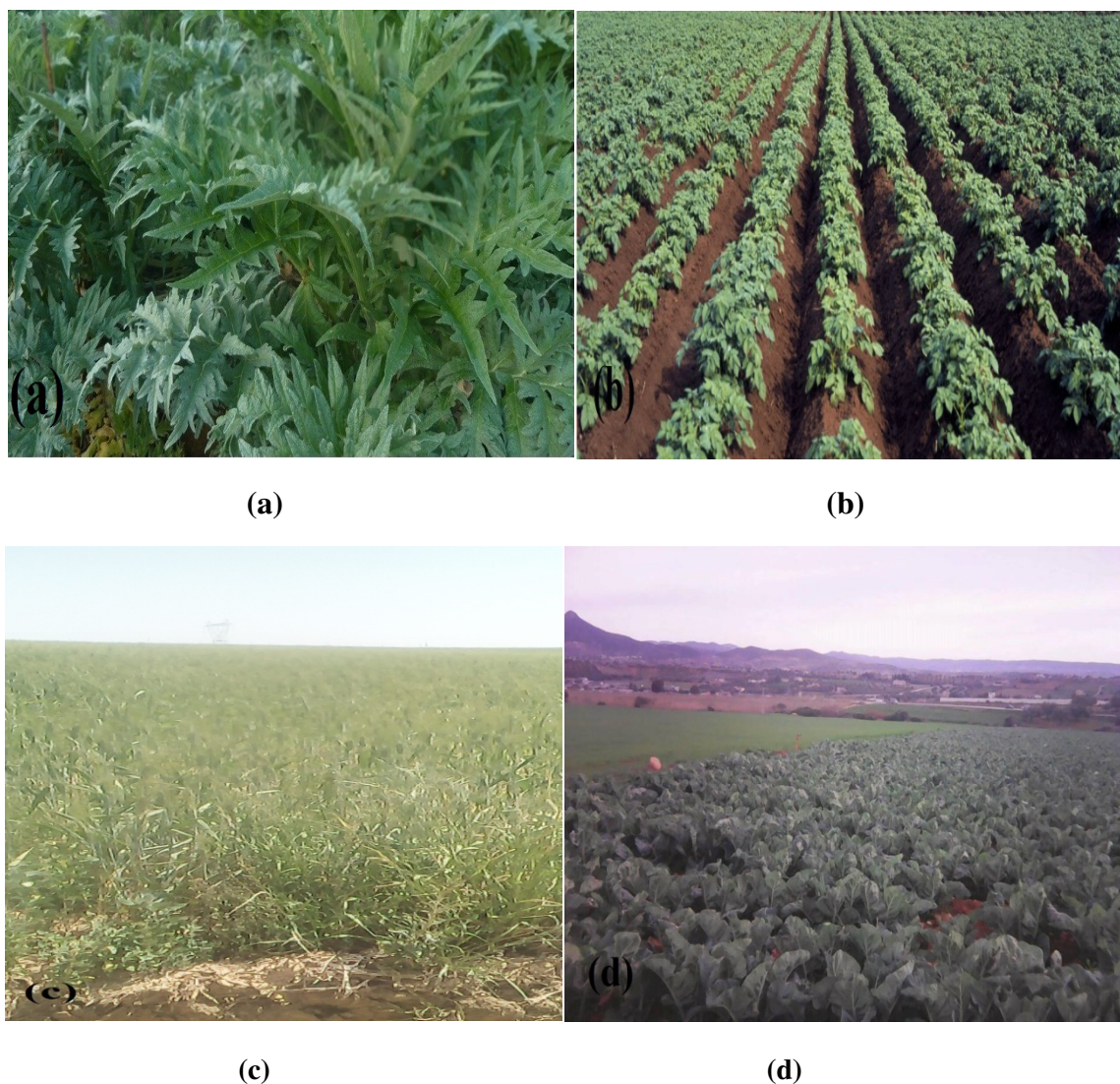


Figure 05 : Les culture les plus répandues dans le palatau de El lasnam : (a) La carde ,(b) Pomme de terre ,(c) Le blé , (d) Le Chou -fleur.

II.1.2 Choix des pesticides

Afin de connaître l'état actuel de l'usage des pesticides par les agriculteurs du plateau d'El Asnam, nous avons mené une enquête auprès de la subdivision agricole, les points de vente des produits phytosanitaires ainsi que les agriculteurs. Dans ce sens, nous avons adressé un questionnaire regroupant tous les éléments qui peuvent nous apporter des renseignements nécessaires pour choisir les pesticides les plus réponsus.

L'enquête sur le terrain a révélé que les pesticides tels l'insecticide *Force* est utilisé dans la lutte contre les insectes ravageurs notamment la teigne de la pomme de terre (*Phthorimaea operculella*). L'herbicide *Sencor* est, en revanche, couramment utilisé comme traitement dans la lutte contre les adventices envahissantes comme le

brome rigide (*Bromus rigidus*). En effet ces pesticides sont très sollicités par les agriculteurs cultivant la pomme de terre et la céréaliculture, spéculations les plus répandues dans la zone considérée.

Mis appart les deux pesticides cités, les agricultures utilisent toute une panoplie des produits phytosanitaires (Annexe1)

II. 1.2.1 Force

Le produit commercialement nommé Force 0,5 G est un insecticide formulé en granulé qui contient 0,5% de Téflothrine, une substance active qui appartient à la famille des pyréthriinoïdes, il agit à la fois par contact et par ingestion au niveau du système nerveux des insectes notamment la teigne de la pomme de terre (*Phthorimaea operculella*) qui sont les principaux ravageurs de la la pomme de terre.

La formule brute de Téflothrine est (C₁₇H₁₄ClF₇O₂) a comme formule chimique : (2, 3, 5,6-tetrafluoro-4-methylphenyl) methyl 3-[(Z)-2-chloro-3,3,3-trifluoroprop-1-enyl]-2,2-dimethylcyclopropane-1-carboxylateht.

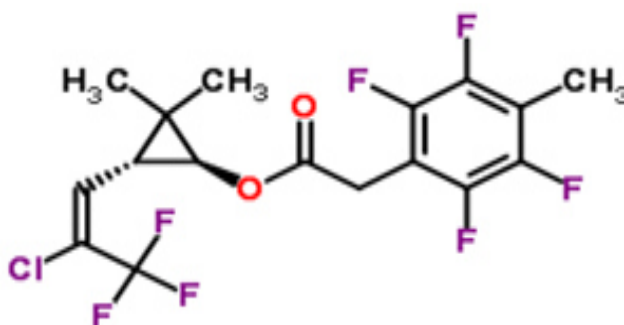


Figure 06 : structure chimique de la téfluthrine

II.1.2.2 Sencor

C'est un Herbicide à base de métribuzine (4-amino-6- tert -butyl-3-méthylsulfanyl-1, 2,4-triazin-5-on) substance active de la famille des triazines dont la formule chimique est C₈H₁₄N₄O₅. La métribuzine fonctionne par l'inhibition de la photosynthèse. Elle est absorbée par les racines et les feuilles et elle a une excellente action de contact sur les mauvaises herbes levées. La métribuzine a une bonne solubilité dans l'eau. Cet herbicide utilisé dans les champs de céréales et la pomme de terre est sélectif contre les graminées et les dicotylédones,

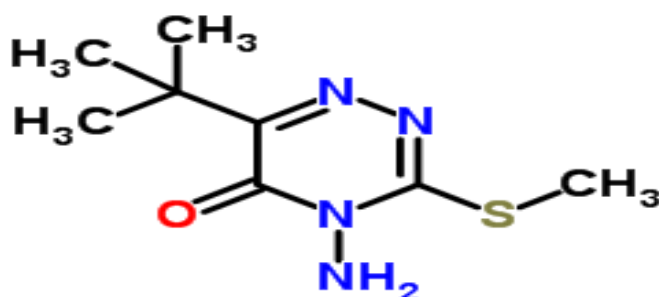


Figure 07: structure chimiques de la métribuzin

II.1.3 Choix du modèle biologique

Nous avons utilisé dans le cadre de cette étude des cloportes appartenant au genre *Armadillidium*. Ce taxon est choisi en raison de leur abondance, leur facilité d'échantillonnage et leur capacité d'accumulation de certains polluants (Godet, 2010). Ils sont largement distribués géographiquement du fait de leur caractère anthropophile (Vandel, 1960).

II.1.3.1 Echantillonnage des cloportes

La collecte des échantillons a été réalisée dans la région de l'Esnam pendant le mois d'avril et mai, période où les conditions de température et d'humidité dans le sol sont favorables pour une activité biologique intense des cloportes, notamment la reproduction. L'échantillonnage est fait par la chasse à vu dans leurs endroits habituels, obscurs et humides sous les pierres, les feuilles en décomposition et les débris d'arbres ou d'arbustes. Afin d'éviter les interférences qui peuvent diminuer la fiabilité du test de toxicité, nous avons échantillonné les cloportes dans des sols non contaminés directement par les traitements phytosanitaires, au moins pour une durée de deux ans. Une fois les cloportes sont collectés, ils ont été transportés dans notre laboratoire (université de Bouira), pour le tri et l'identification des espèces.

II.1.3.2. Identification et tri des cloportes

Nous avons échantillonné une diversité d'espèces d'Isopodes, représenté par plusieurs genres : *Armadilliduum*, *Armadilo* et *Porcilio*, mais notre choix s'est porté sur l'espèce *Armadilliduum vulgare* vu son abondance sur le territoire.

La détermination des espèces de cloportes est faite à l'aide d'une clé d'identification de Hopkins (1991) et Noël & Séchet (2007). En se basant essentiellement sur la forme de telson, les uropodes et la couleur des téguments (Fig.02).

La détermination des Isopodes confirmée par M^{me} Ben Mouhoub (laboratoire de Zoologie Appliquée et d'Ecophysiologie Animale, université de Béjaia)

La distinction entre *Armadilliduum* et *Armadilo* est faite sur le nombre de pseudos trachées qui est deux paires chez *Armadilliduum* et cinq paires chez *Armadilo*.

Concernant *Porcilio* ce genre est caractérisé par des uropodes en forme de lance et un telson pointu à l'extrémité, par contre les uropodes des *Armadilliduum* sont larges avec un telson aplati et en forme de bêche (Fig. 5).

Par ailleurs, la distinction entre les males et les femelles est faite à l'aide d'une loupe en prenant comme caractère la morphologie des pléopodes qui sont très modifiés chez le mâle. Ainsi les endopodites sont transformés en stylets orientés vers l'arrière et les exopodites s'ornent de soies, de pointes ou de sinuosités. Par contre les femelle possèdent des pléopodes aplati.

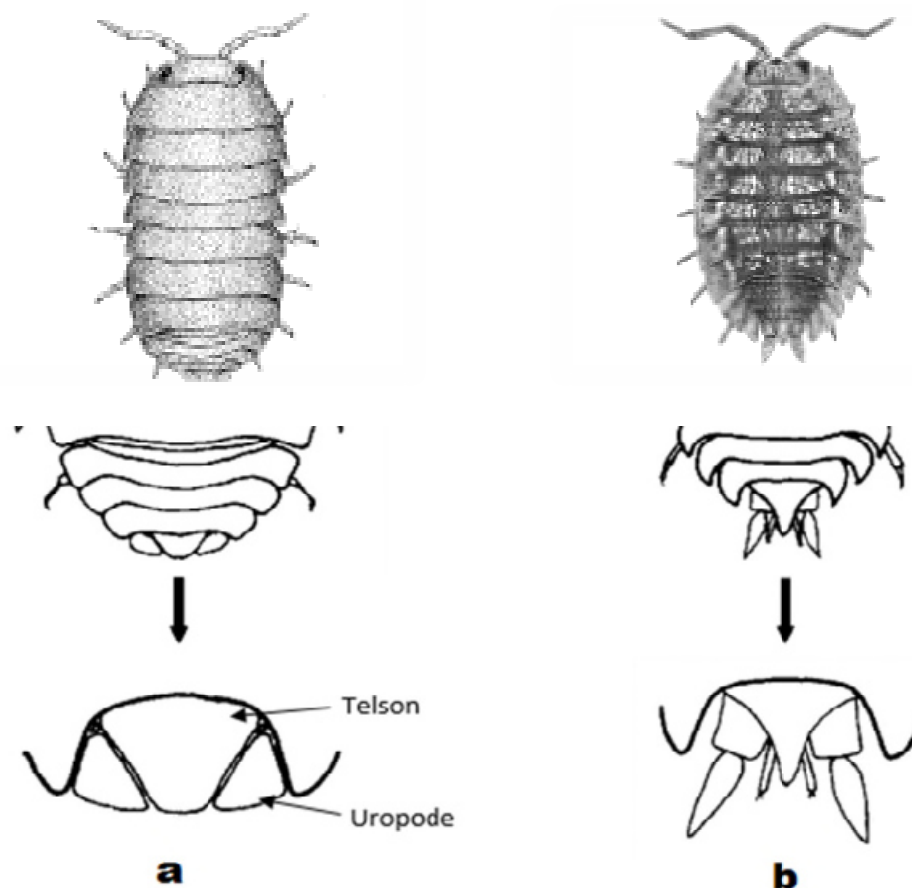


Figure 08- Dessin de la morphologie externe d'un cloporte de la famille (a) Armadillidiidae, (b) Porcellio. Face dorsale (Hopkin, 1991 ; Noël et Séchet, 2007).

II.1.4 Préparation du substrat d'essai

Lors de préparation de la première étape du bio-test, nous avons prélevé d'abord une quantité de sol qui pourra servir d'une part, comme substrat pour l'acclimatation des cloportes avant de commencer le test de toxicité aigüe, et d'autre part comme support de contamination pour les pesticides.

Une quantité du sol a été prélevée à l'aide d'une pioche et une pelle dans le même site d'échantillonnage des cloportes puis elle a été mise dans des sachets plastiques. Une fois transporté au laboratoire, le sol est séché à l'air libre. Après séchage, le sol est tamisé par un tamis à mailles carrés de 1 mm de diamètre afin de se débarrasser des pierres et toute macrofaune. Pour assurer la fiabilité des résultats de ce biotest, il est nécessaire de chauffer l'échantillon dans une étuve à 80°C pendant 1h, dont l'objectif est d'éliminer tous les microorganismes faisant partie de la pédofaune et pouvant interférer avec le test de toxicité.

Le sol est reparti en quantités de 250 g et mis dans des sacs en plastique, afin qu'il soit prêt à être utilisé comme substrat d'acclimatation pour les cloportes, avant de commencer l'expérimentation. (Fig .07)



Figure 09 : étapes de préparation du sol : (a) prélèvement du sol; (b) tamisage ; (c) séchage dans l'étuve à 80°C ; (d) pesage de 250g

II.2. Test de toxicité aigüe

La toxicité aiguë d'une substance chimique est estimée par l'utilisation d'un biotest à court terme permet d'exprimer la dose qui tue 50 % des animaux de laboratoire (DL50) dans un délai de 28 jours .

II.2.1. Préparation des concentrations des deux pesticides

Afin de mimer l'exposition des isopodes aux pesticides sur le terrain, les concentrations étudiées doivent être inférieures ou égales à celles utilisées en cultures (considérée comme dose de référence). A partir de la dose utilisée sur terrain on a déterminer trois concentrations inférieures par ordre logarithmique décroissant :

- Force® : 40 g/l, 20 g/l, 10 g/l, 5 g/l.
- Sencor® : 20 mg/l, 10 mg/l, 5 mg/l, 2.5 g/l.
- témoins

II.2.2. Préparation et contamination du milieu d'essai

Avant l'application des concentrations nous avons préparé un milieu favorable pour les cloportes constitué de 250g de terre, 40g de litière, 10g d'un mélange d'épluchure de pomme de terre et des feuilles de laitue. en suite nous avons préparé 40 boites en plastiques (20 boites pour chaque contaminant) de dimension identique et couvercle perforé pour l'aération. Chaque pesticide est appliqué avec quatre concentrations d'ordre décroissant, et chaque concentration esst répartie sur le substrat, en appliquant des pulvérisations au centre et au coin du substrat des boites à couvercle perforé (pour aération).

Après imprégnation du substrat par des pesticides, on introduit 10 cloportes (5 males et 5 femelles) de taille presque homogène. Pour une meilleur exploitation des résultats nous avons optés de faire 4 répétitions pour chaque concentration des deux pesticides testés.

Une fois que le test de toxicité est mis en place, nous passons à une vérification hebdomadaire du taux de mortalité des cloportes.

Le suivi des mortalités des Isopodes se fait durant une durée de 28 jours (7,14, 21,28 jours) .

Les cloportes sont considérés comme morts s'ils ne répondent pas à un stimulus mécanique. au cours de ce biotest, nous observons en parallèle quotidiennement le comportement des cloportes contaminés afin de celer toute éventuelle anomalie



Figure 10 : Les 40 boîtes contaminées du test de toxicité aiguë : (a) *Sencor* ; (b) *Force*

II.3 Exploitation des résultats

L'exploitation des résultats obtenus à travers de cette étude est effectuée par une analyse descriptive, à partir des graphes pour déterminer l'ampleur de la mortalité en fonction de la période d'exposition procédée.

Chapitre III : Résultats et discussion

III.1. Résultats

L'effet de la contamination des cloportes par les pesticides est évalué par le test de toxicité aiguë, qui détermine la dose létal de 50% (DL50) de la population expérimentée pendant une durée de 28 jours.

L'approche des résultats que nous avons entrepris au cours de cette étude est abordée par le dénombrement des individus morts chaque semaine et la détection de toute perturbation d'ordre morphologiques et physiologiques. Ces résultats son représentés dans les deux tableaux (4 et 5) et les graphes explicatifs.

III.1.1. Effet du Sencor (métribuzine)

Le tableau suivant représente le taux de mortalité des cloportes pendant 28 jours en fonction des concentrations de métribuzine.

Tableau 03 : Effet de Sencor sur la survie d'*Armadilliduum vulgare*.

Temps d'exposition Concentration ml/l	T=0		1 ^{ère} semaine		2 ^{ème} semaine		3 ^{ème} semaine		4 ^{ème} semaine	
	n	Fc%	n	Fc%	n	Fc%	n	Fc%	N	Fc%
Témoin	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%
2,5 ml/l	0	0%	0	0%	1	2,50%	1	2,50%	2	5%
5 ml/l	0	0%	0	0%	2	5%	3	7,50%	3	7,50%
10 ml/l	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%
20 ml/l	0	0%	2	5%	3	7,50%	5	12,50%	9	22,50%

n : nombre d'individus morts, **Fc** : fréquence centésimale des mortalité des cloportes.

Après 28 jours d'exposition des cloportes aux différentes concentrations du Sencor, nous constatons que le taux demeure faible.

Après une semaine

En dehors de la concentration témoin on a enregistré deux individus morts à la dose 20ml/l ce qui correspond à 5%.

Après deux semaines d'exposition au Sencor, le taux de mortalités des cloportes est de 7.5% à la concentration 20ml/l, soit 3 individus morts. Pour les doses faible 5ml/l et 2,5ml/l on a enregistré respectivement des taux de mortalité 5% et 2,50 % soit 2 et 1 individus morts. Aucune mortalité n'est observée pour la dose 10ml/l.

Après trois semaines :

Après la période indiquée de contamination on constate 5 individus morts pour la dose 20ml/l ce qui correspond à 12,50%. A la dose 5ml/l on a enregistré un taux de mortalités de l'ordre de 7,50%, et pour la dose minimale 2,5ml/l aucune augmentation de mortalité n'a été observée.

Après la quatrième semaine, des taux de mortalités de 22.5%, 7,50% et 5%, ont été enregistré respectivement pour les concentrations 20, 5 et 2,5 ml/l.

Aucune mortalité n'est enregistrée pour la dose 10ml/l au cours de la période d'essai (28 jours).

La mortalité moyenne enregistrée pour ce test durant quatre semaines est de l'ordre de 7%.

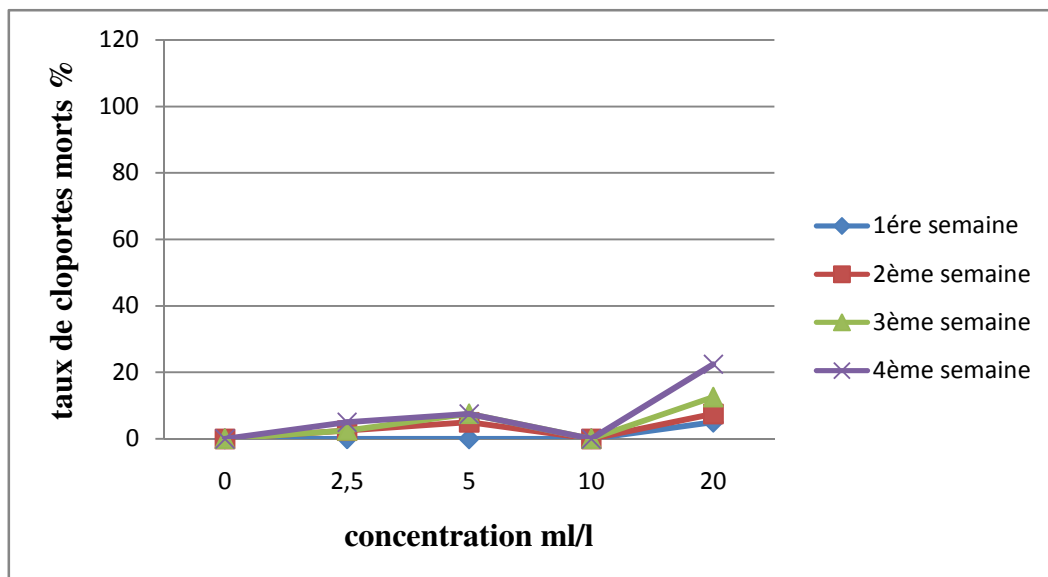


Figure 11: Interaction des taux de mortalités en fonction des concentrations de Sencor pendant les quatre semaines d'essai.

Ce graphe d'interaction entre les concentrations du Sencor et la mortalité des cloportes, montre une augmentation faible des mortalités après quatre semaines d'exposition au traitement de cet herbicide.

A travers ce test de toxicité il s'avère que la métribuzine est faiblement toxique pour les cloportes par le fait que la mortalité de 50% n'est pas atteinte.

III.1.2. Effet de Sencor sur le poids moyen des cloportes

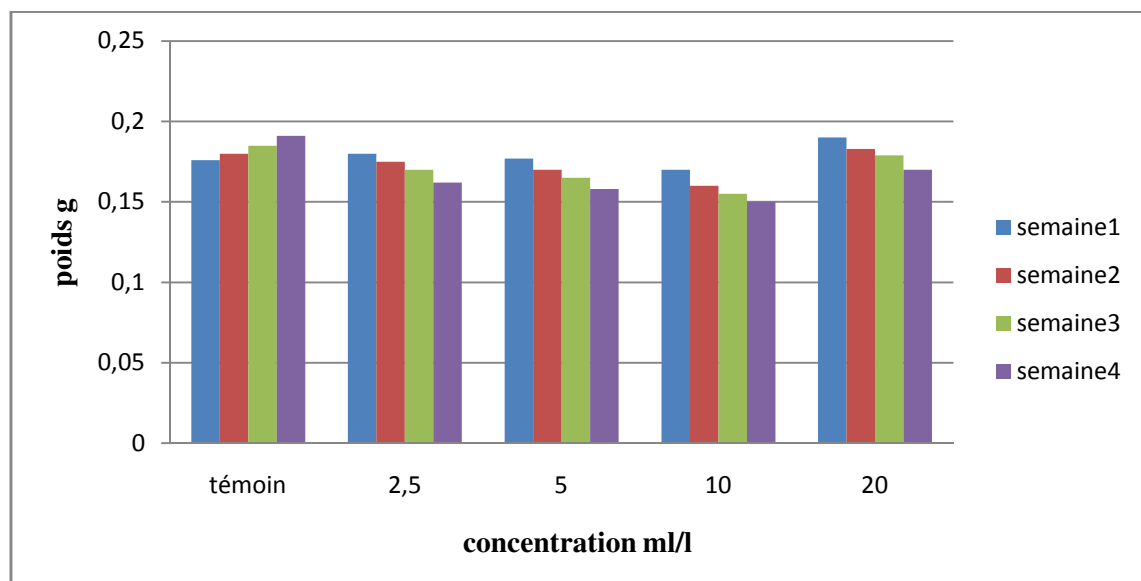


Figure 12: Histogramme de l'effet des concentrations croissantes du Sencor sur le poids des cloportes après quatre semaines de contamination.

Au cours de ce test, l'exploitation des paramètres révèle que l'exposition des cloportes à des concentrations croissantes du Sencor® induit une régression de leur poids.

Le poids des cloportes contaminés par Sencor® diminue à partir de la deuxième semaine pour toutes les concentrations appliquées, tandis que les cloportes témoins présentent une augmentation de leur poids pendant les quatre semaines.

III.1.3. Effet de Force (téfluthrine)

Le tableau suivant représente le taux de mortalité des cloportes pendant 28 jours en fonction des concentrations croissantes de téfluthrine :

Tableau 04 : Mortalité des cloportes adultes durant les quatre semaines d'exposition aux

Temps	T=0	1 ^{ère} semaine	2 ^{ème} semaine	3 ^{ème} semaine	4 ^{ème} semaine

différentes concentrations d'insecticide Force à base de téfluthrine.

	n	F%	n	F%	N	F%	n	F%	n	F%
Témoins	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0%
5	0	0	1	2.5	3	7.5	4	10	6	15%
10	0	0	3	7.5	5	12.5	9	22.5	10	25%
20	0	0	8	20	17	41.25	20	47.5	26	65%
40	0	0	16	35	35	87.5	38	95	39	97.5%

Après la première semaine d'exposition, le plus fort taux de mortalités (35%) est enregistré pour la concentration maximale 40g/l .Les mortalité enregistrées pour les concentrations 20 et 10 sont respectivement 20% et 7.5%

Cependant à la concentration minimale 5g/l les mortalités marquées sont comparables aux témoins, soit un seul individu détecté mort.

Après deux semaines d'exposition, le taux de mortalité marqué pour la concentration la plus forte a considérablement dépassé la moitié pour atteindre 87.5%.

A la concentration 20g/l le taux de mortalité atteint 41.25%.pour les deux concentrations inférieur à la précédente(10 et 5) provoquent des les mortalités peu importantes manifestant des taux respectifs de 12.5 et 7..

Après la 3^{ème} semaine : on note pour la plus fort concentration une mortalité de 95% (38 individus). Pour la concentration de 20g/l on a enregistré une mortalité de 47.5%. ce qui indique une légère augmentation de mortalité par rapport a la deuxième semaine.

pour les concentrations 5 et 10 une faible augmentation des mortalités. En effet, à ces deux concentrations le pourcentage des individus morts est respectivement de 22.5 et 10%.

Après la **quatrième semaine**, l'exposition des cloportes à la concentration la plus forte a provoqué la mort de 39 individus, soit 97.5%. A la concentration 20g/l le nombre totale des cloportes morts a dépassé la moitié de la population expérimentée, soit 65%.

En effet, les fortes concentrations confondues (40 et 20 g/l) de l'insecticide Force induisent un taux de mortalité de 81.25% .Ce qui montre l'effet de la dose appliquée sur le terrain, en détruisant largement plus de 50% de la population exposée à la téfluthrine

Par contre les faibles concentrations confondues (10 et 5g/l) ont été à l'origine de mortalité qui n'est pas importantes.

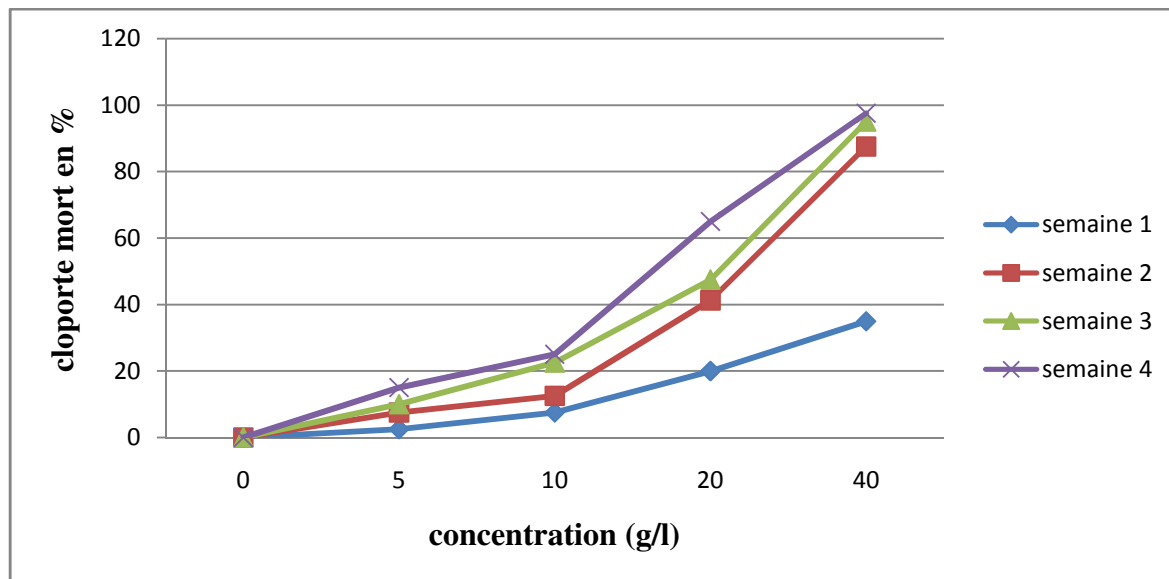


Figure 13: Interaction des taux des cloportes mort en fonction des concentrations du Force pendant les quatre semaines d'essai.

Le graphe ci-dessus montre une augmentation des mortalités des cloportes (*Armadillidium vulgare*) en fonction des concentrations croissantes de Force pendant quatre semaines.

À l'issue de ce test il nous ressort que à travers toutes les concentrations confondues on enregistre un taux de mortalité de 50,62%

III.1.4 D'autres effets dus par la toxicité de la téfluthrine

Au cours du suivi quotidien du test de toxicité, nous avons observé des anomalies liées au cycle de mue, en effet parmi toute la population des cloportes nous constatons une mortalité de 14,4% ayant effectué une exuviation.

En effet 6 individus meurent à partir de la deuxième semaine pour la concentration 10mg/l, 3 individus à partir de la troisième semaine pour 20 mg/l.

III.2. Discussion

L'évaluation des risques écotoxicologiques de deux pesticides est basée sur les données de toxicité obtenues à partir des essais réalisés sur les substances actives : la téfluthrine, et la métribuzine.

➤ Effet de Force® (téfluthrine) :

A partir des résultats obtenus un taux de mortalité a été observés pour les plus fortes concentrations de l'insecticide Force®. La téfluthrine a provoqué un effet inhibiteur sur le comportement locomoteur des cloportes s'exprimant par une paralysie complète suivie par la mort dès les premiers jours de contamination.

Ces résultats pouvant être expliqués par le fait que la téfluthrine appartient aux pyréthrinoides qui ont tendance à se fixer dans les tissus nerveux et adipeux en raison de leur liposolubilité. (Hill, 1989). Les pyréthrinoides sont généralement des insecticides neurotoxiques agissent en modifiant les caractéristiques de déclenchement des canaux sodiques pour retarder ou empêcher leur fermeture membranaires le long de l'axone, ce qui inhibe la transmission des influx nerveux au niveau des neurones centraux ou périphériques et entraîne par conséquent un déficit d'activité locomotrice des arthropodes (Tomlin, 1994 ; Tan *et al.*, 2009 ; Soderlund, 2012).

Ait hamada et Khaoua (2017) ayant étudié l'effet d'une substance de la famille des pyrethronoides (deltaméthrine) sur les cloportes de genre Armadilidae, montrent qu'après exposition de quatre semaines, cette substance a induit une mortalité de 26,25% de la population totale. Sachant que la concentration maximale utilisée est de 12.5mg/l. Des résultats similaires ont été obtenu par Bourbia (2013), qui a évalué les effets de téfluthrine sur une espèce de Mollusque '*Helix aspersa*'. L'étude a révélé l'effet toxique de cette substance sur le comportement locomoteur et nutritif des adultes à la plus forte concentration appliquée (40mg/L).

Sur un modèle biologique appartenant à un taxon supérieur (Vertébrés) Righi et Palermo (2003), ont étudiés les effets de cyhalothrine (pyrethrinoides) sur le comportement des rats. Après 7 jours d'exposition, les résultats ont montré que la cyhalothrine, à la concentration de 3mg/kg, induisait certains signes et symptômes d'intoxication, notamment l'anxiété, la salivation, les tremblements, les selles liquides et la réduction de l'activité locomotrice chez les rats exposés. Ainsi dans une étude comparative sur les impacts de deux pesticides sur une espèce de crustacés marins (*Procambarus alleni*) et une espèce d'insecte (*Belostoma flumineum*) Halstead *et al.*, (20015) ont constaté que les pyréthroïdes sont toxiques pour le crustacé à très faibles doses par rapport aux organophosphorés, par contre ils ont engendré un effet moins toxique chez *B.flumineum*. En effet ils ont bien confirmé que les effets toxiques des produits phytosanitaires ne sont pas forcément identiques mais ils diffèrent selon leurs caractéristiques chimiques et selon l'espèce exposée.

La toxicité de l'insecticide testé pourrait être expliquée par la caractéristique propre de la cuticule. Cette dernière joue le rôle de protection de l'organisme vis-à-vis du milieu extérieur est riche en lipides. Dans ce sens Louat (2013), indique que les insecticides lipophiles comme les pyréthriinoïdes ou les organophosphorés vont pouvoir passer cette barrière biologique par diffusion puis être transportés via l'hémolymphe jusqu'aux organes cibles.

Lors du test de toxicité de la téfluthrine sur les Isopodes, nous avons observé un taux de 14,4% des cloportes contaminés ont subi une mortalité juste après l'exuviation. Dans ce sens, Ait hamada et Khaoua (2017), montrent que le changement de cuticule (mue) chez les cloportes exposés au Décis (pyrethriinoïde) est suivi d'une mortalité (8%)

Ce phénomène peut être due à la fragilité de la nouvelle cuticule formée face à certains insecticides, cela est confirmé par Madi-Morsli (2016), qui a exposés les crevettes (*Penaeus kerathurus*) à un insecticide (dimilin) ou l'auteur a indiqué que la cuticule formée des individus traités est fragile et incapable de résister aux remaniements de la mue, ce qui provoque leur mortalité.

➤ **Effet de Sencor® (métribuzine)**

Les résultats obtenus après exposition des cloportes au Sencor® montrent que celui-ci a indiqué un taux de mortalité très faible sur les isopods. En effet la métribuzine est très soluble dans l'eau (1,2 g/L à 20°C) ce qui facilite à l'organisme d'en éliminer, elle est par conséquence peu bioaccumulable (Armendáriz et al., 2014).

En ce qui concerne le poids des cloportes qui est le deuxième paramètre étudié. Il ressort de nos résultats que la métribuzine a réduit le taux de leur croissance en présence de fortes concentrations de cet herbicide. En effet l'inhibition de la prise de poids marqué chez les cloportes peut être due à la répulsion de la nourriture et donc au jeune prolongé, ou bien il pourrait s'agir d'une inhibition de synthèse d'une hormone de croissance essentielle à leur développement corporel. Par ailleurs une autre hypothèse à émettre, la perte du poids chez les cloportes exposés à Sencor pourrait être due suite à la perturbation de leur milieu. En effet il arrive par fois que la dégradation des metribuzines dans le sol provoque une apparition des métabolites qui ont une toxicité supérieure à celle de la substance mère (Anderson, 1990).

Nos résultats sont comparables a ceux obtenus par Stanislava et al., (2012) qui ont étudié les effets de métribuzine sur la carpe commune (*Cyprinus carpio*), une espèce de poissons à l'aide d'un bioessai. Leur résultats montrent que les effets toxiques de la métribuzine sur les paramètres de croissance on été significatifs à la concentration de 0,9mg/L. Cependant elle n'a pas engendré un effet sur la survie des poissons exposés .En effet les mortalité

enregistrées ont été comparable au groupe témoin avec un taux de 4%. Les auteurs ont constaté que la croissance semble être un paramètre plus sensible pour évaluer l'effet des triazines que la mortalité. Par ailleurs, des résultats similaires indiqués par Velisek et *al.*, (2012), ayant travaillé sur l'effet de terbutryn (triazine) sur la même espèce.

L'effet de la métribuzine sur le poids des animaux a été aussi confirmé par Chiali et *al.* (2013), qui ont utilisé les rats dans leur test. Leurs résultats ont montré que l'exposition à la métribuzine induisait une réduction significative du poids corporel des individus testés.

Rezzag et *al.*, (2015) ont exposés des lapins pendant deux mois à la métribuzine, ces auteurs ont observés une diminution considérable de poids corporel des lapins contaminés contrairement aux témoins.

CONCLUSION

Conclusion et perspectives

Notre projet d'étude vise à évaluer le potentiel toxique de deux pesticides à usage agricole, largement utilisés par les agriculteurs de la région de l'Esnam, sur une espèce bio indicatrice de la pollution des agro-écosystèmes. Notre choix est porté sur le cloporte commun (*Armadillidium vulgare*) qui répond aux critères d'un bon indicateur par son abondance sur le lieu d'échantillonnage, et sa résistance à la pollution.

Pour mener à bien ce biotest, il nous a fallu, dans un premier temps d'effectuer une enquête sur l'utilisation des pesticides dans cette région, cette démarche révèle que Force et Sencor sont les pesticides les plus fréquemment utilisés par les agriculteurs de la région. En deuxième temps nous avons abordé le travail par un échantillonnage d'*Armadillidium vulgare*.

Pour cela, nous nous sommes basés sur une approche toxicologique dans laquelle nous avons évalué les taux de Mortalité.

Les essais de toxicité aigüe réalisés au laboratoire pour la détermination de DL₅₀ consistent à exposer les cloportes aux pesticides pendant une durée de 28 jours.

Force présente un effet très toxique pour les cloportes aux plus fortes concentrations (20 et 40 mg/l) avec un taux de mortalité de 8,25%, par contre Sencor révèle non toxique pour les cloporte, parce que il a induit un taux de mortalité qui ne dépasse pas 50%.

D'autres paramètres pris en dehors de l'indice de mortalité ont été étudiés au cours du test aigu du sencor . La mesure du poids des cloportes exposé à cet herbicide révèle une diminution de leur masse corporelle par rapport au témoin.

A l'issue de notre étude, plusieurs questions ont surgi et qui peuvent ouvrir des perspectives intéressantes :

- ✓ Il est nécessaire d'effectuer un test de toxicité chronique pour mettre en évidence des effets des pesticides à long terme
- ✓ Evaluer la toxicité des pesticides, sur d'autres genres de cloportes comme *Porcilio sp* et *Armadillo sp*etc
- ✓ De réaliser une étude in situ, pour évaluer l'effet des pesticides sur l'abondance, la répartition et la richesse spécifique des isopodes terrestres.

CONCLUSION

- ✓ Etude des mécanismes de biodisponibilité et bioaccumulation des pesticides dans l'organisme des cloportes à l'aide de techniques de la spectrophotométrie.
- ✓ Evaluer la toxicité d'autres pesticides utilisés dans le plateau d'El Esnam.
- ✓ Au regard de l'utilisation encore intensive de ces pesticides, il sera mieux de rechercher quelle est la meilleure stratégie d'entretien du sol pour réduire au maximum l'impact des molécules sur l'environnement.

Références Bibliographiques

Références Bibliographiques

-A-

Alavanja, M.C., Ross, M.K., Bonner, M.R., (2013). Increased cancer burden among pesticide applicators and others due to pesticide exposure. *CA: a cancer journal for clinicians*. 63(2), 120-42.

Alomar, H. (2017). Analyse chimique des résidus des contaminants anthropiques dans les chaînes alimentaires: influence du régime alimentaire chez les prédateurs (Doctoral dissertation, Université de Lyon).France

Amaral MJ, Carretero MA, Bicho RC, Soares AM, Mann RM (2012a) The use of a lacertid lizard as a model for reptile ecotoxicology studies—part 1 field demographics and morphology. *Chemosphere* 87(7):757–764

Aubertot J.-N., Clerjeau M., David C., Debaeke P., Jeuffroy M.-H., Lucas, P., et al., (2005). Stratégies de protection des cultures. Expertise scientifique collective INRA/Cemagref « Pesticides, agriculture et environnement » - Chapitre 4, 104 pages.

-B-

Bailey, A.; Chandler, D.; Grant, W. P.; Greaves, J.; Prince, G.; Tatchell, M. (2010), *Pest Management and Regulation*. CABIPress, Wallingford, UK, pp. 232.

Balloy G, Herault S, israeli R, Robin A, Saout C, Tracol R (2004). Les pesticides dans l'eau - potable. Les directions départementales des affaires sanitaires et sociales (DDASS). P75.

Band, P.R., Abanto, Z., Bert, J., Lang, B., Fang, R., Gallagher, R.P., Le, N.D., 2011. Prostate cancer risk and exposure to pesticides in British Columbia farmers. *The Prostate* 71, 168–183.

Barriuso, E., G. Soulas et M. Schiavon (2000).*Rétention et dégradation des pesticides dans le sol*. *Hydrogéologie* 1: 49-56.

Barriuso, E., P. Benoit et M. F. Dignac (2004). "Le devenir des pesticides dans l'environnement." *Comptes Rendus de l'Académie de l'Agriculture de France*.

Barry, M.J., O'Halloran, K., Logan, D.C., Ahokas, J.T., Holdway, D.A., 1995. Sublethal effects of esfenvalerate pulse-exposure on spawning and non-spawning Australian crimsonspotted

Références Bibliographiques

- rainbowfish (*Melanotaenia fluviatilis*). Archives of environmental contamination and toxicology 28, 459–463.
- Bassil, K.L., Vakil, C., Sanborn, M., Cole, D.C., Kaur, J.S., Kerr, K.J., (2007). Cancer health effects of pesticides Systematic review. Canadian Family Physician 53, 1704–1711.
- Batsch D. (2011). *L'impact Des Pesticides Sur La Santé Humaine*. [Thèse de Doctorat, Pharmacie]. Nancy: Université Henri Poincare - Nancy 1, Faculté de Pharmacie; 165p
- Bensebaa, F., Kilani-Morakchi, S., Aribi, N., & Soltani, N. (2015). Evaluation of pyriproxyfen, a juvenile hormone analog, on *Drosophila melanogaster* (Diptera: Drosophilidae): Insecticidal activity, ecdysteroid contents and cuticle formation. European Journal of Entomology, 112(4), 625-631
- Beresford N., Jobling S., Williams R. & Sumpter J.P. (2004). Endocrine disruption in juvenile roach from English rivers: a preliminary study. Journal of Fish Biology, 64, 580-586
- Berny, P. (2010). Animal poisoning in Europe. Part 3: Companion animal. The veterinary journal, 183, 255–259.
- Berny, Philippe & Sadoul, Nicolas & Dol, Sophie & Videman, Bernadette & Kayser, Yves & Hafner, Heinz. (2002). Impact of local agricultural and industrial practices on organic contamination of Little Egret (*Egretta garzetta*) eggs in the Rhône Delta, Southern France. Environmental toxicology and chemistry / SETAC. 21. 520-6. 10.1002/etc.5620210308.
- Bertin G et Schiavon M, 1989. Les résidus non extractibles de produits phytosanitaires dans les sols. Agronomie 9, 1-8.
- Boatman ND, et al, Impacts of agricultural change on farmland biodiversity in the UK, In: Hester RE, and Harrison RM (eds), Biodiversity under threat, RSC Publishing, Cambridge, UK 2007, pp. 1-32..
- BOURBIA A., (2013). Evaluation de la toxicité de mixtures de pesticides sur un bio indicateur de la pollution des sols *Helix aspersa* .thèse de Doctorat. Univ, Annaba. 110p.
- Bouziani M (2007). L'usage immodéré des pesticides: De graves conséquences sanitaires. Le guide de la médecine et de la santé. Santémaghreb. P8.
- Bowman TE, Abele LG, (1982). Classification of the recent Crustacea. *The biology of crustacea* (Bliss DE, ed), New York: Academic Press, p. 1-27.

Références Bibliographiques

Briggs DEG, Weedon MJ, Whyte MA, (1993). Arthropoda (Crustacea excluding Ostracoda). In : The fossil record (Benton MJ, ed). London : Chapman & Hall.

Burns, C.J., McIntosh, L.J., Mink, P.J et Jurek, A.M., (2013). Pesticide exposure and neurodevelopmental outcomes: review of the epidemiologic and animal studies. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev* 16, 127–283.

-C-

Calderbank A. (1989). – The occurrence and significance of bound pesticide residues. – *Soil. Rev. Environ. Cont. Toxicol.* 108, 71-103.

Calvet ; barriuso e; bedos c; benoit p.charnay m.p., et coquet y., 2005. Les pesticides dans le sol: Conséquences agronomiques et environnementales. *Science. Technology et Engineering.* 637p.

Camard J P ; Magdelaine C. (2010). Produits phytosanitaires risques pour l'environnement et la santé connaissances des usages en zone non agricole. *Institu d'aménagement et d'urbanisme, Observatoire regional de santé d'Île-de-France (IAU/ORS).*58-62.

Carefoot TH, Mann M, Kalva S (1991) The effect of desiccation on oxygen uptake in terrestrial isopods. In: Juchault P, Mocquard JP (eds) *Biology of terrestrial isopods.* Univ. Press, Poitiers, pp 157-164.

Carefoot TH, Taylor BE, (1995). *Ligia*: a prototypal terrestrial isopod. In : *Terrestrial isopod biology* (Alikhan MA, ed). Rotterdam : Balkema AA, 47-60.

Carreau S, Bouraima-Lelong H, Delalande C (2012) Estrogen, a female hormone involved in spermatogenesis. *Adv Med Sc.* 57(1):31–36.

Cherif, S. and H. Wortham (1997). "A New Laboratory Protocol to Monitor the Volatilization of Pesticides from Soils." *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 68(2): 199-212.

Cherin, P., E. Voronska, N. Fraoucene and C. de Jaeger (2012). "Toxicité aiguë des pesticides chez l'homme." *Médecine & Longévité* 4(2): 68-74.

Chiali. F, Merzouk. H., Merzouk .S.A, Medjdoub. H, Narce. M. (2013). Chronic low level metribuzin exposure induces metabolic alterations in rats, *Pesticide Biochemistry and Physiology*, Vol 106, P 38-44, I 0048-3575.

Références Bibliographiques

Christensen, O.M.; Mather J.G., (2004), Pesticide-induced surface migration by lumbricid earthworms in grassland: life-stage and species differences, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, V 57, Issue 1, Pages 89-99, ISSN 0147-6513.

Claver, M.A., Ravichandran, B., Khan, M.M., Ambrose, D.P., (2003). Impact of cypermethrin on the functional response, predatory and mating behaviour of a non-target potential biological control agent *Acanthaspis pedestris* (Stål) (Het., Reduviidae). *Journal of Applied Entomology* 127, 18–22.

Cloudsley-Thompson JL (1952) Studies in diurnal rhythms II. Changes in the physiological responses of the woodlouse *Oniscus asellus* to environmental stimuli. *J Exp Biol* 29 : 295-303

Cohn, B.A., Wolff, M.S., Cirillo, P.M., Sholtz, R.I., (2007). DDT and breast cancer in young women: new data on the significance of age at exposure. *Environmental Health Perspectives* 115, 14-06.

Couteux A, Salaun C.(2009).ACTA index phytosanitaire.45e édition

-D-

D'Antonio, C.M., Mahall, B.E., (1991). Root profiles and competition between the invasive, exotic perennial, *Carpobrotus edulis*, and two native shrub species in California coastal scrub. *Am. J.Bot.* 78, 885-894

Delemotte B. Les risques chimiques. In: Santé au travail en milieu agricole. Paris: Masson; (2004). p. 143—60.

Dudgeon D, Ma HHT, Lam PKS (1990) Differential palatability of leaf litter of four sympatric isopods in a Hong Kong forest. *Oecologia* 84 : 398—403

-E-

Edney EB, (1954). Woodlice and the land habitat. *Biol. Rev.*, 29 : 185-219.

Edney EB, (1968). Transition from water to land in isopod crustaceans. *Am. Zool.*, 8 : 309-326.

Edney EB, Allen W, McFarlane J (1974) Predation by terrestrial isopods. *Ecology* 55:428—433

Edwards, C.A. and Bohlen, P.J. (1996) *Biology and Ecology of Earthworms*. 3rd Edition, Chapman & Hall, London

Références Bibliographiques

El Mrabet, K., Charlet, P. & Lalère, B. (2008). Les pesticides. Laboratoire National de métrologie et d'Essais. Paris. 15 p.

-F-

FAO (1996). Elimination de grandes quantités de pesticides périmés dans les pays en voie de développement, Collection FAO, 46 p.

Fox, C. J. S. (1964). The effects of five herbicides on the numbers of certain invertebrate animals in grassland soil. *Canadian Journal of Plant Science*, 44(5), 405-409.

Freeman, L.E.B., Bonner, M.R., Blair, A., Hoppin, J.A., Sandler, D.P., Lubin, J.H., Dosemeci, M., Lynch, C.F., Knott, C., Alavanja, M.C., 2005. Cancer incidence among male pesticide applicators in the Agricultural Health Study cohort exposed to diazinon. *American journal of epidemiology* 162, 1070–1079.

Fried, G., Chauvel, B. & Reboud, X. (2008). Evolution de la flore adventice des champs cultivés au cours des dernières décennies ; vers la sélection de groupes d'espèces répondant aux systèmes de culture. *Innovations Agronomique*, 3, 15-26.

-G-

Garrec JP, Van Haluwyn C, (2002). Biosurveillance végétale de la qualité de l'air, Tec et

Gere G (1956) The examination of the feeding biology and the humificative function of Diplopoda and Isopoda. *Acta Bioi* 6: 257-271.

Godet jean-philippe,(2010). intérêt des isopodes terrestres dans l'évaluation de la qualité sols : Recherche de paramètres indicateurs de la pollution par les éléments traces métalliques et contribution à la mise au point d'un outil écotoxicologique de terrain. Thèse de doctorat, Université de Lille 1, p. 1-14.

Guillette Jr, L.J., Gross, T.S., Masson, G.R., Matter, J.M., Percival, H.F., Woodward, A.R., (1994). Developmental abnormalities of the gonad and abnormal sex hormone concentrations in juvenile alligators from contaminated and control lakes in Florida. *Environmental health perspectives* 102, 680.

-H-

Références Bibliographiques

Hassall M (1983) Population metabolism of the terrestrial isopod *Philoscia muscorum* in a dune grassland ecosystem. *Oikos* 41: 17-26

Hassall M, Rushton SP (1982) The role of coprophagy in the feeding strategies of terrestrial isopods. *Oecologia (Berl)* 53:374-381

Hassall M, Turner JG, Rands MRW (1987) Effects of terrestrial isopods on the decomposition of woodland leaf litter. *Oecologia* 72: 597-604

-J-

Jacquot M., 2013. Usage des rodenticides anticoagulants et conséquences en termes d'exposition et d'impact pour les populations de renards roux. Thèse de doctorat de l'Université de Franche-Comté, 208 pp.

Jamet, P. (1979). "Le Comportement des Produits Agropharmaceutiques dans le Sol." *Phytiatrie-Phytopharmacie* 28: 87-122.

Jensen, J., K. Adare et R. Shearer (éd.). (1997). Canadian Arctic contaminants assessment report. Ministère des Affaires indiennes et du Nord, Ottawa (Ont.). 460 p

Juchault, P. (1966). Contribution à l'étude de la différenciation sexuelle mâle chez les crustacés isopodes. SFIL et impr. M. Texier réunies

-K-

Kegley, S., Neumeister, L., Martin, T., Network, P.A., (1999). Disrupting the balance. Ecological impacts of pesticides in California. Pesticide Action Network 99.

Klöppel H, Kördel W. (1997). Pesticide volatilization and exposure of terrestrial ecosystems. *Chemosphere* 35:1271-1289.

Koch CL, Berendt GC, (1854). Die im Bernstein befindlichen organischen reste der Vorwelt. Berlin : Berndt GC

-L-

Lefebvre, F. (2002). Stratégies de reproduction chez les crustacés isopodes terrestres. Thèse de doctorat : l'université de Poitiers, 162 p.

Leistikow A, Wägele J-W, 1999. Checklist of the terrestrial isopods of the new world (Crustacea, Isopoda, Oniscidea). *Revta bras. Zool.*, 16 : 7-72.

Références Bibliographiques

Leonard r. A., (1990). Movement of pesticides into surface waters. In Pesticides in the soil environment. Soil Science Society of America Book Series, n° 2, Madison, WI, USA, 303-349.

Léveque, C., (1997). Etat de santé des écosystèmes aquatiques: l'intérêt des variables biologiques. In séminaire national « Les variables biologiques : des indicateurs de l'état de santé des écosystèmes aquatiques » Ministère de l'Environnement, 2-3 Novembre 1994, CEMAGREF (Eds.), pp 13–26.

-M-

Mäder, Paul & Fliessbach, Andreas & Dubois, David & Gunst, Lucie & Fried, Padruot & Niggli, Urs. (2002). Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming Science. Science (New York, N.Y.). 296. 1694-7. 10.1126/science.1071148

Marrs, T. T. and B. Ballantyne (2004). Pesticide Toxicology and International Regulation, John Wiley & Sons.

Mateo Sagasta J ; Marjani Zadeh S ; Turrall H, (2018). “*More people, more food, worse water? - Water Pollution from Agriculture: a global review*”. FAO. Rome, Italy, 225 p

Mayrat A, De Saint-Laurent M, (1996). Classe des Malacostracés(Malacostraca, Latreille, 1802). In Traité de zoologie (crustacés) : anatomie, systématique, biologie (Grassé P-P, ed). Paris: Masson, p.841-863.

McDuffie, H., Pahwa, P., McLaughlin, J.R., Spinelli, J.J., Fincham, S., Dosman, J.A., Robson, D., Skinnider, L.F., Choi, N.W., (2001). Non-Hodgkin's Lymphoma and Specific Pesticide Exposures in Men Cross-Canada Study of Pesticides and Health. Cancer Epidemiology Biomarkers & Prevention 10, 1155–1163.

Millot, Florian & Decors, Anouk & Mastain, Olivier & Quintaine, Thomas & Berny, Philippe & Vey, Danièle & Lasseur, Romain & Bro, Elisabeth. (2016). Field evidence of bird poisonings by imidacloprid-treated seeds: a review of incidents reported by the French SAGIR network from 1995 to 2014. Environmental Science and Pollution Research.1614-7499

Mitra, A., Chatterjee, C., Mandal, F.B., (2011). Synthetic chemical pesticides and their effects on birds. Res J Environ Toxicol 5, 81–96.

Références Bibliographiques

Mnif, W., Hassine, A.I.H., Bouaziz, A., Bartegi, A., Thomas, O., Roig, B., (2011). Effect of endocrine disruptor pesticides: A review. *International journal of environmental research and public health* 8, 2265–2303.

Mullins, J.K., Loeb, S., (2012). Environmental exposures and prostate cancer, in: *Urologic Oncology: Seminars and Original Investigations*. pp. 216–219.

Multigner L, (2005). Effets retardés des pesticides sur la santé humaine. *Environnement, Risques & Santé* ;4(3):187-194.

-N-

Nair GA (1976a) Food and reproduction of the soil isopod, *Porcellio laevis*. *Int J Ecol Environ Sci* 2: 7-13

Nair GA, Nair NB, Nair TV (1989) Nutritional biology of *Porcellionides pruinosus* (Brandt, 1833) (Porcellionidae, Oniscoidea) with special reference to conversion efficiency. *Monit Zool Ital (NS) Monogr* 4:271-283

Noël F, Séchet E, (2007). Crustacés Isopodes terrestres du nord ouest de la France (crustacea, Isopoda, Oniscoidea) clé de détermination et références bibliographique. *France* ;P 4- 9.

Nordkap, L., Joensen, U.N., Blomberg Jensen, M., Jørgensen, N., (2012). Regional differences and temporal trends in male reproductive health disorders: semen quality may be a sensitive marker of environmental exposures. *Molecular and cellular endocrinology* 355, 221–230.

-O-

OMS, (1991) - L'utilisation des pesticides en agriculture et ses conséquences pour la santé publique. Organisation Mondiale de la Santé. Genève

OMS, (1994). Prévention des risques pour la santé lors de la préparation et de l'emballage des pesticides, 80 p.

OMS, (2006). The WHO Recommended Classification of P by Hazard and Guidelines to Classification 2004.2e Ed.

-P-

Références Bibliographiques

Paris OH (1963) The ecology of *Armadillidium vulgare* (Isopoda: Oniscoidea) in California grassland: food, enemies and weather. *Ecol Monogr* 33: 1-22

Paris OH, Sikora A (1967) Radiotracer analysis of the trophic dynamics of natural isopod populations. In: Petruszewicz K (ed) *Secondary productivity of terrestrial ecosystems (principles and methods)*, vol II. Institute of Ecology Polish Academy of Sciences, Warsaw, pp 741-771

Parochetti, J. V. (1978). "Photodecomposition, volatility, leaching of atrazine, simazine, alachlor and metolachlor in soil and plant material." *Weed Science Society of America* 17.

Parrón, T., Requena, M., Hernández, A.F., Alarcón, R., 2011. Association between environmental exposure to pesticides and neurodegenerative diseases. *Toxicology and applied pharmacology* 256, 379–385.

Pierce TG, 1989. Acceptability of pteridophytes litters to *Lumbricus terrestris* and *Oniscus asellus* and implications for the nature of ancient soils. *Pedobiologia*, 33 : 91-100.

Pimentel, D., 1995. Amounts of pesticides reaching target pests : environmental impacts and ethics. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 8, 17-29

-R-

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

Rautiainen RH, Reynolds SJ, (2002). Mortality and morbidity in agriculture in the United States. *J Agric Saf Health* ; 8 : 259-76.

Robinson, Robert & Sutherland, William. (2002). Post-war Changes in Arable Farming and Biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*. 39,157–176.

-S-

Saeedi Saravi, S. S. and M. Shokrzade (2011). Role of Pesticides in Human Life in the Modern Age: A Review

Salerno, G., Colazza, S., Conti, E., (2002). Sub-lethal effects of deltamethrin on walking behaviour and response to host kairomone of the egg parasitoid *Trissolcus basalis*. *Pest Manag. Sci.* 58, 663–668.

Références Bibliographiques

Savadogo P, Sawadogo L, Tiveau D (2007). Effects of grazing intensity and prescribed fire on soil physical and hydrological properties and pasture yield in the savanna woodlands of Burkina Faso. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118: 80–92.

Schreck, E. (2008). Influence des modes d'entretien du sol en milieu viticole sur le transfert des pesticides vers les eaux d'infiltration - Impact sur les lombriciens, Université Paul Sabatier - Toulouse III.

Séchet, E. (2004). Contribution à l'inventaire des Crustacés Isopodes terrestres (Cloportes) de Vendée. *Le naturaliste vendéen* N° 4, p 65-79.

Shawn D. Askew, John W. Wilcut and John R. Cranmer *Weed Technology*. Vol. 13, No. 3 (Jul. - Sep., 1999), pp. 594-598

Singh, S.R., Walters, K.F., Port, G.R., Northing, P., (2004). Consumption rates and predatory activity of adult and fourth instar larvae of the seven spot ladybird, *Coccinella septempunctata*(L.), following contact with dimethoate residue and contaminated prey in laboratory arenas. *Biological Control* 30, 127–133.

Stéphanie Belliot Lemarié, (2006). Production végétales : étude des adjuvants agricoles, sécurité sanitaire et alternatives. Thèse de doctorat en pharmacie l'université de Nantes.

Suter, G.W., II, L.W. Barnthouse, S.M. Bartell, T. Mill, D. Mackay, and S. Paterson. (1993). *Ecological risk assessment*. Lewis Publishers, Ann Arbor, Michigan.

-T-

Takeda N, (1984). The aggregation phenomenon in terrestrial isopods. In : *The biology of terrestrial isopods* (Sutton SL, Holdich DM, eds). Oxford : Clarendon Press, 381-404.

Tan J, Soderlund. (2007).DM. Human and rat Nav1.3 voltage-gated sodium channels differ in inactivation properties and sensitivity to the pyrethroid insecticide tefluthrin. *Neurotoxicology*. 30(1):81-9.

Thany, S.T., Reynier, P., Lenaers G., (2013). Neurotoxicité des pesticides: quel impact sur les maladies neurodégénératives? *Med Sci*. 29, 273-278.

Tisseau, MA Fauchon, N & Cavard, J & Vandeveld, T. (1996). Pesticide contamination of water resources: A case study - The rivers in the Paris region. *Water Science and Technology*. 34.147-152.

Références Bibliographiques

Tomé, H.V.V., Martins, G.F., Lima, M.A.P., Campos, L.A.O., Guedes, R.N.C., (2012). Imidacloprid-induced impairment of mushroom bodies and behavior of the native stingless bee *Melipona quadrifasciata anthidioides*. PLoS ONE 7, e38406.

-V-

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

Vandel A (1962) Faune de France, no 66, isopodes terrestres, Lechevalier, Paris, pp 417-927

Vandel A, (1948). La faune isopodique française (Oniscoïdes ou isopodes terrestres). Sa répartition, ses origines et son histoire. *Rev. franç. Entomol.*, 15 : 101-139.

Vandel A, (1965). Sur l'existence d'oniscoïdes très primitifs menant une vie aquatique et sur le polyphylétisme des isopodes terrestres. *Ann. Speleol.*, 20 : 489-518

Viel, J.F., Challier, B., Pitard, A., Pobel, D., (1998). Brain cancer mortality among French farmers: the vineyard pesticide hypothesis. *Arch. Environ. Health* 53, 65-70.

W

Warburg MR, (1987). Isopods and their terrestrial environment. *Adv. Ecol. Res.*, 17 : 187-242.

Warburg MR, (1993). *Evolutionary biology of land isopods*. Berlin : Springer-Verlag.

Warburg MR, Linsenmair KE, Bercovitz K, (1984). The effect of climate on the distribution and abundance of isopods. In : *The biology of terrestrial isopods* (Sutton SL, Holdich DM, eds). Oxford : Clarendon Press, 339-368

Watanabe H (1978) A food selection experiment on palatability of woodlouse, *Armadillidium vulgare* Latreille. *Edaphologia* 18: 2-8

-Y-

Yelamos F, Diez F, Martin C, et al. Acute organophosphate insecticide poisonings in the province of Almeria. A study of 187 cases. *Med Clin (Barc)* 1992;98:681-4.

Yesguer S, (2015). Evaluation de l'écotoxicité de certains pesticides sur les sols par l'utilisation d'un biotest : cas des lombricidés. Thèse de doctorat : Université de Bejaia, 98p

-Z-

Références Bibliographiques

Zeljezic D, Garaj-Vrhovac V, Perkovic P. Evaluation of DNA damage induced by atrazine and atrazine-based herbicide in human lymphocytes in vitro using a comet and DNA diffusion assay. *Toxicology In Vitro*. 2006; 20(6): 923-935.

Annexe I

Pourcentage des survies des cloportes exposé aux sencore

%					
d'individu mort					
Temps [C]ml/l	t=0	1 ^{ère} semaine	2 ^{ème} semaine	3 ^{ème} semaine	4 ^{ème} semaine
Témoin	100%	100%	100%	100%	100%
2,5	100%	100%	97.5%	97.5%	95%
5	100%	100%	95%	92.5%	92.5%
10	100%	100%	100%	100%	100%
20	100%	95%	92.5%	87.5%	77.5%

Annexe II

Nombre d'individu survie exposé aux sencore

Nombre d'individu mort					
Temps [C] ml/l	t=0	1 ^{ère} semaine	2 ^{ème} semaine	3 ^{ème} semaine	4 ^{ème} semaine
Témoin	40	40	40	40	40
2,5	40	40	39	39	38
5	40	40	38	37	37
10	40	40	40	40	40
20	40	38	37	35	31

Annexe III

Pourcentage des survies des cloportes exposé aux forces

%					
d'individu vivant					
Temps [C] mg/l	t=0	1 ^{ère} semaine	2 ^{ème} semaine	3 ^{ème} semaine	4 ^{ème} semaine
Témoin	100	100	100	100	100
5	100	97.5	92.5	90	85
10	100	92.5	87.5	77.5	75
20	100	80	57.5	50	35
40	100	60	12.5	5	2.5

Annexe IV

Nombre d'individu survie exposé aux forces

Nombre d'individu vivant					
Temps [C] mg/l	t=0	1 ^{ère} semaine	2 ^{ème} semaine	3 ^{ème} semaine	4 ^{ème} semaine
Témoin	40	40	40	40	40
5	40	39	37	36	34
10	40	37	35	31	30
20	40	32	23	20	14
40	40	24	5	2	1

Annexe V

Effet du Sencor sur la prise du poids des cloportes

Période [ml/l]	T=0 1ere semaine	2eme semaine	3éme	4eme semaine
Témoins	0.176	0.18	0.185	0.191
2.5	0.18	0.175	1.17	0.162
5	0.177	0.17	0.165	0.158
10	0.17	0.16	0.155	0.15
20	0.19	0.183	0.179	0.17

Annexe VI

La liste des pesticides les plus utilisé dan la région de el lasname

<i>produits</i>		Dose	superficie traites (Ha)					
Nature	Nom		Céréales	Olivier	Poirier	Pomme de terre	Agrumes	Tomate
Herbicides	Sencor	0.5kg/Ha	120	0	0	40	0	0
	Mustang	1L/Ha	120	0	0	0	0	0
	Kalache	3L/Ha	0	0	104	0	17	0
Insecticides	Force	15kg/Ha	0	20	104	40	17	0
	Décis	0.5L/Ha	0	20	104	0	17	0
	Envidore	0.3L/Ha	0	0	104	0	0	0
	Calypso	0.12L/Ha	0	0	104	0	0	15
Fongicides	Rodazine	0.12L/Ha	0	0	104	0	0	0
	Cuivre	1.5kg/Ha	0	20	104	0	0	0
	Opus	0.7L/Ha	120	0	104	0	0	0

	Chorus	0.2kg/Ha	0	0	104	0	0	0
Acaricides	Vertimec	0.5L/Ha	0	0	104	40	0	10
	Emacide	20ml/l	0	0	0	0	0	15

Questionnaire sur l'utilisation des pesticides au niveau du plateau d'El Esnam

Date : / .../2018

Enquête N°

Lieu

Nom d'agriculteur

Type de Culture.....

Le ravageur.....

Méthode de lutte.....

Nom de produit phytosanitaire utilisé.....

Périodes de traitement phytosanitaire.....

La superficie traitée.....

historique de la parcelle.....

période d'irrigation.....

source d'irrigation

Résumé

L'utilisation des pesticides en Algérie a connu un développement important au cours des dernières décennies, ce qui a fortement contribué à l'amélioration des rendements agricoles, mais aussi à la perturbation des écosystèmes. La zone agricole du plateau d'El Esnam de la wilaya de Bouira en est un exemple de ce genre d'activité intensive. Notre enquête menée sur le terrain auprès des agriculteurs de cette région, a montré que Force® (insecticide) et Sencor® (herbicide) sont les deux pesticides les plus couramment utilisés dans leur activité agricole. Dans le but d'évaluation des effets toxiques de ces deux produits, nous avons effectué un test de toxicité aigu sur un modèle biologique faisant partie des isopodes terrestres *Armadillidium vulgare*, considéré comme bio-indicateur de pollution des sols. Ce dernier a subi un traitement de Force et Sencor introduits à des concentrations respectivement de: 5, 10, 20, 40 g/l Et 2.5, 5, 10, 20 ml/l. Pour une meilleure exploitation des résultats, nous avons fait quatre répétitions pour chaque concentration relatives aux pesticides étudiés. Les résultats obtenus de ce test indiquent un effet très toxique de Force en marquant un taux de mortalité de 50,62% après une exposition de quatre semaines. Sencor se relevait moins toxique que force avec 11.25% le taux de mortalité total, Cependant il a induit une diminution du poids des cloportes à des concentrations de 10 et 20 ml/l.

Mots clés : Pesticides, El Esnam, *Armadillidium vulgare*, Toxicité

Abstract

The use of pesticides in Algeria has significantly increased in recent decades. It has greatly contributed to the improvement of agricultural yields but also to the perturbation of ecosystems. The agricultural zone situated in El Esnam of Bouira Province is an example of this kind of intensive activity. Our field investigation with the farmers working in this region has shown that Force® (insecticide) and Sencor (herbicide) are the two most commonly used pesticides in their agricultural activity. In order to evaluate the toxic effects of these two products, we performed an acute toxicity test on a biological model of terrestrial isopods belongs to the species *Armadillidium vulgare* and considered as a bioindicator of soil pollution. Force and Sencor introduced at concentrations of: 40, 20, 10, 5 g / l and 20, 10, 5, 2.5 ml / l. For a better exploitation of the results, we made four repetitions for each concentration relative to the pesticide studied. The results obtained from this test indicate a very toxic effect of Force which induces a mortality rate of 50,62% after four weeks of exposure. Sencor recovered less toxic than force with only 11.25% of the total mortality rate, however it induces a decrease in the weight of the woodlice to the maximal concentrations of 10 and 20 ml / l.

Key words: Pesticides, El Esnam, *Armadillidium vulgare*, Toxicity

المخلص

عرف استخدام المبيدات الحشرية في الجزائر تزايداً كبيراً خلال العقود الأخيرة. وذلك قد ساهم بشكل كبير في تحسين المردود الزراعي ولكن أيضاً إلى اضطراب النظم البيئية. تعتبر المنطقة الزراعية في سهل الأسمان الواقع بولاية البويرة مثالاً لهذا النوع من النشاط الفلاحي المكثف. أظهر مزارعو هذه المنطقة أن المبيد الحشري Force® و مبيد الأعشاب Sencor® هما الأكثر استخداماً في نشاطهم الزراعي. من أجل تقييم التأثيرات السامة لهذين المنتجين ، أجرينا اختباراً سمية حادة DL₅₀ على نموذج بيولوجي ينتمي إلى الأيوبودس الأرضي من نوع *Armadillidium vulgare* الذي يعتبر بمثابة أداة بيولوجية لتقييم صحة التربة. وخضع هذا الأخير لعلاج بالمبيدين بتركيزات متناقصة: 5 ، 10 ، 20 ، 40 غم / لتر من المبيد الحشري Force® و 2.5 و 5 و 10 و 20 مل / لتر من مبيد الأعشاب Sencor® . من أجل استغلال أفضل للنتائج ، قدمنا أربعة تكرارات لكل تركيز. تشير النتائج التي تم الحصول عليها من هذا الاختبار إلى وجود تأثير سام جداً للمبيد الحشري Force الذي تسبب في معدل وفيات بنسبة 50,62% بعد التعرض لأربعة أسابيع. بينما ظهر مبيد الأعشاب Sencor أقل تأثيراً من الأول ب 11.25% من معدل الوفيات الإجمالي ، ومع ذلك فإنه تسبب في انخفاض في وزن الأيوبودس الأرضي عند التركيزات القصوى 10 و 20 مل / لتر.