



## Effet de la composition et de l'humidité d'un lit biologique sur la dégradation des pesticides au Burkina Faso

MEMOIRE POUR L'OBTENTION DU DIPLOME D'INGENIEUR 2IE AVEC GRADE DE  
**MASTER EN INGÉNIERIE DE L'EAU ET DE L'ENVIRONNEMENT**  
SPECIALITE EAU ET ASSAINISSEMENT

-----  
Présenté et soutenu publiquement le 26/01/2021 par

**Mwinnogme David SOME 20101005**

**Directeur de mémoire : Prof. Yacouba KONATE, Enseignant-Chercheur**

Responsable du Laboratoire Eaux-Hydro Systèmes et Agriculture (LEHSA)

**Maître de stage : Dr. Alice R. W. NARE, Maître de recherche**

Jury d'évaluation du mémoire :

Président : Dr. Seyram SOSSOU

Examineur : Dr. Boukary SAWADOGO

**Promotion [2020/2021]**

## DEDICACES

A mes chers parents : Feu SOMDA Patrice et SOME Bénédicte

A mes frères et sœurs : Fortunat, Alexis, Charlotte, Honoré et Claude.

A mes chers amours : Leyla et Maëlise

## CITATIONS

« Les espèces qui survivent ne sont pas les espèces les plus fortes, ni les plus intelligentes, mais celles qui s'adaptent le mieux aux changements »

Charles Darwin<sup>1</sup>

« Le coût de la protection du milieu naturel est beaucoup plus faible que le coût de sa reconstitution. La défense de la nature est rentable pour les nations »

Philippe St Marc<sup>2</sup>

---

<sup>1</sup> Charles Darwin, né le 12 février 1809 à Shrewsbury dans le Shropshire et mort le 19 avril 1882 à Downe dans le Kent, est un naturaliste et paléontologue anglais dont les travaux sur l'évolution des espèces vivantes ont révolutionné la biologie avec son ouvrage « L'Origine des espèces » paru en 1859.

<sup>2</sup> Philippe Saint-Marc, né le 20 septembre 1927 à Paris, est un haut fonctionnaire français. Auteur de Socialisation de la nature (1971) et de la Charte de la nature (1972), il est un pionnier de l'écologie humaniste militante. Il se définit lui-même comme un « énarque marginal »

## REMERCIEMENTS

Avant toute chose, mes plus sincères remerciements s'adressent au personnel administratif et au corps professoral de l'Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement pour la qualité de la formation reçue durant ces deux années d'étude.

Mes vifs remerciements s'adressent au Prof. Yacouba KONATE, Responsable du Laboratoire Eaux-Hydro Systèmes et Agriculture (LEHSA) de me faire l'honneur d'accepter diriger mon travail.

Mes remerciements à la direction générale de l'Institut de Recherche en Sciences Appliquées et Technologie (IRSAT) et à l'ensemble du personnel pour l'accueil et le cadre de travail offert. Un grand merci à mon maître de stage Dr. Alice NARE pour son entière disponibilité et sa volonté pour l'aboutissement de ce travail. J'ai bénéficié tout à la fois de ses connaissances, son expérience et surtout de sa rigueur au travail et sa passion pour le travail bien fait.

Ma profonde gratitude au personnel du laboratoire Sol, Eau Plante de l'Institut de l'Environnement et de Recherches Agricoles (INERA) de Kamboinsin, en particulier M. RAMDE Martin et DABILIGOU Fulbert.

Mes remerciements vont également à l'endroit du personnel du Laboratoire National de Santé Publique (LNSP), en particulier à la Direction de la Toxicologie, du Contrôle de l'Environnement et de l'Hygiène Publique (DTCE/HP).

Mes sincères remerciements à la grande famille Nayilé et Dikpièlè pour leurs soutiens multiformes.

Tous mes respects à mes chers amis Etienne SANGLA, Amidou SANKARA, Feu Éric ZEIDA, Roland SOME, Baki TRAORE et Jean-Charles BAMBARA pour leur soutien et motivation.

A ma promotion 2019-2020, puisse Dieu vous rendre au centuple tous les bienfaits reçus.

## RESUME

L'utilisation abusive des pesticides dans les activités agricoles entraîne la contamination des sols, des sources d'eau potable et est bien souvent responsable des problèmes de santé animale et humaine. Selon les données de la littérature, les lits biologiques semblent être une option pratique pour minimiser la contamination de l'environnement lors de la préparation, de l'utilisation et du lavage des équipements utilisés pour les traitements des cultures aux pesticides. Cette étude visait à déterminer l'effet de la composition et de l'humidité de différents lits biologiques sur l'activité respiratoire et sur la dégradation des pesticides sous le contexte climatique sahélien du Burkina Faso. Cinq (5) biomélanges composés de sol, de fumier de bovin et de la paille ont été testés à différentes proportions. Chaque biomélanges a été dopé avec un mélange de cinq (5) pesticides (profénofos, chlorpyrifos-éthyl, lambdacyhalotrine, deltaméthrine et glyphosate) à la dose recommandée. L'activité respiratoire des biomélanges a été évaluée par la méthode du test respirométrique, par piégeage du CO<sub>2</sub> dans la soude et titrage par le HCl. Concernant la dégradation, des prélèvements ont été faits à 0, 1, 3, 7, 13 et 20 jours pour doser la quantité de pesticide restant dans le mélange par chromatographe en phase gazeuse muni de deux  $\mu$ ECD. La demi-vie ( $T_{1/2}$ ) des pesticides a été calculée pour déterminer la dégradation de la moitié de la dégradation initiale des pesticides testés. L'analyse de variance à deux facteurs a montré que la composition des lits biologiques a un effet significatif ( $p=2,2e^{-16}$ ) sur le dégagement de CO<sub>2</sub>. L'humidité a eu un effet significatif ( $p=1,001e^{-6}$ ) sur le dégagement de CO<sub>2</sub> des différents lits biologiques sans pesticide tandis qu'elle n'a eu d'effet significatif ( $P=0,178408$ ) dans les lits biologiques avec pesticides. Les résultats ont montré que le lit biologique M4 composé de sol (25%), fumier (25%) et de paille (50%) humidifié à 60% de sa capacité maximale de rétention avait l'activité biologique la plus intense suite au dopage aux pesticides. Les résultats de dégradation ont montré que le profénofos s'est dégradé plus rapidement dans le lit biologique M1 90% avec un temps de demi vie de la molécule de 0,77 jours. Le chlorpyrifos-éthyl s'est dégradé plus rapidement dans le lit biologique M4 60% avec un temps de demi vie de 3,70 jours. En conclusion, le sol, le fumier de bovin et la paille pourraient être utilisés comme composante de lit biologique pour dégrader les pesticides.

### Mots Clés :

- 
- 1 – Activité microbienne
  - 2 – Burkina Faso
  - 3 – Dégradation
  - 4 – Lits biologiques
  - 5 – Pesticides

## ABSTRACT

Misuse of pesticides in farming activities leads to contamination of drinking water sources and is responsible for animal and human health problems. Based on data from literature, biobed appear to be a practical option for minimizing environmental contamination during the preparation, use and washing of equipment used for pesticide crop treatments. This study aimed to determine the effect of the composition and humidity of different biological beds on respiratory activity and pesticide degradation under the Sahelian climatic context of Burkina Faso. Five (5) biomixtures adding soil, cattle manure and straw were tested at different proportions. Each biomixture was spiked with a mixture of five (5) pesticides (profenofos, chlorpyrifos ethyl, lambdacyhalotrin, deltamethrin and glyphosate) at the recommended dose. Respiratory activity of biomixtures was evaluated by respirometric test, by trapping CO<sub>2</sub> in the soda and titration with HCl. For degradation, samples were taken at 0, 1, 3, 7, 13 and 20 days to determine the amount of pesticide remaining in the mixture by gas chromatograph with two μECDs. The half-life ( $T_{1/2}$ ) of the pesticides was calculated to determine half of the initial degradation of the tested pesticides. Two-factor analysis of variance showed that biobed composition has a significant effect ( $p=2.2e^{-16}$ ) on CO<sub>2</sub> release. Moisture had a significant effect ( $p=1.001e^{-6}$ ) on the CO<sub>2</sub> release of different biobeds without pesticides while it had no significant effect ( $P=0.178408$ ) in biobeds with pesticides. Results showed that biobed M4 composed of soil (25%), manure (25%) and straw (50%) moistened to 60% of its maximum retention capacity had the most intense biological activity following spiking with pesticides. Degradation results showed that profenofos degraded faster in biobed M1 90% with a molecule half-life of 0,77 days. Chlorpyrifos-ethyl degraded faster in biobed M4 60% with a half-life of 3,70 days. In conclusion, soil, cattle manure and straw could be used as biobed component to degrade pesticides.

### Key words:

---

- 1 – Microbial activity**
- 2 – Burkina Faso**
- 3 - Degradation**
- 4 - Biobeds**
- 5 – Pesticides**

## LISTE DES ABREVIATIONS

<b>AFNOR</b>	: Association Française de Normalisation
<b>BaCl<sub>2</sub></b>	: Chlorure de baryum
<b>D</b>	: Dose recommandée
<b>DDD</b>	: Dichlorodiphényldichloroéthane
<b>DDE</b>	: Dichlorodiphényldichloroéthylène
<b>DDT</b>	: Dichlorodiphényltrichloroéthane
<b>H</b>	: Humidité
<b>HCH</b>	: Hexachlorocyclohexane
<b>HCl</b>	: Chlorure d'Hydrogène
<b>INERA</b>	: Institut Nationale de Recherche Agronomique
<b>IRSAT</b>	: Institut de Recherche en Sciences Appliquées et Technologie
<b>kg</b>	: Kilogramme
<b>L</b>	: Litre
<b>LNSP</b>	: Laboratoire National de Santé Publique
<b>M</b>	: Composition lit biologique
<b>mg</b>	: Milligramme
<b>min</b>	: Minute
<b>MPa</b>	: Mégapascal
<b>ng</b>	: Nanogramme
<b>OMS</b>	: Organisation Mondiale de la Santé
<b>PCB</b>	: Polychlorobiphényles
<b>pH</b>	: Potentiel Hydrogène
<b>R</b>	: Coefficient de corrélation linéaire
<b>T<sub>1/2</sub></b>	: Temps de demi vie
<b>USEPA</b>	: Agence de Protection Environnemental des Etats Unis d'Amérique
<b>µg</b>	: Microgramme
<b>%</b>	: Pourcentage
<b>µECD</b>	: Micro Détecteur à Capture d'Electron
<b>2iE</b>	: Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement

## SOMMAIRE

<b>DEDICACES</b> .....	<b>i</b>
<b>CITATIONS</b> .....	<b>ii</b>
<b>REMERCIEMENTS</b> .....	<b>iii</b>
<b>RESUME</b> .....	<b>iv</b>
<b>ABSTRACT</b> .....	<b>v</b>
<b>LISTE DES ABREVIATIONS</b> .....	<b>vi</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX</b> .....	<b>ix</b>
<b>LISTE DES FIGURES</b> .....	<b>x</b>
<b>I. Introduction</b> .....	<b>1</b>
<b>II. Synthèse Bibliographique</b> .....	<b>3</b>
II.1 Classification des pesticides .....	3
II.2 Pollution de l'environnement par les pesticides .....	4
II.2.1 Pollution des eaux de surface et souterraine.....	4
II.2.2 Pollution de l'air .....	5
II.2.3 Pollution du sol.....	6
II.3 Procédés de traitement des eaux et des sols contaminés par les pesticides.....	8
II.3.1 Les traitements physicochimiques.....	8
II.3.2 Les traitements thermiques.....	9
II.3.3 Les traitements biologiques .....	9
II.4 Les systèmes de bioremédiation des eaux contaminées par les pesticides.....	13
II.4.1 Lit biologique .....	13
II.4.2 Phytobac .....	15
II.4.3 Biofiltre.....	15
<b>III. Matériel et Méthodes</b> .....	<b>17</b>
III.1 Zone d'étude .....	17
III.2 Substrats.....	18
III.3 Choix des matériaux testés .....	18
III.4 Caractérisation physique et chimique des matériaux et des lits biologiques.....	18



III.5	Pesticides étudiés .....	19
III.6	Activité respiratoire des lits biologiques .....	19
III.6.1	Dispositif expérimental.....	19
III.6.2	Mesure de l'activité respiratoire .....	20
III.7	Extraction et dosage des résidus de pesticides .....	21
III.7.1	Dispositif expérimental.....	21
III.7.2	Extraction et purification des résidus de pesticides dans les lits biologiques .....	22
III.7.3	Analyse au chromatographe en phase gazeuse .....	23
III.8	Analyses statistiques.....	23
<b>IV.</b>	<b>Résultats et Discussion .....</b>	<b>24</b>
IV.1	Caractéristiques physiques et chimiques des lits biologiques .....	24
IV.2	Activité respiratoire des lits biologiques .....	26
IV.2.1	Effet de la composition et de l'humidité des lits biologiques sur l'évolution de l'activité respiratoire.....	26
IV.3	Effet de la composition et de l'humidité sur la dégradation des pesticides dans les différents lits biologiques .....	30
<b>V.</b>	<b>Conclusion - Perspectives .....</b>	<b>34</b>
<b>VI.</b>	<b>Bibliographie.....</b>	<b>35</b>
<b>VII.</b>	<b>Annexes .....</b>	<b>40</b>

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau I: Classification des catégories de toxicité selon l'OMS .....	4
Tableau II: caractéristiques des pesticides utilisés dans cette étude .....	19
Tableau III : paramètres physiques et chimiques du sol et des lits biologiques.....	25
Tableau IV: Analyse de variance à deux facteurs de l'activité respiratoires des différents lits biologiques ((a) : sans pesticides et (b) : avec pesticides).....	30
Tableau V: Paramètres de dégradation du profénofos dans les différents lits biologiques.....	32
Tableau VI: Paramètres de dégradation du Chlorpyrifos-éthyl dans les différents lits biologiques .....	33

## LISTE DES FIGURES

Figure 1: Recyclage biologique de la matière entre les organismes vivants.....	11
Figure 2: Schémas simplifié d'un lit biologique .....	15
Figure 3: image d'un phytobac.....	15
Figure 4: image (a) et coupe (b) d'un biofiltre.....	16
Figure 5: carte de Bobo-Dioulasso montrant la zone d'étude .....	17
Figure 6 : schéma du dispositif de l'activité respiratoire .....	20
Figure 7: Schéma du dispositif d'extraction et de dosage des résidus de pesticides .....	22
Figure 8 : Evolution de l'activité respiratoire des différentes compositions du lit biologique	28
Figure 9: effet de la composition et de l'humidité des différents lits biologique sur le cumul de respiration en 20 jours ((a) : sans pesticides et (b) : avec pesticides).....	29

## I. Introduction

La population mondiale actuelle est estimée à 7,8 milliards d'individus. Elle augmentera de 3 milliards d'individus d'ici 2030, dont 95 % dans les pays en développement, la production de nourriture devra doubler, et celle des déchets et effluents sera multipliée par quatre dans les villes. Cette croissance impressionnante de la population a créé une pression sur l'ensemble des ressources. L'agriculture urbaine et périurbaine constitue donc pour les pays en voie de développement un secteur d'activités particulièrement intéressant car elle est source de sécurité alimentaire et de lutte contre la pauvreté (Conchita, 1996). Cette intensification de l'agriculture pour atteindre la sécurité alimentaire a engendré une utilisation croissante des fertilisants et des produits phytosanitaires due au progrès dans le domaine de la chimie organique de synthèse. Ces produits, qu'ils soient de synthèse ou naturels, sont destinés à limiter la prolifération des parasites tels que les mauvaises herbes, les insectes, les champignons, les rongeurs, les acariens dans le but d'améliorer les rendements agricoles.

Le Burkina Faso est un pays d'Afrique de l'Ouest à vocation agricole avec 85% de la population qui tire sa substance de l'agriculture. La contribution du secteur agricole au PIB est de 33,3% (Congo, 2013). Son taux de croissance démographique élevé et une demande croissante pour atteindre la sécurité alimentaire et maintenir les moyens de subsistance en milieu rural ont entraîné une intensification de l'agriculture (riziculture et cultures irriguées, pêche, élevage) et une accélération de l'urbanisation (Kaboré et al., 2016).

Au cours des dernières décennies, la production de fruits et légumes n'a cessé de croître (Lehmann et al., 2017). A Bobo-Dioulasso, l'agriculture urbaine est très développée. Cette ville doit son développement à sa position de carrefour commercial de produits agricoles, au croisement de plusieurs axes de commerce internationaux reliant le Sahel à la forêt équatoriale (Ophélie, 2014). Cependant, cette production est soumise à de nombreuses contraintes, dont la pression des ravageurs. En effet, des études ont montrés que les producteurs utilisent les pesticides au-delà des doses recommandées suggérées en surdosant ou en augmentant le nombre de traitements (Naré et al., 2015; Son et al., 2018). Or les pesticides, en particulier, sont des composés dont la toxicité inhérente est connue (Donkor et al., 2016). Des mauvaise manipulations des pesticides telles que les déversements lors du remplissage, les fuites des équipements de pulvérisation, les restes de pulvérisation et les déversements d'eau de rinçage provenant du nettoyage interne et externe du matériel de pulvérisation semblent être responsable de 40 à 90 % de la contamination des eaux de surface et des eaux souterraines, ce qui représente un risque potentiel pour l'environnement et la santé (Góngora-Echeverría et al.,

2017;Vareli et al., 2019). En effet, cancers, malformations congénitales, maladies chroniques, troubles neurologiques et stérilité sont autant de maux dont peuvent souffrir les hommes et les animaux exposés à ces pesticides dangereux.

Cependant, ces problèmes de pollution peuvent être résolus par les bonnes pratiques de gestion des pesticides. En Suède, un dispositif connu sous le nom de « lit biologique » a été mis au point pour minimiser les déversements des pesticides provenant des équipements de pulvérisation agricoles. Il vise à recueillir et à dégrader les pesticides contenus dans l'eau de rinçage de pulvérisateurs pour éviter leurs rejets dans les plans d'eau. Ce dispositif est un lit biologique généralement composé de sol, de fumier, de paille, de tourbe et d'argile et permet l'élimination des pesticides à plus de 90%. Ce dispositif peut être facilement mis en place et entretenu par les agriculteurs ruraux (Castillo et al., 2008). Dans sa forme la plus simple, un lit biologique est construit en creusant une fosse de 0,6 m de profondeur sur une surface de 10 à 20 m<sup>2</sup>, selon les besoins de capacité. La fosse est remplie avec un mélange de sol, de compost ou de tourbe et de paille hachée ou copeaux de bois. Ces composantes permettent de retenir et de stimuler la dégradation des pesticides.

L'objectif principal dans le cadre de ce travail de recherche était de contribuer à la réduction de la pollution des eaux en zones agricoles au Burkina Faso par l'utilisation des lits biologiques pour dégradation les pesticides contenus dans les eaux de rinçage.

Nos objectifs spécifiques sont de :

- Évaluer l'effet de la composition et de l'humidité du lit biologique sur l'activité respiratoire ;
- Évaluer l'effet de la composition et de l'humidité du lit biologique sur la dégradation des pesticides.

## II. Synthèse Bibliographique

### II.1 Classification des pesticides

Selon l'OMS et le FAO, (2010), un pesticide est « toute substance ou association de substances, ou micro-organismes y compris les virus, destinée à repousser, détruire ou combattre les ravageurs, y compris les vecteurs de maladies humaines ou animales, les ravageurs nuisibles, les espèces indésirables de plantes ou d'animaux causant des dommages ou se montrant autrement nuisibles durant la production, la transformation, le stockage, le transport ou la commercialisation des denrées alimentaires, des produits agricoles, du bois et des produits ligneux, ou des aliments pour animaux, ou qui peut être administrée aux animaux pour combattre les insectes, les arachnides et les autres endo ou ecto-parasites ». Le terme inclut les substances destinées à être utilisées comme régulateur de croissance d'insectes ou de plantes, comme défoliant, comme agent de dessiccation, comme agent d'éclaircissage des fruits ou pour empêcher la chute prématurée de ceux-ci, ainsi que les substances appliquées sur les cultures, avant ou après la récolte, pour protéger les produits contre la détérioration durant l'entreposage et le transport. Ce terme inclut aussi les produits synergistes et détoxifiants des pesticides quand ils sont essentiels pour obtenir une prestation satisfaisante du pesticide.

Nous distinguons plusieurs types de classifications dont les plus rencontrées sont faites selon l'ennemi ciblé, la nature chimique, le mode d'action, la toxicité et la formulation.

#### ➤ Classification selon l'ennemi ciblé

Nous distinguons selon cette classification :

- les Insecticides : produits de lutte contre les insectes ;
- les Acaricides souvent inclus dans les insecticides: produits de lutte contre les acariens;
- les Fongicides: produits contre les maladies fongiques;
- les Herbicides: produits de lutte contre les mauvaises herbes;
- les Nématicides : produits de lutte contre les nématodes,
- les Rodenticides, Taupicides (contre les taupes), les Larvicides (contre les larves).

#### ➤ Classification selon la famille chimique

Cette classification est diversifiée et chaque famille regroupe une grande diversité de groupes. En ce qui concerne les insecticides qui présentent le plus de risque pour la santé humaine, animale et l'environnement, on distingue de nos jours plus d'une centaine de formulations moléculaires. Les plus grandes familles d'insecticides sont : les organophosphorés, les organochlorés, les pyréthrénoïdes et les carbamates.

➤ **Classification selon le mode d'action**

On distingue des pesticides par contact, des pesticides par inhalation, des pesticides par ingestion et des pesticides systémiques

➤ **Classification selon le degré de toxicité**

Une substance est qualifiée de toxique lorsqu'elle cause de façon passagère ou permanente des dommages dans les fonctions et pouvant entraîner même la mort de l'individu après contact, inhalation, ingestion et pénétration dans l'organisme. On distingue la toxicité aigüe de la toxicité subaigüe et de la toxicité chronique. La DL50 (dose létale) constitue la valeur standard en toxicologie. Elle désigne la dose de substance active suffisante pour tuer 50% de la population d'un lot d'animaux d'expérience.

Tableau I: Classification des catégories de toxicité selon l'OMS

Classes		DL50 pour le rat (en mg kg <sup>-1</sup> de poids vif)			
		Voie orale		Voie cutanée	
		Solides	Liquides	Solides	Liquides
<b>Ia</b>	Extrêmement dangereux	5 ou en dessous	20 ou en dessous	10 ou en dessous	40 ou en dessous
<b>Ib</b>	Hautement dangereux	5-50	20-200	10-100	40-400
<b>II</b>	Modérément dangereux	50-500	200-2000	100-1000	400-4000
<b>II I</b>	Peu dangereux	Plus de 500	Plus de 2000	Plus de 1000	Plus de 4000
<b>I V</b>	Non dangereux en usage	-	-	-	-

➤ **Classification selon le type de formulation**

On distingue des concentrés émulsionnables, des poudres mouillables, des solutions aqueuses et des granulés

**II.2 Pollution de l'environnement par les pesticides**

**II.2.1 Pollution des eaux de surface et souterraine**

La pluie est l'un des facteurs responsables de la présence des pesticides dans l'eau, elle achemine ces derniers à travers les couches de sol pour atteindre les nappes phréatiques, d'où la détection de plusieurs pesticides au même temps (Isabelle, 2004).

En Afrique, des études ont montré une forte présence des pesticides dans les ressources en eau. En Côte d'Ivoire, l'évaluation de la vulnérabilité de Bassin Versant Transfrontalier de la Comoé due aux pesticides a permis d'identifier 44 molécules actives (Coulibaly et al., 2012). Au Togo, des résidus d'endosulfan d'environ de 0,116 µg L<sup>-1</sup> ont été détectés dans les eaux de surface et

souterraine (Mawussi et al., 2014). Au Nigeria, les concentrations des Pesticides Organochlorés variaient de 292,6 ng L<sup>-1</sup> à 1138,0 ng L<sup>-1</sup> dans le fleuve Niger (Unyimadu et al., 2018). Des résidus de  $\alpha$ -HCH, de  $\gamma$ -HCH, de  $\delta$ -HCH, d'heptachlore époxyde, d'endosulfan I et d'endrine variant de la limite de détection à 39,7 ng L<sup>-1</sup> polluent la rivière Nairobi au Kenya (Unyimadu et al., 2018). En Algérie, une concentration en malathion de 0,96  $\mu$ g L<sup>-1</sup> (supérieur à la norme OMS) a été détecté dans les eaux souterraines de Mouzaïa (Lebik et Ait-amar, 2013).

Au Sénégal, Ngom et al., (2012) ont évalué la contamination de la nappe phréatique par les pesticides dans la zone des Niayes. Le dicofol, l'endosulfan, et le diméthoate avaient des teneurs moyennes cumulées par puits comprises entre 0,53 et 46,20  $\mu$ g L<sup>-1</sup>.

Au Burkina Faso, des études ont montré la présence des pesticides dans les ressources en eau. Par exemple, Lehmann et al., (2017) ont évalué la contamination des ressources en eau par les pesticides dans les zones de production de légumes au Burkina Faso. L'acétamipride, l'imidaclopride et le profénofos ont été détectés dans plus de 90 % des échantillons de puits traditionnels dans la zone de Loumbila. L'Atrazine, l'azadirachtine, le carbofuran, le chlorpyrifos, le cyperméthrine, le dieldrine, l'imidaclopride et le profénofos ont dépassé 0,1  $\mu$ g L<sup>-1</sup>. (Tapsoba et Bonzi, (2006) ont mis en exergue la pollution des eaux par les pesticides dans la Boucle du Mouhoun. La concentration d'endosulfan dans les forages variait de 0,28  $\mu$ g L<sup>-1</sup> à 1,10  $\mu$ g L<sup>-1</sup>.

## II.2.2 Pollution de l'air

Les pesticides présents dans l'atmosphère proviennent principalement de l'évaporation des résidus de pesticides dans les sols et les plans d'eau, et de la volatilisation des pesticides pulvérisés. Leur transfert dans l'atmosphère peut se produire lorsque les pesticides sont transportés sous forme de vapeur, de gouttelettes ou en association avec des particules de poussière (Plimmer, 1990). En général, la pollution atmosphérique par les pesticides est très répandue. Des auteurs ont évalué la pollution de l'air par les pesticides à travers le monde. En Chine, Zhang et al., (2011) ont détecté des pesticides organochlorés dans la neige sur le pic Nanjiabawa au Tibet, à une altitude de 4250 m. En Grèce, des concentrations d'endosulfan (entre 0,41  $\mu$ g m<sup>-3</sup> et 10  $\mu$ g m<sup>-3</sup>), de dicofol (0,12  $\mu$ g m<sup>-3</sup> et 0,27  $\mu$ g m<sup>-3</sup>), de tétradifon (0,1  $\mu$ g m<sup>-3</sup>), de bifenthrine (0,1  $\mu$ g m<sup>-3</sup>) et de perméthrine (0,1  $\mu$ g m<sup>-3</sup>) ont été trouvées dans l'air des serres. A Hong Kong, Li et al., (2007) ont mesuré les pesticides organochlorés dans l'atmosphère entre décembre 2003 et décembre 2004 sur quatre sites d'échantillonnage. Le p,p'-DDT, le o,p'-DDT, et le  $\alpha$ -endosulfan avaient une concentration moyenne variant de 103 à 1440 pg m<sup>-3</sup>. En Turquie, Eker et Tasdemir, (2018) ont déterminé les flux de dépôts



atmosphériques totaux de pesticides organochlorés dans une zone semi-rurale de Bursa. Les moyennes annuelles maximales des flux de dépôts pour les phases dissoutes et particulaires du composé  $\beta$ -HCH étaient de 200,2 ng m<sup>-2</sup>-jour et 28,6 ng m<sup>-2</sup>-jour, respectivement

En Afrique, des auteurs ont mené des études sur la pollution de l'air par les pesticides. Une contamination atmosphérique en hexachlorocyclohexanes d'environ 441 pg m<sup>-3</sup>, en DDT d'environ 403 pg m<sup>-3</sup> et en Mirex comprise entre 0,1 pg m<sup>-3</sup> et 3,3 pg m<sup>-3</sup> a été évaluée au Togo, au Bénin, au Nigeria et au Cameroun par Isogai et al., (2016). Au Ghana, des résidus de  $\alpha$ -endosulfan d'environ 750 pg m<sup>-3</sup> ont été trouvés dans l'air à Accra (Adu-Kumi et al., 2012). En Afrique du Sud, les niveaux de p,p'-DDT d'environ 42 pg m<sup>-3</sup> ont été caractérisés dans l'air ambiant à Durban par Batterman et al., (2008).

La pollution de l'environnement et notamment de l'air par les pesticides est source de nombreuses maladies. Selon l'OMS, (2008) , il existe une forte corrélation entre l'exposition à long terme aux pesticides, la croissance et le développement anormaux des enfants. En effet, leur exposition aux pesticides favorise l'altération du développement des fonctions neurocomportementales, le cancer, la sensibilité accrue aux infections.

### II.2.3 Pollution du sol

Une partie non négligeable des pesticides utilisés en agriculture se retrouvent dans le sol.

Des études ont montré la présence de pesticides dans le sol à travers le monde. Silva et al., (2019) ont montré que plus de 80 % des sols testés de 11 États membres de l'Union Européenne contenaient des résidus de pesticides. Le glyphosate, le DDT, le boscalide, l'époxiconazole et le tebuconazole étaient les composés ayant des concentrations les plus élevées (teneur maximale de 2,05 mg kg<sup>-1</sup>

En Afrique, des chercheurs ont mis en évidence la présence de pesticides dans les sols. Des concentrations de chlorpyrifos (0,01-0,04 mg kg<sup>-1</sup> de sol), de profénofos (0,02-0,04 mg kg<sup>-1</sup> de sol) et de pirimiphos-méthyle (0,01-0,04 mg kg<sup>-1</sup> de sol) dans le sol ont été mis en évidence dans une étude réalisée au Ghana (Mensah-Fosu et al., 2016). Au Mali, Maiga et al., (2014) ont mis en évidence la contamination des sols par les pesticides (organochlorés, organophosphorés et pyréthroïdes) dans le bassin versant agricole de Korokoro. Les résultats ont montré une contamination en DDT d'environ 0,1 à 3,5  $\mu$ g kg<sup>-1</sup> de sol, en sulfate d'endosulfan (de la limite de détection à 4,2  $\mu$ g kg<sup>-1</sup> de sol) et en cyperméthrine de 2,5 à 6,2  $\mu$ g kg<sup>-1</sup> de sol. En Tanzanie, une concentration moyenne en sulfate d'endosulfan d'environ 0,2407 mg kg<sup>-1</sup> sol, en chlorpyrifos de 0,1253 mg kg<sup>-1</sup> de sol, en p'-DDE et p, p'-DDD de 0,1482 et 0,154 mg kg<sup>-1</sup> de sol ont été mis en évidence dans le sol des champs de tomates par Kihampa et al., (2010). Au

Bénin, une étude réalisée par Adam et al., (2010) a trouvé des résidus de cyfluthrine d'environ 0,200 ppm dans les sédiments et d'endosulfan d'environ 0,080 ppm dans les sols. Une étude sur l'évaluation des résidus de pesticides organochlorés dans les fermes urbaines de Banjul (Gambie) et Dakar (Sénégal), menée par Manirakiza et al., (2003), a mis en exergue une concentration de DDT dans le sol de 71,4 ng g<sup>-1</sup> de sol. Au Kenya, la concentration moyenne des résidus de  $\alpha$ -HCH,  $\beta$ -HCH,  $\gamma$ -HCH, l'heptachlore époxyde et le p,p'-DDD variait de 0,01  $\mu$ g kg<sup>-1</sup> à 41,9  $\mu$ g kg<sup>-1</sup> de sol dans les sédiments le long de la rivière Nairobi (Ndunda et al., 2018).

Au Burkina Faso, des études sur la présence de résidus de pesticides dans les sols ainsi que leurs effets sur l'activité microbienne ont été menées par quelques auteurs. Ouattara et al., (2010) ont évalué l'effet de quatre insecticides (Endosulfan, lambdacyhalotrine, profénofos et acétamipride) et un herbicide (Diuron) sur l'activité microbienne de la zone de Farako-Bâ. L'étude a montré que les doses de pesticides apportées perturbaient la vie du sol en affectant l'efficacité des microorganismes à utiliser la matière organique, en activant tantôt la respiration de la biomasse microbienne et tantôt en les inhibant. Elle a également révélé que les engrais minéraux associés aux pesticides réduisent le quotient respiratoire du sol et ne l'activent qu'à 119 jours après semis. Tapsoba et al., (2008) ont trouvé une concentration d'endosulfan d'environ 10,30  $\mu$ g kg<sup>-1</sup> de sol dans trois zones de production du coton au Burkina Faso (Boromo, Dédougou et Fada N'Gourma). Des résidus d'acétamipride, de cyperméthrine, d'endosulfan et de profénofos ont été évalués dans les zones de Pama, Boni, Zanawa, Tiébélé et Dossi par Ondo et al., (2010). Les résultats ont montré des concentrations d'endosulfan et de profénofos d'environ 10 à 80  $\mu$ g kg<sup>-1</sup> de sol.

Plusieurs voies de contamination de l'environnement par les pesticides ont été évaluées. La pollution ponctuelle a été reconnue comme un facteur majeur contribuant à la contamination des ressources en eaux souterraines par les pesticides (Karanasios et al., 2012). Elle est due à diverses activités telles que les déversements lors du remplissage, les fuites des équipements de pulvérisation, les restes de pulvérisation et les déversements d'eau de rinçage provenant du nettoyage interne et externe du matériel de pulvérisation et semble être responsable de 40 à 90 % de la contamination des eaux de surface et des eaux souterraines (Bergsveinson et al., 2018; Góngora-Echeverría et al., 2017; Knight et al., 2016).

Les pertes diffuses de pesticides après utilisation sur le terrain peuvent se produire par plusieurs voies différentes, par exemple la volatilisation, le transport de surface et le lessivage à travers le profil du sol vers les tuyaux de drainage et les eaux souterraines (Andrée, 2000). Par exemple, une application terrestre d'un pesticide sur des cultures arables a entraîné un dépôt de dérivé

allant de 0,3 % à 3,5 % de la dose normale d'application sur le terrain à une distance de 1 m de la zone traitée.

## **II.3 Procédés de traitement des eaux et des sols contaminés par les pesticides**

### **II.3.1 Les traitements physicochimiques**

Plusieurs traitements physicochimiques existent notamment la séparation électrocinétique, fracturation, lessivage des sols, extraction vapeur, solidification/stabilisation, extraction chimique, déhalogénéation ou lavage, procédés d'oxydation avancés (Asmaâ, 2017). Par exemple, Ahmed et al., (2016) ont montré que les procédés d'oxydation chimique tels que l'ozonation/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, la photolyse UV/H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> et les procédés de photo-Fenton peuvent dégrader jusqu'à 100 % des pesticides contenus dans les eaux usées. L'électro-Fenton a permis de minéraliser 90 % d'atrazine avec l'anode BDD après 10 h de traitement (Komtchou et al., 2016). Dominguez et al., (2017) ont montré que dans les conditions optimales de fonctionnement, la dégradation complète de 10 mg L<sup>-1</sup> de solution de lindane a été obtenue en 15 mn par le procédé d'électro-Fenton. La Photolyse et le traitement photocatalytique au TiO<sub>2</sub> sous irradiation UVC/VUV par l'utilisation combinée des traitements UVC (lumière ultraviolette C à 254 nm) et VUV (lumière ultraviolette sous vide à 254 nm et 185 nm ; UV combiné) et l'utilisation combinée des traitements UVC-TiO<sub>2</sub> et VUV-TiO<sub>2</sub> (UV-TiO<sub>2</sub> combinés) ont montré des rendements de dégradation des pesticides d'environ 72 à 94%.

En Italie, une évaluation expérimentale de la dépollution des sols contaminés par des pesticides organophosphorés par lavage et hydrolyse du sol in situ a été menée par Palma, (2002) avec un rendement d'extraction de plus de 99% pour la phosalone. Mazzieri et Monti, (2011) ont réalisé une étude de stabilisation/solidification des sols contaminés par des pesticides chlorés sur un site industriel en Italie. Le charbon actif en poudre a été utilisé comme principal agent d'amendement, grâce à sa forte affinité pour les molécules organiques et à sa grande capacité de sorption. Différents pourcentages de ciment ont été ajoutés au mélange sol-charbon actif en poudre en tant qu'agent liant/solidifiant. Cette étude a permis de ramener, en dessous des limites prescrites, le rejet de pesticides dans les eaux interstitielles. En Corée du sud, le diazinon, le parathion, le phenthoat et l'EPN ont été extraits du sol par la méthode d'Extraction d'Eau Sous-Critique (Islam et al., 2013). C'est une technique basée sur l'utilisation d'eau surchauffée ( $100\text{ }^{\circ}\text{C} \leq T \leq 374\text{ }^{\circ}\text{C}$  et pression  $<22,1\text{ MPa}$ ) comme solvant. La température, la durée, la pression et le débit optimaux se sont avérés être respectivement de 150 °C, 20 min, 2 MPa et 0,5 ml.min<sup>-1</sup> à l'échelle du laboratoire. Dans ces conditions de fonctionnement, la concentration résiduelle

de pesticide était inférieure à  $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ , ce qui correspond à une efficacité d'extraction de 99,9 %.

Les applications des moyens conventionnels, c'est-à-dire les méthodes physico-chimiques, pour la dégradation des produits chimiques toxiques ne sont pas très efficaces. Ces méthodes sont coûteuses et ne sont pas non plus respectueuses de l'écosystème.

### **II.3.2 Les traitements thermiques**

Pour la décontamination des sols pollués par les pesticides, il existe plusieurs traitements thermiques : la thermolyse, la vitrification, l'incinération, la pyrolyse, la désorption thermique (Asmaâ, 2017).

Au Etats Unis D'Amérique, Sahle-Demessie et Richardson, (2000) ont mené une étude de désorption thermique sur des sols contaminés par des niveaux élevés de p,p'-DDT, de p,p'-DDD, de p,p'-DDE, de toxaphène et d'hexachlorocyclohexane. La désorption thermique à haute température utilisée à  $350^{\circ}\text{C}$  pendant 30 minutes a permis d'éliminer plus de 98% de chaque contaminant, à l'exception du DDE. Au Etats Unis, le système de vitrification in situ a été conçu pour traiter un large éventail de substances chimiques organiques volatiles et semi-volatiles, telles que le DDT et les PolyChloroBiphényles (PCB). Le système de vitrification in situ s'est révélé efficace pour assainir les sols et autres matériaux en terre, avec une efficacité d'élimination d'environ 99% pour les matières organiques et inorganiques (USEPA, 1995).

L'incinération des pesticides est un processus d'oxydation à haute température où le pesticide est transformé en gaz inorganiques et en cendres. au Canada, Hattab et Ghaly, (2012) ont rapporté une efficacité d'élimination de 99%, pour 16 insecticides et herbicides actuellement utilisés, à des températures allant de  $200^{\circ}\text{C}$  à  $700^{\circ}\text{C}$ .

### **II.3.3 Les traitements biologiques**

Des systèmes biologiques ont été développés dans les années 1990 pour résoudre les problèmes de contamination environnementale causés par les pesticides (Vareli et al., 2019).

#### **II.3.3.1 Les procédés biologiques anaérobies**

Un traitement anaérobique est un procédé biologique, utilisant des microorganismes qui se déroule en absence d'oxygène. Il se déroule en deux phases, la première qui est l'acidogénèse, là où la matière organique complexe telle que les lipides, les polysaccharides ou bien les protéines, doit être transformée en molécules plus simples et en acides gras volatils comme l'acétate, le butyrate, etc. ensuite, la deuxième phase nommée la méthanogénèse, où les acides

gras volatils obtenus dans la première phase se transforment en gaz par l'action de la biomasse. Ces gaz produits sont principalement le gaz carbonique, l'hydrogène et le méthane (Turcotte, 2009).

Au Burkina Faso, Savadogo et al., (2007) ont étudié la biodégradation anaérobie du sumithion dans le sol en utilisant des microorganismes isolés de la boue dans des conditions contrôlées. Les résultats ont montré qu'après deux ans d'acclimatation, les micro-organismes indigènes peuvent biodégrader le sumithion dans des conditions anaérobies. Ils sont capables de réaliser la biodégradation de 20, 50 et 100 mg L<sup>-1</sup> de sumithion, respectivement en 15, 25 et 45 jours. Cette biodégradation a conduit à la production de méthane.

En Allemagne, Baczynski et Pleissner, (2010) ont utilisé des boues granulaires méthanogènes et des boues de fermentation des eaux usées comme inoculum pour des tests par lots de la bioremédiation anaérobie de sols contaminés par des pesticides chlorés. Les résultats obtenus pour les deux types de biomasse étaient similaires avec un taux de dégradation du  $\gamma$ -HCH et du DDT d'environ 80 à 90 % entre 4 et 6 semaines.

### II.3.3.2 Les procédés biologiques aérobies

En présence d'oxygène, la nature est-elle-même est capable de se débarrasser des polluants qui l'ennuient par des cycles biogéochimiques en se basant sur l'utilisation des microorganismes, algues, plantes ou animaux qui sont capables d'accumuler les polluants, ou bien les dégrader (Asmaâ, 2017) , (image 1). Par exemple, en Inde, Parte et Kharat, (2019) ont étudié la dégradation aérobie d'un insecticide (clothianidine) à l'aide de *P.stutzeri smk*. Environ 62 % de la clothianidine s'est dégradée en deux semaines lorsqu'elle a été cultivée à 30 °C et à un pH de 7. En Argentine, la biodégradation d'un insecticide (chlordan) en conditions aérobies par des souches indigènes de *Streptomyces* a été expérimentée par Cuzzo et al., (2012). Lorsque le *Streptomyces sp. A5* a été cultivé en présence de chlordan, il a été dégradé du milieu de culture après 24 h d'incubation. Dans les essais au sol, une réduction de 56% du g-chlordan a été observée après 28 jours d'incubation.

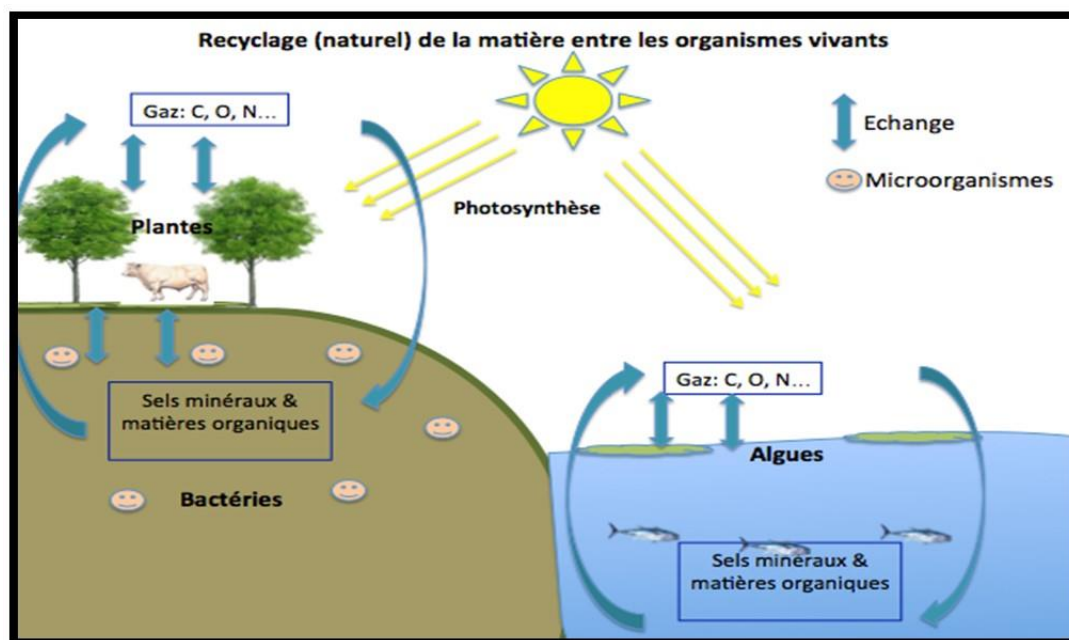


Figure 1: Recyclage biologique de la matière entre les organismes vivants

### II.3.3.3 La phytoremédiation

La phytoremédiation est l'utilisation de plantes et de leurs microbes associés pour éliminer ou dégrader les polluants de l'environnement. Cette technologie fait appel aux processus naturels par lesquels les plantes et leur flore microbienne de rhizosphère dégradent et séquestrent les polluants organiques et inorganiques (Pilon-smits, 2005).

Des études sur l'utilisation des plantes pour l'élimination des pesticides dans le sol ont été menées.

Au Brésil, l'évaluation des processus de phytoremédiation menés dans des conditions expérimentales contrôlées pour évaluer la capacité de *Ricinus communis L.*, espèce de plante tropicale, à favoriser la dégradation de 15 Polluants Organiques Persistants (POPs), sur une période de 66 jours a été menée (Rissato et al., 2015). Les résultats expérimentaux ont confirmé l'importance de la végétation dans l'élimination des polluants, en obtenant des taux de remédiation de 25 à 70 %, et démontrant ainsi que *le Ricinus communis L.* peut être utilisé pour la phytoremédiation de ces composés. Au Burkina Faso, l'efficacité de l'herbe de vétiver (*Vetiveria Zizanioides L. Nash*) pour la phytoremédiation de l'endosulfan dans deux sols de coton a été étudié (Ondo et al., 2014). Six mois après le traitement, l'endosulfan n'a pas été détecté dans les sols. Ondo, (2012) a évalué l'influence du vétiver sur le devenir des polluants organiques (endosulfan) dans le système sol-eau-vétiver dans un sol vertique et un sol ferrugineux. Des études d'adsorption en batch, des essais en vase de végétation en conditions contrôlées et en lysimètres en conditions naturelles ont été réalisées. En vases de végétation, 6

mois après traitement, l'endosulfan n'est détecté ni dans les parties aériennes et racinaires du vétiver, ni dans les sols.

Il existe plusieurs technologies de phytoremédiation (Pilon-smits, 2005; Salt et al., 1998; Suresh et Ravishankar, 2008):

- phytoextraction : utilisation de plantes accumulant les polluants pour éliminer les matières organiques du sol en les concentrant dans les parties récoltables ;
- phytodégradation : utilisation de plantes et de micro-organismes associés pour dégrader les polluants organiques ;
- rhizofiltration : utilisation des racines des plantes pour absorber et adsorber les polluants, principalement des métaux, de l'eau et des flux de déchets aqueux ;
- phytostabilisation : utilisation de plantes pour réduire la biodisponibilité des polluants dans l'environnement ;
- phytovolatilisation : l'utilisation de plantes pour volatiliser les polluants ; et l'utilisation de plantes pour éliminer les polluants de l'air.

#### **II.3.3.4 La biodégradation de pesticides par les microorganismes**

Le principe de biodégradation s'explique par la dégradation des composés à base de carbone par des microorganismes. En effet, la dégradation des pesticides entraîne la production de dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) et d'eau (H<sub>2</sub>O) par l'oxydation des composés parents (Javaid et al., 2016). Ces microorganismes peuvent être classés en microorganismes indigènes présents déjà dans la zone à traiter et qui sont capables de dégrader les polluants existant, ou des microorganismes exogènes qui sont ajoutés au milieu pollué au besoin, ou encore être isolés d'un échantillon du site contaminé, cultivés et identifiés au laboratoire puis réintroduits dans le sol et c'est ce qu'on appelle la bioaugmentation (Abdelly, 2007). Tandis que la biostimulation consiste à stimuler l'activité des populations microbiennes indigènes (présentes dans le sol ou dans les eaux souterraines) par apport de nutriments et par ajustement des conditions du milieu (potentiel d'oxydo-réduction, humidité).

Au Costa Rica, Lizano-Fallas et al., (2017) ont évalué la performance d'un biomélange et du sol à éliminer un mélange d'atrazine, de terbuthylazine, de terbutryn et de chlorpyrifos. L'amélioration potentielle du processus a été testée par bioaugmentation avec les champignons lignivores *Trametes versicolor*. Les valeurs finales d'élimination étaient de 82,8 % (biomélange non bioaugmenté), de 43,8 % (biomélange bioaugmenté) et de 84,7 % (sol).

Au Chili, Tortella et al., (2010) ont testé la biostimulation des lits biologiques avec l'Azote, le Phosphore et le Potassium (NPK) pour la dégradation du chlorpyrifos pour éviter la

contamination du sol et de l'eau. Le chlorpyrifos a été dissipé efficacement à plus de 75 % après 40 jours d'incubation.

## **II.4 Les systèmes de bioremédiation des eaux contaminées par les pesticides**

Les systèmes de bioremédiation constituent une approche biologique pour le traitement des eaux usées contenant des pesticides produites dans le cadre d'activités agricoles, et contiennent un noyau actif appelé biomélange (Lizano-Fallas et al., 2017). C'est une approche écologique, rentable et très efficace par rapport aux méthodes physiques et chimiques qui sont coûteuses et peu respectueuses de l'environnement (Javaid et al., 2016). Jusqu'à présent, trois systèmes ont été largement décrits et rapportés : le lit biologique, le Phytobac et le biofiltre. La plupart de ces constructions sont des excavations ou des conteneurs de différentes tailles remplis de matériel biologique (Wilde et al., 2007).

### **II.4.1 Lit biologique**

Les sources potentielles de contamination des eaux de surface et souterraines comprennent des procédures inappropriées sur les sites de mélange et de manipulation des pesticides et une élimination inappropriée des eaux de rinçage des pulvérisateurs de pesticides (Coppola et al., 2007; Góngora-Echeverría et al., 2017; Karanasios et al., 2010). La Suède a introduit le lit biologique pour traiter les déversements de pesticides lors du remplissage des pulvérisateurs. Les premiers lit biologiques ont été construits en 1993 (Castillo et al., 2008; Wilde et al., 2007). Le lit biologique suédois original est une construction simple et peu coûteuse destinée à recueillir et à dégrader les déversements de pesticides dans les exploitations agricoles. Dans sa conception originale, il consiste en une fosse de 60 cm de profondeur dans le sol (Coppola et al., 2007) avec une couche d'argile dans le fond (10 cm) et le volume restant rempli d'un biomélange. Le biomélange suédois typique se compose de paille, de sol et de tourbe (50-25-25% v/v) (Bergsveinson et al., 2018; Fogg et al., 2004). La paille stimule la croissance de champignons dégradant la lignine et l'activité des enzymes ligninolytiques (comme le manganèse et les peroxydases de la lignine), qui peuvent dégrader de nombreux pesticides. Le sol fournit une capacité de sorption et d'autres microorganismes dégradants, et la tourbe contribue à une capacité de sorption élevée et régule également l'humidité du système. La couche d'herbe recouvrant le lit biologique aide à maintenir une humidité correcte et peut être utilisée comme un indicateur pour révéler les déversements de pesticides (figure 1). Ce dispositif permet d'éliminer les pesticides à plus de 90% (Fogg et al., 2004; Góngora-Echeverría et al., 2017).



Le lit biologique a suscité l'intérêt d'autres pays (l'Angleterre, la Belgique, l'Italie, la France, le Pérou et le Guatemala), et sa mise en œuvre a parfois entraîné des modifications de la conception originale et a été renommé biofiltres, biomassbed, Phytobac, biobac et biotable (Castillo et al., 2008). Le lit biologique a été donc adapté aux conditions et applications locales. En Italie, Vischetti et al., (2012) ont mis en œuvre un BiomassBed afin de collecter et d'éliminer les fongicides. Les fongicides ont été éliminés dans une fourchette de 92,4 à 100 % de la concentration initiale. Au Mexique, Góngora-Echeverría et al., (2017) ont mené une étude pour optimiser l'efficacité des lits biologiques pour éliminer les pesticides (diclorophénoxyacétique, atrazine, carbofuran, diazinon et le glyphosate) sous le climat du Yucatan. Onze niveaux de mélanges ajoutant du compost végétal, de la pulpe de sisal, de la canne de maïs et des algues ont été testés dans des conditions contrôlées avec un taux de dissipation d'environ 99%. En Grèce, Karanasios et al., (2010) ont examiné la possibilité de remplacer la tourbe par des composts agricoles dans le biomélange. Cinq composts issus de substrats locaux, notamment des feuilles d'olivier, des résidus de culture du coton, des graines de coton, du substrat de champignons usés et du fucus marin commercial, ont été mélangés à de la terre végétale et de la paille. Dans l'ensemble, le biomélange de compost de feuilles d'olivier a montré la plus grande capacité de dégradation et, par conséquent, pourrait être une alternative efficace à la tourbe dans les biomélanges de lits biologiques en Europe du Sud où ce substrat est largement disponible gratuitement. Au Chili, Briceño et al., (2014) ont expérimenté quatre lits biologiques similaires au lit biologique suédois, faisant de ce pays un pionnier dans ce type de système de décontamination en Amérique Latine. Après 120 jours d'application de pesticides, l'analyse des résidus de pesticides a montré qu'environ 97 % du captane, du chlorothalonil, du chlorpyrifos, du diazinon, de l'isoproturon et du méthidathion ont été éliminés, tandis qu'environ 89 % de l'atrazine et de l'azinphos-méthyle ont été éliminés. En Chine, Gao et al., (2015) ont testé le potentiel du remplacement de la tourbe par un matériau disponible localement notamment le substrat de champignon. Sur la base des caractéristiques physico-chimiques, de l'activité biologique et des résultats préliminaires sur la dégradation des pesticides, les substrats de champignon peuvent donc être utilisés comme substitut de la tourbe.

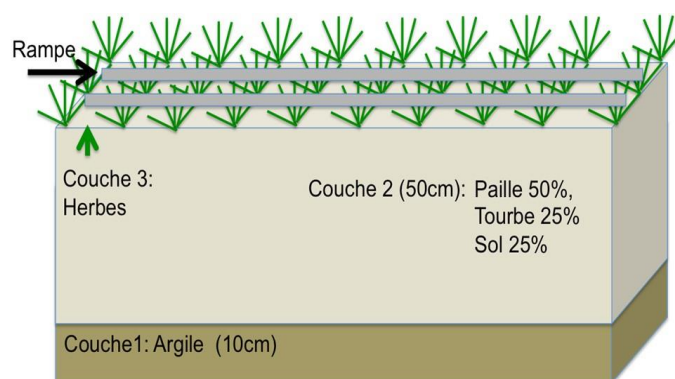


Figure 2: Schémas simplifié d'un lit biologique

#### II.4.2 Phytobac

En France, l'entreprise agrochimique Rhône-Poulenc Agro France a pris l'initiative d'expérimenter le système Phytobac. Le Phytobac est basé sur le concept du lit biologique et est similaire au lit biologique doublé (Wilde et al., 2007).



Figure 3: image d'un phytobac

#### II.4.3 Biofiltre

Le biofiltre est un terme général utilisé dans les systèmes de traitement des eaux usées domestiques. A l'origine, un biofiltre était une autre variante du lit biologique qui a été développé en Belgique. Il se compose d'un nombre de sous-systèmes (généralement deux ou trois unités) en fonction de la charge hydraulique (figure 3). Chaque unité est constituée d'un conteneur en plastique de 1 m<sup>3</sup> ou d'un conteneur intermédiaire pour vrac (Wilde et al., 2007). Il faut noter que les études préliminaires sur les biofiltres ont été menées en Belgique par Pigeon et al., (2005) pour traiter de manière efficace les effluents contenant des pesticides. Le substrat du biofiltre est élaboré à partir d'un mélange homogénéisé de terre locale, de paille et de tourbe hachée ou de matières compostées, capable d'absorber ou de dégrader les substances actives. Huit systèmes pilotes ont été installés en mars 2002 dans sept exploitations agricoles et dans

une école d'agriculture. Les résultats obtenus après deux ans avec 5 pesticides traceurs (atrazine, carbofuran, diuron, lenacil et simazine) apportés sur les installations de biofiltration sont très satisfaisants avec un pourcentage de rétention généralement supérieur à 95% de la quantité appliquée. En dehors de la Belgique, Matamoros et Franco, (2018) ont évalué, en Espagne, la capacité de trois différents matériaux supportant le biofiltre (sable, terre tourbeuse et écorce de pin) à éliminer cinq herbicides phénoxyacides et cinq pesticides non ioniques des eaux de ruissellement agricoles réelles. Les résultats ont donné une élimination des pesticides entre 72 et 77 %.

Les biofiltres se sont avérés efficaces pour éliminer les polluants de différents effluents aqueux, mais on dispose de peu d'informations sur leur capacité à éliminer les pesticides hautement polaires des eaux de ruissellement agricoles.

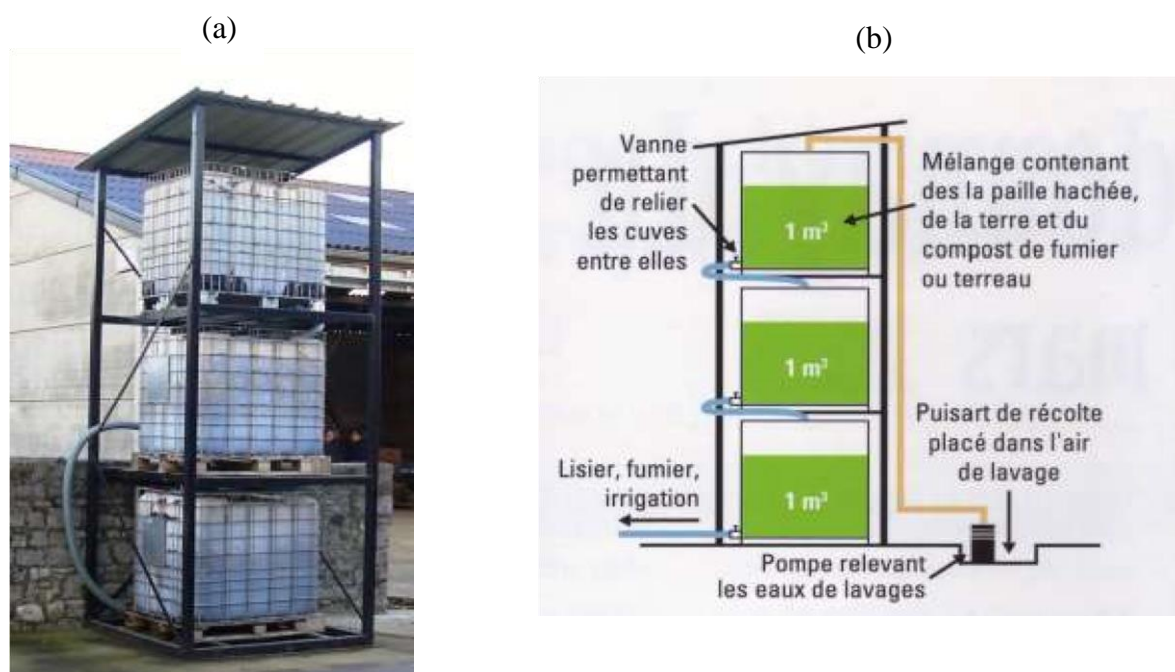


Figure 4: image (a) et coupe (b) d'un biofiltre

### III. Matériel et Méthodes

#### III.1 Zone d'étude

L'étude s'est déroulée dans les zones de culture maraichère de Bobo-Dioulasso. Bobo-Dioulasso est situé entre 4°18'' de longitude Ouest et 11°10'' de latitude Nord. Elle est la capitale économique et la deuxième ville du pays. Chef-lieu de la province du Houet, dans le Sud-Ouest du pays, elle se trouve à 365 km de Ouagadougou, la capitale administrative. Localisée dans une des zones les plus arrosées du pays avec entre 900 et 1200 mm de pluies par an et un réseau hydrographique régional dense, elle offre un climat favorable au développement d'activités agricoles. Le maraichage et la culture du coton sont les activités agricoles dominantes à Bobo-Dioulasso. Cette zone a été choisie à cause de la forte utilisation de pesticides vendus par les sociétés agréées mais aussi qui rentrent illégalement provenant des pays voisins. Des études précédentes ont aussi montré la pollution du marigot Houet, de la vallée du Kou ainsi que d'autres points d'eau par les pesticides (Wellens et al., 2007). La bonne organisation des producteurs au sein d'un groupement ainsi que l'accessibilité des sites ont aussi guidé notre choix.

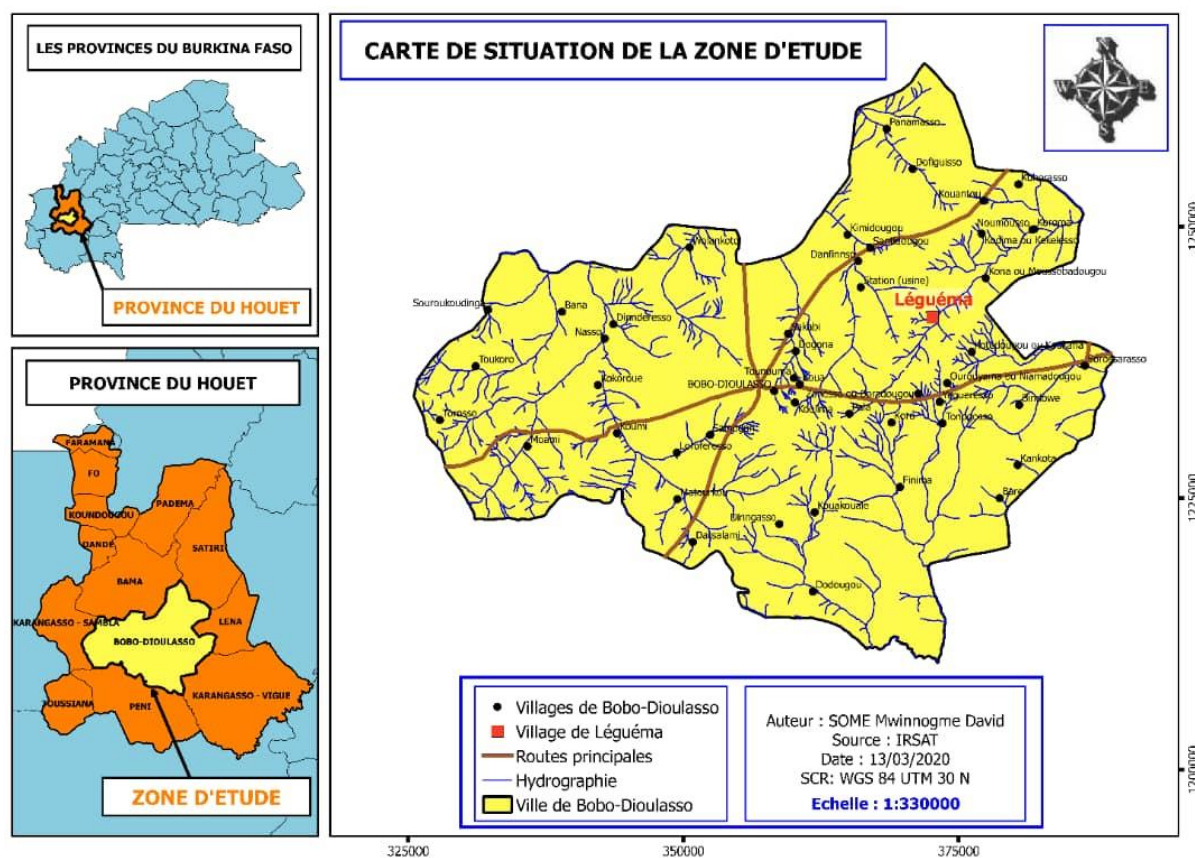


Figure 5: carte de Bobo-Dioulasso montrant la zone d'étude

### III.2 Substrats

Les substrats utilisés dans cette étude étaient un sol agricole, du fumier de bovin et de la paille. Les différents substrats ont été sélectionnés en raison de leur facilité d'accès dans la zone d'étude. Le sol a été prélevé dans une zone de culture de Légouéma dans l'horizon 0-20 cm, en cinq points, à l'aide d'une tarière, et mélangés pour en faire un échantillon composite. La paille obtenue auprès des producteurs après la récolte a été utilisée car elle est une source de lignine favorisant le développement des champignons lignivores. Tous les substrats ont été séchés à température ambiante. La paille (hachée), le fumier et le sol ont été tamisée à 2 mm puis conservés à température ambiante.

### III.3 Choix des matériaux testés

- Le fumier de bovin a été choisi à cause de sa disponibilité dans les fermes d'élevage. La présence de microorganismes et des groupements fonctionnels dans le fumier permettra de stimuler la dégradation des pesticides.
- La paille obtenue par les producteurs après la récolte a été utilisée car elle est une source de lignine favorisant le développement des champignons dégradant la lignine. Elle est très disponible en milieu paysan.
- Le sol a été prélevé dans une zone de culture de Légouéma de la ville de Bobo-Dioulasso dans l'horizon 0-20 cm. C'est une zone où différentes cultures sont mises en place telles que la tomate, le chou, l'oignon et la pomme de terre. La production y est intense, avec la pratique de la rotation de plusieurs cultures sur la même parcelle. Les pratiques culturales utilisées sont la fertilisation organo-minérale, ainsi que la protection phytosanitaire par l'utilisation de pesticides.
- La deltaméthrine, le profénofos, le chlorpyrifos éthyle, la lambdacyhalotrine et le glyphosate ont été choisies car les enquêtes précédentes ont montré que ce sont les molécules les plus utilisées en agriculture dans la zone de Bobo-Dioulasso (Toé, 2010).

### III.4 Caractérisation physique et chimique des matériaux et des lits biologiques

Les analyses granulométriques du sol ont été effectuées selon la méthode internationale de Robinson. La méthode électrométrique a été utilisée pour la mesure du  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$  et du  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  du sol et des lits biologiques. La mesure du  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$  s'est faite à partir d'une solution de sol-eau distillée (10g/25 ml). Du KCl (3,75 g) est ajouté à cette solution puis le  $\text{pH}_{\text{KCl}}$  est mesuré.

Le carbone a été dosé par la méthode de Walkley- Black (1934) et la matière organique a été calculée en multipliant la valeur de la teneur en carbone par un coefficient égal à 1,72.

L'azote et le phosphore totaux ont été déterminés par attaque des échantillons de sol par la méthode Kjeldahl suivie de dosages à l'auto-analyseur SKALAR (colorimétrie automatique). Le potassium total a été dosé à l'aide d'un photomètre de flamme dans le même minéralisant que l'azote et le phosphore.

### III.5 Pesticides étudiés

La deltaméthrine, le profénofos, le chlorpyrifos-éthyl, la lambda-cyhalothrine et le glyphosate sont les molécules que nous utiliserons car les études précédentes ont montré que ce sont les molécules les plus utilisées en agriculture dans la zone de Bobo-Dioulasso.

La deltaméthrine est un composé chimique utilisé principalement comme insecticide et répulsif pour les insectes ou les serpents en raison de ses propriétés neurotoxiques.

Le Profénofos est un insecticide de contact ou translaminaire sur les insectes broyeur ou suceurs, avec une certaine action acaricide.

Le chlorpyrifos-éthyl est une substance active de produit phytosanitaire, qui présente un effet insecticide, et qui appartient à la famille chimique des organophosphorés de synthèse.

La lambda-cyhalothrine est de la famille des pyréthrénoïdes. Elle est utilisée pour lutter contre les insectes ravageurs tels que la chenille défoliatrice, la noctuelle de la tomate, les pucerons, les cicadelles et les mouches des cucurbitacées.

Le glyphosate est le principe actif du désherbant le plus vendu au monde, commercialisé sous la marque Roundup par la firme américaine Monsanto depuis 1974.

Tableau II: caractéristiques des pesticides utilisés dans cette étude

Spécialités commerciales	Substances actives	Concentrations	Type de pesticide	Toxicité OMS
Lambda Super 25 EC	Lambda-cyhalothrine	25 g L <sup>-1</sup>	Herbicide	III
Glyphalm 360 SL	Glyphosate	360 g L <sup>-1</sup>	Herbicide	III
Deltacal 12.5 EC	Deltaméthrine	12,5 g L <sup>-1</sup>	Insecticide	II
Pyriforce 480 EC	Chlorpyrifos-éthyl	480 g L <sup>-1</sup>	Insecticide	II
Cotocron 720 EC	Profénofos	750 g L <sup>-1</sup>	Insecticide	II

### III.6 Activité respiratoire des lits biologiques

#### III.6.1 Dispositif expérimental

Le dispositif a été avec deux facteurs :

- i. Composition des lits biologiques avec cinq niveaux (M1, M2, M3, M4 et M5) ;
- ii. Humidité des lits biologiques avec 3 niveaux (30% , 60% et 90% de la CMR).

Concernant l'activité respiratoire des lits biologiques, la concentration du mélange a été la dose recommandée à l'hectare.

Pour cette étude, un total de 45 échantillons a été analysés.

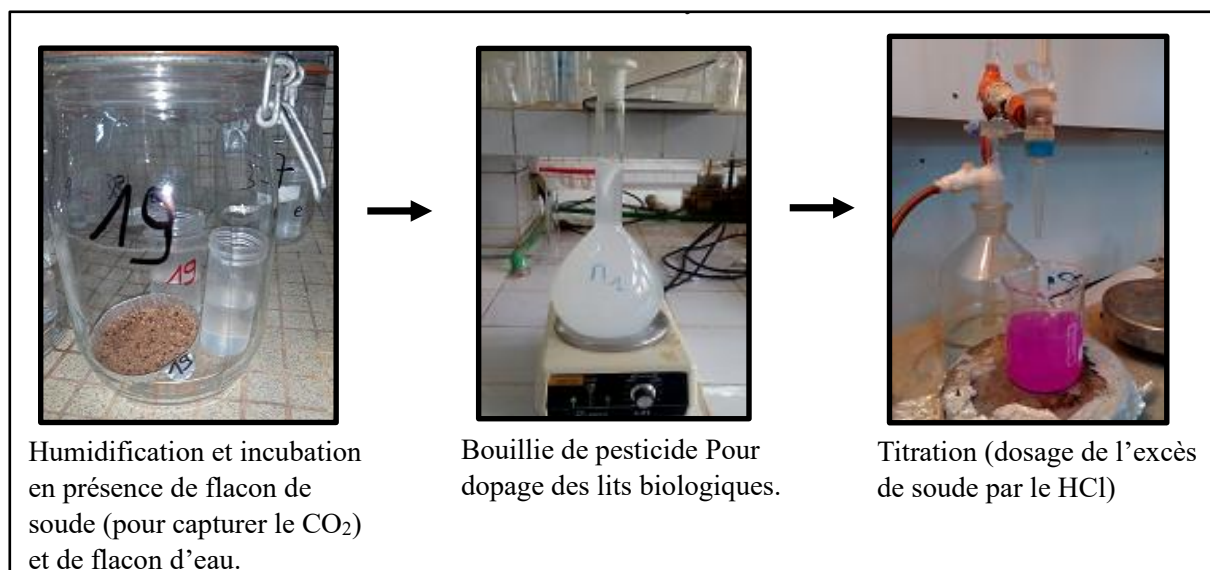


Figure 6 : schéma du dispositif de l'activité respiratoire

### III.6.2 Mesure de l'activité respiratoire

L'activité biologique globale (C-CO<sub>2</sub> dégagé) des biomélanges a été évaluée par la méthode du test respirométrique, par piégeage du CO<sub>2</sub> dans la soude et titrage par le HCl (Dommergues, 1960). Elle a consisté à incuber chaque lit biologique (M1 à M5) humidifié à 30%, 60% et 90% de la capacité maximale de rétention pendant 20 jours et soumis à la température ambiante. Ces échantillons sont placés initialement dans des bocaux d'un litre hermétiquement fermés et contenant un piège à CO<sub>2</sub> constitué de 20 ml (M1 à M3 et M5) et de 30 ml (M4) de soude 0,1 N et un flacon d'eau distillée (10 ml) pour humidifier le milieu. Un témoin par répétition a été placé dans les mêmes conditions pour tenir compte de la carbonisation initiale de la soude dans le bocal. Ce témoin est constitué uniquement d'un flacon contenant la même quantité de soude et d'un autre contenant de l'eau distillée. Le CO<sub>2</sub> piégé par la soude est précipité par 3 ml d'une solution de chlorure de baryum BaCl<sub>2</sub> (3%) et est dosé avec de l'acide chlorhydrique 0,1 N en présence de phénolphthaléine (indicateur coloré). Les dosages ont été faits tous les jours, jusqu'au 20<sup>ème</sup> jour. La solution de soude est renouvelée après chaque dosage. La quantité (Q) de C-CO<sub>2</sub> dégagée par jour est obtenue par la formule suivante :

$$Q (\text{mg} - \text{CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{ de sol}) = \frac{[\text{VHCl (blanc)} - \text{VHCl (mélange)}] * 2,2}{\text{Poids échantillon}}$$

Où :

- **VHCl (blanc)** : volume moyen d'acide chlorhydrique utilisés pour le témoin ;
- **VHCl (mélange)** : volume moyen d'acide chlorhydrique utilisés pour le mélange ;
- **le coefficient 2,2** signifie qu'à 2,2 mg de CO<sub>2</sub> correspond 1 ml de HCl 0,1N (Dommergues, 1960).

Ce même dispositif a subi une contamination au laboratoire avec le mélange de pesticides (deltaméthrine, profénofos, chlorpyrifos-éthyl, lambdacyhalotrine et Glyphosate) à la concentration de la dose recommandée. L'ensemble a été incubé pendant 20 jours et la quantité de CO<sub>2</sub> dégagée par l'activité respiratoire est déterminée par titrimétrie au Chlorure d'hydrogène. Les dosages ont été faits chaque deux jours.

### III.7 Extraction et dosage des résidus de pesticides

#### III.7.1 Dispositif expérimental

Le dispositif a été avec deux facteurs :

- i. Composition des lits biologique avec cinq niveaux (M1, M2, M3, M4 et M5) ;
- ii. Humidité des lits biologiques avec 3 niveaux (30%, 60% et 90% de la CMR).

La concentration du mélange a été de 6 fois la dose recommandée à l'hectare.

Des prélèvements ont été faits après 0, 1, 3, 7, 13 et 20 jours, pour doser la quantité de pesticide restant dans le mélange en raison de 45 échantillons par jour de dosage. Pour cette étude, un total de 270 échantillons a été analysés.

La quantité de pesticide dégradée par le lit biologique a été calculée en faisant la différence entre la concentration initiale des pesticides et celle obtenue au moment du dosage du pesticide.

La demi-vie des pesticides est calculée à partir de l'équation suivante :

$$T_{1/2} = \frac{\ln 2}{k} \text{ pour les résidus de pesticides}$$

- **T<sub>1/2</sub>** : temps de demi-vie de la molécule ;
- **k** : constante de dégradation de la molécule.



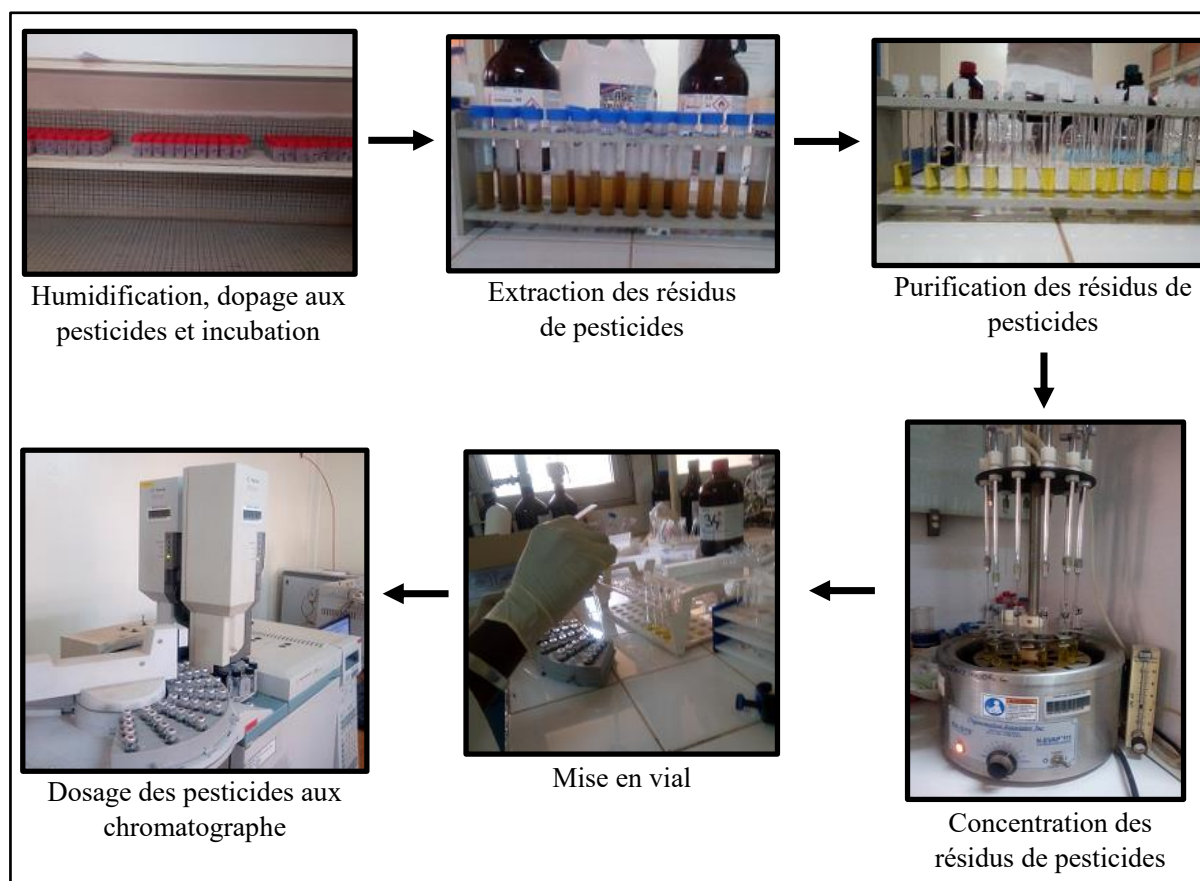


Figure 7: Schéma du dispositif d'extraction et de dosage des résidus de pesticides

### III.7.2 Extraction et purification des résidus de pesticides dans les lits biologiques

L'extraction et la purification des résidus de pesticides dans les lits biologiques ont été faites selon la méthode QuEChERS (Quick, Easy, Cheap, Effective, Rugged and Safe) modifiée. Chaque lit biologique a été mis en contact avec 10 ml d'eau ultra pure et 10 ml d'acétonitrile ( $\text{CH}_3\text{CN}$ ) suivi d'une agitation vigoureuse au vortex pendant 1 mn. Ensuite le kit d'extraction composé de sulfate de magnésium anhydre ( $\text{MgSO}_4$ ), chlorure de sodium ( $\text{NaCl}$ ), citrate trisodique dihydraté ( $\text{C}_6\text{H}_5\text{Na}_3\text{O}_7$ ) et du citrate de sodium dibasique sesquihydraté ( $\text{C}_6\text{H}_6\text{Na}_2\text{O}_7$ ) est ajouté suivi d'une agitation vigoureuse au vortex puis passage à la centrifugeuse SIGMA 4K15 à 3000tr/5mn. 6 ml du surnageant est ensuite prélevé et introduit dans un tube pour la purification avec le sulfate de magnésium anhydre et le PSA (Amine Primaire Secondaire). 3 ml du surnageant purifié est prélevé puis introduit dans un tube et concentré à l'aide d'un concentrateur sous flux d'azote à bain marine. 1 ml d'acétonitrile est utilisé pour récupérer le concentré.

### III.7.3 Analyse au chromatographe en phase gazeuse

Les extraits contenant les pesticides ont été transférés dans des vials en verre et dosés par chromatographie en phase gazeuse à l'aide d'un chromatographe Agilent Technologies 6890N, muni de deux colonnes et doté de deux détecteurs  $\mu$ ECD, le tout piloté par un ordinateur et intégré par un logiciel de traitement de chromatogrammes Chemstation. La colonne 1 est de marque VARIAN CP8712 CP-CIL 19 CB (30 m x 250  $\mu$ m x 0,25  $\mu$ m) et de température maximale 275 °C. les températures d'injection et du détecteur sont respectivement de 270 °C et de 280 °C. la colonne 2 à pour modèle Agilent 19091J-113 HP-5 5% phenyl Methyl Siloxane (30 m x 320  $\mu$ m x 0,50  $\mu$ m). Sa température maximale est de 325 °C ; les températures d'injection et du détecteur sont respectivement de 270 et de 280 °C.

Au niveau de la colonne 1, les temps de rétention du chlorpyrifos-éthyl, du Profenofos, du lambdacyhalotrine et du Deltaméthrine sont respectivement de 19,236, 20,846, 27,663 et 32,025 min. Cependant, au niveau de la colonne 2, ces temps sont respectivement de 22,734, 26,680, 32,243 et 42,969 min.

Pour la quantification des pesticides, une solution mix4 composé de Profénofos et Chrorpiriforce-Ethyl, de lambdacyhalotrine et de deltaméthrine dont toutes les molécules ont les mêmes concentrations mais de sensibilité différence par rapport au détecteur a été injecté au chromatographe. Les points de calibration étaient de 0,3125 ; 0,625 ; 1,25 ; 2,5 ; 5 et 10 ppm.

### III.8 Analyses statistiques

Les analyses statistiques ont été faites avec le logiciel R version 3.6.2. Une analyse de la variance à deux facteurs a été réalisée afin de déterminer l'effet de la composition et de l'humidité des lits biologiques sur le cumul de CO<sub>2</sub> dégagé en 20 jours. Le logiciel Excel 2016 a été utilisé pour tracer les droites de régression de chaque lit biologique et a permis de générer l'équation de la droite ainsi que le coefficient de corrélation.

## IV. Résultats et Discussion

### IV.1 Caractéristiques physiques et chimiques des lits biologiques

Les caractéristiques physiques du sol de Léguéma sont les suivantes : 11,76 % d'argiles, 22,55 % de limons et 65,69 % de sables. Le sol de Léguéma est donc Limono-sableux. Les résultats montrent que les sols de Léguéma sont très fortement acides ( $\text{pH} = 4,61$ ) avec une teneur en carbone total de 0,54 %. Le rapport C/N est de l'ordre de 10,79. Les concentrations en phosphore et en potassium sont respectivement de 313,38  $\text{mg kg}^{-1}$  et de 2693,44  $\text{mg kg}^{-1}$ .

Le  $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$  des différents lits biologiques varie de 7,23 à 8,63. M1, M2 et M3 sont légèrement alcalin ( $7,4 < \text{pH} < 7,8$ ). M5 est modérément alcalin ( $7,9 < \text{pH} < 8,4$ ) tandis que M4 est fortement alcalin ( $8,5 < \text{pH} < 9$ ).

M1 a une teneur faible ( $< 2\%$ ) en matière organique ; M2 et M3 ont une teneur moyenne (entre 2 et 5%) ; M4 et M5 ont une teneur élevée ( $> 5\%$ ) organique. Cette même tendance est constatée pour les autres paramètres chimiques notamment le carbone organique, le rapport C/N le potassium, l'azote et le phosphore (tableau II).

Le résultat du pH acide du sol de Léguéma ne serait pas très favorable à l'activité des bactéries fixatrices d'azote et à l'alimentation phosphorique. Ce qui serait à la base de faibles teneurs en azote et en phosphore obtenues contrairement aux différents lits biologiques (BOYER, 1982). Les paramètres physiques et chimique importants des lits biologiques pourraient être dus à la présence de fumier et de paille. En effet, GANRY et BADIANE, (1998) ont clairement montré que seule la fumure organique (fumier, compost ou matières végétales riches en fibres) accroît le rendements et la stabilité du sol. Cependant, le lit biologique M4 a eu les paramètres physiques et chimiques plus importants contrairement aux autres compositions de lits biologiques. Cela pourrait s'expliquer par sa composition en paille qui est de 50%. Notons que selon Karanasios et al., (2012) , la paille est une source de lignine fournissent du carbone et de l'énergie, favorisant le développement des champignons dégradant la lignine et pourrait favoriser une augmentation générale de la population microbienne totale.

Tableau III : paramètres physiques et chimiques du sol et des lits biologiques

Composition	V/V	pH <sub>H2O</sub>	pH <sub>KCl</sub>	CO	MO	Nt	C/N	Pt	Kt	Kd
	(%)	-	-	(%)	(%)	(%)	-	mg kg <sup>-1</sup>	mg kg <sup>-1</sup>	mg kg <sup>-1</sup>
<b>Sol</b>	-	4,61	3,36	0,54	0,93	0,050	10,79	313,38	2693,44	71,57
<b>M1 sol-fumier</b>	90-10	7,43	6,59	0,67	1,15	0,062	10,68	355,59	3183,15	118,46
<b>M2 sol-fumier-paille</b>	60-10-30	7,23	6,70	1,93	3,33	0,100	19,34	338,38	3672,87	207,31
<b>M3 sol-fumier-paille</b>	60-15-25	7,58	7,13	2,22	3,82	0,133	16,71	402,21	4260,53	345,51
<b>M4 sol-fumier-paille</b>	25-25-50	8,63	7,84	6,63	11,44	0,334	19,89	654,49	9402,55	967,42
<b>M5 sol-fumier-paille</b>	50-25-25	8,24	7,56	4,61	7,94	0,222	20,75	572,35	7541,63	375,12

V/V proportion Volume-Volume, CO Carbone Organique, MO Matière Organique, Nt Azote total, C/N rapport Carbone-Azote, Pt Phosphore total, Kt Potassium total, Kd Potassium disponible

## IV.2 Activité respiratoire des lits biologiques

### IV.2.1 Effet de la composition et de l'humidité des lits biologiques sur l'évolution de l'activité respiratoire

Les résultats de l'effet de la composition et de l'humidité des lits biologiques sur le dégagement cumulé de CO<sub>2</sub> pendant 20 jours montrent une évolution de croissance exponentielle en absence de pesticides qu'en présence de pesticides (figure 8a et 8b). Les lits biologiques M1 (30%, 60% et 90% de taux d'humidité) ont les plus faibles évolutions de CO<sub>2</sub> suivi des lits biologiques M2, M3 et M5. Les lits biologiques M4 ont les plus forts taux d'évolution de CO<sub>2</sub> comparé aux quatre autres. Ces tendances ont été aussi bien observées en absence de pesticides qu'en présence de pesticides (figure 8a et 8b). Ces résultats sont similaires aux valeurs de CO<sub>2</sub> cumulées obtenues après 20 jours d'incubation (figure 9a et 9b). En effet, les résultats de l'effet de la composition et de l'humidité des lit biologiques sur la respiration cumulée de 20 jours ont montré que le plus fort dégagement de CO<sub>2</sub> est obtenu avec les lits biologiques M4 ( $49,18 \pm 3,07$  mg-CO<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> de sol) suivi des lits biologiques M5 ( $29,99 \pm 2,19$  mg-CO<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> de sol), M3 ( $22,90 \pm 2,92$  mg-CO<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> de sol) ; M2 ( $20,41 \pm 2,12$  mg-CO<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> de sol) et M1 ( $6,34 \pm 0,96$  mg-CO<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> de sol). L'analyse de variance a montré que la composition des lits biologiques a un effet significatif ( $p=2,2e^{-16}$ ) sur le dégagement de CO<sub>2</sub>.

Ces résultats pourraient s'expliquer par les résultats de matière organique dans les lits biologiques qui suit la même tendance que l'évolution du CO<sub>2</sub> et le taux cumulé de CO<sub>2</sub> dégagé en 20 jours. En effet, le taux de matière organique dans les lits biologiques à la tendance suivante : M1<M2<M3<M5<M4 (tableau II). Ces résultats pourraient s'expliquer par le fait que le fumier soit une source de microorganismes et de substrats facilement dégradables par les microorganismes du milieu. En effet, plusieurs études ont montré une forte corrélation entre l'activité respiratoire des microorganismes et la matière organique total ( $r = 0,71$ ) et l'azote total ( $r = 0,70$ ) (Chowdhury et al., 2008; Ouedraogo et al., 2017; Traoré et al., 2007).

Des études menées par Boivin et al., (2005) ont prouvé que la matière organique apporte une biomasse supplémentaire aux sols (algues, bactéries, mésofaunes), qui est une source de matières nutritives pour les microorganismes. De plus elle possède de nombreux groupements fonctionnels qui lui procurent une grande réactivité chimique.

Pour un même lit biologique, les résultats de l'évolution de dégagement cumulé de CO<sub>2</sub> pendant 20 jours (figure 8a et 8b) ainsi que ceux de CO<sub>2</sub> cumulé en 20 jours ont montré la tendance suivante selon le taux d'humidité : 30%<60%<90%. En effet, les résultats pour M1 30%, 60% et 90% d'humidité sont respectivement de  $5,45 \pm 0,72$  ;  $6,73 \pm 0,72$  et  $6,85 \pm 0,93$  mg-CO<sub>2</sub> g<sup>-1</sup>

de sol.  $18,10 \pm 2,21$  ;  $21,06 \pm 0,52$  et  $22,07 \pm 0,29$  mg-CO<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> de sol sont les résultats respectifs de M2 30%, 60% et 90%. M3 30%, 60% et 90% ont des résultats de  $20,10 \pm 3,79$  ;  $23,99 \pm 0,94$  et  $24,59 \pm 1,00$  mg-CO<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> de sol. Ceux de M4 30%, 60% et 90% sont respectivement de  $46,52 \pm 2,80$  ;  $48,63 \pm 1,56$  et  $52,41 \pm 0,87$  mg-CO<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> de sol.  $27,66 \pm 1,77$  ;  $30,57 \pm 1,3296$  et  $31,73 \pm 1,02$  mg-CO<sub>2</sub> g<sup>-1</sup> de sol sont les résultats respectifs de M5 30%, 60% et 90%.

L'analyse de variance a montré que l'humidité a un effet significatif ( $p=1,001e^{-6}$ ) sur le dégagement du CO<sub>2</sub> des différents lits biologiques sans pesticide tandis qu'elle n'a eu d'effet significatif ( $P=0,178408$ ) dans les lits biologiques avec pesticides.

Après ajout de pesticides dans les différents lits biologique, le dégagement de CO<sub>2</sub> a été réduit (figure 8a, 8b, 9a et 9b). En effet, suite à l'application de pesticides, une réduction de l'activité respiratoire de 62,07% (M1), 58,72% (M2), 56,82% (M3), 54,06% (M4) et de 65,49 (M5) a été observée. Ces résultats pourraient s'expliquer par l'épuisement des nutriments dans la première phase d'incubation sans pesticide. Ainsi dans la deuxième phase d'incubation avec pesticides, seul les matières organiques difficilement dégradables et les molécules de pesticides restent disponible dans les lits biologiques. Les pesticides présents pourraient être à l'origine de la baisse de dégagement de CO<sub>2</sub>. En effet, dans notre étude, plusieurs pesticides ont été utilisé et même si ces derniers ne sont pas toxiques à dose recommandée, leur interaction pourrait être à l'origine de leur toxicité. Nos résultats sont en accord avec ceux de Lompo, (2007) qui a montré une réduction de 40 % et de 38% de la production cumulée de CO<sub>2</sub> du sol après application des pesticides dans les sols de Tiébélé et de Comin-yanga du Burkina Faso. Des résultats similaires observés par Ouattara et al., (2010) ont relevé que les pesticides perturbent la vie du sol en affectant l'efficacité des microorganismes à utiliser la matière organique, en activant tantôt la respiration et la biomasse microbiennes et tantôt en les inhibant. Une étude de Naré et al., (2018) a également montré une baisse de l'activité respiratoire en présence de pesticide par rapport au témoin sans pesticide.

En présence de pesticides, le lit biologique M4 à 60% d'humidité présente le plus fort taux de dégagement de CO<sub>2</sub> et pourrait être utilisé pour la dégradation des pesticides contenus dans les eaux de rinçage.

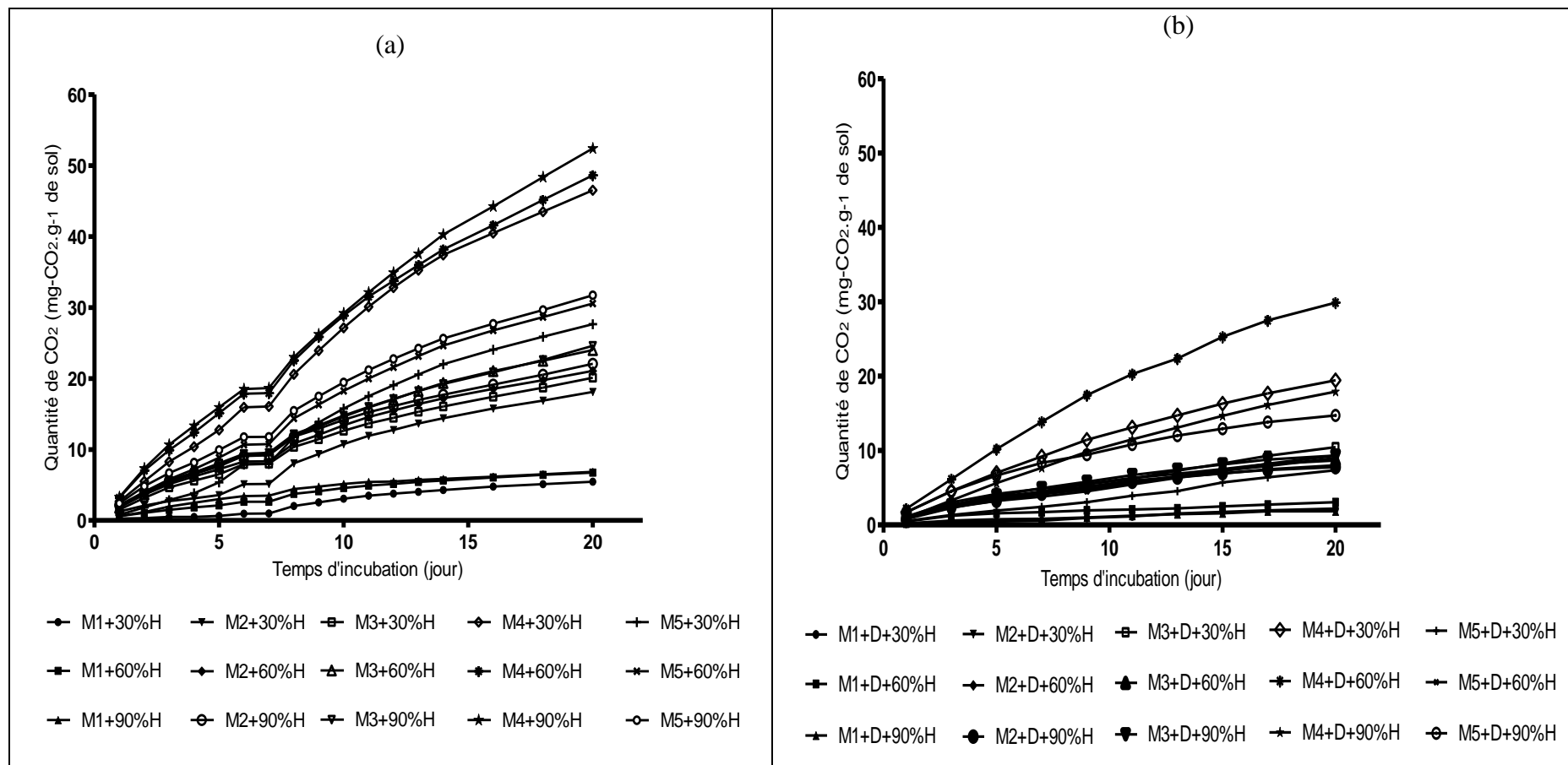


Figure 8 : Evolution de l'activité respiratoire des différentes compositions du lit biologique

(a) Sans pesticides

(b) Avec pesticides

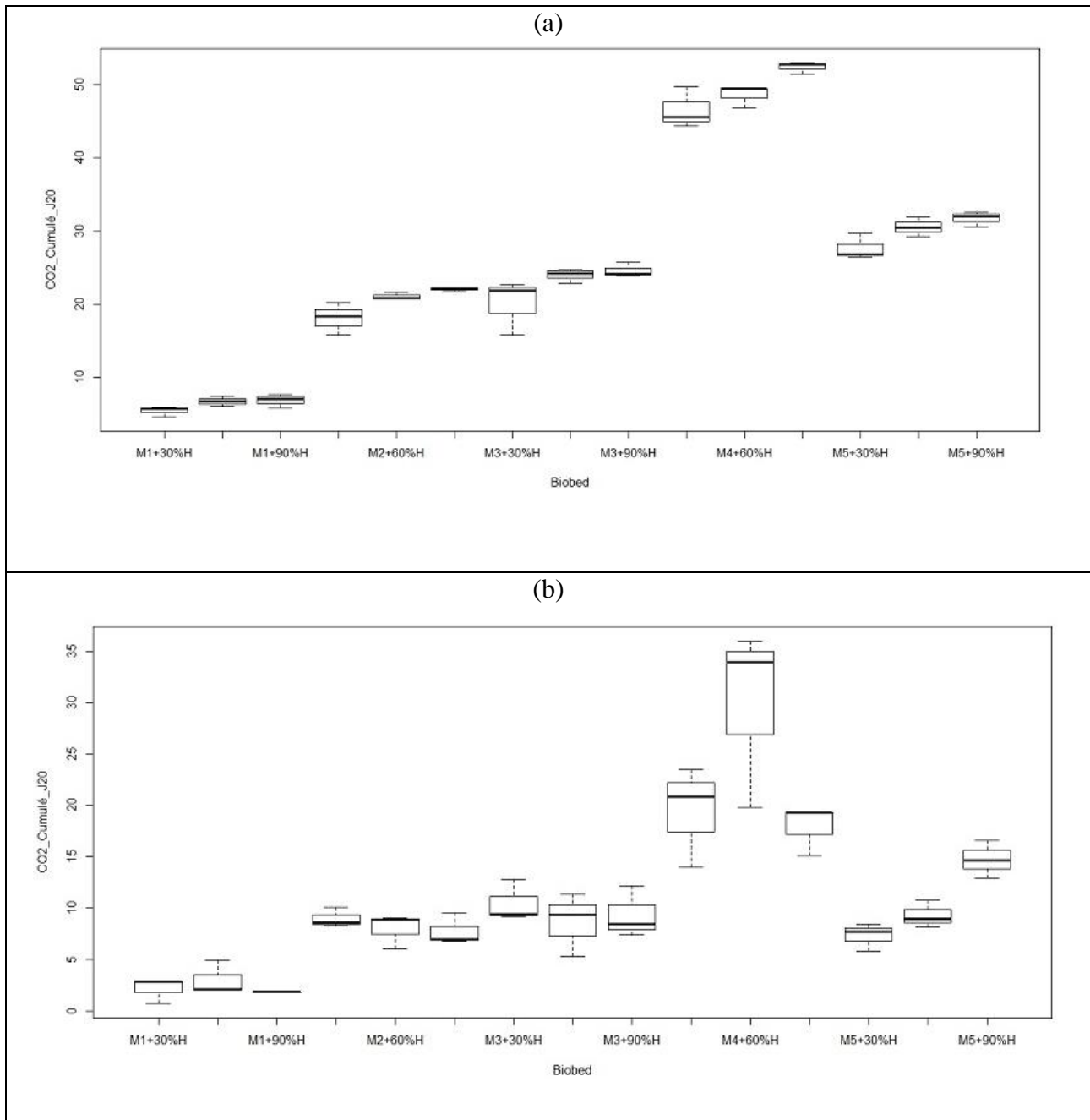


Figure 9: effet de la composition et de l'humidité des différents lits biologiques sur le cumul de respiration en 20 jours ((a) : sans pesticides et (b) : avec pesticides)



Tableau IV: Analyse de variance à deux facteurs de l'activité respiratoires des différents lits biologiques ((a) : sans pesticides et (b) : avec pesticides)

(a)				
Variables des lits biologiques	Somme des carrés	Df	F value	Pr(>F)
Composition	8823,0	4	820,0524	< 2,2e <sup>-16</sup>
Humidité	122,0	2	22,6752	0,000001001
Composition x Humidité	22,7	8	1,0533	0,4204
Résidus	80,7	30		
(b)				
Variables des lits biologiques	Somme des carrés	Df	F value	Pr(>F)
Composition	1928,51	4	50,0664	7,429e <sup>-13</sup>
Humidité	35,18	2	1,8266	0,178408
Composition x Humidité	318,03	8	4,1283	0,002037
Résidus	288,89	30		

### IV.3 Effet de la composition et de l'humidité sur la dégradation des pesticides dans les différents lits biologiques

Les résultats de l'effet de la composition et de l'humidité des lits biologiques sur la dégradation du profénofos et du chlorpyrifos-éthyl ont été suivis dans notre étude (Tableau IV et V). La dégradation a suivi une équation du premier ordre  $Y = ax + b$  pour les deux molécules.

Les résultats de dégradation du profénofos dans l'ensemble des lits biologiques ont montré que les temps de demi vie variaient de 0,77 à 2,72 jours. Ces résultats montrent que le temps de demi vie du profénofos a été plus court ( $1,16 \pm 0,13$  jours) dans les lits biologiques M5 (30%, 60%, 90% de taux d'humidité) suivi des lits biologiques M4 ( $1,27 \pm 0,40$  jours), M1 ( $1,38 \pm 0,65$  jours), M2 ( $1,58 \pm 0,97$  jours) et M3 ( $1,70 \pm 0,87$  jours).

Pour un même lit biologique, le temps de demi vie du profénofos a montré la tendance suivante selon le taux d'humidité :  $90\% < 60\% < 30\%$ . En effet, les résultats pour M1 30%, 60% et 90% d'humidité ont été respectivement de 2,07 ; 1,30 et 0,77 jours. Ceux de M4 30%, 60% et 90% ont été respectivement de 1,69 ; 1,24 et 0,89 jours. Les temps de demi vie respectives de M2 30%, 60% et 90% ont été de 2,70 ; 1,08 et 0,96 jours. Les résultats de M5 30%, 60% et 90% ont été respectivement de 1,30 ; 1,12 et 1,05 jours. Les résultats pour M3 30%, 60% et 90% ont été respectivement de 2,72 ; 1,26 et 1,12 jours.

Le tableau V présente les résultats de l'effet de la composition et de l'humidité des lits biologiques sur la dégradation du chlorpyrifos-éthyl. De façon générale, les temps de demi vie du chlorpyrifos-éthyl de l'ensemble des lits biologiques variaient de 3,70 à 36,29 jours. Les résultats ont montré que la molécule a eu une dégradation plus rapide ( $5,18 \pm 1,94$  jours) dans les lits biologiques M4 (30%, 60%, 90% de taux d'humidité) suivi des lits biologiques M2 ( $5,51 \pm 1,65$  jours), M5 ( $6,3 \pm 0,48$  jours), M3 ( $14,23 \pm 2,48$  jours) et M1 ( $16,58 \pm 17,16$  jours).

Les temps de demi vie du chlorpyrifos-éthyl, au sein d'un même lit biologique, n'ont suivi la même tendance que le profénofos selon le taux d'humidité 30%, 60% et 90%. En effet, nous observons généralement une croissance ou décroissance du temps de demi vie suite à la variation de l'humidité excepté les mélanges M2 et M4. Les temps de demi vie de M4 30%, 60% et 90% ont été respectivement de 7,38 ; 3,70 et 4,46 jours. Ceux de M2 30%, 60% et 90% ont été de 5,72 ; 3,77 et 7,04. Les résultats de M5 30%, 60% et 90% ont été respectivement de 5,75 ; 6,58 et 6,58 jours. Les résultats pour M1 30%, 60% et 90% ont été respectivement de 36,29 ; 8,53 et 4,93 jours. Les temps de demi vie de M3 30%, 60% et 90% ont été respectivement de 11,63 ; 14,47 et 16,58 jours. La plus forte dégradation a été observée chez le lit biologique M4 humidifié à 60% avec un temps de demi vie de 3,70 jours.

Le chlorpyrifos-éthyl et le profénofos se sont dégradés plus rapidement respectivement dans les mélanges M4 et M5. Ces résultats pourraient s'expliquer par l'activité biologique élevée de M4 et M5 ainsi que leur résultat de paramètres physiques et chimiques (tableau II). En effet, les lits biologiques M4 et M5 sont composés de sol-fumier-paille respectivement de 25-25-50% et 50-25-25%. En effet, plusieurs auteurs ont montré une forte corrélation entre la dégradation des pesticides et l'activité respiratoire des lits biologiques. Des études de Karanasios et al., (2012) montrant un effet positif de la paille sur la dégradation des pesticides a été attribué à une augmentation générale de la population microbienne totale et par conséquent à la biotransformation catabolique des pesticides. En effet, l'activité respiratoire a été nettement plus élevée dans le biomélange sol-paille que dans le sol.

Les lits biologiques M1 et M3 ont eu les temps de demi vie les plus élevés pour la dégradation respective du chlorpyrifos-éthyl et du profénofos. M1 est composé de sol-fumier en raison de 90%-10% et M3 est composé 60%-15%-25% respectivement de sol-fumier-paille. La dégradation plus lente du mélange M1 pourrait s'expliquer par sa composition en sol (90%) et sa faible activité respiratoire. Des études menées par Fogg et al., (2003) impliquant un mélange de six substances actives ont montré qu'en général, la dégradation était plus rapide dans le biomélange que dans le sol.

Suite à la variation d'humidité, le profénofos et le chlorpyrifos-éthyl se sont dégradé rapidement respectivement dans les lits biologiques M1 90% et M4 60%. Les résultats de dégradation du profénofos plus rapide du mélange M1 pourrait être dû à sa teneur en carbone organique. Une étude de Kravvariti et al., (2010) a montré que la teneur en carbone organique plus de six fois plus élevée des biomélanges (6,7%) par rapport au sol (0,9%) a probablement entraîné une augmentation de l'adsorption des pesticides et donc une réduction de la biodisponibilité. Une explication possible de ces résultats est que les microorganismes peuvent préférer utiliser les constituants de l'humus, plus facilement dégradables, comme sources de carbone et/ou azote plutôt que les pesticides. Les résultats de dégradation plus rapide du chlorpyrifos-éthyl dans le lit biologique M4 60% pourrait s'expliquer la forte activité biologique ( $29,91 \pm 8,79 \text{ mg-CO}_2 \text{ g}^{-1}$  de sol) de ce mélange suite à l'application des pesticides. Le pH du mélange M4 (8,63) pourrait également contribuer à la dégradation rapide du chlorpyrifos-éthyl. Ces résultats rappellent ceux de Karanasios et al., (2012) montrant que la dégradation du chlorpyrifos-éthyl est proportionnelle au pH. L'auteur a montré que le pH plus faible des biomélanges (7,1) par rapport au sol (8,5) a contribué à la dégradation plus lente du chlorpyrifos-éthyl dans le biomélange. Cependant la dégradation du profénofos a été plus lente avec le lit biologique M3 humidifié à 30% (2,72 jours). Celle du chlorpyrifos-éthyl a été plus lente dans le mélange M1 30% avec un temps de demi vie de 36,29 jours. M1 30% avait un dégagement en  $\text{CO}_2$  cumulé en 20 jours de  $2,3658 \pm 1,2135 \text{ mg-CO}_2 \text{ g}^{-1}$  de sol.

Tableau V: Paramètres de dégradation du profénofos dans les différents lits biologiques

Profénofos			
Mélanges	$T_{1/2}$ (jour)	$R^2$	Equation de régression
M1+30%H	2,07	0,7865	$y = -0,3350x + 7,2520$
M1+60%H	1,30	0,9476	$y = -0,5334x + 8,0230$
M1+90%H	0,77	0,9593	$y = -0,9033x + 8,9648$
M2+30%H	2,70	0,9796	$y = -0,2563x + 8,2345$
M2+60%H	1,08	0,9591	$y = -0,6412x + 9,0111$
M2+90%H	0,96	0,9377	$y = -0,7239x + 8,4703$
M3+30%H	2,72	0,8529	$y = -0,2551x + 8,0788$
M3+60%H	1,26	0,9875	$y = -0,5513x + 8,5358$
M3+90%H	1,12	0,9316	$y = -0,6168x + 8,3783$
M4+30%H	1,69	0,9164	$y = -0,4093x + 8,3025$
M4+60%H	1,24	0,8801	$y = -0,5581x + 8,7555$
M4+90%H	0,89	0,9470	$y = -0,7824x + 8,9682$
M5+30%H	1,30	0,9611	$y = -0,5322x + 8,3441$
M5+60%H	1,12	0,9373	$y = -0,6212x + 8,4723$
M5+90%H	1,05	0,9152	$y = -0,6603x + 8,1396$

Tableau VI: Paramètres de dégradation du Chlorpyrifos-éthyl dans les différents lits biologiques

<b>Chlorpyrifos-Ethyl</b>			
<b>Mélanges</b>	<b>T<sub>1/2</sub> (jour)</b>	<b>R<sup>2</sup></b>	<b>Equation de régression</b>
<b>M1+30%H</b>	36,29	0,0227	$y = -0,0191x + 5,5952$
<b>M1+60%H</b>	8,53	0,3740	$y = -0,0813x + 5,9146$
<b>M1+90%H</b>	4,93	0,8597	$y = -0,1407x + 6,4829$
<b>M2+30%H</b>	5,72	0,9291	$y = -0,1212x + 6,2248$
<b>M2+60%H</b>	3,77	0,7563	$y = -0,1838x + 6,4164$
<b>M2+90%H</b>	7,04	0,9527	$y = -0,0985x + 5,6056$
<b>M3+30%H</b>	11,63	0,3984	$y = -0,0596x + 5,9440$
<b>M3+60%H</b>	14,47	0,7255	$y = -0,0479x + 5,7751$
<b>M3+90%H</b>	16,58	0,9984	$y = -0,0418x + 5,5197$
<b>M4+30%H</b>	7,38	0,9475	$y = -0,0939x + 6,4309$
<b>M4+60%H</b>	3,70	0,6794	$y = -0,1873x + 6,6628$
<b>M4+90%H</b>	4,46	0,7064	$y = -0,1554x + 6,3209$
<b>M5+30%H</b>	5,75	0,9287	$y = -0,1206x + 5,8509$
<b>M5+60%H</b>	6,58	0,9486	$y = -0,1053x + 5,8601$
<b>M5+90%H</b>	6,58	0,8759	$y = -0,1053x + 5,4176$

## V. Conclusion - Perspectives

L'objectif de notre étude était de déterminer l'effet de la composition et de l'humidité de cinq lits biologiques sur l'évolution de l'activité respiratoire et sur la dégradation du profénofos et du chlorpyrifos-éthyl au Burkina Faso.

Les résultats ont montré une croissance de l'activité respiratoire au sein des mêmes lits biologiques sans pesticides, selon la tendance : 30% < 60% < 90% du taux d'humidité. Cependant, le lit biologique M4 90% a eu l'activité biologique la plus élevée. Néanmoins, en présence de pesticides, le lit biologique M4 à 60% d'humidité a présenté le plus fort taux de dégagement de CO<sub>2</sub>.

Les résultats de la dégradation ont montré que le chlorpyrifos-éthyl et le profénofos se sont dégradés plus rapidement respectivement dans les mélanges M4 et M5. Toutefois, Suite à la variation d'humidité, le profénofos et le chlorpyrifos-éthyl se sont dégradé rapidement respectivement dans les lits biologiques M1 90% et M4 60%.

Pour mieux appréhender l'effet de la composition et de l'humidité des lits biologiques pour dégrader les pesticides, des études complémentaires devront être menées. Il s'agit de :

- Doser les autres molécules de pesticides utilisés dans cette étude ;
- Réaliser l'adsorption-désorption des molécules de pesticides dans les différents lits biologiques ;
- Faire un essai en milieu paysans pour prendre en compte d'autres paramètres climatiques et agricoles.

## VI. Bibliographie

- Abdelly, C. (2007). Bioremédiation /Phytoremédiation. October.
- Adam, S., Edoth, P. A., Totin, H., Koumoulo, L., Aklikokou, K., Ernest, A., & Michel, B. (2010). Pesticides et métaux lourds dans l'eau de boisson, les sols et les sédiments de la ceinture cotonnière de Gogounou, Kandi et Banikoara ( Bénin ). 4(August), 1170–1179.
- Adu-Kumi, S., Kares, R., Literák, J., Borůvková, J., Yeboah, P. O., Carboo, D., Akoto, O., Darko, G., Osae, S., & Klánová, J. (2012). Levels and seasonal variations of organochlorine pesticides in urban and rural background air of southern Ghana. *Environmental Science and Pollution Research*, 19(6), 1963–1970. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1013-y>
- Ahmed, M. B., Zhou, J. L., Ngo, H. H., Guo, W., Thomaidis, N. S., & Xu, J. (2016). Progress in the biological and chemical treatment technologies for emerging contaminant removal from wastewater: A critical review. *Journal of Hazardous Materials*, 323, 274–298. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.04.045>
- Andrée, C. (2000). How pesticides get into water – and proposed reduction measures. <https://doi.org/10.1039/b006243j>
- Asmaâ, A. (2017). Effet des pesticides sur la diversité bactérienne des champs agricoles et la capacité des bactéries à les dégrader Résumé.
- Baczynski, T. P., & Pleissner, D. (2010). Bioremediation of chlorinated pesticide-Contaminated soil using anaerobic sludges and surfactant addition. *Bioremediation of Chlorinated Pesticide-Contaminated Soil Using Anaerobic Sludges and Surfactant Addition*, 45(1), 82–88. <https://doi.org/10.1080/03601230903404572>
- Batterman, S. A., Chernyak, S. M., Gounden, Y., Matooane, M., & Naidoo, R. N. (2008). Organochlorine pesticides in ambient air in Durban, South Africa. *Science of the Total Environment*, 397(1–3), 119–130. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.02.033>
- Bergsveinson, J., Perry, B. J., Sheedy, C., Braul, L., Reedyk, S., Gossen, B. D., & Yost, C. K. (2018). Identifying the core bacterial and fungal communities within four agricultural biobeds used for the treatment of pesticide rinsates. *Journal of Applied Microbiology*, 125(5), 1333–1342. <https://doi.org/10.1111/jam.14051>
- Boivin, A., Amellal, S., Schiavon, M., & Van Genuchten, M. T. (2005). 2,4-Dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) sorption and degradation dynamics in three agricultural soils. *Environmental Pollution*, 138(1), 92–99. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.02.016>
- BOYER. (1982). LES SOLS FERRALLITIQUES. <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=XF2015028790>
- Briceño, G., Tortella, G., Rubilar, O., Palma, G., & Diez, M. C. (2014). Advances in Chile for the Treatment of Pesticide Residues: Biobeds Technology Gabriela. *Bioremediation in Latin America: Current Research and Perspectives*, 1–308. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-05738-5>
- Castillo, M. D. P., Torstensson, L., & Stenström, J. (2008). Biobeds for environmental protection from pesticide use - A review. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 56(15), 6206–6219. <https://doi.org/10.1021/jf800844x>
- Chowdhury, A., Pradhan, S., Saha, M., & Sanyal, N. (2008). Impact of pesticides on soil microbiological parameters and possible bioremediation strategies. *Indian Journal of Microbiology*, 48(1), 114–127. <https://doi.org/10.1007/s12088-008-0011-8>
- Conchita, K. (1996). Diagnostic de l'agriculture urbaine et périurbaine à Ouagadougou : modélisation prospective par méthodes géomatiques pour l'identification des zones agricoles dans le « Grand Ouaga ». *Autres Temps. Les Cahiers Du Christianisme Social*, 49(1), 81–89. <https://doi.org/10.3406/chris.1996.1852>
- Congo, A. K. (2013). Risques sanitaires associés à l'utilisation de pesticides autour de petites retenues : cas du barrage de Loumbila.
- Coppola, L., Castillo, M. D. P., Monaci, E., & Vischetti, C. (2007). Adaptation of the biobed composition for chlorpyrifos degradation to Southern Europe conditions. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 55(2), 396–401. <https://doi.org/10.1021/jf062744n>
- Coulibaly, L., Kamagate, B., & Seydou, C. (2012). Distribution des Pesticides D'origine Agricole et Évaluation de la Vulnérabilité des Ressources en Eau Dans un Bassin Versant Transfrontalier :

- Cas du Comoé , Côte d ' Ivoire. April.
- Cuozzo, S. A., Fuentes, M. S., Bourguignon, N., Benimeli, C. S., & Amoroso, M. J. (2012). Chlordane biodegradation under aerobic conditions by indigenous *Streptomyces* strains. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 66(1), 19–24. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2011.09.011>
- Dominguez, C. M., Oturan, N., Romero, A., Santos, A., & Oturan, M. A. (2017). Optimization of electro-Fenton process for effective degradation of organochlorine pesticide lindane. *Catalysis Today*, 313(October), 196–202. <https://doi.org/10.1016/j.cattod.2017.10.028>
- Dommergues. (1960). La notion de coefficient de minéralisation du carbone dans les sols. *Journal of the American Chemical Society*, 93(2), 492–496.
- Donkor, A., Osei-Fosu, P., Dubey, B., Kingsford-Adaboh, R., Ziwu, C., & Asante, I. (2016). Pesticide residues in fruits and vegetables in Ghana: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(19), 18966–18987. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7317-6>
- Eker, G., & Tasdemir, Y. (2018). Atmospheric Deposition of Organochlorine Pesticides ( OCPs ): Species , Levels , Diurnal and Seasonal Fluctuations , Transfer Velocities. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 75(4), 625–633. <https://doi.org/10.1007/s00244-018-0560-8>
- Fogg, P., Boxall, A. B. A., Walker, A., & Jukes, A. (2004). Effect of different soil textures on leaching potential and degradation of pesticides in biobeds. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 52(18), 5643–5652. <https://doi.org/10.1021/jf040023n>
- Fogg, P., Boxall, A. B. A., Walker, A., & Jukes, A. A. (2003). Pesticide degradation in a “biobed” composting substrate. *Pest Management Science*, 59(5), 527–537. <https://doi.org/10.1002/ps.685>
- GANRY, F., & BADIANE, A. (1998). La valorisation agricole des fumiers et des composts en Afrique soudano-sahélienne. *Diagnostic et perspectives*.
- Gao, W., Liang, J., Pizzul, L., Feng, X. M., Zhang, K., & Castillo, M. del P. (2015). Evaluation of spent mushroom substrate as substitute of peat in Chinese biobeds. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 98, 107–112. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2014.12.008>
- Góngora-Echeverría, V. R., Martin-Laurent, F., Quintal-Franco, C., Giacomán-Vallejos, G., & Ponce-Caballero, C. (2017). Agricultural effluent treatment in biobed systems using novel substrates from southeastern Mexico: the relationship with physicochemical parameters of biomixtures. *Environmental Science and Pollution Research*, 24(10), 9741–9753. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8643-z>
- Hattab, M., & E. Ghaly, A. (2012). Disposal and Treatment Methods for Pesticide Containing Wastewaters: Critical Review and Comparative Analysis. *Journal of Environmental Protection*, 03(05), 431–453. <https://doi.org/10.4236/jep.2012.35054>
- Isabelle, G. (2004). La présence de pesticides dans l'eau en milieu agricole au Québec.
- Islam, M. N., Jo, Y. T., Jung, S. K., & Park, J. H. (2013). Evaluation of subcritical water extraction process for remediation of pesticide-contaminated soil. *Water, Air, and Soil Pollution*, 224(8). <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1652-8>
- Isogai, N., Hogarh, J. N., Seike, N., Kobara, Y., Oyediran, F., Wirmvem, M. J., Ayonghe, S. N., Fobil, J., & Masunaga, S. (2016). Atmospheric monitoring of organochlorine pesticides across some West African countries. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(32), 31828–31835. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7284-y>
- Javaid, M. K., Ashiq, M., & Tahir, M. (2016). Potential of Biological Agents in Decontamination of Agricultural Soil. 2016(Figure 1).
- Kaboré, I., Moog, O., Alp, M., Guenda, W., Koblinger, T., Mano, K., Ouéda, A., Ouédraogo, R., Trauner, D., & Melcher, A. H. (2016). Using macroinvertebrates for ecosystem health assessment in semi-arid streams of Burkina Faso. *Hydrobiologia*, 766(1), 57–74. <https://doi.org/10.1007/s10750-015-2443-6>
- Karanasios, E., Karpouzas, D. G., & Tsiropoulos, N. G. (2012). Key parameters and practices controlling pesticide degradation efficiency of biobed substrates. *Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, 47(6), 589–598. <https://doi.org/10.1080/03601234.2012.665753>
- Karanasios, E., Tsiropoulos, N. G., Karpouzas, D. G., & Ehaliotis, C. (2010). Degradation and adsorption of pesticides in compost-based biomixtures as potential substrates for biobeds in

- southern Europe. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 58(16), 9147–9156. <https://doi.org/10.1021/jf1011853>
- Kihampa, C., Mato, R. R. A. M., & Mohamed, H. (2010). Residues of Organochlorinated Pesticides in Soil from Tomato Fields , Ngarenanyuki ,
- Knight, J. D., Cessna, A. J., Ngombe, D., & Wolfe, T. M. (2016). Mineralisation and degradation of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid dimethylamine salt in a biobed matrix and in topsoil. *Pest Management Science*, 72(10), 1965–1976. <https://doi.org/10.1002/ps.4238>
- Komtchou, S., Dirany, A., Drogui, P., & Lafrance, P. (2016). Application des procédés d'oxydation avancée pour le traitement des eaux contaminées par les pesticides - revue de littérature. *Revue Des Sciences de l'Eau*, 29(3), 231–262. <https://doi.org/10.7202/1038926ar>
- Kravvariti, K., Tsiropoulos, N. G., & Karpouzas, D. G. (2010). Degradation and adsorption of terbuthylazine and chlorpyrifos in biobed biomixtures from composted cotton crop residues. *Pest Management Science*, 66(10), 1122–1128. <https://doi.org/10.1002/ps.1990>
- Lebik, H., & Ait-amar, H. (2013). Pesticides occurrence in groundwater sources of Mouzaa (Algeria). *African Journal of Agricultural Research*, 8(31), 4269–4279. <https://doi.org/10.5897/AJAR12.1706>
- Lehmann, E., Fargues, M., & Dibié, J. N. (2017). Assessment of water resource contamination by pesticides in vegetable-producing areas in Burkina Faso.
- Li, J., Zhang, G., Guo, L., Xu, W., Li, X., Lee, C. S. L., Ding, A., & Wang, T. (2007). Organochlorine pesticides in the atmosphere of Guangzhou and Hong Kong: Regional sources and long-range atmospheric transport. *Atmospheric Environment*, 41(18), 3889–3903. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.12.052>
- Lizano-Fallas, V., Masís-Mora, M., Espinoza-Villalobos, D., Lizano-Brenes, M., & Rodríguez-Rodríguez, C. E. (2017). Removal of pesticides and ecotoxicological changes during the simultaneous treatment of triazines and chlorpyrifos in biomixtures. *Chemosphere*, 182, 106–113. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.04.147>
- Lompo, D. J.-P. (2007). Impact des résidus de pesticides sur les microorganismes des sols dans les agrosystèmes cotonniers du Burkina Faso.
- Maiga, A., Blanchoud, H., Diallo, D., Alliot, F., Cissé, S., & Chevreuil, M. (2014). Pesticides Occurrence in an Alfisol of Sudano-Sahelian Agricultural Watershed ( Korokoro , Mali ). *Int. Journal of Engineering Research and Applications*, 4(8), 130–141.
- Manirakiza, P., Akinbamijo, O., Covaci, A., Pitonzo, R., & Schepens, P. (2003). Assessment of organochlorine pesticide residues in West African city farms: Banjul and Dakar case study. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44(2), 171–179. <https://doi.org/10.1007/s00244-002-2006-5>
- Matamoros, V., & Franco, J. (2018). Assessing the use of sand , peat soil , and pine bark for the attenuation of polar pesticides from agricultural run-off: a bench-scale column experiment.
- Mawussi, G., Júnior, R. P. S. J., Ekwe L., D., & Koffi-Kouma, A. A. (2014). Insecticide residues in soil and water in coastal areas of vegetable production in Togo. 7379–7385. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3934-z>
- Mazzieri, F., & Monti, G. (2011). Stabilisation/solidification of soils contaminated by chlorinated pesticides. 27(February), 33–42.
- Mensah-Fosu, B. Y., Okoffo, E. D., Darko, G., & Gordon, C. (2016). Organophosphorus pesticide residues in soils and drinking water sources from cocoa producing areas in Ghana. *Environmental Systems Research*. <https://doi.org/10.1186/s40068-016-0063-4>
- Naré, R. W. A., Savadogo, P. W., Abdul, B., Pharès, A., & Nacro, H. B. (2018). Effets de la deltaméthrine et du profénofos sur la respiration du sol en présence d ' amendements organiques en culture maraîchère [ Effects of deltamethrin and profenofos on soil respiration in the presence of organiques amendements in vegetables gardens. *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 24(3), 1416–1423.
- Ndunda, E. N., Madadi, V. O., & Wandiga, S. O. (2018). Organochlorine pesticide residues in sediment and water from Nairobi River, Kenya: levels, distribution, and ecological risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(34), 34510–34518. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3398-8>



- Nganoah, V. S. (2009). Etude des risques environnementaux et sanitaires liés à l'utilisation des pesticides chimiques de synthèse dans la culture du coton à l'Ouest du Burkina Faso. 1–109.
- Ngom, S., Seydou, T., Thiam, M. B., & Anastasie, M. (2012). Contamination des produits agricoles et de la nappe phréatique par les pesticides dans la zone des Niayes au Sénégal. 130, 119–130.
- Ohui, D. H. (2014). Risques environnementaux et sanitaires associés à l'utilisation des pesticides autour de petites retenues d'eau : cas du bassin versant de Nariarle.
- OMS. (2008). Pesticides: Children's Health and the Environment. World Health Organization, 1–62. <http://www.who.int/ceh/capacity/Pesticides.pdf>
- OMS, & FAO. (2010). Code international de conduite pour la distribution et l'utilisation des pesticides.
- Ondo, A. (2012). Efficacité du vétiver (*Vetiveria zizanioides*) pour limiter la dispersion de trois micropolluants dans les sols cotonniers et maraîchers du Burkina Faso : endosulfan, cuivre et cadmium. Université de Lorraine.
- Ondo, A., Dousset, S., Munier-lamy, C., & Billet, D. (2014). Effectiveness of Vetiver Grass (*Vetiveria Zizanioides* L. Nash) for Phytoremediation of Endosulfan in Two Cotton Soils from Burkina Faso. 6514. <https://doi.org/10.1080/15226514.2012.759531>
- Ondo, A., Paul, A., Dousset, S., Paul W., S., Moussa, S., & Sedogo, M. (2010). Insecticide residues in cotton soils of Burkina Faso and effects of insecticides on fluctuating asymmetry in honey bees (*Apis mellifera* Linnaeus). February 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.12.021>
- Ophélie, R. (2014). Vivre de l'agriculture dans la ville africaine. Une géographie des arrangements entre acteurs à Bobo-Dioulasso, Burkina Faso.
- Ouattara, B., SAVADOGO, P. W., TRAORE, O., KOULIBALY, B., SEDOGO, M. P., & TRAORE, A. S. (2010). Effet des pesticides sur l'activité microbienne d'un sol ferrugineux tropical du Burkina Faso. *Cameroon Journal of Experimental Biology*, 06, 11–20.
- Ouedraogo, J., Ouedraogo, É., & Nacro, H. B. (2017). La macrofaune du sol améliore l'efficacité de l'utilisation de l'énergie par les microorganismes. *Journal of Applied Biosciences*, 114(1), 11345. <https://doi.org/10.4314/jab.v114i1.8>
- Palma, L. D. I. (2002). Experimental assessment of a process for the remediation of organophosphorus pesticides contaminated soils through in situ soil flushing and hydrolysis. 301–314.
- Parte, S. G., & Kharat, A. S. (2019). Aerobic Degradation of Clothianidin to 2-Chloro-methyl Thiazole and Methyl 3- (Thiazole-yl) Methyl Guanidine Produced by *Pseudomonas stutzeri* smk. 2019.
- Pigeon, O., de Vleeschouwer, C., Cors, F., Weickmans, B., de Ryckel, B., Pussemier, L., Debongnie, P., & Culot, M. (2005). Development of biofilters to treat the pesticides wastes from spraying applications. *Communications in Agricultural and Applied Biological Sciences*, 70(4), 1003–1012.
- Pilon-smits, E. (2005). Phytoremediation. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214>
- Plimmer, J. R. (1990). Pesticide loss to the atmosphere. *American Journal of Industrial Medicine*, 18(4), 461–466. <https://doi.org/10.1002/ajim.4700180418>
- Rissato, S. R., Galhiane, M. S., Fernandes, J. R., Gerenutti, M., Gomes, H. M., Ribeiro, R., & Almeida, M. V. De. (2015). Evaluation of *Ricinus communis* L. for the Phytoremediation of Polluted Soil with Organochlorine Pesticides. 2015.
- Sahle-Demessie, E., & Richardson, T. (2000). Cleaning up pesticide contaminated soils: Comparing effectiveness of supercritical fluid extraction with solvent extraction and low temperature thermal desorption. *Environmental Technology (United Kingdom)*, 21(4), 447–456. <https://doi.org/10.1080/09593332108618106>
- Salt, D. E., Smith, R. D., & Raskin, I. (1998). Phytoremediation.
- Savadogo, P. W., Savadogo, A., & Traore, A. (2007). Anaerobic Biodegradation of Sumithion an Organophosphorus Insecticide Used in Burkina Faso Agriculture by Acclimatized Indigenous Bacteria. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, July. <https://doi.org/10.3923/pjbs.2007.1896.1905>
- SAWADOGO, V. R. (2016). Pratiques paysannes d'utilisation des pesticides en cultures maraîchères et leurs effets induits dans la Vallée du Sourou : Cas du périmètre de Di.
- Silva, V., Mol, H. G. J., Zomer, P., Tienstra, M., Ritsema, C. J., & Geissen, V. (2019). Pesticide residues in European agricultural soils – A hidden reality unfolded. *Science of the Total Environment*, 653, 1532–1545. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.441>
- Son, D., Zerbo, F. K. B., Bonzi, S., Legreve, A., Somda, I., & Schiffrers, B. (2018). Assessment of tomato

- (*Solanum lycopersicum* L.) producers' exposure level to pesticides, in Kouka and Toussiana (Burkina Faso). *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(2). <https://doi.org/10.3390/ijerph15020204>
- Suresh, B., & Ravishankar, G. A. (2008). Phytoremediation — A Novel and Promising Approach for Environmental Clean-up. 8551. <https://doi.org/10.1080/07388550490493627>
- Tapsoba, Herman K, Paré, S., & Bonzi-coulibaly, Y. L. (2008). Endosulfan Residues in Soils from Three Cotton-Growing Areas in Burkina Endosulfan residues in soils from three Cotton-growing areas in Burkina Faso. January.
- Tapsoba, Hermann K., & Bonzi, Y. (2006). Production cotonniere et pollution des eaux par les pesticides au burkina faso. *J. Soc. Ouest-Afr. Chim.*, 87–93.
- Toé, A. M. (2010). Étude pilote des intoxications dues aux pesticides agricoles au Burkina Faso. Secrétariat de La Convention de Rotterdam; FAO, September, 1–94.
- Tortella, G. R., Rubilar, O., Cea, M., Wulff, C., Martínez, O., & Diez, M. C. (2010). Biostimulation of agricultural biobeds with NPK fertilizer on chlorpyrifos degradation to avoid soil and water contamination. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 10(4), 464–475. <https://doi.org/10.4067/S0718-95162010000200007>
- Traoré, S., Thiombiano, L., Millogo, J. R., & Guinko, S. (2007). Carbon and nitrogen enhancement in Cambisols and Vertisols by *Acacia* spp. in eastern Burkina Faso: Relation to soil respiration and microbial biomass. *Applied Soil Ecology*, 35(3), 660–669. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2006.09.004>
- Turcotte, V. (2009). Utilisation d'écaillés de cacao comme matériau support pour la biofiltration d'effluents agroalimentaires.
- Unyimadu, J. P., Osibanjo, O., & Babayemi, J. O. (2018). Selected persistent organic pollutants (POPs) in water of River Niger: occurrence and distribution. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190(1). <https://doi.org/10.1007/s10661-017-6378-4>
- USEPA. (1995). In Situ Vitrification, EVALUATION REPORT. March.
- Vareli, C. S., Pizzutti, I. R., Gebler, L., Cardoso, C. D., Fontana, M. E. Z., Reichert, B., & Jänisch, B. D. (2019). Evaluation of two extraction approaches for pesticide residue determination in biobeds using GC-MS/MS. *Analytical Methods*, 11(42), 5455–5463. <https://doi.org/10.1039/c9ay01746a>
- Vischetti, C., Monaci, E., Coppola, L., Marinozzi, M., & Casucci, C. (2012). Evaluation of BiomassBed system in bio-cleaning water contaminated by fungicides applied in vineyard. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 92(8), 949–962. <https://doi.org/10.1080/03067319.2011.609934>
- Wellens, J., Sawadogo, I., Diallo, M., Dakouré, D., Compaoré, N. F., Traoré, F., & Tychon, B. (2007). Recensement exhaustif des activités hydro-agricoles du Bassin du Kou. 5, 1–9.
- Wilde, T. De, Spanoghe, P., Debaer, C., Ryckeboer, J., Springael, D., & Jaeken, P. (2007). Overview of on-farm bioremediation systems to reduce the occurrence of point source contamination. 128(September 2006), 111–128. <https://doi.org/10.1002/ps>
- Zhang, W., Jiang, F., & Ou, J. (2011). Global pesticide consumption and pollution : with China as a focus. 1(2), 125–144.

## VII. Annexes

<b><u>Annexe 1</u></b> : évolution du CO <sub>2</sub> (mg-CO <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> de sol) dégagé cumulé des répétitions des lits biologiques sans pesticides.....	41
<b><u>Annexe 2</u></b> : évolution du CO <sub>2</sub> (mg-CO <sub>2</sub> g <sup>-1</sup> de sol) dégagé cumulé des répétitions des lits biologiques avec pesticides.....	43
<b><u>Annexe 3</u></b> : image d'échange de soude pour le dosage du CO <sub>2</sub> .....	44
<b><u>Annexe 4</u></b> : images des activités de suivi de dégradation des pesticides.....	44
<b><u>Annexe 5</u></b> : suivi de la concentration (ppm) du chlorpyrifos-éthyl dans les lits biologiques en 20 jours.....	45
<b><u>Annexe 6</u></b> : suivi de la concentration (ppm) du profénofos dans les lits biologiques en 20 jours.....	45

**Annexe 1** : évolution du CO<sub>2</sub> dégagé cumulé des répétitions des lits biologiques sans pesticides

Traitements	J1	J2	J3	J4	J5	J6	J7	J8	J9	J10	J11	J12	J13	J14	J16	J18	J20
M1+30%H	0,2313	0,2617	0,3576	0,3530	0,5159	0,9191	0,9496	2,0407	2,5322	2,9126	3,3129	3,5183	3,6674	3,8272	4,1590	4,3644	4,6277
M1+30%H	0,2770	0,3378	0,4794	0,4291	0,5007	0,8278	0,8278	1,9950	2,4561	3,0192	3,4346	3,8074	4,1848	4,5044	5,0340	5,4981	5,9744
M1+30%H	0,2770	0,4139	0,6163	0,6726	0,8659	1,1474	1,2083	2,1168	2,6692	3,2779	3,7085	3,9748	4,2457	4,5120	5,0872	5,4677	5,7614
M1+60%H	0,5433	0,8781	1,2935	1,5324	1,8322	2,3268	2,2963	3,4787	3,8181	4,2442	4,5987	4,7433	4,9685	5,1283	5,4144	5,7035	6,0048
M1+60%H	0,6346	1,1520	1,6663	1,9813	2,3420	2,8518	2,8974	4,0342	4,4648	4,9822	5,3064	5,5727	6,0261	6,2011	6,7612	7,1416	7,4353
M1+60%H	0,6194	1,1520	1,5598	2,0118	2,1594	2,7300	2,7148	3,7298	4,0692	4,4800	4,8194	5,0705	5,3261	5,5772	6,0003	6,4340	6,7581
M1+90%H	0,6041	1,1976	1,9783	2,5063	2,9735	3,3616	3,3616	4,3005	4,7311	5,1572	5,4357	5,4890	5,8055	5,9501	6,3579	6,8068	7,0701
M1+90%H	0,6194	1,1824	1,9022	2,3846	2,9887	3,4224	3,4376	4,4983	4,8833	5,3551	5,7705	5,8542	6,1403	6,3001	6,7079	7,0579	7,6407
M1+90%H	0,5737	1,1824	1,9631	2,5520	3,0800	3,5442	3,6355	4,4679	4,6703	4,9137	5,0400	5,0781	5,1664	5,2805	5,4753	5,6427	5,8298
M2+30%H	1,2277	2,1213	2,8298	3,2064	3,7319	5,2745	5,1681	8,2468	9,4660	10,8702	12,0894	12,8979	13,9149	14,6915	16,1340	17,1340	18,3532
M2+30%H	1,4191	2,2489	2,7447	3,1213	3,6043	5,2532	5,3809	8,5660	10,1255	11,6362	12,9191	13,9723	14,9468	15,8511	17,3574	18,7404	20,1723
M2+30%H	1,1851	1,9511	2,6170	3,0574	3,3489	4,8064	4,9128	7,3745	8,5085	9,7426	10,7489	11,3979	12,1383	12,6809	13,8043	14,7617	15,7681
M2+60%H	2,0574	3,7383	5,2766	6,2702	7,2426	8,2532	8,1468	10,7149	12,0617	13,4021	14,5362	15,4830	16,3936	17,1064	18,4213	19,5489	20,8532
M2+60%H	1,8234	3,5681	5,0213	6,3766	7,3915	8,4447	8,5511	10,8851	11,9979	13,3170	14,4511	15,2489	16,0745	16,8511	18,1872	19,4000	20,6830
M2+60%H	1,8766	3,5787	5,0532	5,9191	7,0404	8,2000	8,3064	10,8957	12,1574	13,4979	14,7383	15,7277	16,7447	17,6277	19,0277	20,2830	21,6511
M2+90%H	2,3128	4,3553	6,0000	7,1213	8,2000	9,2106	9,3170	11,9702	13,1894	14,5298	15,6000	16,3340	17,2021	17,8723	19,4000	20,6340	22,1404
M2+90%H	2,1106	3,9830	5,5638	6,6426	7,7638	9,0298	9,1468	11,7787	12,7213	13,8915	14,9617	15,8766	16,7234	17,4149	18,8787	20,2830	21,7574
M2+90%H	2,0149	3,7383	5,2979	6,5043	7,6894	8,9766	9,1043	11,6723	12,8277	14,1043	15,1957	16,1000	16,9787	17,7979	19,1553	20,6234	22,3213
M3+30%H	1,6568	3,5516	5,3474	6,5411	7,6505	9,1558	9,2400	11,9495	13,2821	14,6716	15,8779	16,8568	17,7158	18,5895	19,9958	21,3326	22,7179
M3+30%H	1,5305	3,3411	4,8632	5,7832	6,7874	8,3558	8,5032	11,1705	12,3979	13,7663	14,9516	15,8884	16,8526	17,6211	19,0905	20,3958	21,8337
M3+30%H	1,3832	2,6253	3,7474	4,4568	5,1242	6,3137	6,2716	7,9705	8,6716	9,4505	10,1305	10,6253	11,3368	11,9158	13,2168	14,4063	15,7600
M3+60%H	1,8253	3,7832	5,4105	6,4568	7,4821	8,9032	9,0505	11,8442	13,1979	14,6505	15,9411	17,1516	18,3263	19,4105	21,2168	22,7747	24,2758
M3+60%H	1,8147	3,6042	5,1895	6,4253	7,4716	8,8189	8,8821	11,6547	12,8821	14,2505	15,4568	16,4989	17,5684	18,5684	20,0589	21,4168	22,9389
M3+60%H	1,8042	3,6989	5,3684	6,7305	7,9242	9,6821	9,7663	12,2653	13,6189	15,0084	16,2989	17,4884	18,8105	20,0842	21,8274	23,3221	24,7600
M3+90%H	1,9095	3,7200	5,3895	6,4989	7,7347	9,1347	9,2821	11,9284	13,1979	14,5663	15,8147	16,8779	17,9579	18,8737	20,5011	22,1011	23,8758
M3+90%H	2,1200	4,0147	5,7895	6,8989	8,1768	9,4295	9,4505	12,0758	13,3032	14,7979	16,0042	17,0884	18,1684	19,2316	20,8695	22,4800	24,1705
M3+90%H	2,0568	3,8674	5,6632	6,8568	8,1979	9,5558	9,8716	12,4337	13,6821	14,9874	16,2147	17,3200	18,4947	19,5368	21,2168	23,2379	25,7284
M4+30%H	2,6718	5,7481	8,7682	11,2022	13,6774	17,1357	17,2723	22,2715	26,1229	29,6111	32,8820	35,6962	38,2182	40,3246	43,3803	46,4509	49,6713

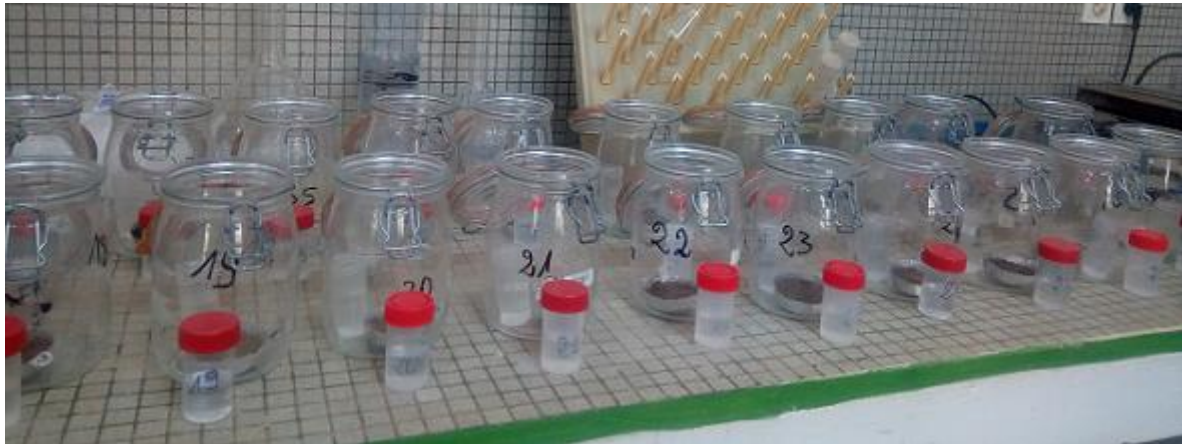
**Effet de la composition et de l'humidité d'un lit biologique sur la dégradation des pesticides au Burkina Faso**

Traitements	J1	J2	J3	J4	J5	J6	J7	J8	J9	J10	J11	J12	J13	J14	J16	J18	J20
<b>M4+30%H</b>	2,5782	5,1489	7,5886	9,2737	11,2621	14,3646	14,5200	19,1072	22,2097	25,2298	27,9578	30,6034	33,0880	35,3442	38,5496	41,5266	44,3351
<b>M4+30%H</b>	2,7280	5,6545	8,4873	10,6780	13,2843	16,2931	16,3362	20,3991	23,4174	26,5498	29,4837	32,1481	34,4267	36,4769	39,5139	42,5283	45,5428
<b>M4+60%H</b>	3,1774	7,0587	10,0414	12,6065	15,4000	18,1467	18,1898	23,0017	26,3663	29,4613	32,3578	34,7600	37,0948	39,0982	42,5096	45,9922	49,5683
<b>M4+60%H</b>	3,1399	6,8340	9,6107	11,9699	14,5949	17,3042	17,3660	21,7847	24,9808	27,7387	30,2233	32,4196	34,4735	36,7671	40,0756	43,4083	46,8254
<b>M4+60%H</b>	3,2148	7,1711	10,0788	12,5503	15,3626	18,1280	18,2834	22,7770	26,2352	29,3302	31,9646	34,0672	36,3271	38,6208	42,1632	46,0577	49,4841
<b>M4+90%H</b>	3,2710	7,3957	10,7716	13,5426	16,1677	18,8020	18,9200	23,0579	26,3101	29,3677	32,3203	35,1157	37,7501	40,4557	44,4662	48,6415	52,8356
<b>M4+90%H</b>	3,2897	7,3021	10,5656	13,0746	15,6996	18,2591	18,4145	22,8519	26,0293	28,8434	31,7774	34,6102	37,2071	39,8565	43,6424	47,6305	51,4126
<b>M4+90%H</b>	3,3084	7,3396	10,6967	13,4490	15,9804	18,4837	18,6204	23,1140	26,3101	29,3864	32,2829	35,0596	37,7689	40,4931	44,5598	48,8288	52,9854
<b>M5+30%H</b>	0,8200	1,9542	3,1192	4,1046	5,9171	8,5519	8,6228	12,6801	15,0739	17,2243	18,9800	20,5987	22,2245	23,7487	25,8470	27,7375	29,7059
<b>M5+30%H</b>	0,7018	1,7416	2,5994	3,5611	4,9482	7,3940	7,4767	11,1323	13,0771	14,9912	16,6760	18,2711	19,7315	21,1611	23,1886	25,0554	26,7639
<b>M5+30%H</b>	0,8436	1,8361	2,8829	3,8447	5,2791	7,7012	7,7957	11,4041	13,2307	15,0975	16,8533	18,3066	19,7197	21,0784	23,1059	24,8309	26,5158
<b>M5+60%H</b>	1,6707	3,5611	5,2932	6,8694	8,6346	10,3478	10,4187	13,7671	15,5938	17,4369	19,0745	20,5515	21,9882	23,3469	25,4217	27,2885	29,2569
<b>M5+60%H</b>	1,9661	4,5182	6,4039	7,7437	9,3435	11,1749	11,2694	15,1850	17,3424	19,3747	21,1304	22,7963	24,4930	25,9817	28,1510	30,0415	31,9154
<b>M5+60%H</b>	1,9542	3,9865	5,6713	7,0348	8,5637	10,5132	10,5841	14,1452	16,0191	17,9568	19,7126	21,3785	23,0043	24,5285	26,7096	28,6000	30,5330
<b>M5+90%H</b>	2,4269	4,7190	6,4511	7,9564	9,7689	11,7302	11,7774	15,3622	17,3542	19,1974	20,8823	22,2410	23,6778	24,9302	26,8632	28,5882	30,5802
<b>M5+90%H</b>	2,2733	4,8135	6,6402	8,1454	9,7216	11,5057	11,4821	15,1850	17,2006	19,2092	21,0831	22,7255	24,2803	25,7691	28,0092	29,9942	32,0571
<b>M5+90%H</b>	2,4977	4,9553	6,9474	8,3817	10,2651	12,0019	12,0965	15,8466	17,8623	19,9418	21,5794	23,2453	24,7766	26,1472	28,2219	30,3132	32,5416

**Annexe 2** : évolution du CO<sub>2</sub> dégagé cumulé des répétitions des lits biologiques avec pesticides

Traitements	J1	J3	J5	J7	J9	J11	J13	J15	J17	J20
<b>M1+D+30%H</b>	0,0533	0,1648	0,1653	0,1653	0,2617	0,3454	0,5584	0,6268	0,7080	0,7840
<b>M1+D+30%H</b>	0,1369	0,4767	0,4970	0,7982	1,1533	1,5412	2,1422	2,5149	2,7178	2,8547
<b>M1+D+30%H</b>	0,3043	0,6745	0,7633	0,7906	1,3739	1,5260	1,8835	2,1346	2,4059	2,9156
<b>M1+D+60%H</b>	0,2967	0,8343	1,0751	1,2319	1,3130	1,5032	1,6401	1,8151	2,1016	2,1320
<b>M1+D+60%H</b>	0,3728	0,9331	1,1664	1,4449	1,4575	1,6203	1,6508	2,0311	2,1047	2,1047
<b>M1+D+60%H</b>	0,7303	1,9069	2,4292	2,5023	3,0703	3,0931	3,3669	3,6636	4,0110	4,9695
<b>M1+D+90%H</b>	0,2358	0,7278	0,8850	0,9124	1,0696	1,2111	1,4393	1,5762	1,8627	1,8627
<b>M1+D+90%H</b>	0,1978	0,6745	0,9686	1,0569	1,2217	1,4728	1,6827	1,7436	1,8627	1,8627
<b>M1+D+90%H</b>	0,1217	0,3094	0,4590	0,4590	0,6694	1,0118	1,1943	1,4073	1,8065	1,8065
<b>M2+D+30%H</b>	1,4574	2,8050	3,4078	4,0418	4,5596	5,1553	5,8149	6,5596	7,3007	8,2794
<b>M2+D+30%H</b>	0,6383	2,0071	3,1631	4,0099	4,8787	5,7830	6,6936	7,5447	7,8816	8,5837
<b>M2+D+30%H</b>	1,2340	2,9858	3,8014	4,3078	4,9426	6,0596	7,2723	7,8149	8,6199	10,1092
<b>M2+D+60%H</b>	0,5532	1,6773	2,4078	2,9355	3,4851	4,5809	5,1128	5,4532	5,7688	6,0773
<b>M2+D+60%H</b>	1,3191	3,7092	5,1844	5,9461	6,5489	7,1766	7,5277	7,9851	8,8326	8,9177
<b>M2+D+60%H</b>	0,9574	2,7411	3,6950	4,5099	5,3468	6,1447	6,7830	7,3255	7,8326	9,0667
<b>M2+D+90%H</b>	0,7766	2,3262	3,3972	4,4780	5,7404	6,9106	7,8043	8,5489	9,0560	9,5454
<b>M2+D+90%H</b>	0,8936	2,6667	2,9504	3,5631	4,1979	4,7617	5,4638	5,9745	6,4816	6,8220
<b>M2+D+90%H</b>	0,8617	2,3369	3,4078	4,5844	5,4213	5,7298	5,8362	6,3723	6,6560	6,9539
<b>M3+D+30%H</b>	0,6421	1,9754	3,0772	4,1782	5,1011	5,6905	6,6800	7,5642	8,2554	9,1712
<b>M3+D+30%H</b>	0,7579	2,2849	3,5340	4,3930	5,1579	5,8316	6,6105	7,4421	8,3818	9,4554
<b>M3+D+30%H</b>	0,9579	2,5649	3,6456	5,0204	6,1537	7,1747	8,5642	9,7432	11,2344	12,8028
<b>M3+D+60%H</b>	0,7158	1,8596	2,4561	2,9782	3,5537	4,1116	4,2274	4,8063	5,2449	5,3291
<b>M3+D+60%H</b>	1,2000	3,3291	4,6730	5,8372	6,6442	7,6653	8,7074	9,5537	10,4449	11,3818
<b>M3+D+60%H</b>	1,4842	3,8912	5,3509	5,8204	6,3958	7,1221	7,7221	8,2063	8,8975	9,3291
<b>M3+D+90%H</b>	1,1579	3,2070	4,8246	6,2730	7,6063	8,9221	9,9642	10,7642	11,7081	12,2133
<b>M3+D+90%H</b>	0,8211	2,0702	3,0456	3,8835	4,5011	5,1011	5,7747	6,3011	6,6975	7,3818
<b>M3+D+90%H</b>	1,0737	2,6386	3,9509	4,7046	5,3221	6,1116	6,5432	7,3116	7,9502	8,4344
<b>M4+D+30%H</b>	2,0814	5,3892	8,0667	10,3759	12,6477	14,4139	16,2394	17,8322	19,0679	20,8591
<b>M4+D+30%H</b>	1,5572	4,2003	6,6156	9,2712	12,1889	14,4420	16,7356	18,9275	20,9122	23,4710
<b>M4+D+30%H</b>	1,5478	4,1067	6,3535	8,0074	9,4740	10,5288	11,1935	12,1683	13,0671	13,9783
<b>M4+D+60%H</b>	2,6057	7,2616	12,0922	16,4984	20,7923	24,1313	27,3237	30,3394	32,9513	35,9408
<b>M4+D+60%H</b>	2,3623	6,6624	11,1373	15,1691	19,2945	22,6148	25,6854	28,6169	31,1820	33,9561
<b>M4+D+60%H</b>	1,5384	4,4530	7,3552	9,9172	12,2264	14,1050	14,1050	16,9241	18,4032	19,8293
<b>M4+D+90%H</b>	1,0329	3,4513	5,8667	8,1197	10,5132	12,3262	14,0862	15,8288	17,4390	19,3893
<b>M4+D+90%H</b>	1,0704	3,5169	6,0165	8,2040	10,4945	12,1858	13,9458	15,6827	17,1993	19,2620
<b>M4+D+90%H</b>	0,7521	2,9645	4,9773	6,7435	8,5191	9,9671	11,2684	12,5147	13,7411	15,1204
<b>M5+D+30%H</b>	0,6498	1,4139	2,1260	2,6884	3,2870	4,2086	5,2483	6,0754	6,6859	7,7374
<b>M5+D+30%H</b>	0,5908	1,6384	2,3552	2,9648	3,8470	4,8277	4,8277	6,8245	7,5295	8,4511
<b>M5+D+30%H</b>	0,3072	0,8940	1,2682	1,6297	2,0866	2,7435	3,5824	4,2204	4,9726	5,8588
<b>M5+D+60%H</b>	1,1106	2,9262	4,3874	5,0325	5,7729	6,6709	7,5996	8,5684	9,4861	10,7858
<b>M5+D+60%H</b>	0,7798	1,7920	2,3788	2,9176	3,6934	4,5678	5,6075	6,6354	7,7421	9,0064
<b>M5+D+60%H</b>	0,8271	2,3473	2,9459	3,5083	4,1023	5,0829	5,8155	6,6425	7,4420	8,1509
<b>M5+D+90%H</b>	1,7841	4,8403	6,9986	8,5889	9,3340	10,3147	11,2954	11,5081	12,1067	12,9338
<b>M5+D+90%H</b>	1,5124	4,1078	6,3842	7,7736	8,7031	10,0737	11,2079	12,5194	13,5907	14,6659
<b>M5+D+90%H</b>	1,7487	4,6513	6,5732	8,6480	10,3336	12,0705	13,5356	14,7880	15,8001	16,6036

**Annexe 3** : image d'échange de soude pour le dosage du CO<sub>2</sub>



**Annexe 4** : images des activités de suivi de dégradation des pesticides



Centrifugeuse



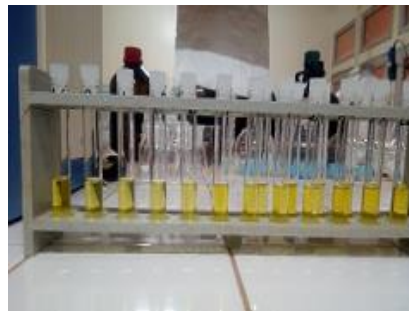
Concentreur sous flux d'azote  
à bain marine



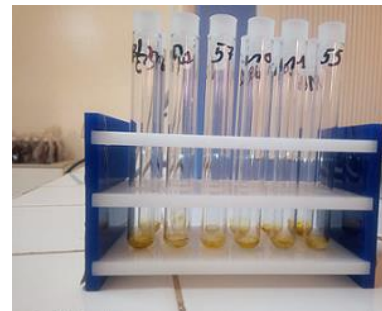
Chromatographe à phase  
gazeuse avec deux  $\mu$ ECD



Résidus de pesticides  
extraits



Résidus de pesticides purifiés



Résidus de pesticides  
concentrés

**Annexe 5** : suivi de la concentration (ppm) du chlorpyriphos-éthyl dans les lits biologiques en 20 jours

Mélanges	J0	J1	J3	J7	J13	J20
M1+30%H	0,3477	0,1728	0,1093	0,0656	0,0668	0,1264
M1+60%H	0,4607	0,2240	0,2006	0,2009	0,2059	0,2111
M1+90%H	0,6563	0,2381	0,2359	0,2744	0,3493	0,3555
M2+30%H	0,4746	0,0921	0,1173	0,1886	0,2088	0,2104
M2+60%H	0,6816	0,3278	0,3827	0,4231	0,4364	0,4402
M2+90%H	0,2526	0,0396	-	0,0585	0,0938	0,1001
M3+30%H	0,3978	0,0957	0,1352	0,1192	0,0249	0,1288
M3+60%H	0,3084	0,0356	0,0116	0,0252	0,0669	0,0688
M3+90%H	0,2391	-	-	0,0272	0,0372	-
M4+30%H	0,5854	0,0875	0,1412	0,1334	0,1987	0,2336
M4+60%H	0,7413	0,2574	0,2382	0,4142	0,5252	0,3879
M4+90%H	0,5213	0,1831	0,1760	0,2194	0,1761	0,3431
M5+30%H	0,3156	0,0596	0,0788	0,0864	0,1120	0,1589
M5+60%H	0,3257	0,0586	0,0730	0,0863	0,1089	0,1472
M5+90%H	0,1974	0,0239	0,0287	0,0284	0,0652	0,0863

**Annexe 6** : suivi de la concentration (ppm) du profénofos dans les lits biologiques en 20 jours

Mélanges	J0	J1	J3	J7	J13	J20
M1+30%H	1,3660	-	1,0300	-	1,1547	1,0976
M1+60%H	2,3731	1,5236	1,7927	2,0399	2,2047	2,2059
M1+90%H	4,3718	3,2918	3,8411	4,2165	4,3122	4,3148
M2+30%H	2,6359	0,1353	0,8390	1,2490	1,6291	1,8391
M2+60%H	5,9092	4,1481	4,7953	5,3137	5,6435	5,6751
M2+90%H	2,2852	1,1803	1,4627	2,1005	2,2004	2,1948
M3+30%H	2,3892	0,7034	1,5855	0,8198	0,6899	1,7742
M3+60%H	3,0905	1,5314	1,9637	2,6192	2,7724	2,8891
M3+90%H	2,0306	0,6788	0,9211	1,7978	1,8430	1,9096
M4+30%H	2,1909	0,5236	0,7454	1,1353	1,6336	1,9344
M4+60%H	3,1983	1,3886	1,8546	2,4367	2,4895	3,0719
M4+90%H	2,6348	1,1063	1,5725	2,0614	2,5107	2,5785
M5+30%H	2,0720	0,5671	1,0821	1,4143	1,8467	1,9026
M5+60%H	1,9958	0,6384	0,8572	1,5006	1,8516	1,8788
M5+90%H	1,3226	0,1973	0,8118	0,9252	1,2514	1,2509