



**CONCEPTION ET EVALUATION DE L'EFFICACITE
EPURATOIRE D'UN SYSTEM D'ASSAINISSEMENT PAR
VERMI-COMPOSTAGE POUR LE TRAITEMENT DES BOUES
DE VIDANGE**

**MEMOIRE POUR L'OBTENTION DU
MASTER EN INGENIERIE DE L'EAU ET DE L'ENVIRONNEMENT
OPTION : EAU ET ASSAINISSEMENT**

Présenté et soutenu publiquement le 02/10/2018 par

Fanta Boulmouanli TRAORE

Travaux dirigés par : Pr Yacouba KONATE Enseignant chercheur, Responsable du Laboratoire Eaux, Hydro-Systèmes et Agriculture (LEHSA), 2iE et Mr Mougabe KOSLENGAR, Doctorant au Laboratoire, Eaux Hydro-Systèmes et Agriculture, (LEHSA) 2iE

Jury d'évaluation du stage :

Président : **Dr. Anderson ANDRIANISA**

Membres et correcteurs : **Pr. Mariam DAKOURE/ SOU**

Pr. Yacouba KONATE

Promotion

[2016/2017]

CITATIONS

“Nous ne vaincrons ni le SIDA, ni la tuberculose, ni le paludisme, ni aucune autre maladie infectieuse qui frappe les pays en développement, avant d'avoir gagné le combat de l'eau potable, de l'assainissement et des soins de santé de base”.

Kofi Annan, Secrétaire général de l'Organisation des Nations Unies (Janvier 1997 –Décembre 2006)

DEDICACES

Je dédie ce mémoire à :

Ma mère

Tous mes frères et sœurs

REMERCIEMENTS

Je tiens à adresser mes sincères remerciements à de nombreuses personnes qui ont contribué à la réalisation de ce travail.

Mes remerciements vont à l'endroit de toute l'équipe du Laboratoire Eau, Dépollution et Santé de 2IE pour m'avoir accueilli au sein dudit laboratoire. Ces remerciements vont à l'endroit de :

- ✓ Pr Hama YACOUBA, directeur de centre de recherche 2IE.
- ✓ Pr Yacouba KONATE mon encadreur interne à 2iE, pour son encadrement et sa disponibilité pour l'aboutissement de ce travail, Responsable du LEHSA.
- ✓ Mr Koslengar MOUGABE, mon maitre de stage qui en dépit de ses multiples occupations a bien voulu accepter de diriger ce travail. Je lui exprime toute ma gratitude.
- ✓ La BM/CIOSPB qui a financé mes études à 2IE.

J'exprime de tout cœur ma profonde reconnaissance à Mr Boukary SAWADOGO pour son soutien.

Mes remerciements vont également à l'endroit des techniciens de LEHSA, M. Noel TINDOURE et M. Moustapha OUEDRAOGO qui m'ont aidé durant mon stage par leur assistance permanente durant mes analyses.

Que tous les étudiants de ma promotion trouvent ici ma reconnaissance pour les beaux moments passés ensemble à 2IE.

Enfin, que tous ceux qui m'ont aidé par leur travail ou parfois réconforté par leur amitié et soutien, et dont les noms n'y figurent pas, trouvent ici l'expression de ma profonde gratitude.

RESUME

Afin de trouver une solution écologique à la gestion d'excréta solides et liquides produits par l'Homme, la mise en place d'une technologie innovante est nécessaire. La conception d'un système d'assainissement par vermicompostage pour le traitement des boues de vidange est une possible alternative à leurs vidanges onéreuses et largement pratiquées de nos jours. Un tel système comporterait de nombreux avantages tels que la réduction des risques de dispersion des micropolluants et germes pathogènes, la valorisation directe des excréta humains en fertilisants agricoles, et la réduction des coûts de. De même, il y'a très peu d'expériences documentées en ce qui concerne la valorisation d'excréta après vermifiltration ou vermicompostage, d'où l'initiative de cette étude portant sur la conception et l'évaluation de l'efficacité épuratoire d'un système d'assainissement par vermi-compostage pour le traitement des boues de vidange. Nos objectifs à travers cette étude ont été de concevoir une filière de traitement en y intégrant les boues provenant des latrines traditionnelles dans un dispositif comportant une litière où vivent les vers de terre, suivi d'un massif filtrant composé de sable, gravier et charbon de bois. Durant notre étude, nous nous sommes fortement intéressés d'une part ; à l'activité biologique des vers de terres, leur comportement vis-à-vis du nouveau cadre de vie (litière et massif filtrant), leur capacité de dégrader des boues pendant des périodes précises et l'élimination des matières et germes pathogènes par le massif filtrant d'autre part. Plusieurs paramètres physiques et microbiologiques ont été analysés. Ainsi Il en ressort que, *Eudrilus Eugenia* (E.E), l'espèce de vers de terre utilisé résiste à une température de près de 41,42 degrés Celsius avec une humidité allant de 20-30%. Les rendements épuratoires moyen de 99,27 % à 99,78% ; 95,8 % à 99,90%; de 99,94 % à 100 % respectivement pour les DBO5, DCO, et E coli ont été obtenus. Les abattements des matières azotées sont entre 94% et 100 %. Cependant des études sur le long terme sont nécessaires pour confirmer ces résultats et évaluer l'influence des autres paramètres physico-chimique sur la survie et la croissance des vers dans des conditions similaire à celles des latrines semi ou quasi sèches.

Mots Clés : *Assainissement, vers de terre, Boues de vidange, Vermicompostage*

ABSTRACT

To find an ecological solution for human excreta management, the use of an innovative technology is necessary. The design of a vermicomposting sanitation system for the treatment of sludge is a possible alternative to their costly emptying widely practiced nowadays. Such a system would have many advantages, such as reducing the risks of micropollutants and pathogens spillage, reducing the transport costs and enhance the use of human excreta products as soil amendment and fertilizers.

Numerous studies have already demonstrated the potential of using solid and liquid sub-products from composting dry toilets in other parts of the world. However, in sub-Saharan Africa, there are still few scientific learning experiments to determine the optimum treatment conditions that make the composting dry toilet sub products compliance with the environmental and safety requirements. Therefore, analyses on specific number of physicochemical and microbiological elements are necessary to be undertaken. Similarly, there is very few documentation around the re-use of excreta after applying vermifiltration or vermicomposting techniques.

Our objectives throughout this study were to design a Blackwater treatment system by adding faecal sludge (FS) from traditional latrines into an earthworm bedding and filters. The filter includes layers of sand, gravel and charcoal.

Throughout our study, we focused on the worm's biological activity, their resiliency, their ability to digest FS during specific periods and the potential reduction/elimination of the substances, pathogens germs by the filters. We analyzed, several physical and microbiological parameters and it comes out that, *Eudrilus Eugenia* (E. E is the earthworm that we found locally) seems to survive at a temperature approaching 41.42 Degree Celsius with a humidity of only 20-30%. BOD₅, COD, faecal coliforms and E coli were removed by 99, 27 % to 99, 78%; 95, 8 % to 99, 90%; to 99, 94 % to 100 % respectively when we compare the influent and the effluent. The Nitrogen and phosphorus reduction was between 90% and 94%.

However, in-depth and longer studies are necessary to confirm these results and to confirm the influence of other physicochemical parameters on survival and growth of worms in the conditions that are similar to those of semi-or quasi-dry latrines.

Key words: *Sanitation, earthworm, fecal sludge, vermicomposting.*

LISTE DES ABREVIATIONS

2IE : Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement

BV : Boues de Vidanges

CE : Conductivité Electrique

CF : Coliformes fécaux

DBO5 : Demande Biochimique en Oxygène en 5 jours

DCO : Demande Chimique en Oxygène

E.E : Eudrilus Euginae

EMHV : Esters Méthyliques d'Huile Végétale

US EPA : Agence Américaine de protection de l'environnement

ESP : Pourcentage de Sodium Echangeable

EUE : Eaux Usées et Excréta

FAO : Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture

FS : Fecal Sludge

INSAA : Institut National Supérieur des Arts et Actions

LEHSA : Laboratoire Eaux Hydro-Systèmes et Agriculture

MES: Matière en Suspension

ONEA : Office National de l'Eau et de l'Assainissement

PSAO: Plan Stratégique d'Assainissement de Ouagadougou

RSC : Carbonate de sodium résiduel (Residual Sodium carbonate)

TDS : Total Dissolved Solid

USAID : Agence des États-Unis pour le développement international (United States Agency for International Development)

W : Worm let

GFC : Glass Fiber Cartridge

TABLES DES MATIERES

DEDICACES.....	II
REMERCIEMENTS.....	III
RESUME.....	IV
ABSTRACT.....	V
LISTE DES ABREVIATIONS.....	VI
TABLES DES MATIERES.....	VII
LISTE DES TABLEAUX.....	IX
LISTE DES FIGURES.....	X
I. INTRODUCTION.....	1
I.1. Contexte et justification	1
I.2. Objectifs de l'étude	2
II. SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE.....	2
II.1 Généralités sur la gestion des boues de vidange en Afrique de l'ouest et au Burkina Faso	2
II.1.1. En Afrique de l'Ouest.....	2
II.1.2. Cas du Burkina Faso	3
II.1.3. Caractéristiques des boues de vidange	4
II.1.4. Système de traitement des boues de vidanges.....	4
II.1.5. Limites des systèmes de traitements.....	7
II.2. Le vermicompostage	8
II.2.1. Définition description du processus du vermicompostage.....	8
II.2.3. Les produits et sous-produits de vermicompostage	9
II.2.4. Paramètre pouvant influencer le processus de vermicompostage.....	9
II.3. La vermifiltration	10
II.3.1. Définition de la vermifiltration	10
II.3.2. Processus de vermifiltration	10
II.3.3. Les produits et sous-produits de la vermifiltration	12
II.3.4. Paramètres pouvant influencer le processus de vermifiltration.....	12
II.3.5. Les paramètres les plus souvent mesurés pour évaluer la qualité de l'influent et l'effluent dans le processus de vermifiltration	12
III. MATERIELS ET METHODES.....	17
III.1. Site de l'étude.....	17

Conception et évaluation de l'efficacité épuratoire d'un système d'assainissement par vermi-compostage pour le traitement des boues de vidange

III.1.1. Site de collecte des vers de terre	17
III.1.2. Duré de l'étude	17
III.2. Phase expérimentale pour le dimensionnement du pilote	18
III.2.1. Collecte des vers de terre.....	18
III.2.2. Phase pilote	22
III.2.3. Fonctionnement : Alimentation du système	25
III.3 Analyses effectuées : Méthodes de Caractérisation de l'influent et de l'effluent	25
III.3.1. Paramètres mesurés in situ	25
III.3.2. Paramètres physico chimiques.....	25
III.3.3. Paramètres chimiques minéraux : Nitrites, Nitrates, Ammonium et phosphores	26
III.3.4. Analyse microbiologique.....	26
III.3.5. Traitement et analyses des données	27
IV. RESULTATS ET DISCUSSION.....	28
IV.1.Resultats et discussion des expériences préliminaires	28
IV.1.1 Caractéristiques et comportement utilisés des vers de terre pour la conception du pilote	28
IV.1.2. Influence des facteurs environnementaux sur le processus de décomposition dans le vermicompostage.	30
IV.2.Résultats et discussion sur les paramètres de l'effluent (mécanismes et performances épuratoires).....	30
IV.2.1.Caractéristiques de boues entrantes dans le système	30
IV.2.2. Différents paramètres des effluents traités par chaque filtre	31
IV.2.3. Abattement pour les pollutions organiques	32
IV.2.4. Les composés azotés et phosphorés	34
IV.2.5.Mécanismes et performances épuratoires liées à l'élimination des indicateurs de contamination de fécale	37
V. CONCLUSION ET PERSPECTIVES.....	40
VI. BIBLIOGRAPHIE.....	41
VII. ANNEXES.....	XI
ANNEXE I : Tableau de Calcul des volumes/surfaces des agrégats.....	XI
ANNEXES II : Volume/Granulométries des agrégats	XI
ANNEXES III : Tableau de Calcul des variations moyennes et abattements mensuel des paramètres des effluents.....	XII

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Caractéristiques physico-chimiques des BV de quelques villes (valeurs moyennes). .4	4
Tableau 2: Station/initiatives pour le traitement des BV rencontrés en Afrique de l'Ouest.....5	5
Tableau 3: Limites des options de traitements conventionnels.....7	7
Tableau 4 : Facteurs influençant l'activité des vers de terre9	9
Tableau 5 : matériaux de filtration11	11
Tableau 6: Alimentation du système et évaluation de la quantité de BV résiduaire.....25	25
Tableau 7 : Paramètres mesurés in situ25	25
Tableau 8: Conditions d'estimation des concentrations des ions à l'aide du spectrophotomètre DR500026	26
Tableau 9.récapitulatif de la méthode d'analyse microbiologique27	27
Tableau 10 : Caractéristiques du vers de terre Africain (Mougabé et al, 2017)29	29
Tableau 11 : Conditions pour l'activité des vers de terre.....29	29
Tableau 12: valeurs moyennes et écart type des caractéristiques des boues utilisées dans l'étude. (n=30).....31	31
Tableau 13: Paramètres des influents et effluents, valeurs moyennes et écart type (n=30).....31	31
Tableau 14 : Abattement des coliformes W138	38
Tableau 15:Abattement des coliformes W239	39

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Options de traitement des boues de vidange (Chris Zurbrugg, 2007)	5
Figure 2: Situation de Ioumbila	17
Figure 3: localisation de 2ie	17
Figure 4: capture et pesée des vers de terre	18
Figure 5: Dispositif expérimental I, culture des vers de terre	19
Figure 6 : schéma de l'étape 1	19
Figure 7: Dispositif expérimental I, culture des vers de terre	20
Figure 8 : schéma de l'étape 2	20
Figure 9: Dispositif expérimental I, culture des vers de terre	21
Figure 10 : schéma de l'expérience 3	21
Figure 11: Dénombrement et instruments de mesure des vers	21
Figure 12: Dispositif expérimental.....	22
Figure 13: Schéma du dispositif expérimental W1	24
Figure 14: Schéma du dispositif expérimental W2	24
Figure 15 : Temperature à l'intérieur du pilote w1.	28
Figure 16:Abattement de DCO DBO ₅ W1	33
Figure 17:abattement DCO DBO ₅ W2.....	33
Figure 18:Elimination des composés azotés et phosphorés W1	35
Figure 19: Elimination des composés azotés et phosphorés W2	35

I. INTRODUCTION

I.1. Contexte et justification

Aujourd'hui reconnus comme droits de l'homme (OMS/UNICEF, 2010), l'eau potable et l'assainissement font partie des besoins vitaux de tout être humain. Selon l'OMS-UNICEF (JMP, 2017), seulement 2,9 milliards de personnes ont accès à un assainissement amélioré, 2,3 autres milliards utilisent encore des installations sanitaires non améliorées et 892 millions pratiquent la défécation à l'air libre.

L'assainissement autonome est l'option technologique la plus utilisée dans les petites villes, les banlieues et les zones rurales des nombreux pays en développement (Stevik et al. 2004).

En Afrique subsaharienne, 30% de la population n'a pas accès à un assainissement amélioré selon (JMP 2017) et 20% pratique de la défécation à l'air libre. 65% à 100% de la couverture en assainissement est assurée à travers les systèmes d'assainissement autonomes (Strauss et al. 2000).

Au Burkina Faso, le taux d'accès à l'assainissement national est de 23% (JMP, 2017) et environ 75% des habitants ayant accès à l'assainissement sont desservis à travers les systèmes d'assainissement autonomes.

D'une manière générale, les installations d'assainissement autonome génèrent une grande quantité de boues qu'il faut gérer en toute sécurité. En effet, une étude menée par le Fond des Nations Unies pour la Population en 2006 a révélé que dans les pays de l'Afrique de l'ouest, la population doublera de 2000 à 2030. Avec cet accroissement démographique galopant et avec l'amélioration de l'accès à l'assainissement, le Burkina fera face à une énorme quantité de boues de vidange non traitée et potentiellement dangereuse pour l'environnement. Les ouvrages d'assainissement autonome (latrines traditionnelles et fosses septiques) nécessitent une vidange après un certain temps d'utilisation. La plupart des technologies de traitement nécessitent un co-traitement ou un pré-traitement des boues de vidange, les phases de collecte et de transport posent généralement plusieurs problèmes dans la chaîne d'assainissement. Au vu de ces inconvénients et de leurs coûts, une solution innovante pour une gestion et un traitement efficace des excréta et urines est indispensable d'où l'objet de cette expérimentation. Le vermicompostage et la vermifiltration sont des options de traitements innovateurs et appropriés nécessitant une disponibilité des vers de terre qui peuvent résoudre certains de ces problèmes. Ce sont des technologies de traitement rentables (Sinha et al, 2008). De même, lors du vermicompostage, il n'y a pas d'émission de composés volatils comme

dans l'incinération des boues. Elle produit également un effluent plus propre que celui obtenu par séchage des lits. Le vermicompostage se fait directement dans une cuve munie d'un système de filtration pour l'évacuation et le traitement des effluents. Une ventilation permet d'avoir un mélange d'air pas trop humide et de chasser les odeurs. En effet plus besoin d'aire de compostage extérieure à la maison. La corvée est minime puisque la vidange ne se fait que tous les 5 à 10 ans suivant la dimension et l'utilisation des toilettes. Plus besoin de se procurer des matières carbonées, ce sont les vers qui assurent le compostage, rien à ajouter. Ainsi le vermicompostage prend une nouvelle dimension, bien que d'autres solutions de valorisation biologique existent: celle d'un service rendu à la société permettant de détourner des déchets organiques à un moindre coût.

I.2. Objectifs de l'étude

L'objectif général de cette étude est de contribuer à la conception et l'optimisation d'un system d'assainissement utilisant le vermicompostage comme principal mécanisme d'épuration.

Plus spécifiquement, il s'agira de :

- Concevoir le modèle (système d'assainissement par vermicompostage)
- Évaluer les mécanismes d'épurations
- Évaluer les performances épuratoires

II. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

II.1 Généralités sur la gestion des boues de vidange en Afrique de l'ouest et au Burkina Faso

II.1.1. En Afrique de l'Ouest

Dans beaucoup des pays d'Afrique de l'Ouest, 65 à 100% des habitations ne sont pas raccordées à un réseau d'égouts et seules certaines zones aux centres des villes sont munies d'un système de

canalisation servant à l'évacuation des eaux usées et excréta (Montangero et al., 2000). Ainsi, des grandes quantités de boues sont générées à travers ces systèmes d'assainissement autonome, sans issues convenable de gestion pour la préservation de la santé de la population et la protection de l'environnement. La gestion des boues de vidange (GBV) est une chaîne qui englobe le stockage, la collecte, le transport, le traitement et la valorisation ou l'élimination (Strande et al, 2014). Cependant, des dysfonctionnements et des déconnexions majeures sont constatés entre les différentes parties de cette chaîne de valeur. Ces dysfonctionnements sont dues aux manques de ressources financières, humaines et logistiques ; au manque de coordination entre les acteurs et à l'inexistence ou au manque d'application des normes mises en place par les autorités. C'est pour cela qu'il est commun de constater des dépotages de BV dans les zones de dépression, dans les cours d'eau et les océans, sur les terres agricoles, dans les lacs et les étangs de pisciculture, et même dans l'enceinte des habitations et des rues (CREPA, 2004; Koanda, 2006; Koné et al., 2007).

II.1.2. Cas du Burkina Faso

Selon le rapport bilan annuel PNAEUE 2017, le taux d'accès à l'assainissement était de 15,1% en 2017. Selon ce même rapport en 2016, seulement 42% de la population avait accès à l'assainissement amélioré et 9 ménages sur 10 utilisaient un Système d'Assainissement autonome. Les options technologiques développées et utilisées en milieu rural et urbain varient selon les localités. Les types d'ouvrages d'assainissement les plus répandus sont : les Latrines VIP double fosse, les Toilettes à Chasse Manuelle (TCM), les Latrines EcoSan, les Latrines ventilée à fosse unique avec dalle Sanplat, les Fosse septique.

Il y a plusieurs risques liés à la gestion actuelle des BV au Burkina Faso et plus spécifiquement à Ouagadougou. La plupart des installations d'assainissement, excepté les fosses septiques, si elles sont bien construites, ne sont pas étanches et leur utilisation extensive peut entraîner une pollution en germes pathogènes de la nappe phréatique et causer de graves problèmes de santé (CREPA, 2004). Dans les sites de déversement, le déversement direct sur le sol provoque une surcharge du sol en polluants surtout organiques, le dégagement de mauvaises odeurs, un impact visuel et une attraction des charognards (CREPA, 2004). Pour les boues déversées dans les champs pour l'agriculture, le risque est aussi imminent, sachant qu'il a été prouvé la présence de germes comme les coliformes fécaux, les œufs d'helminthes, les larves d'anguillule et d'ankylostome dans les boues de vidange. Ces germes peuvent se retrouver sur les feuilles de certaines cultures de légumes consommables à crues.

II.1.3. Caractéristiques des boues de vidange

Les caractéristiques de BV sont très variables d'une région à une autre (Bassan et al., 2013). Selon Heiness et al., (1998) elles dépendent de plusieurs facteurs entre autre, du climat, du type d'ouvrage d'assainissement et de son utilisation, du mode de vidange et de la durée de stockage .

Les boues de vidange sont en général beaucoup plus concentrées que les eaux usées (teneurs en matière organique et en matières en suspension de 10 à 100 fois plus élevées) (Klingel et al, 2002). Le tableau 1 représente les valeurs moyennes des caractéristiques physico-chimiques des BV de quelques villes.

Tableau 1 : Caractéristiques physico-chimiques des BV de quelques villes (valeurs moyennes).

	Ouaga ¹ (Burkina Faso)	Ouaga ² (Burkina Faso)	Accra ² (Ghana)	Accra ³ (Ghana)	Dakar ⁴ (Sénégal)	Bangkok ³ (Thaïlande)	Manilla ³ (Philippines)	Conakry ² (Guinée)
	Boues septiques	Boues Septiques	Boues de toilettes publiques	Boues septiques	Boues septiques	Boues Septiques	Boues septiques	Boues septiques
<i>MS (mg/l)</i>	12919	19000	52500	11900	14000	16000	72000	10000
<i>MV (mg/l)</i>	7838							
<i>MES (mg/l)</i>	11084							
<i>MVS (mg/l)</i>	7840					14000		
<i>DCO (mgO₂/l)</i>	11973	13500	49000	7800	15736		37000	13885
<i>DBO₅ (mgO₂/l)</i>	1981	2240	7600				3800	
<i>DCO/DBO₅</i>	7	6	6	6 à 12			9,7	
<i>N-NH₄⁺ (mg/l)</i>	1230	600	3 300					

Références: ¹Mahamane, 2011; ²Koné et Strauss, 2004; ³Heiness et al. 1999; ⁴Walker, 2008; ⁵Koottatep et al. 2005 (4) et (5) sont tirés de Mahamane, 2011.

II.1.4. Système de traitement des boues de vidanges

Il existe de nombreux systèmes de traitement des boues de vidange qui ont recourt à des mécanismes physique, chimique ou biologique. Selon Koné et Strauss (2004) parmi ces systèmes de traitement, certains sont plus adaptés pour les pays en voie de développement à savoir:

- les bassins de sédimentation/épaississement non-mécanisés,
- les lagunes de sédimentation/stabilisation,
- les lits de séchage plantés ou non plantés,

- le co-compostage avec des déchets solides organiques,
- la digestion anaérobie avec valorisation de biogaz et
- le co-traitement avec les eaux usées.

La figure 1 présente quelques options de traitement des boues de vidange

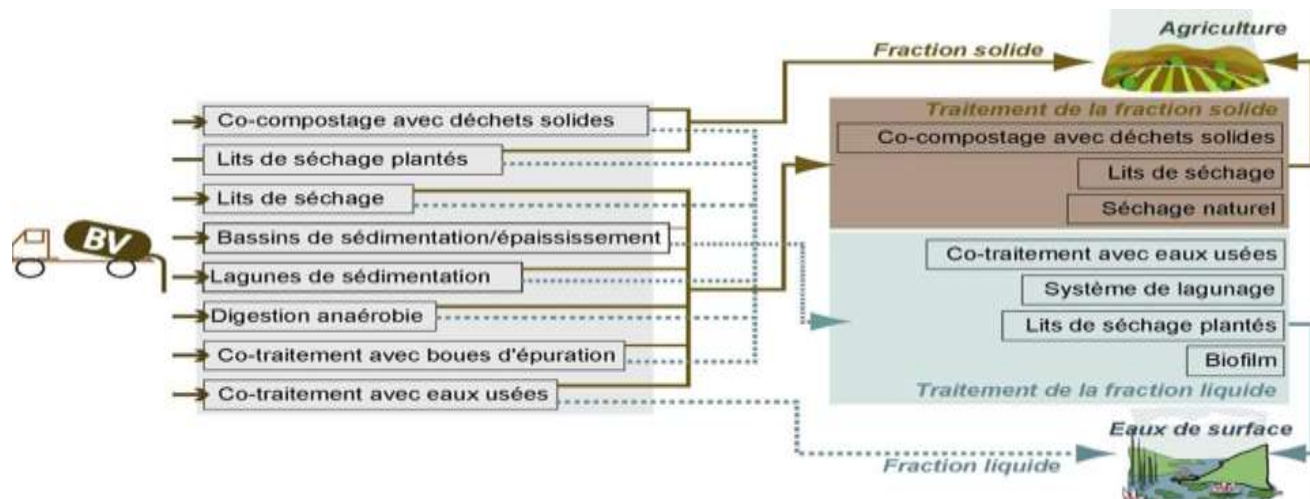


Figure 1 : Options de traitement des boues de vidange (Chris Zurbrugg, 2007)

Aussi, il est à noter que durant ces quinze dernières années, plusieurs initiatives encourageantes pour le traitement des BV ont vu le jour dans les pays d'Afrique de l'Ouest (Sénégal, Mali, Côte d'Ivoire, Burkina Faso, Ghana, Bénin, Guinée). Ces initiatives concernent aussi bien des expériences pilotes expérimentales à petite échelle à travers des projets de recherche que la construction de station de traitement à grande échelle (Mbéguééré, 2009 ; Koanda, 2006). Le tableau 3 présente des exemples des traitements des BV en Afrique de l'Ouest.

Tableau 2: Station/initiatives pour le traitement des BV rencontrés en Afrique de l'Ouest

<i>Villes (pays)</i>	<i>Traitement</i>	<i>Observation (source)</i>
<i>Accra (Ghana)</i>	Lagunage	(Koanda, 2006)
	Bassin de sédimentation lagunage du surnageant et Co-compostage des boues épaissies	(Heinss et al., 1998)
<i>Kumasi (Ghana)</i>	Lagunage	(Koanda, 2006)
	Lits de séchage non planté+Co-compostage du bio-solide	Station pilote
	Biodigesteur	(FSM2, 2012)
<i>Cotonou (Benin)</i>	Bassin de sédimentation+lagunage	(Koanda, 2006)

<i>Bamako (Mali)</i>	Lits de séchage non planté+Traitement du percolât par lagunage	Station abandonnée (Traoré, 2010)
	Décantation+Traitement du percolât par lagunage	Station non en service (Traoré, 2010)
<i>Ouagadougou (Burkina Faso)</i>	Lits de séchage non planté/plantés (2 stations) +Traitement du percolât par lagunage avec les eaux usées et séchage naturel des boues résiduelles	Stations inaugurées et mises en service en septembre 2014
<i>Bobo-Dioulasso (Burkina Faso)</i>	Lits de séchage non planté/planté +Traitement du percolât par lagunage avec les eaux usées et séchage naturel des boues résiduelles	Station en construction
<i>Dori (Burkina Faso)</i>	Lits de séchage non planté + Traitement du percolât par lagunage	Mis en service en 2013 (DGRE, 2013)
<i>Dakar (Sénégal)</i>	Décantation+co-traitement du sumageant par boues activées avec les eaux usées et de la boue épaissie (résidu de boues au fond) sur lits de séchage non planté	Station de la ville en service (Koanda, 2006)
	Lit de séchage non planté	Stations de la ville en service
	Lits de séchage plantés	Station expérimentale - travaux de recherche en cours (FSM2,2012)
	Lits de séchage non planté + Incinération des boues sèches	Station expérimentale - travaux de recherche en cours (FSM2,2012)
	Décantation-sédimentation/épaississement	Station expérimentale - travaux de recherche (Mbégué,2009)
<i>KeurMassar (Sénégal)</i>	Biodigesteur	Station pilote en projet (ONAS, 2012)
<i>Abidjan (Cote d'Ivoire)</i>	Lit de séchage à écoulement non saturé	Pilote expérimental de recherche (Yéo, 2008)
<i>Conakry (Guinée)</i>	Sédimentation+dégazage+bassin anaérobie	(Koanda, 2006)

Source : Tadjouwa, 2016

II.1.5. Limites des systèmes de traitements.

Malgré leur utilisation, les options de traitement décrites ci-dessus ont des limites.

Le tableau 3 présente quelques inconvénients.

Tableau 3: Limites des options de traitements conventionnels.

Traitements	Limites	Références
Co-compostage	Emission d'odeurs et de bios aérosols	Epstein, 1996
	Besoin d'un grand espace	Epstein, 1996
	Capacités techniques et managériales requises pour opérer de façon efficiente	Ronteltap, Dodane & Bassan, 2014
	Besoin fréquent de remuer les tas de compost entraîne plus de consommation d'énergie et de besoins de personnel	Adhikari, 2015
Station d'épuration	La disponibilité de l'espace, le coût élevé, les contenus en solides des Boues de vidange et l'ammoniac	Ronteltap, Dodane & Bassan, 2014
	Nécessite des machines mécaniques Machinerie mécanique pour les bassins de décantation	Strauss <i>et al.</i> , 2000
Digestion anaérobique	Certaines Technologie de Digestion aérobique sont requis pour des BV spécifiques; des infrastructures chères et difficiles d'utilisation	Klingel <i>et al.</i> , 2002; Tilley <i>et al.</i> , 2014
	Peu d'études ont évalué les Digestions aérobique adéquats pour les Boues de vidange.	Ronteltap, Dodane & Bassan, 2014
Incineration des boues	Potentiel émission de métaux volatiles	Gerstle & Albrinck, 1982
	Besoins de certains staffs de compétence occasionnant des dépenses élevées	Tchobanoglous, Burton & Stensel, 2003
Lits de séchage	Le lixiviat nécessite un traitement; un grand besoin de terrain; un travail intensif	Tilley <i>et al.</i> , 2014
	Besoin de spécialiste de design et de construction	Kengne & Tilley, 2014
	Une surface de lit insuffisante peut affecter la performance des Operations & Maintenance	Nielsen, 2005; Molle <i>et al.</i> , 2006
	Les œufs des Helminthes ne sont pas suffisamment inactivés	Koné <i>et al.</i> , 2007
Co-traitement dans les STEP	Non recommandé en raison de la plus grande résistance de boues fécales par rapport aux eaux usées	Lopez-Vazquez <i>et al.</i> , 2014

Source : Enrique Hernández

Au vu des inconvénients des différents systèmes de traitements des boues de vidange et de leurs coûts, une solution innovante pour une gestion et un traitement efficace des excréments et des urines est indispensable d'où l'objet de cette expérimentation. Le vermicompostage se fait directement dans une cuve munie d'un système de filtration pour l'évacuation et le traitement des effluents. Une ventilation permet d'avoir un mélange d'air pas trop humide et de chasser les odeurs. En effet plus besoin d'aire de compostage extérieure à la maison. La corvée est minime puisque la vidange ne se fait que tous les 5 à 10 ans suivant la dimension et l'utilisation des toilettes. Plus besoin de se procurer des matières carbonées, ce sont les vers qui assurent le compostage, rien à ajouter.

II.2. Le vermicompostage

II.2.1. Définition description du processus du vermicompostage

C'est un procédé de bio oxydation et de stabilisation de la matière organique grâce à l'action combinée des microorganismes et des vers de terres (Hanc et Dreslova, 2016). La température est maintenue à un niveau tolérable pour éviter de nuire au vers de terre (Aira et al.

2011).Le vermicompostage, aussi appelé lombricompostage, désigne la transformation des déchets organiques par les vers de terre. Il s'agit d'un processus aérobique naturel et inodore qui est très différent du compostage conventionnel. Les vers de terre ingèrent les déchets organiques puis excrètent du fumier foncé, sans odeur, ainsi que des granules de boue riches en matière organique qui constituent un excellent amendement pour le sol.

Le vermicompostage fonctionne en raison de la relation symbiotique entre les vers de terre et les micro-organismes (Arora et Kazmi, 2015).

Les vers les plus utilisés pour le vermicompostage sont: *Eisenia fétida* qui est endémiques des régions tempérées comme l'Angleterre (Furlong et al, 2015), *Eudrilus Eugenia* dans les régions de l'Afrique (Furlong et al, 2015), en Inde, en Amérique du nord et Sud(Furlong et al, 2015), *Perionyx excavatus* en Asie et Australie, *Eidenia veneta* en Europe (Qaisar, 2013).

Plusieurs déchets organiques sont utilisés pour le vermicompostage. Outre le fumier animal, les déchets alimentaires et autres déchets organiques (Masó & Blasi, 2008), (Aira et al, 2011), (Garg et Yadav, 2012), (Soobhany et al, 2015), les déchets végétaux conviennent aussi au lombricompostage (Abbasi & al, 2015). On utilise également des déchets de brasseries, des déchets de papier et d'autres résidus urbains semblables (Aira et al, 2011). Egalement, les boues d'épuration (Sinha et al., 2010), (Solis-Mejia et al, 2012), (Molina et al., 2013), les boues d'épuration primaires (Gupta & Garg, 2008), Hait & Tare, 2011), les boues d'égout (Kizilkaya & Türkay, 2014), les boues déshydratées (Yang et al., 2014), les boues de fosses septiques (Rodríguez-Caché et al. ., 2010) et même des excréments humains (Lalander, Hill & Vinneras, 2013) ont été utilisé dans le vermicompostage.

Les matériaux les plus utilisés comme lits de soutien pour les vers de terre peuvent être entre autres le sol noir, le gravier, le sable etc.

II.2.3. Les produits et sous-produits de vermicompostage

Le matériau produit lors d'un vermicompostage ressemble à de l'humus et est appelé vermicompost. Il est plus homogène que le compost (Wang & Ai, 2016). Son ajout aux terres agricoles améliore la «fertilité» du sol en termes de nutriments et de «microorganisme» (Tharmaraj et al, 2011). (Munroe, 2007) a également énuméré les avantages dans l'application du vermicompost comme «une capacité accrue à retenir l'humidité, une meilleure capacité de rétention des nutriments».

II.2.4. Paramètre pouvant influencer le processus de vermicompostage.

Les facteurs énumérés dans le tableau 4 influencent sur la condition optimale pour l'activité des vers de terre pendant le processus de vermicompostage (Dominguez, et al, 2000); (Masciandaro et al, 2000).

Tableau 4 : Facteurs influençant l'activité des vers de terre

Facteurs	Champs d'action
Boues de vidange	La teneur des boues en éléments nutritifs, en particulier l'azote et le phosphore, dépend de leur temps de séjours (Sinha et al., 2010). Après 12 semaines, sa valeur nutritive diminue, bien que sa teneur en cendres puisse augmenter (Loehr, Martin et Neuhauser, 1998). Les boues fraîches sont plus riches en nutriments. Étant donné que les vers de terre minéralisent ces éléments nutritifs (Sinha et al., 2010), les boues fraîches peuvent être préférées.
Humidité	75 à 90% (Sinha et al., 2010; Neuhauser et al., 1988). Les conditions ne doivent pas être trop humides, car cela conduirait à des conditions anaérobies (Sinha et al., 2010).
Conditions aérobies	Pour les vers de terre et les communautés microbiennes associées (Munroe, 2007).
Temperature	15-25 °C (Edwards & Arancon, 2004).
pH	5-7 (Edwards & Arancon, 2004; Sinha et al., 2010)
C:N ratio	25 (Sinha et al., 2010)
Approvisionnement en Calcium	Minéral Important dans la biologie du ver; ajout de coquilles d'œuf ou de poudre de calcaire (Sinha et al, 2010)
Ammonium	Toxique si supérieur à 0.5mg/g (Edwards & Arancon, 2004)
Sels Inorganiques	Toxique si supérieur à 0.5% (Edwards & Arancon, 2004)

Source : (Dominguez, et al, 2000); (Masciandaro et al, 2000).

II.3. La vermifiltration

II.3.1. Définition de la vermifiltration

La vermifiltration est un système composé de vermifiltre pour le traitement des déchets organiques ou des eaux usées utilisant un environnement aérobie et des vers de terre (wikipedia.org/wiki/Vermifiltration).

La vermifiltration est une nouvelle technique de traitement des eaux usées par les vers (Aguilera, 2003). La vermifiltration est un procédé d'épuration écologique sans production de boues d'épuration et donc sans nuisance olfactive, avec une qualité de rejet final d'eau conforme à la norme.

II.3.2. Processus de vermifiltration

Très similaire au vermicompostage, la vermifiltration désigne également la transformation des déchets organiques par les vers de terre. Le vermicompostage et la vermifiltration ne sont pas des termes interchangeables. La vermifiltration consiste en un filtre contenant des vers de terre (Furlong et al, 2015a), tandis que le vermicompostage est un processus qui se produit dans un vermifiltre. Cela veut dire que la vermifiltration est utilisée pour traiter les liquides et les boues plutôt que des solides.

Les vers de terre utilisés pour le vermifiltration sont les mêmes que ceux utilisés pour le vermicompostage.

Dans les systèmes de vermifiltration, les eaux usées (Sinha et al, 2008), (Wang et al., 2013), (Arora et al., 2014), (Wang et al.2014); (Arora et Kazmi, 2015); (Sahu, Raut & Mane, 2015) et les boues d'épuration (Zhao et al., 2010), (Li et al., 2014), (Ma et al., 2016), (Xing et al., 2016a),(Xing et al., 2016b) sont les influents,. La recherche sur la vermifiltration des boues de vidange a été faite par (Furlong & Gibson, 2014), (Furlong et al, 2014, 2015a, 2015b). Des études (Furlong & Gibson, 2014), (Furlong et al, 2014, 2015a, 2015b) ont montré que les vermifiltres sont capables de réduire la DBO5 de 90%, la DCO de 80-90%, les MES de 90-95%» (Sinha et al, 2008, p.409) et les autres paramètres tels que l'azote total, le nitrate (NO3), le nitrite (NO2), l'ammonium (NH4), l'ammoniac. Le rapport carbone / azote (C: N), le pH, le phosphore total, le potassium (K2O), le carbone organique total (TOC), les œufs d'helminthes et la conductivité électrique ont également été affectés par la vermifiltration (Sinha et al., 2010), (Wang et al., 2013), (Furlong, et al,2014); (Sahu et al, 2015); Furlong et al., 2015a, 2015b).

Matériaux de litière et de filtration

Dans le domaine de la vermifiltration, différentes litières ont été utilisé. Ces matériaux de filtration ont été étudié pour déterminer si les systèmes de vermifiltre deviennent plus efficaces en termes d'augmentation de la qualité des effluents, évaluer à partir des paramètres DCO, DBO, matière en suspension, métaux lourds, coliformes fécaux.

Tableau 5 : matériaux de filtration

Litière	paramètres	Références
Gravel	Turbidité; pH; OD; DCO; DBO; TSS; VSS; TKN; NO ₃ ⁻ ; NO ₂ ⁻ ; TP; TC; FC; FSt; TB; <i>E. coli</i> ; <i>Salmonella</i> spp.; Actinomycètes; Temperature; Alcalinité	Sinha, Bharambe & Chaudhari (2008); Arora <i>et al.</i> (2014); Adhikari (2015); Arora & Kazmi (2015)
Sable	pH; DO; BOD; COD; TSS; VSS; pH; NH ₃ -N; NO ₃ ⁻ ; NO ₂ ⁻ ; TP; TKN; TC; FC; FS; TB; <i>E. coli</i> ; <i>Salmonella</i> spp.; Actinomycètes; Temperature; Alcalinité	Wang <i>et al.</i> (2013); Adhikari (2015); Arora & Kazmi (2015); Sahu, Raut & Mane, 2015
Excréments de vache	BOD; COD; TSS; pH	Sahu, Raut & Mane (2015) Sinha, Bharambe & Chaudhari (2008);
Sol	Turbidité; pH; DO; BOD; COD; NH ₃ -N; TN; TP; TSS; Fungi; Bactérie; Actinomycètes	Wang <i>et al.</i> (2013); Wang <i>et al.</i> (2014); Sahu, Raut & Mane, 2015
Sciure	pH; DO; COD; NH ₃ -N; TN; TP; Fungi; Bactérie; Actinomycètes	Wang <i>et al.</i> (2014)
Détritus	Actinomycètes NH ₃ -N; COD	Wang <i>et al.</i> (2013); Wang <i>et al.</i> (2014) Wang <i>et al.</i> (2013)
Chœ ur	pH; COD; CF; TP; TKN; NH ₄ -N; NO ₃ ⁻ ; NO ₂ ⁻ ; pH; TSS; VSS; Temperature; Alcalinité	Furlong, Templeton & Gibson, 2014; Furlong <i>et al.</i> (2014, 2015a, 2015b); Adhikari (2015)
Boues de terre	pH; DO; COD; BOD; TC; FC; FSt; TB; <i>E. coli</i> ; <i>Salmonella</i> spp.; Actinomycètes	Arora <i>et al.</i> (2014)
Brisure de verre	pH; DO; COD; BOD; TC; FC; FSt; TB;	Arora <i>et al.</i> (2014)
Morceaux de briques	<i>Salmonella</i> spp.; Actinomycètes pH; Temperature; Alcalinité; COD; TSS; VSS; TKN; NH ₄ -N; NO ₃ ⁻ ; NO ₂ ⁻ ; TP	Adhikari (2015)
Brisure de bois	COD; CF <i>Ascaris spp.</i> ; NH ₄ -N; NO ₃ ⁻ ; NO ₂ ⁻ ; TKN; pH; TSS; VSS; TP; Temperature; Alcalinité	Furlong, Templeton & Gibson, 2014; Furlong <i>et al.</i> (2014, 2015a, 2015b); Adhikari (2015)
Galets d'argile	VSS; TSS; TCOD; SCOD; Temperature	Zhao <i>et al.</i> (2010); Li <i>et al.</i> (2014); Ma <i>et al.</i> (2016); Xing <i>et al.</i> (2016a, 2016b)
Charbon de bois	pH; DO; COD; BOD; TC; FC; FSt; TB; <i>E. coli</i> ; <i>Salmonella</i> spp.; Actinomycètes; NH ₄ -N; NO ₃ ⁻ ; NO ₂ ⁻ ; TKN; TP; TSS; VSS; Temperature; Alcalinité	Arora <i>et al.</i> (2014); Adhikari (2015)

SOURCE Arora et al(2014); Furlong & Gibson(2014); Adhikari (2015).

II.3.3. Les produits et sous-produits de la vermifiltration

En plus de l'effluent produit par la vermifiltration qui peut être utilisé dans l'agriculture comme amendement organique, nous avons également la production du vermicompost ayant les mêmes caractéristiques et propriétés que dans le vermicompostage.

II.3.4. Paramètres pouvant influencer le processus de vermifiltration.

Les facteurs influençant la vermifiltration sont les mêmes que ceux énumérés dans le tableau 5 sur la condition optimale pour l'activité des vers de terre pendant le processus de vermicompostage.

Dans le cadre de notre étude, les vers utilisés pour le vermicompostage sont *Eudrilus Eugenia*, c'est une espèce que l'on retrouve en Afrique et en Inde. Les travaux antérieurs sur le système de vermifiltration utilisant *Eudrilus Eugeniae* au Burkina Faso ont montré que cette espèce pouvait supporter des températures qui peuvent aller jusqu'à 40°C Pendant la saison chaude (Adugna et al, 2014). Ils mangent de la matière végétale et organique en décomposition et rejettent ensuite les déchets en petits turricules qui enrichissent le sol (BIO-VERS.COM - © 2008-2017).

II.3.5. Les paramètres les plus souvent mesurés pour évaluer la qualité de l'influent et l'effluent dans le processus de vermifiltration

Plusieurs paramètres peuvent être mesurés pour évaluer la qualité de l'influent et de l'effluent.

➤ Nutriments

Les nutriments ont des impacts environnementaux. Il s'agit de l'eutrophisation et des proliférations d'algues dans les eaux de surface et de la contamination de l'eau potable (les nitrates conduisent par exemple à la méthémoglobinémie).

Le cycle de l'azote est un processus important à prendre en compte lors de l'étude de la vermifiltration car les vers jouent un rôle important dans la production de vermicompost, de mucus et de décomposition de la matière organique (Nagavallema et al, 2004). L'action des bactéries nitrifiantes est renforcée par la présence de vers de terre, convertissant l'ammoniac en nitrate tandis que le nitrite joue un rôle intermédiaire (Wang et al. 2011). Des bactéries oxydantes de l'ammoniac (groupe de bactéries nitrifiantes) ont réussi à éliminer l'azote ammoniacal (Wang et al. 2013). L'azote est un facteur limitant dans la nature, mais peut aussi être toxique (Rosswall, 1981). Le cycle de l'azote est un processus chimique complexe (Sawyer

et al, 1994). Cela est dû aux nombreux états d'oxydation de l'azote, qui peuvent être modifiés par des bactéries aérobies et anaérobies (Sawyer et al, 1994).

Les boues de vidanges contiennent de l'azote non assimilé ou de l'azote organique (Sawyer et al, 1994). Les bactéries hétérotrophes anaérobies et aérobies convertissent l'azote organique en ammoniac (Sawyer et al, 1994). La nitrification est le procédé par lequel l'ammoniac (NH_3) ou l'ammonium (NH_4^+) est finalement transformé en nitrate (NO_3) (USEPA, 2002). L'ammonium (NH_4^+) est la forme ionisée de l'ammoniac (NH_3) bien que les deux termes soient généralement utilisés comme synonymes.

Ammonium

Les ions ammonium peuvent être présents dans les eaux souterraines ainsi que dans les matières organiques non biodégradables pour des raisons naturelles ou anthropiques comme les pratiques agricoles, le lixiviat des décharges ou l'élimination des eaux usées (Smith et al. 2006). L'ammoniac (NH_3) a un plus grand potentiel de pollution que l'ammonium (Lingle, 2013), bien qu'Erskine, (2000) ait considéré l'ammonium comme une substance dangereuse ayant un impact important sur l'écologie et l'extraction des eaux souterraines. Cependant, si l'ammonium est facilement disponible, il peut se convertir en nitrate par le procédé de nitrification (Umezawa et al, 2009).

La présence d'ammonium dans les eaux souterraines peut entraîner une dégradation de la qualité des eaux souterraines et une utilisation réduite. Elle peut également affecter les interactions eau-roche et constituer une source d'azote pour les eaux de surface qui reçoivent des eaux souterraines (Böhlke et al, 2006). L'ammoniac est présent dans les excréments humains et par conséquent dans les BV (Heinonen-Tanski & van Wijk-Sijbesma, 2005). Les BV contiennent environ 2 à 5 000 mg / L d'ammonium (Niwagaba, et al, 2014). Comme expliqué dans cette section, les concentrations élevées d'ammonium ont un potentiel de pollution. L'ammoniac est également toxique pour les vers de terre au-dessus d'une concentration de 0,5 mg / g (Edwards et Arancon, 2004). En plus de ce qui précède, la méthode disponible pour analyser l'ammoniac en laboratoire est par titrage chimique, tandis que la mesure de l'ion ammonium suit un processus plus simple et plus rapide.

Nitrites

Le nitrite est un état d'oxydation instable (OMS, 2011), car c'est l'ion intermédiaire dans le processus de nitrification. Par conséquent, dans des conditions aérobies, l'ammoniac est

transformé en nitrite, lequel est potentiellement convertible en nitrate (Wang et al. 2004). Selon l'OMS (2011), le nitrite est capable de traverser le placenta d'un rat, provoquant une méthémoglobinémie fœtale. Le nitrite a été signalé comme étant plus toxique que le nitrate, car sa DL50 (dose létale qui tue la moitié de la population) est inférieure à celle du nitrate (RIVM., 1989); (OMS, 1996). De plus, les nitrites provoquent une hypertrophie surrénale chez les rats et d'autres animaux, une carence en vitamine A, des modifications histopathologiques dans les poumons, une foetotoxicité, des aberrations chromosomiques dans la moelle osseuse et une augmentation de l'incidence des tumeurs (OMS, 2011). C'est également un composé toxique pour les organismes aquatiques, tels que les crustacés (Wang et al., 2004).

Chez les humains, l'absorption de nitrite peut réduire le transport de l'oxygène vers les tissus, entraînant une méthémoglobinémie (OMS, 2011). Cette maladie peut causer la cyanose et l'asphyxie (OMS, 2011). Une intoxication au nitrite a été rapporté chez des adultes, avec une dose létale allant de 33 à 250 mg NO / kg de poids corporel (OMS, 2011).

Nitrates

Le nitrate est un composé inorganique azoté qui est une espèce azotée prédominante dans les eaux souterraines (Smith et al, 2006). Les nitrates ont un potentiel de pollution pour les eaux souterraines lorsqu'elles sont lessivées à travers le profil du sol (Strebel, et al, 1989), (Kaçaroglu & Günay, 1997); (Voudouris et al, 2004). Ils provoquent des effets biologiques significatifs lorsqu'ils sont consommés par l'homme, étant donné qu'ils pourraient être un facteur de risque dans le développement des cancers gastriques et intestinaux (Haller et al., 2013). Les malformations congénitales peuvent aussi être liées à des taux élevés de nitrates, bien que cette relation n'ait pas été confirmée (OMS, 2011).

Ils sont couramment utilisés comme engrais inorganiques et sont très solubles dans l'eau (Liu et al., 2014). Les aquifères sont une source d'approvisionnement en eau potable là où ils sont disponibles, mais les nitrates constituent une menace pour les réservoirs d'eau souterraine s'ils atteignent la nappe phréatique (Mahvi et al, 2005;2011); (Lake et al., 2003). Dans le cas des latrines, les effluents des latrines à fosse s'infiltrent directement dans le sol (OMS, 1992). Si l'effluent s'infiltré à une profondeur considérable, les plantes peuvent ne pas absorber le nitrate dans le sol, ce qui entraîne la pénétration de nitrates dans l'aquifère (OMS, 2011). L'augmentation de la concentration en nitrates épuise l'oxygène dissous dans un plan d'eau (Zhu et al., 2011). La diminution de l'oxygène dissous peut déclencher le passage de l'eau dans des conditions anoxiques ou anaérobies (Zhu et al., 2011).

Conception et évaluation de l'efficacité épuratoire d'un system d'assainissement par vermi-compostage pour le traitement des boues de vidange

Lorsque les nitrates se produisent naturellement dans des conditions aérobies dans les eaux souterraines, les concentrations ne sont généralement que de quelques milligrammes par litre, mais elles dépendent du type de sol et de la géologie de la zone environnante (OMS, 2011). Il faut garder à l'esprit que les eaux souterraines accusent un retard lorsqu'elles réagissent aux changements du sol, de sorte que les effets peuvent ne pas être visibles immédiatement (OMS, 2011). La contamination par les nitrates est extrêmement difficile à éliminer. Une fois qu'un aquifère est pollué, il faudra des décennies pour que la concentration en nitrates diminue, même si la teneur en nitrates est réduite par rapport aux activités productrices de nitrates (OMS, 2011).

Le ruissellement de nitrates vers les plans d'eau de surface, de même que les phosphates, peut également causer l'eutrophisation (Muir, 2012). L'eutrophisation est un enrichissement excessif en éléments nutritifs des masses d'eau, entraînant la prolifération d'algues et, par conséquent, la diminution de l'oxygène dissous (Harper, 1992).

Phosphore

Le phosphore est également un paramètre à considérer car la concentration totale de phosphore dans les boues de vidange est assez élevée (habituellement 2 à 50 fois plus que dans les eaux usées domestiques). Le phosphore est présent dans les boues de vidange sous forme de phosphate, sous la forme acide ou basique de l'acide ortho phosphorique (H_3PO_4 / $P-PO_4$) ou encore sous forme de phosphate organiquement lié (par exemple dans les acides nucléiques, les phospholipides et les protéines phosphorylées). Le traitement du phosphore est basé sur des facteurs comme la sorption, la précipitation, la complexation, la sédimentation, la minéralisation, le pH, l'absorption par les plantes (dans les lits de séchage plantés) et le potentiel redox.

Le phosphate peut être mesuré par méthode colorimétrique pour déterminer la fraction «réactive» du phosphore. Le phosphore total, y compris ses fractions particulaires et organiques, est mesuré après hydrolyse ou minéralisation (APHA, 2005).

➤ Pollutions organiques

DCO et la DBO5

La demande biologique en oxygène (DBO) mesure l'oxygène consommé par les bactéries dans un échantillon (Sawyer et al, 1994). Cependant, cette méthode prend 5 jours à compléter. D'un autre côté, le processus de demande chimique en oxygène ne prend que 2 heures. La demande

chimique en oxygène (DCO) est une mesure de la concentration d'oxygène dans un volume déterminé d'une substance nécessaire pour oxyder chimiquement les composés organiques présents (Zhao et al., 2004, Zhang, Li et Zhao, 2009).

Les eaux usées et les boues de vidange possèdent généralement des niveaux élevés de DCO (1 200 à 50 000 mg d'O₂ / L). Une DCO élevée est synonyme d'une quantité considérable de matière organique avec un potentiel d'oxydation qui peut épuiser la concentration d'oxygène dissous (Boyles, 1997). La réduction du DO peut conduire à des conditions anaérobies, de sorte que l'oxygène n'est pas disponible pour les êtres aquatiques.

La microbiologie : Les indicateurs de contamination fécale

Escherichia coli

Les coliformes sont le groupe de bactéries qui utilise le lactose pour produire de l'acide et du gaz (Edberg et al. 2000). Les coliformes fécaux font partie de ce groupe de bactéries, présentes dans les fèces humaines et dans les eaux polluées par les matières fécales, conduisant à la dégradation de la qualité de l'eau (Bonjoch et al, 2011). Ils ont une grande importance hygiénique (Nola et al, 2002) car ce sont des organismes indicateurs de la pollution fécale (Ashbolt et al, 2001). *Escherichia coli* est une bactérie Gram négatif utilisée comme indicateur biologique de la pollution fécale (Feachem, 1975), (Edberg et al., 2000). *E. coli* est considéré comme un indicateur fiable, présent dans tous les fèces de mammifères, car il est «plus thermotolérant que les autres bactéries à fermentation Gram négatif entéro-fermantes au lactose» (Edberg et al. 2000, page 107S).

III. MATERIELS ET METHODES

III.1. Site de l'étude

III.1.1. Site de collecte des vers de terre

Les deux endroits suivants ont été les lieux où nous avons collecté les vers de terre. Ces deux endroits sont : autour du barrage de Lumbila à 20 km au nord de Ouagadougou et autour du Barrage numéro 3 près du Centre Hospitalier Universitaire Yalgado Ouédraogo dans la ville de Ouagadougou. La situation géographique de Lumbila est indiquée sur la figure 2.

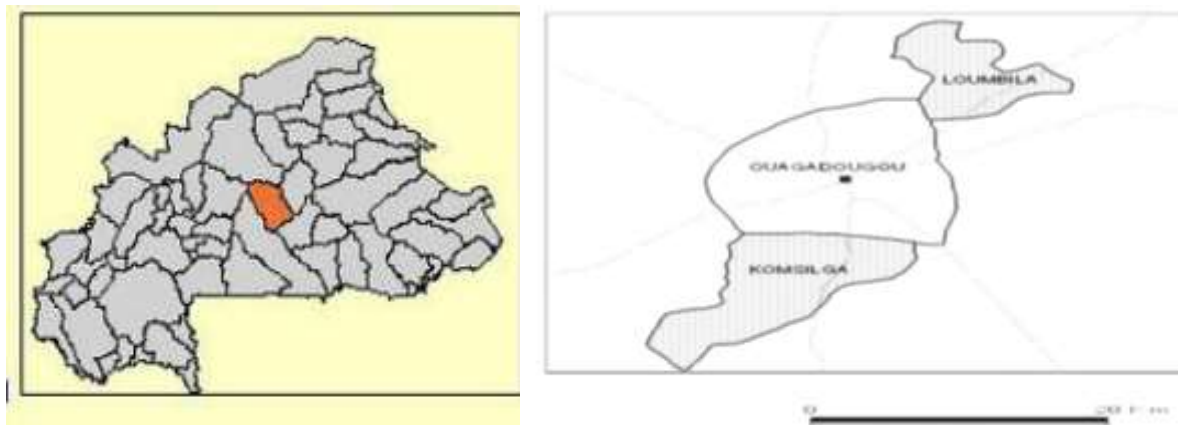


Figure 2: Situation de lumbila

Après avoir obtenu les vers de terre nous les avons ramené au site expérimental de 2ie où le système de vermicompostage a été réalisé sous un hangar non loin de la station d'épuration.

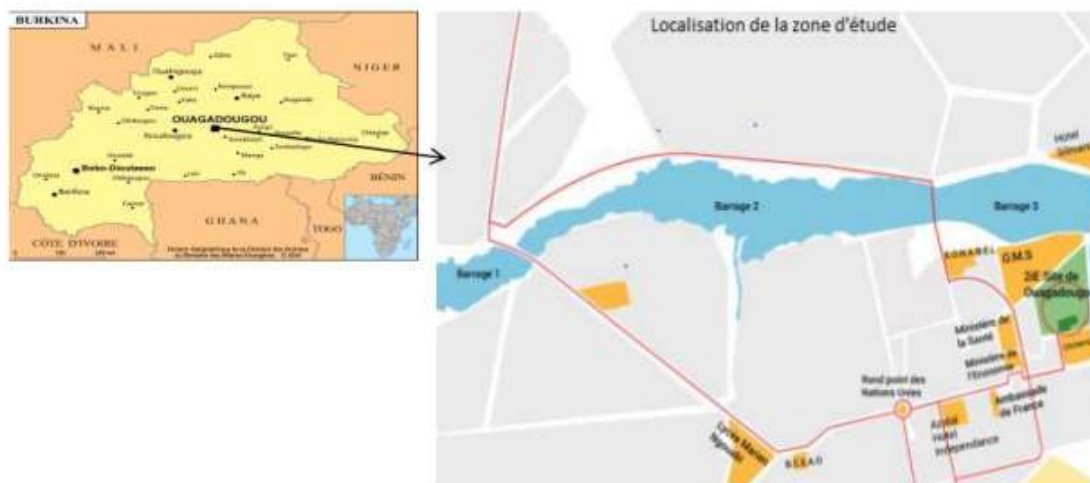


Figure 3: localisation de 2ie

III.1.2. Duré de l'étude

Le temps nécessaire a été de 126 jours (de mars à juillet 2017) pour l'identification et la culture des vers de terre.

Le temps de la conception et du suivi du système de vermicompostage s'est écoulé de juillet 2017 à janvier 2018.

III.2. Phase expérimentale pour le dimensionnement du pilote

III.2.1. Collecte des vers de terre

Les étapes suivantes vont nous permettre d'identifier et de cultiver les vers de terre locaux appropriés à notre zone et de tester s'ils peuvent vivre dans les boues de vidange à l'intérieur d'un système de toilette semi-humide à une température supérieure à 40 °C. Au total, 5kg de vers (environ 5 000 vers) ont été capturés et étudiés tout au long de l'étape 1. La figure 4 illustre l'échantillonnage et la pesée des vers de terre obtenus.



Figure 4: capture et pesée des vers de terre

Etape 1 :

Un bidon en plastique jaune de 20l divisé en 2 parties égales est utilisé comme bac de vermifiltration avec une dimension de 35cm * 28cm * 10cm (Volume 9,8 l ; surface 980 cm²). Ces bacs jaunes coupés sont à moitié remplis de sol noir naturel (5 cm de profondeur) et recouvert de sciure de bois (2 cm de profondeur). Le premier bidon est muni de trous de drainage de 1 à 2 mm et le second n'a pas de trous de drainage pour connaître l'humidité optimale pour ces vers de terre. Dix (10) vers de terre adultes de Lumbila ont été introduits dans chaque bac et alimentés avec 1000 g d'excréments secs de vache. Les 2 bacs sont régulièrement humidifiés avec 100 ml d'eau de robinet de ville par jour et surveillés au cours de 28 jours. Nous avons en figure 5 le dispositif de cette expérience.

Conception et évaluation de l'efficacité épuratoire d'un system d'assainissement par vermi-compostage pour le traitement des boues de vidange

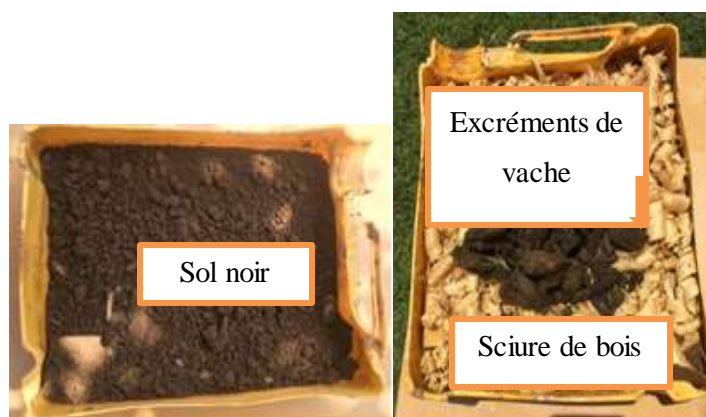


Figure 5: Dispositif expérimental I, culture des vers de terre

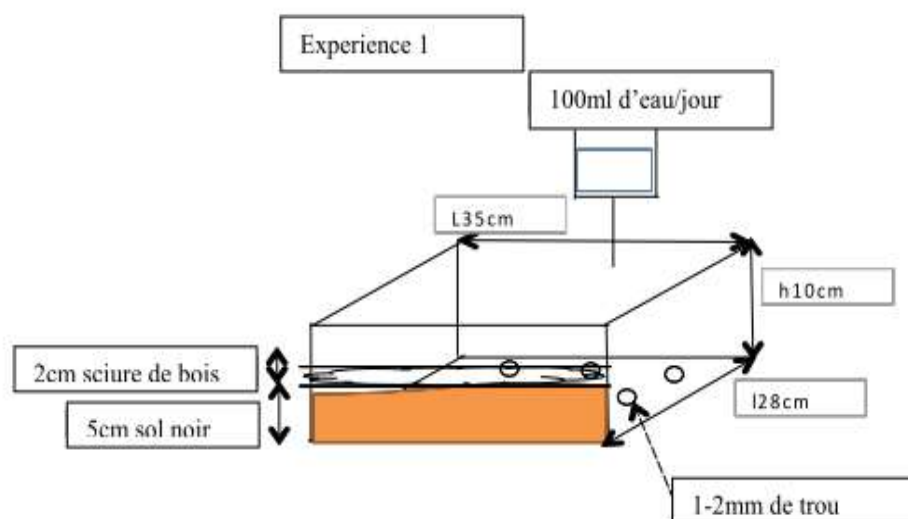


Figure 6 : schéma de l'étape 1

Etape 2:

Des conditions similaires à la première expérience ont été créées en utilisant deux bacs en plastique transparents de 30l avec une dimension de 40cm * 30cm * 25cm (30 l de volume et 1200 cm de surface) chacune. Le matériau de litière est exclusivement du sol noir (10 cm de profondeur) et l'alimentation provient d'un mélange de restant de nourriture et de déchets de cuisine. L'un des bacs est recouvert d'un sac en plastique noir et l'autre d'un sac en plastique transparent (plastique ordinaire). 100g de vers de terre (100 individus) de lumbila et du barrage 3 ont été ajoutés dans chaque bac puis 100 g de restant de cuisine et 100 ml d'eau de robinet de la ville sont ajoutés à chaque système tous les jours. Les bacs blancs ont des couvercles perforés et placer en observations sous un arbre. Le développement des vers a été observé pendant 28 jours. La figure 6 montre le matériel utilisé pour l'expérience 2.

Conception et évaluation de l'efficacité épuratoire d'un system d'assainissement par vermi-compostage pour le traitement des boues de vidange



Figure 7: Dispositif expérimental I, culture des vers de terre

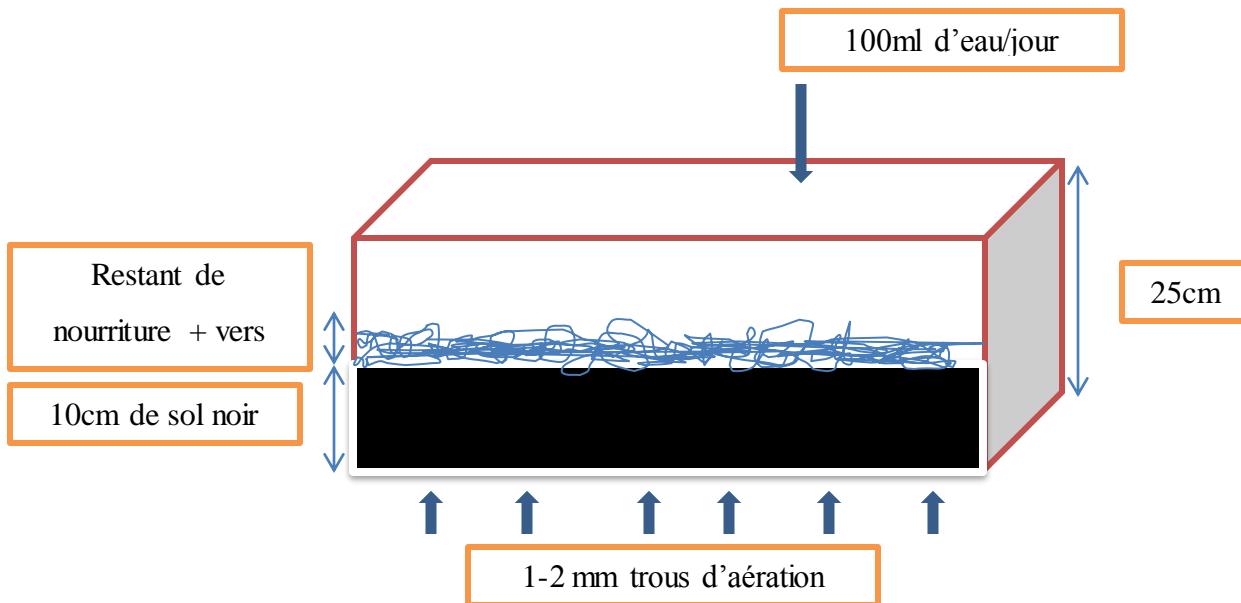


Figure 8 : schéma de l'étape 2

Etape 3 :

La troisième expérience consistait à installer les deux types de bacs et de bidon décrits ci-dessus au niveau du site de l'Université (2iE) et commencer à alimenter un nombre variable de vers (de 8 g à 100 g) avec différents type de matières fécales humaines fraîches. Les excréments sont collectés dans des latrines traditionnelles des ménages dans la ville de Ouagadougou. De préférence, nos échantillons sont des matières fécales fraîches collectées de 6 à 9 heures du matin.

L'étape 3 a été observée pendant 70 jours. Les vers sont comptés manuellement, pondérés avec une balance de laboratoire Sout.Pro et mesuré avec une règle. Les figures 7 et 8 nous illustrent le dispositif expérimental de la troisième expérience.

Conception et évaluation de l'efficacité épuratoire d'un system d'assainissement par vermi-compostage pour le traitement des boues de vidange



Figure 9: Dispositif expérimental I, culture des vers de terre

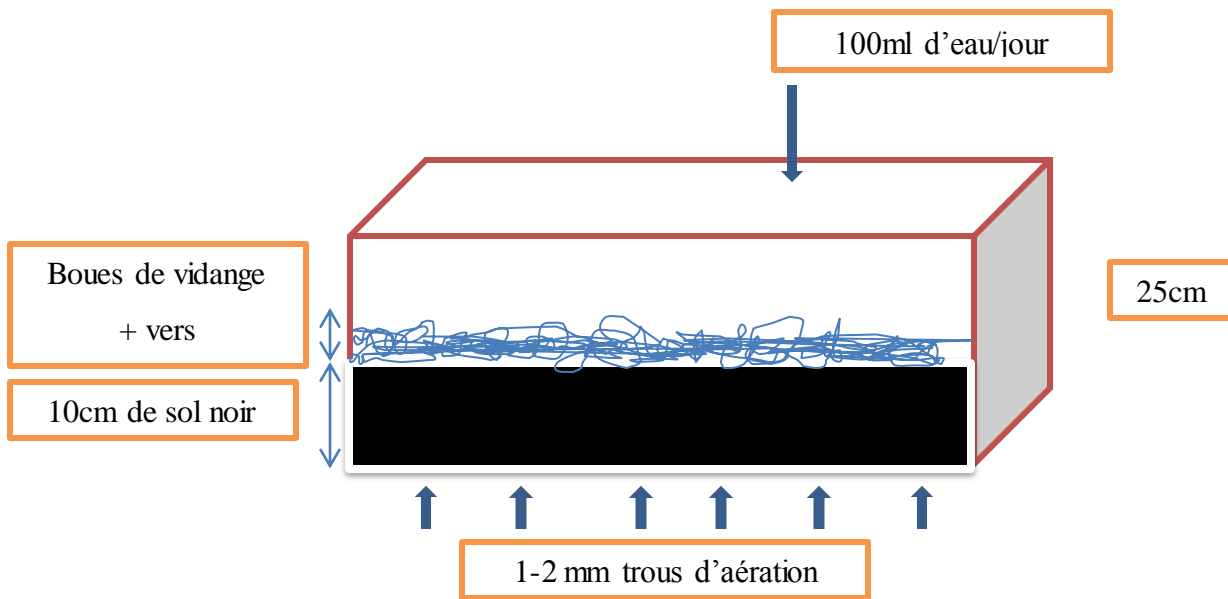


Figure 10 : schéma de l'expérience 3



Figure 11: Dénombrement et instruments de mesure des vers

Le dispositif final et ses constituants ont été conçus à partir des conclusions tirées des étapes précédentes tel que la température, l'humidité, la digestion, la litière permettant de finaliser la conception de notre modèle expérimentale.

III.2.2. Phase pilote

Elle a été mise en place en se basant sur le processus de vermicompostage et sur les conditions nécessaires pour la survie des vers de terre tirées des étapes précédente.

Le dispositif expérimental de cette étude est réalisé en utilisant :

- Deux fûts en plastiques de 200 l chacun pour la litière et les matériaux de filtration
- Deux fûts en plastiques de 50 l chacun pour récolter l'effluent
- Des tuyaux en PVC
- De petits filets pour les ouvertures des grands futs
- Des collecteurs d'effluent au niveau de chaque matériau

Il se présente comme sur la figure suivante 12 :

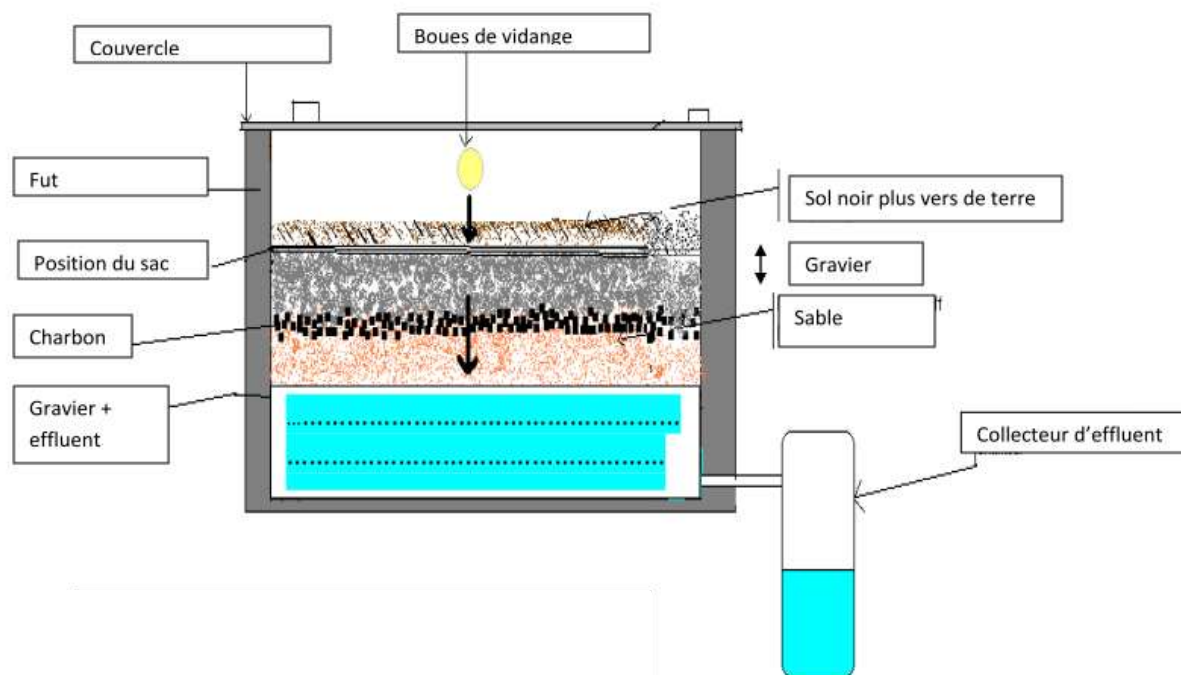


Figure 12: Dispositif expérimental

Matériaux de filtration et litière

Le massif filtrant est un système constitué de filtre vertical. Le filtre est constitué de sable et de graviers de différentes granulométries : ils permettent de débarrasser les eaux de toute substance polluante, avant d'être rejetées dans le milieu naturel.

Les eaux passent du milieu ayant la granulométrie la plus élevée (gros graviers) à la granulométrie la plus fine (sable) (Fine Media, 2007-2018).

Nous avons nommé W1 le dispositif expérimental contenant les vers de terres et le W2 le dispositif ne contenant pas de vers de terre.

Conception et évaluation de l'efficacité épuratoire d'un system d'assainissement par vermi-compostage pour le traitement des boues de vidange

Dans ce filtre il existe quatre couches de matériaux qui permettent la filtration. La disposition des couches est décrite dans les schémas 13 et 14 :

La première couche : est constituée de couches de gros graviers. Les couches de graviers sont de petits ou de grands diamètres, elles forment la couche support du vermifiltre pour les W1 et W2

La deuxième couche : c'est une couche de sable fin. Elle permet la filtration. Pour les W1 et W2

La troisième couche : c'est une couche de charbon de bois pour le W1 et une couche de sable pour le W2

La quatrième couche est une couche de gravier fin

La cinquième couche est une couche de gros gravier

Les matériaux dans le système de vermifiltration réduisent et clarifient les influents en absorbant les différentes impuretés. Les matériaux permettent aux colonies des vers de terre de réduire et décomposer les microorganismes, ce qui va faciliter la réduction de la DBO, DCO et des matières en suspension dans l'effluent traitées (kharwad et khedigar, 2011). Les dimensions de ces matériaux et le schéma du dispositif sont mentionnées sur les figures 13 et 14 schéma du dispositif expérimental.

(Voir annexes I et II pour le dimensionnement)

Dispositif expérimental final

Notre dispositif expérimental final conçu est constitué de 2 futs. L'un contient la litière et les vers de terre W1 et l'autre non W2. Le system de filtration de W1 est constitué de différentes couches de matériaux locaux et disposés comme suit :

Conception et évaluation de l'efficacité épuratoire d'un system d'assainissement par vermi-compostage pour le traitement des boues de vidange

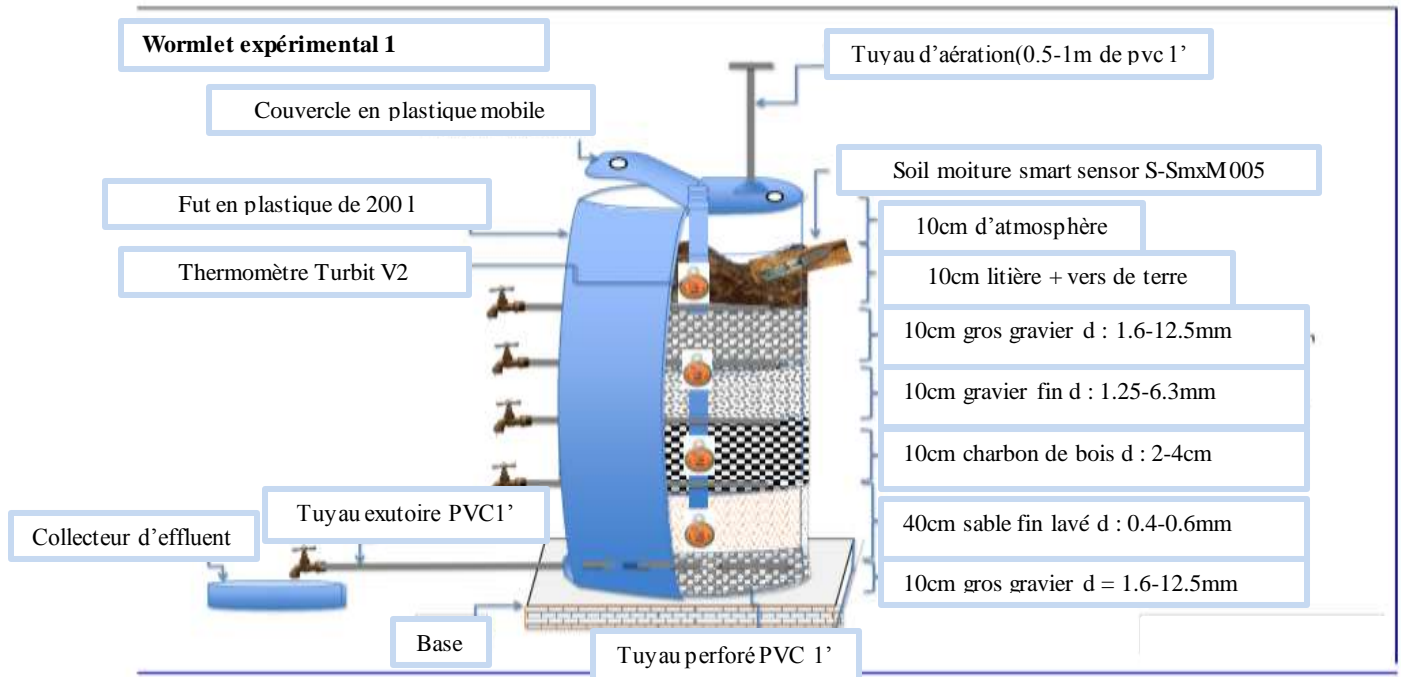


Figure 13: Schéma du dispositif expérimental W1

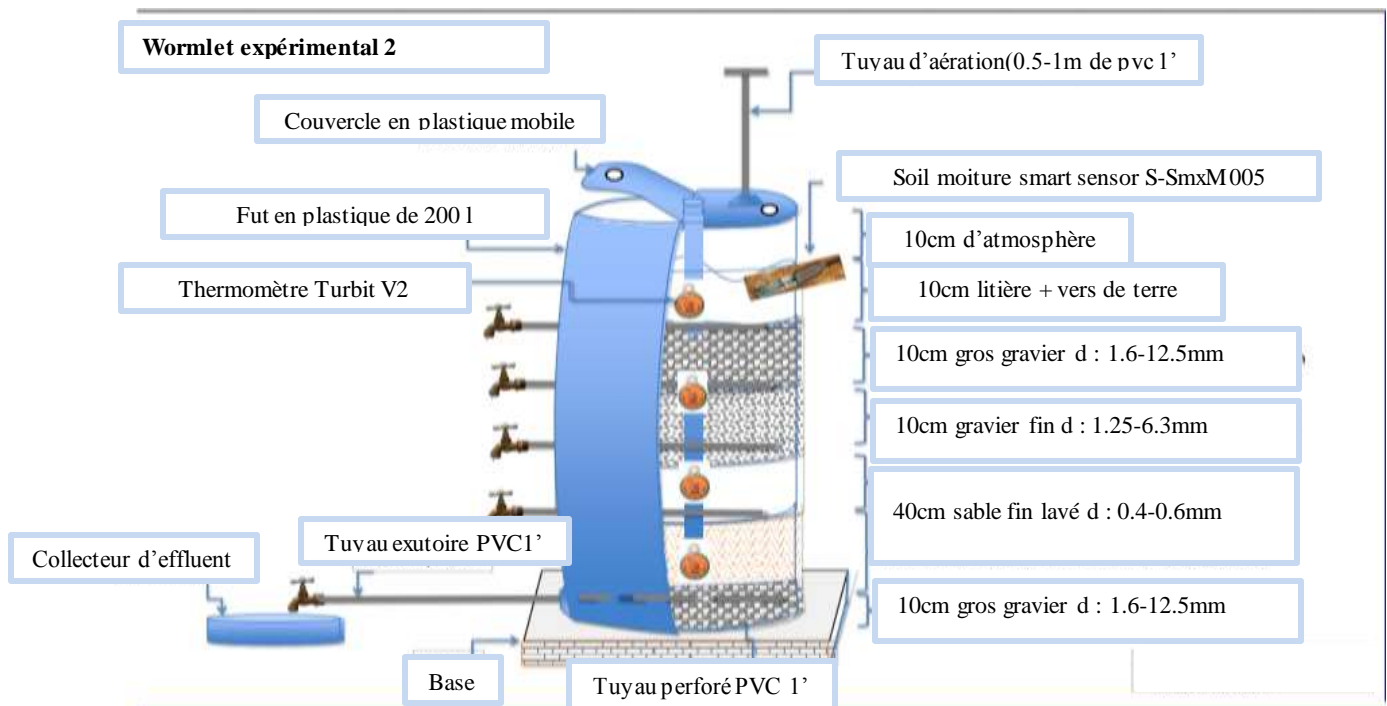


Figure 14: Schéma du dispositif expérimental W2

III.2.3. Fonctionnement : Alimentation du système

Dans notre cas nous avons utilisé 1.5 kg de substrats pour 100 g de vers de terre pour 15 jours. Et nous arrosons le W1 et le W2 avec ½ litres d'eau chaque 2 jours pour chaque pilote. Nous utilisons de l'eau potable des robinets de 2iE provenant de l'ONEA.

Le tableau 7 montre l'alimentation du système et la fréquence d'observation des résidus de boues de vidange non dégradés.

Tableau 6: Alimentation du système et évaluation de la quantité de BV résiduaire

Mois	systèmes	Poids (g)/nombres de vers	Volume d'eau	Boues (influent) en g	Résidus en g (Restant influent)
Septembre	W1	100g / 93	1l / 2 jours	1500/14jours	150
	W2	0g / 0	1l / 2 jours	1500/14jours	700
Octobre	W1	100g / 93	1l / 2 jours	1500/14jours	100
	W2	0g / 0	1l / 2 jours	1500/14jours	750
Novembre	W1	200g / 200	1l / 2 jours	1500/14jours	100
	W2	0g / 0	1l / 2 jours	1500/14jours	800
Décembre	W1	500g / 500	½ l / 2 jours	2500/5jours	500
	W2	500g / 500	½ l / 2 jours	2500/5jours	1500
Janvier	W1	500g / 500	½ l / 2 jours	2500/5jours	500
	W2	500g / 500	½ l / 2 jours	2500/5jours	1500

III.3 Analyses effectuées : Méthodes de Caractérisation de l'influent et de l'effluent

III.3.1. Paramètres mesurés in situ

Tableau 7 : Paramètres mesurés in situ

Paramètres	Unité	Méthodes
pH	-	AFNOR 90-008
Température	°C	AFNOR 90-008
Conductivité	µs/cm	AFNOR T 90-031

III.3.2. Paramètres physico chimiques

La DCO et la DBO5

La mesure de la pollution organique consiste au suivi de la DCO (la demande chimique en oxygène) et de la DBO5 (demande biologique en oxygène pendant 5jours).

La DCO a été analysée par la méthode d'oxydation en milieu acide dans un excès de dichromate de potassium (K₂Cr₂O₇), suivi d'une lecture au spectrophotomètre **DR5000**.

Conception et évaluation de l'efficacité épuratoire d'un system d'assainissement par vermi-compostage pour le traitement des boues de vidange

La **DBO5** a été évaluée par la méthode respirométrique qui consiste à conserver un volume représentatif de l'échantillon dans l'obscurité dans un tube fermé à 20°C pendant cinq jours suivi d'une lecture sur un appareil appelé **OXITOP**. La valeur lue après cinq jours est rapportée à un facteur qui correspond au volume de l'échantillon afin de connaître sa concentration.

III.3.3. Paramètres chimiques minéraux : Nitrites, Nitrates, Ammonium et phosphores

Les concentrations en ions azotés NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ et en ions phosphore PO_4^{3-} sont déterminées avec les méthodes ci-dessous (tableau 10) en utilisant le spectrophotomètre DR5000.

Tableau 8: Conditions d'estimation des concentrations des ions à l'aide du spectrophotomètre DR5000

Paramètres	Réactifs utilisés	Nom de la méthode	Numéros d'ondes
NO_2^-	Nitraver	Diazotation	373
NO_3^-	Nitraver	Réduction au cadmium	355
NH_4^+	Réactif Nessler	Méthode Nessler	380
PO_4^{3-}	Molybdovanadate	Phos ver	490

III.3.4. Analyse microbiologique

Le tableau 11 présente la méthode d'analyse microbiologique. Le processus de l'analyse microbiologique s'est déroulé selon trois phases qui sont la dilution, l'ensemencement des échantillons et la détermination des nombres de colonies. Le milieu spécifique Chromocult Agar ES a été choisi pour l'estimation des microorganismes pathogènes. Les milieux de culture ensemencés sont déposés dans un incubateur à 44,5°C pour la détermination des coliformes fécaux dont des *E. coli* pendant 24h.

Les concentrations bactériennes sont calculées avec la formule suivante :

$$N(\text{ufc}/100\text{ml}) = (n/v.d).100$$

N : nombre de bactéries recherchées pour 100 ml d'échantillon

n : nombre de colonies caractéristiques comptées après incubation

d : taux de dilution de l'échantillon ensemencé

v : volume d'essai (ml)

Conception et évaluation de l'efficacité épuratoire d'un system d'assainissement par vermi-compostage pour le traitement des boues de vidange

Tableau 9:récapitulatif de la méthode d'analyse microbiologique

Germe	Mode d'ensemencement	Milieu de Culture	Température d'incubation	Durée d'incubation	Colonies caractéristiques
Coliformes Fécaux	Ensemencement en profondeur	Chromocult Agar	44°C	24 heures	Bleues, bleues violacées, roses
Streptocoques Fécaux	Ensemencement en profondeur	Slanetz et Barthley	37°C	48 heures	blanches

III.3.5. Traitement et analyses des données

Méthodes statistique utilisées.

Le logiciel Excel 2010 a servi pour le traitement des données statistiques des paramètres physico-chimiques et microbiologiques et pour la comparaison des performances épuratoires des filtres.

Méthodes de Détermination des performances épuratoires

En fonction des concentrations en coliformes fécaux obtenues à l'entrée (boues brutes) et à la sortie (effluents) de chaque système expérimental, les rendements épuratoires et les abattements de chaque système ont été évalués.

Les différents rendements épuratoires ont été calculés par les formules suivantes

Rendement épuratoire des Paramètres chimiques.

$$R(\%) = ([EV] - [EF]) / [BV]$$

R(%) : Abattement en %

[BV] : Concentration des boues de vidange (BV) en (mg/L)

[EF] : Concentration des eaux filtrées (mg/L)

-Calcul de l'abattement microbologique

$$U_{\log} = -\log_{10} [1 - \text{rendement}].$$

IV. RESULTATS ET DISCUSSION

IV.1. Resultats et discussion des expériences préliminaires

IV.1.1 Caractéristiques et comportement utilisés des vers de terre pour la conception du pilote

A partir des observations et mesures décrites dans la méthodologie ci-dessus, le ver de terre mature, localement disponible, trouvé près des barrages et des marécages dans le contexte du Burkina Faso atteint des longueurs de 9-17 cm et peut peser jusqu'à 2g (pesé avec lab Échelle Sout.Pro). Ces longueurs et poids des vers de terre disponibles sont similaires aux valeurs rapportées par d'autres auteurs (, Vijaya et al 2012, Furlong et al 2012, 2014). La température a été enregistrée automatiquement toutes les heures (5298 valeurs) durant 9 mois avec l'appareil Tidbit placé à l'intérieur de chaque pilote au niveau de la couche de litière. Cette température variait de 14,45 ° C à 39,54 ° C avec une moyenne de 27,95 ° C et un écart type (σ) égal à 4,76 comme indiqué dans la Figure 15 ci-dessous (Analyse HoBOWare,)

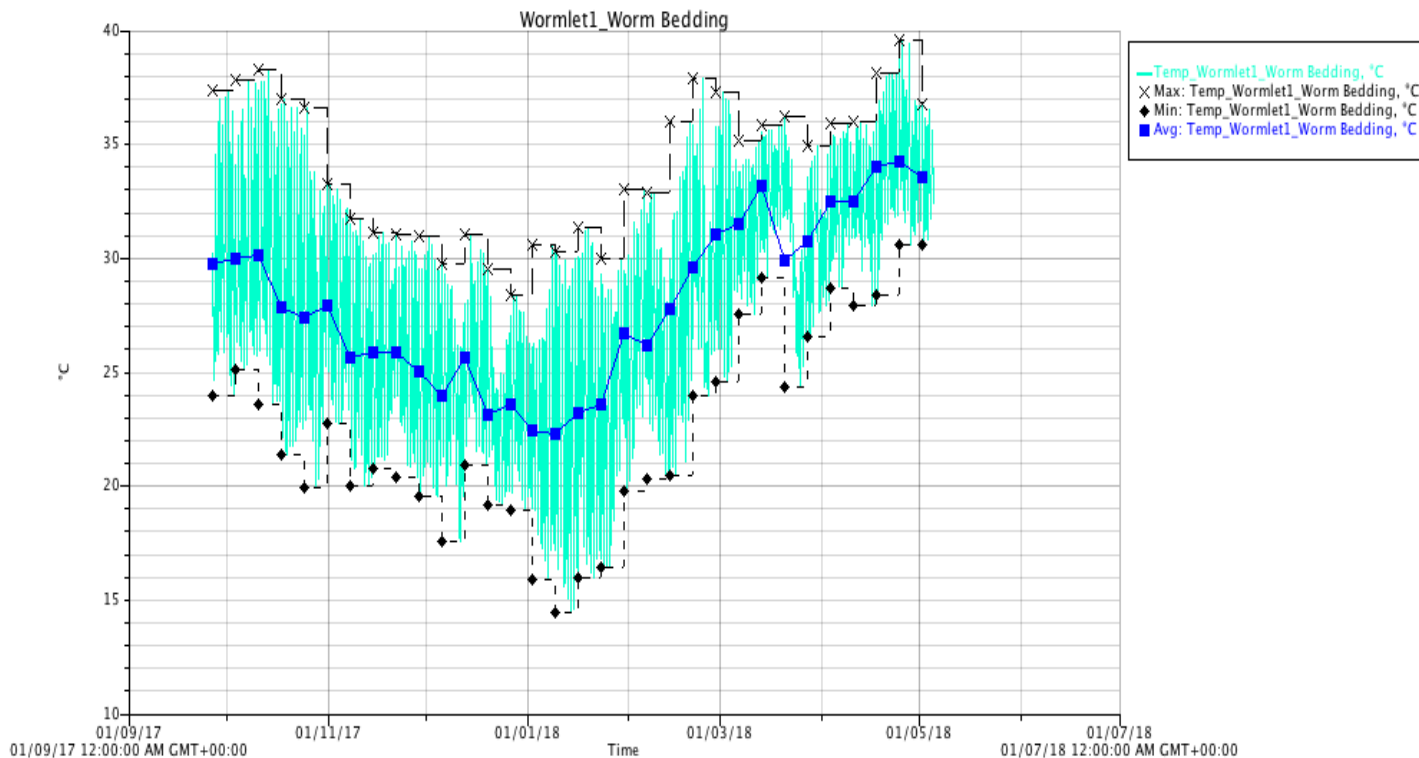


Figure 15 : Temperature à l'intérieur du pilote w1.

En termes de morphologie et de tolérance à la température, le ver de terre trouvé dans le contexte du Burkina Faso présente la même caractéristique avec *E. Eugenia*. Le Résumé de ces caractéristiques est dans le tableau ci-dessous.

Conception et évaluation de l'efficacité épuratoire d'un system d'assainissement par vermi-compostage pour le traitement des boues de vidange

Tableau 10 : Caractéristiques du vers de terre Africain (Mougabé et al, 2017)

Paramètres	Edward, Guerro	Kimberg 1867	Others	(Mougabé et al, 2017)
longueur (cm)	>30		10-12 (Rodriguez & Lapeire, 1992))	9-17
poids (g)	3-4.3	0-2.5	0.45-1.26 (Vijaya, et al, 2012)	0.5-2
Temperature (°C)	15-20	24-30	20-44 (Biolet 2015)	21.27-41.12

Nous avons observé que les vers de terre migrent dans le vermicompost au fur et à mesure qu'ils dégradent les boues. Ce résultat est conforme à la littérature qui a déclaré que les *E. Eugenia* sont des vers qui vivent dans des endroits où il y'a de la matière organiques et n'ont aucun effet négatif sur la structure du sol (IESNI). La deuxième étape nous a aidé à saisir les facteurs de conception importants : l'obscurité est un facteur important pour l'activité des vers. Ceci est confirmé par Howell (1939), Finstein (1992), Farrel (1997) disant que les vers sont photo négatifs, ils sont sensibles à l'intensité de la lumière et du rayonnement UV qui peuvent leur être fatal. Nous avons évalué que chaque vers pouvait digérer entre 0,72 à 0,93 g de nourriture par jour. Enfin, l'étude a montré que la litière est une étape de transition et qu'une poignée de sol noir pourrait être nécessaire pour le temps d'acclimatation. Le tableau 13 montre les conditions requises pour l'activité des vers de terre.

Tableau 11 : Conditions pour l'activité des vers de terre

Paramètres	Optimum	Furlong et al 2014 (E.fetida)	(Mougabé et al,2017)	Commentaires
Humidité (%)	80-85%	50-96	20-30	75-90% (Sinha et al. 2010; Neuhauser et al. 1988). Les conditions ne doivent pas être trop humide par-ce-que cela conduirait à une conditions anaérobiques (Sinha et al., 2010).
Proportion de BV (kg de boues / kg de vers de terre)	1.0	0.8 – 2	0.71-0.93/1	0.40-0.45kg-de BV/kg-vers de terre/jour (Yadav et al, 2011)

Dans la troisième étape, le poids total de vers de terre variait de 3 à 7,8 g par période de 10 jours et de 10 à 12 g en 30 jours. Furlong (2015) a enregistré un poids plus faible à la fin de l'expérience et l'a attribuée au faible poids des vers juvéniles qui peuvent peser moins de 0,001 g et que le temps requis pour atteindre la maturité est de 40 à 60 jours pour cette espèce (Edwards et Bohlem, 1997). Pendant toute l'expérience, le taux de digestion des boues de vidanges allait de 0,73-1g / ver / jour alors que le poids des vers a varié de 1-1,12g. Les caractéristiques d'aération requises (trous, ouvertures du couvercle) et le positionnement du vers de terre par rapport aux excréta sont des leçons intéressantes retenues : nous avons

observé que lorsque le système a moins de dispositif de ventilation ou lorsque les vers sont placés sous les excréments, ils meurent.

IV.1.2. Influence des facteurs environnementaux sur le processus de décomposition dans le vermicompostage.

Les systèmes fonctionnent avec une quantité d'eau inférieure à 0,25 litres d'eau par jour. Ce qui veut dire que *E. Eugenia* pourrait survivre à une humidité allant de 20-30%, ceci est indiqué dans le tableau 13 ci-dessus. Selon Torondel (2010), très peu de recherches ont été effectuées sur les processus de décomposition dans les latrines à fosse. Buckley et Foxon (2008) ont proposé qu'une quantité importante de dégradation aérobie se produise dans les boues alors qu'il se trouve à la surface de la fosse. Certains auteurs croient que la digestion anaérobie est le principal processus de dégradation dans les latrines à fosse. La température, le pH, l'humidité entre autres ont été répertoriés dans de nombreuses littératures comme les principaux facteurs affectant le processus de décomposition dans les latrines. De plus, la teneur optimale en humidité pour l'activité du vers de terre est de 75-90% selon Sinha et al. (2010); Neuhauser et al. (1988) a dit que si un système est trop sec il y aura des problèmes de viscosité et de pression osmotique, et s'il y a un excès d'eau dans un environnement drainant, cela permettrait à des substrats solubles de lixivier la fosse, ralentissant ainsi le processus. (Sinha et al. 2010) a conclu que l'humidité conduisait à l'anaérobie. Cela démontre à quel point il serait difficile pour le vers de terre de survivre dans un système trop humide ou trop sec. Dans notre expérience, nous avons observé que le vers de terre pouvait survivre dans un confinement comme une latrine traditionnelle, à condition qu'elle soit équipée d'un drainage adéquat.

IV.2. Résultats et discussion sur les paramètres de l'effluent (mécanismes et performances épuratoires)

IV.2.1. Caractéristiques de boues entrantes dans le système

Le tableau 14 montre les valeurs moyennes et les écarts-types des différents paramètres des boues utilisées pour l'alimentation des vermifiltres lors de l'expérimentation pour une trentaine d'échantillons analysés.

Conception et évaluation de l'efficacité épuratoire d'un system d'assainissement par vermi-compostage pour le traitement des boues de vidange

Tableau 12: valeurs moyennes et écart type des caractéristiques des boues utilisées dans l'étude. (n=30)

<i>Paramètres</i>	<i>Boues</i>
<i>PH</i>	9.13 ±0.37
<i>Turbidité (NTU)</i>	4,27E+05
<i>Température (°C)</i>	27.03 ±1.18
<i>Conductivité (µs/cm)</i>	1296.34 ±1801.2
<i>TDS (mg/l)</i>	653.2 ±907.6
<i>DCO (mg/l)</i>	13736,50±17131,07
<i>DBO₅ (mg/l)</i>	2289,41±2855,17
<i>Nitrates (mg/l)</i>	4401.05 ±6221.1
<i>Nitrites (mg/l)</i>	22.0 ±31.1
<i>Ammonium (mg/l)</i>	3566.0 ±472.3
<i>phosphore (mg/l)</i>	297.1 ±322.2
<i>E. Coli UFC/100ml</i>	8,00E+08
<i>Coliformes Fécaux UFC/100ml</i>	1,00E+09

Les caractéristiques des boues dépendent en grande partie du type de latrines dont elles proviennent ainsi que de leur temps de séjour dans celles-ci. Les boues de vidange sont en général beaucoup plus concentrées que les eaux usées (teneurs en matière organique de 10 à 100 fois plus élevées) (Klingel et al, 2002).

IV.2.2. Différents paramètres des effluents traités par chaque filtre

Le tableau 13 montre les valeurs moyennes et les écarts types des quelques paramètres des influents et des effluents pour une trentaine d'échantillons analysés.

Tableau 13: Paramètres des influents et effluents, valeurs moyennes et écart type (n=30)

<i>Paramètres</i>	<i>Boues (Influent)</i>	<i>Effluent W1</i>	<i>Effluent W2</i>
<i>pH</i>	9,13 ±0,37	7,31±0,74	7,21±0,98
<i>Turbidité (NTU)</i>	4,27E+05	3,06±1,31	7,39±9,83
<i>Température (°C)</i>	27,03 ±1,18	25,08±2,01	25,49±2,21
<i>Conductivité (µs/cm)</i>	1296,34 ±1801,2	945,72±557,83	2294,67±1113,12
<i>TS (mg/l)</i>	3940 ±2977	437,92±325,50	1469,74±505,61
<i>COD (mg/l)</i>	13736,50±17131,07	266,57±244,30	320,62±230,82
<i>DBO (mg/l)</i>	2289,41±2855,17	5,83±2,04	15,83±14,29
<i>Nitrates (mg/l)</i>	4401,05 ±6221,1	132,52±140,13	1,10±0,59
<i>nitrites (mg/l)</i>	22,0 ±31,1	0,52±0,86	0,58±0,89

Conception et évaluation de l'efficacité épuratoire d'un system d'assainissement par vermi-compostage pour le traitement des boues de vidange

<i>Ammonium (mg/l)</i>	3566,0 ±472,3	0,58±0,89	3,01±5,27
<i>phosphore (mg/l)</i>	297,1 ±322,2	4,82±8,18	5,10±9,10
<i>E. Coli UFC/100ml</i>	8,00E+08	147,54±315,17	163,68±285,18
<i>Fecal coliform UFC/100ml</i>	1,00E+09	112,46±216,01	178,33±315,51

Le tableau 13 présente les valeurs moyennes et écart-types des paramètres caractéristiques des effluents au niveau de chaque wormlet (W1 et W2). Les résultats indiquent que la valeur du pH est tamponnée par le massif filtrant qui a tendance à ramener le pH de l'effluent à une valeur neutre proche de 7.

L'amélioration de la turbidité et l'élimination des solides totaux peuvent s'expliquer par le fait que l'alimentation en eau quotidienne était doucement répandue uniformément sur le système. De ce fait, l'eau d'arrosage n'a pas dilué la boue à travers la couche de litière; les boues sont restées principalement au-dessus de la couche de litière dans le W2 vu qu'il n'y a aucun mouvement de verre de terre dans ce système comme observé également par Carla (2016).

Dans les différents filtres, les concentrations en DCO mesurées des effluents sont de 266,57 mg/l et 320,62 mg/l respectivement pour le W1 et W2 (tableau 14 et 15). L'élimination d'environ 98.40% de la DCO dans la vermifiltration est principalement due à l'activité des vers de terre, ce qui suggère que les vers de terre améliorent la dégradation de la matière organique mieux que les filtres sans présence de vers (Zhao et al, 2010). L'aération des matériaux de litière à travers les actions d'enfouissement des vers favorise l'activité microbienne, ce qui, à son tour favorise l'élimination de la DCO (Sinha, Bharambe et Chaudhari, 2008; Xing et al, 2012;).

Les teneurs en coliformes des effluents provenant des wormlets sont estimées à 147,54 UFC/100ml et 163,68UFC/100ml respectivement pour W1 etW2.

La réduction en E. Coli était plus élevée chez le wormlets qui contenait les vers. Ces résultats sont similaires à ceux rapportés par (Carla, 2016), admettant que les vers de terre et le matériau de litière pourrait également avoir un impact sur l'efficacité d'élimination de E. coli.

IV.2.3. Abattement pour les pollutions organiques

Les figures 16 et 17 représentent les abattements de la DCO et de la DBO₅ dans les systèmes

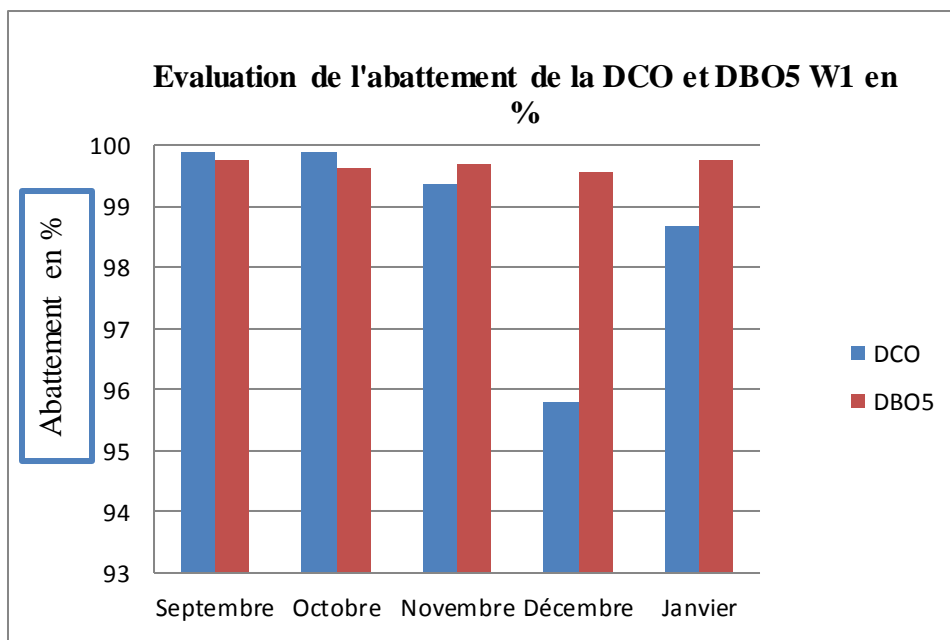


Figure 16: Abattement de DCO DBO₅ W1

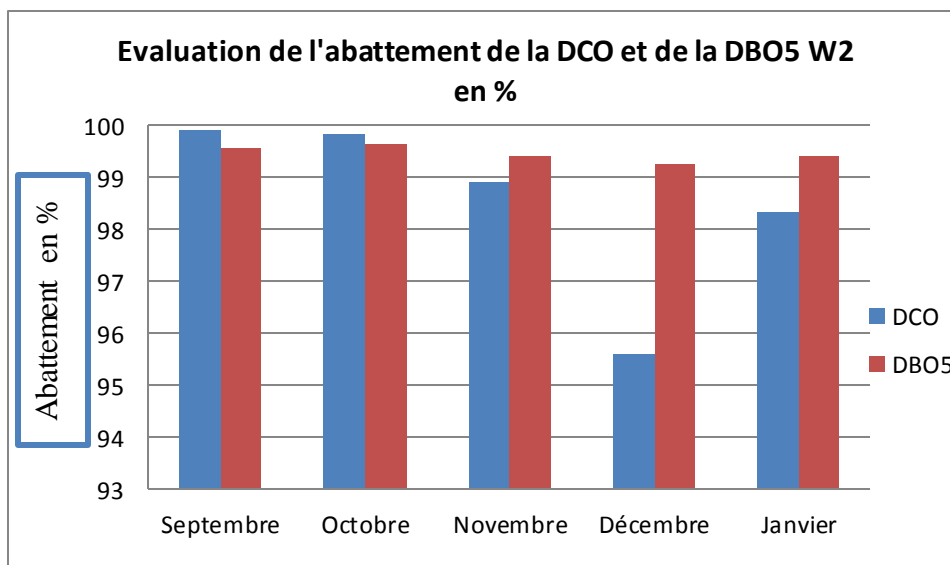


Figure 17: abattement DCO DBO₅ W2

Les figures (16 et 17), montrent le rendement de la pollution organique. On constate des grands rendements épuratoires pour les deux systèmes au début de l'expérience et qui s'abaisse légèrement avec la période d'adaptation. Les abattements de DCO vont de 95,8 % à 99,90% pour le W1, et de 95,6 % à 99,90% pour W2. Ces valeurs sont semblables à celles de l'étude de (Carla 2016), qui rapporte des abattements de la DCO dans les vermifiltres variant de 95,60 à 99,03%. Cela peut s'expliquer par la formation des biofilms au niveau des couches de gravier

Conception et évaluation de l'efficacité épuratoire d'un system d'assainissement par vermi-compostage pour le traitement des boues de vidange

Les abattements de DBO₅ vont de 99,64 % à 99,78% pour le W1, et de 99,27 % à 99,63% pour W2. Le rendement pour la DBO₅ sera élevé au fur et à mesure que les vers s'habitueront dans les pilotes. Dans le W1 l'abattement baisse légèrement au fur et à mesure que les vers s'acclimatent dans le pilote et seront en forte activité de dégradation des boues et de production de vermicompost. C'est la dilution de ce compost dû aux arrosages quotidiens qui entraînent souvent une légère différence de rendement entre les deux systèmes. La baisse d'élimination de la DCO au mois de décembre peut être due à la composition des boues utilisées. Dans l'étude de (Furlong et Gibson 2014) qui ont utilisé les boues comme influent, l'élimination de la DCO est de 86 à 87%. Ils ont ensuite rapporté une élimination de la DCO de 88-90% dans des expériences de laboratoire, 94% dans un prototype, et 44% dans un essai sur le terrain (toilettes tigrées) en Inde (Furlong et al, 2014, 2015a). Dans une autre étude de (Furlong et al. 2015b) avec des boues de vidange, une élimination de la DCO de 89% à 94% a été obtenue dans un vermifiltre multicouche semblable à notre système. (Adhikari 2015) a constaté que les efficacités d'élimination de la DCO variaient de 26 à 83%. Toutes ces valeurs inférieures aux nôtres. Outre l'action des vers, les filtres réduisent la DCO de plus de 97% grâce à l'oxydation des composés organiques par l'action des bactéries hétérotrophes (Ruane et al, 2011). La réduction d'abattement durant le mois de décembre pourrait s'expliquer par la nature des BV utilisée durant cette période où nous avons constaté la mort d'une grande partie de notre population de vers de terre. Plusieurs facteurs peuvent indiquer la différence des abattements. L'aération des matériaux de filtration à travers les actions d'enfouissement des vers favorise l'activité microbienne, ce qui, à son tour accélère l'élimination de la DCO (Sinha et al, 2008);(Xing et al, 2012). Selon (Wang et al, 2014) les taux d'élimination de la DCO varient selon le rapport temps humide / temps sec. Le type intrants (eaux usées, boues d'épuration, boues fécales) et leur origine (domestique, municipale, industrielle) peuvent également avoir un impact. On pense que le matériau de filtration modifie l'élimination de la DCO, étant donné que certains matériaux peuvent avoir une surface d'adsorption plus élevée que d'autres (Carla, 2016). La variation de l'alimentation et des ajouts d'eau peut également modifier l'élimination de la DCO étant donné que la concentration initiale de DCO pourrait être plus ou moins diluée.

IV.2.4. Les composés azotés et phosphorés

Les figures 16 et 17 représentent les éliminations des composés azotés et phosphorés.

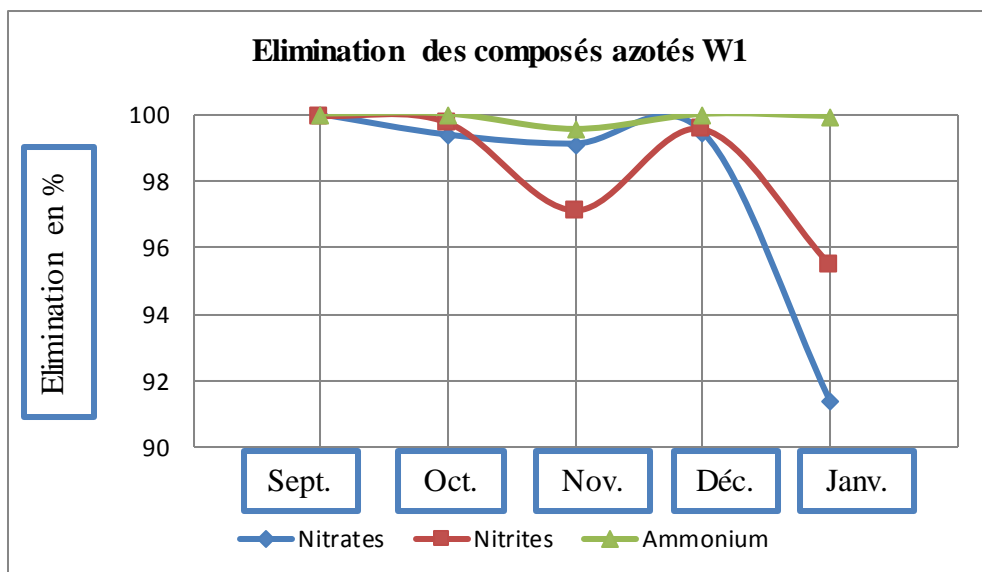


Figure 18: Elimination des composés azotés et phosphorés W1

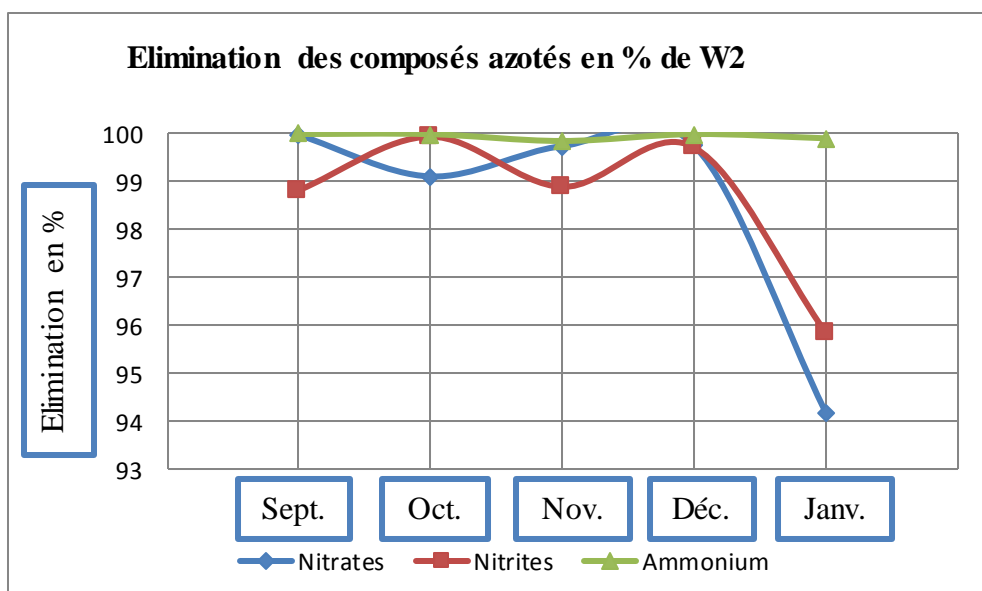


Figure 19: Elimination des composés azotés et phosphorés W2

Les figures (16 et 17) représentent les abattements des composés azotés et phosphorés dans les effluents traités. La valeur moyenne pour l'utilisation de l'azote est de 5 à 50 mg/l pour l'agriculture (Michael et koanda, 2010). Les abattements moyens mensuels que nous avons trouvé sont 91,40% - 99,98% ; 95,50% - 99,93% , 99,54% - 100% respectivement pour le nitrate, nitrite ammonium pour le W1, 94,16% - 99,98% ; 95,82% - 99,93%, 99,84% - 100% respectivement pour le nitrate, nitrite ammonium pour le W2 . L'élimination des composés azotés n'a pas beaucoup varié d'un system à un autre, ceci montre une cohérence dans l'ensemble de l'expérience.

➤ Ammonium

Dans l'ensemble, le W1 a montré une efficacité d'élimination de l'ammonium supérieure au W2 tout au long des expériences. Une étude utilisant des boues de vidange comme influent (Adhikari, 2015) a rapporté un taux moyen d'élimination de l'ammonium de 49% dans un vermifiltre multicouche semblable à notre W1. Dans la présente étude, les efficacités d'élimination moyennes se situaient entre 99,84% et 100%. Une autre étude menée par (Carla, 2016) a montré une élimination d'ammonium de 97,64 et 99,75%, valeurs un peu inférieures aux notre. Les différences entre les résultats de (Carla, 2016) et ceux de la présente étude peuvent être dus à l'origine et les caractéristiques des influents traités d'une et d'autre part, les profondeurs des couches de massifs filtrants qui peuvent affecter les conditions d'aérobies. L'ammonium peut être absorbé par le charbon actif et dépend de la vitesse de filtration, du pH et de la concentration initiale en ammonium. (Okoniewska et al., 2007) et (Wang et al., 2013) affirment que les efficacités d'élimination élevées sont dues aux variations saisonnières. Cela peut être lié à la volatilisation de l'ammoniac à des températures plus élevées (Poach et al., 2002) et à son absorption par le charbon actif (pour le W1), ce qui pourrait expliquer l'efficacité élevée de l'élimination ;

➤ Nitrates

Dans l'ensemble, le W1 a montré une efficacité d'élimination élevée tout au long de l'étude. Elle est de 94,16% - 99,98% pour le W1 et de 91,40% - 99,98% pour le W2.

Les vers de terre ont eu un impact sur la réduction de la concentration de nitrate dans tous les vermifiltres. Certaines bactéries anaérobies dans les tripes des vers de terre, comme les genres *Clostridium*, peuvent réduire le nitrate et le nitrite en oxyde nitreux (Hasan et Hall, 1975), (Karsten et Drake, 1997). L'efficacité d'élimination moyenne pour le vermifiltre W1 était de 79,72 à 97,36% dans l'étude de (Carla, 2016) (Cho et al, 2010) ont montré une meilleure élimination des nitrates, avec des rendements d'élimination proches de 100%. D'autres ont rapporté des efficacités d'élimination de 72% (El Ouardi et al, 2015). Le pH et le temps de contact peuvent affecter la cinétique d'adsorption, ainsi que la concentration initiale en nitrate de l'influent et la quantité d'adsorbant présent (El Ouardi et al, 2015). Dans cette étude, le temps de contact était long, étant donné que les boues restaient au-dessus de la couche de litière. De plus l'absorption de nitrate est plus élevée à des températures de 15-20 ° C (Mosneag et al, 2013). Dans la présente étude, on a plutôt observé des efficacités d'élimination moyennes des nitrates allant de 91,40% - 99,98%.

➤ Nitrites

Conception et évaluation de l'efficacité épuratoire d'un system d'assainissement par vermi-compostage pour le traitement des boues de vidange

Les deux systèmes ont montré une efficacité d'élimination supérieure qui était légèrement différents tout au long de l'expérience, elle est de 95,50% - 99,93% pour W2 et 95,82% - 99,93% pour le W1. Deux études, dans lesquelles les vermifiltres étaient nourris avec des boues de vidange (Furlong et Gibson, 2014; Adhikari, 2015) ont rapporté une concentration de nitrite dans l'effluent. (Adhikari, 2015) a montré que la concentration de nitrite restait la même pour l'influent et l'effluent. Dans la présente étude, le contraire a été trouvé, avec des efficacités d'élimination moyennes allant de 95,50% - 99,93% pour le W1. L'efficacité de l'élimination a augmenté de 61,97% à 77,52% dans l'étude de (Carla, 2016). Plusieurs facteurs, tels que la concentration initiale en nitrite, le temps de contact, la quantité d'adsorbant, le pH et la température, affectent l'adsorption de nitrite sur le charbon actif granulaire (Nemati et al, 2009). De plus, la présence d'oxygène dissous libre peut déclencher la nitrification, produisant plus de nitrite (Mousavi, et al, 2012). En fait, il a été rapporté que l'eau filtrée produisait des concentrations élevées de nitrite au début du traitement et, par la suite, la concentration de nitrite diminuait (Vahala, et al, 1999). Cette différence entre les études peut être principalement due au type de matériau de litière et à son potentiel d'adsorption, au type d'influent, à la température, à l'alimentation, au chargement hydraulique.

L'élimination des nitrites dans tous les effluents peut être due à l'action de bactéries nitrifiantes (Carla, 2016). Les bactéries nitrifiantes, telles que les genres *Nitrobacter*, oxydent le nitrite en nitrate. Une prolifération du groupe de bactéries *Nitrobacter* peut expliquer l'élimination des nitrites. Cela expliquerait également une concentration plus élevée de nitrate que de nitrite dans les effluents au cours des expériences.

IV.2.5.Mécanismes et performances épuratoires liées à l'élimination des indicateurs de contamination de fécale

Les tableaux (14 et 15) ci-dessous montrent les variations des abattements en fonction des mois des expériences. Les taux d'abattements vont de 99,94 % à 100 % pour le W1 et W2. Les études faites sur l'élimination des agents pathogènes par vermifiltration par (Furlong et Gibson, 2014) ont montré une élimination moyenne des coliformes thermo tolérants de 2-3 Ulog. (Furlong et al. 2014, 2015a) ont aussi signalé une élimination des coliformes thermo tolérants de 2-3ulog (99,7-99,9%) des boues dans une étude similaire à la nôtre. Ces valeurs sont en accord avec les nôtres et prouvent que le système de vermifiltration est très efficace pour l'élimination des coliformes fécaux.

Conception et évaluation de l'efficacité épuratoire d'un system d'assainissement par vermi-compostage pour le traitement des boues de vidange

S'agissant spécifiquement de *E. coli*, les valeurs des rendements épuratoires sont de 99,94 % à 100% pour les deux pilotes. (Adhikari ,2015) a trouvé un abattement en *E. coli* de 1 à 2 ulog. Dans le cas de notre étude, l'efficacité d'élimination d'*E. coli* variait de 93,86% à 98,60%, ce qui est inférieur à nos valeurs d'élimination de *E. coli* examinées. Les agents pathogènes sont éliminés par décomposition en raison de l'action conjointe des vers de terre et des microorganismes (Arora & Kazmi, 2015). Ce processus est affecté par les variations saisonnières de la température, ce qui permet d'éliminer le plus grand nombre de pathogènes en été (Arora et Kazmi, 2015). Les vers de terre sécrètent des fluides cœlomiques, c'est-à-dire des fluides contenus dans le cœlome, qui ont des propriétés antibactériennes, détruisant les pathogènes (Pierre et al, 1982). Une fois que la boue de vidange a été consommée par les vers de terre, elle passe dans leur intestin, où la digestion enzymatique a lieu (Sinha et al., 2010). Certaines bactéries et champignons, tels que *Penicillium* spp. et *Arpergillus* spp. sont présents dans l'intestin des vers de terre et produisent des antibiotiques qui ont le potentiel de provoquer la mort des agents pathogènes (Singleton et al, 2003), (Sinha et al., 2010). (Li, Deletic et McCarthy ,2014) ont fait remarquer que le charbon granulaire peut avoir des propriétés antibactériennes pour la filtration des eaux pluviales. D'autres ont noté que le charbon actif, en fonction de leur hydrophobicité, de leur volume macroporeux et de leur pH, pouvait adsorber *E. coli* (Rivera-Utrilla et al, 2001). De nombreux facteurs peuvent influencer les résultats : les différences dans le type et l'origine de l'influent, les concentrations initiales de *E. coli*, le type et la profondeur du massif filtrant, la méthodologie, la température, l'alimentation et les ajouts d'eau.

Les abattements élevés en *E coli* à la sortie prouvent une bonne réduction dans les systèmes.

	E.coli	coliformes fécaux	Mois
Abattement de W1 en %	100	100	Septembre
	99,94	99,97	Octobre
	99,94	99,97	Novembre
	100	100	Décembre
	100	100	Janvier

Tableau 14 : Abattement des coliformes W1

Conception et évaluation de l'efficacité épuratoire d'un system d'assainissement par vermi-compostage pour le traitement des boues de vidange

	E.coli	coliformes fécaux	Mois
Abattement de W2 en %	99,98	100	Septembre
	99,95	99,94	Octobre
	99,95	99,94	Novembre
	100	100	Décembre
	99,97	99,96	Janvier

Tableau 15: Abattement des coliformes W2

V. CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Cette recherche a montré que les systèmes de vermicompostage comme principaux mécanismes d'épuration étudiés sont des technologies appropriées pour le traitement des matières fécales humaines, en réduisant considérablement la quantité des BV et en abattant la charge polluante avec l'action combinée des vers de terre et des massifs filtrants. Durant nos expériences, nous avons observé que le vers de terre pouvait survivre dans un milieu semblable à une latrine traditionnelle, avec une température comprise entre 21 et 41, 12 °C si et seulement si la fosse est équipée d'un système de drainage et d'une ventilation adéquate. En plus nos dispositifs expérimentaux (verlets) nécessitent très peu d'eau avec une quantité d'eau inférieure à 0, 25 litres par jour ce qui veut dire que *E. Eugenia* pourrait survivre à une humidité comprise entre 20% - 30%. Le fonctionnement de nos verlets fourni de l'effluent de qualité nettement meilleur et conforme aux normes de rejet. Les rendements épuratoires moyen de 99,27 % à 99,78% ; 95,8 % à 99,90%; de 99,94 % à 100 % respectivement pour les DBO5, DCO, et E coli ont été obtenus. Les abattements des matières azotées sont entre 94% et 100 %. Nous suggérons en effet que des études sur le long terme soient nécessaires pour confirmer ces résultats et évaluer l'influence des autres paramètres physico-chimique sur la survie et la croissance des vers dans des conditions similaire à celles des latrines semi ou quasi sèches. Toutes fois il nous semble évident que l'impact de la pollution sur les eaux souterraines, actuellement très rependues via des installations d'assainissement autonome telles que des latrines et les fosses septiques dont les effluents s'infiltrent dans le sol sans traitement pourrait être réduit par des dispositifs comme les Verlet.

Dans l'objectif de compléter les résultats de nos travaux, des perspectives ont été proposées pour le développement du vermicompostage. Nous proposons de poursuivre cette étude par :

- La détermination de la limite de la tolérance de *E.E* à des humidités inférieures à 20%
- L'analyse des propriétés épuratoires de chaque couches de filtration (sable, gravier, charbon de bois naturel)
- L'Analyse de la qualité du vermicompost produit
- L'étude du système sur le long terme pour évaluer l'apparition de colmatage du système

VI. BIBLIOGRAPHIE

- Baum, R.; Luh, J.; Bartram, J. 2013.** *Sanitation: a global estimate of sewerage connections without treatment and the resulting impact on MDG progress.* Environmental Science & Technology, **47**, pp. 1994-2000.
- Bekele, W.; Faye, G.; Fernandez, N. 2010.** *Removal of nitrate ion from aqueous solution by modified Ethiopian bentonite clay.* International Journal of Research in PHarmacy and Chemistry, **4**(1), pp. 192-201.
- Bhatnagar, A.; Sillanpää, M. 2011.** *A review of emerging adsorbents for nitrate removal from water.* Chemical Engineering Journal, **168**(2), pp. 493-504.
- Bhattacharyya, K.G.; Sharma, A. 2004.** *Azardichtha indica lead powder as an effective biosorbent for dyes: a case study with aqueous Congo red solutions.* Journal of Environmental Management, **71**, pp. 217-229.
- Blackburn, J.C., 1989.** External anatomy of earthworms. Sci., **207**: 2572.
- Blackett, I.; Hawkins, P. 2014.** *The Missing Link in Sanitation Service Delivery: A Review of Faecal Sludge Management in 12 Cities.* [Online]. Washington DC, USA: Water and Sanitation Program. Available from:
- Blackett, I.; Hawkins, P.; Heymans, C. 2014.** *Why faecal sludge management matters and what needs to be done to serve poor communities better.* Hanoi, Vietnam: WEDC 37th International Conference.
- Böhlke, J.K.; Smith, R.L.; Miller, D.N. 2006.** *Ammonium transport and reaction in contaminated groundwater: application of isotope tracers and isotope fractionation studies.* Water Resources Research, **42**, W05411.
- Bongaarts, H. 2001.** *Household size and composition in the Developing World in the 1990s.*
- Bonjoch, X.; García-Aljaro, C.; Blanch, A.R. 2011.** *Persistence and diversity of faecal coliforms and enterococci populations in faecally polluted waters.* Journal of Applied Microbiology, **111**, pp. 209-215.
- Boyles, W. 1997.** *The science of Chemical Oxygen Demand.* Technical Information Series, Booklet No. 9. Salford, UK: Hach Company.
- Camper, A.K.; LeChevallier, M.W.; Broadaway, S.C.; McFeters, G.A. 1985.** *Growth and persistence of pathogens on granular activated carbon filters.* Applied and Environmental Microbiology, **50**(6), pp. 1378-1382.

Carr, R. 2001. *Excreta-related infections and the role of sanitation in the control of transmission.* In: Fewtrell, L.; Bartram, J. eds. *Water Quality: guidelines, standards and health.* WHO. London, UK: IWA Publishing.

Chaudhuri, P.S., S. Nath, T.K. Pal and S.K. Dey, 2009. Earthworm Casting Activities under Rubber (*Hevea brasiliensis*) Plantations in Tripura (India). *World J. Agri. Sci.*, 5(4): 515-521.

Dominguez, J., C.A Edwards and J. Ashb, 2001. The biology and population dynamics of *Eudrilus eugeniae* (Kinberg) (Oligochaeta) in cattle waste solids *Pedobiologia*, 45: 341-353.

Edwards, Clive A., Bohlen, P.J. (Eds.) *Biology and Ecology of Earthworms.* Springer, 2005. 3rd edition

Furlong C. et.al, (2015) 'Faecal sludge treatment by vermifiltration: proof of concept'. *WATER, SANITATION AND HYGIENE SERVICES BEYOND 2015: IMPROVING ACCESS AND SUSTAINABILITY* briefing paper 2308 pp4-6

Furlong C., Templeton M.R., Gibson W.T. (2014) 'Processing of human faeces by wet vermifiltration for improved on-site sanitation' *The Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, vol. 4, no. 2, pp. 231-239.

Guide de bonnes pratiques pour le compostage des sous-produits de toilettes sèches, Avril 2010.

Furlong, C.; Gibson, W.T.; Templeton, M.R.; Taillade, M.; Kassam, F.; Crabb, G.; Godsell, R.; McQuilkin, J.; Oak, A.; Thakar, G.; Kodgiren M.; Patankar, R. 2014. The 'Tiger Toilet': from concept to reality. *IWA 1st Specialist Conference on Municipal Water Management and Sanitation in Developing Countries.* Bangkok, Thailand: Asian Institute of Technology.

Furlong, C.; Gibson, W.T.; Templeton, M.R.; Taillade, M.; Kassam, F.; Crabb, G.; Godsell, R.; McQuilkin, J.; Oak, A.; Thakar, G.; Kodgiren, M.; Patankar, R. 2015a. The development of an onsite sanitation system based on vermifiltration: the 'tiger toilet'. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, 6(2), in press, 6p.

Furlong, C.; Gibson, W.T.; Oak, A.; Savant, S.; Patankar, R. 2015b. Faecal sludge treatment by vermifiltration: a proof of concept. Loughborough, UK: WEDC 38 th International Conference.

Furlong, C. 2016. Feeding supply for earthworms. Unpublished Excel spreadsheet.

Furlong, C.; Gibson, W.T.; Oak, A.; Thakar, G.; Kodgire, M.; Patankar, R. 2016. Technical and user evaluation of a novel worm-based, on-site sanitation system in rural India. *Waterlines*, 35(2), pp. 148-162.

Ingallinella, A.; Sanguinetti, G.; Koottatep, T.; Montangero, A.; Strauss, M. 2002. *The challenge of faecal sludge management in urban areas – strategies, regulations and treatment options.* Water Science and Technology, **46**(10), pp. 285-294.

Ismail, M.H.S.; Dalang, S.; Syam, S.; Izhar, S. 2013. *A study on zeolite performance in waste treating ponds for treatment of palm oil mill effluent.* Journal of Water Resource and **JMP. 2008.** *Progress on drinking water and sanitation. Special focus on sanitation.* [Online].

JMP. 2015. *WASH Post-2015. Proposed indicators for drinking water, sanitation and hygiene.* [Online]. New York (USA) & Geneva (Switzerland): United Children's Emergency Fund & World Health Organization Joint Monitoring Programme for Water Supply and Sanitation. Available from: http://www.wssinfo.org/fileadmin/user_upload/resources/JMP-WASH-

Kadlec, R.H.; Knight, R.L. 1996. *Treatment wetlands.* Boca Raton, USA: Lewis Publishers. Morphological and Histological Studies on the Vermicomposting Indian Earthworm *Eudrilus eugeniae*

Országh J., « Pourquoi utiliser une toilette sèche ? », Eautarcie,

Oxfam, Worm Care Manual for Bear Valley Ventures, 2012 p.4

Pirrone, S., 1985. The earthworm baits market in North America. *Heredity*, 59: 1019. *Population Studies*, **55**(3), pp. 263-279.

Rodriguez, A.C. and I.R. Lapeire, 1992. Increase in weight, length and number of segments of *Eudrilus eugeniae*

Segun, A.O., 1998. *Tropical Zoology* (University Press, Ibadan) 2 edition, pp: 283.

Somniyam, P. and P. Suwanwaree, 2009 the Diversity and Distribution of Terrestrial Earthworms in Sakaerat Environmental Research Station and, Adjacent Areas, Nakhon Ratchasima, Thailand, *World Appl. Sci. J.*, 6(2): 221 -226

Training Material on Composting and Vermicomposting, **Ecosan Services Foundation (ESF) and seecon gmbh in the context of the Innovative Ecological Sanitation Network India (IESNI)**

Viljoen, S.A. and A.R. Reinecke, 1992. The temperature requirements of the epigeic earthworm species *Eudrilus eugeniae* (Oligochaeta). A laboratory study. *Soil Biol Biochem*, 24(12): 1345-1350.

Worm care **manual 2012.**

Sites internet consultés

www.pierreetterre.org

www.burkina-faso.climatemps.com

<http://le-bonheur-o-naturel.over-blog.com/article-les-toilettes-seches-124658938.html>(19/10/2017)

<http://www.lombriculture.net/lombric-et-lombriculture>

<http://www.insd.bf/n/>

<https://www.wsp.org/sites/wsp.org/files/publications/WSP-Fecal-Sludge-12-City-Review-Research-Brief.pdf>

http://www.wssinfo.org/fileadmin/user_upload/resources/1251794333-JMP_08_en.pdf

VII. ANNEXES

ANNEXE I : Tableau de Calcul des volumes/surfaces des agrégats

<i>Dimensions du fût</i>				
	unit	cm	m	
	Diamètre	55	0,55	
	Rayon	27,5	0,275	
	Hauteur	90	0,9	
	π		3,14	
<i>Volume/surface du fût</i>				
			m3	litre
<i>Fût</i>	$V=\pi*r^2*h$	213716,25	0,214	213,716
	$A=\pi*r^2$	2374,625	0,2375	m2
<i>volumes des agrégats</i>				
			m3	litres
<i>Sable</i>	V		0,095	litres
<i>Charbon</i>	V		0,024	23,746
<i>Gravier fin</i>	V		0,024	23,746
<i>Gros gravier</i>	V		0,024	23,746
<i>Matériaux du lit</i>	V		0,024	23,746

ANNEXES II : Volume/Granulométries des agrégats

<i>Agrégats</i>	hauteur (m)	Granulométrie (mm)
<i>Sable</i>	0,4	0.4-0.6mm
<i>Charbon</i>	0,1	2-4cm
<i>Gravier fin</i>	0,1	1.25-6.3mm
<i>Gros gravier</i>	0,1	1.6-12.5mm
<i>Matériaux du lit</i>	0,1	

ANNEXES III : Tableau de Calcul des variations moyennes et abattements mensuel des paramètres des effluents

Variation W1	pH	Turbidité (NTU)	Température (°C)	Conductivité (µs/cm)	TS (mg/L)	COD (mg/l)	BOD (mg/L)	NO3-N (mg/l)	NO2-N (mg/l)	Ammoniac (mg/l)	PO4-P (mg/l)	E. Coli/100ml	coliforme/100ml
<i>Septembre</i>	7,12	2,69	28,1	708,33	302,40	14,33	5	1	0,263	0	0,13	0	0
<i>Octobre</i>	7,84	3,54	28,87	1214	456,66	16	8,33	39,33	0,015	0,1	0,326	500	251,5
<i>Novembre</i>	6,09	25,28	24,6	445,92	148,02	86	7	11,46	0,246	5,6	16,52	480	330
<i>Décembre</i>	7,016	5,324	23,84	400,08	208,88	577,6	9,8	10,852	0,064	0,0334	3,994	25	0
<i>Janvier</i>	7,88	3,09	24,13	1417,83	778,53	181,5	5,416	257,01	0,918	3,443	1,916	25,916	42,83
Abattement en % W2													
<i>Septembre</i>	21,98	99,99	3,76	77,13	80,23	99,89	99,78	99,97	98,80	100	99,95	100	100
<i>Octobre</i>	14,05	99,99	1,10	60,80	88,41	99,88	99,63	99,10	99,93	99,99	99,89	99,99	99,99
<i>Novembre</i>	33,29	99,99	15,75	85,60	96,24	99,37	99,69	99,73	98,88	99,84	94,43	99,99	99,99
<i>Décembre</i>	23,15	99,99	18,35	87,08	94,69	95,79	99,57	99,75	99,70	99,99	98,65	99,99	100
<i>Janvier</i>	13,67	99,99	17,36	54,22	80,24	98,67	99,76	94,16	95,82	99,90	99,35	99,99	99,99

Variation W2	pH	Turbidité (NTU)	Température (°C)	Conductivité (µs/cm)	TSS (mg/L)	DCO (mg/l)	DBO5 (mg/l)	NO3-N (mg/l)	NO2-N (mg/l)	Ammoniac (mg/l)	PO4-P (mg/l)	E. Coli/100ml	coliforme/100ml
<i>Octobre</i>	7,995	3,325	28,025	955,33	490	19,33	8,33	27,75	0,05	0	0,34	192,66	253,5
<i>Novembre</i>	5,722	4,37	24,26	356	1997,8	147	13	39,6	0,63	16,24	11,52	200	261,2
<i>Décembre</i>	6,54	3,06	24,23	2828,33	1576,66	604,33	16,66	24,24	0,10	0,34	0,795	20	0
<i>Janvier</i>	8,00	2,26	24,93	2398,25	1441,18	229,83	13,18	378,39	0,98	2,64	1,91	157,83	205,58
Abattement en % W1													
<i>Septembre</i>	22,07	99,99	0,68	80,50	#DIV/0!	99,90	99,56	99,98	99,93	100	99,94	99,99	100
<i>Octobre</i>	12,43	99,99	4,67	69,15	87,56	99,85	99,63	99,36	99,72	100	99,88	99,99	99,99
<i>Novembre</i>	37,32	99,99	17,48	-14,99	49,29	98,92	99,43	99,10	97,12	99,54	96,12	99,99	99,99
<i>Décembre</i>	28,36	99,99	17,57	8,69	59,98	95,60	99,27	99,44	99,53	99,99	99,73	99,99	100
<i>Janvier</i>	12,27	99,99	15,19	22,57	63,42	98,32	99,42	91,40	95,50	99,92	99,35	99,99	99,99

**Conception et évaluation de l'efficacité épuratoire d'un system d'assainissement par vermi-compostage
pour le traitement des boues de vidange**