



**ETUDE DE LA BIODEGRADABILITE DE LA MATIERE
ORGANIQUE AU COURS DU COMPOSTAGE SEMI-CONTINU
DANS UNE TOILETTE ASSOCIEE A UNE FOSSE A COMPOST**

MEMOIRE POUR L'OBTENTION DU DIPLOME D'INGENIEUR 2iE
AVEC GRADE DE **MASTER**

SPECIALITE EAU ET ASSAINISSEMENT

Présenté et soutenu publiquement le [Date] par

Aboubacar FOFANA (20170149)

Directeur de mémoire : Dr. Yacouba KONATE, enseignant-chercheur à 2iE

Encadrant 2iE : Dr.-Ing. Seyram K. SOSSOU, maître-assistant à 2iE

Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement de Ouagadougou

Jury d'évaluation du mémoire :

Président : Prof. Harinaivo Anderson ANDRIANISA

Membres et correcteurs : Prof. Ynoussa MAÏGA
Dr. Seyram SOSSOU

Promotion [2018/2019]

DEDICACES

A mon cher oncle Mr Ibrahima Bamba, son adorable épouse et toute ma famille qui m'ont toujours soutenu par leurs prières, leurs bénédictions et pour tous les efforts et sacrifices consentis pour mon éducation. Aucun hommage ne pourrait être à la hauteur de l'amour dont ils ne cessent de me combler. Puisse Dieu le Tout Puissant leur donner longue vie.

REMERCIEMENTS

La rédaction de ce mémoire n'aurait été possible sans l'intervention d'un grand nombre de personnes à qui je voudrais témoigner toute ma gratitude.

Je tiens tout d'abord à remercier le tout et le très miséricordieux pour les grâces quotidiennes que je reçois dans ma vie.

J'aimerais ensuite remercier le professeur Yacouba Konaté, enseignant-chercheur à 2iE, responsable du laboratoire LEHSA et directeur de ce mémoire, pour ses précieux conseils qui ont contribué à alimenter ma réflexion. Grâce à lui, j'ai pu effectuer mes expériences au laboratoire LEHSA et lui en suis très reconnaissant.

Je remercie également mon encadreur, le docteur Seyram Sossou, maître-assistant à 2iE, pour sa disponibilité, ses conseils et la confiance qu'il m'a accordée tout au long de mes recherches ainsi que le docteur Boukary Sawadogo, enseignant-chercheur à 2iE, pour sa disponibilité et ses orientations capitales.

Mes remerciements vont maintenant au personnel du laboratoire LEHSA-2iE et plus particulièrement à leurs techniciens, M. Noël Tiendouré et M. Moustapha Ouédraogo, pour avoir mis à ma disposition tout le matériel nécessaire à mes recherches et analyses.

Je tiens à témoigner toute ma reconnaissance et ma gratitude au corps professoral de 2iE pour la richesse et la qualité de son enseignement ainsi que pour les grands efforts déployés afin d'assurer aux étudiants une formation de qualité.

Je remercie ma famille et mes proches pour leur soutien, leur aide, leurs encouragements et surtout leur patience, non seulement durant la réalisation de ce mémoire mais également tout au long de mes études. Une pensée à tous mes camarades pour ces bons moments partagés au sein de l'Institut 2iE.

Pour terminer, je remercie toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à l'élaboration de ce travail de fin d'études.

RÉSUMÉ

Trouver une solution pour la gestion et la valorisation des excréta humains est nécessaire en vue de réduire la pratique de la défécation à l'air libre et les risques qui y sont liés au Burkina Faso. L'objectif de cette étude est de contribuer à l'amélioration de l'accès à l'assainissement autonome par le développement de toilettes à compost. En vue d'approfondir les études déjà menées sur le sujet, ce travail s'est porté sur la biodégradabilité de la matière organique au cours du compostage semi-continu dans une toilette suivi d'un compostage discontinu dans une fosse. Deux toilettes à compost, avec et sans utilisation d'eau (respectivement, TAUE et TSUE), ont été mises en place en combinant les fèces apportées par défécation directe et la sciure de bois utilisée comme agent de charge. Le compostage a duré 120 jours, 75 dans le bioréacteur de la toilette et 45 dans la fosse, et les paramètres physico-chimiques tels que la température, le pH, la CE, la MO ou encore le rapport C/N ont été suivis. Le rapport C/N de 11,27 pour la fosse de la toilette sans utilisation d'eau (FTSUE) et de 14,62 pour la fosse de la toilette avec utilisation d'eau (FTAUE), l'indice de germination de la tomate de 180,87% pour la FTSUE et de 137,37% pour la FTAUE ainsi que l'indice de germination du gombo de 144,05% pour la FTSUE et de 168,43% pour la FTAUE ont été décisifs pour déduire la stabilité et la maturité des composts à la fin du processus. Les résultats appréciables de l'étude de la qualité agronomique ont montré des teneurs en azote et en phosphore respectivement de 1,19% et 1,84% pour la FTSUE et de 1,71% et 1,30% pour la FTAUE. Les teneurs en calcium et en magnésium s'élèvent, quant à elles, à 0,52% et 0,31% pour la FTSUE et à 0,99% et 0,64% pour la FTAUE. La comparaison des caractéristiques des composts des deux fosses a montré que le compost de la FTAUE obtenu est de meilleure qualité bien que le compost de la FTSUE murît plus rapidement.

Mots clés

- 1 - Assainissement écologique**
- 2 - Biodégradabilité**
- 3 - Compostage semi-continu**
- 4 - Toilette à compost**
- 5 - Stabilité, maturité, valeur agronomique**

ABSTRACT

Finding a solution for the management and recovery of human excreta is necessary to reduce the practice of open defecation and related risks in Burkina Faso. The objective of this study is to contribute to the improvement of access to autonomous sanitation through the development of compost toilets. In order to deepen the studies already carried out on the subject, the context of study of this work focused on the biodegradability of the organic matter during semi-continuous composting in a toilet followed by a discontinuous composting in a pit. Two composting toilets, with and without water use (TWW and TWOW respectively), were put in place by combining the faeces brought by direct defecation and the sawdust used as load agent. The composting took 120 days, 75 in the toilet bioreactor and 45 in the pit, and physicochemical parameters such as temperature, pH, EC, MO or C/N were monitored. C/N ratio of 11.27 for PTWOW and 14.62 for PTWW, tomato germination index of 180.87% for PTWOW and 137.37% for PTWW, and Okra germination index of 144.05% for PTWOW and 168.43% for PTWW were decisive for deducing the stability and maturity of the composts at the end of the process. The appreciable results from the agronomic quality study showed nitrogen and phosphorus contents of respectively 1.19% and 1.84% for PTWOW and 1.71% and 1.30% for PTWW. The calcium and magnesium contents amount to 0.52% and 0.31% for the PTWOW and 0.99% and 0.64% for the PTWW. Comparing the characteristics of the composts of the two pits showed that the compost of the PTWW obtained is of better quality although the compost of the PTWOW is growing faster.

Key words

- 1 – Ecological sanitation**
- 2 - Biodegradability**
- 3 – Fed batch composting**
- 4 – Compost toilet**
- 5 – Stability, maturity, agronomic value**

LISTE DES ABRÉVIATIONS

CE	Conductivité Electrique
CREPA	Centre Régional pour l'Eau Potable et l'Assainissement
COT	Carbone Organique Total
FTAUE	Fosse de la Toilette Avec Utilisation d'Eau
FTSUE	Fosse de la Toilette Sans Utilisation d'Eau
IG	Indice de Germination
LEHSA	Laboratoire Eaux Hydro-Systèmes et Agriculture
MO	Matière Organique
NTK	Azote Total Kjeldhal
OMD	Objectifs du Millénaire pour le Développement
OMS	Organisation Mondiale de la Santé
ONEA	Office National de l'Eau et de l'Assainissement
PNUD	Programme des Nations unies pour le Développement
PN-AEPA	Programme National d'Approvisionnement en Eau Potable et d'Assainissement
TAUE	Toilette Avec Utilisation d'Eau
TSUE	Toilette Sans Utilisation d'Eau
UNICEF	United Nations International Children's Emergency Fund (Fond des Nations unies pour l'enfance)

SOMMAIRE

INTRODUCTION.....	5
PARTIE I : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE.....	8
1. DEFINITION DE QUELQUES MOTS ET CONCEPTS.....	8
2. PROBLÉMATIQUE DE L'ASSAINISSEMENT AUTONOME DANS LES PAYS EN DÉVELOPPEMENT	10
3. PROBLÉMATIQUE DE L'ASSAINISSEMENT AUTONOME AU BURKINA FASO	10
4. CADRE RÉGLEMENTAIRE ET INSTITUTIONNEL DE L'ASSAINISSEMENT AU BURKINA FASO	14
5. DIFFÉRENTS TYPES DE COMPOSTAGES	16
6. DIFFÉRENTS TYPES DE TOILETTES A COMPOST.....	18
7. DIFFÉRENTS TYPES DE CULTURES MICROBIENNES AU COURS DU COMPOSTAGE.....	20
8. PARAMÈTRES DE LA BIODEGRADABILITÉ DE LA MATIÈRE ORGANIQUE AU COURS DU COMPOSTAGE.....	21
9. QUALITÉ DU COMPOST.....	24
PARTIE II : MATÉRIELS ET MÉTHODES	26
1. PRÉSENTATION DE LA ZONE D'ÉTUDE.....	26
2. MATÉRIELS ET INTRANTS UTILISÉS	27
3. ÉCHANTILLONNAGE	29
4. SUIVI DES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES AU COURS DU COMPOSTAGE.....	29
5. ÉVALUATION DE LA PHYTO-TOXICITÉ DU COMPOST	32
6. ÉVALUATION DE LA TENEUR EN ÉLÉMENTS FERTILISANTS DU COMPOST FINAL	32
PARTIE III : RÉSULTATS ET DISCUSSIONS	33
1. ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES DE LA MATIÈRE ORGANIQUE AU COURS DU COMPOSTAGE FED-BATCH DANS LA TOILETTE	33
2. ÉVOLUTION DES PARAMÈTRES PHYSICO-CHIMIQUES DE LA MATIÈRE ORGANIQUE AU COURS DU BATCH COMPOSTAGE DANS LA FOSSE A COMPOST	46
3. ÉVOLUTION DE LA STABILITÉ ET DE LA MATURITÉ	56
4. ÉVALUATION DE LA VALEUR AGRONOMIQUE DES COMPOSTS	61
5. COMPARAISON DES COMPOSTS DES FTSUE ET FTAUE AVEC DES COMPOSTS STABLES ET MATURES	62
CONCLUSION	64
RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES	65
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	66
ANNEXES	71

LISTE DES TABLEAUX

<i>Tableau I : Réalisations physiques en assainissement en milieu rural (BPO, 2015).....</i>	<i>12</i>
<i>Tableau II : Réalisations physiques en assainissement en milieu urbain (PN-AEPA, 2015).....</i>	<i>13</i>
<i>Tableau III : Quantité de nutriments physiologiquement excrétés par une personne en une année.....</i>	<i>25</i>
<i>Tableau IV : Appréciation de la stabilité des composts des FTSUE et FTAUE selon la littérature.....</i>	<i>57</i>
<i>Tableau V : Appréciation de la maturité des composts des FTSUE et FTAUE selon la littérature</i>	<i>59</i>
<i>Tableau VI : Appréciation de la teneur en élément fertilisants des composts des FTSUE et FTAUE selon la littérature</i>	<i>61</i>
<i>Tableau VII : Comparaison des composts des FTSUE et FTAUE avec des composts stables et matures et détermination du système le plus optimal.....</i>	<i>62</i>

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Pourcentage de population utilisant la défécation à l'air libre en Afrique (PNUD, 2010).	10
Figure 2 : Evolution du taux d'accès à l'assainissement familial en milieu rural (PN-AEPA, 2015)..	11
Figure 3 : Taux d'accès à l'assainissement familial en milieu urbain (PN-AEPA, 2015).....	12
Figure 4 : Schéma des toilettes à compost autonomes (A) et du système de compostage central (B) ..	18
Figure 5 : Toilette à séparation d'urine à base d'eau (http://ecovita.net).....	19
Figure 6 : Présentation de 2iE, la zone d'étude.....	26
Figure 7 : Schéma (A) et photographie (B) de la toilette et de la fosse à compost de l'étude	27
Figure 8 : Schéma (A) et photographie (B) du bioréacteur à compost de l'étude (illustration personnelle).....	28
Figure 9 : Schéma (A) et photographie (B) de la fosse à compost de l'étude (illustration personnelle)	28
Figure 10 : Schéma de prise de température (illustration personnelle)	29
Figure 11 : Evolution de la température dans la TSUE et TAUE au cours du compostage	34
Figure 12 : Evolution de la teneur en eau dans les TSUE et TAUE	35
Figure 13 : Evolution du pH au cours du compostage dans les TSUE et TAUE	36
Figure 14 : Evolution de la conductivité électrique au cours du compostage dans les TSUE et TAUE	38
Figure 15 : Evolution de la matière organique au cours du compostage dans les TSUE et TAUE.....	39
Figure 16 : Evolution du carbone organique total au cours du compostage dans les TSUE et TAUE	39
Figure 17 : Evolution de l'azote ammoniacal au cours du compostage dans les TSUE et TAUE.....	41
Figure 18 : Evolution du $N-NO_3^-$ au cours du compostage dans les TSUE et TAUE	42
Figure 19 : Evolution du N_{org} au cours du compostage dans les TSUE et TAUE.....	43
Figure 20 : Evolution du N total au cours du compostage dans les TSUE et TAUE	43
Figure 21 : Evolution du rapport $N-NO_3^-/N-NH_4^+$ au cours du compostage dans les TSUE et TAUE.	44
Figure 22 : Evolution du rapport C/N au cours du compostage dans les TSUE et TAUE	45
Figure 23 : Evolution de la température moyenne dans les FTSUE et FTAUE.....	46
Figure 24 : Evolution de la teneur en eau au cours du compostage dans les FTSUE et FTAUE.....	47
Figure 25 : Evolution du pH au cours du compostage dans les FTSUE et FTAUE	48
Figure 26 : Evolution de la conductivité électrique au cours du compostage des FTSUE et FTAUE..	49
Figure 27 : Evolution de la matière organique au cours du compostage dans les FTSUE et FTAUE.	50
Figure 28 : Evolution du carbone organique total au cours du compostage dans les FTSUE et FTAUE	50
Figure 29 : Evolution de l'azote ammoniacal au cours du compostage des FTSUE et FTAUE.....	51
Figure 30 : Evolution du $N-NO_3^-$ au cours du compostage dans les FTSUE et FTAUE.....	52

Figure 31 : Evolution du N_{org} au cours du compostage dans les FTSUE et FTAUE..... 53

Figure 32 : Evolution du N total au cours du compostage dans les FTSUE et FTAUE 54

Figure 33 : Evolution du rapport $N-NO_3^-/N-NH_4^+$ au cours du compostage dans les FTSUE et FTAUE 55

Figure 34 : Evolution du rapport C/N au cours du compostage dans les FTSUE et FTAUE..... 56

Figure 35 : Evolution de l'indice de germination pour la tomate dans les FTSUE et FTAUE 58

Figure 36 : Evolution de l'indice de germination pour le gombo dans les FTSUE et FTAUE..... 59

INTRODUCTION

L'assainissement est au centre des préoccupations majeures de ces dernières années dans le monde entier au regard des problèmes qu'il pose en termes de santé publique et d'hygiène. Selon un rapport commun de l'OMS et de l'UNICEF, 4,5 milliards de personnes, soit 60 % de la population mondiale, ne disposent pas de services d'assainissement gérés en toute sécurité et 2,3 milliards ne disposent toujours pas d'installations sanitaires de base (JMP, 2017). Parmi elles, 600 millions de personnes partagent des toilettes ou latrines avec d'autres foyers, et 892 millions défèquent à l'air libre, une pratique en augmentation en Afrique subsaharienne et en Océanie du fait de la croissance démographique (JMP, 2017).

Le Burkina Faso, à l'instar des autres pays de l'Afrique subsaharienne, rencontre des difficultés en matière d'hygiène et d'assainissement. En effet, le taux d'accès à l'assainissement national est de seulement 23% (JMP, 2017) et s'explique principalement par le manque d'infrastructures adéquates. Cette situation entraîne la pratique de la défécation à l'air libre qui concerne 48% de la population dont 7% en milieu urbain et 65% en milieu rural (JMP, 2017). Elle engendre la production d'excreta non traités qui peuvent rapidement contaminer les ressources en eau et ainsi engendrer des pathologies. Selon L'UNICEF, environ deux millions d'enfants meurent chaque année de maladies provoquées par la pollution des eaux à travers les matières fécales (JMP, 2017). Par ailleurs, le rejet des eaux usées dans la nature provoque une dégradation de la qualité des ressources naturelles notamment hydrauliques, agricoles ou encore animales.

Face à ces problèmes, on observe depuis quelques années une augmentation des démarches visant à améliorer l'assainissement. Pour atteindre cet objectif, des toilettes sèches à compost, également appelées toilettes écologiques de par leur impact environnemental positif, ont été développées à travers différents programmes. Parmi eux, on peut noter le Projet interdisciplinaire sur l'eau et l'assainissement réalisé au Burkina Faso de 2010 à 2015 appelé *Ameli-EAUR* et réalisé en collaboration avec l'Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement de Ouagadougou.

A travers ce programme, des toilettes à compost ont été installées dans des familles pilotes au Burkina Faso (Dakouré *et al.*, 2017; Sou *et al.*, 2018). Cependant, les composts produits dans ces toilettes n'étaient pas mûrs et acceptables du point de vue hygiénique en raison du processus de compostage incomplet (Sossou *et al.*, 2016). Une toilette à compost utilisant des déchets végétaux comme agent de charge a normalement la capacité de détruire les agents pathogènes contenus dans les fèces au cours du compostage. Malheureusement, dans certaines régions du monde comme au Burkina Faso, les matériaux locaux utilisés pour la construction des toilettes à compost ne permettent pas d'atteindre une température de chauffage suffisante pour la destruction totale des agents pathogènes (Sossou *et al.*, 2014). L'utilisation d'une fosse à compost associée à ce type de toilette semble être une solution adéquate pour remédier à ce problème et ainsi compléter le processus de compostage afin de rendre le mélange mûr et hygiénique. Il s'agit là du contexte d'étude de ce travail qui s'inscrit donc dans la continuité du projet *Améli-EAUR*. L'évaluation sociologique effectuée en aval de ce projet a démontré que les familles pilotes avaient difficilement adopté le système d'assainissement autonome proposé en raison de la séparation des fèces et de l'urine dans les toilettes (Bologo *et al.*, 2017). Ainsi, dans cette étude, les excréta seront collectés mélangés dans les toilettes et soumis directement à un compostage semi-continu pour la biodégradation de la matière organique et l'inactivation des agents pathogènes. Le compost produit par la toilette à compost sera ensuite introduit dans une fosse à compost pour un compostage discontinu afin de détruire complètement les agents pathogènes et faire mûrir le compost final.

Bien que le compostage se produise naturellement, la maîtrise de plusieurs facteurs permet d'éviter des problèmes de nuisances tels que les odeurs et la poussière et permet également d'obtenir un produit agricole de qualité. Au cours des dernières décennies, de nombreuses études ont été menées sur l'interaction complexe des facteurs physiques, chimiques et biologiques survenant lors du compostage. La maîtrise des paramètres tels que la porosité, la taille des particules, la teneur en éléments nutritifs, le rapport C/N, la température, le pH, l'humidité et l'apport en oxygène s'est révélée essentielle pour déterminer les conditions optimales de développement microbien et de dégradation de la matière organique (Agnew & Léonoard, 2003). Ainsi, cette étude a pour objectif d'évaluer la biodégradabilité de la matière organique durant le processus de compostage effectué dans le bioréacteur d'une toilette ainsi que dans une fosse à compost.

OBJECTIFS

L'objectif général de cette étude est de contribuer à l'amélioration de l'accès à l'assainissement autonome par le développement de toilettes à compost.

De façon spécifique il s'agira de :

- Evaluer la biodégradabilité de la matière organique au cours du fed-batch compostage dans la toilette à compost ;
- Evaluer la biodégradabilité de la matière organique au cours du batch compostage dans la fosse à compost ;
- Evaluer la qualité des composts obtenus (stabilité, maturité et valeur agronomique)

Ce travail est réparti en 3 parties distinctes : la première fait une synthèse bibliographique autour du thème abordé, la deuxième renseigne le matériel et les méthodes utilisés pour mener à bien l'étude et la dernière partie présente et analyse les résultats obtenus suite aux tests effectués en laboratoire.

PARTIE I : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

1. DEFINITION DE QUELQUES MOTS ET CONCEPTS

Assainissement autonome

Selon l'ONEA, l'assainissement autonome concerne l'évacuation, la collecte et le traitement des eaux usées et excréta au moyen d'ouvrages ou technologies individuels. Il est subdivisé en deux parties : l'assainissement domestiques pour les domiciles et l'assainissement scolaire et communautaire pour les écoles et lieux publics (<http://oneabf.com>)

L'assainissement autonome est également appelé assainissement sur site ou assainissement non collectif car le processus est entièrement géré sur le lieu où les rejets sont produits (Dictionnaire Environnement et Développement durable, 2017).

Toilette

La toilette désigne l'appareil sanitaire utilisé pour recevoir et évacuer les déjections ou excréta humains. Les déjections peuvent être ensuite évacuées avec de l'eau vers les égouts ou vers une fosse septique. La toilette est souvent équipée d'une chasse d'eau et d'un siphon.

(Dictionnaire Environnement et Développement durable, 2017)

Toilette à compost

Une toilette à compost est un type de toilette sèche basé sur un système de traitement principalement aérobie n'utilisant pas ou très peu d'eau qui traite les excréta humains par compostage ou décomposition aérobie contrôlée. Les toilettes à compost peuvent remplacer les toilettes à chasse d'eau lorsqu'il n'y a pas de système d'approvisionnement en eau, d'égout ou d'usine de traitement des eaux usées ou encore pour récupérer les nutriments dans les excréments humains sous forme de fumier. Les excréta humains sont normalement mélangés à des agents de charge comme par exemple de la sciure de bois, des balles de riz ou encore du charbon de bois dans le but de favoriser le traitement aérobie, absorber les liquides et atténuer les odeurs. Le compost obtenu après décomposition dans ces toilettes peut être utilisé comme engrais à des fins agricoles (Tilley *et al.*, 2008).

Compostage

Le compostage peut être défini comme la biodégradation de la matière organique solide par une succession de communautés microbiennes évoluant en conditions aérobies qui génère de la chaleur et produit une matière solide résiduelle, généralement appelée compost, stable et hygiénique ayant une masse et un volume réduits (ADAS Consulting Limited, 2005).

Biodégradabilité

Un produit est dit biodégradable s'il peut être décomposé naturellement par des micro-organismes. La biodégradabilité dépend d'une part de la faculté d'un produit à être dégradé et d'autre part de la vitesse de dégradation de ce produit dans le milieu biologique. Elle se traduit chimiquement par un processus de simplification progressive de la structure chimique d'un composé organique avec la minéralisation du carbone, sous forme de dioxyde de carbone, et l'obtention de métabolites de plus faible poids moléculaire, dès lors disponibles pour la synthèse de constituants cellulaires (Dictionnaire Environnement et Développement durable, 2017).

Fosse à compost

Le compostage en fosse consiste à mélanger les bio-déchets dans une fosse. Cette pratique est beaucoup utilisée en Afrique du fait de sa simplicité car elle ne nécessite pas beaucoup d'eau. En effet, un bon arrosage lors du remplissage de la fosse suffit normalement à maintenir un taux d'humidité correct tout au long du processus. La fosse, étant un milieu confiné, permet de conserver l'humidité et de maintenir une température élevée dans la masse en fermentation ce qui entraîne une meilleure hygiénisation (Compost tropical, 2006).

2. PROBLEMATIQUE DE L'ASSAINISSEMENT AUTONOME DANS LES PAYS EN DEVELOPPEMENT

En Afrique de l'Ouest et du Centre, les questions d'hygiène et d'assainissement sont confrontées à de nombreuses difficultés principalement dues au manque d'infrastructures sanitaires adéquates aussi bien dans les zones urbaines que rurales. Associée à certains dispositifs défectueux ou mal entretenus ainsi qu'à un manque d'éducation sanitaire, cette situation entraîne la pratique de la défécation à l'air libre et donc la production d'excreta non traités qui peuvent rapidement contaminer les ressources en eau et ainsi engendrer des pathologies (Fall *et al.*, 2017). Dès lors, cette pratique implique de nombreux risques pour la santé humaine ainsi que pour l'environnement. Elle renforce également la précarité des zones défavorisées et participe à la croissance des bidonvilles.

On observe dans la figure suivante qu'en 2010, plus de la moitié des populations du Niger, du Tchad, du Burkina Faso et la Mauritanie recourait à la défécation à l'air libre suivies directement par les populations du Libéria et de la Guinée Bissau.

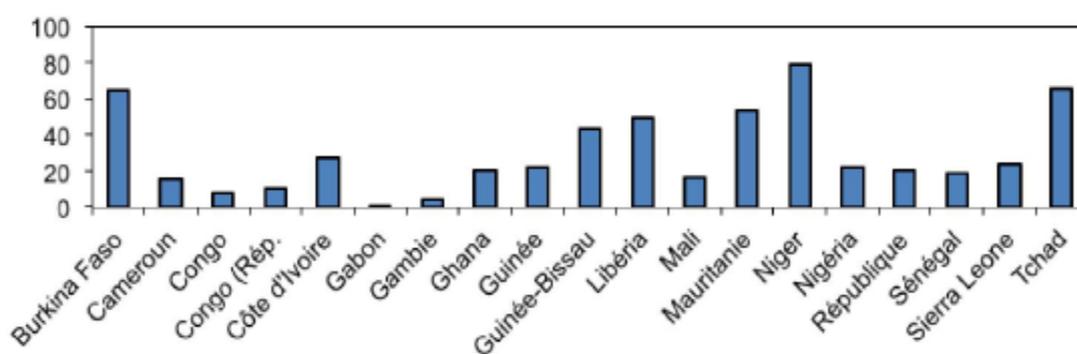


Figure 1 : Pourcentage de population utilisant la défécation à l'air libre en Afrique (PNUD, 2010)

3. PROBLEMATIQUE DE L'ASSAINISSEMENT AUTONOME AU BURKINA FASO

En 2017, le taux d'accès à l'assainissement du Burkina Faso était de seulement 23% avec 48% de la population concernée par la pratique de la défécation à l'air libre dont 7% en milieu urbain et 65% en milieu rural (JMP, 2017). On a constaté une amélioration en termes de défécation à l'air libre entre 2010, où 64% de la population était concernée et 2017 ce qui démontre une certaine prise de conscience. Malgré cette évolution, les statistiques restent alarmantes et des solutions restent à trouver afin d'éliminer cette pratique trop courante.

En plus des impacts négatifs qu'engendre la pratique de la défécation à l'air libre évoqués précédemment, il s'agit selon le Water and Sanitation Program (World Bank, 2012) d'une pratique économiquement très coûteuse. Au Burkina Faso, où plus de 10 millions de personnes ne disposent pas de latrines et font leurs besoins à l'air libre, son coût est estimé à plus de 124 millions d'euros soit un peu plus de 80 milliards de francs CFA. Ce chiffre inclut la perte de productivité entraînée par la recherche d'endroit isolé pour déféquer ainsi que les coûts de la mortalité prématurée et des soins liés aux maladies causées par l'assainissement précaire. En définitive, le coût de la défécation à l'air libre est largement supérieur à celui de la construction d'installations sanitaires appropriées.

3.1. SITUATION DE L'ASSAINISSEMENT EN MILIEU RURAL

Gestion des excréta

La plupart des zones rurales du Burkina Faso n'ont pas encore pu faire l'objet d'un travail de lotissement et sont donc rarement reliées au réseau d'égouts. Ainsi, la gestion des excréta en milieu rural se fait principalement à travers des systèmes d'assainissement autonomes. La figure 2 ci-dessous, représentant l'évolution du taux d'accès à l'assainissement en milieu rural entre 2010 et 2015, indique une amélioration constante depuis 2012.

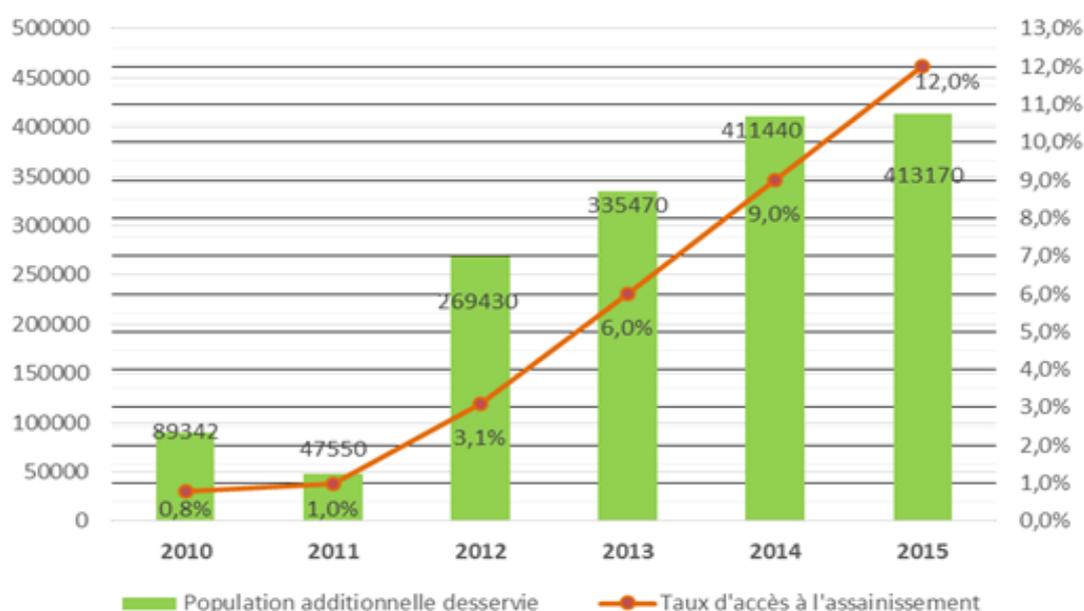


Figure 2 : Evolution du taux d'accès à l'assainissement familial en milieu rural (PN-AEPA, 2015)

Situation des ouvrages d'assainissement

L'état des lieux de la réalisation des latrines est présenté dans le tableau I.

Tableau I : Réalisations physiques en assainissement en milieu rural (BPO, 2015)

Ouvrages d'assainissement	Besoins OMD 2007-2015	Réalizations										Gap OMD 2007-2015
		2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	Total	
Ecoles	5.391	428	421	913	448	916	562	552	631	707	5.578	0
CSPS	1.145	0	76	126	89	226	169	128	140	230	1.184	0
Lieux publics	5.724	68	50	143	225	360	294	233	191	258	1.822	3.902
Familiaux	395.118	4.325	13.890	3.306	11.923	8.988	26.943	32.669	41.144	41.317	184.505	210.613

Au terme du PN-AEPA, et au regard du cumul des réalisations de 2007 à 2015, les objectifs pour l'atteinte des OMD sont largement atteints pour les écoles primaires et les centres de santé et de promotion sociale. Par contre, des efforts sont à consentir pour améliorer les résultats au niveau des lieux publics et des ménages.

3.2. SITUATION DE L'ASSAINISSEMENT EN MILIEU URBAIN

Gestion des excréta

L'assainissement des eaux usées et excréta en milieu urbain est sous la responsabilité de l'ONEA. En milieu urbain le taux d'accès à l'assainissement familial est passé de 15% en 2010 à 34,2% en 2015.

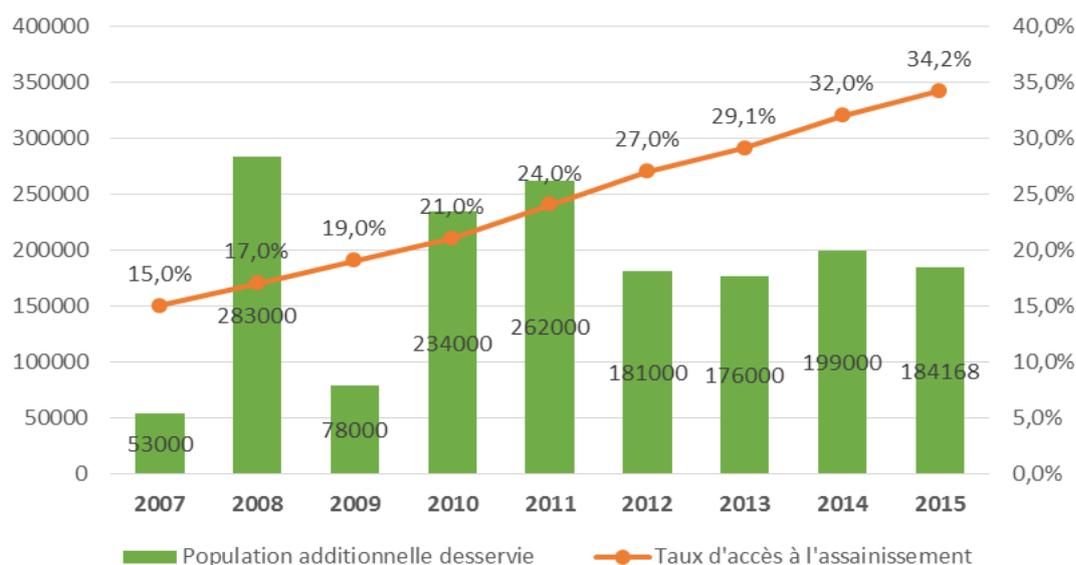


Figure 3 : Taux d'accès à l'assainissement familial en milieu urbain (PN-AEPA, 2015)

Cependant les données de 2017 donnent un taux d'accès à l'assainissement national de 23% (JMP, 2017). Ce faible taux s'explique par l'insuffisance et le manque d'entretien des ouvrages d'assainissement tels que les latrines, les canaux de drainages des eaux usées mais surtout la persistance de la défécation à l'air libre.

Situation des ouvrages d'assainissement

Le tableau suivant donne le récapitulatif des réalisations physiques des ouvrages d'assainissement depuis le démarrage du PN-AEPA en milieu urbain. On y observe que l'objectif des latrines publiques est largement dépassé. Les cibles OMD pour l'élaboration des PSA et la réalisation des stations d'épuration est atteinte. Le gap des latrines familiales, le réseau et les raccordements est élevé. Ces cibles n'ont pas été atteintes en 2015.

Tableau II : Réalisations physiques en assainissement en milieu urbain (PN-AEPA, 2015)

	Plan Stratégique d'Assainissement (nbre)	Assainissement familial (nombre)	Assainissement public (nombre)	Station d'épuration (nombre)	Réseau collectif (km)	Raccordés au réseau (nombre)	Stations de traitement des boues de vidange	Puisards
Prévisions 2015	56	222.000	900	1	93	2.688	-	-
Réalisations 2007	2	48.902	0	0	0	0	0	79.319
Réalisations 2008	6	7.777	159	1	0	229	0	16.557
Réalisations 2009	11	8.664	178	0	14	126	0	14.985
Réalisations 2010	0	3.458	173	0	21	415	0	10.408
Réalisations 2011	27	10.218	231	0	2	3	0	22.462
Réalisations 2012	0	16.306	255	0	23	154	0	16.325
Réalisations 2013	0	15.473	388	0	0	148	1	11.872
Réalisations 2014	10	17.896	413	0	2,4	126	1	14.706
Réalisations 2015	0	15.931	534	0	0	160	0	5.616
Total 2007-2015	56	144.625	2.331	1	62	1.361	2	192.250
Taux (%)	100%	65%	259%	100%	67%	51%	-	-
Gap 2014-2015 pour atteindre les OMD	0	77.365	0	0	31	1.327	-	-

4. CADRE REGLEMENTAIRE ET INSTITUTIONNEL DE L'ASSAINISSEMENT AU BURKINA FASO

4.1. CADRE REGLEMENTAIRE

Il s'agit des textes d'application des différentes lois ainsi que des décrets émanant directement du Gouvernement. Nous pouvons retenir les :

- DECRET N°2001-185/PRES/PM/MEE du 7 Mai 2001 portant fixation des normes de rejets de polluants dans l'air, l'eau et le sol ;
- DECRET N°2001-342/PRES/PM/MEE du 17 juillet 2001 portant champ d'application, contenu et procédure de l'Etude d'Impact Environnemental et de la Notice d'Impact Environnemental.

4.2. CADRE INSTITUTIONNEL

Code de l'environnement

La loi n°06-2013/AN du 02 avril 2013 portant Code de l'environnement au Burkina-Faso détermine les principes fondamentaux applicables à l'environnement et aux ressources naturelles dont les ressources en eau. Elle contient plusieurs dispositions relatives à l'assainissement du milieu naturel (art. 47-94). En situation d'assainissement non collectif, le système d'assainissement mis en place doit être conforme à la réglementation en vigueur sous peine de sanctions administratives ou contraventionnelles (art. 80). Toute opération de lotissement doit intégrer la réalisation préalable d'ouvrages d'assainissement appropriés (art. 82). Le Gouvernement encourage les communes à créer une structure de gestion et de valorisation des eaux de pluie, des eaux usées et excréta (art. 81).

Code de l'hygiène publique

La loi n°022-2005/AN du 24 mai 2005 portant Code de l'hygiène publique au Burkina Faso a pour objectif principal de préserver et de promouvoir la santé publique. S'agissant particulièrement de l'assainissement des eaux usées et excréta, l'article 28 rend obligatoire les normes d'hygiène et d'assainissement en vigueur au niveau des habitations. A cet effet, tout propriétaire d'habitation doit pourvoir son habitation de système d'évacuation et de traitement des eaux usées ménagères et des excréta conformément à la réglementation en vigueur en matière d'autorisation de construire. Ces systèmes doivent être fonctionnels et hygiéniquement entretenus.

Code de santé publique

La Loi n°23/94/ADP portant Code de la Santé publique définit les droits et les devoirs inhérents à la protection et à la promotion de la santé de la population afin de donner à l'individu et à la collectivité un niveau de santé qui lui permette de mener une vie socialement acceptable et économiquement productive.

En matière d'assainissement, le Code de santé publique dispose que toutes les agglomérations doivent être pourvues de réseaux d'égouts, toute construction nouvelle dans une rue où existera l'égout devra être disposée de manière à y conduire directement et souterrainement les eaux pluviales, ménagères et industrielles ainsi que les matières de vidange (art. 52). Cependant, en attendant l'installation d'un système d'assainissement collectif dans les villes, celles-ci peuvent se doter de systèmes d'assainissement autonomes. Cet assainissement individuel concerne toutes constructions anciennes ou nouvelles à usage d'habitation, de bureaux ou de comptoirs de commerce. L'assainissement individuel doit avoir lieu selon les dispositions ci-après :

- Le traitement commun et l'évacuation des eaux vannes et des eaux ménagères doivent être réalisés par une fosse septique ;
- Le traitement et l'évacuation séparée des eaux vannes doivent être réalisés dans les périmètres urbains au moyen de latrines à fosses alternées et ventilées ; et hors des périmètres urbains au moyen de latrines à fosse unique et ventilée ;
- Le traitement et l'évacuation séparée des eaux ménagères doivent être réalisés au moyen d'un puits d'infiltration (art.53).

5. DIFFERENTS TYPES DE COMPOSTAGES

Il existe différents types de compostage à savoir le compostage aérobie, le compostage anaérobie, le vermicompostage et le compostage en toilette.

5.1. COMPOSTAGE AEROBIE

Le compostage aérobie a lieu en présence d'une grande quantité d'oxygène. Au cours de ce processus, les micro-organismes aérobies décomposent la matière organique et produisent du gaz carbonique (CO₂), de l'ammoniac, de l'eau, de la chaleur et de l'humus, qui est le produit organique final relativement stable (Albrecht, 2007). Ce compostage implique les techniques telles que :

- Le compostage en andains retournés qui consiste à placer un mélange de matières premières dans de longs tas étroits appelés andains remués ou tournés de façon régulière. Ces andains sont aérés essentiellement par un mouvement passif ou naturel de l'air.
- Le compostage en andains aérés passivement dans lequel de l'air est fourni au compost par des tuyaux perforés enfoncés dans l'andain, éliminant ainsi la nécessité du retournement.
- Le compostage en tas statique aéré qui utilise le système d'aération par tuyau qui est plus avancée puisqu'elle utilise un ventilateur pour fournir de l'air au compost. Le ventilateur offre un contrôle direct du processus et permet de travailler avec des tas plus importants, sans retournement après le début du compostage.

5.2. COMPOSTAGE ANAEROBIE

Lors du compostage anaérobie, la décomposition se produit quand l'oxygène est absent ou présent en quantité limitée. Dans ce processus, les micro-organismes anaérobies dominent et élaborent des composés intermédiaires comme du méthane, des acides organiques, du sulfure d'hydrogène et d'autres substances (Albrecht, 2007). Ce compostage implique les techniques telles que :

- Le Compostage en casiers qui fonctionne de la même façon que la méthode du tas statique aéré. Elle comprend des procédés d'aération forcée à la base du casier associée à un petit nombre, voire aucun retournement des matériaux. Un mélange occasionnel des matières dans les casiers peut faire redémarrer le processus. Les matières à composter peuvent être déplacées d'un casier à l'autre.

- Le compostage en lits rectangulaires remués qui est une combinaison des méthodes d'aération contrôlée et de retournement périodique. Le compostage a lieu entre des murs qui forment de longs et étroits couloirs appelés lits.
- Le compostage en bac ou silo qui est une technique faisant intervenir un récipient clos ressemblant à un silo à déchargement par le bas. Le système d'aération à la base du silo souffle de l'air à travers les matières à composter. L'air évacué peut être recueilli au sommet du silo de façon à en traiter les odeurs.
- Le compostage en tambours rotatifs qui est un système dans lequel un tambour horizontal rotatif est utilisé pour mélanger, aérer et déplacer les matières. De l'air est fourni à partir de l'extrémité de déchargement et est intégré aux matières alors que celles-ci sont remuées.

5.3. VERMICOMPOSTAGE

Le terme vermicompostage (ou lombricompostage) se réfère à l'utilisation de vers pour composter les résidus organiques (Albrecht, 2007). Les vers peuvent consommer pratiquement tous les types de matière organique et peuvent absorber l'équivalent de leur propre poids par jour. Les turriculés (excréments) des vers sont riches en nitrates, et en formes disponibles de P, K, Ca et Mg. Le passage à travers les vers de terre favorise la croissance des bactéries et notamment des actinomycètes dont la teneur dans les déjections de vers de terre est six fois supérieure à celle du sol d'origine (Misra *et al.*, 2005).

5.4. COMPOSTAGE EN TOILETTE

Les systèmes d'assainissement basés sur le compostage sont appelés toilettes à compost, toilettes sèches, toilettes biologiques, bio-toilettes ou toilettes sans eau (Del Porto & Steinfeld, 1998). Ils sont généralement fabriqués en plastique, en céramique, en fibre de verre ou en fer inoxydable. Une toilette à compost possède deux composants principaux : la toilette et le bac de compostage. Le bac comprend souvent un ventilateur et un tuyau de ventilation qui élimine toutes les odeurs. Il y a généralement un drain pour éliminer l'excès de lixiviat et une porte d'accès pour vider le compost (Anand & Apul, 2014).

6. DIFFERENTS TYPES DE TOILETTES A COMPOST

Une toilette à compost peut être autonome ou centrale, contenir une ou plusieurs chambres de compostage, être à base d'eau ou sans eau, fonctionner électriquement ou manuellement et recueillir séparément ou pas l'urine et les excréments (Anand & Apul, 2014).

6.1. TOILETTE AUTONOME OU SYSTEME CENTRAL

Dans une toilette à compost autonome, la toilette et le réservoir de compostage forment une unité (*figure 4A*). Dans un système de compostage central, le réservoir est relié à plusieurs toilettes qui peuvent être situées au même niveau ou sur différents étages (*figure 4B*).

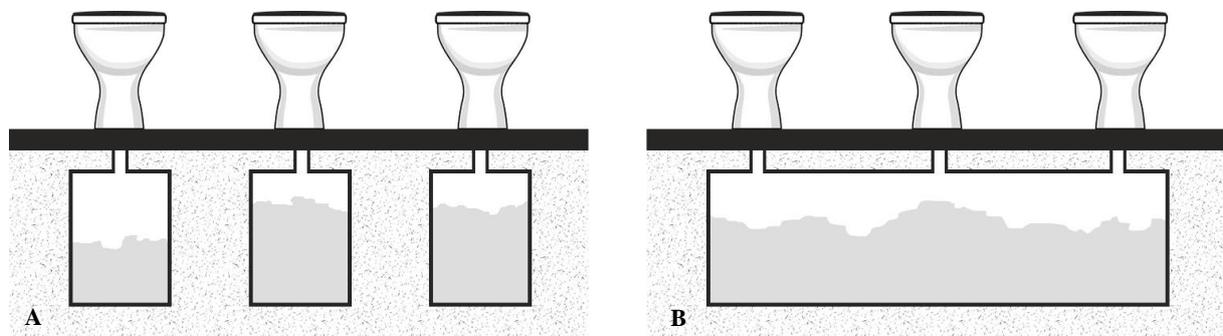


Figure 4 : Schéma des toilettes à compost autonomes (A) et du système de compostage central (B) (illustration personnelle)

6.2. TOILETTE A COMPOSTAGE MONOCHAMBRE OU MULTICHAMBRE

Dans des toilettes à compostage à chambre unique, tous les déchets, qu'ils soient frais ou vieux, sont compostés dans une seule chambre. Ce système présente l'inconvénient d'avoir les mêmes conditions de fonctionnement dans l'ensemble de la toilette et pour toutes les étapes du compostage. Les toilettes à compostage multichambres, quant à elles, fournissent des bacs de compostage supplémentaires permettant de séparer les matières compostées des déchets frais. Les réservoirs à chambres multiples peuvent également augmenter la capacité de conception de la toilette puisque la chambre, une fois remplie, peut être remplacée par une chambre vide.

6.3. TOILETTE SANS EAU OU A BASE D'EAU

Dans les toilettes sans eau, la tuyauterie verticale est utilisée pour transporter les déchets. De l'eau peut être utilisée mais seulement dans le but de nettoyer les toilettes. Les toilettes à base d'eau, quant à elles, peuvent avoir une tuyauterie coudée et comprennent des toilettes à micro-chasse et des toilettes à chasse d'eau à mousse. La mousse est un savon biodégradable qui permet d'améliorer le confort de l'utilisateur, le nettoyage et le transport des déchets.

6.4. TOILETTE ELECTRIQUE OU MANUELLE

Les versions électriques des toilettes à compost comprennent des ventilateurs et un système de chauffage qui utilisent l'électricité. Le ventilateur des toilettes électriques aspire l'air dans les toilettes évitant ainsi toute odeur dans les toilettes. Les systèmes non électriques peuvent éliminer l'excès d'humidité et fonctionnent mieux s'ils sont couplés à une dérivation de l'urine ou à un système de drainage des lixiviats.

6.5. TOILETTE A SYSTEME DE COLLECTE COMBINEE OU SEPAREE

Les systèmes de collecte combinée collectent tous les déchets dans une seule chambre de compostage. Dans les toilettes à séparation d'urine, également appelées toilettes sans mélange, l'urine est recueillie et gérée séparément des excréments ce qui a pour avantage de réduire les odeurs indésirables et l'excès d'humidité dans le tas de compost (*figure 5*). Elle est généralement utilisée comme engrais aux propriétés efficaces en raison de sa teneur élevée en nutriments et sa faible teneur en agents pathogènes.



Figure 5 : Toilette à séparation d'urine à base d'eau (<http://ecovita.net>)

7. DIFFERENTS TYPES DE CULTURES MICROBIENNES AU COURS DU COMPOSTAGE

7.1. CULTURE CONTINUE

Dans la méthode de compostage continu, de nouvelles matières premières sont continuellement injectées dans le réacteur à compost et les produits sont continuellement retirés. Dans cette méthode, les matières premières sont compostées au fur et à mesure de leur introduction à l'intérieur du bioréacteur. Même en fonctionnement continu, les matières premières introduites dans le réacteur un jour particulier ne se mêleront pas avec les matières premières introduites précédemment (Nakasaki *et al.*,1998).

7.2. CULTURE EN BATCH [DISCONTINUE]

Dans la méthode de compostage discontinu, également appelé compostage par batch, les matières premières sont initialement placées dans un tas puis retournées périodiquement sans l'ajout de nouveaux substrats. Dans le système de compostage discontinu, le produit final est obtenu en un temps relativement court car le processus n'est pas perturbé par ajout de matières premières comme pour les autres systèmes (Nakasaki *et al.*,1998).

7.3. CULTURE EN FED-BATCH [SEMI-CONTINUE]

Dans la méthode de compostage semi-continu, également appelé compostage en fed batch, les matières premières brutes sont ajoutées chaque jour et sont agitées et mélangées sans décharger le produit pendant plusieurs mois (Nakasaki *et al.*,1998). Ce système, le fed batch, est utilisé dans les réacteurs de compostage de taille moyenne dont les résidus de repas des restaurants et des hôpitaux sont traités ainsi que dans les petits réacteurs de compostage qui traitent les déchets ménagers de cuisine. L'utilisation de ces réacteurs de compostage à moyenne ou petite échelle permet de traiter les déchets organiques au niveau du site de production. Un grand nombre de ces réacteurs ont été développés au Japon ces dernières années (Shoda,1996). Beaucoup de recherches ont été menées sur la culture en fed batch dans le domaine de l'ingénierie biochimique et les résultats de ces études ont été résumés dans plusieurs articles (Crueger & Crueger, 1984 ; Bushell, 1988). Nakasaki *et al.* (1998) ont depuis procédé à l'alimentation des bioréacteurs en fed batch en ajoutant chaque jour des quantités égales de la même matière première et ont discuté de la différence entre la dégradation des matières premières organiques dans les opérations fed-batch et batch.

8. PARAMETRES DE LA BIODEGRADABILITE DE LA MATIERE ORGANIQUE AU COURS DU COMPOSTAGE

8.1. QUALITE DU SUBSTRAT A COMPOSTER

La qualité du compost final ne dépend pas seulement des opérations de compostage et de la technique utilisée mais principalement de la qualité des intrants de départ. Si les substrats de départ ou substrats bruts ont des caractéristiques favorables au compostage, cela garantit plus ou moins la bonne qualité du produit final. Dans le cas contraire, même si le compostage se passe dans de bonnes conditions, le compost ne saurait être de qualité.

8.2. AERATION

Une aération adéquate est nécessaire pour maintenir les conditions aérobies lors du compostage. Le manque d'oxygène dans le tas peut créer des conditions anaérobies pouvant entraîner des problèmes d'odeur et réduire le taux de compostage. D'autre part, un flux d'air excessif n'est pas recommandé non plus puisqu'il peut influencer la teneur en eau et la température du compost (Anand & Apul, 2014).

8.3. TAILLE DES PARTICULES ET POROSITE

La taille des particules joue un rôle dans l'équilibrage de la surface pour la croissance des micro-organismes et dans le maintien d'une porosité adéquate pour l'aération (Bernal *et al.*, 2009). Plus la taille des particules est grande, plus la porosité est élevée et plus le rapport surface/masse est faible. Le compost à grosses particules ne se décompose pas correctement en raison de l'inaccessibilité des microbes aux parties internes des particules de compost. Par ailleurs, une très petite taille de particules peut tasser la masse et réduire la porosité. Une porosité de 35 à 50% est recommandée pour le compostage (Bernal *et al.*, 2009).

8.4. TENEUR EN EAU

L'humidité dans le compost est nécessaire à une activité microbienne adéquate car le milieu aqueux rend les nutriments physiquement et chimiquement accessibles aux micro-organismes. L'urine et l'eau contenues dans les matières fécales contribuent à la teneur en humidité du compost. La teneur en humidité des matières fécales est de 82% (Zavala *et al.*, 2004). Le tas de compost produit une humidité supplémentaire résultant de l'activité microbienne et de l'oxydation biologique de la matière organique. Trop d'humidité dans le tas de compost peut

créer des conditions anaérobies. Les systèmes de compostage peuvent comporter des dispositions pour éliminer le lixiviat et réduire l'excès d'humidité du compost. Si le niveau d'humidité est inférieur à 40%, les conditions sèches ralentissent le processus de décomposition et nécessitent l'ajout d'eau pour l'activation (Yamada & Kawase, 2006). Liang *et al.* (2003) ont observé, dans leurs expériences sur le compostage de biosolides, un retard dans l'initiation et un taux d'activité microbienne plus faible avec une faible teneur en humidité, allant de 30 à 40%, à toutes les températures. De nombreuses études ont montré que la teneur en eau optimale pour un compostage correct est de 50 à 60% et une teneur en humidité de 65% représente le seuil critique à ne pas dépasser (Zaval & Funamizu, 2005).

8.5. TEMPERATURE

Les différentes phases du compostage sont indiquées par des températures différentes. Le compostage commence par la matière organique, facilement dégradable, qui est décomposée par des organismes mésophiles agissant sous une température allant de 19 à 45°C (Depledge, 2013). La chaleur produite au cours de ce processus augmente la température du compost au-dessus de 45°C où les organismes thermophiles deviennent actifs (Zavala & Funamizu, 2005). Le taux de biodégradation du compost est plus rapide en phase thermophile qu'en phase mésophile (Zavala *et al.*, 2004). La dégradation de la matière organique et la destruction des agents pathogènes sont maximales pendant la phase thermophile à une température comprise entre 50 et 65°C (Bernal *et al.*, 2009 ; Nataka *et al.*, 2003). Une étude récente a suggéré que la température optimale de dégradation des matières fécales était de 60°C (Zavala & Funamizu, 2005). À des températures supérieures à 65°C, l'activité du compost diminue car la plupart des organismes thermophiles ne peuvent pas survivre à cette température (Germer *et al.*, 2010). Lorsque la quantité de graisses, de protéines et de glucides complexes diminue dans le tas, la température de ce dernier diminue. Pendant cette étape de refroidissement, le compost semble prêt à être appliqué sur les terres agricoles. Cependant, les matières organiques plus grossières doivent encore être digérées. À mesure que la température baisse, les organismes de la gamme mésophile travaillent à la décomposition de la matière organique restante.

8.6. PH ET CONDUCTIVITE

Un pH de 6,7 à 9,0 favorise une bonne activité microbienne lors du compostage. Les valeurs optimales sont comprises entre 5,5 et 8,0 (de Bertoldi *et al.*, 1983). Le pH est un facteur très utile pour contrôler les pertes en azote par volatilisation de l'ammoniac qui peuvent être particulièrement élevées lorsque le pH dépasse 7,5. Le pH baisse généralement au fur et à mesure que le processus de compostage progresse en raison de la dégradation de la matière carbonée en acides organiques (de Bertoldi *et al.*, 1983).

La conductivité est variable selon le type de compost même si elle a une tendance naturelle à diminuer avec la progression de la maturité. Les nutriments contenus dans le compost influencent fortement la conductivité. Cependant, l'apport de compost dans le sol doit être limitée pour les espèces sensibles aux sels pour une conductivité supérieure à 5 mS.cm⁻¹ (Sæbø & Ferrini, 2006). Ainsi une conductivité maximum de 2-3 mS.cm⁻¹ est acceptable pour le compost (Sæbø & Ferrini, 2006).

8.7. RAPPORT C/N

L'équilibre nutritionnel est principalement défini par le rapport C/N. Les micro-organismes ont besoin d'une source d'énergie (C organique dégradable) et d'une source protéique (N) pour leur développement et leur activité. Le rapport C/N adéquat pour le compostage est compris entre 25 et 35 car on considère que les micro-organismes nécessitent 30 parties de C par unité de N (Bishop & Godfrey, 1983). Un rapport C/N élevé ralentit le processus de compostage car il existe un excès de substrat dégradable pour les micro-organismes. Lorsque le rapport C/N est faible, on observe un excès de N par C dégradable et du N inorganique est produit en excès pouvant être perdu par volatilisation de l'ammoniac ou par lessivage de la masse de compostage. Les faibles rapports C/N peuvent être corrigés en ajoutant un agent de charge pour fournir du C organique dégradable. Le C/N diminue au cours du compostage pour arriver à des valeurs généralement comprises entre 8 et 25 (Bernal *et al.*, 1998).

8.8. RAPPORT N-NO₃⁻/N-NH₄⁺

Les formes d'azote minéral sont des critères importants permettant de déterminer la qualité et la maturité des composts (Aylaj & Lhadi, 2008). Lors de la décomposition des protéines, de l'ammonium est libéré. Vers la fin de la phase de chaleur, cet ammonium, en présence d'oxygène, est transformé en nitrite puis en nitrate (Larbi, 2006). Fuchs *et al.* (2001) exigent un rapport N-NO₃⁻/N-NH₄⁺ supérieur à 2 pour obtenir un compost mûr adéquat pour une

utilisation en horticulture. Bernal *et al.* (1998) proposent un rapport plus strict supérieur à 6,25. Un compost mûr est pauvre en ammonium et riche en nitrate (Aylaj & Lhadi, 2008). Une quantité de nitrite trop élevée reflète soit un compost jeune en pleine phase de nitrification, soit un compost mûr mal stocké, c'est-à-dire manquant d'aération. Dans ce cas, le nitrate est réduit en nitrite par certaines bactéries ce qui diminue fortement sa qualité biologique (Fuchs, 2002).

9. QUALITE DU COMPOST

9.1. STABILITE ET MATURITE DU COMPOST

Un grand nombre de tests sont disponibles pour déterminer la maturité et la stabilité du compost. Ces tests ont été compilés et examinés par Wichuk et McCartney (2010). Les tests physiques et sensoriels comprennent la température, la couleur et l'odeur des poils. Les tests biologiques comprennent la respiration, la phytotoxicité et l'activité enzymatique. Les tests chimiques, quant à eux, comprennent le rapport carbone/azote, la matière organique, les paramètres d'humification, la capacité d'échange cationique, la conductivité électrique, le pH, l'ammoniac, les nitrates et le carbone organique dissous. Un niveau élevé de stabilité et de maturité est souhaité pour l'utilisation du compost comme engrais. La stabilité et la maturité vont généralement de pair puisque les composés phytotoxiques sont produits par les micro-organismes dans des composts instables (Bernal *et al.*, 2009).

La stabilité

Les termes stabilité et maturité sont parfois utilisés de manière interchangeable, mais ils font référence à des propriétés différentes du compost. Le compost stable doit avoir une faible activité microbienne, être exempt d'agents pathogènes et avoir un degré avancé de décomposition de la matière organique avec une résistance à la décomposition ultérieure (Bernal *et al.*, 2009 ; Wichuk & McCartney, 2010).

La maturité

Un compost mûr est un compost qui n'entraîne pas d'effets néfastes lorsqu'il est utilisé comme engrais ou appliqué sur un support de croissance de plante (Wichuk et McCartney, 2010). Dans un compost mature, le potentiel de croissance des plantes (levée des plantules, vigueur) est élevé car les substances phytotoxiques et les matières organiques sont décomposées. En raison du niveau élevé de décomposition de la matière organique, un faible rapport nitrate-

azote est attendu (Council, 2002). Le rapport carbone/azote doit également être faible, inférieur à 25, pour être considéré comme mature.

9.2. QUALITE AGRONOMIQUE

L'utilisation de compost dans les plantes peut remplacer l'utilisation d'engrais chimiques et aider à fermer la boucle du cycle des éléments nutritifs. Les excréta humains sont très riches en éléments nutritifs notamment l'azote, le phosphore et le potassium. Ces nutriments confèrent aux excréta des propriétés d'engrais organiques. Ils peuvent donc constituer, après compostage, un substitut ou un complément aux engrais minéraux de synthèse. Le tableau ci-dessous donne les teneurs en éléments nutritifs excrétés par personne en un an.

Tableau III : Quantité de nutriments physiologiquement excrétés par une personne en une année

Source	Phosphore (P) (kg/personne/an)			Potassium (K) (kg/personne/an)			Azote (N) (kg/personne/an)		
	U	F	T	U	F	T	U	F	T
DRANGERT, 1998	0,4 (67%)	0,2 (33%)	0,6 (100%)	0,9 (71%)	0,3 (29%)	1,2 (100%)	4,0 (88%)	0,5 (12%)	4,5 (100%)
MAGID <i>et al.</i>, 2006	0,55 (75%)	0,18 (25%)	0,73 (100%)	0,91 (71%)	0,37 (29%)	1,28 (100%)	4,00 (9%)	0,37 (91%)	4,37 (100%)
VINNERAS <i>et al.</i>, 2006	0,36 (67%)	0,18 (33%)	0,54 (100%)	1,00 (73%)	0,37 (27%)	1,37 (100%)	4,00 (88%)	0,55 (12%)	4,55 (100%)

avec U= Urine, F= Fèces, T= Total

Ces teneurs en NPK observés dans le tableau donnent une idée du potentiel fertilisant du compost issu des fèces humaines. Tout comme les engrais minéraux, le compost issu des excréta humains contient des fertilisants mineurs absents au niveau de l'engrais chimique tels que le calcium (Ca) qui joue un rôle dans le développement des tissus végétaux, le magnésium (Mg) qui joue un rôle important sur la photosynthèse et le sodium (Na) qui règle la pression osmotique des cellules végétales et aide à la synthèse de la chlorophylle. Salmon *et al.* (2004) ont estimé que 4,9 à 6,4% des engrais commerciaux annuels utilisés en Australie pourraient être remplacés par du compost humain. Le compost mûr peut également être utilisé comme amendement de sol et peut constituer une bonne alternative aux autres matériaux puisque son volume final est moindre. La taille du compost peut être réduite d'environ 10 à 30% de son volume initial lorsque le compostage est bien géré (Del Porto & Steinfeld, 1998).

PARTIE II : MATERIELS ET METHODES

1. PRESENTATION DE LA ZONE D'ETUDE

Le travail est réalisé à l'Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement de Ouagadougou (12°27' 40.6''N, 01°32'56.0''W) (*figure 6*) au Burkina Faso d'avril à juin 2019. Avec un climat tropical de type soudano-sahélien, les températures recensées à Ouagadougou durant cette période varient de 27° à 40°C.

La toilette à compost est située à proximité de la station d'épuration du site. Toutes les analyses sont réalisées au Laboratoire Eaux Hydro-Systèmes et Agriculture (LEHSA) de la Direction de la Recherche.

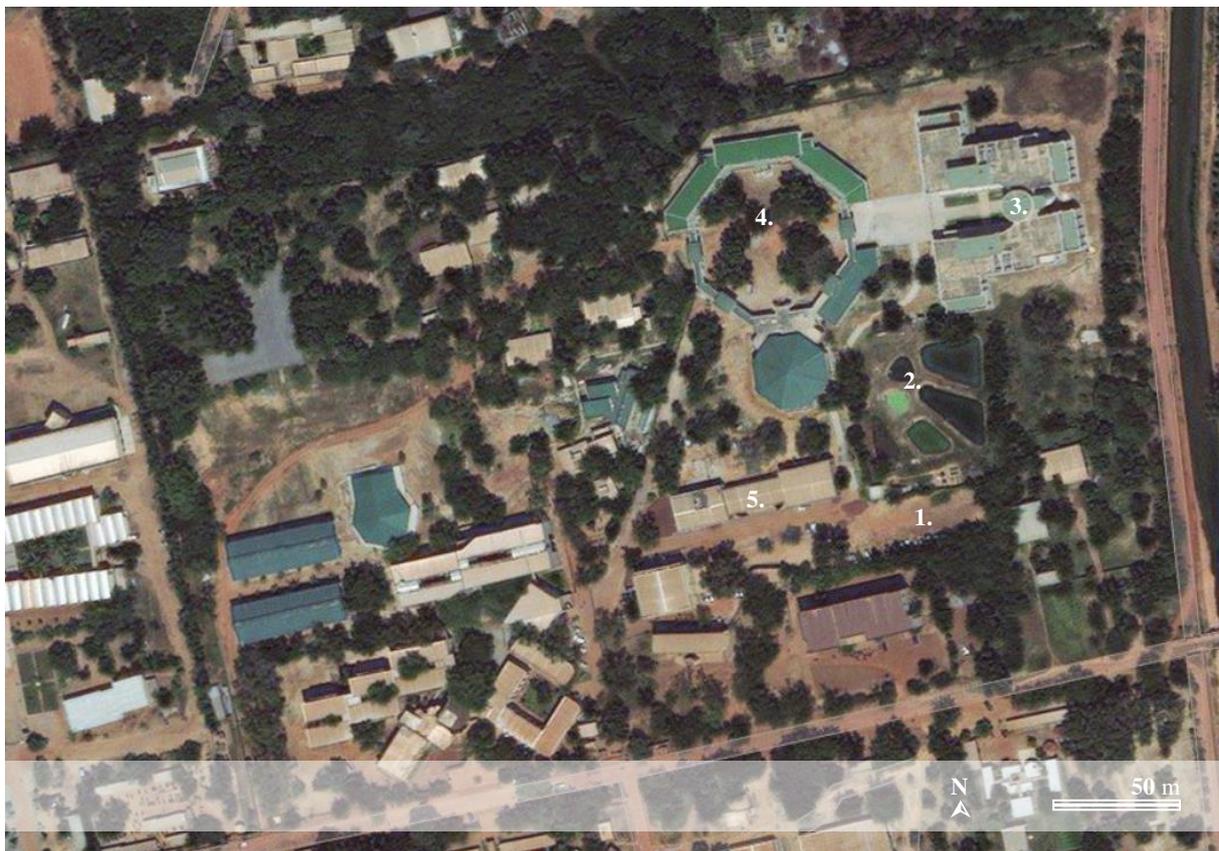


Figure 6 : Présentation de 2iE, la zone d'étude

1. Toilette à compost
2. STEP
3. Laboratoire LEHSA-2iE
4. Espace Nelson Mandala
5. Inno Faso

2. MATERIELS ET INTRANTS UTILISES

2.1. INTRANTS UTILISES

La matière fécale et l'urine utilisées dans cette étude sont collectées quotidiennement d'une défécation directe de six volontaires dans la toilette durant 75 jours. L'agent de charge, appelé également matrice, utilisé est de la sciure de bois provenant d'une scierie du quartier de Wemtenga situé à quelques kilomètres de la zone d'étude. Avant son utilisation, la sciure de bois est broyée mécaniquement afin d'obtenir une granulométrie de 3 millimètres. Sa teneur en humidité est de 9,71%. Outre son apport en carbone qui permet d'équilibrer le rapport C/N du compost, son rôle est d'absorber l'eau des fèces et l'urine afin d'équilibrer le taux d'humidité du compost et de limiter les odeurs et la prolifération de mouches.

2.2. DISPOSITIF EXPERIMENTAL

Le dispositif expérimental est une toilette à compost contenant un bioréacteur mobile comme réceptacle des fèces, des urines et de la sciure de bois associé à une fosse (*figure 7*).

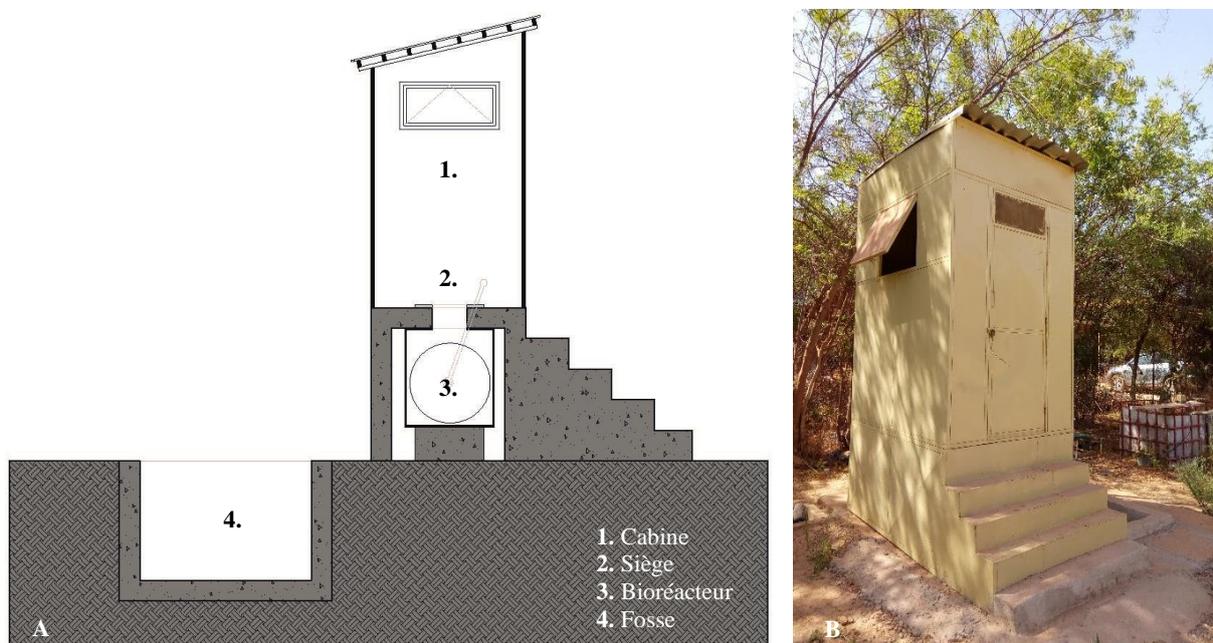


Figure 7 : Schéma (A) et photographie (B) de la toilette et de la fosse à compost de l'étude (illustration personnelle)

Le bioréacteur à compost utilisé, modèle *GleenLY* de type Morino Eco-toilette acheté chez *Shout Production Company* au Japon, est un réacteur de compostage fermé. La chambre du réacteur est constituée d'un mélangeur en forme de cylindre en acier inoxydable et présente une enveloppe extérieure d'un volume total de 105 litres. Un arbre à commande manuelle avec des plaques d'agitation est directement lié au mélangeur cylindrique permettant de contrôler le malaxage du compost. Un ventilateur est installé sur la paroi latérale du réacteur pour permettre un échange d'air efficace dans le réacteur (*figure 8*).

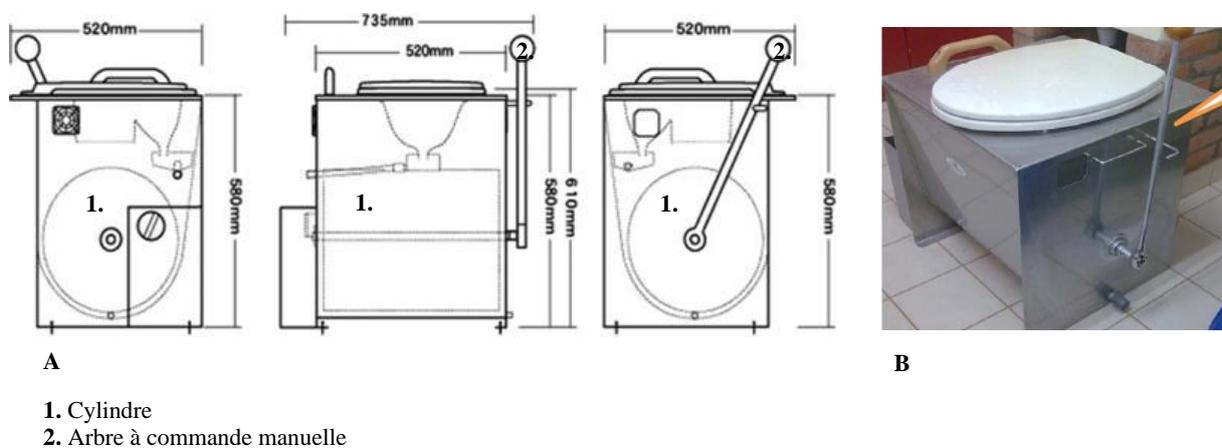


Figure 8 : Schéma (A) et photographie (B) du bioréacteur à compost de l'étude (illustration personnelle)

La fosse recevant le compost au terme des 75 jours passés dans le bioréacteur est une fosse en béton de forme carrée d'un mètre de large avec une profondeur de 70 cm à fond non bétonné favorisant l'activité des micro-organismes du sol (*figure 9*).

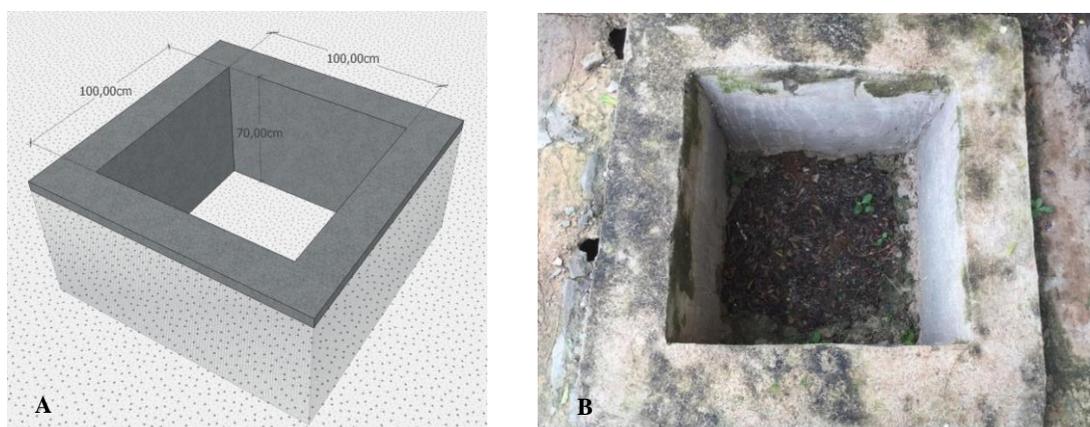


Figure 9 : Schéma (A) et photographie (B) de la fosse à compost de l'étude (illustration personnelle)

2.3. PROCESSUS DE COMPOSTAGE

Un compostage semi-continu, en fed batch, est conduit dans la toilette pendant 75 jours. La toilette à compost concernée est utilisée selon deux modes, à savoir :

- Avec Utilisation de l'Eau (lavage anal), appelé TAUE ;
- Sans Utilisation de l'Eau (papier hygiénique), appelé TSUE.

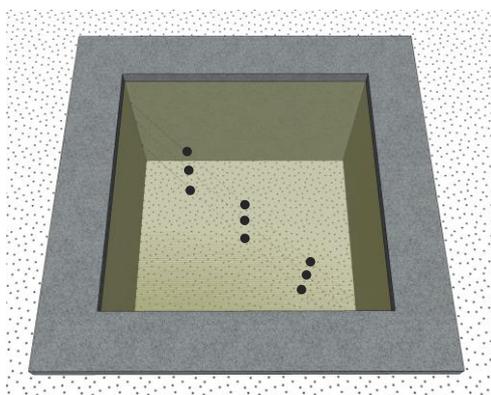
La chambre de compostage est remplie de 5 grammes de sciure de bois mélangés avec la matière fécale et l'urine ajoutées quotidiennement par la défécation directe de six volontaires, ce qui correspond à la moitié d'un ménage au Burkina Faso. A la fin du processus de compostage dans le bioréacteur, une vidange est effectuée et le compost obtenu est alors transféré dans la fosse afin de suivre sa stabilité, sa maturité et son hygiénisation pendant les 45 jours suivants, selon les deux modes évoqués précédemment. On retrouve ainsi la fosse de la toilette avec utilisation d'eau, appelée FTAUE et la fosse de la toilette sans utilisation d'eau, appelée FTSUE.

3. ECHANTILLONNAGE

Les prélèvements sont effectués tous les 5 jours aussi bien dans la toilette que dans la fosse. Les échantillons issus du bioréacteur sont prélevés à trois endroits différents, aux extrémités et au centre profond du compost, dans le but d'obtenir des échantillons composites. Les prélèvements dans la fosse sont effectués après chaque retournement en trois points différents également, en surface, milieu et profondeur du compost, pour les raisons évoquées précédemment.

4. SUIVI DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES AU COURS DU COMPOSTAGE

4.1. SUIVI DE LA TEMPERATURE



La prise de température est effectuée quotidiennement aux alentours de midi à l'aide du thermocouple *HANNA HI 935002* en trois points de la diagonale du bioréacteur ainsi que de la fosse, en trois hauteurs différentes à savoir en surface, milieu et profondeur.

Figure 10 : Schéma de prise de température (illustration personnelle)

4.2. SUIVI DE LA TENEUR EN EAU

La teneur en eau est mesurée sur chaque échantillon prélevé par passage d'un échantillon de 5 grammes de compost à l'étuve *MAMERT 870902* à 105°C pendant 24 h. L'équation suivante permet d'obtenir la valeur de la teneur en eau :

$$\%W_{H_2O} = \frac{m_0 - m_1}{m_0} \times 100$$

$\%W_{H_2O}$: teneur en eau de l'échantillon ;

M_0 (g) : masse initiale de l'échantillon avant passage à l'étuve ;

M_1 (g) : masse de l'échantillon après passage à l'étuve.

4.3. SUIVI DU PH

Le pH est mesuré à chaque prélèvement d'échantillon à l'aide d'un multi-paramètre *HANNA HI 9828* plongé dans un extrait aqueux (1:10 compost/eau), ce qui correspond à 5 grammes de compost dans 45 ml d'eau distillée.

4.4. SUIVI DE LA CONDUCTIVITE ELECTRIQUE (CE)

La conductivité est mesurée à chaque prélèvement d'échantillon à l'aide d'un multi-paramètre *HANNA HI 9828* plongé dans un extrait aqueux (1:10 compost/eau), ce qui correspond à 5 grammes de compost dans 45 ml d'eau distillée.

4.5. SUIVI DE LA MATIERE ORGANIQUE (MO)

La matière organique totale (MO) ou matière volatile en suspension (MVS) est déterminée par la méthode de la calcination au four (carbolite) à 550°C pendant 2 heures. La fraction de matière organique est ainsi déduite par la relation suivante :

$$\%MO = \frac{m_1 - m_2}{m_1} \times 100$$

$\%MO$: teneur en matière organique totale ;

M_1 (g) : masse de l'échantillon étuvé avant son passage au four ;

M_2 (g) : masse de l'échantillon après passage au four.

4.6. SUIVI DU CARBONE ORGANIQUE TOTAL (COT)

Le carbone organique total (COT) est estimé sur la base de la matière organique. Le facteur de 2, défini sur la base des travaux de Giroux & Audesse, 2004, a été retenu.

$$\%COT = \frac{\%MO}{2}$$

%COT : teneur en carbone organique totale ;

%MO : teneur en matière organique.

4.7. SUIVI DE L'AZOTE KJELDHAL (NTK)

L'azote kjeldhal s'obtient après trois étapes :

- Une minéralisation dans un tube *KJELDHAL* de 100 ml d'échantillon mélangé à 10 ml d'acide sulfurique concentré dans un minéralisateur *BUCHI K-436* aux températures 180°C, 250°C et 340°C pendant respectivement 2 heures, suivie d'un refroidissement de 24 heures ;
- Une distillation au distillateur *BUCHI K-355* ;
- Un dosage par titrimétrie avec l'acide chlorhydrique à 0,04 mol/L.

La teneur en azote est finalement obtenue par la relation suivante :

$$\%NTK = \frac{0,014 \times 0,1 \times (V_1 - V_2)}{V_{PE}} \times 10$$

%NTK : teneur en azote Kjeldhal totale ;

V₁ (ml HCl) : volume utilisé pour le dosage ;

V₂ (ml HCl) : volume utilisé pour le blanc ;

V_{PE} : volume de la prise d'essai.

4.8. SUIVI DE L'AZOTE AMMONIACAL N-NH₄⁺ ET DE L'AZOTE NITRIQUE N-NO₃⁻

L'azote ammoniacal et l'azote nitrique s'obtiennent à partir d'une solution mère de 5 grammes de compost dans 45 ml d'eau distillée. Après filtration, une cuve de 25 ml du filtrat est remplie dans laquelle on ajoute respectivement les réactifs de Nessler pour le N-NH₄⁺, et Nitruver pour le N-NO₃⁻. Le contenu est ensuite agité et laissé au repos. Les cuves sont introduites dans le spectrophotomètre *DR 3900* pour la lecture.

4.9. SUIVI DE L'AZOTE ORGANIQUE N_{ORG}

L'azote organique s'obtient en soustrayant l'azote ammoniacal de l'azote Kjeldhal.

$$\%N_{org} = \%NTK - \%NNH_4^-$$

$\%N_{org}$: teneur en azote organique N_{org} totale ;

$\%NTK$: teneur en azote Kjeldhal ;

$\%N-NH_4^-$: teneur en azote ammoniacal.

5. EVALUATION DE LA PHYTO-TOXICITE DU COMPOST

La phyto-toxicité est évaluée à travers des essais de germination de graines sur deux espèces de plantes : le gombo (*abelmoschus esculentus*) et la tomate (*lycopersicon esculentum l.*)(voir annexe 2). Ces graines sont immergées dans une solution de 45 ml d'eau distillée mélangée à 5 grammes de compost. Les tests sont réalisés avec 10 graines de chaque espèce placées sur du papier Whatman dans des boîtes de Pétri séparées. Les graines sont ensuite arrosées avec 9 ml de la solution de compost. L'eau distillée est utilisée comme témoin. Toutes les expériences sont effectuées à trois reprises. Les boîtes de Pétri sont d'abord scellées avec du Parafilm pour minimiser les pertes en eau tout en permettant la pénétration de l'air, pour être ensuite maintenues dans l'obscurité pendant 5 jours à 26°C.

L'indice de germination (IG) est calculé par la formule de Zucconi *et al.* (1981) :

$$\%IG = \frac{nVSS \times RLS}{nVSC \times RLC} \times 100$$

$\%IG$: indice de germination ;

nVVS : nombre de graines viables dans l'échantillon ;

nVSC : nombre de graines viables dans le témoin ;

RLS (mm) : longueur des racines dans l'échantillon ;

RLC (mm) : longueur des racines dans le témoin.

6. EVALUATION DE LA TENEUR EN ELEMENTS FERTILISANTS DU COMPOST FINAL

La teneur en éléments fertilisants permet d'apprécier la qualité agronomique d'un compost. Elle porte sur le calcium (Ca), le magnésium (Mg) et le phosphore (P). La mesure du calcium (Ca) et du magnésium (Mg) est effectuée par volumétrie à partir de la dilution de 1 ml de solution mère dans 100 ml d'eau distillée. La solution mère est préparée à partir de 1 g d'échantillon de compost dilué dans 10 ml d'eau distillée. Le titrage est effectué à EDTA 0,02N. Le phosphore est mesuré au spectrophotomètre après une minéralisation d'une solution mère de 5 g de compost dans 25 ml d'eau distillée.

PARTIE III : RESULTATS ET DISCUSSIONS

1. EVOLUTION DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DE LA MATIERE ORGANIQUE AU COURS DU COMPOSTAGE FED-BATCH DANS LA TOILETTE

1.1. TEMPERATURE

L'évolution de la température des composts des deux toilettes avec et sans utilisation d'eau est présentée à la figure 11. On constate que les deux profils sont similaires et montrent une augmentation rapide de la température dès les premiers jours de compostage. Les températures sont ensuite stabilisées jusqu'au 40^{ème} jour du compostage avant de baisser progressivement jusqu'à la fin du processus. Le pic des températures est de 45°C pour la TSUE et de 39°C pour la TAUE. La température du compost reste supérieure à la température ambiante tout au long du processus.

L'augmentation de la température s'expliquerait par le développement et l'activité des micro-organismes indigènes du compost qui dégraderaient ainsi la matière organique disponible. L'intensification de cette activité microbiologique permettrait le maintien des températures à leur maximum au cours du compostage. La diminution progressive de la température en fin de compostage, quant à elle, serait due à l'épuisement de la matière organique disponible.

Les températures maximales obtenues dans les deux toilettes sont inférieures à 50°C. Il s'agit donc de températures mésophiles qui s'expliqueraient par le type de toilette à compost utilisé, le choix de l'agent de charge ou encore par la fréquence de mélange au cours du compostage. La TSUE présente cependant des températures légèrement plus élevées que la TAUE. Cette différence serait due à l'absence d'eau dans le processus de compostage de la TSUE favorisant ainsi le chauffage du mélange.

L'augmentation de la température dans les composts des toilettes est due aux réactions d'oxydation de la matrice de substrat organique (fèces, urine, papier hygiénique) en début de compostage par les micro-organismes (Anand & Apul., 2014). Le compostage dans les toilettes s'effectue à des températures mésophiles et n'atteint donc pas des températures thermophiles aptes à éliminer les agents pathogènes (Hill *et al.*, 2013). Ces résultats corroborent avec des études antérieures indiquant que la majorité des toilettes à compost mises en place dans les pays en développement n'atteignent pas des températures thermophiles (Mehl *et al.*, 2011 ; Sossou *et al.*, 2014).

Comme supposé précédemment, la différence de température entre la TSUE et la TAUE s'explique par l'absence d'eau dans le processus de compostage de la TSUE (Jolanun *et al.*, 2005).

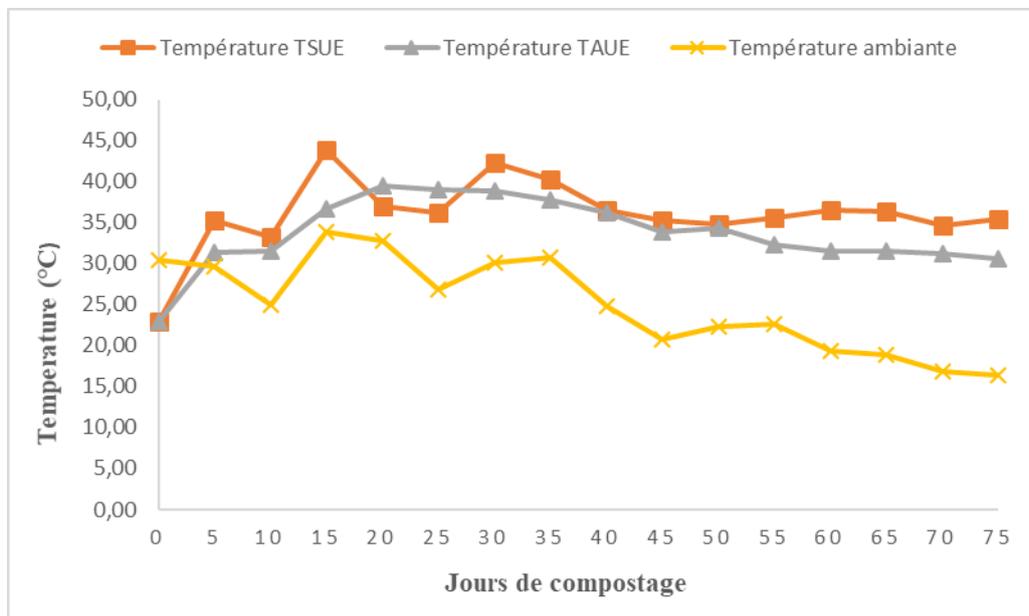


Figure 11 : Evolution de la température dans la TSUE et TAUE au cours du compostage

1.2. TENEUR EN EAU

La figure 12 présente l'évolution de la teneur en eau moyenne dans les composts. Les résultats montrent des variations similaires dans les deux toilettes. La teneur en eau des composts augmente exponentiellement dès le 5^{ème} jour jusqu'à atteindre, le 10^{ème} jour, sa valeur maximale de 66,84% pour la TSUE et de 84% pour la TAUE. La teneur en eau diminue graduellement dans la TSUE jusqu'à atteindre une valeur de 45,78% en fin de compostage alors que la teneur en eau dans la TAUE diminue avant d'augmenter le 15^{ème} jour pour se stabiliser les jours de compostage restants. La teneur en eau du compost de la TAUE reste supérieure à celle de la TSUE tout au long du processus de compostage. La teneur en eau moyenne obtenue au cours du compostage est de 50,78% pour la TSUE et de 70,87% pour la TAUE.

L'augmentation de la teneur en eau serait due à l'apport d'urine et à l'utilisation de l'eau pour le nettoyage au cours du processus de compostage. La diminution de la teneur en eau serait due à l'absorption de l'eau et de l'urine contenues dans le bioréacteur par la sciure de bois apportée au cours du compostage.

L'apport d'urine et l'utilisation d'eau pour le nettoyage dans la TAUE est la raison de l'augmentation de sa teneur en eau durant tout le processus de compostage par rapport à l'autre toilette qui ne reçoit que l'urine. L'augmentation de la teneur en eau dans les composts des deux toilettes est due à l'apport d'urine et à l'utilisation d'eau pour les besoins et ce particulièrement dans la TAUE. L'urine, l'eau contenue dans les matières fécales et l'eau de nettoyage contribuent à la teneur en humidité du compost (Anand & Apul, 2014). La diminution de la teneur en eau au cours du processus est due à l'absorption de l'eau par apport de sciure dans les composts. En effet, la sciure de bois possède des propriétés utiles offrant par exemple un équilibre approprié de rétention d'eau et d'air pour la biodégradation aérobie (Wang *et al.*, 2014).

De nombreuses études ont été publiées sur le niveau requis d'humidité dans les systèmes de compostage. Liang *et al.* (2003) exigent une teneur en humidité minimale de 50% pour le compostage. D'autres ont noté qu'une teneur en humidité inférieure à 64% convient à la dégradation aérobie, tandis qu'une teneur en humidité supérieure à 60% ou à 65% favorise la dégradation des matières fécales à la fois aérobie et anaérobie en raison de la teneur élevée en humidité inhibant le mouvement de l'oxygène dans le tas (Zavala & Funamizu, 2005).

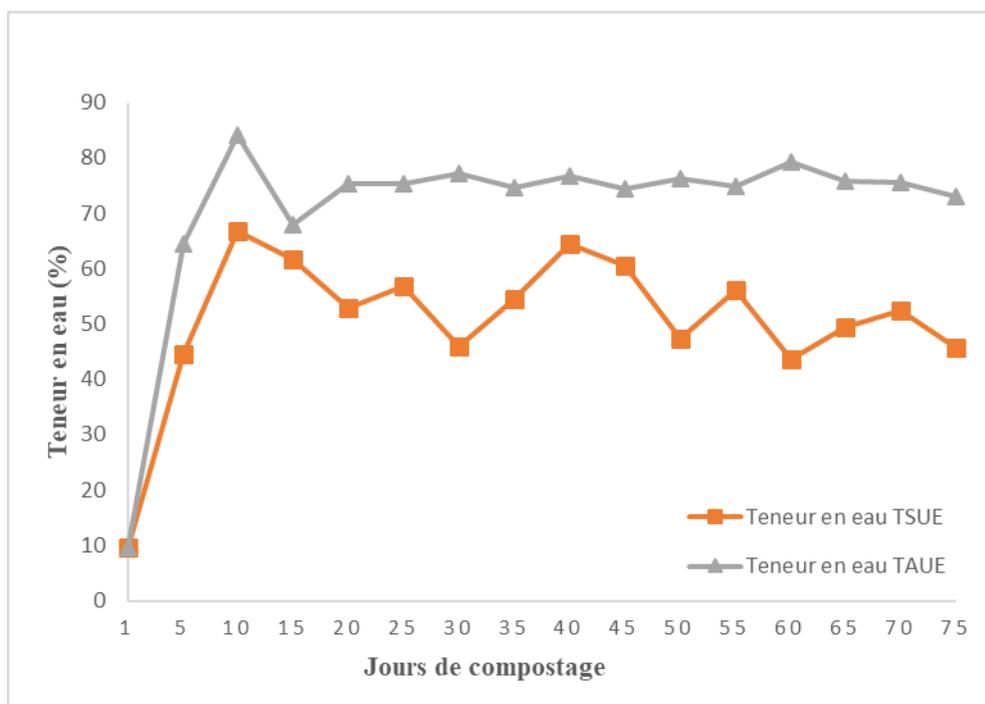


Figure 12 : Evolution de la teneur en eau dans les TSUE et TAUE

1.3. pH

L'évolution du pH au cours du compostage dans les deux toilettes est présentée à la figure 13. Les résultats montrent une évolution similaire du pH dans les deux toilettes au cours du compostage. On note une augmentation rapide du pH les 10 premiers jours du processus suivie d'une stabilisation le reste du temps dans une zone alcaline.

Le compostage a montré une alcalinisation des substrats de compost avec des valeurs de pH basique tout au long du compostage. L'augmentation du pH en début de processus est due à l'activité intense des micro-organismes qui convertissent les molécules organiques azotées en ammoniac (Mehl *et al.*, 2011). Le caractère basique du pH tout au long du compostage s'explique par la forte présence d'urée et d'ammoniac dans les composts (Brun *et al.*, 2014). Dans la plupart des processus de compostage en batch, le pH baisse généralement au fur et à mesure que celui-ci progresse en raison de la dégradation des matières carbonées en acides organiques (de Bertoldi *et al.*, 1983).

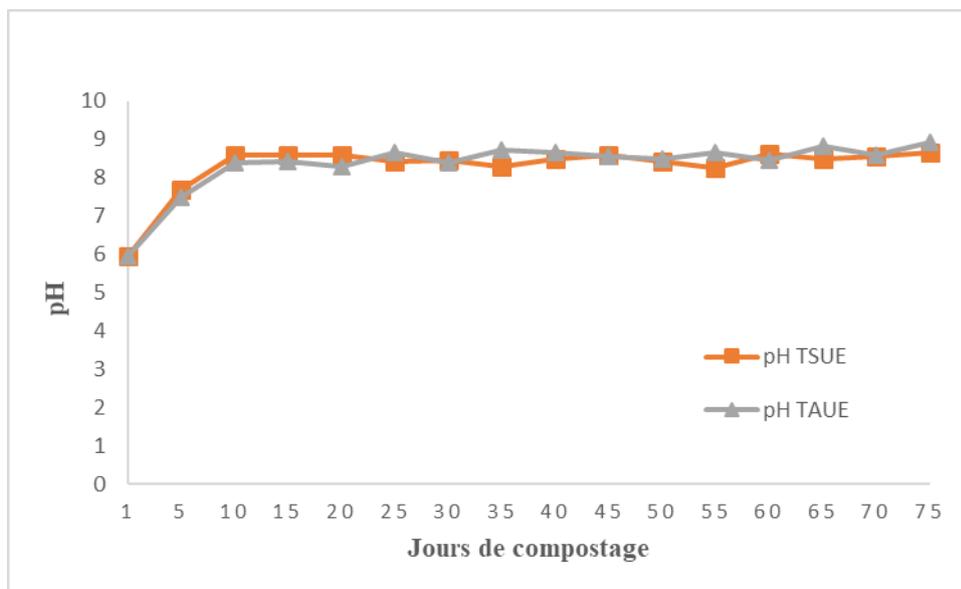


Figure 13 : Evolution du pH au cours du compostage dans les TSUE et TAUE

1.4. CONDUCTIVITE

L'évolution de la conductivité dans les composts des deux toilettes est présentée à la figure 14. La conductivité électrique augmente sensiblement dans la TSUE dès le début de compostage jusqu'à la fin du processus alors que celle de la TAUE augmente jusqu'au 30^{ème} jour puis diminue le 55^{ème} jour avant de remonter pour se stabiliser les derniers jours de compostage. La conductivité électrique de la TSUE reste supérieure à celle de la TAUE tout au long du processus de compostage. La valeur maximale de conductivité obtenue au cours du compostage est de 3,78 mS/cm pour la TSUE et de 1,5 mS/cm pour la TAUE.

Les valeurs élevées de conductivité électrique au début du processus seraient dues à la salinité des intrants, notamment les fèces et urines, et expliquerait du même coup les valeurs plus élevées de CE dans le compost de la TSUE davantage concentré en sels. La diminution de la salinité au cours du processus pourrait être due à la volatilisation de l'ammoniac et la précipitation des sels. L'augmentation de la conductivité électrique de la TSUE par rapport à celle de la TAUE durant tout le processus de compostage serait due à l'apport d'eau de nettoyage dans la TAUE réduisant la concentration des sels minéraux par dilution.

La conductivité électrique a de manière générale augmenté au cours du processus dans toutes les toilettes, l'augmentation étant plus prononcée dans la TSUE en fonction de la concentration en sels. Cette augmentation générale peut s'expliquer par la décomposition de la matière organique impliquant alors la production de $N-NO_3^-$. Selon Sánchez-Monedero *et al.* (2001), des corrélations directes très significatives existent entre les concentrations de nitrate et les valeurs de conductivité électrique dans différents mélanges de compostage. Il faut également tenir compte du fait qu'une conductivité élevée pourrait être due à la dissolution de chlorure de sodium qui n'est pas bénéfique aux plantes car une salinité élevée du sol peut empêcher la germination et la croissance des plantes. Ainsi, une conductivité maximale de 2-3 mS/cm est acceptable pour le compost (Sæbø et Ferrini, 2006).

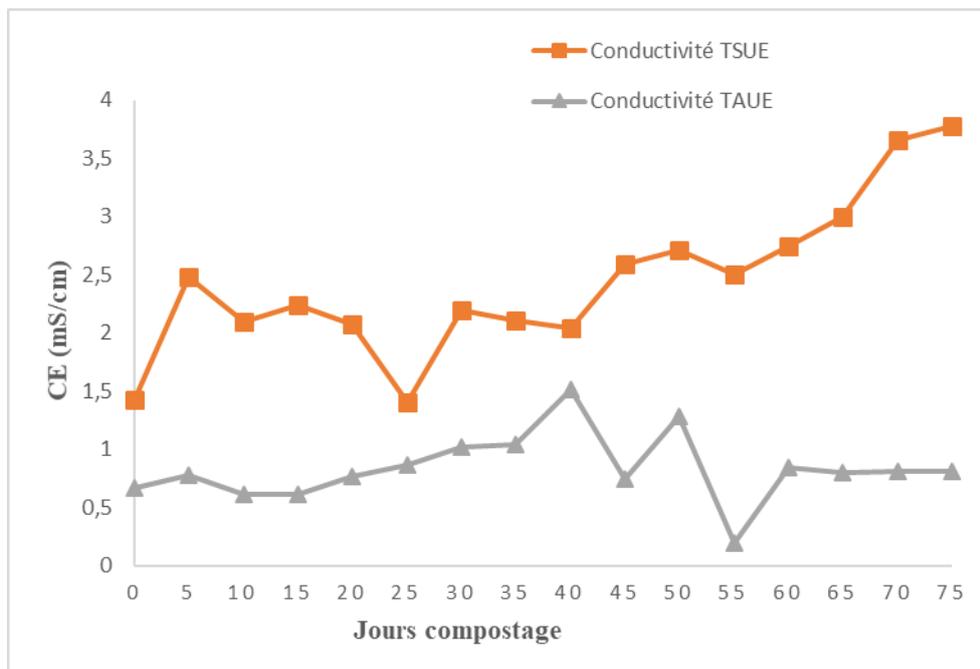


Figure 14 : Evolution de la conductivité électrique au cours du compostage dans les TSUE et TAUE

1.5. MATIERE ORGANIQUE (MO) ET CARBONE ORGANIQUE TOTAL (COT)

L'évolution de la MO et celle du COT dans les deux toilettes au cours du compostage sont présentées respectivement aux figures 15 et 16. Ces figures montrent des évolutions similaires dans les deux toilettes au cours du processus avec des teneurs en MO et en COT généralement plus élevées dans le TAUE que dans la TSUE. La matière organique diminue légèrement au cours du processus de compostage dans les deux toilettes. La MO et le COT diminuent légèrement tout au long du processus de compostage dans la TSUE et ce jusqu'au 30^{ème} jour où ils augmentent légèrement pour atteindre leur pic le 35^{ème} jour et pour ensuite se stabiliser, chuter le 60^{ème} jour avant de réaugmenter pour atteindre leurs valeurs finales. Avec des teneurs les premiers jours de 97,38% pour la TAUE et 80,94% pour la TSUE, la MO décroît vers des teneurs finales de 90,39 pour la TAUE et de 78,65% pour la TSUE. Le COT diminue de 48,74% à 45,19% dans la TAUE et de 40,47% à 37,33% dans la TSUE.

La diminution de la matière organique au cours du compostage serait due à sa dégradation par les micro-organismes présents dans le milieu. Le pic obtenu en milieu de compostage et les variations de la matière organique s'expliqueraient par le type de compostage appliqué.

La baisse de la teneur en matière organique au cours du compostage est due à la minéralisation des substrats sous l'action des micro-organismes (Douma, 2013). Les variations de la matière organique avec la valeur maximale dans la TSUE au cours du processus s'expliquent par le type de compostage appliqué. En effet, dans le compostage en fed batch, semi-continu, les matières premières sont ajoutées quotidiennement et les matériaux de compostage agités et mélangés sans décharger le produit pendant plusieurs mois (Nakasaki *et al.*, 1998).

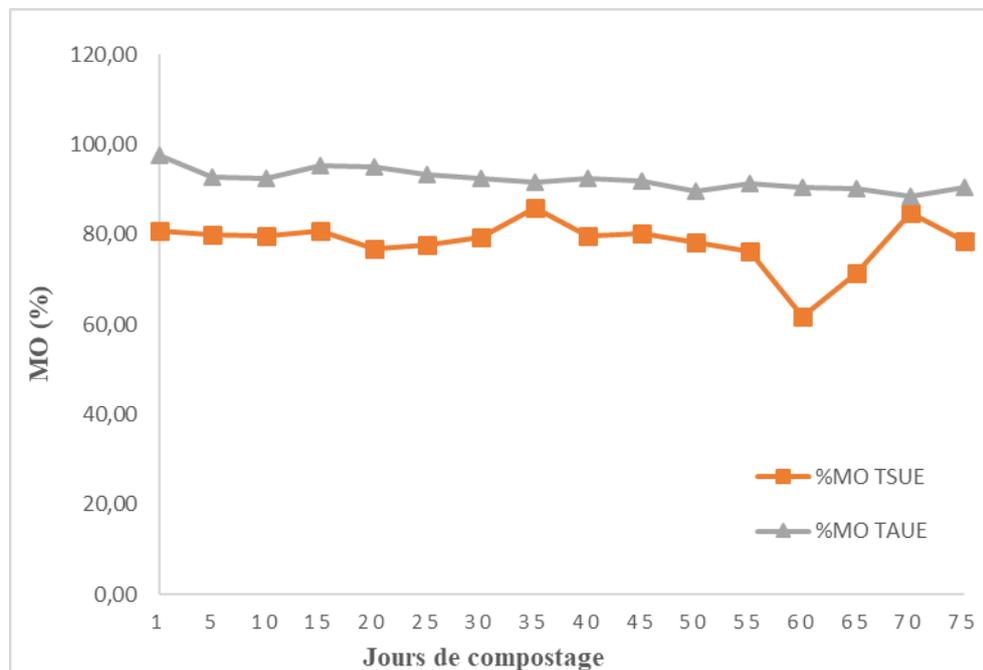


Figure 15 : Evolution de la matière organique au cours du compostage dans les TSUE et TAUE

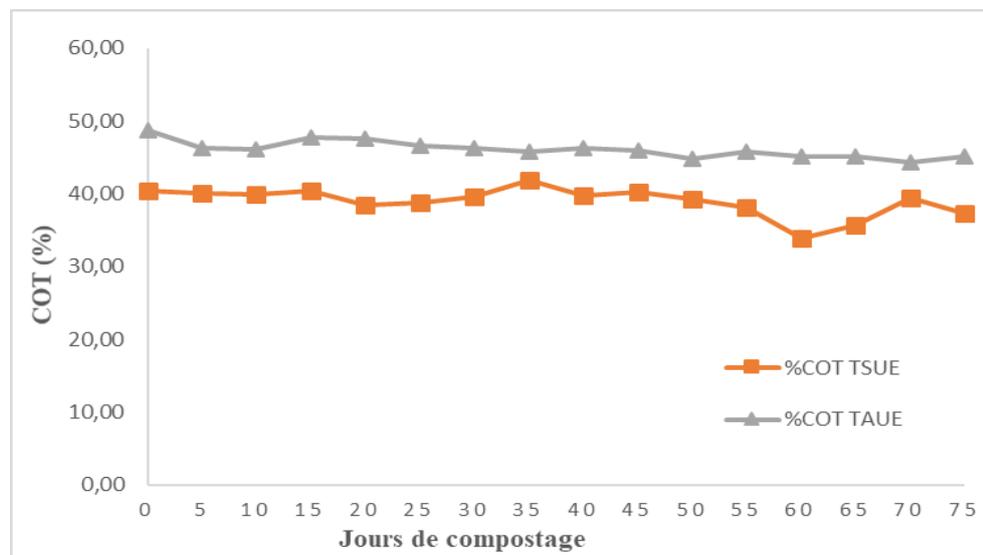


Figure 16 : Evolution du carbone organique total au cours du compostage dans les TSUE et TAUE

1.6. FORMES D'AZOTE

Au cours du processus de compostage, l'azote subit plusieurs transformations. Il passe de la forme ammoniacale N-NH_4^+ à la forme nitrique N-NO_3^- en passant par sa forme nitreuse N-NO_2^- . L'azote total N du compost est la somme de l'azote réduit ou azote total Kjeldahl (NTK) qui comprend l'azote organique (N_{org}) et le N-NH_4^+ et de l'azote oxydé ($\text{N}_{\text{oxydé}}$) qui comprend le N-NO_2^- et le N-NO_3^- . Le N-NO_2^- , étant une forme très instable, n'a pas fait l'objet d'une analyse poussée dans notre cas. Nous l'avons simplement déterminé à chaque moment en vue d'estimer l'azote total N.

L'azote ammoniacal N-NH_4^+

L'évolution de l'azote ammoniacal dans les composts des deux toilettes est présentée à la figure 17. Les résultats montrent une évolution similaire de la concentration en azote ammoniacale dans les composts des deux toilettes qui diminue graduellement au cours du compostage. On observe une forte diminution de la concentration en azote ammoniacal dans la TAUE après 10 jours de compostage. Le N-NH_4^+ est passé de 1,068% à 0,29% dans la TAUE et de 0,43% à 0,14% dans la TSUE en début de compostage. Les concentrations d'ammonium les plus élevées ont été observées au premier stade du compostage pour la TAUE et au 20^{ème} jour pour la TSUE.

La diminution des concentrations de N-NH_4^+ au cours du compostage serait due à l'oxydation progressive du N-NH_4^+ en N-NO_3^- en passant par N-NO_2^- . L'augmentation de la concentration de N-NH_4^+ durant les premiers jours du processus dans la TSUE s'expliquerait par la dégradation intense de la matière entrainant ainsi la production d'ammonium suite à la minéralisation de l'azote organique.

La concentration en N-NH_4^+ a considérablement chuté pendant le compostage en raison de la volatilisation de NH_3 , ce qui est dû au pH. En effet, on assiste à des pertes en azote par volatilisation de l'ammoniac lorsque le pH est supérieur à 7,5 (de Bertoldi *et al.*, 1983).

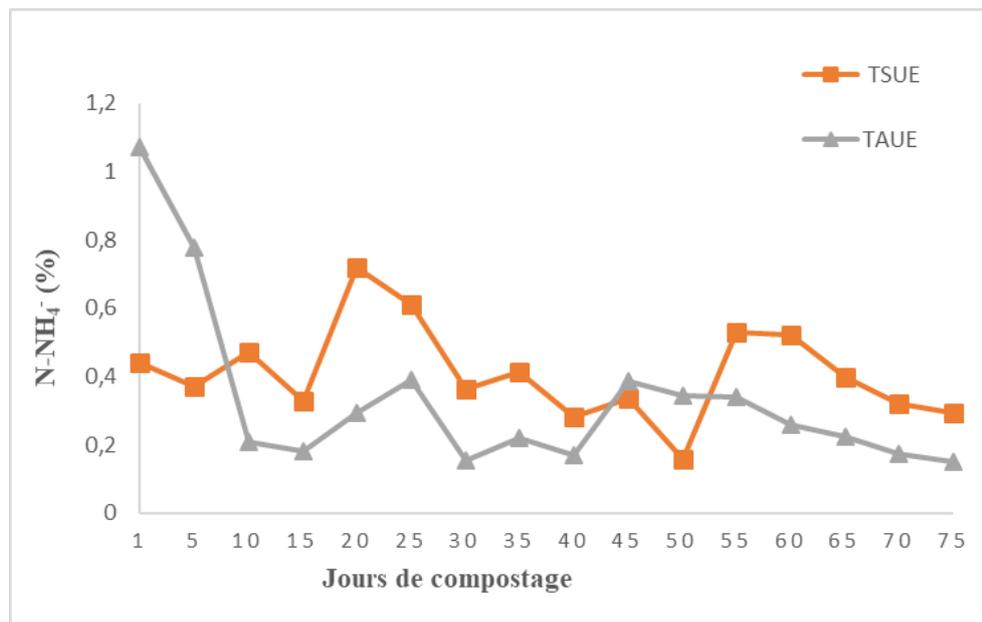


Figure 17 : Evolution de l'azote ammoniacal au cours du compostage dans les TSUE et TAUE

L'azote nitrate N-NO₃⁻

L'évolution de la concentration en N-NO₃⁻ dans les composts des deux toilettes est présentée à la figure 18. Les résultats montrent une augmentation graduelle de N-NO₃⁻ dans les deux toilettes au cours du compostage. Après 15 jours de compostage, la concentration en nitrate augmente drastiquement dans la TAUE jusqu'à sa valeur maximale alors que celle de la TSUE est stable jusqu'au 35^{ème} jour de compostage. Les concentrations maximales de nitrates obtenues après 35 et 75 jours de compostage sont de respectivement 0,43 et 0,39% pour les TAUE et TSUE. Les concentrations finales sont toutefois de 0,39% pour la TSUE et de 0,38% pour la TAUE.

Les faibles valeurs de N-NO₃⁻ les premiers jours dans la TAUE seraient dues au fait que l'oxydation du N-NH₄⁺ n'a pas encore commencé. L'augmentation de la concentration de N-NO₃⁻ au cours du processus serait due à l'apport d'air nécessaire dans le compost.

Le processus de compostage a enregistré des valeurs finales de N-NO₃⁻ supérieures à celles de du N-NH₄⁺ ce qui implique que le processus de compostage a été soumis à des conditions d'aération adéquates (Finstein & Miller, 1985). L'augmentation de la nitrification le 15^{ème} jour est l'effet de la température voisine de 45°C qui est assez conforme à la température de 40°C déclarée par Sánchez-Monedero *et al.* (2001).

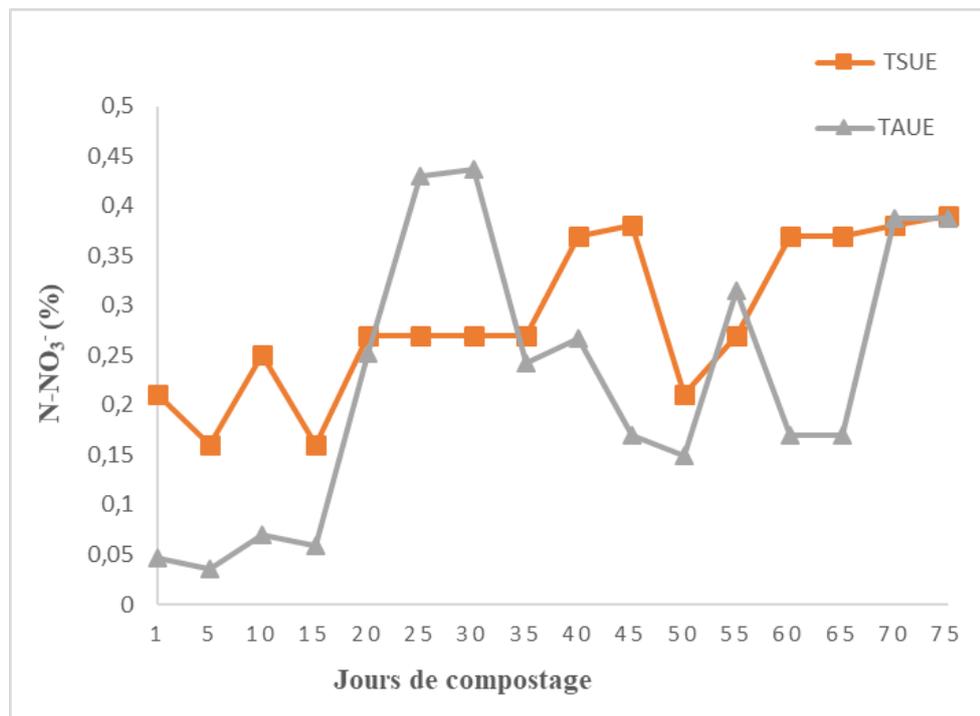


Figure 18 : Evolution du $N-NO_3^-$ au cours du compostage dans les TSUE et TAUE

L'azote organique N_{org} et l'azote total (N total)

L'évolution du N_{org} et du N total dans les deux toilettes sont présentées respectivement aux figures 19 et 20. Ces figures montrent des évolutions similaires du N_{org} et du N total, seulement avec des concentrations différentes. Dans la TSUE, les concentrations de N_{org} et de N total sont restées stables pendant les 5 premiers jours de compostage puis diminuent jusqu'au 15^{ème} jour, avant d'augmenter graduellement jusqu'à la fin du processus. Dans la TAUE, les différents teneurs d'azote augmentent jusqu'au 10^{ème} jour, puis diminuent graduellement jusqu'à la fin du processus. La valeur de N total reste supérieure à celle de N_{org} tout au long du processus.

L'augmentation du niveau d'azote total au cours du compostage pourrait être due à l'effet de concentration provoqué par une forte dégradation des composés de carbone organique labiles, ce qui réduit le poids des matériaux de compostage (Bernal *et al.*, 1998 ; Sánchez-Monedero *et al.*, 2001). La diminution de l'azote organique s'expliquerait par la minéralisation de l'azote et par sa transformation en ammoniac et en nitrate.

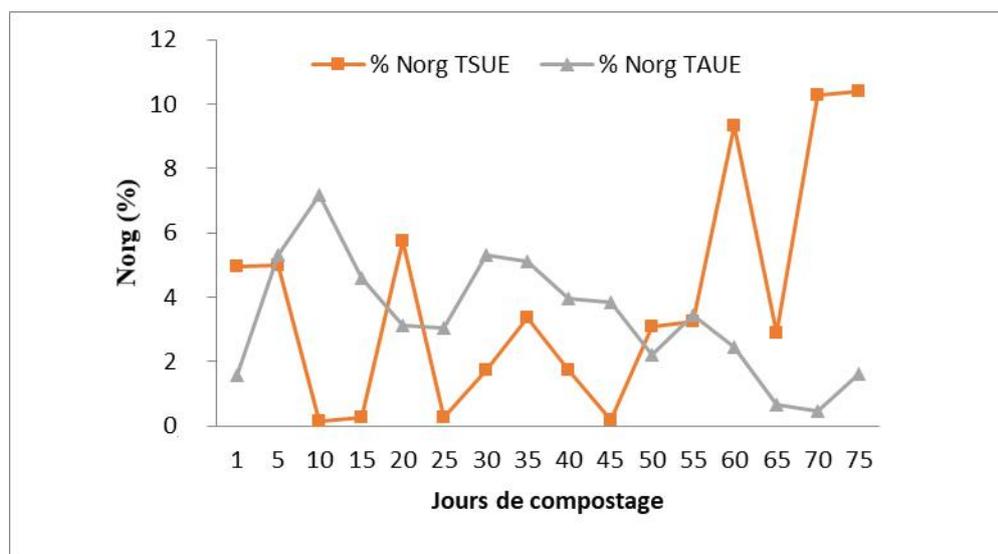


Figure 19 : Evolution du N_{org} au cours du compostage dans les TSUE et TAUE

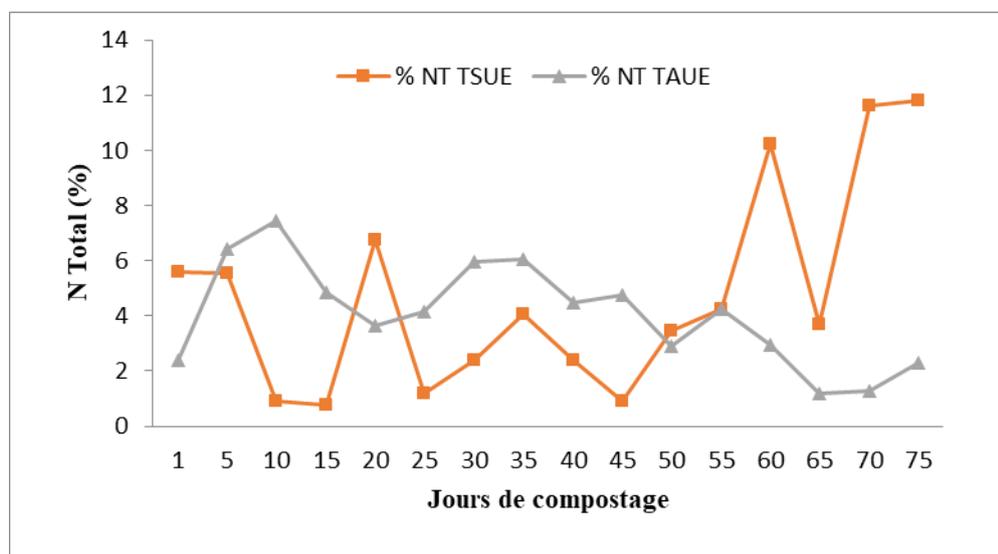


Figure 20 : Evolution du N total au cours du compostage dans les TSUE et TAUE

1.7. RAPPORT $N-NO_3^-/N-NH_4^+$

L'évolution du rapport $N-NO_3^-/N-NH_4^+$ au cours du processus de compostage dans les deux toilettes est présentée à la figure 21. Le rapport $N-NO_3^-/N-NH_4^+$ est insignifiant les 5 premiers jours de compostage dans la TAUE puis augmente jusqu'au 30^{ème} jour pour atteindre son maximum de 2,79. Ce rapport diminue ensuite jusqu'au 45^{ème} jour avant d'augmenter continuellement les jours de compostage restants. Après 20 jours de compostage, le rapport $N-NO_3^-/N-NH_4$ augmente progressivement dans la TSUE jusqu'au 50^{ème} jour du processus puis diminue pendant les 5 jours suivants avant d'augmenter le reste du temps. La valeur finale de $N-NO_3^-/N-NH_4^+$ est de 2,59 pour la TAUE et de 1,33 pour la TSUE. L'analyse

concernant l'évolution du $N-NO_3^-$ et du $N-NH_4^+$ pendant le processus explique le comportement du rapport $N-NO_3^-/N-NH_4^+$ pendant le compostage. Le rapport est faible les premiers jours car avec la décomposition intense de la matière organique, il y a une grande production de $N-NH_4^+$ suite à la minéralisation de l'azote organique. L'évolution sensible du rapport $N-NO_3^-/N-NH_4^+$ pourrait s'expliquer par l'intensification de l'activité microbienne oxydant le $N-NH_4^+$ en $N-NO_3^-$ qui entrainerait la diminution du $N-NH_4^+$ et l'augmentation du $N-NO_3^-$. Les valeurs finales de $N-NO_3^-/N-NH_4^+$ obtenues au cours du compostage ne dépassent cependant pas l'indice strict de 6,25 établi par Bernal *et al.* (1998) pour qualifier un compost de toutes origines arrivé à maturité.

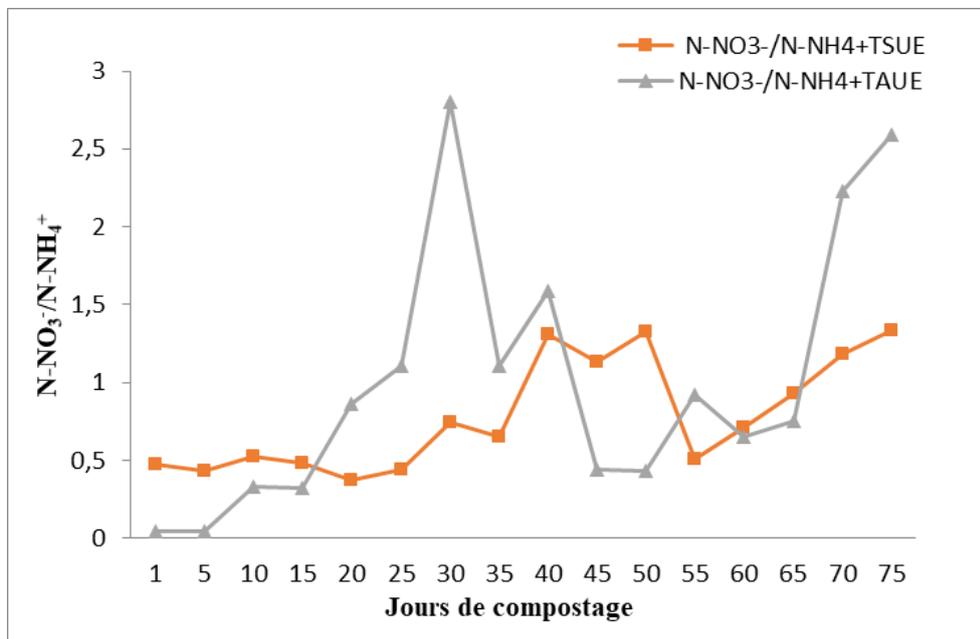


Figure 21 : Evolution du rapport $N-NO_3^-/N-NH_4^+$ au cours du compostage dans les TSUE et TAUE

1.8. RAPPORT C/N

La figure 22 présente l'évolution du rapport C/N dans les deux toilettes au cours du compostage. Le rapport C/N dans la TSUE augmente brusquement au 5^{ème} jour du processus jusqu'à atteindre son pic de 51,91 le 15^{ème} jour suivi d'une chute le 20^{ème} jour. Ce rapport augmente jusqu'au 45^{ème} jour pour diminuer jusqu'à la fin du processus de compostage. La valeur finale du rapport C/N de la TSUE est de 3,33. Dans la TAUE, le rapport C/N diminue dès le début de compostage puis augmente progressivement jusqu'à son pic de 38,01 le 65^{ème} jour pour finalement redescendre les derniers jours du processus. La valeur finale du rapport C/N dans la TAUE est de 19,80.

De nombreux auteurs ont utilisé le rapport C/N comme indicateur de la maturité du compost. Cependant, il ne peut pas être utilisé comme indicateur absolu en raison de sa grande variation qui dépend des matériaux de départ. Néanmoins, selon Albrecht (2007), une valeur inférieure ou égale à 15 est satisfaisante.

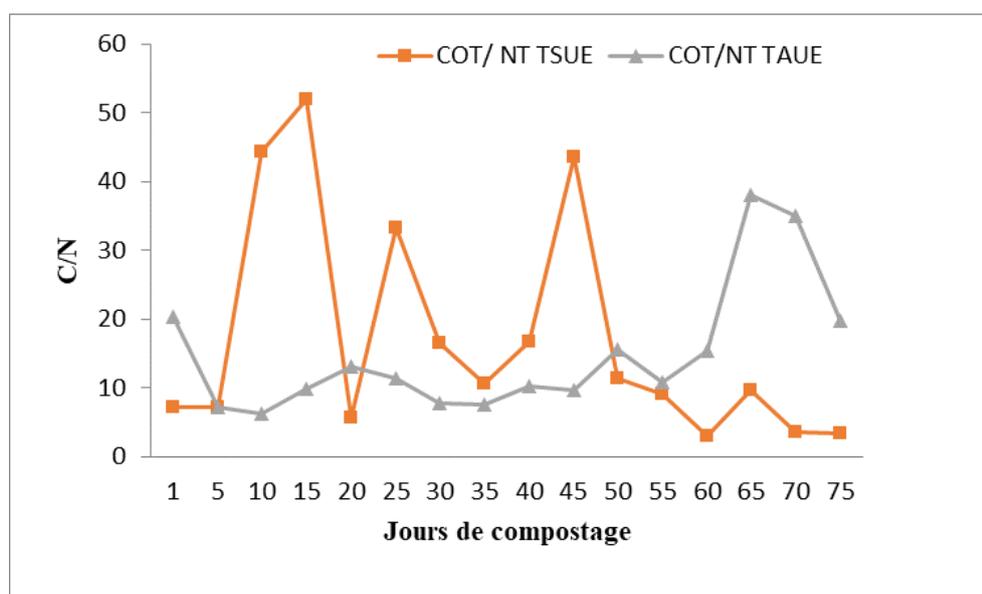


Figure 22 : Evolution du rapport C/N au cours du compostage dans les TSUE et TAUE

A l'issue du compostage dans les deux toilettes, en comparant les valeurs des paramètres physico-chimiques obtenus qui jugent de la maturité du compost, notamment les rapports C/N et $N-NO_3^- / N-NH_4^+$, il ressort que les composts ne sont pas arrivés à maturité.

Paramètres	TSUE	TAUE	Références	
			Valeur	Auteur
C/N	3,33	19,80	≤ 15	Albrecht, 2007
$N-NO_3^- / N-NH_4^+$	2,59	1,33	> 6,25	Sanchez <i>et al.</i> , 2015

Une fosse à compost est donc nécessaire pour poursuivre la biodégradabilité du mélange afin d'obtenir un compost final de bonne qualité (stabilité, maturité, valeur agronomique).

2. EVOLUTION DES PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES DE LA MATIERE ORGANIQUE AU COURS DU BATCH COMPOSTAGE DANS LA FOSSE A COMPOST

2.1. TEMPERATURE

L'évolution de la température dans les deux fosses est présentée à la figure 23. Le profil de température dans les deux fosses est similaire et montre une augmentation légère de la température les 5 premiers jours de compostage suivi d'une diminution jusqu'au 15^{ème} jour. Les températures reprennent ensuite leur évolution jusqu'au 25^{ème} jour du processus pour se stabiliser les jours restants. Le pic des températures est de respectivement 32,9°C et 30,9°C dans les FTSUE et FTAUE. La température des deux composts reste supérieure à la température ambiante à partir 10^{ème} jour et ce jusqu'à la fin du processus.

Les différentes augmentations de la température au cours du compostage s'expliqueraient par l'activité continue des micro-organismes indigènes du compost qui dégraderaient la matière organique disponible. L'intensification de cette activité microbologique permettrait le maintien des températures à leur maximum au cours du compostage. La stabilisation de la température en fin de compostage serait due à l'épuisement de la matière organique disponible engendrant ainsi la baisse de l'activité microbienne. Les températures maximales obtenues dans les deux fosses sont mésophiles. La température est légèrement plus élevée dans la FTSUE que dans la FTAUE. Ceci serait dû à la forte teneur en eau du compost de la TAUE qui défavoriserait le chauffage (Jolanun *et al.*, 2005). L'augmentation de la température dans les composts des fosses est due aux réactions d'oxydation de la matrice de substrat organique en début de compostage par les micro-organismes (Anand & Apul, 2014).

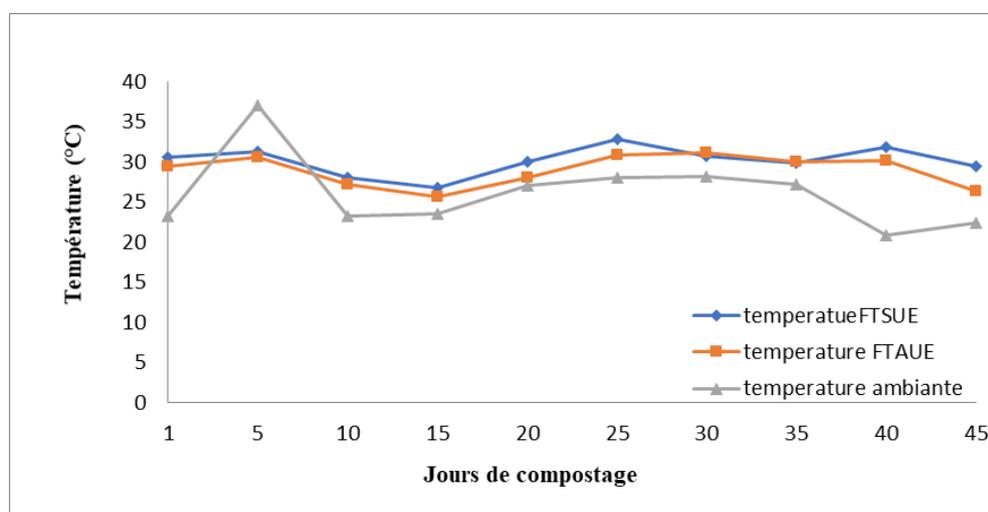


Figure 23 : Evolution de la température moyenne dans les FTSUE et FTAUE

2.2. TENEUR EN EAU

L'évolution de la teneur en eau dans les deux fosses est présentée à la figure 24. La teneur en eau diminue progressivement dans la FTAUE tout au long du processus de compostage. Elle est passée d'une valeur de 73,08% à une valeur de 58,72% en fin de processus. La teneur en eau diminue le 10^{ème} jour de compostage dans la FTSUE avant d'augmenter les jours de compostage restants jusqu'à atteindre une valeur finale de 50,34%. La teneur en eau de la FTAUE reste supérieure à celle de la FTSUE tout au long du processus de compostage puisque le compost de la TSUE ne recevait pas d'eau. Liang *et al.* (2003) exigent une teneur en humidité minimale de 50% pour le compostage. Selon Zavala et Funamizu (2005), une teneur en humidité inférieure à 64% convient à la dégradation aérobie, tandis qu'une teneur en humidité supérieure à 60% ou à 65% favorise la dégradation des matières fécales à la fois aérobie et anaérobie. En faisant référence à ces auteurs, la teneur en eau des fosses était acceptable pour le bon déroulement du processus.

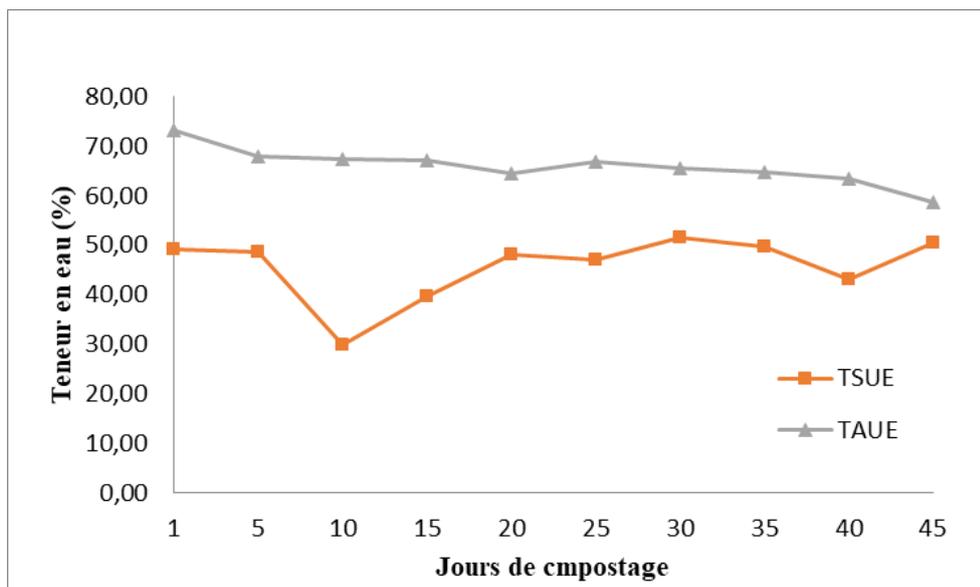


Figure 24 : Evolution de la teneur en eau au cours du compostage dans les FTSUE et FTAUE

2.3. pH

La figure 25 présente l'évolution du pH moyen au cours du compostage dans les deux fosses. Le pH du compost de la FTAUE est stable durant les 10 premiers jours du processus pour ensuite diminuer progressivement le reste du temps. Le pH de la FTSUE diminue les 5 premiers jours du processus puis augmente progressivement pour atteindre une valeur de 7,35 le 25^{ème} jour pour ensuite se stabiliser les jours de compostage restants. La valeur finale de pH obtenue est de 7,64 pour la FTAUE et de 6,91 pour la FTSUE. La baisse du pH s'expliquerait par la production d'acides organiques pendant la phase mésophile. Ces acides produits sont ensuite dégradés ou volatilisés ce qui entraîne la formation de l'ammonium par hydrolyse et désamination des protéines (ammonification). En effet, lors de la nitrification (phase de maturation), l'ammonium est transformé en nitrate ce qui a pour effet de faire retomber légèrement le pH (Larbi, 2006). Les valeurs du pH stable obtenues en fin de compostage indiquent la maturité du compost.

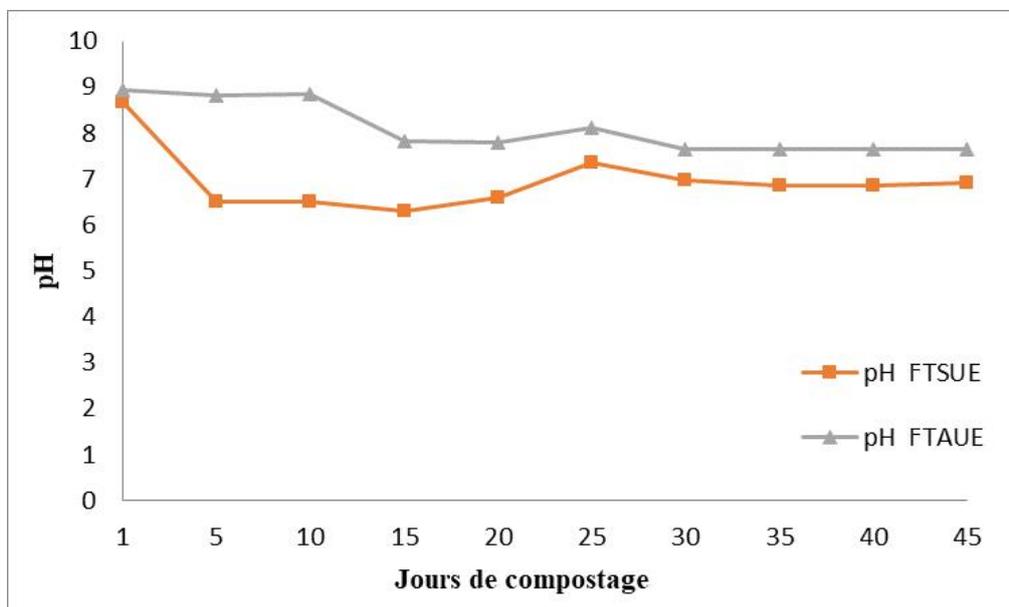


Figure 25 : Evolution du pH au cours du compostage dans les FTSUE et FTAUE

2.4. CONDUCTIVITE ELECTRIQUE

L'évolution de conductivité électrique dans les deux fosses est présentée à la figure 26. La conductivité électrique chute après 5 jours de compostage dans la FTSUE puis se stabilise jusqu'au 20^{ème} jour avant de diminuer le 25^{ème} jour pour finalement se stabiliser à nouveau et ce, jusqu'à la fin du processus. La CE dans la FTAUE connaît une augmentation maximale après 5 jours de compostage allant d'une valeur de 0,82 mS/cm à 1,48 mS/cm pour ensuite diminuer le 15^{ème} jour pour se stabiliser à partir du 30^{ème} jour jusqu'à la fin du compostage. La valeur finale de la CE est de 0,5 mS/cm pour la FTAUE et de 0,1 mS/cm pour la FTSUE. La valeur finale de conductivité électrique est en inadéquation avec les travaux de Sæbø et Ferrini (2006) qui estiment que les limites acceptables de conductivité électrique pour un compost sont de l'ordre de 2 à 3 mS/cm.

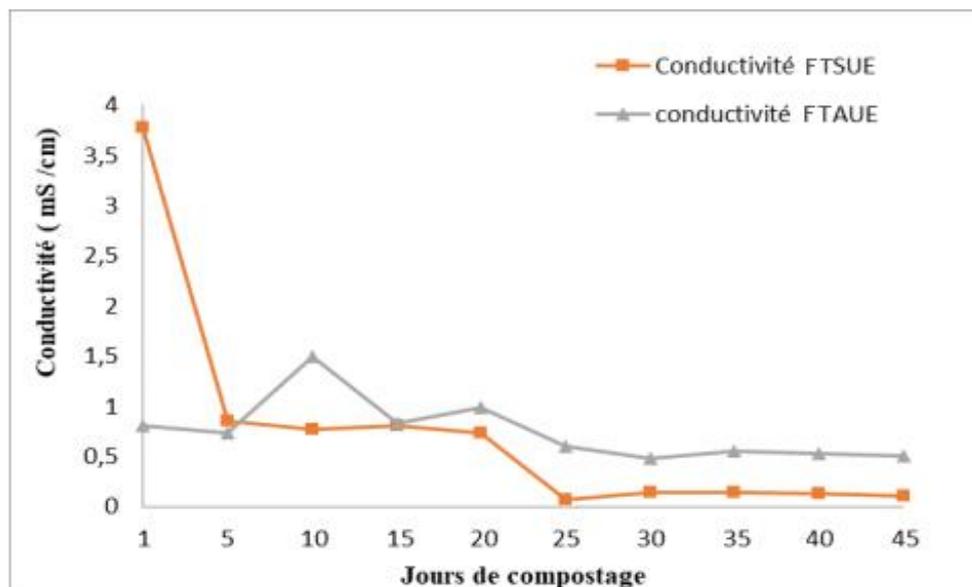


Figure 26 : Evolution de la conductivité électrique au cours du compostage des FTSUE et FTAUE

2.5. MATIERE ORGANIQUE (MO) ET CARBONE ORGANIQUE TOTAL (COT)

Les figures 27 et 28 présentent l'évolution de la matière organique et du carbone organique total dans les deux fosses. La MO de la FTAUE est passée d'une valeur de 90,39% en début de compostage à 46,18% en fin de processus. La MO de la FTSUE, quant à elle, varie de 78,65 % à 26,99%. La baisse de la teneur en MO au cours du compostage est due à la minéralisation des substrats sous l'action des micro-organismes (Douma, 2013). La teneur finale de la MO dans les deux fosses est supérieure à 20% et respecte donc les limites fixées par Albrecht (2007) dans ses travaux de thèse. Cependant, en considérant les valeurs fixées par ADAS Consulting Limited (2005) exigeant une MO supérieure ou égale à 30%, seul le compost de la FTAUE est acceptable.

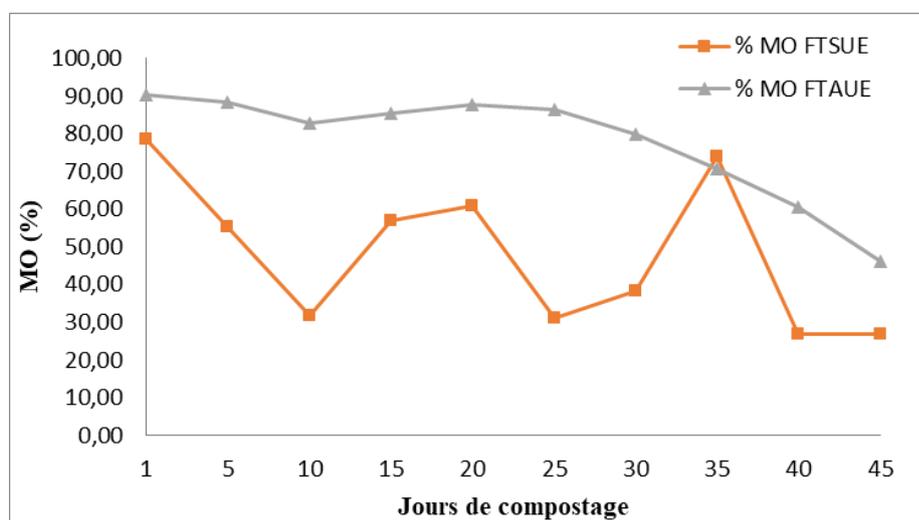


Figure 27 : Evolution de la matière organique au cours du compostage dans les FTSUE et FTAUE

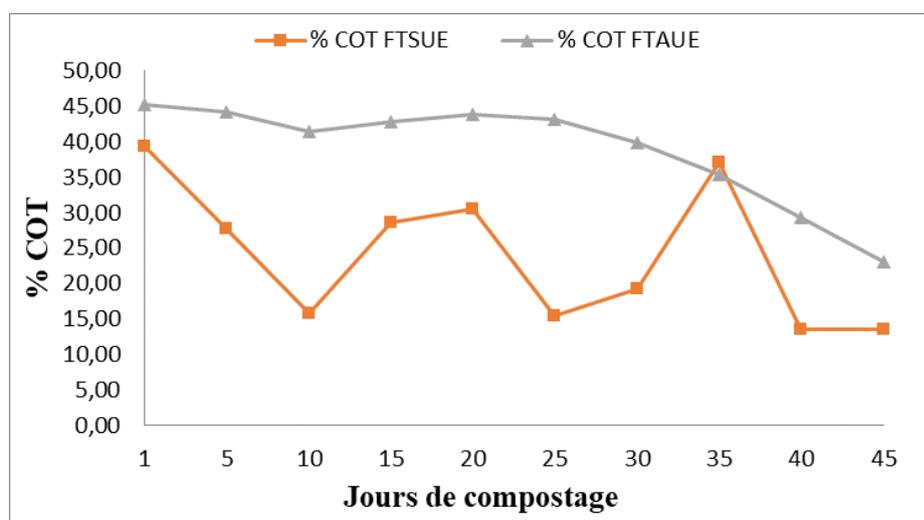


Figure 28 : Evolution du carbone organique total au cours du compostage dans les FTSUE et FTAUE

2.6. FORMES D'AZOTE

L'azote ammoniacal N-NH₄⁺

L'évolution de l'azote ammoniacal dans les deux fosses est présentée à la figure 29. L'azote ammoniacale chute brusquement durant les 5 premiers jours de compostage dans la FTSUE puis augmente progressivement jusqu'au 25^{ème} jour avant de diminuer les jours de compostage restants. La concentration en azote ammoniacale dans la FTAUE diminue pendant les 5 premiers jours de compostage puis augmente jusqu'à atteindre son pic de 0,24% le 15^{ème} jour. La concentration de l'azote ammoniacale diminue ensuite jusqu'au 30^{ème} jour de compostage pour se stabiliser les jours de compostage restants.

La diminution des concentrations de N-NH₄⁺ serait due à l'oxydation progressive du N-NH₄⁺ en N-NO₃⁻ en passant par le N-NO₂. Cette oxydation pendant la maturation a été utilisée par ces auteurs pour expliquer cette décroissance du N-NH₄⁺. Une valeur plus élevée de N-NH₄⁺ que de N-NO₃⁻ indique une instabilité et un compost immature (Finstein & Miller, 1985). Les résultats obtenus indiquent donc que les composts des deux fosses sont arrivés à maturité.

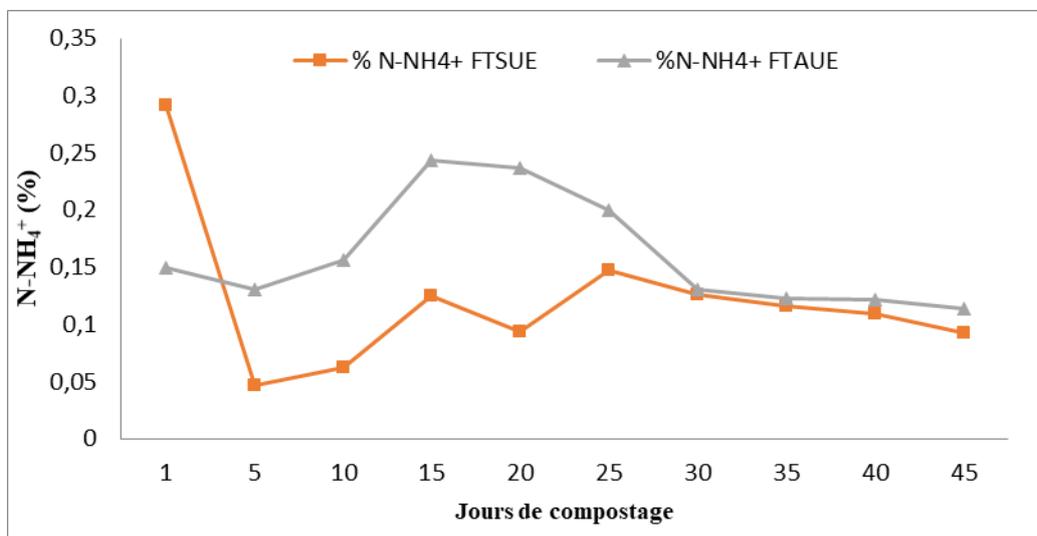


Figure 29 : Evolution de l'azote ammoniacal au cours du compostage des FTSUE et FTAUE

L'azote nitrate $N-NO_3^-$

L'évolution de la concentration en $N-NO_3^-$ dans les deux fosses est présentée à la figure 30. La concentration en $N-NO_3^-$ diminue les 5 premiers jours de compostage dans les deux fosses. La concentration en $N-NO_3^-$ augmente dans la FTSUE à partir du 5^{ème} jour de compostage jusqu'à son maximum de 0,89% le 15^{ème} jour puis diminue progressivement pour atteindre une valeur de 0,58% le 25^{ème} jour. Le $N-NO_3^-$ varie ensuite jusqu'au 35^{ème} jour avant d'augmenter durant les jours de compostage restants. Dans la FTAUE, la concentration de $N-NO_3^-$ augmente du 5 au 10^{ème} jour de compostage puis diminue jusqu'au 20^{ème} jour avant d'augmenter jusqu'à la fin du compostage. La diminution de la concentration en $N-NO_3^-$ constatée au cours du compostage serait due à l'absence d'air dans ces parties. Neto *et al.* (1987) ont signalé que dans plusieurs cas, les concentrations de $N-NO_3^-$ étaient moindres au cours des phases initiales mais augmentaient progressivement vers la fin, ce qui est conforme à notre cas. Le processus de compostage a enregistré des valeurs finales de $N-NO_3^-$ supérieures à celles de $N-NH_4^+$ ce qui indique que le processus de compostage a été soumis à des conditions d'aération adéquates offrant ainsi une stabilité et une maturité au compost (Finstein & Miller, 1985).

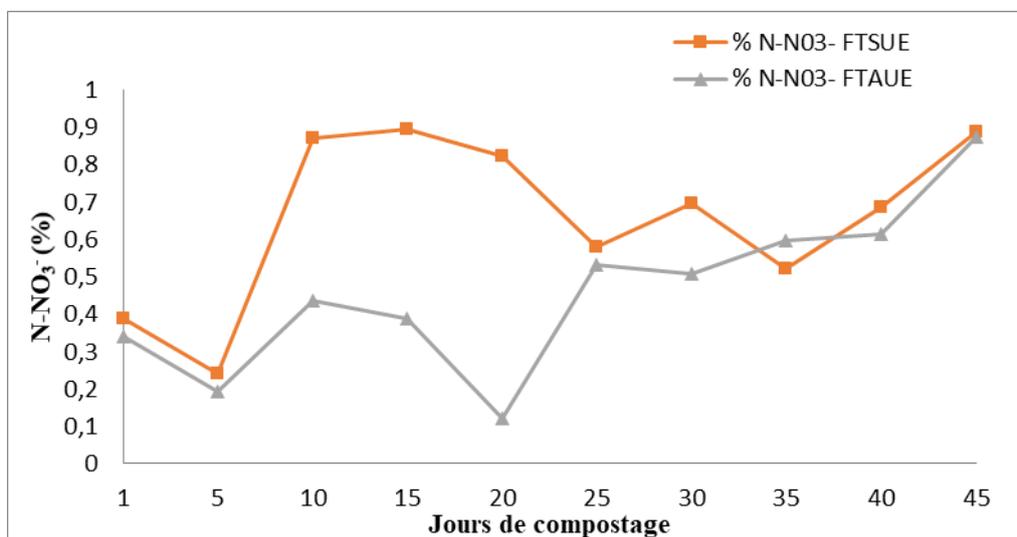


Figure 30 : Evolution du $N-NO_3^-$ au cours du compostage dans les FTSUE et FTAUE

L'azote organique N_{org} et l'azote total (N total)

L'évolution du N_{org} et du N total dans les deux fosses est présentée respectivement aux figures 31 et 32. Ces dernières montrent des évolutions similaires du N_{org} et du N total avec seulement des concentrations différentes. Pour la FTSUE, les concentrations de N_{org} et de N total connaissent une chute après 5 jours, puis augmentent légèrement jusqu'au 20^{ème} jour, avant de diminuer le 30^{ème} pour se stabiliser les jours restants. Pour la FTAUE, les différents teneurs d'azote augmentent jusqu'au 10^{ème} jour, puis diminuent jusqu'au 15^{ème} jour, avant d'amorcer une nouvelle phase de croissance pour finalement diminuer jusqu'à la fin du processus. La valeur de N total reste supérieure à celle de N_{org} . On constate en comparant les deux figures que les valeurs de N total sont toujours supérieures à celles de N_{org} . L'augmentation rapide des concentrations d'azote les premiers jours dans la FTAUE serait due à la forte activité microbologique minéralisant la MO en $N-NH_4^+$ qui est de l'azote organique. Le ralentissement progressif de l'activité microbologique expliquerait la diminution des concentrations de N. La nouvelle augmentation des concentrations d'azote dans la FTAUE le 15^{ème} jour serait due à l'activité des autres types de micro-organismes qui prennent le relai de ceux de départ pendant la maturation pour minéraliser les MO complexes comme le lignite ou la cellulose qui n'auraient pas encore été décomposés.

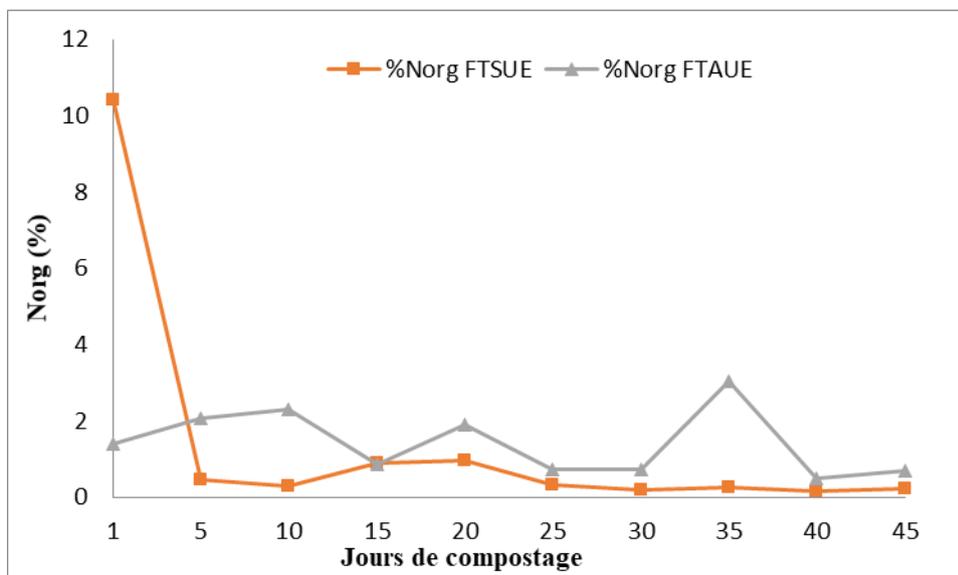


Figure 31 : Evolution du N_{org} au cours du compostage dans les FTSUE et FTAUE

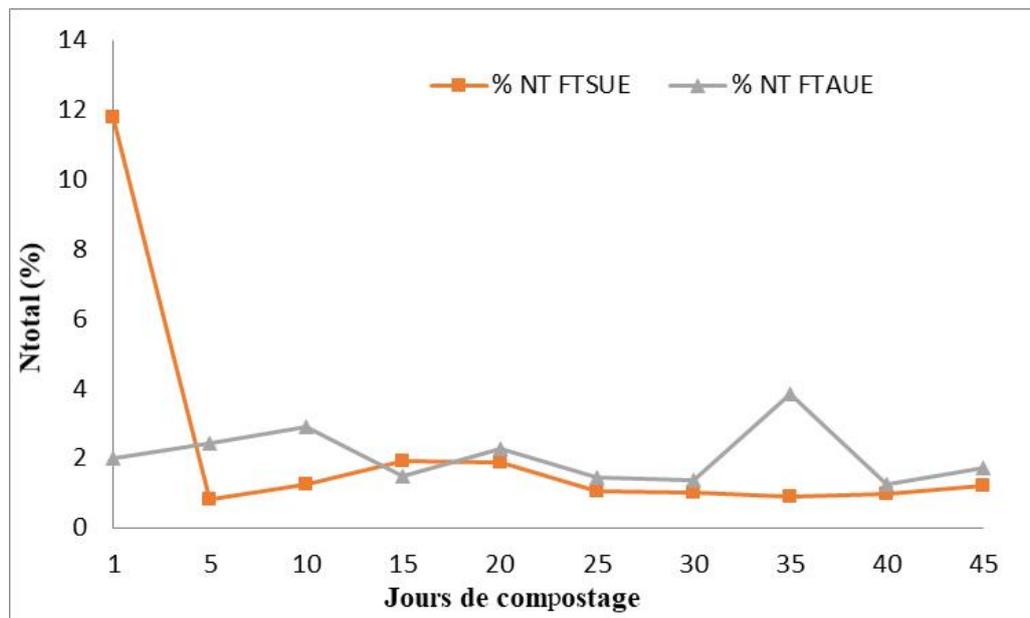


Figure 32 : Evolution du N total au cours du compostage dans les FTSUE et FTAUE

2.7. RAPPORT $N-NO_3^-/N-NH_4^+$

L'évolution du rapport $N-NO_3^-/N-NH_4^+$ dans les deux fosses est présentée à la figure 33. Le rapport $N-NO_3^-/N-NH_4^+$ dans la FTSUE augmente brusquement jusqu'à une valeur maximale de 14 le 10^{ème} jour de compostage. Ce rapport diminue ensuite progressivement jusqu'au 25^{ème} jour puis reprend son évolution les jours restants du processus. Dans la FTAUE, le rapport $N-NO_3^-/N-NH_4^+$ varie légèrement les 20 premiers jours de compostage avec un pic de 2,80 après 10 jours puis augmente jusqu'à la fin du processus. La valeur finale du rapport est de 9,57 pour la FTSUE et de 7,69 pour la FTAUE. La forte diminution de $N-NO_3^-/N-NH_4^+$ observée au cours du processus dans la FTSUE peut être attribuée à la dénitrification microbienne dans certaines zones isolées du compost devenu anaérobie en NO , N_2O et N_2 , créant ainsi une autre voie de perte d'azote (Tiquia *et al.*, 2002). Selon Aylaj et Lhadi (2008), un compost mûr est pauvre en ammonium et riche en nitrates. Bernal *et al.* (1998) ont établi un indice de $N-NO_3^-/N-NH_4^+$ supérieur à 6,25 pour décrire le compost mûr. Dans notre cas, le rapport $N-NO_3^-/N-NH_4^+$ a augmenté pendant le processus de compostage pour atteindre une valeur finale de 9,57 dans la FTSUE et de 7,65 dans la FTAUE après maturation, ce qui est une indication de la maturité du compost.

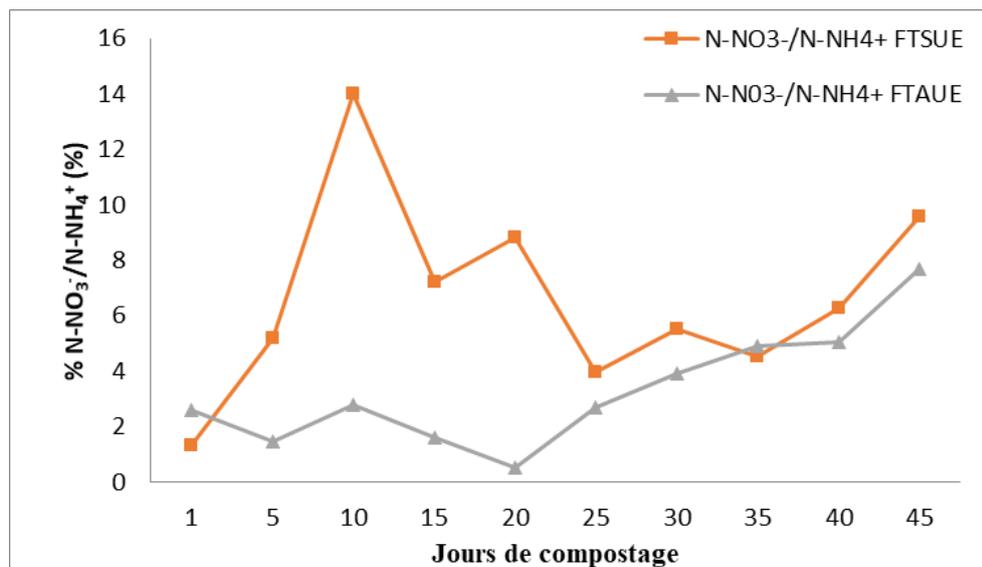


Figure 33 : Evolution du rapport $N-NO_3^-/N-NH_4^+$ au cours du compostage dans les FTSUE et FTAUE

2.8. RAPPORT C/N

L'évolution du rapport C/N dans les deux fosses est présentée à la figure 34. Le rapport C/N diminue pendant les 10 premiers jours dans la FTAUE pour ensuite subir des variations importantes jusqu'à la fin du processus. Des valeurs indiquant une maturité du compost ont été observées les 10 et 35^{èmes} jours dans la FTAUE. Dans la FTSUE, ce rapport augmente brusquement dès les premiers jours du processus puis diminue à partir du 10^{ème} jour pour se stabiliser jusqu'au 25^{ème} jour pour ensuite augmenter jusqu'à atteindre son pic le 35^{ème} jour avant de rediminuer les jours de compostage restants. La valeur finale du rapport est de 11, 27 pour la FTSUE et de 14,62 pour FTAUE. Selon Albrecht (2007), un rapport C/N inférieur à 15 caractériserait un compost mûr. On peut donc en conclure que les deux composts des fosses sont arrivés à maturité.

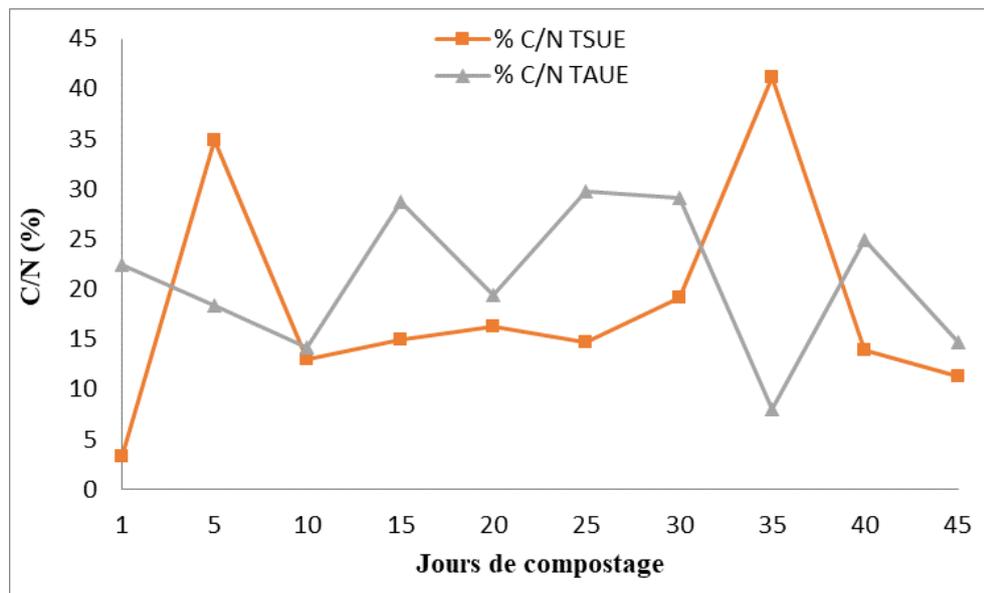


Figure 34 : Evolution du rapport C/N au cours du compostage dans les FTSUE et FTAUE

3. EVOLUTION DE LA STABILITE ET DE LA MATURITE

Le compost obtenu après 120 jours de compostage présente l'aspect d'un terreau de couleur noirâtre et humide, caractéristique d'un compost stabilisé (voir annexe 1) :

- Il est granuleux, foncé et dégage une odeur boisée agréable ;
- Il présente également une granulométrie plus fine dans l'ensemble.

3.1. STABILITE DU COMPOST

La stabilité d'un compost selon ADAS Consulting Limited (2005) se réfère exclusivement à la résistance de la matière organique du compost à une dégradation. Pour Albrecht (2007), le degré de stabilité peut être mieux apprécié par des tests de respiration incluant les tests d'évolution du dioxyde de carbone ou les tests de consommation d'oxygène. Cependant, à défaut des tests de respirométrie, l'observation de certains paramètres physico-chimiques peuvent permettre d'apprécier la stabilité d'un compost (Brewer & Sullivan, 2001 ; Albrecht, 2007 ; Sánchez *et al.*, 2015). Ainsi, la stabilité des composts a été appréciée sur la base de l'évolution des paramètres physico-chimiques comparés aux normes internationales et présentés dans le tableau IV ci-dessous.

Tableau IV : Appréciation de la stabilité des composts des FTSUE et FTAUE selon la littérature

Paramètres	FTSUE		FTAUE		Références		Stabilité	
	Date	Valeur	Date	Valeur	MEO, 2012	Albrecht, 2007	FTSUE	FTAUE
pH	25 ^{ème}	7,50	30 ^{ème}	7,64	5,5 à 8,5	7 à 9	Oui	Oui
Temp. moy. (°C)	20 ^{ème}	30,00	25 ^{ème}	30,90	Valeur ambiante	Valeur ambiante	Oui	Oui
MO (%)	45 ^{ème}	26,99	45 ^{ème}	46,18		> 20%	Oui	Oui
C/N	40 ^{ème}	13,91	45 ^{ème}	14,62	< 22	≤15	Oui	Oui

Ce tableau montre qu'à partir du 20^{ème} jour dans la FTSUE et du 25^{ème} jour dans la FTAUE, la température des composts est restée stable. La stabilisation de la matière organique serait également un bon indicateur de stabilité du compost. Selon les travaux de Albrecht (2007), lorsque la MO se stabilise au-dessus de 20%, le compost pourrait être considéré comme stable. Les valeurs de matière organique observées en fin de compostage indiqueraient alors une stabilité du compost dans les fosses. Albrecht (2007) utilise également le rapport C/N comme un indicateur de stabilité. Selon ses travaux, un rapport C/N inférieur à 15 indiquerait un compost mûr donc nécessairement stable. A partir du 40^{ème} jour pour la FTSUE et du 45^{ème} jour pour la FTAUE, les rapports C/N sont restés inférieurs à 15. Les composts pourraient donc être considérés comme stables. L'analyse de ces paramètres en rapport avec les travaux de Albrecht (2007) indiquerait une stabilité des composts des FTSUE et FTAUE en fin de processus.

Une autre caractéristique importante du compost est la maturité. Elle est déterminée à partir de l'analyse de certains paramètres physico-chimiques mais surtout à partir de l'évaluation de la phyto-toxicité du compost.

3.2. EVOLUTION DE LA PHYTO-TOXICITE A PARTIR DU TEST DE GERMINATION

L'évolution de l'index de germination au cours du compostage dans les deux fosses est illustrée aux figures 35 et 36. L'indice de germination que ce soit celui du gombo ou de la tomate est supérieur ou égal à 50% durant tout le processus de compostage dans les deux fosses. À la fin du compostage, les valeurs de l'indice de germination des deux fosses sont supérieures à 100%. Les modifications de l'IG de différents composts observés dans la présente étude sont similaires à celles d'autres études (Zucconi *et al.*, 1981) montrant une tendance à la hausse avec le temps de compostage. Zucconi *et al.* (1981) considèrent que les composts dont l'IG est supérieur à 50% sont dépourvus de phytotoxines. ADAS Consulting Limited (2005), travaillant sur des propositions de normes sur le compost, considère qu'un compost est immature lorsque l'IG est inférieur à 80%, mature lorsque l'IG est compris entre 80 et 90% et très mature lorsque l'IG dépasse 90%. En se basant sur les valeurs d'IG obtenues en fin de compostage, il semble que les composts produits dans les FTSUE et FTAUE seraient tous deux matures après 45 jours de compostage dans les fosses. Ainsi, les composts obtenus dans les FTAUE et FTAUE pourraient être utilisés en agriculture sans aucun effet phytotoxique. Ces résultats corroborent ceux de Larbi (2006) qui a obtenu un compost mûr ayant un IG de 146,1% avec des graines de haricot.

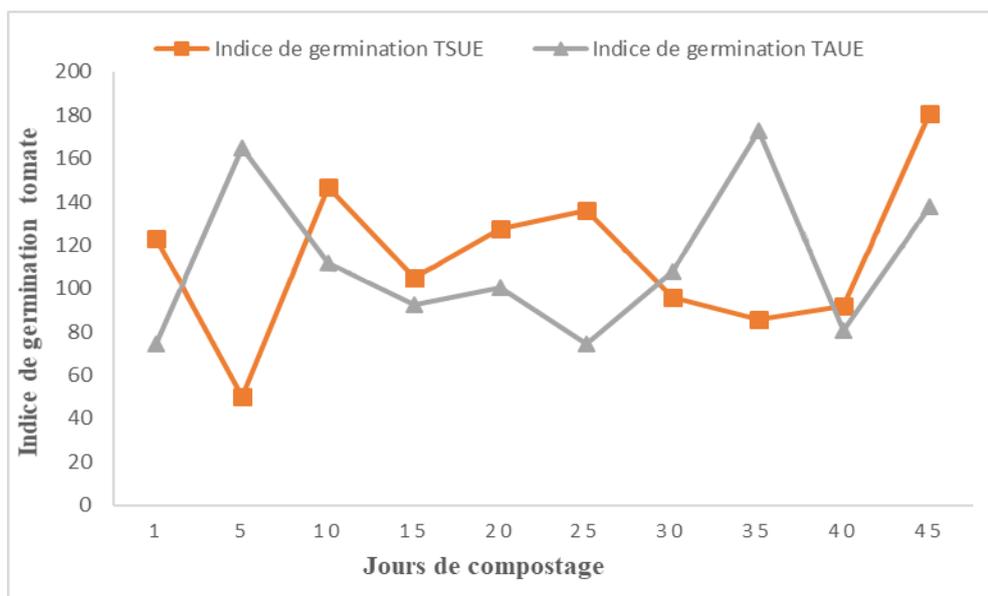


Figure 35 : Evolution de l'indice de germination pour la tomate dans les FTSUE et FTAUE

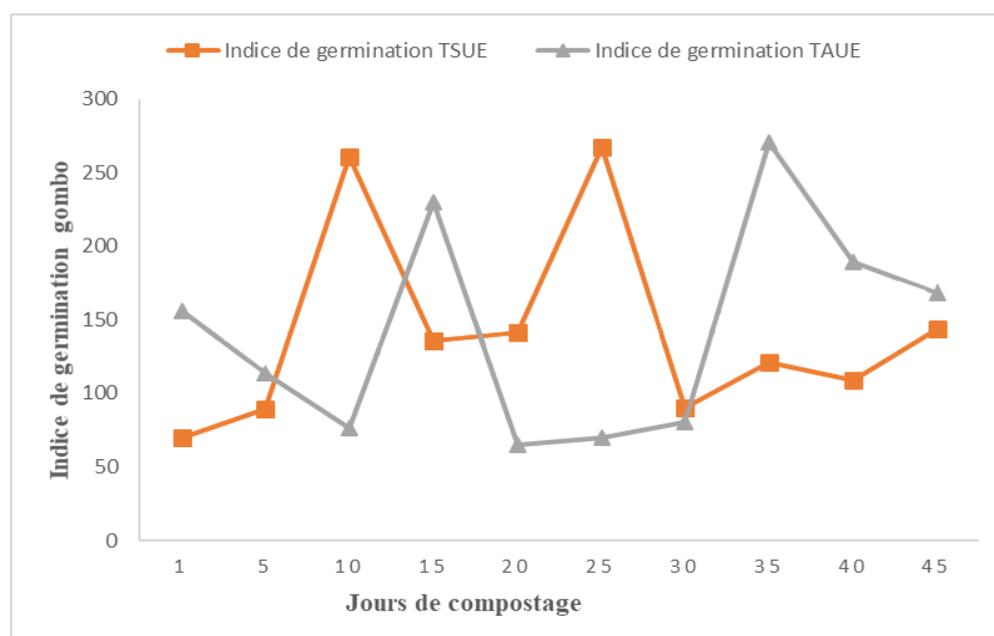


Figure 36 : Evolution de l'indice de germination pour le gombo dans les FTSUE et FTAUE

3.3. MATURETE DU COMPOST

La maturité est évaluée d'une part à partir des paramètres physico-chimiques, notamment les rapports C/N et $N-NO_3^-/N-NH_4^+$, et d'autre part à partir de l'indice de germination. Les valeurs finales des rapports C/N et $N-NO_3^-/N-NH_4^+$ ainsi que les IG des composts des FTSUE et FTAUE sont résumés dans le tableau V. Ces différentes valeurs sont comparées à des valeurs de référence de composts matures.

Tableau V : Appréciation de la maturité des composts des FTSUE et FTAUE selon la littérature

Paramètres	FTSUE	FTAUE	Compost mature	Références	Maturité	
					FTSUE	FTAUE
C/N	11,27	14,62	≤ 15	Albrecht, 2007	Oui	Oui
N-NO ₃ ⁻ /N-NH ₄ ⁺	9,57	7,69	> 6,25	Sanchez <i>et al.</i> , 2015	Oui	Oui
			> 2	Fuchs <i>et al.</i> , 2001		
IG (%) TOMATE	180,87	137,37	> 80	ADAS Consulting Limited, 2005	Oui	Oui
IG (%) GOMBO	144,05	168,43	> 80	ADAS Consulting Limited, 2005	Oui	Oui

Ce tableau montre tout d'abord des rapports finaux de C/N de 11,27 pour le compost de la FTSUE et de 14,62 pour le compost de la FTAUE. Selon les travaux de Albrecht (2007), un compost mûr aurait un rapport C/N inférieur à 15. En prenant ces études pour références, les composts des FTSUE et FTAUE peuvent être considérés comme mûrs à la fin du processus. Le tableau V présente ensuite les rapports de $N-NO_3^-/N-NH_4^+$ des composts des FTSUE et FTAUE en fin de compostage. Ces rapports sont estimés à 9,57 pour FTSUE et 7,69 pour FTAUE. Sánchez *et al.* (2015) suggèrent un rapport $N-NO_3^-/N-NH_4^+$ supérieur à 6,25 pour atteindre un compost mûr alors que Fuchs *et al.* (2001) proposent un rapport supérieur à 2. Ces différentes références permettent de dire qu'à la fin du processus de compostage, les composts des FTSUE et FTAUE sont mûrs. Le tableau V présente finalement les IG des graines de tomate et du gombo en présence des composts des FTSUE et FTAUE en fin de processus. Les IG sont de 180,87% pour FTSUE et 137,37% pour FTAUE pour ce qui est de la tomate et de 144,05 pour la FTSUE et 168,43 pour la FTAUE pour ce qui concerne le gombo. ADAS Consulting Limited (2005) précise que le compost est considéré comme immature lorsque l'IG est inférieur à 80%, mature lorsque l'IG est compris entre 80 et 90% et très mature lorsque l'IG est supérieure à 90%. On pourrait donc considérer que les composts produits par les FTSUE et FTAUE sont tous matures.

Après l'appréciation de la stabilité et de la maturité des composts produits, il est important d'évaluer leur qualité agronomique.

4. EVALUATION DE LA VALEUR AGRONOMIQUE DES COMPOSTS

Le tableau VI présente la teneur en éléments fertilisants dans les composts des FTSUE et FTAUE comparativement aux valeurs optimales selon différentes sources.

Tableau VI : Appréciation de la teneur en élément fertilisants des composts des FTSUE et FTAUE selon la littérature

Paramètres	FTSUE	FTAUE	Valeurs optimales	Références
Azote N (%)	1,19	1,71	2,2 ± 0,9	Sanchez <i>et al.</i> , 2015
Phosphore P (%)	1,84	1,30	0,8 ± 0,4	Sanchez <i>et al.</i> , 2015
Calcium Ca (%)	0,52	0,99	3	ADAS Consulting Limited, 2005
Magnésium Mg (%)	0,31	0,64	0,3	ADAS Consulting Limited, 2005

Les résultats montrent, en tenant compte des valeurs optimales proposées par ADAS Consulting Limited (2005) et Sánchez *et al.* (2015), que les composts des FTSUE et FTAUE contiennent une bonne dose de fertilisants majeurs (N et P). De façon générale, le compost de la FTSUE contient plus de phosphore mais moins d'azote que celui de la FTAUE. Le phosphore est sensiblement en grande quantité et même excédentaire dans les deux composts au regard des valeurs de référence. Au regard de la teneur en éléments fertilisants des composts, on peut conclure que les deux composts ont une qualité agronomique appréciable.

5. COMPARAISON DES COMPOSTS DES FTSUE ET FTAUE AVEC DES COMPOSTS STABLES ET MATURES

Les caractéristiques des deux composts obtenus des FTSUE et FTAUE ont été comparées aux caractéristiques d'autres composts stables et matures selon ADAS Consulting Limited (2005) et Sánchez *et al.* (2015). Cette comparaison a permis de déterminer le système produisant le compost ayant les caractéristiques les plus optimales.

Tableau VII : Comparaison des composts des FTSUE et FTAUE avec des composts stables et matures et détermination du système le plus optimal

Paramètres	Compost final		Compost stable et mature		Compost optimal
	FTSUE	FTAUE	Source : Sanchez <i>et al.</i> , 2015	Source : ADAS Consulting Limited, 2005	
pH	6,91	7,64	7,7 ± 0,5	5,5 – 8,5	-
CE (mS/cm)	0,1	0,5	3,9 ± 2,9	< 3,5	-
MO (%)	26,99	46,18	57 ± 18	> 30	FTAUE
Carbone C (%)	13,49	23,09	-	-	-
Azote N (%)	1,19	1,71	2,2 ± 0,9	0 – 6	FTAUE
C/N	11,27	14,62	16 ± 7,4	12 – 22	-
Phosphore P (%)	1,84	1,30	0,80 ± 0,40	0,25	FTAUE
Calcium Ca (%)	0,52	0,99	-	3	FTAUE
Magnésium Mg (%)	0,31	0,64	-	0,3	FTAUE
N+P (%)	3,03	3,01	-	-	-

Il ressort de la comparaison faite par rapport au compost stable et mature de référence dans le tableau VI que le compost produit dans la FTSUE à une faible teneur en MO. Cependant, comparativement à d'autres références, notamment Albrecht (2007) qui exige une valeur supérieure à 20, la teneur en MO des composts des FTSUE et FTAUE respecte les limites recommandées. De façon générale, en comparant les caractéristiques des composts à celles des composts stables et matures selon ADAS Consulting Limited (2005) et Sánchez *et al.* (2015), on observe que les composts obtenus dans les FTSUE et FTAUE sont des composts

de qualité appréciable. Le compost de la FTAUE pourrait être retenu comme étant meilleur au vu de ses résultats supérieurs mais le compost de la FTSUE, lui, atteint plus rapidement maturité ce qui lui confère un avantage. Du point de vue agronomique, nous remarquons que les composts des deux toilettes ont une qualité agronomique appréciable.

CONCLUSION

L'objectif principal de cette étude était de contribuer à l'amélioration de l'accès à l'assainissement au Burkina Faso par le développement des toilettes à compost. Au cours de ce travail, il était question d'évaluer les paramètres physico-chimiques intervenant au cours du processus de compostage. Les résultats ont montré une immaturité des composts dans les toilettes en comparant les valeurs obtenues aux valeurs de référence. Le résultat d'évolution des paramètres physico-chimiques dans les deux fosses a respecté celle du processus d'un bon compostage. Le rapport C/N a une valeur finale de 11,27 pour la FTSUE et de 14,62 pour la FTAUE. Le rapport $N-NO_3^-/N-NH_4^+$ a été évalué à 9,57 pour la FTSUE et à 7,69 pour la FTAUE à la fin du processus de compostage. L'IG de la tomate a été estimé à 180,87% pour la FTSUE et à 137,37% pour la FTAUE. L'IG du gombo a été estimé, quant à lui, à 144,05 pour la FTSUE et à 168,43 pour la FTAUE. En comparant ces paramètres déterminants ainsi que l'ensemble des autres paramètres suivis comme le pH, la CE ou encore la MO aux caractéristiques des composts stables et matures selon différentes sources, on peut considérer les composts des FTSUE et FTAUE comme stables et matures.

L'étude de la qualité agronomique a montré que les composts des FTSUE et FTAUE sont riches en nutriments nécessaires au bon développement des plantes. Les résultats de cette étude ont montré des teneurs en azote et en phosphore de respectivement 1,19% et 1,84% pour la FTSUE et de 1,71% et 1,30% pour la FTAUE. Les teneurs en calcium et en magnésium s'élèvent, quant à elles, à 0,52% et 0,31% pour la FTSUE et à 0,99% et 0,64% pour la FTAUE. Tous ces résultats indiquent ainsi une qualité agronomique appréciable. L'étude de la stabilité, de la maturité et de la qualité agronomique des composts a démontré que les deux toilettes associées à une fosse à compost produiraient des composts de qualité.

RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES

Les conclusions faites à l'issue de ce travail de recherche ont permis d'apporter quelques éléments de connaissances. Cependant, quelques limites ont été relevées au cours de cette expérimentation, ce qui nous fait formuler certaines recommandations et dégager des perspectives d'études complémentaires.

Premièrement, les analyses sont effectuées sur une seule expérimentation. Les résultats obtenus ne sont donc pas exhaustifs et mériteraient d'être confirmés par de nouvelles études.

Ensuite, nous savons que plusieurs paramètres du processus de compostage sont influencés par la quantité de matières fécales et sciures de bois apportées au cours de l'expérimentation. La concentration en azote et en phosphore pourrait, par exemple, être augmentées par l'ajout de matière fécales dans le temps, et le rapport C/N pourrait être influencé par la quantité de sciure de bois apportée.

Des recherches supplémentaires permettraient de compléter notre étude. Il serait intéressant de varier l'agent de charge pour rehausser les faibles températures observées dans le bioréacteur ou de faire un ajout complémentaire de cet agent dans la fosse accélérant ainsi la biodégradabilité de la matière organique. Il serait intéressant également d'envisager un co-compostage du produit obtenu juste après le processus de compostage dans le bioréacteur ou celui de la fosse.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Dictionnaire Environnement & Développement durable (2017). *Revue Actu-Environnement. COGITERRA*, (CNIL 845317).

ADAS Consulting Limited (2005). Assessment of options and requirements for stability and maturity testing of composts (Enviros). 21 Horsefair, Banbury, Oxon OX16 0AH: The Waste and Resources Action Programme, The Old Academy.

Agnew, J.M. & Leonard, J.J. (2003). The physical properties of compost. *Compost Science & Utilization*, 11(3), 238-264.

Albrecht, R. (2007). *Co-compostage de boues de station d'épuration et de déchets verts: nouvelle méthodologie du suivi des transformations de la matière organique* (Thèse unique). Université de droit, d'économie et des sciences, Air-Marseille III, France.

Anand, C.K. & Apul, D.S. (2014). Composting toilets as a sustainable alternative to urban sanitation—A review. *Waste management*, 34(2), 329-343.

Aylaj, M. & Lhadi, E.K. (2008). Evaluation de la stabilité et la maturité des composts obtenus par biodégradation aérobie d'un mélange de déchets ménagers et de déchets de poulets. *Déchets sciences & techniques : revue francophone d'écologie industrielle* (50), 26–32. <https://doi.org/0307 T 88295>.

Bernal, M.P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M.A. & Cegarra, J. (1998). Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresour. Technol.* 63,91-99.

Bernal, M.P.,q Albuquerque, J.A. & Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. *Bioresource technology*, 100(22), 5444-5453.

Bishop, P.L. & Godfrey, C. (1983). Nitrogen transformation during sewage composting. *Biocycle* 24, 34–39.

Bologo, M.T., Dakouré, M.S. & Maïga, A.H. (2017). Ameli-EAUR project : which lessons for the promotion of agricultural value chains ? In IOP Conference Series : Earth and Environmental Science (Vol. 60, No.1, p.012032). IOP Publishing. <http://iopscience.iop.org/issue/1755-1315/60/2>.

Brewer, L.J. & Sullivan, D.M. (2001). Assessing Maturity of Yard Debris Composted Via Turned Windrow and Forced Aeration Methods. Soil Science, Oregon State University, Oregon, USA.

Brun, F., Leguen, S., Oxarango, L., Delmaire, A., Déportes, I., Gran-Aymerich, L. & Parisi, S. (2014). Gestion des sous-produits de toilettes sèches familiales : Etude sur le traitement des matières par compostage.

Bushell, M.E. (1988). Progress industrial microbiology volume 25 Computers in fermentation technology Amsterdam, The Netherlands Elsevier Science Publishing Company, Inc. pp. 107-108.

Council, U.C. (2002). The test method for the examination of composting and compost (TMECC). *US Composting Council, Bethesda, MD.*

Crueger, W & Crueger, A (1984). Biotechnology a textbook of industrial microbiology Sunderland, MA, USA Smauer Associates, Inc p. 57.

Dakouré, M.S., Traoré, M.B., Sossou, S.K. & Maïga, A.H. (2017). Development of sanitation technologies in African context : how could we make it more sustainable ? In IOP Conference Series : Earth and Environmental Science (Vol. 60, No.1, p.012032). IOP Publishing. <http://dx.doi.org/10.1088/1755-1315/60/1/012032>.

De Bertoldi, M.D., Vallini, G.E. & Pera, A. (1983). The biology of composting: a review. *Waste Management & Research*, 1(2), 157-176.

Del Porto, D. & Steinfeld, C. (1998). Operating and Maintaining your Composting Toilet System. The Composting Toilet System Boo.

Depledge, D. (2013). Design Examples of Waterless Composting Toilets. South Pacific Applied Geoscience Commission. Report 249.

Douma, N.T. (2013). *Valorisation par compostage des résidus solides urbains de la commune de Chlef, Algérie* (Thèse unique). Université de Limoges, France.

Drangert, J.O. (1998). Fighting the urine blindness to provide more sanitation options. *Water SA* 24, 157-164.

Fall, A.S., Fall, A.T., Cissé, R. & Vidal, L. (2017). L'assainissement et l'hygiène en Afrique de l'Ouest et du Centre.

Finstein, M.S., Miller, F.C., MacGregor, S.T. & Psarianos, K.M. (1985). The Rutgers strategy for composting : process design and control. EPA Project Summary, EPA 600/S2-85/059, Cincinnati, Ohio.

Fuchs, J., Galli, U., Schleiss, K. & Wellinger, A. (2001). Directive de l'ASIC : Caractéristiques de qualité des composts et des digestats provenant du traitement des déchets organiques. (Schönbühl). Suisse: Association Suisse des installations de compostage (ASIC) / Forum Biogaz Suisse. Retrieved from CH-332.

Fuchs, J. (2002). Practical use of quality compost for plant health and vitality improvement. S. Klammer (ed.), *Microbiology of Composting* ; Berlin Heidelberg ; Springer-Verlag, pp.435-444.

Germer, J., Boh, M.Y., Schoeffler, M. & Amoah, P. (2010). Temperature and deactivation of microbial faecal indicators during small scale co-composting of faecal matter. *Waste Manage.* 30, 185-191.

Giroux, M. & Audesse, P. (2004). Comparaison de deux méthodes de détermination des teneurs en carbone organique, en azote total et du rapport C/N de divers amendements organiques et engrais de ferme. *Agrosol*, 15(418), 107-110.

Hill, G.B., Baldwin, S.A. & Vinnerås, B. (2013). Composting toilets a misnomer : excessive ammonia from urine inhibits microbial activity yet is insufficient in sanitizing the end-product. *Journal of environmental management*, 119, 29-35.

JMP (2017). Wash Post-2015. Proposed indicators for drinking water, sanitation, and hygiene. New York (USA) & Geneva (Switzerland) : United Children's Emergency Fund & World Health Organization Joint Monitoring Programme for Water Supply and Sanitation. <http://washdata.org/reports>.

Jolanun, B., Tripetchkul, S., Chiemchaisri, C., Chairprasert, P. & Yoon, T.S. (2005). Effect of moisture content on fed batch composting reactor of vegetable and fruit wastes. *Environmental technology*, 26(3), 293-302.

Larbi, M. (2006, Juin). Influence de la qualité des composts et de leurs extraits sur la protection des plantes contre les maladies fongiques (Thèse Unique). Université de Neuchâtel Institut de Botanique (Laboratoire sol et végétation), Neuchâtel.

Liang, C., Das, K.C. & McClendon, R.W. (2003). The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Bioresource technology*, 86(2), 131-137.

Magid, J., Eilersen, A.M., Wrisberg, S. & Henze, M. (2006). Possibilities and barriers for recirculation of nutrients and organic matter from urban to rural areas : a technical theoretical framework applied to the medium-sized town Hillerod, Denmark. *Ecol. Eng.* 28, 44-54.

Mehl, J., Kaiser, J., Hurtado, D., Gibson, D.A., Izurieta, R. & Mihelcic, J.R. (2011). Pathogen destruction and solids decomposition in composting latrines: study of fundamental mechanisms and user operation in rural Panama. *Journal of water and health*, 9(1), 187-199.

MEO (2012). Normes de qualité du compost en Ontario.

Misra, R.V., Roy, R.N., & Hiraoka, H. (2005). Méthodes de compostage au niveau de l'exploitation agricole. *FAO. ed. Rome*.

- Nakasaki, K., Akakura, N., Atsumi, K. & Takemoto, M. (1998). Degradation patterns of organic material in batch and fed-batch composting operations. *Waste Management & Research*, 16(5), 484-489.
- Nataka, S., Zavala, M.A.L., Funamizu, N., Otaki, M. & Takakuwa, T. (2003). Temperature effect on pathogens decline in the bio-toilet system. In *Proceedings of the 1st International Dry Toilet Conference: Dry Toilet. Tampere, Finland*.
- Neto, J.T.P., Stentiford, E.I. & Mara, D.D. (1987). Comparative survival of pathogenic indicators in windrow and static pile. In : de Bertoldi, M., Ferranti, M.P., l'Hermite, P. & Zucchini, F. (eds.) *Compost : Production, Quality and Use*. Elsevier Applied Science, London, United Kingdom, pp. 276-295
- Sæbø, A. & Ferrini, F. (2006). The use of compost in urban green areas—A review for practical application. *Urban forestry & urban greening*, 4(3-4), 159-169.
- Salmon, C., Oliver, S., Millar, C. & Crockett, J. (2004). Composting Toilet Technology in Urban Apartments & Agricultural Trials for Beneficial Reuse of Residues.
- Sánchez, A., Gabarrell, X., Artola, A., Barrena, R., Colón, J., Font, X. & Komilis, D. (2015). Composting of Wastes. ResearchGate, (280719443), 77 – 101. <https://doi.org/10.1201/b186806>.
- Sánchez-Monedero, M.A., Roig, A., Paredes, C. & Bernal, M.P. (2001). Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource technology*, 78(3), 301-308.
- Shoda, M. (1996). The present situation and a new trend on composting in Japan. In : de Bertoldi, M. Sequi, P., Lemmes, B & Papi, T. (eds.) *The Science of Composting*. London, United Kingdom : Blackie A&P, Inc. pp. 722-728.
- Sossou, S.K., Hijikara, N., Sou, M., Tezuka, R., Maïga, A.H. & Funamizu, N. (2014). Inactivation mechanisms of pathogenic bacteria in several matrixes during the composting process in a composting toilet. *Environmental Technology*, 25, 674-680.
- Sossou, S.K., Sou, M., Konaté, Y., Maïga, A.H. & Funamizu, N. (2016). Inactivation kinetics of indicator microorganisms during urea treatment for sanitizing finished compost from composting toilet. *Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development*, 6 (2) : 269-275. <http://dx.doi.org/10.2166/washdev.2016.090>.
- Sou, M., Maïga, Y., Maïga, A.H., Bologo, M.T. & Sossou, S. (2018). Experiment of a Resource-Oriented Agro-sanitation System in Sahelian Rural Community : Case of Burkina Faso. In *Resource-Oriented Agro-sanitation Systems* (pp. 271-298). https://doi.org/10.1007/978-4-431-56835-3_17.

- Tilley, E., Ulrich, L., Lüthi, C., Reymond, Ph. & Zurbrügg, C. (2008). *Compendium of Sanitation Systems and Technologies* (2nd Edition). Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), Duebendorf, Switzerland. ISBN 978-3906484-57-0.
- Tiquia, S.M., Richard, T.L. & Honeyman, M.S. (2002). Carbon, nutrient, and mass loss during composting. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 62(1), 15-24.
- Vinneras, B., Palmquist, H., Balmer, P. & Jonsson, H. (2003). Thermal composting of faecal matter as treatment and possible disinfection method-laboratory-scale and pilot-scale studies. *Bioresour. Technol.* 88, 47-54.
- Wang, Z., Duan, L., Sheng, L. & Wu, S. (2014). Reutilization of Cornstalk as Matrix in Bio-Toilet. *Polish Journal of Environmental Studies*, 23(4).
- Wichuk, K.M. & McCartney, D. (2010). Compost stability and maturity evaluation—a literature review. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 37(11), 1505-1523.
- Wong, J.W.C., Mak, K.F., Chan, N.W., Lam, A., Fang, M., Zhou, L.X., Wu, Q.T. & Liao, X.D. (2001). Co-composting of soybean residues and leaves in Hong Kong. *Bioresour Technol*, (76, 99– 106).
- World Bank (2012). *Water and Sanitation Program : FY12 end of year report* (English). Washington, DC : World Bank.
- Yamada, Y. & Kawase, Y. (2006). Aerobic composting of waste activated sludge : kinetic analysis for microbiological reaction and oxygen consumption. *Waste Manage. Oxford.* 26, 49-61.
- Zavala, M.A.L., Funamizu, N. & Takakuwa, T. (2004). Temperature effect on aerobic biodegradation of feces using sawdust as a matrix. *Water Research*, 38, 2406-241.
- Zavala, M.A.L. & Funamizu, N. (2005). Effect of moisture content on the composting process in a biotoilet system. *Compost science & utilization*, 13(3), 208-216.
- Zucconi, F. (1981). Biological evaluation of compost maturity. *Biocycle*, 22, 27-29.

ANNEXES

<i>Annexe 1 : Aspects du compost durant le processus de compostage</i>	<i>72</i>
<i>Annexe 2 : Tests de germination</i>	<i>73</i>
<i>Annexe 3 : Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques suivis dans la toilette avec utilisation d'eau.....</i>	<i>74</i>
<i>Annexe 4 : Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques suivis dans la toilette sans utilisation d'eau.....</i>	<i>75</i>
<i>Annexe 5 : Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques suivis dans la fosse de la toilette avec utilisation d'eau.....</i>	<i>76</i>
<i>Annexe 6 : Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques suivis dans fosse de la toilette sans utilisation d'eau.....</i>	<i>77</i>

Annexe 1 : Aspects du compost durant le processus de compostage



1. Début du compostage dans la toilette

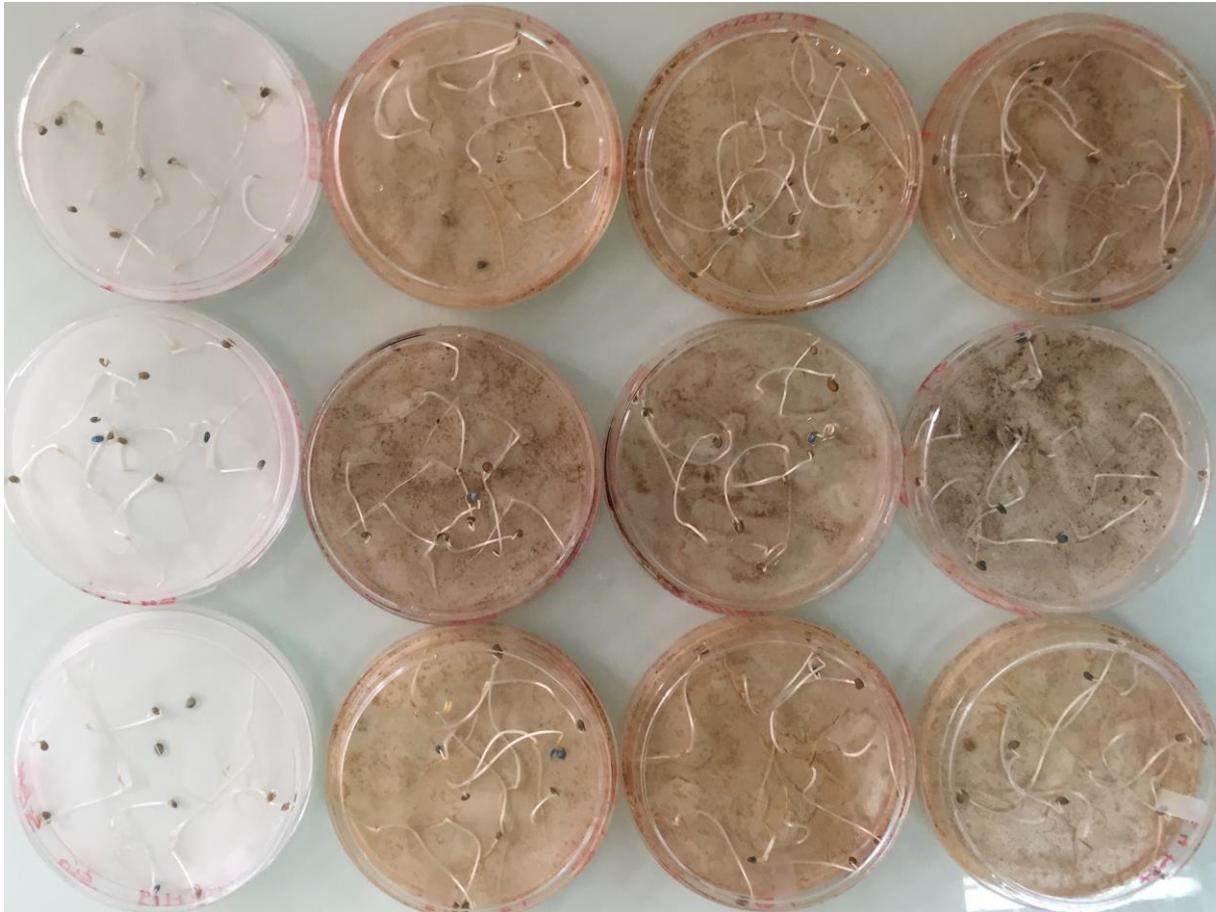


2. Début du compostage dans la fosse



3. Compost final

Annexe 2 : Tests de germination de la tomate



1. Témoins

2. Echantillons analysés

Annexe 3 : Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques suivis dans la toilette avec utilisation d'eau

Jours	T (° C)	pH	W (%)	CE (mS/cm)	MO (%)	COT (%)	N-NH ₄ ⁺ (%)	N-NO ₃ ⁻ (%)	N _{org} (%)	N total	N-NO ₃ ⁻ / N-NH ₄ ⁺	C/N
1	23,00	5,95	9,71	0,668	97,48	48,74	1,07	0,05	1,5746	2,394	0,04	20,3593
5	31,37	7,49	64,43	0,771	92,70	46,35	0,78	0,03	5,3151	6,436	0,04	7,20143
10	31,44	8,37	84,01	0,612	92,38	46,19	0,21	0,07	7,1827	7,4653	0,33	6,18729
15	36,72	8,42	67,86	0,616	95,39	47,69	0,18	0,06	4,6064	4,8484	0,32	9,83707
20	39,42	8,30	75,22	0,768	95,09	47,55	0,29	0,25	3,1105	3,6582	0,87	12,9971
25	38,98	8,64	75,23	0,863	93,28	46,64	0,39	0,43	3,0406	4,136	1,10	11,2761
30	38,80	8,39	77,13	1,017	92,47	46,23	0,16	0,44	5,3183	5,944	2,80	7,77832
35	37,77	8,71	74,53	1,035	91,73	45,87	0,22	0,24	5,116	6,0656	1,11	7,56145
40	36,14	8,65	76,69	1,508	92,41	46,20	0,17	0,27	3,9758	4,4807	1,58	10,3118
45	33,84	8,54	74,50	0,741	91,92	45,96	0,39	0,17	3,8418	4,7609	0,44	9,65338
50	34,32	8,49	76,23	1,286	89,72	44,86	0,34	0,15	2,2174	2,895	0,43	15,4962
55	32,28	8,65	74,83	0,194	91,46	45,73	0,34	0,31	3,4412	4,2285	0,92	10,815
60	31,50	8,46	79,15	0,839	90,41	45,20	0,26	0,17	2,4655	2,9348	0,66	15,4024
65	31,50	8,83	75,73	0,799	90,22	45,11	0,22	0,17	0,6714	1,1867	0,75	38,015
70	31,14	8,57	75,64	0,807	88,62	44,31	0,17	0,39	0,4563	1,2647	2,23	35,0364
75	30,60	8,93	73,09	0,807	90,40	45,20	0,15	0,39	1,6145	2,2824	2,59	19,8025

Annexe 4 : Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques suivis dans la toilette sans utilisation d'eau

Jours	T (° C)	pH	W (%)	CE (mS/cm)	MO (%)	COT (%)	N-NH ₄ ⁺ (%)	N-NO ₃ ⁻ (%)	N _{org} (%)	N total	N-NO ₃ ⁻ / N-NH ₄ ⁺	C/N
1	23,00	5,95	9,71	1,425	80,94	40,47	0,44	0,21	4,9398	5,6055	0,48	7,21935
5	35,30	7,69	44,45	2,48	80,11	40,05	0,37	0,16	4,9799	5,5246	0,43	7,25004
10	33,20	8,59	66,84	2,09	79,71	39,86	0,47	0,25	0,1577	0,9	0,53	44,2872
15	43,80	8,57	61,72	2,24	80,79	40,40	0,33	0,16	0,2759	0,7775	0,49	51,9545
20	37,00	8,59	52,90	2,07	76,80	38,40	0,72	0,27	5,7276	6,7442	0,38	5,69353
25	36,20	8,43	56,75	1,4	77,58	38,79	0,61	0,27	0,2624	1,1654	0,44	33,2821
30	42,30	8,46	45,85	2,19	79,29	39,65	0,36	0,27	1,7507	2,3994	0,74	16,5233
35	40,30	8,30	54,50	2,1	85,88	41,94	0,41	0,27	3,3808	4,0808	0,66	10,5227
40	36,50	8,49	64,49	2,04	79,57	39,79	0,28	0,37	1,7125	2,375	1,31	16,7519
45	35,30	8,59	60,57	2,59	80,35	40,18	0,34	0,38	0,1917	0,9221	1,13	43,5705
50	34,80	8,42	47,45	2,71	78,40	39,20	0,16	0,21	3,0731	3,4464	1,33	11,3742
55	35,50	8,25	56,08	2,5	76,15	38,08	0,53	0,27	3,2511	4,2327	0,51	8,9956
60	36,50	8,62	43,68	2,74	61,63	33,81	0,52	0,37	9,3238	10,236	0,71	3,01039
65	36,30	8,49	49,30	2,99	71,31	35,65	0,40	0,37	2,9019	3,6855	0,93	9,67447
70	34,60	8,55	52,38	3,65	84,86	41,43	0,32	0,38	10,2760	11,632	1,18	3,64761
75	35,40	8,66	45,79	3,78	78,65	39,33	0,29	0,39	10,4051	11,797	1,34	3,3337

Annexe 5 : Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques suivis dans la fosse de la toilette avec utilisation d'eau

Jours	T (° C)	pH	W (%)	CE (mS/cm)	MO (%)	COT (%)	N-NH ₄ ⁺ (%)	N-NO ₃ ⁻ (%)	N _{org} (%)	N total	N-NO ₃ ⁻ / N-NH ₄ ⁺	C/N
1	29,40	8,93	73,085833	0,81	90,40	45,20	0,15	0,39	1,39	2,00	2,59	22,40
5	30,60	8,83	67,7535	0,73	88,47	44,24	0,13	0,19	2,08	2,40	1,48	34,87
10	27,20	8,84	67,407782	1,49	82,82	41,41	0,16	0,44	2,29	2,91	2,80	14,22
15	25,60	7,81	67,055862	0,83	85,48	42,74	0,24	0,39	0,85	1,49	1,60	28,67
20	28,00	7,80	64,566259	0,99	87,63	43,81	0,24	0,12	1,89	2,25	0,51	19,45
25	30,90	8,11	66,850082	0,60	86,39	43,20	0,20	0,53	0,71	1,45	2,67	29,73
30	31,20	7,64	65,622806	0,48	79,81	39,91	0,13	0,51	0,72	1,37	3,90	20,07
35	30,00	7,64	64,822015	0,55	70,79	35,39	0,12	0,60	3,04	3,82	4,88	7,95
40	30,20	7,64	63,307365	0,53	60,65	29,32	0,12	0,61	0,50	1,25	5,04	24,90
45	26,40	7,64	58,72531	0,50	46,18	23,09	0,11	0,87	0,70	1,71	7,70	14,62

Annexe 6 : Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques suivis dans fosse de la toilette sans utilisation d'eau

Jours	T (° C)	pH	W (%)	CE (mS/cm)	MO (%)	COT (%)	N-NH ₄ ⁺ (%)	N-NO ₃ ⁻ (%)	N _{org} (%)	N total	N-NO ₃ ⁻ /N-NH ₄ ⁺	C/N
1	30,60	8,66	49,10	3,78	78,65	39,33	0,29	0,39	10,40	11,79	1,34	3,33
5	31,30	6,49	48,651712	0,86	55,37	27,68	0,05	0,24	0,47	0,79	5,19	18,37
10	28,00	6,50	29,883883	0,77	31,72	15,86	0,06	0,87	0,28	1,22	14,00	12,86
15	26,80	6,31	39,74041	0,80	57,08	28,54	0,12	0,90	0,85	1,90	7,19	14,98
20	30,00	6,60	48,095201	0,73	60,84	30,42	0,09	0,82	0,94	1,86	8,81	16,27
25	32,90	7,35	47,086085	0,07	31,07	15,53	0,15	0,58	0,32	1,08	3,94	14,63
30	30,70	6,97	51,454992	0,14	38,45	19,23	0,13	0,70	0,18	1,00	5,54	19,12
35	29,90	6,86	49,574417	0,14	74,02	37,01	0,12	0,52	0,26	0,90	4,51	41,12
40	31,80	6,86	43,039372	0,13	26,97	13,49	0,11	0,69	0,17	0,95	6,28	13,91
45	29,40	6,91	50,336963	0,11	26,99	13,50	0,09	0,89	0,21	1,96	9,58	11,27