



UTILISATION DE BAMBUSA VULGARIS POUR LE TRAITEMENT
DES BOUES DE VIDANGE SUR LIT DE SECHAGE PLANTE (LSP) :
ETUDE DE CAS A OUAGADOUGOU, BURKINA FASO

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

Présenté et soutenu publiquement le..... par :
Tamba LOMPO

Directeur de mémoire :

Prof. Yacouba KONATE, Maître de Conférences, Responsable du Laboratoire Eaux, Hydro-
systèmes et Agriculture, 2iE

Travaux dirigés par : **Mr. Richard Agyemang OSEI**, Doctorant au Laboratoire Eaux,
Hydro-systèmes et Agriculture, 2iE

Jury d'évaluation du stage :

Président :

Membres et correcteurs :

PROMOTION 2018/2019

DEDICACE

*A mes très chers parents
A mes frères
La réalisation de ce travail n'aurait pas été
possible sans votre soutien, moral et affectif
Je vous dédie ce mémoire en guise de
reconnaissance.*

*Céline, En témoignage de l'amour qui nous
uni et des souvenirs de tous les moments que
nous avons passés ensemble, je te dédie ce
travail*

*A nos deux petites filles, Bancéli
Emmanuela et Ciangniagou Eliane
Nolwenn, Veuillez trouver dans ce modeste
travail l'expression de mon
Affection.*

REMERCIEMENT

Ce mémoire a été réalisée au Laboratoire Eaux, Hydrosystèmes et Agriculture de 2iE. Ainsi, vais-je exprimer ma gratitude à tous ceux qui ont d'une manière ou d'une autre contribué à la réalisation de ce travail et qui m'ont apporté leur soutien.

Je voudrais exprimer ma profonde reconnaissance envers Prof. Yacouba KONATE, Responsable du Laboratoire Eaux, Hydrosystèmes et Agriculture, 2iE qui a accepté diriger ce travail, et a bien voulu me partager ses conseils et ses réflexions sur ce travail. Ce travail n'aurait certainement jamais existé sans votre encadrement et la passion de la recherche que vous avez su me transmettre. Merci pour vos idées prodigieuses, votre grande ouverture d'esprit et votre volonté ainsi que votre disponibilité. Je suis pour ma part convaincue que « l'eau c'est la vie, l'assainissement c'est la santé et que l'assainissement peut financer l'assainissement ». Comme vous nous l'avez toujours dit

Je remercie tout particulièrement au Professeur Mamadou KEITA, pour son partage sur l'évaluation de l'évapotranspiration ainsi que sa disponibilité.

Je tiens à remercier également :

Mr. Richard Agyemang OSEI, Doctorant au Laboratoire Eaux, Hydrosystèmes et Agriculture, 2iE qui m'a accordé sa confiance pour mener à bien ce projet et qui m'a beaucoup apporté au cours de ces moments de stage tant par ses qualités scientifiques qu'humaines, pour son soutien permanent, ses conseils avisés.

Dr SAWADOGO Boukary pour ses conseils et sa gentillesse durant le stage ;

Mr Gnenakantanhan COULIBALY pour ses appuis techniques et ses conseils. ;

Mme Ariane Mélodie N. OUEDRAOGO pour ses appuis administratifs

Dr. Éric seyrant SOSSOU pour ses conseils avisés ;

Mr Moustapha OUEDRAOGO et Mr Noel TINDOURE, Personnels du Laboratoire Eaux, Hydrosystèmes et Agriculture, pour leur aide technique plus que précieuse et pour leur motivation à maintenir une bonne ambiance de travail.

Toute la promotion 2016-2019 Master 2 – Eau et Assainissement.

Nos remerciements vont également à l'endroit de la Banque Mondiale pour le financement de ce PROJET ainsi que tout le corps professoral de la Fondation 2iE qui ont assuré ma formation durant ces trois dernières années.

Bien qu'il soit difficile de nommer toutes les personnes qui de près ou de loin ont permis la réalisation de ce travail, je tiens cependant à remercier mes collègues, les doctorants et à tous ceux dont les noms ne sont pas cités.

RÉSUMÉ

La gestion des boues de vidanges constitue de nos jours un défi majeur dans les pays en développement en général et au Burkina Faso en particulier. Le présent travail qui est une contribution à la gestion des boues de vidange, a pour objectif l'évaluation du traitement des boues de vidange dans les conditions climatiques du Burkina (Soudano-sahélien) grâce à un système utilisant des lits plantés de *Bambusa vulgaris* (Bambou). Ce dispositif est composé de 3 Systèmes de traitement planté et alimenté, l'un par les boues de vidanges (T1), l'autre par les boues de vidanges et du charbon de bambou (T2) et enfin le contrôle (CTRL) par les eaux usées et de 2 autres Systèmes de traitement non planté dont l'un utilisant les boues de vidanges et du charbon de bambou pour l'alimentation (T3) et l'autre n'utilisant que les boues de vidanges pour l'alimentation (T4). L'efficacité du traitement a été évaluée à partir des mesures des paramètres physicochimiques et bactériologiques dans les boues brutes alimentant les lits et dans le percolât recueilli. Les paramètres physio morphologiques et l'évapotranspiration (ET0 et ETP) ont été mesurés sur les bambous. Durant les travaux, les plantes ont connu des croissances progressives et ont su s'adapter aux conditions auxquelles elles ont fait face. Les performances épuratoires des différents systèmes étudiés relèvent une élimination importante de la demande biochimique en oxygène (DBO5) (93,62% pour T1, 95,88% pour T2, 94,6% pour T3 et 92,11% pour T4). De même pour la DCO on a obtenu 95,44, 96,53, 96,29 et 96,37% respectivement dans T1, T2, T3 et T4. Le traitement s'est avéré très efficace dans l'élimination de MES avec des taux d'élimination supérieurs à 99% dans tous les systèmes. Un rendement relativement faible des ortho phosphates (PO_4^{3-}) a été obtenu avec des valeurs de l'ordre de 33% contrairement au phosphore total où ils sont supérieurs à 96%. On a aussi enregistré une réduction en ammonium NH_4^+ (78,07%, 81,72%, 76,16% et 71,78% respectivement dans T1, T2, T3 et T4), Les concentrations d'absorption en métaux lourds par les bambous sont de 248, 149 et 530 mg/kg de matière sèche en Cd respectivement dans T1, T2, et CTRL ; de 2764, 2094 et 3720 g/Kg MS en fer respectivement dans T1, T2, et CTRL ; de 835, 770 et 709 g/Kg MS en Mn respectivement dans T1, T2, et CTRL et pour le Zn elles sont de 3618, 1943, 2482 et 1761 g/Kg MS respectivement dans T1, T2, et CTRL. Les résultats montrent des performances épuratoires très élevées pour les paramètres bactériologiques avec un abattement de 2,2 Ulog environ pour les SF. Celui des coliformes fécaux (CF) a varié de 9,22 à 9,34 Ulog et enfin celui des E. coli entre 9,34 et 10,58 Ulog. De façon générale, la qualité des effluents traités ne répond pas aux normes Burkinabé de rejet des effluents.

Mots Clés : 1. Boues de vidange 2. Traitement 3. Lits de Séchage Plantés 4. Bambous 5. Ouagadougou

ABSTRACT

The management of faecal sludge is a major challenge in developing countries in general and in Burkina Faso in particular. The present work aims to treat faecal sludge in the climatic conditions of Burkina (Sudano-Sahelian) using a system using beds planted with *Bambusa vulgaris* (Bamboo). This system is composed of 3 planted treatment systems, one using faecal sludge (T1), the other using faecal sludge and bamboo charcoal (T2) and finally control (CTRL) by wastewater and 2 other non-planted treatment systems, one using faecal sludge and bamboo charcoal for feed (T3) and the other using only faecal sludge for feed (T4). Physicochemical and bacteriological parameters were monitored in the sludge feeding the beds and in the collected percolate. Physiomorphological parameters and evapotranspiration (ET₀ and ETP) were measured on the bamboo. During the work, the plants experienced progressive growth and were able to adapt to the conditions they faced. The efficiency of the system was evaluated through the elimination of pollution in the different systems studied. Thus, a significant elimination of the biochemical oxygen demand (BOD₅) was recorded (93.62% for T1, 95.88% for T2, 94.6% for T3 and 92.11% for T4). Similarly, for COD, 95.44, 96.53, 96.29 and 96.37% were obtained in T1, T2, T3 and T4 respectively. The treatment was very effective in the removal of TSS with removal rates above 99% in all systems. A relatively low yield of ortho phosphates (PO₄³⁻) was obtained with values in the order of 33% as opposed to total phosphate where they are greater than 96%. There was also a reduction in ammonium NH₄⁺ (78.07%, 81.72%, 76.16% and 71.78% respectively in T1, T2, T3 and T4). The absorption concentrations of heavy metals by bamboos are 248.11, 149.44, 530.33 mg/kg of dry matter in Cd respectively in T1, T2, and CTRL ; of 2764.22, 2094.67 and 3720.67g/Kg MS in iron respectively in T1, T2, and CTRL; of 835.22, 770.78 and 709.33 Mn respectively in T1, T2, and CTRL; and for Zn they are 3618.78, 1943.33, 2482.63 and 1761.59 respectively in T1, T2, and CTRL. The results show very high purifying performances for bacteriological parameters with a reduction of about 2.3 ULOG for SF. Fecal coliforms (FC) had a reduction of 9.22 to 9.34 ULOG and E. Coli had a reduction of 9.34 to 10.58 ULOG. In general, the quality of treated effluent does not meet Burkinabé effluent discharge standards.

Key words :

1-Sludge 2. Treatment 3 - dry beds plants
4 -- Bamboo 5. Ouagadougou

LISTE DES ABREVIATIONS

ACP : Analyse en Composantes Principales	macrophytes
ANC : Assainissement Non Collectif	LSP : Lit de séchage planté
BV : Bambusa vulgaris	Mn : Manganèse
BV : Boues de Vidange	MES : Matières en suspension
Cd : Cadmium	MO : Matières Organiques
CE : Conductivité Electrique	MS : Matières Sèches
CF : Coliformes Fécaux	MVS : Matières Volatiles Sèches
CN : Cymbopogon nardus	NO₃⁻ : Nitrate
CT : coliformes totaux	NO₂⁻ : Nitrite
DBO5 : Demande Biochimique en Oxygène en 5 jours	OD : Oxygène dissous
DCO : Demande chimique en oxygène	O₂ : Oxygène
Eh : potentiel redox	PO₄³⁻ : Ortho phosphate
ET₀ : Evapotranspiration de référence	pH : potentiel hydrogène
ETP : Evapotranspiration potentielle	Pt : Phosphate total
EU : Eaux Usées	SANC : systèmes d'assainissement non collectif
Fe : fer	STD : solides Totaux dissous
2IE : Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Assainissement	STBV : station de traitement de boues de vidange
K_c : coefficient cultural	SV : Setaria verticillata
LEHSA : Laboratoire Eau hydro système et Agriculture	TL : Typha latifolia
LSNP : lits de séchage non plantés	UFC : Unité Formant Colonie
LSPM : lits de séchage plantés de	ULOG ; unité logarithmique
	Zn : Zinc

SOMMAIRE

DEDICACE	i
REMERCIEMENT	ii
RÉSUMÉ	iii
ABSTRACT	iii
LISTE DES ABREVIATIONS	vi
SOMMAIRE	vii
LISTE DES TABLEAUX	xi
LISTE DES FIGURES	xiii
INTRODUCTION	1
I. REVUE BIBLIOGRAPHIQUE	3
I.1. L'HISTORIQUE DES LSP ET LES DIFFERENTES PLANTES UTILISEES	3
I.2 LES DIFFERENTES PLANTES UTILISEES POUR LES LSP	4
I.3. TYPOLOGIE ET CARACTERISTIQUES DES BOUES DE VIDANGE	4
I.3.1 Typologie	4
I.3.2 Caractéristiques des boues de vidange	5
I.4. LES CARACTERISTIQUES DU PERCOLAT ISSUS DES BOUES DESHYDRATES	6
I.4.1. Qualité physicochimique du percolât	7
I.4.2. Caractéristiques bactériologiques du percolât	8
I.4.3. Filières de traitement	8
I.4.4 Phytoremédiation des plantes par des métaux lourds	9
I.4.4.1. Définitions et généralité des métaux lourds	9
I.4.4.2. Rôle physiologique des métaux lourds	10
I.4.4.3. Toxicité des métaux lourds	10
I.4.4.4. L'accumulation métaux lourds au niveau des organes des plantes testées	10
I.5. LES LITS DE SECHAGE	11
I.5.1. Les différents lits de séchage non plantés	11
I.5.1.1 Définition et principe de fonctionnement	11
I.5.1.2. Performances épuratoires des lits de séchage non plantes	12
I.5.1.3. Avantages et inconvénients des lits de séchage non plantés	12

I.5.2.	Les lits de séchage plantes	13
I.5.2.1.	Description de la technologie	13
I.5.2.2.	Fonctionnement	13
I.5.3.	Critères de sélection de l'espèce	16
I.5.4.	Performances épuratoires des lits de séchage plantes	16
I.5.5.	Avantages et limites des Lits de séchage plantés	18
I.6.	ÉVAPOTRANSPIRATION DES PLANTES DANS LSP	18
II.	MATERIEL ET METHODES.....	19
II.1.	ZONE D'ETUDE	19
II.2.	MATERIEL DU DISPOSITIF EXPERIMENTAL	20
II.2.1.	Matériaux de garnissage des lits de séchage	20
II.3.	L'ANALYSE DES DONNEES	21
II.4.	SELECTION ET MISE EN PLACE DES PLANTES.....	22
II.4.1.	Sélection	22
II.4.2.	Repiquage des plantes	22
II.5.	ALIMENTATION DES LITS	23
II.5.1	. Alimentation par les eaux usées à la phases d'acclimatation des LSP	23
II.5.2.	Alimentation par les boues de vidange.....	24
II.5.2.1	Détermination de la charge de boues	24
II.6.	ECHANTILLONNAGE DES BOUES BRUTES ET DU PERCOLAT.....	25
II.7.	ANALYSE DES CARACTERISTIQUES DES BOUES DE VIDANGE ET DU PERCOLAT	25
II.8.	ANALYSE DES PARAMETRES PHYSIO MORPHOLOGIQUE DES PLANTES..	26
II.9.	MESURES DES PARAMETRES CLIMATIQUES.....	27
II.9.1	Méthode de calcul de l'évapotranspiration de référence	27
I.9.2.	Détermination de l'évapotranspiration potentielle (ETP) et des coefficients culturaux	28
III.	RESULTATS ET DISCUSSION.....	29
III.1.	CONCEPTION DU DISPOSITIF EXPERIMENTAL.....	29
III.1.1.	Double système servant de support	29
III.1.2.	Système de lits de séchage expérimentaux	29
III.1.2.1.	Installation pilote	29
III.1.3.	Dispositif d'aération et de drainage	30

III.2. PRESENTATION DES SYSTEMES DE TRAITEMENT	30
III.3. CARACTERISTIQUES PHYSICOCHIMIQUES DES BOUES DE VIDANGE BRUTES.....	32
III.4. PARAMETRES PHYSICO-MORPHOLOGIQUES	33
III.4.1. Hauteur de la plante.....	34
III.4.1.1 Phase d'acclimatation	34
III.4.1.2. Phase d'alimentation aux boues de vidanges	35
III.4.2. Nombre de plantes.....	35
III.4.2.1. Phase d'alimentation aux boues vidange	35
III.4.3. Nombre de feuilles	36
III.3.3.1. Phase d'acclimatation	36
III.3.3.2 Phases d'alimentation aux boues de vidange.....	36
III.3.4. Variations du diamètre moyen des tiges	36
III.4.5. Variations de la chlorophylle.....	37
III.4.6. Paramètres météorologiques.....	38
III.4.7 Comparaison de l'ET ₀ moyenne mensuelle de 2019 à quelques années antérieures à 2019....	38
III.4.8. Evapotranspiration et coefficients culturaux des Bambous	39
III.3.8. Morphologie du bambou et son influence sur l'évapotranspiration réelle	40
III.4.9. L'évapotranspiration et son influence sur la Siccité	42
III.4.10. Teneur en azote et en phosphore de la matière sèche de bambous	42
III.4.11 Biomasse aérienne et absorption de nutriments.....	43
III.4.12. Rendement de la biomasse et dimensionnement d'une plantation de bambou pour le traitement des boues de vidanges	44
III.4.13. Accumulation des métaux par les bambous.....	45
III.5. CARACTERISTIQUES PHYSICOCHIMIQUES DU PERCOLAT	49
III.5.1. Variation du pH.....	49
III.5.2. Variation de l'oxygène dissous.....	49
III.5.3. Variation de la conductivité.....	50
III.5.4. Variation des solides totaux en solution (STD).....	51
III.5.5. Variation de la turbidité.....	51
III.5.6. Variation de la salinité.....	52
III.5.7. Variation du potentiel redox	52
III.5.8. Variation de la demande biochimique d'oxygène en 5 jours (DBO ₅)	53
III.5.9. Variation de la demande chimique en oxygène (DCO)	54
III.5.10. Variation des matières en suspension (MES)	55
III.5.11. Évaluation de la pollution organique du percolât	55
III.5.12. Variation de l'ammonium (NH ₄ ⁺)	57

III.5.13.	Variation des nitrates (NO ₃)	58
III.5.15.	Variation des ortho phosphates et le phosphore total	58
III.5.16.	Performances épuratoires des systèmes de traitement	59
III.3.16.1.	Performances épuratoires des matières organiques.....	59
III.5.16.2	performances épuratoires des systèmes en matières Azotées et Phosphorées.....	60
III.6.	CARACTERISTIQUES BACTERIOLOGIQUES	61
III.6.1.	Coliformes fécaux (CF) et E. Coli.....	61
III.5.2.	Streptocoques fécaux (SF).....	62
III.5.3	Abattements microbiologiques	62
	<i>CONCLUSION GENERALE</i>	63
	<i>PERSPECTIVES.....</i>	64
V.	<i>BIBLIOGRAPHIE</i>	65
VI.	<i>ANNEXES</i>	72
	<i>ANNEXE 2 : STATISTIQUES ET ACP.....</i>	78
	<i>ANNEXE 3 : EVAPOTRANSPIRATION.....</i>	87
	<i>Annexe 4 : ANOVA</i>	89

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1:Caractéristiques des boues de vidange de quelques villes (Heins et al., 1999) -----	5
Tableau 2:caractéristiques du percolât des LSPL et LSNP -----	7
Tableau 3: Concentrations moyennes des paramètres bactériologiques de quelques études antérieures -----	8
Tableau 4: Accumulation des métaux lourds par les parties aériennes et souterraines de quelques plantes -----	11
Tableau 5: Performance épuratoire globale des LSP et qualité du percolât issu des LSP -----	17
Tableau 6:: Caractéristiques du matériau filtrant -----	21
Tableau 7: synthèse des méthodes et mesures réalisées. -----	27
Tableau 8:Présentation des systèmes de traitement-----	31
Tableau 9: Caractéristiques physicochimiques des BV -----	33
Tableau 11: Matrice de corrélation (Pearson (n)) de T1 -----	41
Tableau 12:Matrice de corrélation (Pearson (n)) de T2 -----	41
Tableau 13:Teneur en nutriment d'un kg de matières sèches de bambous -----	43
Tableau 14: production totale annuelle en nutriments de la biomasses aériennes sèches -----	44
Tableau 15:teneur des métaux de bambou dans les différents traitements en mg/Kg MS -----	45
Tableau 16:Teneur en métaux lourds des racines et da la partie aérienne-----	46
Tableau 17:coefficients d'assimilation et d'absorption des métaux lourds par le bambou. ---	48
Tableau 18:Coefficients de translocation (Cp.a./Cracines) des métaux dans les bambous ----	48
Tableau 19: les ratios de Pollution des différents systèmes de traitements -----	56
Tableau 20:performances en matières Azotées et Phosphorées-----	60
Tableau 21:lecture des paramètres azotés par spectrophotomètre HACH DR 3900-----	74
Tableau 22: Concentrations moyennes des paramètres analysés dans T1 -----	78
Tableau 23: Concentrations moyennes des paramètres réalisés dans T2 -----	78
Tableau 24:Concentrations moyennes des paramètres réalisés dans T3-----	79
Tableau 25:Concentrations moyennes des paramètres réalisés dans T4-----	79
Tableau 26:Concentrations moyennes des paramètres des boues de vidange -----	79
Tableau 27: Hauteur moyenne mensuelles des Bambous dans T1 -----	81
Tableau 28: Hauteur moyenne mensuelles des Bambous dans T2 -----	81
Tableau 29: Nombre moyen mensuel de plantes T1-----	82
Tableau 30: Nombre moyen mensuel de plantes T2-----	82

Tableau 31: Nombre moyen mensuel de plantes du CTRL	83
Tableau 32: Diamètre moyen mensuel de plantes T1	83
Tableau 33: Diamètre moyen mensuel de plantes T2	84
Tableau 34: Diamètre moyen mensuel de plantes CTRL	84
Tableau 35: Nombre moyen mensuel des feuilles de T1	85
Tableau 36: Nombre moyen mensuel des feuilles de T2	85
Tableau 37: Nombre moyen mensuel des feuilles de CTRL	86
Tableau 38: moyenne générale mensuelle de la chlorophylle	86
Tableau 39: valeurs moyenne des coefficients culturaux des systèmes de traitement	87
Tableau 40: valeurs moyennes de l'ETP dans les systèmes de traitement	87
Tableau 10 : données météorologiques de la station météorologiques de 2IE	88
Tableau 41: Analyse des différences entre les paramètres azotés et phosphorés des systèmes de traitement avec un intervalle de confiance à 95%	89
Tableau 42: Analyse des différences entre les paramètres carbonés des systèmes de traitement avec un intervalle de confiance à 95%	90
Tableau 43: Analyse des différences entre les teneurs en métaux lourds des plantes des systèmes de traitement avec un intervalle de confiance à 95%	91

LISTE DES FIGURES

Figure 1: technologies de traitement à faible coût des boues de vidange et les combinaisons envisageables (Klingel et al., 2002)	9
Figure 2: Matériaux de garnissage et dispositifs d'aération	21
Figure 3 Remplissage des réservoirs de stockage	24
Figure 4: lits de séchages du dispositif expérimental.....	29
Figure 5: vue du pilote	30
Figure 6: Plan Général et Vue du pilote	32
Figure 7:Evolution mensuelles des hauteurs des plantes	34
Figure 8 : Evolution mensuelle du nombre de plantes dans les systèmes de traitement.....	35
Figure 9: Evolution mensuelle du nombre de feuilles dans les systèmes de traitement	36
Figure 10:Evolution mensuelle des diamètres moyens de plantes dans les systèmes de traitement.....	37
Figure 11: Variation de la chlorophylle dans les systèmes de traitement	38
Figure 12: courbe comparative de la variation mensuelle de l'ET0	39
Figure 13: variation de l'évapotranspiration et des coefficients culturaux des systèmes de traitements	40
Figure 14:: courbes de l'évolution de l'ETP et de la siccité de dépôt de boues.....	42
Figure 15: Teneur en Métaux lourds de matière sèche de bambou dans les parties épigée et hypogée des systèmes de traitement.....	45
Figure 16: variation du ph dans les systèmes de traitement	49
Figure 17 : Variation de la teneur en oxygène dissous dans les systèmes de traitement	49
Figure 18: conductivité moyenne des percolât dans les systèmes de traitement	50
Figure 19: concentrations moyennes des STD.....	51
Figure 20;Turbidité moyenne des percolât dans les systèmes de traitement	51
Figure 21 : concentrations moyennes de la salinité des percolât dans les systèmes de traitement	52
Figure 22 : les valeurs moyennes du potentiel redox des percolât dans les systèmes de traitement	53
Figure 23 : Concentrations moyennes de la DBO5 dans les systèmes de traitement.....	53
Figure 24 ; Concentrations moyennes de la DCO dans les systèmes de traitement.....	54
Figure 25: Concentrations moyennes de la MES dans les systèmes de traitement.....	55

Figure 26 : Concentrations moyennes de l'ammonium dans les systèmes de traitement	57
Figure 27 : Concentrations moyennes des nitrates dans les systèmes de traitement.....	58
Figure 28 : Concentrations moyennes des matières phosphorées dans les systèmes de traitement	58
Figure 29 : performances épuratoires des matières organiques	59
Figure 30: Concentrations en microorganismes dans les systèmes de traitement.....	61
Figure 31 : performances épuratoires des systèmes de traitement	62

INTRODUCTION

L'assainissement autonome est aujourd'hui reconnu comme la seule option à travers laquelle les pays en développement peuvent atteindre les objectifs du développement durable en matière d'assainissement. C'est ainsi que dans plus 90 % des villes de ces pays, les populations utilisent principalement des latrines ou des fosses septiques pour la gestion des excréta et des eaux usées (Montangero, 2002). Les programmes de développement se concentrent encore sur la construction de latrines. De ce fait, de grandes quantités de boues de vidange sont alors produites quotidiennement. Dans la plupart de ces pays, la gestion des boues de vidange se caractérise généralement par un rejet dans l'environnement ou par leur utilisation sans traitement dans l'agriculture. Cette pratique présente divers risques aussi bien pour la santé humaine et animale que pour l'environnement de par la pollution des sols et des eaux. A Ouagadougou, capitale du Burkina Faso, environ 88 % de la population est desservie par des installations sanitaires autonomes (Bassan et al. 2013). Pendant ce temps, moins de 40% sont collectés et traités, le reste est rejeté dans l'environnement et cette situation expliquerait la forte prévalence des maladies d'origine hydrique (Bassan et al. 2013).

Dans un tel contexte, la gestion appropriée des boues de vidange, principaux sous-produits de l'assainissement autonome, apparaît comme un maillon important qui malheureusement fait défaut dans les efforts de valorisation intégrée d'assainissement urbain. Cette gestion rationnelle nécessiterait la mise au point de systèmes performants de collecte et de traitement des boues de vidange centrés autour de la réutilisation des sous-produits de traitement.

L'assainissement dans les villes des pays en développement doit se faire avec un choix technologique varié qui permet de répondre spécifiquement aux besoins de populations urbaines hétérogènes. L'approche doit être pensée pour s'adapter à la dynamique de croissance et à l'évolution des villes mais aussi elle doit s'intégrer dans le tissu économique et social. Cette vision ne peut se réaliser que si les structures de recherche en Afrique sont étroitement impliquées dans le développement du secteur. Dans cette perspective, 2ie qui a un mandat de recherches appliquées dans le domaine des technologies d'assainissement à faibles coûts pour les pays en développement s'est engagé, en partenariat avec la Banque Mondiale dans un projet dont l'objectif est de développer des options appropriées de gestion des boues de vidange provenant de toilettes individuelles et publiques qui ne sont pas raccordées à un réseau d'égout. Des actions de gestion des boues de vidange sont entreprises pour relever le défi de la mise en place de systèmes sûrs et hygiéniques pour la gestion des infrastructures d'assainissement.

Ainsi comment trouver l'option de traitement des boues de vidange à faible coût permettant la réutilisation des biosolides avec un risque environnemental minimal ? Pour répondre à cette question, certaines études ont mis en évidence les potentiels de certaines technologies de traitement des boues de vidange sur lits de séchage planté (LSP). Cependant, l'identification d'espèces végétales locale capables de s'adapter aux conditions nocives des boues de vidange constitue un facteur de restriction majeure. Avec les efforts de recherche, un certain nombre d'espèces végétales ont prouvé leur capacité à résister aux conditions difficiles des boues de vidange parmi lesquelles les *Phragmites sp.* (Reeds), *Typha sp.* (Cattails), *Cyperus papyrus* (Papyrus) et *Echinochloa sp.* sont les plus couramment utilisés (Kengne et Tilley 2014). Mais les résultats de la première étude dans le contexte soudano-sahélien ont montré que les espèces *Oryza longistaminata*, *Sporobolus pyramidalis* et *Cypérus alopécuroïdes* ne peuvent pas être utilisés dans les lits de séchage plantés pour le traitement des BV (Kouawa et al., 2015). Par contre une autre étude menée par Osei et al (2017) a révélé la capacité d'adaptation des roseaux de quatre espèces locales dont *Setaria verticillata* (SV), *Cymbopogon nardus* (CN), *Bambusa vulgaris* (BV) et *Typha latifolia* L. (TL) dans les lits de séchage pour le traitement des boues de vidange.

Notre étude se focalise sur le potentiel de *Bambusa vulgaris* comme nouvelle espèce pour le traitement des boues de vidange sur LSP dans des pilotes à l'échelle d'étude expérimentale à Ouagadougou, Burkina Faso.

L'objectif général de cette étude est d'évaluer le potentiel d'adaptation de *Bambusa vulgaris* (Bambou) aux conditions d'alimentation par les boues de vidange dans un dispositif de traitement sur LSP à l'échelle pilote.

Plus spécifiquement, l'étude vise à :

- Concevoir et installer un système de traitement sur LSP à l'échelle pilote utilisant le bambou comme espèce macrophyte ;
- Suivre les paramètres de développement physio morphologique de *Bambusa vulgaris* dans les conditions d'alimentation des boues vidanges ;
- Evaluer le potentiel de *Bambusa vulgaris* à la phytoremédiation des sols contaminés par les métaux lourds et
- Déterminer les caractéristiques du percolât et les performances épuratoires des systèmes de traitement conformément aux normes de rejet en vigueur au Burkina Faso.

I. REVUE BIBLIOGRAPHIQUE

Cette partie présentera la revue bibliographique sur le traitement des boues de vidange par lits de séchage plantés et non plantés. Il s'agira plus spécifiquement d'aborder l'historique des LSP et les différentes plantes utilisées, la typologie et les caractéristiques des boues de vidange, les lits de séchage non plantés et les lits de séchage plantés de macrophytes, l'évapotranspiration et la phytoremédiation des sols par les plantes.

I.1. L'HISTORIQUE DES LSP ET LES DIFFERENTES PLANTES UTILISEES

La technique de traitement par lits de séchage plantés de macrophytes est particulièrement applicable dans les pays en voie de développement, au niveau des petites collectivités rurales là où les procédés classiques de traitement sont trop coûteux par rapport aux technologies importées (Oueslati et al.,2000). La mise au point de systèmes d'épuration des eaux usées domestiques en présence de végétaux aquatiques a commencé en Allemagne, selon les conceptions de Seidel (Oueslati, Haddah, et Charbonnel 2000). La filière à lits de séchage plantés de macrophytes a été rapidement mise en œuvre en Allemagne (Hofmann 1990), au Danemark (Nielsen et Sand-Jensen 1991) et aux États-Unis(Assis et al. 2017) dans les années 90, pour le traitement des boues activées. Au cours des années 2000, les LSPM connaissent un développement accru dans les pays méditerranéens (Espagne, Grèce, Italie, Israël, etc.) (Diener et al. 2014) aux conditions climatiques favorables, tout comme dans les pays en voie de développement, où leur installation a été initiée en Thaïlande (Koné 2010b) au Cameroun (Kengne, 2006), Sénégal (Koné 2010a) et au Ghana, entre autres. Ceci a permis d'ouvrir et de tester la filière pour le traitement d'autres types de boue comme les boues de fosses septiques. Il existe deux sortes de filtres plantés : à écoulement vertical et horizontal. Dans le premier cas, on a utilisé des héliophytes tels que les joncs de chaisiers : *Scirpus lacustris*, sur du gravier ou du sable avec une percolation verticale. Dans le deuxième cas, on a utilisé des roseaux communs : *Phragmites cornmunis*. Depuis, des installations selon l'une ou l'autre des deux conceptions ont été implantées, un peu partout (Nielsen 1990)

On rencontre aussi les systèmes hybrides qui font appel à plusieurs procédés à la fois. Les espèces les plus utilisées, à côté du jonc et des roseaux, sont la jacinthe d'eau (Koné 2010b) et la laitue d'eau (Charbonnel,1989).

I.2 LES DIFFERENTES PLANTES UTILISEES POUR LES LSP

Plus de 40 espèces de plantes sont retrouvées dans la littérature pour le traitement des Boues par lits de séchage plantés. Les plantes utilisées dans LSP sont des macrophytes. Ils y sont enracinés et émergentes (Kadlec et Knight, 1996). Les espèces de macrophytes émergents les plus courants font partie de la classe des monocotylédones (Kouawa et al., 2015). Les espèces les plus retrouvées sont *Phragmites australis*, *Typha latifolia* et *Scirpus validus* (stéphanoise et al, 2014). Les espèces de macrophytes typiques couramment utilisées à l'échelle pilote comprennent *Phragmites sp* (Reeds), *Typha sp* (Cattails), *Cyperus papyrus* (Papyrus) et *Echinochloa sp* (Nielsen, 2005 Koottatep et al., 2005 ; Kengne et al., 2008). Les genres les plus fréquemment utilisés sont phragmites, typha et Scirpus couramment appelé roseaux, massettes et joncs respectivement (Kouawa et al. 2015). *Oryza longistaminata*, *Sporobolus pyramidalis* et *Cyperus alopécuroïdes* sont des espèces fourragères et endogènes utilisées à l'échelle expérimentale par Kouawa et al. (2015). Les espèces telles que *Setaria verticillata* (SV), *Cymbopogon nardus* (CN), *Bambusa vulgaris* (BV) et *Typha latifolia* ont été utilisés à l'échelle pilote par Osei et al. (2017). Des études antérieures (Dagba, 2009; Barro, 2012).visant à identifier les plantes potentielles au traitement par lit de séchage planté avaient révélé que *Echinochloa spyrpyramidalis* était celui qui paraissait mieux à s'adapter au contexte du Burkina Faso.

I.3. TYPOLOGIE ET CARACTERISTIQUES DES BOUES DE VIDANGE

I.3.1 Typologie

Selon l'étude de **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**, (2016) il est difficile de donner des fourchettes de valeurs précises pour les différents paramètres physico-chimiques de caractérisation des BV). Ce caractère hétérogène et variable serait dû :

- ✓ à la fréquence de vidange (Liénard et al., 2008 ; Heinss et al., 1998) très variable d'un ouvrage à l'autre,
- ✓ au mode de vidange (Liénard et al., 2008 ; Heinss et al., 1998), selon qu'il soit réalisé totalement ou non,
- ✓ à la collecte, au mélange occasionnel d'autres sous-produits de l'assainissement (Canler, 2010 ; Heinss et al., 1998),
- ✓ à la variabilité du parc d'installations d'assainissement non collectif (Canler, 2010),
- ✓ à la qualité des eaux usées recueillies dans les ouvrages (KOUAWA, 2016).

Les BV sont des substances dont la matière organique oxydable est importante. De manière générale, les valeurs de DCO et DBO₅ tirées de la littérature montrent un rapport DCO/DBO₅

variant entre 2 et 10 avec d'avantage de valeurs supérieures à 5 (Canler, 2010 ; Troesch, 2009 ; Lienard et *al.*, 2008 ; Heinss et *al.*, 1998). Ceci montre que les boues de vidange (BV) sont des composés difficilement biodégradables

L'hétérogénéité et la variabilité observées dans les BV ont poussé Heinss et *al.* (1998) à les classer selon 2 types.

Les boues de vidange de type A : qui sont des boues relativement concentrées, stockées quelques jours ou semaines, biochimiquement instables, provenant des toilettes publiques ou de grandes surfaces, d'hôtels et autres.

Les boues de type B : qui sont au contraire peu concentrées, stockées depuis plusieurs années et partiellement stables provenant des dispositifs d'assainissement autonome des ménages.

I.3.2 Caractéristiques des boues de vidange

Les paramètres tels que la concentration en solides, la demande chimique en oxygène (DCO), la demande biochimique en oxygène sur cinq jours (DBO₅), les nutriments, les agents pathogènes, et les métaux lourds, permettent de caractériser les BV. Ces paramètres correspondent à ceux qui sont considérés pour l'analyse des eaux usées domestiques, mais les caractéristiques des eaux usées domestiques et des BV sont très différentes (Niwigaba, Mbaye, et Strande 2014)

La matière organique, les solides totaux dissous, l'ammonium, et les concentrations en œufs d'helminthes dans les BV sont généralement plus élevés par un facteur de dix ou cent par rapport à des boues d'épuration (Montangero et Strauss,. 2002). La conductivité moyenne est de l'ordre de 3mS/cm et peut atteindre 15 mS/cm (Kadlec et Knight, 1996)

Les caractéristiques physico-chimiques des boues de vidanges de certaines villes montrent une grande variabilité qui dépend du niveau de développement des villes (tableau 1)

Tableau 1:Caractéristiques des boues de vidange de quelques villes (Heins et al., 1999)

	Accra Fosse septique	Bangkok Fosse septique	Manille Fosse septique	U S E P A Fosse septique
DCO (mg/L)	7800	14000	37000	43000
DBO ₅ (mg/L)	600-1 500	2800	3800	5000
MS (mg/L)	11900	16000	72000	38000
MVS (%)	60	69	76	65
pH	7,6	7,7	7,3	6,9
DCO/DBO	44171 -		9,7	9
DCO/MS	0,7	0,5	0,5	1,1

I.4. LES CARACTERISTIQUES DU PERCOLAT ISSUS DES BOUES DESHYDRATES.

Le percolât contient les mêmes polluants présents dans les boues brutes mais avec des concentrations en général plus basses. Les différentes moyennes des concentrations des paramètres globaux de pollution de la revue de littérature sont consignées dans le tableau suivant.

I.4.1. Qualité physicochimique du percolât

Tableau 2: caractéristiques du percolât des LSPL et LSNP

	(STBV) ZAGTOULI	BA ZAGTOULI	(BF) ZAGTOULI	STBV KOSSODO	Cofie et al. (2006) / Ghana	Kuffour et al. (2013) / Ghana	Kuffour et al. (2009) / Ghana	Vincent et al. (2011)	Abiola et al. (2011)	Normes Nationale
TYPE DE TRAITEMENT	FOFANA (2015) LNSP	FOFANA (2015) LNSP	FOFANA (2015) LNSP	LNSP	LNSP	LNSP	LNSP	LSP	LSP	
pH	7,56	7,67	8,11	7,42	7,9 - 8,2		8,21 - 8,36			6,4 - 10,5
Température	33,98	33,38	33,44	24						18 - 40
Potentiel. Redox mV				-55						
Conductivité (µS/cm)	5570	4420	2770	3620	11,4 21,9	- 9,8 - 15,6	13560 - 16180			*
MES mg/l	230,75	172,42	135,83	277	290 - 600 870	480 - 1140	860 - 1960	2700- 3000	(1870 5796mg/L)	200 mg/L
DBO ₅ mg/l	532,75	248	141,49	271	1350 3600	-		(4500- 5900)	(100 – 2185)	50 mg/L
DCO mg/l	1015,17	603,96	339,63	1077	5600	1690 - 2190	759 - 948			150 mg/L
NO ₃ ⁻ mg/l	18,66	11,63	5,47	19	50 - 170 370	530 - 580 - 370	630 - 830 - 800			50 mg/L
NTK mg/l				262	590(N- NTK) 260	480(N- NTK) - 300-	1400(N- NTK)	(229 258mg/L)	- (6 – 270mg/L)	
NH ₄ -N (mg/L)					520(NH3- N)	380(NH3- N)	640 890(NH3-N)	- (25 53mg/L)	- 110 mg/L NH4	
PT (mg/L)	-					1690 - 2190	759 - 948			
PO ₄ ³⁻	90,52	77,08	68,83	87						mg/L

Source : Lompo (2020)

I.4.2. Caractéristiques bactériologiques du percolât

Le percolât contient les mêmes microorganismes présents dans les boues brutes mais avec des concentrations en général différentes. Les concentrations moyennes des paramètres bactériologiques de quelques études antérieures sur les boues de vidanges sont consignées dans le tableau 3.

Tableau 3: Concentrations moyennes des paramètres bactériologiques de quelques études antérieures

Germes	FOFANA (2015) Ouagadougou	Dingamayel (2014) Ouagadougou	Barro 2012 Ouagadougou	Radaidah and Al-Muzaini (2011) AIZ-boon (2011) Jordanie	Al-Muzaini (2008) Jahra
CF UFC/100 ml	1,17.10 ⁷	1,15.10 ⁵	3,01.10 ⁵	4,6.10 ⁸	4,62.10 ⁸
E coli UFC/100 ml	3,83.10 ⁶				
SF UFC/100 ml	8,19.10 ⁷	1,2.10 ⁶	2,2.10 ⁶		

Source : Lompo (2020)

I.4.3. Filières de traitement

Les filières de traitement des boues de vidange brutes comprennent un prétraitement (en général un dégrillage) et un ou plusieurs procédés de traitement. Le traitement des BV seules se déroule souvent en 2 grandes étapes : la séparation des fractions liquides et solides des BV puis le traitement de chacune des fractions. Il existe plusieurs filières avec des procédés de traitement unitaire bien adaptés pour le traitement primaire des eaux usées ou l'épaississement des boues résiduaires urbaines mais dont le transfert aux BV brutes n'est souvent qu'au stade expérimental ou très peu maîtrisé quel que soit le contexte (Kouawa, 2016). Il faut souligner qu'une série de procédés de traitement est souvent nécessaire pour convertir les boues de vidange en un produit final qui peut être utilisé sans danger. Classiquement, les boues doivent être tout d'abord déshydratées, ce qui peut être réalisé en une ou plusieurs étapes (Ronteltap et al., 2014). D'autres traitements peuvent alors être mis en œuvre selon l'objectif d'utilisation finale, par exemple pour stabiliser la matière organique et/ou réduire les agents pathogènes.

La figure ci-dessous (figure1) présente les technologies de traitement des boues à faible coût et les combinaisons envisageables

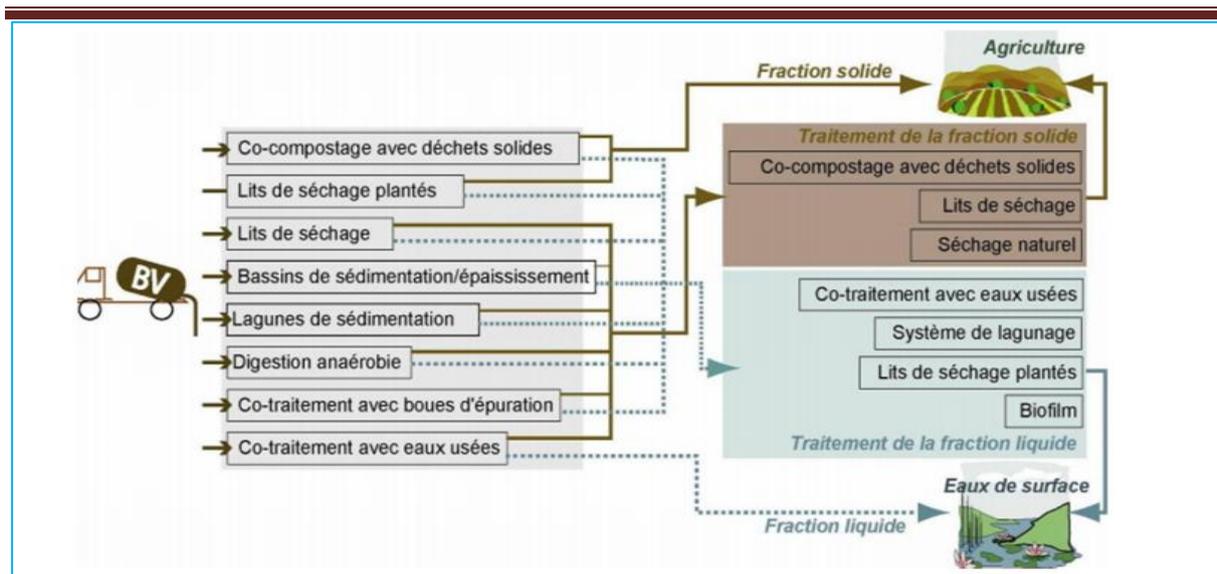


Figure 1: technologies de traitement à faible coût des boues de vidange et les combinaisons envisageables (Klingel et al., 2002)

I.4.4 Phytoremédiation des plantes par des métaux lourds

La phytoremédiation est définie par Cunningham et Berti (1993) comme l'utilisation de végétaux supérieurs pour extraire, stabiliser ou dégrader des substances polluantes. Cette technique peut être appliquée à des métaux lourds, à des radioéléments ou à des polluants organiques présents dans le sol ou dans l'eau (Dushenkov et al., 1995 ; Salt et al., 1995 ; Raskin et al., 1997 ; Dushenkov, 2003 ; Krämer, 2005).

I.4.4.1. Définitions et généralité des métaux lourds

Un métal est une matière, issue le plus souvent d'un minerai ou d'un autre métal, dotée d'un éclat particulier, bon conducteur de chaleur et d'électricité, ayant des caractéristiques de dureté et de malléabilité, se combinant ainsi aisément avec d'autres éléments pour former des alliages utilisables dans l'industrie (Gérard M, 2001).

On appelle en général métaux lourds les éléments métalliques naturels, de densité supérieure à 5 g/cm^3 et tout métal ayant un numéro atomique élevé, en général supérieur à celui du sodium ($Z=11$).

Ces derniers temps, la présence de métaux lourds contaminants, et spécialement de métaux lourds à des concentrations supérieures aux charges naturelles, est devenue un problème de plus en plus préoccupant.

Contrairement à d'autres polluants, comme les hydrocarbures dérivés du pétrole, et aux déchets qui envahissent l'environnement au vu de tout le monde, les métaux lourds s'accumulent

subrepticement, pour finir par atteindre des seuils toxiques (Eshghi Malayeri,1995). Les problèmes associés à la contamination par les métaux lourds ont été tout d'abord mis en évidence dans les pays industriellement avancés en raison de leurs déversements industriels plus importants, et spécialement à la suite d'accidents dus à une pollution par le mercure et le cadmium en Suède et au Japon (Kurland et al., 1960 ; Nitta, 1972 ; Goldberg, 1979). Bien que le niveau des activités industrielles soit relativement moins élevé dans les pays en développement comme l'Afrique, on y observe néanmoins une prise de conscience croissante de la nécessité de gérer rationnellement les ressources aquatiques et notamment de maîtriser les déversements de déchets dans l'environnement. Comme il est à prévoir que les activités industrielles et urbaines s'intensifieront dans toutes les régions du continent, cette question revêt désormais une importance encore plus grande.

I.4.4.2. Rôle physiologique des métaux lourds

Onze des oligo-éléments (Fe, Zn, Si, Cu, Mn, Ni, Co, Se, F, Cr, Mo, Sn, V, Al) sont des métaux et tous sont des métaux lourds (Morrison 1979). Ces éléments se trouvent à très faible concentration dans les tissus vivants. Cependant, ils y jouent des rôles importants dans les réactions métaboliques et fonctionnent d'ordinaire comme un centre coordinateur de la structure et de la stabilité des enzymes et des protéines (Goudot-perrot 1983) jouant un rôle des plus variés dans les réactions biologiques et selon leur concentration, ils sont soit considérés comme métaux toxiques soit comme éléments nécessaires. Certains de ces éléments peuvent créer des liaisons métal - protéine et sont capables de modifier la structure tertiaire de la protéine

I.4.4.3. Toxicité des métaux lourds

N'importe quel élément inutile, utile ou indispensable, peut occasionner des difficultés du métabolisme chez l'ensemble des organismes vivants lorsqu'il est absorbé en trop grande quantité par rapport à la normale (Eshghi Malayeri, 1995)

La toxicité des métaux lourds est due essentiellement à :

- leur non-dégradabilité ;
- leur toxicité à faible concentration et
- leur tendance à s'accumuler dans les organismes vivants et à se concentrer le long des chaînes trophiques.

I.4.4.4. L'accumulation métaux lourds au niveau des organes des plantes testées

Certaines plantes sont capables de prélever les éléments traces métalliques par leurs racines ou

les absorber par leurs feuilles et tiges (Allaway 1995., Zayed, et al ,1998 et Taylo G ,1983). Les plantes accumulatrices sont caractérisées par une capacité de transporter efficacement les métaux lourds des racines vers les feuilles alors que chez certaines plantes, elles ont globalement tendance à rester en plus grande quantité au niveau des parties souterraines (racines) (McGrath et al.,2002).

Tableau 4: Accumulation des métaux lourds par les parties aériennes et souterraines de quelques plantes

Plante	Partie	Fe (ppm)	Zn (ppm)	Cd (ppm)
		Cultivées dans le milieu contenant 30 % de boue		
Tomate	Aérienne	240	312	6,3
	Racine	1369	1180	7,6
Arroche (<i>Atriplex hastata</i>)	Aérienne	62	688	6,9
	Racine	1232	707	17,5
Carotte	Aérienne	260	134	3,9
	Racine	218	81	2,7
Densité de 8 tiges par mètre carré				
		Fe (mg/g MS)	Zn (mg/g MS)	Cd (mg/g MS)
Typha Latifolia	Aérienne	-	403,08	-
	Racine	-	208,93	-
Phragmite Australis	Aérienne	-	684,125	-
	Racine	-	337,33	-
Densité de 12 tiges par mètre carré				
Typha Latifolia	Aérienne	-	283,09	-
	Racine	-	121,97	-
Phragmite Australis	Aérienne	-	300,915	-
	Racine	-	149,875	-

Source : Lompo (2020)

I.5. LES LITS DE SECHAGE

Il existe deux types de lits de séchage à savoir les lits de séchage non plantés et les lits de séchage plantés de macrophytes

I.5.1. Les différents lits de séchage non plantés

I.5.1.1 Définition et principe de fonctionnement

Un lit de séchage non planté est un lit simple et perméable qui, une fois chargé avec la boue, draine la partie liquide et permet à la boue de sécher par évaporation. On estime à environ 50 à 80 % la fraction du volume initial qui s'infiltre et qui est évacuée du lit (percolât), selon les caractéristiques des boues de vidange entrantes. Cependant la boue n'est pas stabilisée (Tilley et al., 2008). Les boues de vidange brutes ou pré-épaissies sont chargées sur le lit et l'eau qu'elles contiennent s'évacue dans sa majorité par percolation à travers le filtre et le reste par

évaporation (Kingel et al., 2002). Dans ce principe le processus de séchage est double : drainage de la partie liquide libre à travers le sable et le gravier vers le fond du lit et évaporation de l'eau restante dans l'air. La conception ainsi que le fonctionnement du lit de séchage sont assez simples, mais nécessitent un choix de charge admissible adapté ainsi qu'une bonne répartition hydraulique des boues sur la surface du lit. Ce principe est basé sur la sédimentation, l'évaporation et l'infiltration (Miss, 2007). Après avoir atteint le niveau de déshydratation souhaité, les boues doivent être retirées du lit. Un stockage supplémentaire permet la réduction des agents pathogènes, si cela est rendu nécessaire pour la réutilisation ultérieure des matières (Koné 2010). Ce type de traitement est intéressant pour sa relative facilité d'utilisation et son faible coût, mais nécessite une emprise foncière importante.

I.5.1.2. Performances épuratoires des lits de séchage non plantés

Il y a peu d'études faites sur la performance épuratoire des lits de séchage non plantés en ce qui concernent les paramètres microbiologiques des boues de vidange.

Une étude réalisée par Mbéguéré et al en 2009 à Dakar sur trois pilotes expérimentaux avec des charges variant entre 20 et 40cm/m² a rapporté des abattements de l'ordre de 1,25 à 1,46 ULOG pour les coliformes fécaux et un rendement de 100% pour les œufs d'helminthes.

En 2011, Radaidah et al ont mené des études en Jordanie et obtenu des performances épuratoires de 99% pour les coliformes totaux et 99,9% pour les coliformes fécaux.

I.5.1.3. Avantages et inconvénients des lits de séchage non plantés

Cette technologie comporte aussi bien des avantages que d'inconvénients qui nécessitent d'être analysés avant son choix et sa mise en place. Parmi les avantages on peut citer :

- ✚ une faible teneur en eau des boues séchées
- ✚ une assez bonne qualité du percolât (par rapport au surnageant des systèmes de Sédimentation)
- ✚ une faible demande en capacités financières pour l'implantation et la gestion

Comme toute autre technologie, elle comporte également un certain nombre d'inconvénients comme :

- ✓ les boues ne sont pas hygiénisées contrairement aux lits de séchages plantés (Tilley et al., 2008)
- ✓ technologie demandant de grandes surfaces (Tilley et al., 2008)

- ✓ le temps de séchage peut s'étendre entre 2 à 4 semaines selon le type de matériau filtrant et le climat (Aalbers, Goumans, et Sloom 1991)
- ✓ possibilité de colmatage du massif filtrant ou de mauvaises odeurs suite à une mauvaise gestion comme la surcharge hydraulique (Miss, 2007)
- ✓ drainage lent des boues par rapport aux lits de séchage plantés

Dans le souci d'améliorer le drainage, la déshydratation des boues et booster la performance épuratoire des lits non plantés, des macrophytes sont plantés sur le massif filtrant.

I.5.2. Les lits de séchage plantes

I.5.2.1. Description de la technologie

Les lits de séchage plantés de macrophytes ont pour objectif de stabiliser la matière organique et de réduire le volume des boues afin de faciliter leur transport et leur disposition. Ils sont souvent considérés comme une variante des marais filtrants à écoulement vertical sous-surfacique puisqu'ils se composent principalement des mêmes éléments, à savoir un massif filtrant reconstitué de granulométrie croissante de la surface vers le fond du filtre, des macrophytes aquatiques plantés à la surface du filtre dans un substrat adéquat (compost ou sable) (Société Québécoise de Phytotechnologie, 2014), un système d'alimentation permettant l'apport direct de la boue à la surface du massif, une hauteur de revanche permettant un stockage de la boue sur le long terme (1 m maximum), un système de drainage permettant la collecte des eaux de drainage (i.e. percolât) et un système d'aération permettant le maintien de conditions aérobies essentielles à la minéralisation de la matière organique. En plus d'améliorer la déshydratation de la boue, la présence des végétaux favorise le développement de macroorganismes (i.e. lombrics, invertébrés et larves d'invertébrés, etc.) et de microorganismes (ex. bactéries, champignons), recréant ainsi un écosystème qui, comme dans un sol de forêt, va amorcer la stabilisation de la matière organique suivant les processus de minéralisation et d'humification.

I.5.2.2. Fonctionnement

I.5.2.2.1. Mécanismes de traitement

Le principe de fonctionnement des LSPM est relativement simple et repose sur l'apport de boue par bâchée, à la surface du massif filtrant. Sous l'effet des forces de gravité l'eau contenue dans la boue s'écoule à travers le massif jusqu'aux drains de collecte (Société Québécoise de Phytotechnologie, 2014). Les matières en suspension, quant à elles, sont retenues à la surface

du massif et constituent un dépôt de boue. La matière organique du dépôt ainsi formée est alors progressivement minéralisée par l'action des microorganismes en présence (Kouawa et al. 2015, Kadlec et Knight, 1996). Par ailleurs, l'évapotranspiration par les macrophytes améliore la déshydratation du dépôt obtenue par simple drainage de l'eau (de l'ordre de 10 à 15 %) et permet ainsi d'atteindre des siccités (pourcentage massique de matière sèche) égale à 69 % (Stefanakis et Tsihrintzis, 2012a). En résumé, les mécanismes de traitement impliqués dans les LSPM sont les suivants : la déshydratation et la minéralisation.

- ✓ La déshydratation de la boue par le drainage de l'eau à travers le substrat et par l'évapotranspiration ;
- ✓ La minéralisation de la matière organique induite par l'activité biologique aérobie au sein du dépôt de boue

L'efficacité de ces deux mécanismes repose essentiellement sur l'activité biologique (i.e. des macrophytes via l'évapotranspiration et des microorganismes via la minéralisation) (Bialowiec Brix, 1997 ; Chen et al., 2007 ; Gagnon et al., 2007), elle-même fortement tributaire du climat. En termes de fonctionnement, l'efficacité des LSPM étant essentiellement due à l'activité des plantes et des microorganismes, il faut laisser le temps aux processus biologiques de se réaliser (Kadlec et Knight, 1996). Aussi, deux phases de fonctionnement caractérisent les LSPM (Liénard, 1999). Dans la phase d'alimentation, la boue est apportée à la surface du filtre et entraîne la formation du dépôt. Vient ensuite la phase de repos au cours de laquelle le dépôt sèche et se stabilise sous l'effet de l'activité biologique. L'essentiel du traitement a lieu lors de la phase de repos, qui dure habituellement au moins 3 semaines. L'alternance entre ces deux phases impose la mise en place de plusieurs unités de traitement (i.e. lits de séchage) en parallèle. Le nombre de lits à mettre en place dépend directement de leur taille et de la quantité de boue à traiter (Liénard, 1999)

I.5.2.2.2. Phases de fonctionnement et gestion

Les LSPM adéquatement dimensionnés et gérés permettent un traitement et un stockage simultané de la boue sur une dizaine d'années (Liénard, 1999). Néanmoins, la pérennité d'un tel système de traitement impose le respect des différentes phases de fonctionnement, dont la succession constitue le cycle de vie des lits de séchage (Société Québécoise de Phytotechnologie, 2014). Il est avéré que les systèmes biologiques supportent mal les changements brutaux de leurs conditions environnementales. Dans le cas des lits de séchage, des surcharges de boue peuvent déséquilibrer le système et engendrer un mauvais séchage, une

fermentation des boues, un dégagement de mauvaises odeurs et, à terme, un colmatage du système (Kengne et al., 2011, Kouawa ,2016). Pour éviter ces dysfonctionnements, il est primordial d'effectuer des transitions progressives, notamment lors des apports de boue. Aussi, on distingue 4 phases de fonctionnement : La phase « d'acclimatation » sans apport de boue nécessaire à l'établissement des macrophytes à la surface du massif filtrant, cette phase dure en général 1 à 2 mois, et le massif filtrant est saturé en eau pour éviter tout stress hydrique aux plantes en début de croissance (Société Québécoise de Phytotechnologie, 2014). La phase de « démarrage » durant laquelle la moitié de la charge nominale est apportée. La phase de « fonctionnement nominal », pendant laquelle les lits reçoivent la charge nominale prévue au dimensionnement du système. La phase de « curage », c'est-à-dire la récupération de la boue traitée et accumulée dans le lit. À cette étape, il est important de laisser 10 à 15 cm de dépôt en place ; pour éviter d'endommager le massif filtrant sous-jacent et de permettre la repousse des macrophytes à partir de leurs rhizomes. Cette phase est à programmer pendant la période chaude pour bénéficier de l'évapotranspiration des macrophytes et ainsi avoir un séchage optimal (Société Québécoise de Phytotechnologie, 2014).

I.5.2.2.3. Rôle des macrophytes

Les macrophytes implantés dans les LSPM sont garants de l'efficacité de traitement et de la pérennité du système, puisqu'ils agissent directement sur le drainage et l'aération grâce aux passages préférentiels créés par leur réseau des tiges, racines et rhizomes. Cette action purement mécanique permet ainsi un drainage rapide de l'eau contenue dans la boue ; plus de 90 % d'eau évacuée dans les 24 heures suivant l'alimentation (Société Québécoise de Phytotechnologie, 2014).

Pendant la période de repos, une fois le drainage terminé, l'air suit ces mêmes passages préférentiels permettant ainsi l'aération du dépôt de boue et la stimulation des microorganismes aérobies responsables de la minéralisation de la matière organique. Ce phénomène est accru par le mouvement naturel des plantes sous l'effet du vent ainsi que la croissance des racines facilitent le drainage de la fraction liquide le long des tiges et des espaces tubulaires qui les entourent (Brix, 1994, 2014). La présence de macrophytes sur les LSPM présente d'autres avantages, notamment :

- ✓ un effet structurant les parties aériennes flétries se mélange à la boue fraîchement déposée et constituent ainsi un apport de lignine et autres composés celluloseux à

l'origine de la formation des composés humiques (i.e. acide humique, fulvique et humine) lors de la stabilisation de la boue :

- ✓ une isolation thermique induite par le couvert végétal limite également le développement algal à la surface du dépôt, en période chaude ;
- ✓ un effet « rhizosphère » induit par le relargage d'oxygène au niveau des racines. Ce mécanisme permet aux plantes de marais de résister à des périodes plus ou moins longues d'anoxie. Le développement de biomasse aérobie autour des racines s'en trouve stimulé, ce qui entraîne une plus grande diversité de microorganismes sur les LSPM, par rapport aux lits de séchage non plantés

I.5.3. Critères de sélection de l'espèce

Pour assurer ses fonctions et garantir les performances des lits de séchage, les critères auxquels doivent répondre les plantes sont les suivants (De Maeseneer, 1997)

- Croissance rapide dans des conditions diverses ;
- Haute capacité de transpiration ;
- Tolérance à des niveaux hydriques et des conditions de sécheresse variées ;
- Tolérance aux pics de pH et de salinité ;
- Rhizome et système racinaire à développement rapide ;
- Capacité à créer de nouvelles racines à partir de ses nœuds au sein des boues ;
- Facilement disponible, indigène et non-invasif.

I.5.4. Performances épuratoires des lits de séchage plantes

Le percolât contient les mêmes polluants présents dans les boues brutes mais avec des concentrations en général plus basses. Le tableau 5 présente les performances épuratoires et les concentrations du percolât en polluants globaux

Tableau 5: Performance épuratoire globale des LSP et qualité du percolât issu des LSP

Auteur	Plantes utilisées	Charge d'alimentation	Performance épuratoire	Qualité du percolât
Lienard et Payrastre (1996)	<i>Phragmites australis</i>	69,35 kg de MES/m ² .an	(84-93%) MES; (78-88%) DCO; (71-79%) NTK; (85-87%) PT	(716 – 4635mg/L) MES;(1425 – 9157mg/L)DCO; (151-498mg/L) NTK; (17,4-58mg/L) PT
Obarska-Pempkowiak et al. (2003)	<i>Phragmites australis</i>			250 mg/L DCO; 12 mg/L NTK; 1 mg/L PT
Paing & Voisin (2005)	<i>Phragmites australis</i>	46 kg de MES/m ² .an	99,0% (98 - 99,9%) MES; 98,5% (95 - 99,9%) DBO5; 98,5% (95 - 99,7%) DCO; 94% (88 - 99%) NTK; 94% (87 - 99%) PT	(14 - 680mg/L) MES; (7 - 360mg/L) DBO5; (107 - 1768mg/L) DCO; (11 - 184mg/L) NTK; (6 - 12mg/L) PT
Koottatep et al. (2005)	<i>Typha augustifolia</i>	80-500 kg de MS/m ² .an	(66 - 88%) MS; (78 - 99%) DCO; (40 - 98%) N-NH ₃ ; 82 - 99% NTK	(1870 – 5796mg/L) MS; (100 – 2185mg/L) DCO; (5 – 191mg/L)N-NH ₃ ; (6 – 270mg/L) NTK
Kengne (2006)	<i>Echinichloas pyramidalis</i> et <i>Cyperus papyrus</i>	100, 200 et 300 kg de MS/m ² .an	Pour 100 kg de MS/m ² .an: (95,2 - 99,9%) MES; (47,4 - 98,7%) MS; (96,7- 99,9%) DCO; (77,8 - 99,6%) NTK; (44,2 - 99,8%) NH ₄ ⁺ Pour 200 kg de MS/m ² .an: (78,5 - 99,9%) MES; (74,4 - 99,8%) MS; (73,4 - 99,9%) DCO; (69,2 - 99,3%) NTK; (-50,0 - 99,9%) NH ₄ ⁺ Pour 300 kg de MES/m ² .an: (61,8 - 99,9%) MES; (62,6 - 99,9%) MS; (78,0 - 99,9%) DCO; (78,7 - 98,3%) NTK; (32,8 - 99,9%) NH ₄ ⁺	Pour 100 kg de MS/m ² .an: (5,03 - 9,87)pH; (0,4-9,5mS/cm) Cond (0,02-3,7g/L) MES; (0,2-8,1g/L) MS; (0,08-2,1g/L) DCO; (0,02-1,6g/L) NTK; (0,003-1,5g/L) NH ₄ ⁺ Pour 200 kg de MS/m ² .an: (5,65-9,87)pH; (5,65-9,39mS/cm) Cond (0,02-0,8g/L) MES; (0,4-9,8g/L) MS; (0,1-6,3g/L) DCO; (0,03-1,3 g/L) NTK; (0,001 - 0,927 g/L) NH ₄ ⁺ Pour 300 kg de MES/m ² .an: (6,17-9,45)pH; (0,4-10,5 mS/cm) Cond (0,008-1,5g/L) MES; (0,3-20,1g/L) MS; (0,1-7,4g/L) DCO; (0,04-2,1g/L) NTK; (1-1,19g/L) NH ₄ ⁺
Troesch (2009)	<i>Phragmites australis</i>	31 Kg de MES/m ² .an	95% MES; 93% DCO; 91% N-NTK; 90% N-NH ₄ ⁺	7,9 pH; 2,96mS/cm; 1762mg/L MES; 2916 mg/L DCO;144 mg/L N-NTK; 32 N-NH ₄ ⁺
Vincent et al. (2011)	<i>Phragmites australis</i>	30 - 50 Kg de MES/m ² .an	(87,0-92,9%) MES, (91,9-90,5%) DCO; (81,9-90,0%) N-NH ₄ ⁺	(2,7-3,0 g/L) MES, (4,5-5,9 g/L) DCO; (229 – 258mg/L) N-NTK; (25 – 53mg/L) N-NH ₄ ⁺
Abiola et al. (2011)	<i>Echinichloas pyramidalis</i>	13-283 Kg de MS/m ² .an	97%MS; 99%MES; 100%MVS; 99%DCO; 91% N-NH ₄ ⁺ ; 97%PO ₄ ³⁻	2,32 g/L MS; 0,35 g/L MES; 0,26 g/L MVVS; 1,05g/L DCO; 110 mg/L NH ₄ ⁺ ; 20 mg/L PO ₄ ³⁻

Source :(Kouawa, 2016)

I.5.5. Avantages et limites des Lits de séchage plantés

Comparativement aux techniques conventionnelles de déshydratation des boues (i.e. centrifugation, filtres presses), les avantages offerts par les LSPM sont nombreux : production de percolât peu chargés et non septiques, pas de nuisance olfactive, stockage et traitement de la boue sur le long terme, réduction du volume de boue via leur déshydratation et minéralisation, faible coût de gestion, bonne intégration paysagère et acceptation sociale, valorisation agricole des boues.

Actuellement, les LSPM sont en pleine expansion et ont déjà séduit de nombreuses collectivités à travers le monde. Seulement, l'empirisme des recommandations émises pour leur dimensionnement et leur gestion rend toutes transpositions des conditions opératoires (i.e. type de boue, climat, nombre de lits, charge, etc.) incertaines, ce qui limite son développement (Kouawa ,2016). Son emprise au sol importante et l'utilisation sont les limites majeures des LSPM.

I.6. ÉVAPOTRANSPIRATION DES PLANTES DANS LSP

La combinaison de deux processus distincts par lesquels l'eau est perdue d'une part à la surface du sol par évaporation et d'autre part par les tissus des végétaux par transpiration est appelée évapotranspiration (ETP).

L'évaporation est le processus par lequel l'eau liquide est convertie en vapeur d'eau (vaporisation) et retirée de la surface d'évaporation (élimination de la vapeur).

La transpiration consiste en la vaporisation de l'eau liquide contenue dans les tissus végétaux et l'évacuation de la vapeur vers l'atmosphère.

Sur les lits de séchage plantés l'évapotranspiration est obtenue par l'évaporation de l'eau à la surface des boues résiduelles et par la transpiration des plantes (Kouawa, 2016). En assimilant la boue à la surface des lits de séchage à un sol nu, l'évaporation de l'eau sur la boue est influencée d'une part par la disponibilité en eau dans la boue notamment par la capacité de celle-ci à transmettre l'eau vers la surface (dépendant entre autres de la profondeur, de l'étendu, de la teneur en eau, de la couleur/albédo et de la salinité de la couche de boues) et d'autre part par la demande évaporative de l'atmosphère (Soutter et al., 2007).

Le taux d'évapotranspiration d'une surface de référence, qui ne manque pas d'eau, est appelé évapotranspiration de la culture de référence ou évapotranspiration de référence et est désigné par ETo. La surface de référence est une culture de référence hypothétique de graminées ayant

des caractéristiques spécifiques. L'utilisation d'autres dénominations telles que ETo potentielle est fortement déconseillée en raison des ambiguïtés de leurs définitions.

Le concept d'évapotranspiration de référence a été introduit pour étudier la demande évaporative de l'atmosphère indépendamment du type de culture, du développement des cultures et des pratiques de gestion. Comme l'eau est disponible en abondance à la surface d'évapotranspiration de référence, les facteurs liés au sol n'ont pas d'incidence sur l'évapotranspiration. Le fait de relier l'évapotranspiration à une surface spécifique fournit une référence à laquelle l'évapotranspiration d'autres surfaces peut être reliée. Il n'est donc pas nécessaire de définir un niveau d'évapotranspiration distinct pour chaque culture et chaque stade de croissance. Les valeurs d'ETo mesurées ou calculées à différents endroits ou à différentes saisons sont comparables car elles se réfèrent à l'ETP d'une même surface de référence.

Les seuls facteurs affectant l'ETo sont les paramètres climatiques. Par conséquent, l'ETo est un paramètre climatique et peut être calculée à partir de données météorologiques. L'ETo exprime le pouvoir d'évaporation de l'atmosphère à un endroit et à un moment précis de l'année et ne tient pas compte des caractéristiques des cultures et des facteurs liés au sol.

La méthode Penman-Monteith de la FAO est recommandée comme seule méthode pour déterminer l'ETo. Cette méthode a été choisie parce qu'elle est très proche de l'ETo de l'herbe à l'endroit évalué, qu'elle est basée sur la physique et qu'elle intègre explicitement des paramètres physiologiques et aérodynamiques. En outre, des procédures ont été développées pour estimer les paramètres climatiques manquants.

II. MATERIEL ET METHODES

II.1. ZONE D'ETUDE

Cette étude a été réalisée à l'Institut International d'ingénierie de l'eau et de l'environnement (2iE) sur le site de la station de traitement des eaux usées du Campus de Ouagadougou. La ville de Ouagadougou est située au milieu de la province de Kadiogo entre les coordonnées géographiques 1°28 à 1°36 de longitude Ouest et 12°20 à 12°26 de latitude Nord. Il est le chef-lieu de la Région du Centre et en même temps la capitale du Burkina Faso.

Les précipitations annuelles moyennes se situent entre 600 et 900 mm entre mai et octobre (Ibrahim et al., 2012). La température moyenne varie généralement entre 25 et 28°C (USAID, 2017) tandis que la gamme maximale de 42° à 43°C peut être atteinte à la saison la plus chaude de l'année. Ouagadougou est soumis à deux saisons à savoir la saison sèche et la saison pluvieuse. La saison sèche commence d'octobre et prend fin en avril tandis que la saison

pluvieuse commence au mois de mai pour s'arrêter en septembre. La période de Décembre à Février est la plus froide et la période de Mars à Juin est la plus chaude. La ville est animée par 2 vents dominants à savoir l'harmattan et la mousson. L'harmattan souffle du Nord-Est au Sud-Ouest et l'influence est prépondérante.

II.2. MATERIEL DU DISPOSITIF EXPERIMENTAL

Pour l'expérimentation de l'étude, nous avons utilisé un dispositif dont la mise en place a été inspirée des études antérieures à la nôtre.

Ce pilote est constitué de quatorze (14) lits de séchages repartis en :

- ❖ Six lits (6) non plantés composé de :
 - ✓ 3 lits alimentés en BV qui représentent le système de traitement T4 et
 - ✓ 3 lits alimentés par les BV mélangée aux charbons de bambous qui représentent le système de traitement T3) et
- ❖ Huit (8) lits plantés composé de :
 - ✓ 3 lits alimentés en BV qui représentent le système de traitement T1
 - ✓ 3 lits alimentés par les BV mélangée aux charbons de bambous qui représente le système de traitement T2 et
 - ✓ 2 lits alimentés aux eaux usées du bassin de maturation de 2ie qui représente le système de traitement contrôle (CTRL).

Chacun des lits est constitué d'une cuve en polyéthylène de dimension 1,2x0,9 dans laquelle les boues sont déversées sur trois (3) couches de matériaux de granulométrie croissante de haut vers le bas. On y retrouve dans cette cuve 20cm de sable, de graviers fins et de graviers grossiers.

Le sable représente la partie supérieure de la cuve sur laquelle les boues de vidange sont versées. Afin de pouvoir évacuer la partie liquide des boues, des tuyaux de diamètre 63 mm sont placés sur la partie inférieure de la cuve en dessous du gravier grossier. Deux canalisations en PVC de diamètre 100 mm a été placées dans chaque lit pour assurer aération. Chaque lit planté possède, en plus des lits non plantés, des plants de « *Bambusa vulgaris* »

II.2.1. Matériaux de garnissage des lits de séchage

Les lits de séchage sont composés d'un massif filtrant constitué de trois couches de matériaux de granulométrie croissante du haut vers le bas. La caractérisation (Tableau 6) du matériau filtrant a été réalisée au laboratoire de génie civil de 2iE. L'analyse a été faite par tamisage selon la norme NE P 18-560. Le poids spécifique des grains a été déterminé au pyromètre à air, la densité apparente par la méthode de l'entonnoir et le coefficient de perméabilité du sable au perméamètre à charge constante selon la norme NF P 94-512-I1.

Le massif filtrant est composé du fond vers la surface :

- d'une couche de 20 cm de gros gravier,
- D'une couche de 20 cm de graviers fins,
- D'une couche de 25 cm de sable grossier de coefficient d'uniformité $CU=2,5$ avec un $d_{10}=0,27$ mm et des fines $<3\%$.

Les résultats de l'analyse granulométrie sont consignés dans le tableau suivant (tableau,6)

Tableau 6:: Caractéristiques du matériau filtrant

	Diamètre des grains	Masse volumique	Densité apparente	Perméabilité
	(mm)	(Kg/l)	(Kg/l)	(m/s)
Sable	0/6,3	2,68	1156	$7,22 \times 10$
Gravier fin	3,3/16	2,7	1,32	-
Gravier grossier	20/25	2,70	1,32	-

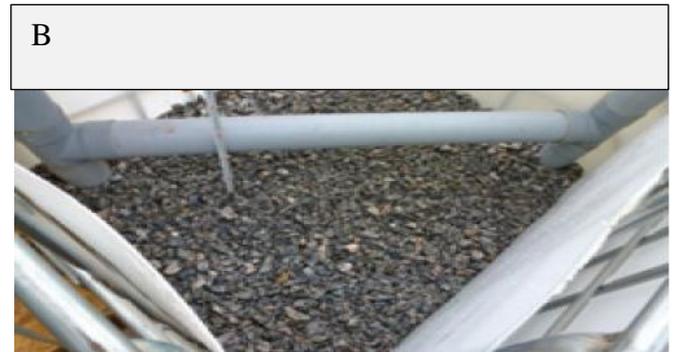


Figure 2: Matériaux de garnissage et dispositifs d'aération

II.3. L'ANALYSE DES DONNEES

Nous avons utilisé ANOVA bilatérale avec le logiciel XLStat 2014 pour étudier la différence entre les différents traitements en termes de paramètres physicochimiques du percolât, physio morphologiques des bambous et climatiques. Le test a été utilisé pour les analyses et une p-value ($p < 0,05$) a été choisi pour identifier les différences significatives entre les différents traitements

Nous avons aussi effectué une analyse de corrélation de Pearson avec le logiciel XLStat 2014 pour déterminer les relations entre ces paramètres susmentionnés de chaque système de traitement et les variables météorologiques : température maximale, température moyenne, température minimale, humidité relative maximale, humidité relative moyenne, humidité

relative minimale et ET_0 . Une autre analyse de corrélation de Pearson bilatérale (XLStat 2014) a été réalisée pour déterminer les relations entre l'ETP et les paramètres morphologiques : biomasse fraîche totale au-dessus du sol, masse foliaire fraîche totale et surface foliaire totale

II.4. SELECTION ET MISE EN PLACE DES PLANTES

II.4.1. Sélection

Une autre étude menée par Osei et al (2017) a révélé un potentiel d'adaptabilité satisfaisante de quatre espèces locales de roseaux dont *Bambusa vulgaris* ayant le plus grand potentiel de ces macrophytes dans cette expérience en pot.

Bambusa vulgaris est généralement classé parmi les espèces végétales dont la croissance est la plus rapide, avec un taux de croissance 1,2 mm par jour. Il évolue sur un sol de pH compris entre 4,5 et 7,0 pour un développement optimal (Thokchom et Yadava, 2015). Il peut survivre à une large gamme de température variant entre 8,5 ° C à 36,0 ° C. Il a une croissance rapide ce qui correspondrait à une consommation d'énormes quantités de dioxyde de carbone avec une production de quantité significative d'oxygène (35 % d'oxygène plus que d'autres plantes similaires) (Bamboo Information Network, 2011). *Bambusa vulgaris* a de nombreuses applications qui incluent son utilisation dans l'industrie du bâtiment, pour la production de divers produits ligneux et à des fins médicinales (Islam et al., 2011). L'étude menée par Osei et al (2017) a prouvé que *Bambusa vulgaris* peut résister aux conditions difficiles des boues de vidanges en raison de l'évolution de ses paramètres de croissance obtenus dans l'étude. Brix (2003) a expliqué que les Bambous sont morphologiquement adaptés à la croissance dans les milieux humides en raison des espaces d'air internes pour le transport de l'oxygène vers les racines et les rhizomes. Zachariah et al. (2016) a également noté que les bambous ont des structures aérochimiques qui leurs permettent généralement de séquestrer le carbone en raison de leur relatif taux de croissance élevé parmi les autres plantes. Pulavarty et Sarangi (2015), après avoir réalisé une expérience sur la tolérance au sel pour trois espèces différentes de bambou, ont mentionné que l'utilisation de cette espèce pour la gestion de la pollution pourrait avoir des avantages environnementaux et écologiques importants en raison de son utilité dans le secteur industriel. Le bambou remplit si parfaitement les critères qu'il en est essentiellement la seule espèce choisie pour l'étude.

II.4.2. Repiquage des plantes

Les bambous utilisés sont des jeunes plants d'un an (date 1^{er} piquage septembre 2017) achetés chez un fleuriste à Tanghin (Ouagadougou). Ils ont été replantés dans les LSP le 10 août 2018

aux environs de 17h et cela s'est fait par l'ensablement de tout le système racinaire dans des trous d'environ 10 cm forés à la main sur le sable humidifié. Dans les cuves, les plantes ont été disposées en deux rangées dans le sens de la longueur des cuves de trois touffes (1 à 3 pieds par touffe) soit environ 13 pousses/ m² en moyenne pouvant varier de 12 pousses/ m² à 17 pousses/ m² selon la cuve.

II.5. ALIMENTATION DES LITS

L'alimentation des lits de séchage avec les boues de vidange s'est faite selon une alimentation à charge de matières en suspension constante. Pour les lits plantés, ce mode d'alimentation a été précédé par des phases d'acclimatation des plantes durant lesquelles les lits ont été alimentés aux eaux usées du bassin de maturation et un mélange BV et ces mêmes eaux usées selon les proportions suivantes 10%, 20%.90% et 100% pour l'acclimatation aux BV.

II.5.1 . Alimentation par les eaux usées à la phases d'acclimatation des LSP

La 1^{ère} mise en eau s'est faite la veille et a consisté en la saturation du massif filtrant avec de l'eau du robinet. Cela permet d'éviter le stress hydrique aux jeunes plants nouvellement repiqués. Par la suite l'alimentation s'est effectuée par les eaux usées du bassin de maturation du lagunage naturel à proximité du site. Cette alimentation s'est déroulée en quatre phases :

- ✚ La première phase consistait à maintenir le massif filtrant saturé en eau usée pendant une semaine afin d'éviter aux plants un stress hydrique ;
- ✚ La deuxième a consisté à une alimentation sans stockage d'eau usée dans les massifs filtrants tous les jours (7/7j) pendant une semaine. Cette phase visait à stimuler progressivement les phases d'alimentation/ repos
- ✚ Troisième phase a consisté à une alimentation sans stockage d'eau usée dans les massifs filtrants tous les deux jours pendant la période d'acclimatation aux eaux usées.
- ✚ Quatrième et dernière phase a consisté à une alimentation du mélange BV et ces mêmes eaux usées selon les proportions suivantes 10%, 20%.90% et 100%.

L'alimentation des LSP avec les eaux usées s'est faite par puisage manuel avec un seau, un arrosoir et une puisette en bidon de 25 litres. Chaque lit a été arrosé environ 22 litres d'eau usées par alimentation. Cette dernière phase visait à simuler progressivement les phases alimentation/repos qui se ferait lors de l'alimentation aux boues de vidange.

II.5.2. Alimentation par les boues de vidange

Des camions de vidange (camion-hydrocureurs) de la ville ont approvisionné le site expérimental en boues de vidange tout au long de l'étude. Les boues sont stockées dans des poly tanks (figure 3). Une analyse préliminaire des boues de vidange est réalisée chaque arrivée de BV pour avoir une idée des concentrations moyennes pour divers paramètres globaux de pollution des boues de vidange de Ouagadougou avant l'alimentation des lits de séchage expérimentaux. Celle-ci guidera le volume de boues à prélevés pour les alimentations à venir. Le système de traitement par lits de séchage a été conçu pour que chaque lit de séchage puisse être alimenté avec une charge moyenne de 150 kg de MS/m².an. Cette charge correspond à la charge maximale de démarrage retrouvée dans la littérature (charge de démarrage doit être au plus la moitié de la charge nominale).



Figure 3 Remplissage des réservoirs de stockage

II.5.2.1 Détermination de la charge de boues

Le dispositif expérimental est composé de 6 lits, de 6 lits non-plantés et de 2 lits témoins (T2 et T12). Les lits plantés (T3, T6, T7, T9, T11 et T14) sont alimentés en BV mélangée avec du charbon de bambou préalablement broyé tandis que les lits non plantés (T1, T4, T5, T8, T10 et T13) sont alimentée uniquement en BV. Les charges appliquées aux lits étaient fonction de la concentration en matière sèche (Kg MS/L), de la fréquence d'alimentation par semaine (FA/s), de la hauteur de boues accumulée par jour d'alimentation (HBA/j). La charge moyenne appliquée est donnée par la relation suivante :

$$C \text{ (Kg MS. m}^{-2} \text{. an)} = \text{MS (kg/L)} * \text{FA/s} * \text{NS/an} * \text{HBA (mm/j)}$$

$$\text{HBA (mm/j)} = \frac{V_B}{S_L} * 10^{-3}$$

Avec VB : volume de boues par jour d'alimentation (m3/J)

SL : la surface du lit en m2 (SL = 1,2 m2)

Les résultats de calcul (Tableau 7) nous donnent une charge moyenne de 233,3 KgMS/m2.an pour les lits alimentés en BV mélangée avec du charbon de bambou préalablement broyé et une charge de 155,6 KgMS/m2.an pour les lits alimentés uniquement en BV.

Tableau 7 : Détermination des charges appliquées

BV uniquement					
	MS (Kg/L)	NS FA/s	HBA /an	HBA (mm/j)	Charges (Kg MS/m2/an)
Aout/Septembre	0,0212	2	52	56,47	124,45
Mai à Juillet	0,0212	3	52	56,47	186,67
Moyenne	0,0212	2,5	52	56,47	155,56
BV+CH (50%)					
Aout/Septembre	0,0318	2	52	56,47	186,63
Mai à Juillet	0,0318	3	52	56,47	279,95
Moyenne	0,0318	2,5	52	56,47	233,29

II.6. ECHANTILLONNAGE DES BOUES BRUTES ET DU PERCOLAT

Aux cours de ce travail les échantillons de boues brutes dépotées fraîchement ont été prélevés juste après le remplissage dans différents cuves (Figure 3) désignés par B1, B2, B3 et B4 ainsi que les percolât issu de l'alimentation des BV brutes. Dans le souci d'avoir un échantillon homogène, les boues sont remuées avant chaque prélèvement et les percolât sont prélevés dans les cuves recevant le percolât pendant 24 heures après l'alimentation.

II.7. ANALYSE DES CARACTERISTIQUES DES BOUES DE VIDANGE ET DU PERCOLAT

Le Potentiel Hydrogène (pH), l'oxygène dissous (OD) et la Conductivité électrique (CE), le potentiel redox (Eh), la salinité et les solides totaux dissous ont été mesurés in situ avec le multi paramètres HI 9828. La lecture est faite après stabilisation de l'affichage. La méthode est

conforme à la norme AFNOR 90 008. La détermination des teneurs en Matières en Suspension (MES) a été faite par gravimétrie après filtration sous vide avec un filtre à microfibre de verre GF/C et suivi du séchage à l'étuve à 105 ± 2 °C pendant 24 heures. La Demande Chimique en Oxygène (DCO) est déterminée par oxydation avec un excès de dichromate de potassium en milieu acide à 150 °C, en présence de (sulfate d'argent/ d'acide sulfurique) comme catalyseur et de sulfate de mercure destiné à éviter l'interférence de la présence d'ions chlorure, conformément à la norme AFNOR T90101. La lecture de la valeur est faite par spectrophotométrie HACH DR/890. La Demande Biochimique en Oxygène de cinq jours (DBO₅) a été déterminée par la méthode d'incubation pendant cinq jours à l'obscurité et à la température de 20 °C à l'aide d'un appareil "Oxitop", la mesure est faite par des sondes de pression électronique résistante selon la norme NF 90103.

Les concentrations en ammonium (NH₄⁺), en nitrates (NO₃⁻) et en ortho phosphates (PO₄³⁻) ont été déterminés par la méthode colorimétrique avec une lecture au spectrophotomètre DR 3900. Les Coliformes Fécaux (CF) et des Streptocoques Fécaux (SF), ont été déterminées par une méthode basée sur la recherche et le dénombrement des colonies de bactéries par la technique d'ensemencement en profondeur sur des milieux de culture appropriés (gélose chromocult coliformes Agar ES pour les CF et gélose chromocult entérocoque Agar pour les SF) suivie de l'incubation $44^{\circ}\text{C} \pm 5$ °C pendant 24 pour les CF et $37^{\circ}\text{C} \pm 5$ °C pendant 48 heures pour les SF. La présente méthode est conforme à la norme française NF EN ISO 9308-1 (Septembre 2000).

II.8. ANALYSE DES PARAMETRES PHYSIO MORPHOLOGIQUE DES PLANTES

Les mesures des paramètres physio-morphologiques des plantes a consisté au suivi hebdomadaire et mensuel de quelques paramètres morphologiques des bambous sur les lits plantés. Cinq paramètres ont été retenus pour caractériser l'évolution morphologique des plantes sur les lits : le nombre de plants sur un lit (par systèmes) ; la hauteur verticale ; le nombre de feuilles ; le diamètre des plantes et la chlorophylle (Tableau 7).

Tableau 8: synthèse des méthodes et mesures réalisées.

Paramètres	Méthodes	Appareil de mesure/lecture
Diamètre	Mesure directe	 Pied à coulisse
Hauteur de plante	Mesure directe	 Mètre ruban
Chlorophylle	Mesure directe	 Chloromètre (KONICA MINOLTA)
Nombre de feuilles	Comptage Manuel	
Nombre de plantes		

II.9. MESURES DES PARAMETRES CLIMATIQUES

La température de l'air, la vitesse du vent, le rayonnement global et la direction du rayonnement, l'humidité relative de l'air et la hauteur des précipitations ont été mesurées par la station météorologique de 2ie.

II.9.1 Méthode de calcul de l'évapotranspiration de référence

L'évapotranspiration de référence (ET₀) a été calculée à l'aide des données obtenues de la station météorologique de 2ie en utilisant l'équation FAO-56 Penman-Monteith (Allen et al., 1998), avec les données météorologiques quotidiennes.

Équation de Penman-Monteith

$$ET_0 = \frac{0.408\Delta(R_n - G) + \gamma \frac{900}{T + 273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + 0.34u_2)}$$

Eq 1

Où

ET₀ : évapotranspiration de référence journalière (mm/j) ;

R_n : rayonnement net à la surface de culture (M J/m²/j) ;

G : flux de chaleur échangé avec le sol (M J/m²/j) ;

T : température moyenne journalière (°C) ;

U₂ : vitesse moyenne journalière du vent mesuré à 2 mètres (m/s) ;

e_s et e_a : respectivement la pression de vapeur saturante et la pression réelle de l'air à la même hauteur (kPa) ;

Δ : pente de la courbe de pression de vapeur saturante à la température T (kPa /°C) ;

γ : constante psychrométrique (kPa /°C) ;

900 : coefficient pour la culture de référence (kg K/ kJ) liées aux unités utilisées à la distribution de variables cp et ra ;

I.9.2. Détermination de l'évapotranspiration potentielle (ETP) et des coefficients cultureux

L'ETP moyenne sur dix jours pour chaque type de traitement a été calculée en utilisant l'équation du bilan hydrique simplifié (Rana et Katerji, 2000) (Eq. 2) ci-dessous), en supposant que la teneur en eau du filtrat a été maintenue à la capacité de lit tout au long de l'expérience (Guidi et al., 2008 ; Pistocchi et al., 2009) :

$$ETP = I + R - D \quad (2)$$

Où I est la quantité d'eau fournie par l'alimentation (mm), R la hauteur des précipitations (mm) et D la hauteur de drainage (mm). Les volumes de drainage de chaque lit ont été mesurés. La hauteur de drainage a été obtenue en divisant les volumes de drainage par la surface des lits (c'est-à-dire 1,2 m²).

La moyenne des coefficients (K_c) cultureux sur 10 jours a été calculée à l'aide de l'équation (2) suivante (Allen et al., 1998) :

$$K_c = ET / ET_0 \quad (3)$$

Où ETP est l'évapotranspiration potentielle (mm/j), et ET₀ l'évapotranspiration de référence (mm/j).

III. RESULTATS ET DISCUSSION

III.1. CONCEPTION DU DISPOSITIF EXPERIMENTAL

Le dispositif expérimental conçu a été inspiré des travaux de Kouawa (2016) et est constitué d'un double support sur lesquels se reposent le système de traitement de Lits de séchage expérimentaux.

III.1.1. Double système servant de support

Les contenants du système de lits de séchage reposent sur deux parties distinctes : la première partie est un soubassement (constitué d'un mélange de ciment et de sable) d'environ $0,1\text{m}^2$ et de 30 cm de profondeur sur lequel est posé des briques en ciment plein (servant de pieds au système) (Figure 4). Chaque lit est posé sur quatre pieds, chaque pied est composé de deux briques. Le double support sert de fondations et est destiné à éviter un enfoncement de l'ouvrage dans la terre, particulièrement en saison des pluies.



Figure 4: lits de séchages du dispositif expérimental

III.1.2. Système de lits de séchage expérimentaux

III.1.2.1. Installation pilote

Le système de traitement par lits de séchage est constitué de :

- ✓ 14 cuves gradués en polyéthylène haute densité (PEHD) servant chacun de lit de séchage de dimensions 120X100X90 cm respectivement la longueur, la largeur et la hauteur d'une capacité de 1.08 m^3 (Figure 4)
- ✓ 5 cuves graduées en polyéthylène haute densité (PEHD) servant de réservoir de stockage des boues de vidange d'une contenance totale de $5,5\text{ m}^3$ (Figure 3)
- ✓ 3 cuves de 2 m^3 en polyéthylène haute densité (PEHD) servant de réservoir de stockage des boues de vidange

- ✓ 1 cuve de 4 m³ polyéthylène haute densité (PEHD) servant de réservoir de stockage des boues de vidange (Figure 3)
- ✓ 14 fûts de 260 litres chacun, servant à recueillir le percolât (Figure 5)

III.1.3. Dispositif d'aération et de drainage

Un dispositif d'aération composé de deux canalisations de diamètre 100 mm en PVC découpés dans la génératrice inférieure avec des fentes de 20 mm de large espacées de 50 mm a été installé dans le massif filtrant. L'assemblage a été effectué par emboîtement et collage. Ces deux canalisations sont espacées de 30 cm et reliées par deux cheminées de différentes hauteurs pour faciliter les flux d'air, l'une étant plus haute de 0,5 m. Le dispositif d'aération est disposé dans la diagonale de la cuve.

Pour le drainage des percolât, une canalisation en PVC de diamètre 63 mm équipée d'une vanne à opercule et aboutissant à un fût d'environ 260 litres pour le recueil du percolât a été installée (Figure 5). Selon Kouawa et al. (2015), un inconvénient potentiel de ces lits de séchage expérimentaux pourrait être la faible isolation thermique de ses parois. En effet, les variations de températures ambiantes pourraient induire de plus fortes amplitudes de températures dans le système que celles qui pourraient être observées sur des lits de séchage à taille réelle

III.2. PRESENTATION DES SYSTEMES DE TRAITEMENT

Les résultats d'analyses physico-chimiques ont été présentés en fonction des différents systèmes de traitement installés



Figure 5: vue du pilote

Tableau 9:Présentation des systèmes de traitement

TRAITEMENTS	DESCRIPTION
T1	Système de traitement des BV constitué de Bambou, du massifs filtrants et alimenté par les boues de vidanges. Il est composé de trois lits désignés par le système de traitement T1.
T2	Système de traitement des BV constitué de Bambou, du massifs filtrants et alimenté par les boues de vidanges mélangées au charbon de bambou. Il est composé de trois lits désignés par le système de traitement T2.
T3	Système de traitement des BV constitué de massifs filtrant et alimenté par les boues de vidanges mélangées au charbon de bambou. Il est composé de trois lits désignés par le système de traitement T3. Il sert de contrôle pour le suivi des paramètres physicochimique et bactériologiques pour T2.
T4	Système de traitement des BV constitué de massifs filtrants et utilisant uniquement les boues de vidanges pour l'alimentation. Il est composé de trois lits désignés par le système de traitement T4. Il sert de contrôle pour le suivi des paramètres physicochimique et bactériologiques pour T1.
CTRL	Système de traitement des eaux usées (EU) constitué de Bambou, du massifs filtrants et utilisant uniquement des eaux usées du bassin de maturation du lagunage naturel de 2IE pour l'alimentation. Il est composé de deux lits désignés par le système de traitement CTRL. Il sert de contrôle pour le suivi des paramètres physio morphologiques pour T1 et T2.

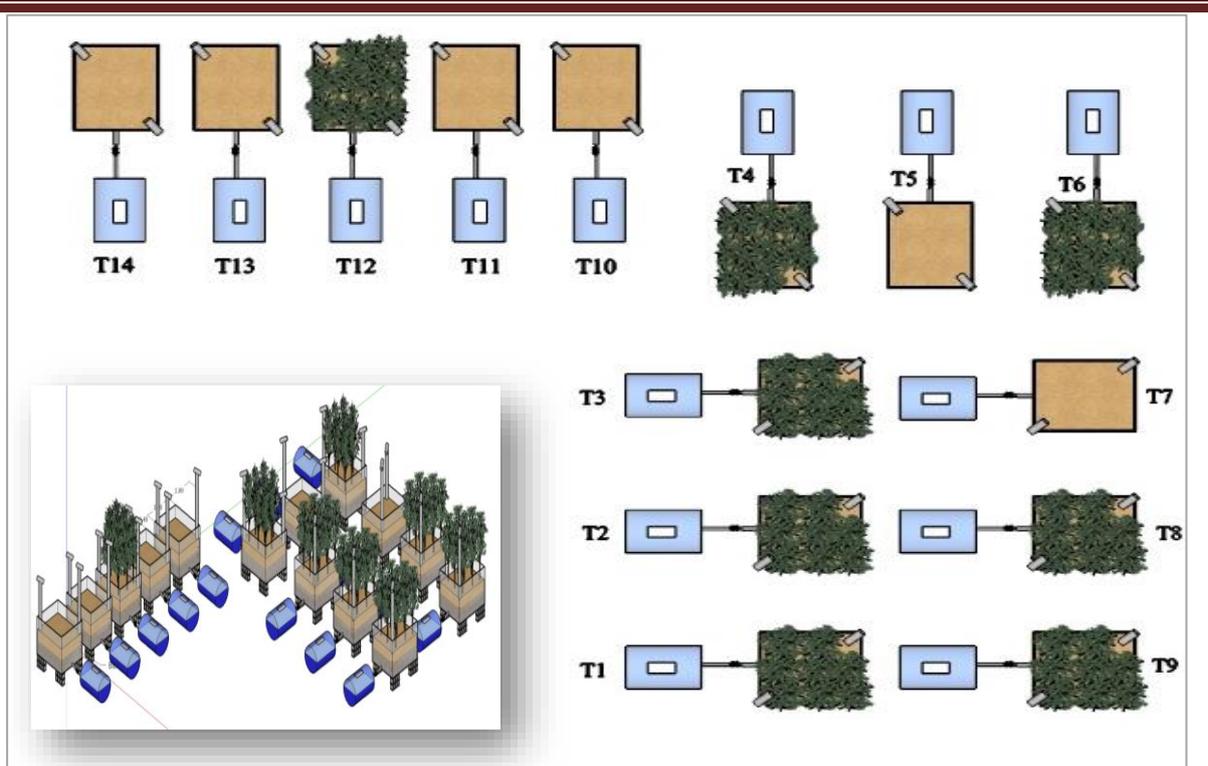


Figure 6: Plan Général et Vue du pilote

III.3. CARACTERISTIQUES PHYSICOCHIMIQUES DES BOUES DE VIDANGE BRUTES

Le Tableau 10 présente les différents paramètres de pollution relevés entre avril et septembre 2019 des boues de vidanges alimentant les 14 lits de séchage expérimentaux

En comparant les valeurs moyennes des paramètres avec les normes de rejets dans la nature, il s'avère que les paramètres physiques comme la température, le pH et les teneurs en nitrites sont conformes aux normes de rejet fixées au Burkina Faso. Les teneurs en oxygène ont varié entre 0 et 8,67 mg/L avec une moyenne de 1,89 mg/L. Les teneurs des matières en suspensions (MES) a varié entre 0,124 et 85,270 g/L avec une moyenne de 18,86g/L, alors que la norme autorise une valeur limite de 150 mg/l. Quant aux nutriments précurseurs d'eutrophisation des plans d'eau, les concentrations en ammonium dépassent largement la limite exigée de 35 mg/L. Il en est de même pour les nitrates avec des teneurs variant entre 0,2 et 1040 mg /L avec une moyenne de 136,41mg/L. Ces valeurs ne sont pas conformes aux objectifs de qualité qui fixent la limite à 11,4 mg /L ; Les ortho-phosphates, faisant parti des nutriments présentent des teneurs dépassant largement la valeur limite admise par la loi qui est de 0,8 mg/L, puisque les teneurs ont oscillé entre 0,540 et 144mg/L avec une moyenne de 55,9 mg/L.

S'agissant de la pollution carbonée, la Demande Chimique en Oxygène (DCO) et la Demande Biochimique en Oxygène de cinq jours (DBO₅) ont donné des valeurs minimales et maximales variant respectivement entre 108 et 645500 mgO₂/L avec une moyenne de 13111,4 mgO₂/L d'une part et 100 et 4900 mgO₂/L avec une moyenne de 1083,6 mgO₂/L d'autre part ; ces valeurs restent largement supérieures aux normes qui imposent respectivement 150 et 40 mg/l pour ces paramètres. Il convient de noter que si la température, le pH et les paramètres tels que la conductivité, la teneur en oxygène dissous varient peu, la DCO, la DBO₅, les MES d'une part, ou les paramètres azotés et phosphorés d'autre part, présentent des valeurs aléatoires, renvoyant ainsi à l'origine des boues. Dans tous les cas, les valeurs restent largement supérieures aux normes admises au plan national pour le rejet dans la nature ou pour la réutilisation en agriculture (WHO, 2006). Cet état de fait conforte la nécessité de traiter ces boues de façon adéquate, afin de réduire les risques sanitaires et environnementaux (Koné et Strauss, 2004).

Tableau 10: Caractéristiques physicochimiques des BV

Variable	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
Température	25,59	35,8	31,5967	3,0192
pH	7,28	8,53	7,9208	0,2819
Eh	-105,6	-21,5	-70,6001	20,8249
Cond	1449	9911	4872,2262	2908,0911
TDS	135	4954	2331,9231	1502,2777
Salinité	0,72	5,53	2,5281	1,6672
Turbidité	98,4	2180	767,2429	716,8051
OD	0	8,67	1,8907	2,8568
COD	109	645500	13111,3945	62250,759
Nitrite	0,004	3	0,3803	0,5483
Nitrate	0,2	1040	136,4087	206,784
DBO ₅	100	4900	1083,5714	1048,8697
NH ₄ ⁺	1,11	948	391,0951	309,7173
PO ₄ ³⁻	0,54	144	55,9009	28,2026
TP	11,8	39000	3820,6525	8487,2337
MES(g/L)	0,124	85,27	18,8616	26,7293
E. Coli	1,00 ^{E+01}	1,07 ^{E+15}	7,16 ^{E+13}	1,82 ^{E+14}
CF	5,00 ^{E+01}	1,07 ^{E+15}	7,16 ^{E+13}	1,82 ^{E+14}
CT	1,60 ^{E+04}	5,12 ^{E+15}	3,63 ^{E+14}	8,81 ^{E+14}
SF	6,00 ^{E+01}	5,85 ^{E+07}	6,51 ^{E+06}	1,52 ^{E+07}

III.4. PARAMETRES PHYSICO-MORPHOLOGIQUES

Le suivi des paramètres physio-morphologique des plantes a consisté aux mesures

hebdomadaires de quelques paramètres morphologiques des plantes sur les lits plantés. Cinq paramètres ont été retenus pour caractériser l'évolution morphologique des plantes sur les lits : le nombre de plantes par systèmes, la hauteur verticale des plantes, le nombre de feuilles, le diamètre des plantes et la chlorophylle.

Chaque lit planté a été subdivisé en 6 fractions (touffes). Chaque fraction initiale est composée d'un à trois plants identifiés par les lettres A, B et C et les nouvelles pousses par la lettre P indicé de 0 à n, avec n nombre entier.

III.4.1. Hauteur de la plante

III.4.1.1 Phase d'acclimatation

Pour la période d'étude (août 2018-septembre 2019), la hauteur moyenne des plantes de bambou par unité expérimentale est passé de 86, 71 et 87 cm à la plantation à un maximum de 200, 204 et 217 cm la fin de la phase d'acclimation (avril 2019) respectivement dans T1, T2 et CTRL (Figure 7). Le développement lent de la hauteur a cependant été la première semaine après la plantation. Cette période de faible croissance de la hauteur des bambous peut se rapporter à la phase d'adaptation aux conditions nouvelles, après quoi on remarque une progression plus rapide d'octobre à décembre 2018 et ensuite une progression stable pour le reste du temps jusqu'à l'introduction de l'alimentation des BV à partir d'avril 2019. Les résultats détaillés en annexe2.

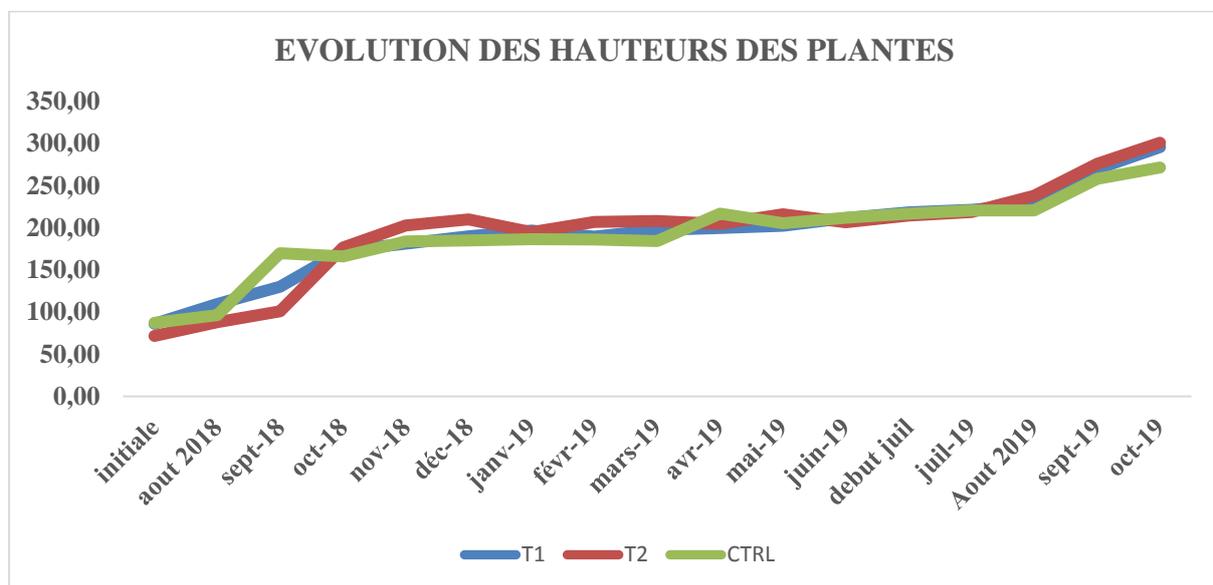


Figure 7: Evolution mensuelles des hauteurs des plantes

III.4.1.2. Phase d'alimentation aux boues de vidanges

A l'introduction des BV les bambous ont connus des perturbations tant physiques que morphologiques, c'est ce qui a sans doute impacter sur la croissance en hauteur. La période d'avril à début juillet 2019 fut celle de la croissance lente avant de passer à une croissance rapide pour le reste du temps et ce jusqu'en septembre 2019 (figure 7). La diminution des hauteurs moyennes peut être expliquée par l'apparition de jeunes pousses et l'adaptation de nouvelles conditions climatiques (réduction importante de l'humidité dans les massifs filtrants)

III.4.2. Nombre de plantes

III.4.2.1. Phase d'alimentation aux boues vidange

L'alimentation aux BV de Bambou vulgaris n'a pas freiné le développement des pousses. Le nombre de plantes (pousses) s'est accru d'au moins environ une plante par mois à 2 plantes selon le système de traitement. Avec une superficie de 3,26 m² par système on est passé de 11 plantes par m² en début d'acclimations aux usées à 13 et 14 plantes par m² respectivement dans **T1 et T2** à la phase d'alimentation aux boues de vidange. L'accroissement du nombre de plantes s'est poursuivi tout au long de la période de l'étude pour atteindre 23 et 24 plantes par m² respectivement dans T1 et T2 au mois d'octobre 2019. Quant au contrôle le nombre de plantes a connu une progression passant de 17 plantes /m² en début d'acclimation à 23 plantes /m² en octobre 2019. Au regard de ces résultats on peut conclure que les bambous se sont bien adaptés aux conditions d'alimentation aux boues de vidange.

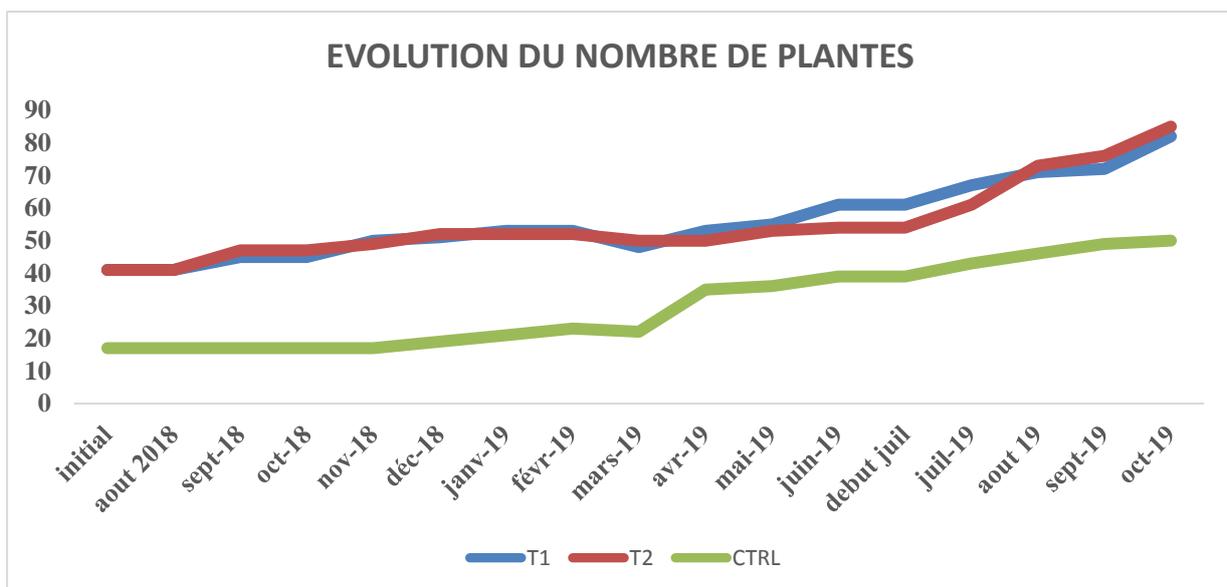


Figure 8 : Evolution mensuelle du nombre de plantes dans les systèmes de traitement

III.4.3. Nombre de feuilles

III.3.3.1. Phase d'acclimatation

Le nombre de feuilles a progressivement augmenté avec le temps passant d'une moyenne initiale de 1282-1482-580 feuilles par système à un maximum de 10692-10283-4964 feuilles à la fin de la phase d'acclimation respectivement dans T1, T2 et CTRL (Figure 9). Des symptômes de flétrissement des feuilles ont été observés, en particulier pour les plantes à faible diamètres juste après la plantation ce qui a conduit à la mort de certains.

III.3.3.2. Phases d'alimentation aux boues de vidange

A l'alimentation des boues de vidange des symptômes de flétrissement des feuilles ont été observés, mais cela n'a pu empêcher l'accroissement du nombre de feuilles malgré les conditions difficiles des premiers moments de l'alimentation aux boues de vidange dont le nombre est passé de 10692-10283-4964 feuilles par système à 36894-31738-15453 en fin octobre 2019 respectivement dans T1, T2 et CTRL. Au regard de ces résultats les bambous se sont bien acclimatés avec l'alimentation aux boues de vidanges.

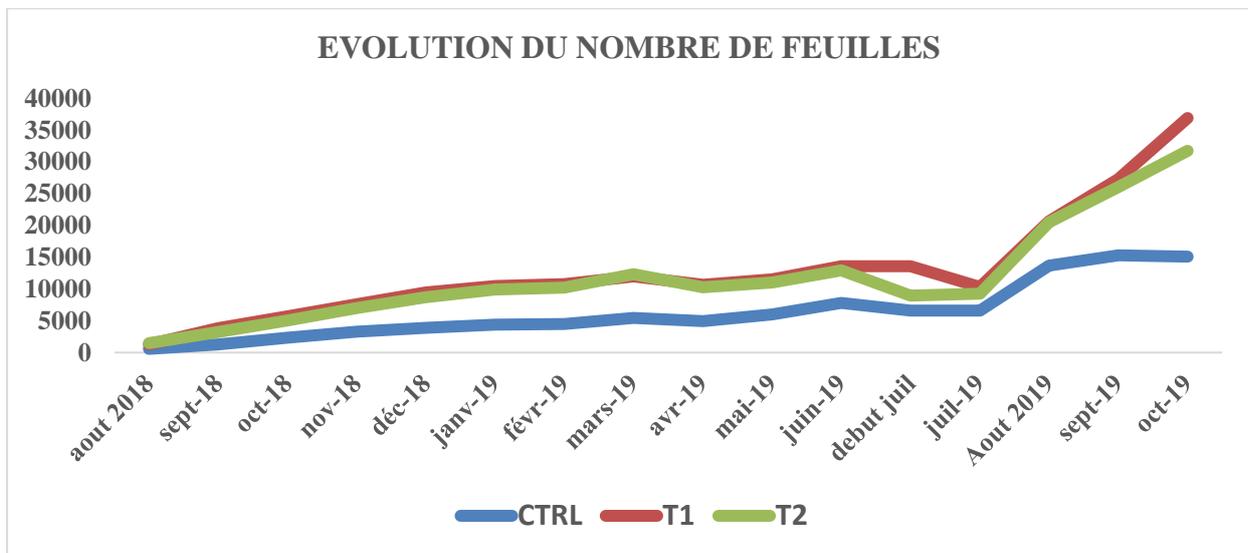


Figure 9: Evolution mensuelle du nombre de feuilles dans les systèmes de traitement

III.3.4. Variations du diamètre moyen des tiges

Quel que soit la charge en matières organiques considérée, le diamètre moyen des tiges n'est pas significativement différent dans les différents systèmes étudiés. Le diamètre d'une tige varie très peu pour la plante dans les conditions expérimentales. Ces diamètres moyens oscillent entre

4,7 et 12,9 mm, 5,05 et 13,43 mm et enfin 5,77 et 13,75 mm respectivement dans T1, T2 et dans le contrôle (CTRL) pendant la phase d'acclimatation.

A l'acclimatation on est passé d'un diamètre moyen de 12,9 à 18,2, de 13,43 à 18,36, et de 13.75 à 18,3, 18,6 et 18,2 respectivement dans le même ordre.

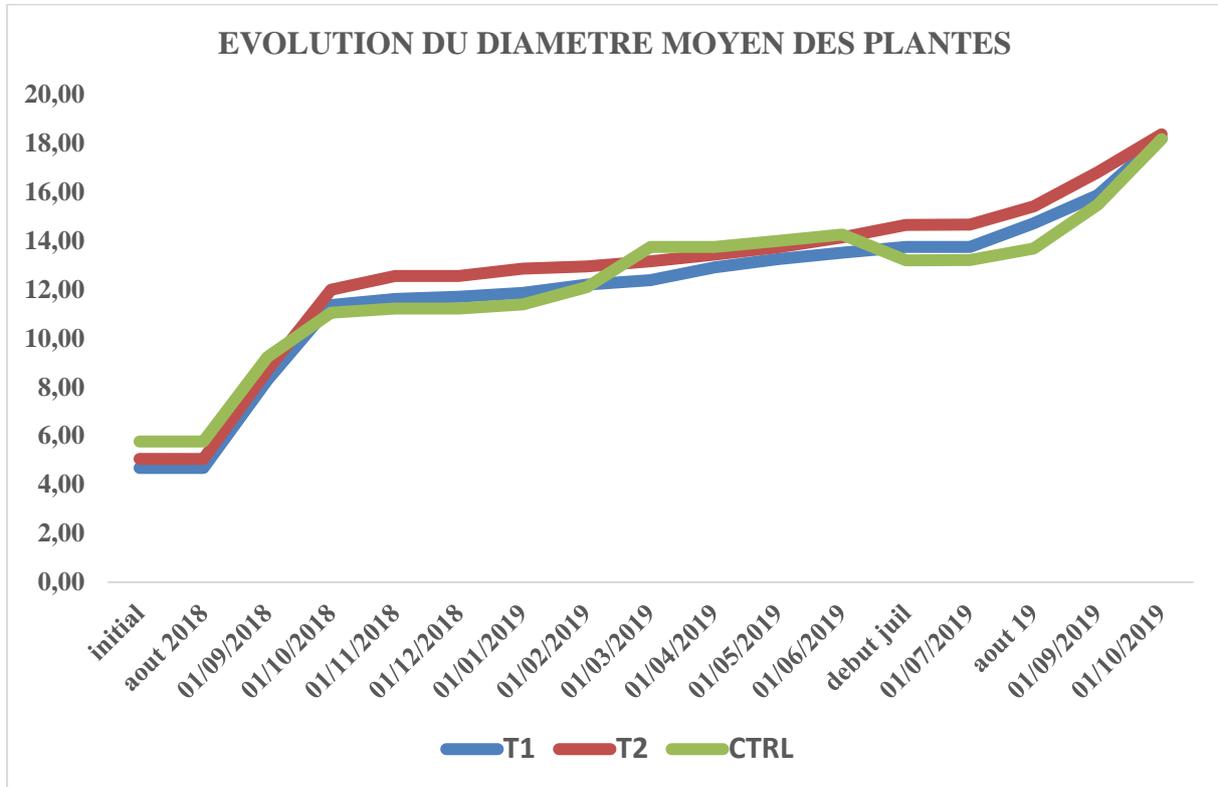


Figure 10: Evolution mensuelle des diamètres moyens de plantes dans les systèmes de traitement

III.4.5. Variations de la chlorophylle

La teneur en chlorophylle dans les feuilles est représentée par la figure 11. Les résultats montrent des teneur moyenne variant entre 43,76-50,1, 42-48,1, et 28,02-40,14 respectivement dans **T1**, **T2** et **CTRL**. Ces résultats révèlent une grande différence entre l'alimentation aux boues de vidange et aux EU. En effet on observe un écart de plus 15 et 14 respectivement entre les minima de **T1** et **CTRL** et entre **T2** et **CTRL**. Par contre, il n'existe pas une différence significative entre **T1** et **T2**.

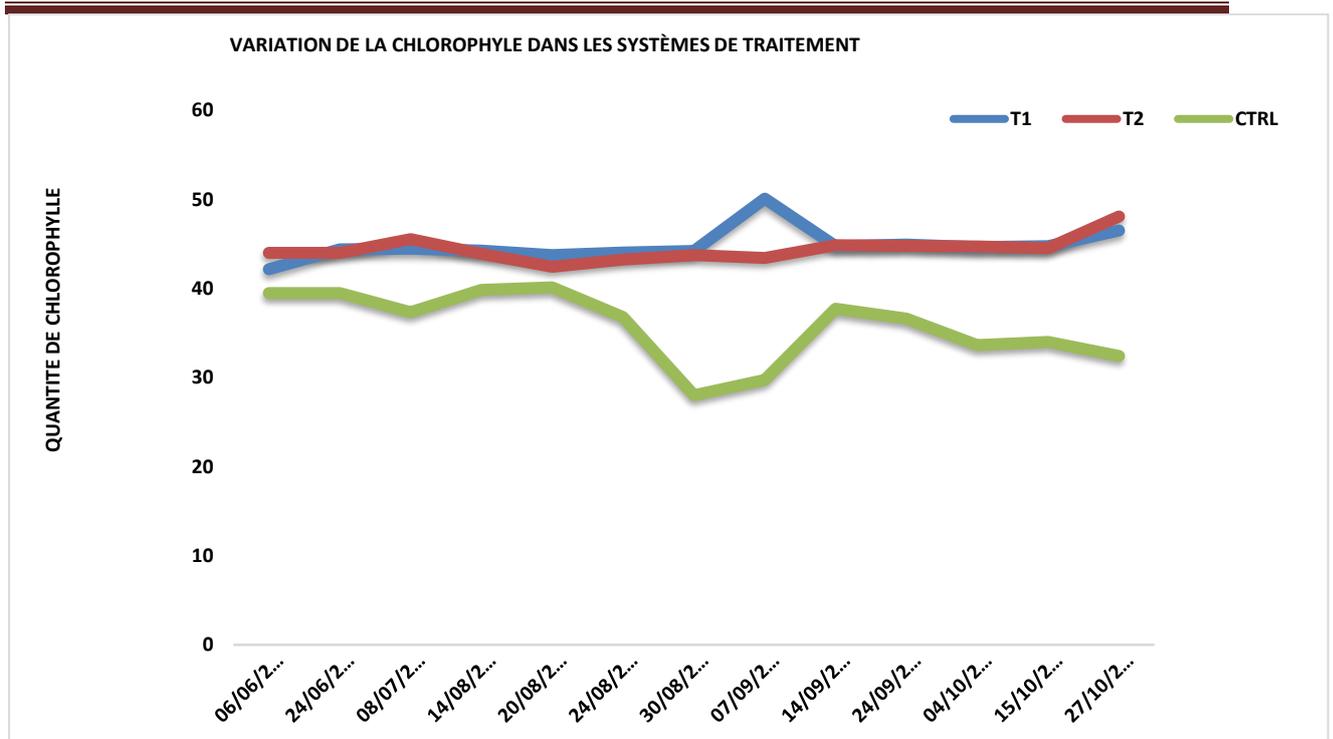


Figure 11: Variation de la chlorophylle dans les systèmes de traitement

III.4.6. Paramètres météorologiques

Le traitement des données de la station météorologique de 2IE a permis de calculer les évapotranspirations de références (ET_0) quotidiennes, valablement transformables en valeurs décennales ou mensuelles (Keïta et al., 2019). Le tableau 41 (annexe 3) recapitule les six variables que la station météorologique a directement mesurées pour le calcul de l' ET_0 pour les moyennes décennales. La température, l'humidité relative et les précipitations sur 10 jours de juin à septembre 2019 sont indiquées sur le tableau susmentionné. Le climat est tropical avec une saison pluvieuse entre mai et septembre, et une saison sèche entre octobre et avril. Au cours de l'expérience, les températures locales ont varié de 22,71 à 33,43 °C avec une moyenne de 27,59 °C, et une humidité relative de 59,16 à 97,64 %, avec une moyenne de 81,23 %. Les précipitations totales pendant l'année 2019 ont été évaluées à 923,81 mm.

III.4.7 Comparaison de l' ET_0 moyenne mensuelle de 2019 à quelques années antérieures à 2019

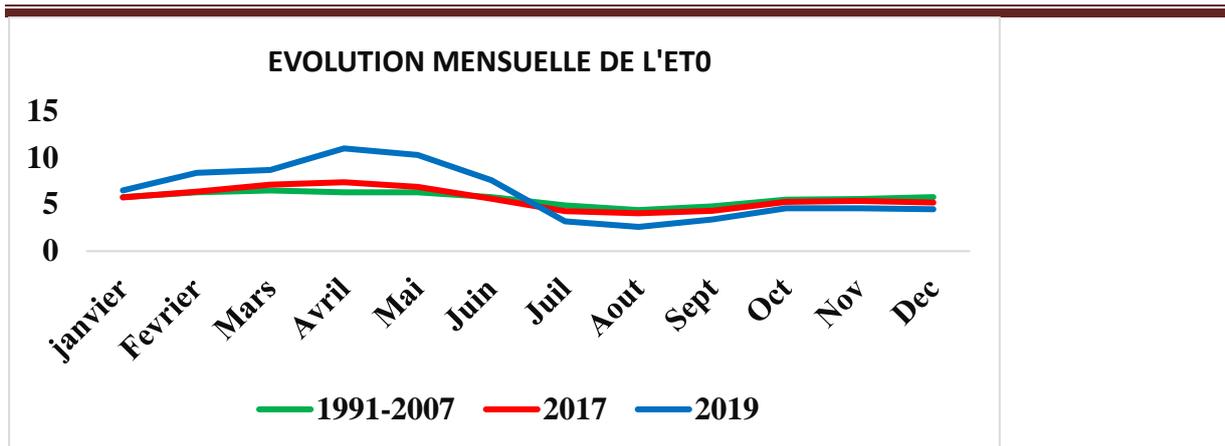


Figure 12: courbe comparative de la variation mensuelle de l'ET0

L'analyse comparative des données météorologiques des années antérieures avec celles de 2019 (figure 12) montre une augmentation croissante de l'ET₀ mensuelle au fil des ans de la période de janvier à avril et d'une chute brutale de mai à juin entraînant une diminution progressive de l'ET₀ mensuelle de la période de juillet à décembre. Cela pourrait être expliqué par les changements climatiques. Le premier semestre de l'année est donc propice pour la maximisation de la déshydratation des boues.

III.4.8. Evapotranspiration et coefficients culturels des Bambous

A partir du bilan hydrique, le calcul de ETP a été évalué sur un temps de 10 jours. Les figures d'évapotranspiration et des coefficients culturels des systèmes de traitement sont représentés par la figure 13. Au cours de l'étude, les différents systèmes ont montré des taux d'évapotranspiration semblables deux à deux respectivement pour les systèmes plantés et non plantés. Durant cette période, les valeurs minimales et maximales de l'ETP étaient de 7,92 et 26,94 mm/jour pour T1 avec une moyenne de 14,17 mm/jour, de 7,72 et 26,67 mm/jour pour T2 avec une moyenne de 13,6 mm/jour, de 6,52 et 22,78 mm/jour pour T3 avec une moyenne de 11,88 mm/j et de 6,53 et 22,5 mm/jour pour T4 avec une moyenne de 11,56. Les moyennes des systèmes plantés sont les plus élevées mais avec l'ANOVA, elles ne présentent aucune différence significative entre elles ($p > 0,05$).

Le coefficient culturel des plantes est un paramètre important dans l'estimation des besoins en eau d'une plante. Ces coefficients ont suivi de près la même tendance que celle de l'ETP de 10 jours (Fig. 13). Pendant la période de l'étude, les différents systèmes ont montré des valeurs k_c similaires : de 1,56 à 17,46 pour T1, de 1,55 à 15,84 pour T2, de 1,57 à 14,13 pour T3 et de 1,35 à 14,13 pour T4.

Les moyennes K_c n'ont pas montré une différence significative et ce, pour tous les systèmes de

traitement ($p > 0,05$) avec des valeurs de 4,03, 3,61, 3,18 et de 3,33, respectivement T1, T2, T3 et T4.

Les ETP moyennes sur 10 jours pour les systèmes de traitements sont positivement corrélées avec la vitesse du vent, la durée maximale d'ensoleillement et sont corrélées négativement avec différents taux humidité relative.

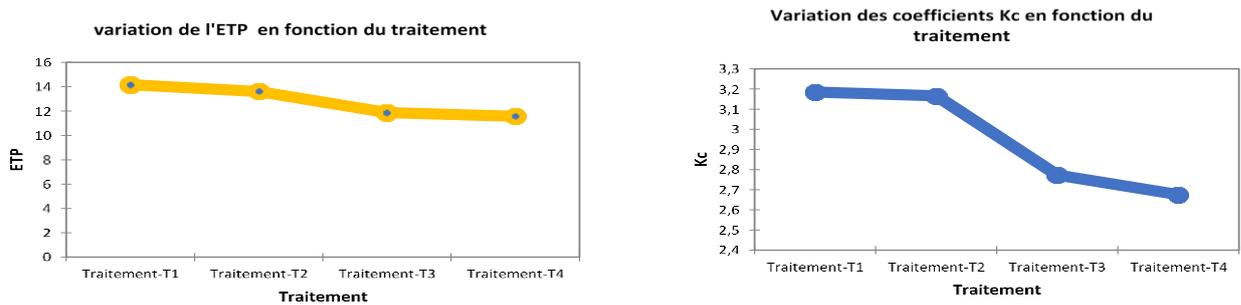


Figure 13: variation de l'évapotranspiration et des coefficients culturaux des systèmes de traitements

III.3.8. Morphologie du bambou et son influence sur l'évapotranspiration réelle

Comme il y a peu de données disponibles sur l'évapotranspiration du bambou et d'autres herbes géantes dans la littérature, nos résultats ne peuvent être comparés qu'avec ceux d'autres espèces végétales. Par exemple pour la canne à sucre cultivée à la Réunion (climat tropical), Chopart et al. (2007) ont rapporté une ETP annuelle moyenne comprise entre 2,90 et 2,93 mm/jour, avec des valeurs maximales de 3,50 mm/jour. Ces valeurs sont largement inférieures à celles de notre étude mais elles correspondent à un rendement en biomasse de 101 t /ha de masse fraîche pour la canne à sucre (Chopart et al., 2007), alors que les rendements en biomasse de notre étude sont de 120,33 et 106,47 t /ha/an respectivement dans T1 et T2. Bien que le saule et le peuplier soient des arbres et des espèces végétales tempérées, ils sont, comme le bambou, et sont utilisés pour le traitement des eaux usées (Dimitriou et Rosenqvist, 2011). En effet, ils ont un taux de croissance élevé, des rendements de biomasse proches de ceux des espèces de bambou tempérées (10 à 15 t/ha/an de masse sèche) et des prises d'eau importantes (Aronsson et Bergstrom, 2001 ; Aronsson et Perttu, 2011 ; Dimitriou et Aronsson, 2011 ; Perttu et Kowalik,

1997). Les valeurs d'ETP pour les bambous de notre étude sont très supérieures à celles rapportées pour le saule et le peuplier en utilisant la méthode de lysimétrie. Sous un climat méditerranéen, Guidi et al. (2008) ont rapporté une moyenne comprise entre 3,33 et 4,02 mm/jour (avec un maximum de 15,46 mm/jour) pour le peuplier et entre 3,47 et 6,65 mm/jour (avec un maximum de 21,7 mm /jour) pour le saule. D'autres auteurs, tels que Pistocchi et al. (2009), ont fait état de valeurs d'ETP similaires pour le peuplier et le saule.

Les tableaux 11 et 12 indiquent les corrélations entre l'ETP et les paramètres de la biomasse fraîche. L'ETP (mm /jour) est en corrélation avec la biomasse fraîche totale ($r = 0,67$ et $0,68$, $p < 0,05$ respectivement T1 et T2), la masse foliaire fraîche ($r = 0,67$ et $0,68$, $p < 0,05$ respectivement T1 et T2) et la masse racinaire fraîche ($r = 0,67$ et $0,68$, $p < 0,05$ respectivement T1 et T2). Le système T1, qui présente l'ETP la plus élevée, a produit la biomasse totale, et foliaire fraîche la plus élevée. Les taux élevés d'ETP mesurés au cours de cette période peuvent donc être attribués à l'augmentation du nombre total de pousses, qui a entraîné une augmentation de la biomasse totale et foliaire fraîche de bambou.

Tableau 11: Matrice de corrélation (Pearson (n)) de T1

Variables	Biomasse feuilles fraîche	Biomasse racinaire fraîche	Biomasse fraîche totale	ETP	SICCITE (%)
Biomasse feuilles fraîche	1	1,0000	1,0000	0,6703	0,8808
Biomasse racinaire fraîche	1,0000	1	1,0000	0,6703	0,8808
Biomasse fraîche totale	1,0000	1,0000	1	0,6703	0,8808
ETP	0,6703	0,6703	0,6703	1	-0,7199
SICCITE (%)	0,8808	0,8808	0,8808	0,5926	1

Tableau 12: Matrice de corrélation (Pearson (n)) de T2

Variables	Biomasse feuilles fraîche	Biomasse racinaire fraîche	Biomasse fraîche totale	ETP	SICCITE (%)
Biomasse feuilles fraîche	1,00	1,00	1,00	0,68	0,89
Biomasse racinaire fraîche	1,00	1,00	1,00	0,68	0,89
Biomasse fraîche totale	1,00	1,00	1,00	0,68	0,89
ETP	0,68	0,68	0,68	1,00	0,59
SICCITE (%)	0,89	0,89	0,89	0,59	1,00

III.4.9. L'évapotranspiration et son influence sur la Siccité

La siccité est le pourcentage massique de matière sèche du dépôt de boues. La variation de la siccité du dépôt de boues dans les différents lits sont représentés par la figure 14. La siccité moyenne dans les bio solides à la surface des lits après quatre mois de suivis a varié de 41,97 et 94,75% dans T1 respectivement pour 3 jours de repos et 4 mois de repos, de 48,60 et 92,98% dans T2 respectivement pour 3 jours de repos et 4 mois de repos, de 50,74 et 82,95% dans T4 respectivement pour 3 jours de repos et 4 mois de repos et de 43,1 et 82,15% dans respectivement pour 3 jours de repos et 4 mois de repos T3. Le système planté, qui a le taux d'ETP le plus élevé, a également produit la masse fraîche totale, la masse foliaire fraîche et la siccité la plus élevée. De même, T2, qui a le taux d'ETP le plus faible, a également produit la masse fraîche totale, la masse foliaire fraîches et la siccité la plus faible (figure 14). La siccité est corrélée avec l'ETP ($r=0,59$), la biomasse totale et foliaire fraîche ($r= 0,88$ et $0,89$ respectivement T1 et T2) ce qui explique l'influence de l'ETP sur la siccité. Ces résultats confirment ceux de Stefanakis et Tsihrintzis (2012a) qui ont montré que l'évapotranspiration par les macrophytes améliore la déshydratation du dépôt obtenue par simple drainage de l'eau (de l'ordre de 10 à 15 %) et permet ainsi d'atteindre des siccités égale à 69 %.

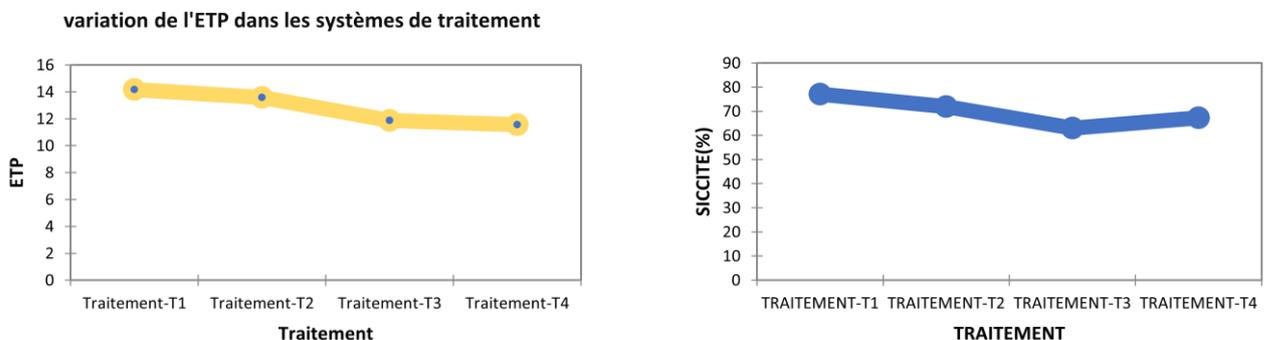


Figure 14:: courbes de l'évolution de l'ETP et de la siccité de dépôt de boues

III.4.10. Teneur en azote et en phosphore de la matière sèche de bambous

L'application des boues de vidange sur les lits de séchages a induit une augmentation significative des nutriments dans les différents traitements ($p < 0,001$). Les teneurs en nutriment des bambous ont augmenté dans tous les traitements. En effet dans T1, l'azote total (Nt), le

phosphore total (**Pt**) et le potassium (**K**) sont passés respectivement de 5,6 Kg/ha à 27,41Kg/ha, de 57,78 à 283,04 Kg/ha et de 177,04 à 867,17 Kg/ha puis dans T2 de 5,72 Kg/ha à 24,27 Kg/ha dans le même ordre que T1, de 58,56 à 248,37 Kg/ha et de 181,76 à 770,80 Kg/ha et enfin dans le CTRL de 4,65 Kg/ha à 12,86 Kg/ha, de 53,48 à 147,79 Kg/ha et de 245,67 à 678,92 Kg/ha toujours dans le même ordre.

Pour tous les types de traitement les teneurs en éléments potassium était la plus élevée et la teneur en azote était la plus faible. La teneur en potassium vaut 52,8 fois celle de l'azote et 4,6 fois celle du phosphore total.

Tableau 13: Teneur en nutriment d'un kg de matières sèches de bambous

	Nt(mg/kg)	Pt(mg/kg)	K(mg/kg)
CTRL	1,073	12,33	56,64
T1	1,191	12,3	37,68
T2	1,192	12,2	37,85

Selon le système de traitement et la partie de la plante (les organes de Bambous), la teneur en nutriment se présente dans l'ordre décroissant comme suit :

T1

Nt Feuilles > racines > tiges

Pt Racines > Feuilles > tiges

K Feuilles > Tiges > racines

Nt Feuilles : **T2** s > tiges

Pt Racines > Feuilles > tiges

K Feuilles > tiges > racines

CONTROLE (CTRL)

Nt Feuilles > racines > tiges

Pt Racines > Feuilles > tiges

K Feuilles > racines > Tiges

III.4.11 Biomasse aérienne et absorption de nutriments

A partir des résultats de la biomasse obtenue et du nombre de pousses comptés, le rendement annuel de la biomasse aérienne et la densité de pousses par hectare et par an ont été estimés en

partant d'une densité de plantation annuelle de 113889 pousses/ha pour le traitement témoin (CTRL) et 227778 et 236111 pousses/ha pour T1 et T2. À partir de la teneur en nutriments des bambous (tableau 12) et de la biomasse sèche totale produite (120,33, 106,47 et 62,67 t/ha/an respectivement dans T1, T2 et CTRL) sur les lits de traitement, l'azote, le phosphore et le potassium stockés dans la biomasse de bambou ont été calculés (**tableau 14**) :

Tableau 14: production totale annuelle en nutriments de la biomasses aériennes sèches

Traitement	Date	Nt (kg/ha an)	Pt (kg/ha an)	K (kg/ha an)
T1	10/08/2018	5,6	57,79	177,05
	01/10/2019	27,41	283,04	867,18
T2	10/08/2018	5,72	58,57	181,76
	01/10/2019	24,28	248,37	770,81
CNTRL	10/08/2018	4,66	53,48	245,68
	01/10/2019	12,87	147,8	678,92

La production de nutriment par hectare varie selon le type traitement. Le traitement témoin (CTRL) présente la plus faible production, avec un rendement d'environ 140 000 pousses par hectare et le traitement T1 a montré la plus forte production de nutriment avec un rendement de 228 000 pousses par ha/an. En effet la faible production du contrôle est strictement liée à sa densité initiale car possédant au départ la plus faible surface de production. Par contre T2 a la même surface et a la densité la plus élevée et par contre sa production est faible par rapport à T1. Cela pourrait s'expliquer par les difficultés liées à l'adaptation du bambou car sa production de biomasse foliaire est plus faible que celle de T1.

III.4.12. Rendement de la biomasse et dimensionnement d'une plantation de bambou pour le traitement des boues de vidanges

T1 étant le plus productif des différents traitements étudiés, avec un rendement de biomasse de 120,33 tonnes de matières sèches par hectare et par an (t MS/ha/an). Il est également le système de traitement où le bambou stocke la plus grande quantité nutriment dans sa biomasse aérienne et totale (tableau 14).

Dans sa production annuelle, T1 a produit 143,33, 1480 et 4534,3 kg/ha de Nt, Pt et K respectivement, sur la base d'une plantation de bambous de deux ans (2 ans) avec une densité de plantation de 228 000 pousses /ha. Ces valeurs ne concernent qu'une jeune plantation, mais une plantation mature absorbera davantage de nutriments. Selon ces valeurs, la surface

nécessaire au traitement des boues pourrait être optimisée en fonction de la capacité de Bambous à stocker l'azote et le phosphore dans ses parties aériennes. Ainsi, le volume optimal de boues de vidange épandu sur la plantation de bambou pourrait être déterminé pour limiter le lessivage de l'azote et du phosphore hors de la rhizosphère.

III.4.13. Accumulation des métaux par les bambous

Les résultats des analyses chimiques de la biomasse sèche des bambous produits sur les lits de séchages (Tableau 15 et figure 15) présentent l'ampleur de l'accumulation des métaux lourds par les bambous et aussi la variation de cette teneur dans les parties aériennes et dans les racines. Il apparaît au vu de ces résultats que le bambou concentre préférentiellement le fer. La distribution exceptionnelle du fer, peut être expliquée par le fait que c'est un élément essentiel à tous les organismes vivants notamment dans de nombreuses fonctions biologiques. Selon Richter (1993) le fer participe au transport de l'oxygène et joue un rôle primordial dans la biodisponibilité de ce dernier. Il rapporte aussi que chez les végétaux, il est indispensable à la synthèse de la chlorophylle, sa carence entraîne rapidement une chlorose.

Tableau 15: teneur des métaux de bambou dans les différents traitements en mg/Kg MS

Traitement	Cd(mg/kg)	Zn(mg/kg)	Mn(mg/kg)	Fe(mg/kg)
CTRL	530,33	572,5	709,33	3720,67
T1	248,11	635	835,22	2764,22
T2	149,44	519,44	770,78	2094,67

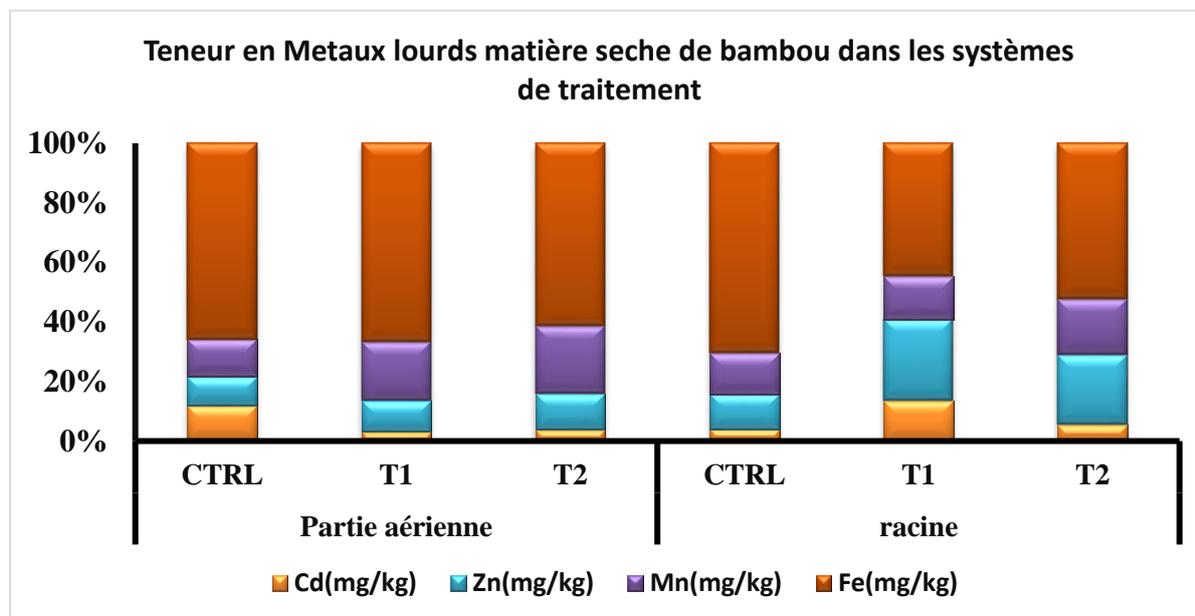
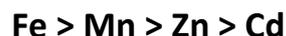


Figure 15: Teneur en Métaux lourds de matière sèche de bambou dans les parties épigée et hypogée des systèmes de traitement

On peut présenter pour le bambou sa capacité de rétention de différents éléments par ordre décroissant :

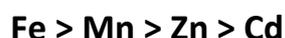


L'étude comparative de distribution des métaux lourds dans les différentes parties de bambou (Tableau 16), montre une forte accumulation de métaux lourds par la racine de bambou en l'élément cadmium (Cd) dans T1, ce qui confirme les résultats des travaux des chercheurs tels que Page et al. (1981) et Peterson (1986). Par contre elle montre une forte accumulation de la partie aérienne en Zinc, Manganèse et le Fer dans les autres systèmes de traitement.

Tableau 16: Teneur en métaux lourds des racines et de la partie aérienne

Bambous	Traitement	Cd(mg/kg)	Zn(mg/kg)	Mn(mg/kg)	Fe(mg/kg)
Partie aérienne	CTRL	466,17	382,33	485,67	2586,67
	T1	111,11	360,44	687,78	2315,22
	T2	103,78	328,56	614,44	1665,78
Racine	CTRL	64,17	190,17	223,67	1134
	T1	137	274,56	147,44	449
	T2	45,67	190,89	156,33	428,89

La capacité de rétention de différents métaux lourds dans la partie aérienne et les racines est dans le même ordre que pour le bambou entier :



La distribution des métaux lourds dans les parties aériennes et celle des racines dans les systèmes de traitement se présente de la façon suivante dans les organes de Bambous :

	T1		T2
Cd	Racines > Feuilles > tiges	Cd	Feuilles > racines > tiges
Zn	Racines > tiges > Feuilles	Zn	Feuilles > racines > tiges
Mn	Tiges > racines > Feuilles	Mn	Feuilles > tiges > racines
Fe	Tiges > Feuilles > racines	Fe	Feuilles > tiges > racines

CONTROLE (CTRL)

Cd	Feuilles > tiges > racines
Zn	Feuilles > tiges > racines
Mn	Tiges > racines > Feuilles
Fe	Feuilles > racines > tiges

Pour comparer l'accumulation des métaux lourds par les Bambous, on a calculé le coefficient d'assimilation α (teneur en métaux lourds des bambous issus des boues par rapport à celle de bambous issus des eaux usées de la STEP de 2IE) les résultats sont consignés dans le tableau 17.

Les coefficients d'assimilation en manganèse et en Zinc dans les tissus de bambous sont comparables et sensiblement supérieurs à celles en cadmium et le fer, ce qui signifie que le bambou assimile mieux Mn et Zn dans les boues que dans les eaux usées. On observe que les teneurs en métaux lourds dans les parties aériennes sont globalement supérieures à celles dans les racines. Ces observations montrent que les bambous adoptent des mécanismes physiologiques de transfert et d'accumulation plus performant vis-à-vis du fer, du manganèse et du zinc au niveau des racines dans les eaux usées puis dans le dépôt de boues et adoptent des mécanismes physiologiques de résistance pour le cadmium seulement dans T1.

Les études de Baker and Brooks (1989) et de Brooks (1998) ont montré que certaines plantes sont naturellement capables d'accumuler de fortes teneurs en métaux : ce sont des plantes accumulatrices, les teneurs accumulées dans leurs tissus peuvent être supérieures à celles présentes dans le sol. Certaines sont dites hyperaccumulatrices, si elles sont capables d'accumuler plus de 10000 mg/kg de Mn, Ni ou Zn, plus de 1000 mg/kg de Cu, Co, Pb, Cr, ou plus de 50 mg/kg de Cd dans leurs feuilles. Ces résultats classe le bambou dans la catégorie de plante accumulatrice.

Le coefficient d'absorption β (**Tableau 16**), représente le rapport de la teneur des métaux lourds retenus par les racines par rapport à celle du dépôt de boue (tableau 16). Pour tous les différents traitements, on a observé que ce facteur varie de 0,01 à 0,4 excepté le cadmium dans T1. Il

apparaît alors que par rapport au stock des métaux dans le dépôt, la masse des métaux accumulés dans les bambous est d'environ trois fois supérieures dans les dépôts de boues de T1 pour le cadmium. Les résultats similaires ont été observés avec Hinsinger (1998a). En effet, ces travaux ont montré que le rapport éléments traces/majeurs varie car la fraction d'un élément prélevé par la plante par rapport au stock initial est très supérieure pour les éléments traces.

Globalement, on peut dire que l'absorption et l'accumulation des métaux lourds par les plantes dépendent à la fois de l'espèce végétale et de l'élément chimique considéré ou encore du rapport des concentrations entre certains métaux.

Tableau 17: coefficients d'assimilation et d'absorption des métaux lourds par le bambou.

Facteur	Traitement	Cd(mg/kg)	Zn(mg/kg)	Mn(mg/kg)	Fe(mg/kg)
Assimilation (α)	T1	0,47	1,11	1,18	0,74
	T2	0,28	0,91	1,09	0,56
Absorption (β)	T1	3,00	0,08	0,08	0,01
	T2	0,44	0,10	0,11	0,01

Les teneurs en métaux lourds dans les parties aériennes sont de 1,31 à 7,26 fois plus élevées que celles des racines à l'exception du cadmium dans T1, suivant le métal et le type de traitement. Ce phénomène est illustré par les valeurs des coefficients de translocation des métaux (Tableau 18). Ces résultats montrent que l'absorption de certains métaux lourds (fer, manganèse et le zinc) est fortement importante dans la partie aérienne, comparativement à ceux obtenues avec le cadmium. Nous pouvons affirmer que le bambou a adopté des mécanismes racinaires qui lui ont permis de faciliter la mobilité de certains métaux (Cd, Fe, Mn, et Zn) au niveau des racines et d'accroître leur transfert vers les parties aériennes.

Tableau 18: Coefficients de translocation (Cp.a./Cracines) des métaux dans les bambous

Traitement	Cd(mg/kg)	Zn(mg/kg)	Mn(mg/kg)	Fe(mg/kg)
CTRL	7,26	2,01	2,17	2,28
T1	0,81	1,31	4,66	5,16
T2	2,27	1,72	3,93	3,88

III.5. CARACTERISTIQUES PHYSICOCHIMIQUES DU PERCOLAT

III.5.1. Variation du pH

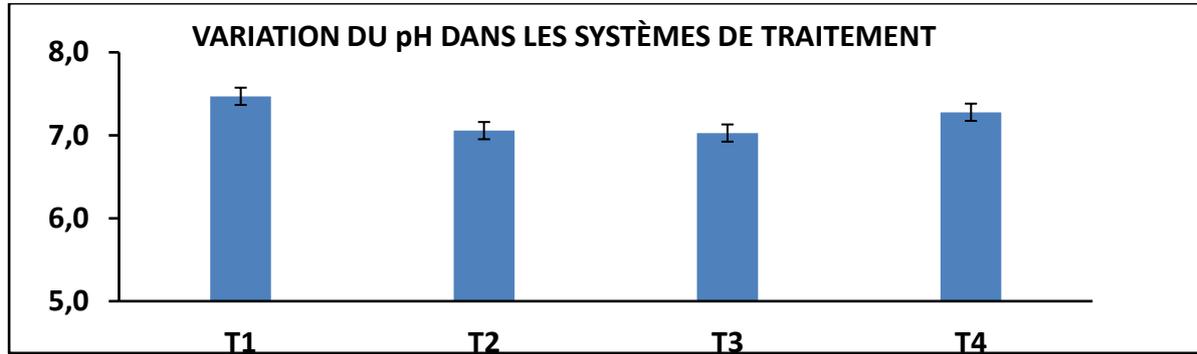


Figure 16: variation du pH dans les systèmes de traitement

Les valeurs moyennes du pH du percolât des différents systèmes varient entre 7,03 et 7,47. Les valeurs relevées restent conformes à la norme en vigueur au Burkina Faso qui impose des valeurs limites de rejet dans le milieu récepteur de 6,5 à 9. Il est à noter que les systèmes à charbon ont des valeurs moyennes proche de la neutralité absolue de 7 (7,03 et 7,06 respectivement pour **T4 et T2**) tandis que les autres présentent une légère alcalinité. Les **pH** maximaux obtenus sont respectivement 8,3, 8,41, 8,34 et 8,16 respectivement dans T1, T2, T3 et T4.

III.5.2. Variation de l'oxygène dissous

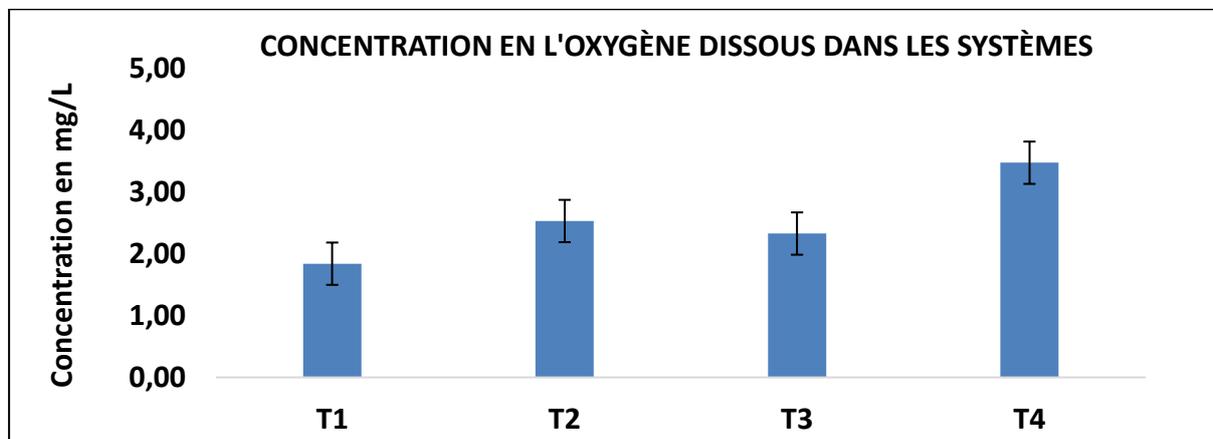


Figure 17 : Variation de la teneur en oxygène dissous dans les systèmes de traitement

La signification du paramètre de l'oxygénation des eaux est très claire puisque la présence d'oxygène dissous conditionne les réactions de dégradation-aérobie-de la matière organique et plus généralement l'équilibre biologique des milieux hydriques. Dans les réseaux d'assainissement des eaux usées, sa disparition complète s'accompagne généralement de l'apparition d'H₂S dans l'air, provenant de la réduction des composés soufrés présents dans les

effluents, et corrélativement du phénomène d'attaque acide du béton des canalisations (Thomas et Thomas O, 1995). Par contre sa présence inhibe les activités dénitrifiantes de la flore spécialisée.

L'état d'oxygénation du percolât montre des concentrations moyennes de 1,84 à 3,47 mg/L. Ce qui montre que le percolât est un peu pauvre en oxygène. La comparaison des valeurs en oxygène dissous du percolât avec celle des boues de vidange permet de déduire que ce percolât est bien oxygéné. La variation du pourcentage de saturation en oxygène est proportionnelle à la variation de l'oxygène dissous. Dans notre étude, ce paramètre, a enregistré une valeur maximale de 94.6% dans **T1** et une valeur minimale de 0% dans **T2** avec la plus grande moyenne de 34,14 %.

III.5.3. Variation de la conductivité

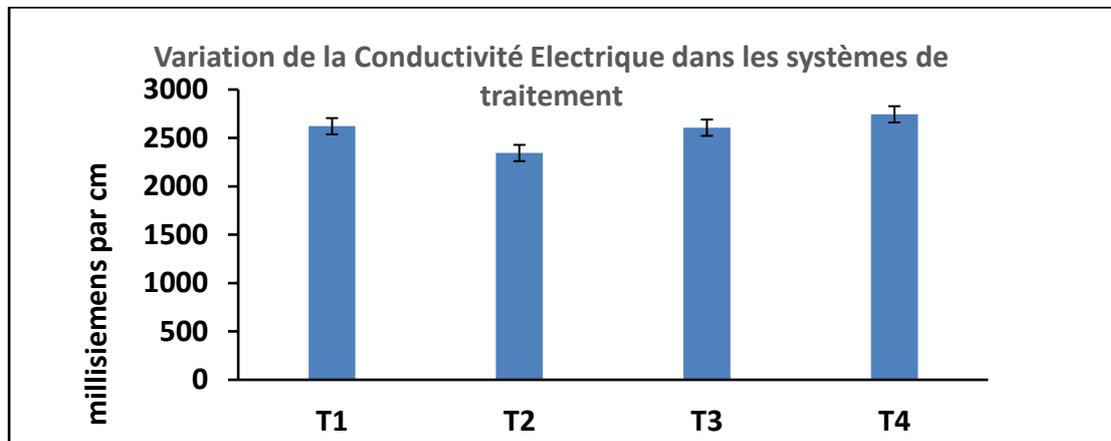


Figure 18: conductivité moyenne des percolât dans les systèmes de traitement
La conductivité électrique traduit le degré de minéralisation globale, elle nous renseigne sur le taux de salinité.

Les conductivités moyennes des systèmes sont de 2620,75, 2344,09, 2605,62 et 2743,86 ms/cm respectivement dans T1, T2, T3 et T4. Les résultats obtenus mettent en évidence une variation plus ou moins importante de la minéralisation dans les systèmes de traitement expérimentaux. La comparaison des valeurs de la conductivité électrique du percolât avec les normes de rejets au Burkina Faso (1000 μ s/cm) permet de déduire que ces percolât sont inacceptables au rejet.

III.5.4. Variation des solides totaux en solution (STD)

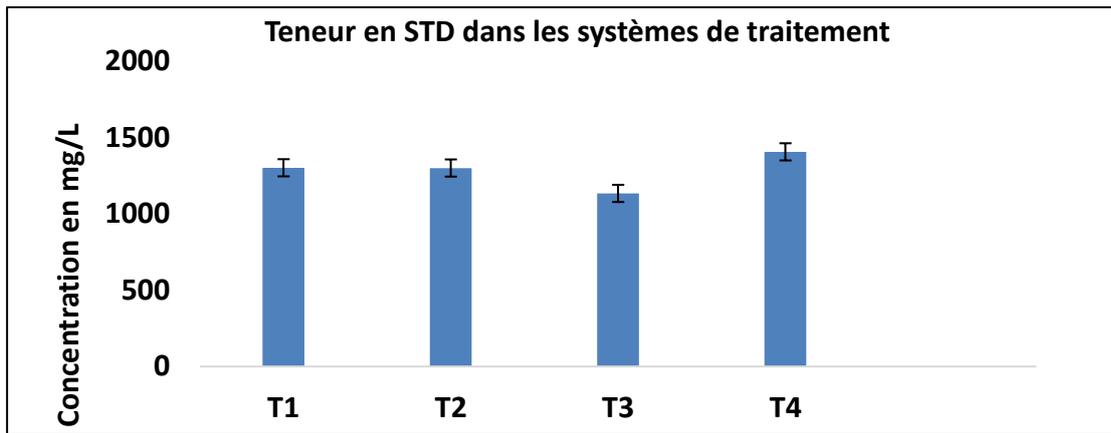


Figure 19: concentrations moyennes des STD

La variation des **STD** (Solides totaux dissous) suit la même évolution que celle de la conductivité électrique. Par conséquent les plus fortes moyennes ont été prises au niveau des systèmes **T1, T2 et T4** comme l'indique la figure 19. La comparaison de ces valeurs avec la grille de qualité de l'eau recommandée par l'OMS pour l'irrigation (7860 mg/L) classe ces eaux dans le type de léger à modéré (450-2000 mg/L)

III.5.5. Variation de la turbidité

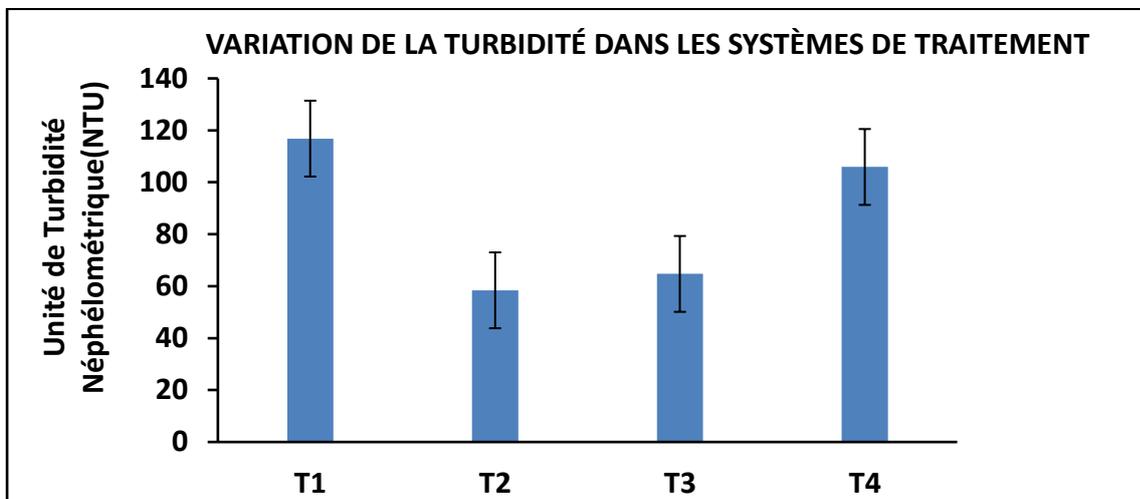


Figure 20; Turbidité moyenne des percolât dans les systèmes de traitement

La turbidité d'une eau est due à la présence des matières en suspension finement divisées : argile, limons, grains de silice, matières organiques, etc. L'appréciation de l'abondance de ces matières mesure son degré de turbidité. Celui-ci sera d'autant plus faible que le traitement aura été plus efficace. Ainsi les résultats de notre analyse montrent des valeurs faibles au niveau des systèmes utilisant le charbon et des valeurs plus élevées au niveau des systèmes n'utilisant pas

le charbon. En effet, les moyennes plus faibles sont observées dans les systèmes à charbon avec des valeurs de 58,4 NTU et 64,71NTU respectivement **T2 et T3** contrairement aux systèmes (**T1 et T4**) à boues simple où ces valeurs sont au-delà de 100 NTU. Les valeurs maximales sont respectivement 355 et 327 NTU pour **T2 et T3** puis 507 et 372 pour **T1 et T4**., ceci permet de conclure que le percolât des systèmes à charbon sont acceptables par rapport aux autres qui sont troubles et nécessitent un traitement supplémentaire. De façon générale, la variation de la turbidité du percolât a suivi étroitement celle de MES (figure 25)

III.5.6. Variation de la salinité

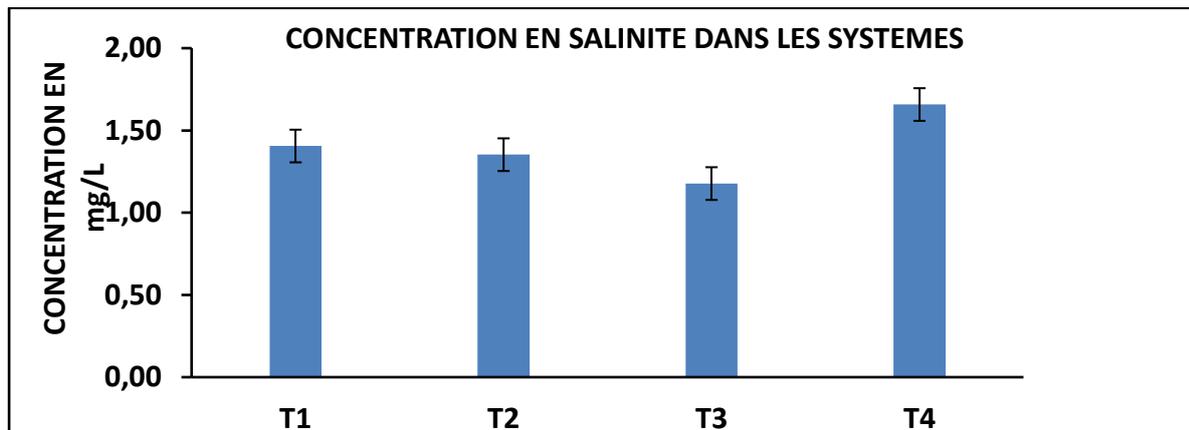


Figure 21 : concentrations moyennes de la salinité des percolât dans les systèmes de traitement En générale, la salinité suit les mêmes tendances que la conductivité électrique. Les résultats obtenus montrent que les valeurs maximales oscillent entre 2,72 mg /L et 8 mg /L. Les valeurs moyennes de la salinité quant à elle varient de 1,18 à 1,65 mg /L dont la plus grande valeur est enregistrée dans T4. La comparaison de nos résultats avec les normes de qualité des eaux destinées à l'irrigation de l'OMS permet de déduire que ces percolât sont acceptables pour l'irrigation des cultures (inferieur à 7680mg/L).

III.5.7. Variation du potentiel redox

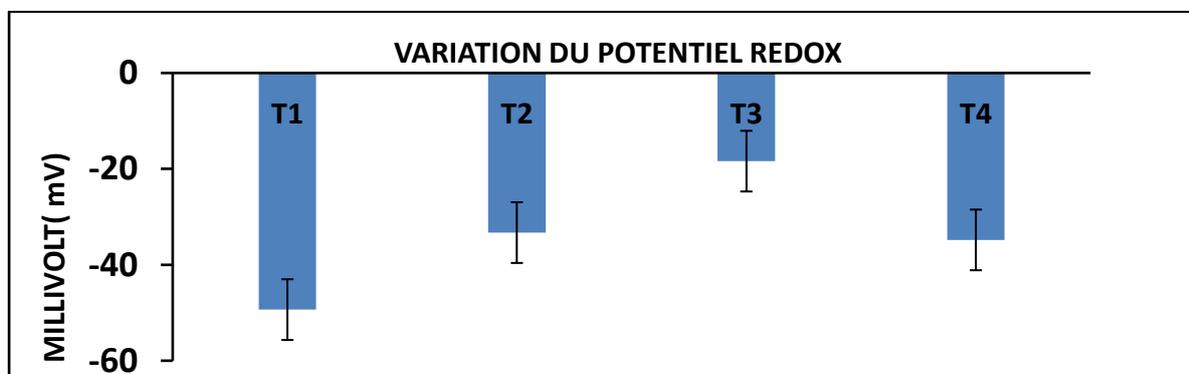


Figure 22 : les valeurs moyennes du potentiel redox des percolât dans les systèmes de traitement. Durant notre étude, presque toutes les valeurs du potentiel redox sont négatives avec des valeurs moyennes de -49,35mV, -33,29mV, -18,38mV et -34,81mV respectivement dans les systèmes T1, T2, T3 et T4. Ces résultats indiquent que le percolât est un milieu réducteur où l'activité électronique est intense et favorable à la minéralisation des matières oxydables.

III.5.8. Variation de la demande biochimique d'oxygène en 5 jours (DBO₅)

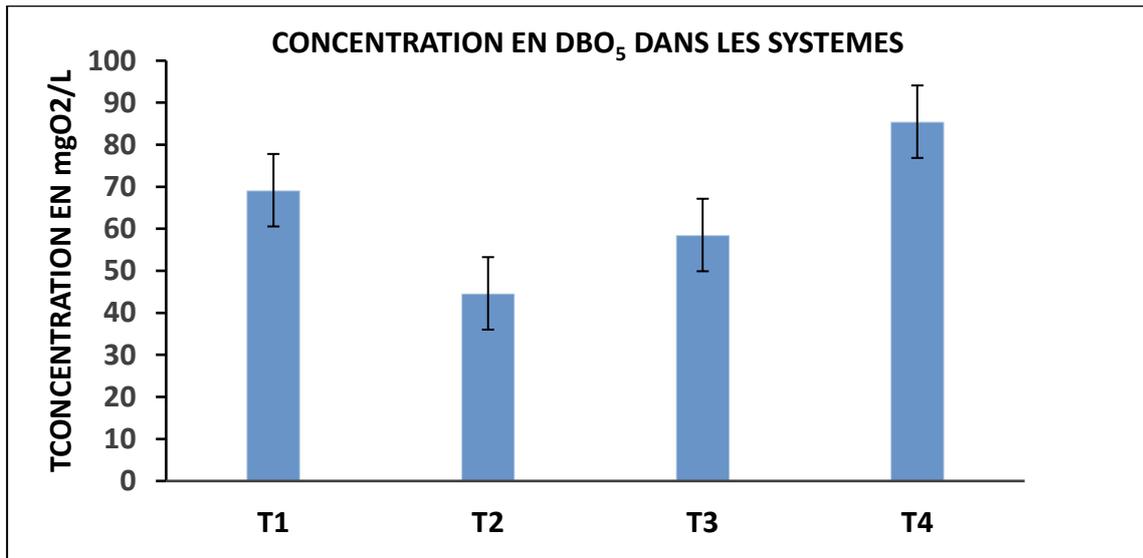


Figure 23 : Concentrations moyennes de la DBO₅ dans les systèmes de traitement

Les concentrations moyennes sont de 69,19, 44,64, 58,53 et 85,49 mg d'O₂/L respectivement dans T1, T2, T3 et T4. Les valeurs moyennes élevées ont été observées au niveau de T1 et T4. Les systèmes T2 et T3 ont les plus faibles moyennes (figure 23). On constate que les valeurs moyennes sont supérieures à 40,0 mg O₂/L, considérée comme valeur limite de rejet dans le milieu récepteur au Burkina Faso. Ces valeurs sont inférieures à celle trouvées par Cofie et al. (2006), Ouédraogo (2015) à la STBV de Zagtoui et Fofana (2015) à la STBV de Kossodo et par Paing & Voisin (2005). Ces résultats mettent en évidence une réduction des teneurs entre la DBO₅ des boues de vidange et leur percolât. Ces résultats pourraient s'expliquer par la présence de micro-organismes qui ont consommé et assimilé les nutriments de la pollution à éliminer. En effet les boues de vidange sont des substances dont la matière organique oxydable est importante (Kouawa, 2016)

III.5.9. Variation de la demande chimique en oxygène (DCO)

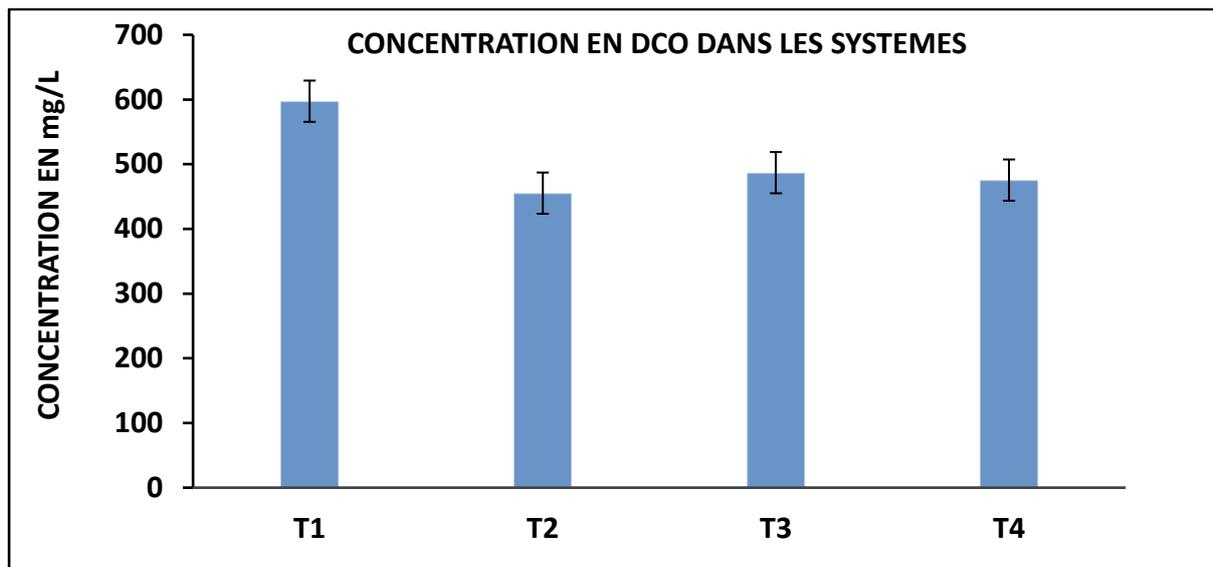


Figure 24 ; Concentrations moyennes de la DCO dans les systèmes de traitement

La demande chimique en oxygène est la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder les matières organiques y compris les matières biodégradables et non biodégradables par voie chimique (Rejsek, 2002). Les résultats de DCO dans le percolât sont représentés par la figure 24.

Les moyennes oscillent entre 475,44 à 597,35mg d'O₂/L. Ces valeurs sont inférieures à celle trouvées par (Kengne, 2006) avec *Echinichloas pyramidalis* et avec *Cyperus papyrus* et par Vincent et al. (2011) avec *Phragmites australis*. Par contre elles sont supérieures à celles trouvées par (Kengne, 2006) avec *Phragmites australis* et avec *Typha augustifolia*. La différence des résultats de nos travaux par rapport aux autres études pourrait être dû à l'origine des boues mais surtout au type de plantes utilisées.

Ces concentrations moyennes du percolât sont supérieures à 150 mg d'O₂/L considérée comme valeur limite de rejet au Burkina Faso. La **DCO** évolue en sens inverse avec l'oxygène dissous, ce qui traduit une utilisation de l'oxygène pour la dégradation de la matière carbonée (Koné, 2002). Les faibles concentrations de la demande chimique en oxygène peut être expliquée par la diminution de la matière organique par oxydation chimique des molécules oxydables contenues dans le percolât.

III.5.10. Variation des matières en suspension (MES)

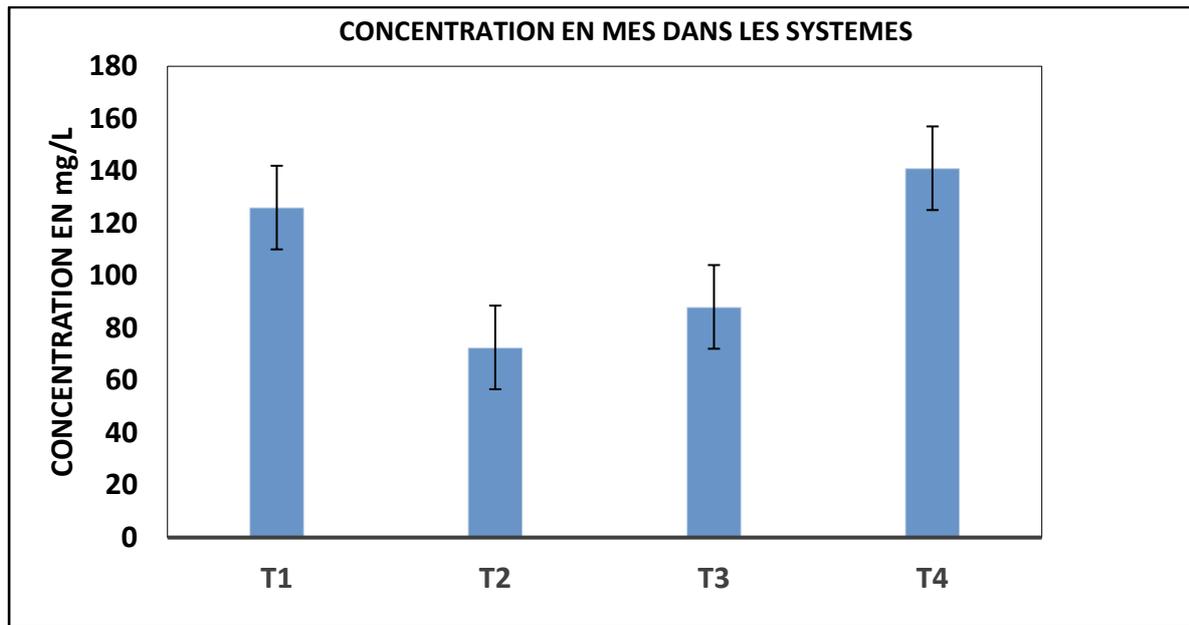


Figure 25: Concentrations moyennes de la MES dans les systèmes de traitement

La matière en suspension représente l'ensemble des particules minérales et organiques contenues dans le percolât. Elle intervient dans la composition de l'eau par son effet d'échanges d'ions ou d'absorption aussi bien sur les éléments chimiques à l'état de traces que sur les microorganismes. Les concentrations moyennes en **MES** du percolât varient entre 72,60mg/L et 141,05, l. Tout comme la **DBO₅** et **DCO** les valeurs moyennes les plus élevées ont été enregistrées dans les systèmes n'utilisant pas le charbon (**T₁** et **T₄**). Ces concentrations moyennes sont inférieures à celles de Vincent et al. (2011), de Cofie et al. (2006), et de Paing & Voisin (2005) avec des *Phragmites australis*. Comparativement aux normes de rejets au Burkina Faso ces valeurs moyennes sont dans la fourchette de limites acceptables.

III.5.11. Évaluation de la pollution organique du percolât

Pour une meilleure appréciation de la biodégradabilité, le calcul des rapports **DCO/DBO₅**, **DBO₅/DCO**, **MES/DBO₅** et l'estimation de la Matière Oxydable (**MO**) présente des intérêts très importants. L'utilisation de ces paramètres de caractérisation constitue un bon moyen pour donner une image du degré de pollution du percolât et aussi pour optimiser les paramètres physico-chimiques de ces derniers afin de proposer un mode de traitement convenable.

Tableau 19: les ratios de Pollution des différents systèmes de traitements

Ratio	T1	T2	T3	T4	Effluents Urbain strict
DCO/DBO₅	8,63	10,2	8,32	5,56	2,2-2,5
DBO₅/DCO	0,12	0,1	0,12	0,18	-
MES/DBO₅	1,82	1,63	2,41	1,03	0,8-1,2
MO	245,24	181,52	201,32	215,47	-

Le rapport **DCO/DBO₅** permet de déduire la biodégradabilité d'un effluent et fournit des indications importantes sur l'origine de la pollution des eaux usées et le traitement convenable à réaliser (Rodier ; 1996). Si le rapport est supérieur à 3 la matière organique est considérée non biodégradable et le traitement convenable est tout à fait chimique à l'inverse s'il est inférieur à 3 dans ce cas la charge organique est biodégradable par un traitement biologique (THOMAS et THOMAS (Olivier), 1995). Le percolât présente des ratios **DCO/DBO₅** qui varient entre 5,56 et **10,2** ce qui montre une grande variation de l'efficacité du traitement selon les systèmes de traitement. La valeur minimale est obtenue dans **T₄** et comme valeur maximale dans **T₂**. En effet plus la valeur est grande cela traduit une bonne minéralisation des matières oxydables et par conséquent de l'efficacité du traitement par rapport à la matière organique. On remarque que les coefficients sont plus élevés dans les systèmes plantés que non plantés. Donc, on peut conclure que le percolât présente une très faible charge organique, ils sont difficilement biodégradables, et confirme leur origine domestique.

Pour caractériser une pollution industrielle, on considère souvent le rapport **DBO₅/DCO**, qui donne des indications très intéressantes sur l'origine d'une pollution des eaux usées et ses possibilités de traitement (THOMAS et THOMAS O., 1995). Pour notre étude, ce rapport est relativement très faible variant de **0,08 à 0,18**. C'est le cas général pour les rejets très faiblement chargés en matières organiques. Cette charge organique ne rend pas le percolât instables, c'est à dire qu'elle n'évoluera pas vers des formes "digérées" avec le risque de dégagement d'odeurs. Donc le traitement supplémentaire convenable ne serait donc pas biologique.

Le rapport **DBO₅/DCO** étant très faible cela confirme que le percolât est très faiblement chargé en matières organiques. Ce résultat obtenu est confirmé par l'estimation de la Matière Oxydable, qui est dans l'intervalle de **181,52-245,24** avec un rapport moyen de **MES/DBO₅** variant entre **1,03 à 1,82**. Par ailleurs, les rapports **DCO/DBO₅** sont très élevés, ce qui nous permet de déduire que le percolât est difficilement biodégradable.

III.5.12. Variation de l'ammonium (NH_4^+)

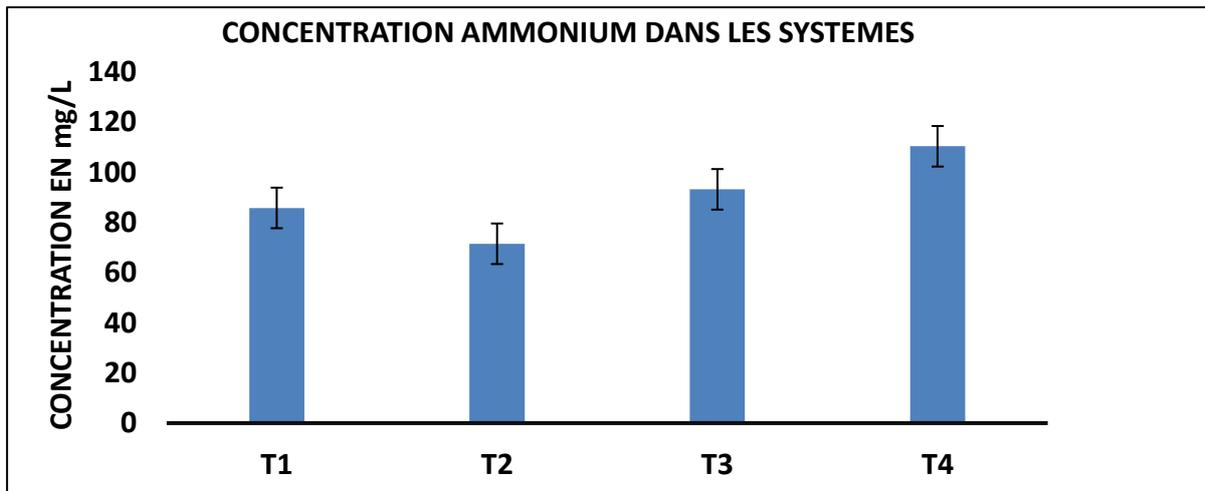


Figure 26 : Concentrations moyennes de l'ammonium dans les systèmes de traitement
Les valeurs de la concentration de NH_4^+ du percolât, durant la période de l'étude, sont représentées graphiquement dans la Figure 26. Ces valeurs moyennes sont toutes largement au-dessus de la limite de rejet autorisée au Burkina Faso ce qui rend ces percolât inacceptable au rejet.

Ces valeurs restent inférieures à celles trouvées par Kengne (2006), Troesch (2009) et Koottatep et al. (2005) mais sont supérieures à celles trouvées par Vincent et al. (2011) et Abiola et al. (2011). L'ammonium est un produit de dégradation de l'azote organique et fait partie intégrante du cycle de l'azote dans la production des nutriments. Des teneurs élevées en ammonium ont été relevées au niveau de tous les systèmes avec des valeurs plus élevées dans le système non planté alimenté en boues de vidange uniquement (Figure 26) ; ce phénomène est d'autant plus prononcé que le milieu est alcalin ($\text{pH} > 7$ les systèmes à boues de vidange uniquement). Les écart-types par systèmes étant important (oscillant entre 72,94 à 176,1,) ceci indique une dispersion autour de la moyenne (annexe 2 tableau 22 à 25). Cette dispersion révèle la variabilité des boues de vidanges d'où ces teneurs en ammonium pourraient s'expliquer par la provenance des boues de vidanges (fosse septique ou latrine) et la fréquence de vidanges. En effet, dans ces ouvrages les conditions d'anaérobiose favorisent la production d'ammonium, qui s'oxydera dans les conditions aérobies des lits de séchage. Par ailleurs, plus le séjour des boues dans la fosse est long, plus la minéralisation est importante. La minéralisation est plus ou moins importante en fonction de la durée du stockage.

III.5.13. Variation des nitrates (NO_3^-)

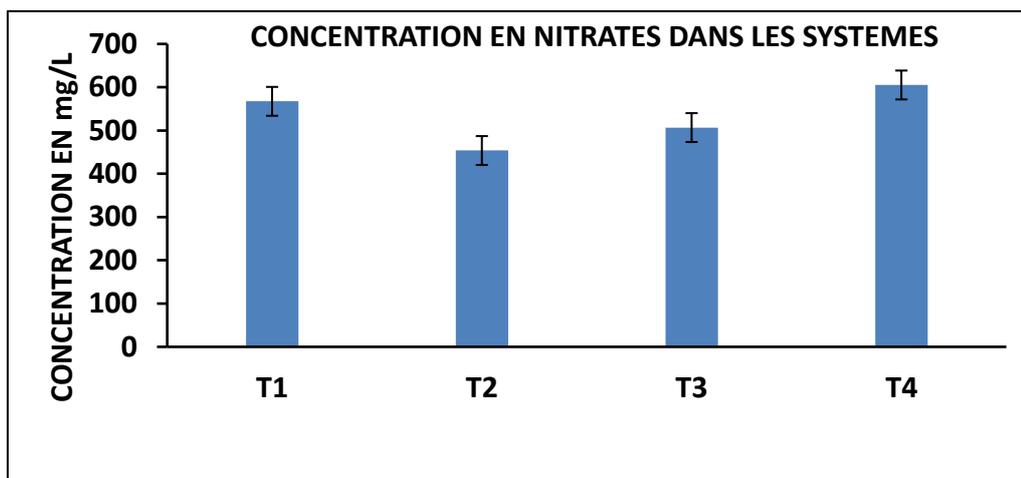


Figure 27 : Concentrations moyennes des nitrates dans les systèmes de traitement

La concentration moyenne en nitrates varie entre 453,73 mg/L et 605,22 mg/L pour l'ensemble des systèmes, avec cependant, des teneurs maximales atteignant plus de 2100 mg/l dans les systèmes plantés (annexe 2 tableau 22 à 25). Cela dénote d'un bon processus de nitrification : Les bactéries du genre *Nitrosomonas* oxydent l'ammonium en nitrite (nitritation) tandis que celles du genre *Nitrobacter* transforment les nitrites en nitrates (nitration). La présence d'oxygène dissous dans le percolât a été indispensable à l'accomplissement de la nitrification biologique puisqu'une concentration minimale de 2 mg- O_2 /L a été relevée dans presque tous les systèmes. En deçà de cette valeur, des pertes significatives de rendement sont à prévoir (Grady *et al.* 1999).

Les valeurs moyennes sont très supérieures à la réglementation nationale qui a fixé le seuil de rejet à 11,4 mg/L. Les fortes teneurs en nitrates sont probablement dues au fait que l'azote contenu dans ce percolât sont issus de boues de vidange provenant essentiellement des urines humaines et dont les conditions du milieu ont été favorable à la nitrification. Comme les valeurs relevées ne respectent pas la norme de rejet, il est donc une nécessité de procéder à un traitement supplémentaire du percolât afin d'éviter des risques de pollution des eaux de surface et souterraines.

III.5.15. Variation des ortho phosphates et le phosphore total

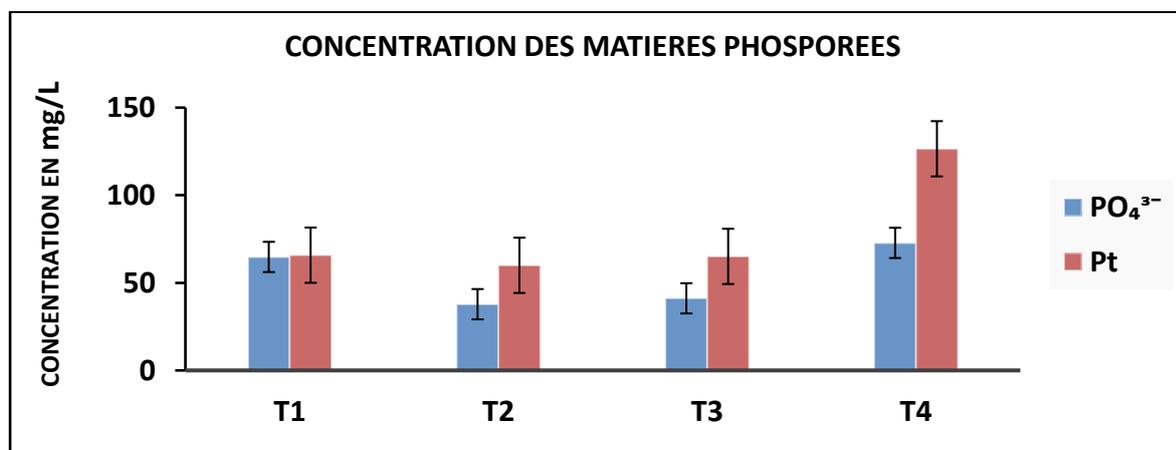


Figure 28 : Concentrations moyennes des matières phosphorées dans les systèmes de traitement

Les concentrations moyennes variant entre 37,8 et 72,79 puis 60 et 126,51mg/L respectivement en ortho phosphates et le phosphore total. Ces valeurs sont supérieures à celle trouvées par Abiola et al. (2011), puis par Joceline et al. (2016) et inférieures à celles de Ouédraogo (2015). Les concentrations moyennes en ortho phosphates au cours du suivi sont largement supérieures aux normes de rejets aux Burkina Faso (5mg/L), d'où un traitement supplémentaire est nécessaire avant rejet ou réutilisations en agriculture.

III.5.16. Performances épuratoires des systèmes de traitement

III.3.16.1. Performances épuratoires des matières organiques

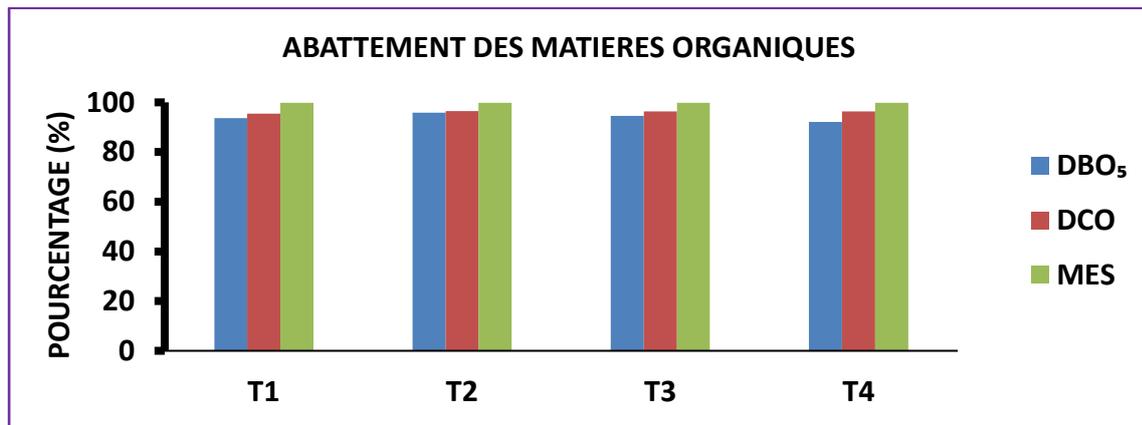


Figure 29 : performances épuratoires des matières organiques

Les taux d'élimination de MES (Figure 29) mettent en évidence des rendements presque 100 % dans tous les systèmes de traitement (plus de 99,7%). Cette élimination peut être expliquée principalement par des processus physiques (sédimentation et filtration). Les systèmes à écoulement vertical sont alimentés en surface et l'effluent percole verticalement à travers le substrat. L'effluent subit alors une étape de filtration permettant une rétention physique des matières en suspension à la surface, ce qui favorise ainsi une accumulation de boues.

L'élimination de la DCO fait intervenir des phénomènes physiques de sédimentation et de filtration de la forme particulaire, ainsi que des phénomènes biologiques de dégradation et de décomposition de la matière organique particulaire et dissoute associés à la flore bactérienne. Les taux d'élimination pour la DCO varient entre 95,44 à 96,53%. La forte réduction de la DCO (plus de 95%) indique qu'une bonne assimilation bactérienne a pris place dans le massif filtrant. Ceci est probablement lié d'une part à une meilleure oxygénation de ce dernier permettant aux bactéries aérobies de proliférer et d'assurer en conséquence une meilleure minéralisation ou oxydation de la matière organique et d'autre parts à la faible quantité d'eau restituée obtenue

qui est lié essentiellement à la transpiration des plantes. Par conséquent, la plus grande partie des polluants organiques est retenue dans le lit planté, ce qui réduit la concentration des solutés dans le percolât.

L'élimination de la DBO₅ s'effectue grâce aux bactéries hétérotrophes (*Pseudomonas*, *Flavobacterium*, *Archromobacter* et *Alcaligenes* sp.) (Maynard, et al. 1999).

La DBO₅ présente une évolution similaire à celle de la DCO. Ce qui nous renseigne sur l'aspect biodégradable des matières organiques. Toutefois, les taux d'élimination de NH₄⁺ et Pt sont similaires à ceux de la DBO₅ et de la DCO, témoignant ainsi, d'un lien très fort entre ces éléments.

III.5.16.2 performances épuratoires des systèmes en matières Azotées et Phosphorées

Tableau 20:performances en matières Azotées et Phosphorées

Paramètres	T1	T2	T3	T4
PO ₄ ³⁻ (%)	-15,87	32,38	26,39	-30,22
Pt (%)	98,28	98,43	98,3	96,69
NO ₃ ⁻ (%)	-315,96	-232,63	-271,51	-343,68
NH ₄ ⁺ (%)	78,07	81,72	76,17	71,78

Le tableau 20 donne les taux d'élimination des matières azotées et phosphorées.

Les taux d'élimination de l'ion ammonium, suivent la même variation que celle du phosphore total. Les taux d'élimination de l'ion ammonium, oscillent entre 71,78 et 81,72%, ces valeurs sont comparables à celles trouvées par d'autres chercheurs pour des climats similaires (Kengne, 2006.) avec des *Echinichloas pyramidalis* et *Cyperus papyrus* et Vincent et al. (2011) avec des *Phragmites australis* par contre elles sont inférieures à celles trouvées par Troesch (2009) avec des *Phragmites australis* et (Abiola et al. 2011) avec des *Echinichloas pyramidalis*.

L'élimination de l'ion ammonium montrent que les systèmes éliminent mieux le NH₄⁺ que les formes oxydées de l'azote.

L'augmentation des nitrates dans les systèmes témoigne de l'importance des phénomènes de nitrification souvent considérés comme négligeables pour les traitements par lagunage par plusieurs auteurs (Neel et al., 1961 ; Walker et Leclerc, 1973 ; Pujol, 1982). Cependant d'autres comme Schleypen (1983) lui attribuent un rôle primordial. Dans le cas de notre étude nous pensons qu'il a un rôle primordial en ce sens que toutes les conditions (T°C, pH et O₂) sont réunies pour favoriser le processus.

Le taux d'élimination du phosphore total suit la même variation que celle de la DBO_5 , DCO et NH_4^+ mais avec des moyennes inférieures à celles du phosphore total. Quant aux ortho phosphates (PO_4^{3-}) on observe dans les systèmes à charbon des moyennes d'élimination de 32,28% et 26,38% respectivement pour T2 et T3.

Globalement ces bons rendements épuratoires obtenus à petite échelle (notre étude) sont similaires à ceux obtenus au Sénégal en grandeur réelle avec des rendements épuratoires de 99 % pour les MES, 99 % pour la DCO, 91 % pour NH_4^+ et 97 % pour PO_4^{3-}

III.6. CARACTERISTIQUES BACTERIOLOGIQUES

Les résultats des analyses bactériologiques du percolât sont illustrés par la figure 30.

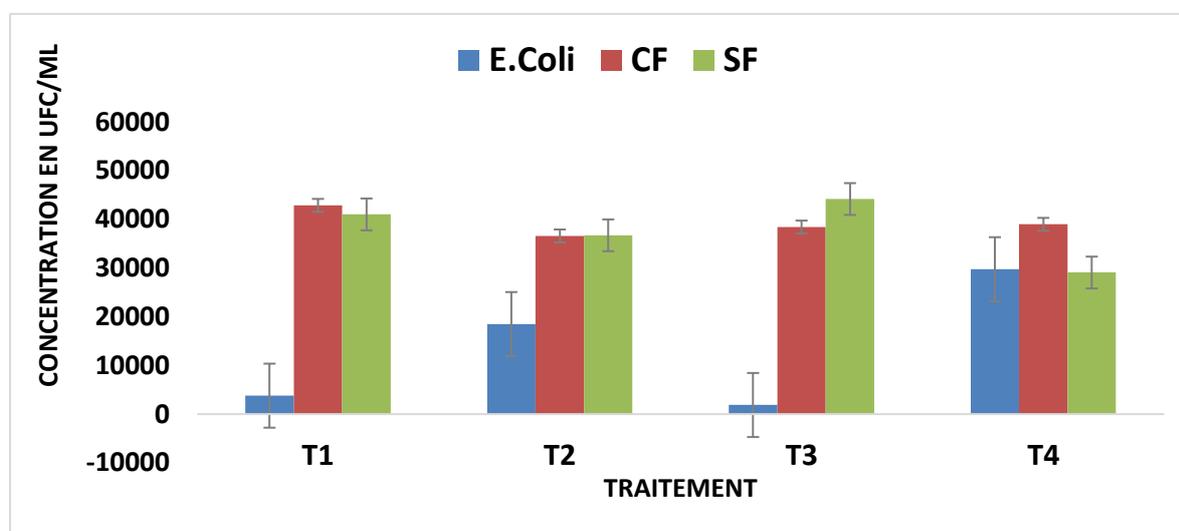


Figure 30: Concentrations en microorganismes dans les systèmes de traitement

III.6.1. Coliformes fécaux (CF) et E. Coli

Les valeurs moyennes en *E. Coli* varient entre $3,78.10^3$ à $2,97.10^4$ UFC/100 mL dépassant ainsi la limite préconisée par la réglementation nationale de rejet dans le milieu récepteur fixées à 2000 UFC/100 mL.

Les concentrations moyennes en coliformes Fécaux varient entre $3,66. 10^4$ et $4,28.10^4$ UFC/100 mL. Ces concentrations sont supérieures à celles trouvées par Dingammael (2014), Barro (2012), Fofana (2015) et à Ouédraogo (2015) à Ouagadougou. Elles sont par contre inférieures à celles trouvées par Radaidah et Al-Zboon (2011) en Jordanie et Al Muzaini (2008) à Jahra. Cette différence de valeurs est due au fait que les caractéristiques des boues de vidange dont sont issues le percolât varient d'une région à une autre et probablement du type de plante utilisé.

D'après Gleeson et Gray (1997), ces valeurs très élevées sont dues à la capacité de ces germes à résister aux conditions environnementales difficiles.

Les *E. colis* indiquent clairement dans le percolât une contamination fécale et par conséquent, le risque épidémiologique potentiel que représente leur rejet sans traitement (Rodier, 2009). Elles sont inférieures à ceux trouvés par Barro (2012) à Ouagadougou. Les résultats montrent des valeurs très élevées et peuvent s'expliquer probablement à la capacité de ces germes à résister aux conditions environnementales difficiles et par l'effet de lessivage.

III.5.2. Streptocoques fécaux (SF)

Les résultats montrent que les concentrations en streptocoques fécaux (SF) du percolât sont assez élevées. En effet leur concentration moyenne est de l'ordre de $(3,47-4,42).10^4$ UFC /100 mL. Ces valeurs moyennes dépassent les limites de rejet dans le milieu naturel (2000UFC/100ml) au Burkina Faso.

Les concentration moyennes en streptocoques fécaux sont supérieures à celles trouvées par Dingammael (2014), Barro (2012), FOFANA (2015) et à OUEDRAOGO (2015) à Ouagadougou.

III.5.3 Abattements microbiologiques

Les résultats montrent des performances épuratoires très importantes pour les paramètres bactériologiques : l'élimination globale des SF est de 2,2, 2,21, 2,17 et 2,27 ULOG respectivement dans T1, T2, T3 et T4, celle des coliformes fécaux (CF) est de 9,22 dans T1, 9,35 ULOG dans T2, 9,27 ULOG dans T3 et 9,34 ULOG dans T4 ULOG et enfin celles des *E. Coli* sont supérieures à 10 ULOG. Pour le paramètre *E. Coli* les systèmes non plantés ont été les plus efficaces et quant au CF, c'est T2 et T4 qui l'ont été et enfin pour SF, on note des performances similaires.

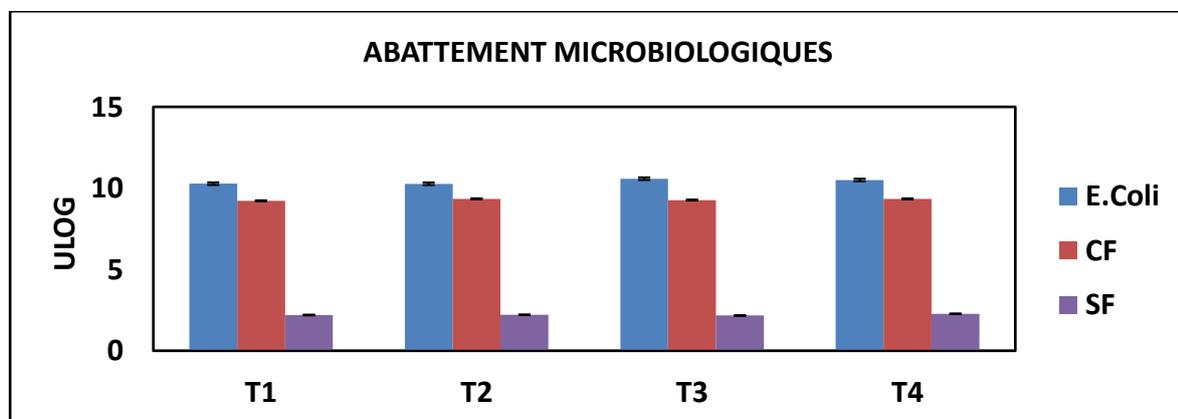


Figure 31 : performances épuratoires des systèmes de traitement

CONCLUSION GENERALE

Il ressort de notre étude que le choix des procédés extensifs à base de macrophytes pour l'épuration des BV apparaît avantageux vu les performances épuratoires.

Les BV provenant des systèmes d'assainissement autonome peuvent être convertis en biosolides sûrs et en liquide avec moins de pathogènes pour leur réutilisation dans l'agriculture si le traitement est efficace.

L'espèce de macrophyte utilisée dans ce procédé est locale qu'on peut trouver ici au Burkina Faso. L'objectif général de cette étude est d'évaluer le potentiel d'adaptation des espèces de *Bambusa vulgaris* (Bambou) aux conditions d'alimentation par les boues de vidange dans un système de traitement LSP à l'échelle pilote.

Les résultats de la présente étude montrent que le bambou s'adapte bien sur les lits de séchages pour le traitement des boues de vidange. Plus encore le bambou a un grand potentiel de d'évapotranspiration qui a un impact considérable dans la déshydratation des dépôts de boues et d'une capacité de phytoremédiation des sols pollués par les métaux lourds dans les conditions de l'expérience.

Les résultats obtenus montrent aussi que les systèmes de traitements fournissent une grande élimination des polluants organiques et inorganiques (**DBO₅**, **DCO**, **NH₄⁺**), alors que l'efficacité d'élimination des ortho phosphates (**PO₄³⁻**) est faible tandis que celle des nitrates restent négatives.

Par ailleurs, le système présente d'excellentes performances en ce qui concerne l'abattement de la charge bactérienne.

Les systèmes plantés apparaissent comme les plus performants par rapport aux non plantés, mais l'analyse de la variance ne révèle aucune différence significative.

Au regard des valeurs moyennes des différents paramètres obtenus, les normes de rejet au Burkina Faso ne permettent pas que le percolât issu du traitement des boues de vidanges sur LSP soit rejeté dans le milieu récepteur ou dans le réseau d'égouts. Un traitement supplémentaire du percolât en aval des lits de séchages serait donc absolument nécessaire pour obtenir un sous-produit assaini.

Malgré du percolât de qualité relativement médiocre, les performances globales pour différents paramètres sont appréciables.

Au regard de ce résultat, nous osons espérer que la filière ait un bel avenir au Burkina Faso, étant donné qu'elle pourrait s'autofinancer et créer des emplois et de la richesse.

PERSPECTIVES

· Cette étude effectuée sur des pilotes mériterait d'être poursuivie sur des LSP en grandeur réelle pour confirmer les résultats obtenus.

Compte tenu donc des potentialité de l'utilisation des boues déshydraté il serait indiqué de mener une étude sur le processus de de minéralisation et désinfection du dépôt des boues des LSP.

Il serait intéressant d'évaluer les performances de ce procédé pour le traitement des boues de vidange en exploitant les capacités de bioaccumulation des métaux lourds (Arsenic, plomb, nickel, ...) par les Bambous.

· Il serait également intéressant d'optimiser les performances et l'efficacité de ce système dans l'élimination des micropolluants (d'origine pharmaceutiques et pesticides) qui présentent un caractère de pseudo-persistence du fait de leur rejet continu dans l'environnement.

· L'utilisation de *Bambusa Vulgaris* est un processus qui a joué un rôle dans l'élimination de la DCO. D'après VAVASSEUR et al. (2003), ce processus peut être divisé en cinq domaines différents. La phytoextraction qui consiste à extraire du sol des polluants et de les concentrer dans les parties aériennes ou racinaires, et qui sont ensuite récoltées. La phytodégradation qui emploie ces hélrophytes en association avec des micro-organismes pour dégrader les polluants organiques du sol. La rhizofiltration qui permet d'utiliser les racines des plantes pour adsorber et absorber les métaux des eaux contaminées. La phytostabilisation qui consiste à se servir des plantes afin de réduire la biodisponibilité des polluants. La phytovolatilisation, enfin, les utilise pour volatiliser les polluants. Il est donc nécessaire de faire des études sur ces processus avec le *Bambusa Vulgaris* pour en savoir d'avantages.

Il serait enfin intéressant de mettre en place un système de traitement du percolât en aval pour la valorisation en agriculture.

V. BIBLIOGRAPHIE

- Aalbers, Th G., J. J. J. M. Goumans, et H. A. van der Sloot. 1991. *Waste Materials in Construction* Elsevier.
- Abiola, T.F.S., Mbéguéré, M., Dodane, P.H. and Koné, D. (2009) *Traitement des boues de vidange domestiques à Dakar (Sénégal) : Etude du comportement et des performances d'une plante fourragère Echinochloa pyramidalis dans les lits de séchage en grandeur réelle. Gestion des Boues de Vidange optimisation de la filière. SANDEC EAWAG. 57-60.*
- Alloway B.J. 1995. In "Heavy metals in soils, seconde édition, Ed. Alloway B J., Blackie academic et professional, Londres (Rayome-Uni)
- APHA/AWWA/WEF. 2005. « méthode standard pour l'analyse de l'eau et de l'eau usée ». <https://doi.org/10.2166/washdev.2013.156>.
- Aronsson, P., Perttu, K., 2001. Willow vegetation filters for wastewater treatment and soil remediation combined with biomass production. *The Forestry Chronicle* 77, 293–299.
- Aronsson, P.G., Bergstrom, L.F., 2001. Nitrate leaching from lysimeter-grown short-rotation willow coppice in relation to N-application, irrigation and soil type. *Biomass and Bioenergy* 21, 155–164.
- Aronsson, P., Perttu, K., 2011. Willow vegetation filters for wastewater treatment and soil remediation combined with biomass production. *The Forestry Chronicle* 87, 797-797.
- Assis, Andrêssa S.F., Marcelo Henrique Otenio, Betânia P. Drumond, Tulio M. Fumian, Marize P Miagostovich, et Maria Luzia da Rosa e Silva. 2017. « Optimization of the skimmed-milk flocculation method for recovery of adenovirus from sludge ». *Science of The Total Environment* 583 (avril): 163-68. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.045>.
- Augustin Tchonda, Magalie Bassan, Dr. Mbaye Mbéguéré, et Dr. Linda Strande. 2011. « Caractérisation physico-chimique des boues de vidange dans la ville de Ouagadougou », 20.
- Bassan, Magalie, Mbaye Mbéguéré, F Zabsonre, et Linda Strande. 2013. *Integrated faecal sludge management scheme for the cities of Burkina Faso. Vol. 3*
- Bialowiec A., Wojnowska-Baryla I., Agopsowicz M. (2007). The Efficiency of Evapotranspiration of Landfill Leachate in the Soil-plant System with Willow *Salix amygdalina* L. *Ecological Engineering* 30 (4), p.356-361.
- Brix H. (1994). *Functions of Macrophytes in Constructed Wetlands. Water Science and*

Technology 29 (4), p. 71-78.

- Chopart, J.L., Mézino, M., Aure, F., Le Mézo, L., Mété, M., Vauclin, M., 2007. OSIRI: a simple decision-making tool for monitoring irrigation of small farms in heterogeneous environments. *Agricultural Water Management* 87, 128– 138.
- Barro, R. (2012). Contribution à la mise en place d'une station de traitement des matières de vidange par lits de séchage plantés de *Echinochloa pyramidalis* à Ouagadougou. (Ouagadougou, Burkina Faso : Fondation Zie).
- Bassan, M., Mbéguéré, M. et Zabsonré, F., 2013. Integrated faecal sludge management scheme for the cities of Burkina Faso. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*,
- Borgoon et al., 1997 : Reed beds for biosolids drying in the arid northwestern United States systems for anaerobic sludge dewatering, experiences from Southern Brazil.
- Chris Zurbrugg (2007). Collecte et traitement des boues de vidange. CREPA (2004). Etude comparative des modes de gestion des boues de vidange en Afrique de l'Ouest : Analyse des problèmes et recommandations. (Ouagadougou : CREPA).
- Chen W., Chen Z., He Q., Wang X., Wang C., Chen D. (2007). Root Growth of Wetland Plants with Different Root Types. *Acta Ecologica Sinica* 27 (2), p. 450-457.
- Diener, Stefan, Swaib Semiyaga, Charles B. Niwagaba, Ashley Murray Muspratt, Jean Birane Gning, Mbaye Mbéguéré, Joseph Effah Ennin, Christian Zurbrugg, et Linda Strande. 2014. « A value proposition: Resource recovery from faecal sludge—Can it be the driver for improved sanitation? » *Resources, Conservation and Recycling* 88 (juillet): 32-38. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.04.005>.
- Diener et al. 2014: A value proposition: Resource recovery from faecal sludge—Can it be the driver for improved sanitation?
- Dimitriou, I., Aronsson, P., 2011. Wastewater and sewage sludge application to willows and poplars grown in lysimeters—plant response and treatment efficiency. *Biomass and Bioenergy* 35, 161–170.
- Dimitriou, I., Rosenqvist, H., 2011. Sewage sludge and wastewater fertilisation of short rotation coppice (SRC) for increased bioenergy production: biological and economic potential. *Biomass and Bioenergy* 35, 835–842.
- El Hamouri, B., K. Khallayoune, K. Bouzoubaa, N. Rhallabi, et M. Chalabi. 1994. « High-rate algal pond performances in faecal coliforms and helminth egg removals ».

Water Research 28 (1): 171-74. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(94\)90131-7](https://doi.org/10.1016/0043-1354(94)90131-7).

- Gagnon V., Chazarenc F., Comeau Y., Brisson J. (2007). Influence of Macrophytes Species on Microbial Density and Activity in Constructed Wetlands. *Water Science and Technology* 56 (3), p. 249-254.
- Gérard M, Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé, Sénateur France 2001
- Goudot-perrot, A. 1983. Les métaux des mécanismes de la vie. Maloi ne s.a éditeur-Paris .
- Guidi, W., Piccioni, E., Bonari, E., 2008. Evapotranspiration and crop coefficient of poplar and willow short-rotation coppice used as vegetation filter. *Bioresource Technology* 99, 4832–4840
- Hofmann 1990 : Effects of atrazine in environmentally relevant concentrations on submersed macrophytes
- Ingallinella, A.M., G. Sanguinetti, T. Koottatep, A. Montangero, et M. Strauss. 2002. « The challenge of faecal sludge management in urban areas - strategies, regulations and treatment options ». *Water Science and Technology* 46 (10): 285.
- Joceline, Sawadogo, Martine Kone, Yacouba Ouattara, et Arsène Yonli. 2016. « Planted Sludge Drying Beds in Treatment of Faecal Sludge from Ouagadougou: Case of Two Local Plant Species ». *Journal of Water Resource and Protection* 08 (janvier): 697-705.
- Kadlec R.H., Knight R.L. (1996). *Treatment Wetlands*. Boca Raton, FL : Lewis Publishers.
- Kim et Smith, 1997 Viability and abundance of seeds of submerged macrophytes in the sediment of disturbed and reference shoreline marshes in Lake Ontario
- Koanda, H. (2003). Stratégie de gestion durable des boues de vidange en Afrique Subsaharienne. Travail de doctorat, rapport de phase 1 (non publié). Lausanne, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne EPFL
- Koanda, Halidou. 2006. Vers un assainissement urbain durable en Afrique subsaharienne: approche innovante de planification de la gestion des boues de vidange. <https://doi.org/10.5075/epfl-thesis-3530>.
- Koné, D., 2010. Making urban excreta and wastewater management contribute to cities' economic development: a paradigm shift. *Water*

- Koné, Doulaye. 2010a. « Making Urban Excreta and Wastewater Management Contribute to Cities' Economic Development: A Paradigm Shift ». *Water Policy* 12 (4): 602-10. <https://doi.org/10.2166/wp.2010.122>.
- Kengne, N.I.M. (2006). Potentials of sludge drying beds vegetated with *Cyperus papyrus* L. and *Echinochloa pyramidalis* (Lam.) Hitchc. & Chase for faecal sludge treatment in tropical régions. University Yaoundé 1.
- Kengne I.M., Soh Kengne E., Akoa A., Bemmo N., Dodane P.-H., Koné D. (2011). Vertical-flow Constructed Wetlands as an Emerging Solution for Faecal Sludge Dewatering in Developing Countries. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development* 01 (1), p. 13-19.
- Klingel, F., Montangero, A., Koné, D., and Strauss, M. (2002). Gestion des boues de vidange dans les pays en développement. (Ghana: EAWAG/Sandec).
- kramer U, Cotter-Howelis JD, Baker AJM, Smith JAC. 1996. Free histidine as a metal chelator in plant that accumulate nickel. *Nature* 379 : 635-638.
- Kumar PBAN, Dushenkov V» Motto H» Raskin I. 1995. Phytoremediation : the use of plant to remove heavy metals from soil. *Environ. Sci. Technol.* 29 : 1232-1238.
- LARHYSS Pulavarty et Sarangi (2015) «growth and development of bambusa vulgaris schrad. ex wendl. planted in the coastal homesteads of bangladesh ».
- Liénard, A., Troesch, S., Molle, P., and Esser, D. (2008). Traitement des boues par lits plantés de roseaux : rappels des points clefs de cette technique. *Ingénierie* 10.
- Liénard, A., Canler, J., M Mesnier, Troesch, S., and Boutin, C. (2007). Les matières de vidange : caractérisation, traitement spécifique en station d'épuration ou traitement dédié en lits de séchage plantés de roseaux. 4èmes Assises Nationales de l'ANC, CAHORS 8.
- Mahamane, I. (2011). Contribution à la gestion durable des boues de vidange de la ville de Ouagadougou : caractérisation des boues et évaluation du dimensionnement des STBV de Kossodo et Zagtouli. (Ouagadougou, Burkina Faso: Fondation 2ie).
- Mbéguéré, M., Dodane, P.-H., and Koné, D. (2009). Gestion des boues de vidange: optimisation de la filière (Dakar, Sénégal: EAWAG).
- McGrath, S.P., 1998. Phytœxtraction for soil Remediation, In: Brooks, R.R.(Ed). *Plants that hyperaccumulate heavy metals*. CABI Publishing, Wallingford
- Miss, F. (2007). Etude des possibilités de valorisation des produits issus de traitement

des boues de vidange : cas de Yaoundé, Cameroun. (Yaoundé, Cameroun: ENESAD).

- Montangero, A., and Strauss, M. (2002). Gestion des boues de vidange (Suisse: EAWAG). Analyse des paramètres sanitaires dans le traitement des boues de vidange sur lits de séchage à Ouagadougou
- Morrison, G.H. 1979 Role of Trace Elements in Biology.c.R.C Critical Reviews in Analytical Chemistry. (1979) 8
- Nielsen, S. (2012). Sludge Treatment in Reed Beds Systems –Development, design, experiences. 7. org/10.2166/wp.2010.122.
- Jean Rodier « L'analyse de l'eau (9e édition) ->. s. d. Consulté le 7 décembre 2019. <https://www.chapitre.com/BOOK/rodier-jean-legube-bernard-merlet-nicole/l-analyse-de-l-eau-9e-edition,22974734.aspx>.
- Maynard, H. E., S. K. Ouki, et S. C. Williams. 1999. « Tertiary Lagoons: A Review of Removal Mechanisms and Performance ». Water Research 33 (1): 1-13. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00198-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00198-5).
- Nielsen, Søren Laurentius, et Kaj Sand-Jensen. 1991. « Variation in growth rates of submerged rooted macrophytes ». Physiological Ecology of Aquatic Macrophytes 39 (1): 109-20.
- Nielsen, Steen Michael. 1990. « sludge dewatering and mineralisation in reed bed systems ». In Constructed Wetlands in Water Pollution Control, édité par P.F. COOPER et B.C. FINDLATER, 245-55.
- Oueslati, M. A., M. Haddah, et Y. Charbonnel. 2000. « Etude Physico-Chimique Des Eaux Usées Domestiques Traitées Par Des Végétaux Aquatiques : Première Expérience Tunisienne ». Sud Sciences et Technologies 6 (1): 35-43.
- Ounoki, S., et S. Achour. 2014. « évaluation de la qualité physicochimique et bactériologique des eaux usées brutes et épurées de la ville d'ouargla. possibilité de leur valorisation en irrigation ».
- Perttu, K.L., Kowalik, P.J., 1997. Salix vegetation filters for purification of waters and soils. Biomass and Bioenergy 12, 9–19.
- Pistocchi, C., Guidi, W., Piccioni, E., Bonari, E., 2009. Water requirements of poplar and willow vegetation filters grown in lysimeter under Mediterranean conditions: results of the second rotation. Desalination 246, 137–146.
- Raskin I, Kumar PBAN, Dushenkov V. 1994. Phytoremediation of metals. United

States Patent 5364451

- Salt DA, Blaylock M, Kumar NPBA, Dushenkov ¥, Ensley B, Chet I, and Raskin I. 1995. Phytoremediation: a novel strategy for thr removal of toxic metals from the environment using plants. *Biological Technology* 13 : 468-474
- Sawadogo et al (2016) : Planted Sludge Drying Beds in Treatment of Faecal Sludge from Ouagadougou: Case of Two Local Plant Species
- Tilley, E., Luthi, C., Morel, A., Zurbrugg, C., and schertenleib, R. (2008). *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*.
- Troesch, S. (2009). *Traitement et valorisation des boues et des matières de vidange par lits de sechage plantes de roseaux*. Université de Savoie.
- Tsama Njitat, V. (2006). *Condition d'acclimatation d'Echinocloa pyramidalis et de cyperus papyrus pour le traitement des boues de vidange (Yaoundé, Cameroun: Université de Yaoundé I)*.
- Uggeti et al., 2009 :Performance of different macrophytes species in constructed wetland Rodier, Jean, et Christine Bazin. 1996. *L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer : chimie, physico-chimie, microbiologie, biologie, interprétation des résultats*. Paris: Dunod.
- Vincent, J. (2011). *Les lits de séchage de boue plantés de roseaux pour le traitement des boues activées et les matières de vidange : adapter la stratégie de gestion pour optimiser les Performances* Thèse. Université Montpellier II.
- Williams et Overbo 2015 : *Estimates for the Unsafe Return of Human Excreta to the Environment*
- Shilton, Andy N., Ibrahim Elmetri, Alexsandra Drizo, Steven Pratt, Richard G. Haverkamp, et Stuart C. Bilby. 2006. « Phosphorus Removal by an 'Active' Slag Filter– a Decade of Full Scale Experience ». *Water Research* 40 (1): 113-18. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.11.002>.
- Stefanakis A.I., Tsihrintzis V.A. (2012a). *Effect of Various Design and Operation Parameters on Performance of Pilot Scale Sludge Drying Reed Beds*. *Ecological Engineering* 38 (1), p. 65-78.
- Strande, Linda, et Damir Brdjanovic. 2014. *Faecal Sludge Management: Systems Approach for Implementation and Operation*. IWA Publishing.
- Tadjouwa Kouawa, Adrien Wanko, Christian Beck, Robert Mose, et Amadou Hama

Maïga. 2015. « Feasibility Study of Faecal Sludge Treatment by Constructed Wetlands in Sahelian Context: Experiments with *Oryza Longistaminata* and *Sporobolus Pyramidalis* Species in Ouagadougou ». *Ecological Engineering* 84 (novembre): 390-97.

- Tadjouwa Kouawa , *Traitement des boues de vidange par lits de séchage sous climat soudano-sahélien* ». s. d.
- THOMAS, (Olivier), et THOMAS (Olivier). 1995. *Métriologie des eaux résiduaires*. Liège: CEBEDOC éditeur
- VAVASSEUR A., PELTIER G. et J. BOURGUIGNON(2003). *Biodépollution, bioremediation des plantes pour nettoyer les sols et les eaux*. Dir. Sci. Vivant CLEFS CEA,48, 85-88..88
- WHO | *Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater - Volume 2* ». s. d.
- Zachariah, Sabulal, Nair, Johnson & Kumar ». s. d. « Composantes chimiques des eaux courantes. Discussion et proposition de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. *Ann Limnol - Recherche Google* ». s. d

VI. ANNEXES

ANNEXES 1 : analyse physico-chimiques et microbiologiques des boues de vidange utilisées pour alimenter les lits de séchages et du percolât recueilli.

I. Analyse physico-chimiques des boues de vidange

1. Détermination du pH, conductivité, température, potentiel rédox, solides totaux dissous (SDT), salinité et l'oxygène dissous

Ces paramètres ont été mesurés dans les poly-tank utilisés pour le stockage des FS et le collecteur du percolat.

- Plonger le multiparamètre HI-9828 dans le poly-tank utilisé pour le stockage des BV (chaque paramètre a été mesuré 3fois).
- Appuyer « AR » puis « ENTER » et attendre jusqu'à stabilisation des valeurs du pH, de la conductivité, de temperature, potential redox, **solides totaux dissous (SDT)**, **salinité** et l'oxygène dessous puis Relever leurs valeurs.

2. Analyse de la DBO₅

Après homogénéisation de l'échantillon de boues ou du percolât à analyser, prélever un volume de 90mL qu'on introduit avec précaution dans un flacon ambré ;

- Introduire un barreau magnétique dans le flacon ;
- Introduire 3 pastilles de soude dans un godet en caoutchouc et le placer dans le goulot du flacon ;
- Visser légèrement l'Oxitop numérique directement sur le flacon de manière étanche et appuyer simultanément sur le bouton gauche et droit présent sur l'Oxitop jusqu'à l'apparition du zéro ;
- Placer le flacon sur l'agitateur dans l'armoire thermorégulatrice à 20°C pendant 20 mn, puis appuyer simultanément sur le bouton gauche et droit présent sur l'Oxitop jussqu'à l'apparition du zéro ;
- L'Oxitop mémorise les valeurs toutes les 24h pendant 5 jours.

A l'issu des 5 jours, faire la lecture des résultats en utilisant le bouton droit sur l'Oxitop.

Les résultats s'expriment en mgO₂/L



L'Oxitop numérique vissé sur le flacon Oxitop placé dans l'armoire thermostatique

3. Analyse de la DCO

- Prélever 2 ml de l'échantillon et l'introduire dans le tube de minéralisation contenant préalablement de l'acide sulfurique et le dichromate de potassium. Agiter quelques secondes ;
- Pour le zéro, prélever 2 ml d'eau distillée et l'introduire dans le tube de minéralisation contenant préalablement de l'acide sulfurique et le dichromate de potassium. Agiter également pendant quelques secondes ;
- Placer les tubes dans le minéralisateur pendant 2h à 150° ;
- Laisser refroidir à la température ambiante après les 2h de minéralisation ;
- Bien nettoyer la paroi externe du tube et faire la lecture au colorimètre DR/890



Minéralisateur HACH DRB 200



Colorimètre DR/890

4. Détermination du Nitrate, du Nitrite, de l'Orthophosphate et de l'Azote ammoniacal par la méthode Spectrophotométrique.

L'appareil utilisé pour la lecture de ces paramètres est le spectrophotomètre HACH DR 3900.

Tableau 21: lecture des paramètres azotés par spectrophotomètre HACH DR 3900

Paramètres	NH_4^+	NO_3^-	NO_2^-	PO_4^{3-}
Réactifs	Nessler	Nitrater	Nitriver	Phosver
Dilution	1/100e	1/100e	1/100e	1/100e
Volume d'échantillon filtré à prélever (ml)	25	25	10	25
Volume de réactifs à introduire (ml)	1	25	10	25
Programmes	380	355	371	490
Temps d'agitation (minute)	Quelques secondes d'agitation	1	Quelques secondes d'agitation	Quelques secondes d'agitation
Temps de réaction (minute)	1	5	20	2

5. Determination du phosphore total

- Prélever 25 ml de l'échantillon et l'introduire dans le tube de minéralisation (erlenmeyer) et ajouter 2 ml de l'acide sulfurique 5,25 N, une pincée de persulfate de potassium et les billes. Mineraliser pendant 30 mn en ajoutant au fur et à mesure que l'echatillon s'évapore de l'eau distillée ;
- Laisser refroidir puis ajouter 2 ml de la soude 5 N et verser le contenu dans une cuve de 25ml en ajoutant 1 ml de molybdovanadate
- Pour le zéro, il se prepare de la meme facon mais en utilisant de l'eau distillée à la place de l'échantillon;
- Bien nettoyer la paroi externe du tube et faire la lecture par spectrophotomètre HACH DR 3900

6. Détermination des MES.

a. Mesure des MES

- Peser le filtre GF/C à vide (P_0)
- Peser le creuset à vide (P_{0Cr})
- Mesurer un volume V (ml) et le filtrer sur le filtre GF/C
- Après filtration, déposer ensuite le filtre GF/C dans le creuset et le mettre à l'étuve à 105°C pendant 2h ;
- Laisser refroidir à la température ambiante et peser le creuset (P_{1Cr})
- La concentration en MES (mg/l) est alors égale à :

$$\text{MES (mg/L)} = \frac{[(P_{1Cr} - P_{0Cr}) - P_0]}{V} \times 10^6$$

II. Analyse microbiologique

1. Analyse des coliformes fécaux

a. Préparation du milieu de culture

- Laver à l'eau de robinet le plateau et la spatule. Rincer ;
- Peser 34,5g du milieu de culture (Chromocult coliform Agar Es) à l'aide d'une balance;
- Prélever 1 litre d'eau distillée ;
- Mettre une petite quantité d'eau distillée dans le ballon puis mettre le milieu de culture (poudre) dans le ballon puis le reste d'eau distillée ;
- Introduire un barreau aimanté dans le ballon ;
- Recouvrir l'ouverture du ballon avec du papier aluminium ;
- Déposer le ballon sur la plaque chauffante puis régler l'appareil à 370 degré et à la vitesse de 3,5 m/s jusqu'à ébullition.
- Laisser refroidir jusqu'à la température ambiante.

b. Ensemencement en profondeur

- Etiqueter les boîtes de Pétri ;
- Faire des dilutions à partir de l'échantillon;
- Prélever 1ml de chaque dilution et déposer dans la boîte de Pétri ;

- Couler ensuite le milieu de culture dans la boîte de Pétri contenant l'échantillon et bien homogénéiser ;
- Laisser le contenu de la boîte se solidifier et renverser les boîtes ;
- Incuber à une température d'incubation de 44°C pendant 48 heures.

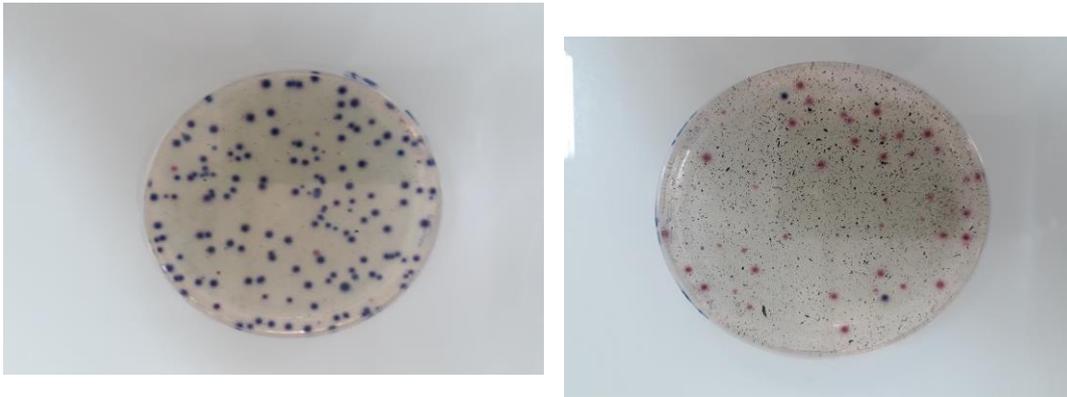
La concentration des bactéries se calcule par la formule suivante :

$$N(\text{UFC}/100\text{ml}) = \left(\frac{n}{v} \times d\right) \times 100$$

n : nombre de colonies comptées

v : volume de l'échantillon déposé dans la boîte

d : facteur de dilution



Coliformes Fécaux

2. Analyse des Streptocoques Fécaux

a. Préparation du milieu de culture

- Laver à l'eau de robinet le plateau et la spatule. Rincer ;
- Peser 33g du milieu de culture (Chromocult coliform Agar) à l'aide d'une balance;
- Prélever 1 litre d'eau distillée ;
- Mettre une petite quantité d'eau distillée dans le ballon puis mettre le milieu de culture (poudre) dans le ballon puis le reste d'eau distillée ;
- Introduire un barreau aimanté dans le ballon ;
- Recouvrir l'ouverture du ballon avec du papier aluminium ;

- Déposer le ballon sur la plaque chauffante puis régler l'appareil à 370 degré et à la vitesse de 3,5 m/s jusqu'à ébullition.
- Laisser refroidir jusqu'à la température ambiante.

b. Ensemencement en profondeur

- Etiqueter les boîtes de Pétri ;
- Faire des dilutions à partir de l'échantillon;
- Prélever 1ml de chaque dilution et déposer dans la boîte de Pétri ;
- Couler ensuite le milieu de culture dans la boîte de Pétri contenant l'échantillon et bien homogénéiser ;
- Laisser le contenu de la boîte se solidifier et renverser les boîtes ;
- Incuber à une température d'incubation de 37°C pendant 24 heures.

La concentration des bactéries se calcule par la formule suivante :

$$N(\text{UFC}/100\text{ml}) = \left(\frac{n}{v} \times d\right) \times 100$$

n : nombre de colonies comptées

v : volume de l'échantillon déposé dans la boîte

d : facteur de dilution



Streptocoques Fécaux

ANNEXE 2 : STATISTIQUES ET ACP

Tableau 22: Concentrations moyennes des paramètres analysés dans T1

caractéristiques du percolât de T1 n=65				
Variable	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
Température	30,06	35,49	32,98	2,50
pH	7,19	7,65	7,47	0,19
Eh	-60,70	-32,30	-45,58	11,74
Cond	1684,00	2229,00	1854,60	215,08
STD	842,00	1114,00	927,60	107,18
Salinité	0,84	1,13	0,93	0,12
Turbidité	9,06	64,50	33,21	22,87
OD	0,57	2,83	1,33	0,97
OD%	2,50	22,30	10,70	8,14
DCO	225,00	417,00	322,80	87,74
DBO ₅	20,00	100,00	50,00	33,17
Nitrite	0,03	0,95	0,40	0,48
Nitrate	16,80	88,60	37,72	29,26
NH ₄ ⁺	0,72	131,00	65,27	59,89
PO ₄ ³⁻	0,20	42,00	15,58	21,07
Pt	50,00	140,00	96,00	36,47
MES	12,00	59,00	39,20	21,04
E. Coli	1300,00	9700,00	4160,00	3390,87
CF	7500,00	34700,00	18100,00	11466,47
SF	1100,00	52600,00	13020,00	22307,33

Tableau 23: Concentrations moyennes des paramètres réalisés dans T2

Caractéristiques du percolât de T2 ; n=68				
Variable	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
Température	26,22	35,07	31,22	3,53
pH	7,15	7,89	7,06	0,24
Eh	-70,50	-30,20	-51,18	14,19
Cond	1183,00	2408,00	1982,75	381,82
STD	592,00	1204,00	982,13	181,73
Salinité	0,58	1,23	0,99	0,19
Turbidité	11,31	77,10	27,09	21,84
OD	1,11	6,11	2,84	1,57
OD%	3,90	60,90	28,01	17,96
COD	114,00	615,00	304,50	167,63
BOD ₅	10,00	70,00	32,50	21,04
Nitrite	0,03	1,10	0,33	0,46
Nitrate	8,90	1840,00	277,03	632,84
NH ₄ ⁺	0,30	159,00	81,24	57,54
PO ₄ ³⁻	0,18	98,00	31,53	36,72
Pt	60,80	190,00	94,01	42,85
MES	16,00	50,00	28,23	13,21
E. Coli	0,00	26800,00	4362,50	9146,11
CF	2600,00	124000,00	31800,00	39130,30
SF	200,00	72000,00	15012,50	24907,51

Tableau 24: Concentrations moyennes des paramètres réalisés dans T3

Caractéristiques du percolât de T3; n=66				
Variable	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
Température	26,26	35,40	31,45	3,41
pH	6,69	7,86	7,03	0,42
Eh	-62,00	-2,80	-38,60	21,51
Cond	1496,00	3129,00	2085,00	596,81
STD	730,00	1746,00	1186,33	400,71
Salinité	0,73	1,80	1,21	0,42
Turbidité	11,72	327,00	84,61	121,93
OD	1,10	3,70	2,02	0,90
OD%	4,00	44,50	20,95	14,74
COD	117,00	565,00	405,67	157,71
BOD ₅	10,00	120,00	64,17	41,04
Nitrite	0,02	0,80	0,17	0,31
Nitrate	29,30	1520,00	370,43	598,76
NH ₄ ⁺	0,94	270,00	114,24	97,54
PO ₄ ³⁻	0,18	64,00	35,54	28,47
Pt	42,70	140,00	100,45	34,30
MES	13,90	625,71	184,45	248,86
E. Coli	0,00	7100,00	2800,00	2637,42
CF	13700,00	123000,00	38316,67	42333,41
SF	900,00	172000,00	47366,67	71372,06

Tableau 25: Concentrations moyennes des paramètres réalisés dans T4

Caractéristiques du percolât de T4; n=63				
Variable	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
Temperature	30,20	34,29	31,66	2,28
pH	7,25	7,96	7,28	0,37
Eh	-66,10	-36,00	-55,70	17,07
Cond	2333,00	5500,00	4380,67	1775,90
STD	1166,00	2760,00	2194,67	892,31
Salinité	1,18	2,96	2,33	0,99
Turbidité	30,60	228,00	122,87	99,33
OD	0,27	5,43	2,13	2,86
OD%	3,80	16,60	10,23	6,40
DCO	292,00	579,00	483,00	165,41
DBO ₅	45,00	110,00	85,00	35,00
Nitrite	0,20	0,80	0,44	0,32
Nitrate	12,50	202,50	78,33	107,60
NH ₄ ⁺	1,17	362,00	234,39	202,27
PO ₄ ³⁻	40,00	44,00	41,33	2,31
Pt	90,00	300,00	226,67	118,46
MES	55,00	150,00	110,67	49,56
E.Coli	900,00	2000,00	1333,33	585,95
CF	4600,00	36700,00	16733,33	17424,79
SF	6600,00	21400,00	13266,67	7508,22

Tableau 26: Concentrations moyennes des paramètres des boues de vidange

Caractéristiques des boues de vidange ; n=109				
Variable	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type
Température	25,5900	35,8000	31,5967	3,0192
pH	7,2800	8,5300	7,9208	0,2819
Eh	-105,6000	-21,5000	-70,6001	20,8249
Cond	1449,0000	9911,0000	4872,2262	2908,0911
TDS	135,0000	4954,0000	2331,9231	1502,2777
Salinité	0,7200	5,5300	2,5281	1,6672
Turbidité	98,4000	2180,0000	767,2429	716,8051
DO	0,0000	8,6700	1,8907	2,8568
COD	109,0000	64550,0000	13111,3945	62250,7590
BOD ₅	100,0000	4900,0000	1083,5714	1048,8697
Nitrite	0,0040	3,0000	0,3803	0,5483
Nitrate	0,2000	1040,0000	136,4087	206,7840
NH ₄ ⁺	1,1100	948,0000	391,0951	309,7173
PO ₄ ³⁻	0,5400	144,0000	55,9009	28,2026
TP	11,8000	39000,0000	3820,6525	8487,2337
MES	0,1240	85,2700	18,8616	26,7293
E. Coli	1,00E+01	1,07E+15	7,16E+13	1,82E+14
CF	5,00E+01	1,07E+15	7,16E+13	1,82E+14
CT	1,60E+04	5,12E+15	3,63E+14	8,81E+14
SF	6,00E+01	5,85E+07	6,51E+06	1,52E+07

PARAMETRES PHYSIOMORPHOLOGIQUES

Tableau 27: Hauteur moyenne mensuelles des Bambous dans T1

Hauteur moyenne des Bambous dans T1				
Statistique	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type (n)
Initiale	79,5000	93,4700	86,0733	5,7329
Aout 2018	99,9000	119,8900	109,3967	8,1913
Sept 2018	111,2000	163,7200	129,9167	23,9485
oct. 2018	166,3000	180,8300	172,6600	6,0683
Nov. 2018	164,9400	197,9800	181,1700	13,4948
Déc. 2018	172,4300	204,5400	189,7667	13,2336
Janv. 2019	187,3100	210,7900	196,5333	10,2251
Fév. 2019	175,1300	207,2000	189,5900	13,2806
Mars 2019	186,2000	203,9500	197,3800	7,9458
Avril-19	195,7100	204,9500	199,5333	3,9369
Mai 2019	198,6700	205,6500	202,3567	2,8631
Juin 2019	204,9500	215,6700	211,4233	4,6510
Juil 2019	213,1100	225,6800	221,1200	5,6820
Aout 2019	224,5700	230,6800	227,5367	2,4975
Sept 2018	253,0000	283,8462	269,6154	12,7053
oct. 2018	272,5000	309,0833	295,5516	16,3820

Tableau 28: Hauteur moyenne mensuelles des Bambous dans T2

Hauteur moyenne des Bambous dans T2				
Statistique	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type (n)
initiale	56,3100	80,3000	71,6567	10,8806
Aout 2018	69,9600	98,4700	88,1567	12,9052
Sept 2018	83,2000	112,0200	100,7733	12,5875
oct. 2018	171,4000	182,3700	176,6333	4,4926
Nov. 2018	191,8000	210,0000	202,8000	7,9011
Déc. 2018	194,5000	221,4300	209,9867	11,3598
Janv. 2019	191,1000	200,5600	194,7867	4,1343
Fév. 2019	195,9300	219,0000	206,7767	9,4685
Mars 2019	204,4000	211,2200	208,1200	2,8186
Avril-2019	200,2000	209,4400	204,4500	3,8083
Mai 2019	210,7300	221,5600	215,8633	4,4392
Juin 2019	195,1000	219,5000	206,5400	10,0191
Juil 2019	203,2000	230,7200	218,5467	11,4569
Aout 2019	221,5300	259,0000	237,6767	15,7289
Sept 2019	254,7857	288,2667	275,8300	14,9624

oct. 2019	284,5385	309,2667	300,7208	11,4486
-----------	----------	----------	----------	---------

Tableau 29: Nombre moyen mensuel de plantes T1

Nombre moyen de plantes T1				
Statistique	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type (n)
Initial	11,0000	18,0000	13,6667	3,0912
Aout 2018	11,0000	18,0000	13,6667	3,0912
01/09/2018	12,0000	19,0000	15,0000	2,9439
01/10/2018	12,0000	19,0000	15,0000	2,9439
01/11/2018	13,0000	21,0000	16,6667	3,2998
01/12/2018	14,0000	21,0000	17,0000	2,9439
01/01/2019	15,0000	21,0000	17,6667	2,4944
01/02/2019	15,0000	21,0000	17,6667	2,4944
01/03/2019	14,0000	19,0000	16,0000	2,1602
01/04/2019	16,0000	19,0000	17,6667	1,2472
01/05/2019	17,0000	20,0000	18,3333	1,2472
01/06/2019	19,0000	22,0000	20,3333	1,2472
01/07/2019	21,0000	25,0000	22,3333	1,8856
Aout 2019	22,0000	26,0000	23,6667	1,6997
01/09/2019	22,0000	26,0000	24,0000	1,6330
01/10/2019	25,0000	30,0000	27,3333	2,0548

Tableau 30: Nombre moyen mensuel de plantes T2

Nombre moyen de plantes T2				
Statistique	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type (n)
Initial	13,0000	14,0000	13,6667	0,4714
Aout 2018	13,0000	14,0000	13,6667	0,4714
01/09/2018	14,0000	17,0000	15,6667	1,2472
01/10/2018	14,0000	17,0000	15,6667	1,2472
01/11/2018	15,0000	17,0000	16,3333	0,9428
01/12/2018	17,0000	18,0000	17,3333	0,4714
01/01/2019	17,0000	18,0000	17,3333	0,4714
01/02/2019	17,0000	18,0000	17,3333	0,4714
01/03/2019	16,0000	17,0000	16,6667	0,4714
01/04/2019	16,0000	17,0000	16,6667	0,4714
01/05/2019	17,0000	18,0000	17,6667	0,4714
01/06/2019	17,0000	19,0000	18,0000	0,8165
01/07/2019	19,0000	21,0000	20,3333	0,9428
aout 19	22,0000	28,0000	24,3333	2,6247
01/09/2019	23,0000	29,0000	25,3333	2,6247
01/10/2019	25,0000	34,0000	28,3333	4,0277

Tableau 31: Nombre moyen mensuel de plantes du CTRL

Statistique	Nombre moyen de plantes CTRL			Ecart-type (n)
	Minimum	Maximum	Moyenne	
Initial	13,0000	19,0000	87,26	3,0912
Aout 2018	11,0000	19,0000	96,12	3,0912
01/09/2018	12,0000	19,0000	169,7	2,9439
01/10/2018	12,0000	19,0000	166,12	2,9439
01/11/2018	13,0000	21,0000	183,71	3,2998
01/12/2018	14,0000	21,0000	184,95	2,9439
01/01/2019	15,0000	21,0000	186,33	2,4944
01/02/2019	15,0000	21,0000	185,86	2,4944
01/03/2019	14,0000	19,0000	184,24	2,1602
01/04/2019	16,0000	19,0000	216,6	1,2472
01/05/2019	17,0000	20,0000	205,25	1,2472
01/06/2019	19,0000	22,0000	211,8	1,2472
01/07/2019	21,0000	25,0000	220,48	1,8856
aout 19	22,0000	26,0000	220,48	1,6997
01/09/2019	22,0000	26,0000	258	1,6330
01/10/2019	25,0000	30,0000	271,352941	2,0548

Tableau 32: Diamètre moyen mensuel de plantes T1

Statistique	Diamètre T1			
	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type (n)
Initial	4,1000	5,4700	4,6833	0,5775
Aout 2018	4,1000	5,4700	4,6833	0,5775
01/09/2018	7,5100	9,1200	8,2933	0,6580
01/10/2018	10,3300	12,2500	11,3667	0,7913
01/11/2018	10,6300	12,6700	11,6100	0,8347
01/12/2018	10,6300	12,8900	11,7067	0,9257
01/01/2019	10,6300	12,8900	11,8600	0,9334
01/02/2019	11,1000	13,4200	12,1967	0,9514
01/03/2019	11,5200	13,4200	12,3867	0,7846
01/04/2019	12,4100	13,4300	12,9067	0,4168
01/05/2019	12,7900	13,6800	13,2500	0,3640
01/06/2019	12,7900	14,1400	13,5100	0,5548
01/07/2019	13,2800	14,3300	13,7467	0,4365
aout 19	14,1100	15,5600	14,7133	0,6165
01/09/2019	15,3770	16,1275	15,8648	0,3453
01/10/2019	17,1611	18,8200	18,1870	0,7320

Tableau 33: Diamètre moyen mensuel de plantes T2

Diamètre T2				
Statistique	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type (n)
Initial	4,3600	5,6600	5,0567	0,5348
Aout 2018	4,3600	5,6600	5,0533	0,5342
01/09/2018	7,8000	9,3900	8,6933	0,6638
01/10/2018	11,1700	12,9400	11,9967	0,7273
01/11/2018	11,8800	13,8300	12,5533	0,9032
01/12/2018	11,8900	13,8300	12,5567	0,9007
01/01/2019	12,2300	13,8800	12,8533	0,7315
01/02/2019	12,3500	13,9700	12,9467	0,7269
01/03/2019	12,4200	14,0900	13,1567	0,6958
01/04/2019	12,9000	14,1000	13,4333	0,4989
01/05/2019	13,4200	14,2100	13,7367	0,3410
01/06/2019	13,7500	14,3500	14,1333	0,2718
01/07/2019	14,2200	15,4000	14,6567	0,5283
Aout 2019	14,6700	16,4482	15,4107	0,7557
01/09/2019	15,8033	17,9900	16,8029	0,9025
01/10/2019	17,6108	19,8538	18,3596	1,0566

Tableau 34: Diamètre moyen mensuel de plantes CTRL

Diamètre CTRL				
Statistique	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type (n)
Initial	5,7700	5,7700	5,7700	0,0000
Aout 2018	5,7700	5,7700	5,7700	0,0000
01/09/2018	9,2300	9,2300	9,2300	0,0000
01/10/2018	11,0500	11,0500	11,0500	0,0000
01/11/2018	11,2200	11,2200	11,2200	0,0000
01/12/2018	11,2200	11,2200	11,2200	0,0000
01/01/2019	11,3900	11,3900	11,3900	0,0000
01/02/2019	12,1000	12,1000	12,1000	0,0000
01/03/2019	13,7500	13,7500	13,7500	0,0000
01/04/2019	13,7500	13,7500	13,7500	0,0000
01/05/2019	13,9900	13,9900	13,9900	0,0000
01/06/2019	14,2500	14,2500	14,2500	0,0000
01/07/2019	11,7900	14,6300	13,2100	1,4200
aout 19	12,1000	15,2600	13,6800	1,5800
01/09/2019	13,7500	17,1842	15,4671	1,7171
01/10/2019	18,0138	18,3160	18,1649	0,1511

Tableau 35: Nombre moyen mensuel des feuilles de T1

NF T1				
Statistique	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type (n)
Aout 2018	401,0000	446,0000	427,3333	19,1543
01/09/2018	965,0000	1655,0000	1276,6667	285,6085
01/10/2018	1196,0000	2692,0000	1904,0000	613,3536
01/11/2018	1653,0000	3551,0000	2537,0000	780,2888
01/12/2018	1958,0000	4618,0000	3155,0000	1102,1092
01/01/2019	2169,0000	5163,0000	3484,6667	1248,9073
01/02/2019	2283,0000	5326,0000	3590,0000	1278,7997
01/03/2019	2923,0000	5124,0000	3987,3333	900,0090
01/04/2019	2403,0000	5154,0000	3564,0000	1163,3374
01/05/2019	2598,0000	5482,0000	3846,3333	1208,8243
01/06/2019	3020,0000	6421,0000	4534,3333	1413,1936
01/07/2019	3319,0000	3667,0000	3447,6667	155,8660
01/07/2019	6638,0000	7334,0000	6895,3333	311,7321
Aout 2019	8408,0000	10029,0000	9104,3333	681,1815
01/09/2019	11987,0000	12875,0000	12298,0000	408,4140
01/10/2019	13004,0000	14214,0000	13732,0000	523,7124

Tableau 36: Nombre moyen mensuel des feuilles de T2

NF T2				
Statistique	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type (n)
Aout 2018	480,0000	507,0000	494,0000	11,0454
01/09/2018	841,0000	1307,0000	1086,6667	191,0852
01/10/2018	1204,0000	2317,0000	1680,3333	468,3107
01/11/2018	1762,0000	3098,0000	2333,0000	562,4061
01/12/2018	2270,0000	3788,0000	2898,3333	646,6851
01/01/2019	2590,0000	4455,0000	3298,3333	824,7458
01/02/2019	2759,0000	4574,0000	3410,6667	824,5841
01/03/2019	3500,0000	5264,0000	4106,6667	818,6775
01/04/2019	2912,0000	4228,0000	3427,6667	573,7249
01/05/2019	3133,0000	4502,0000	3674,3333	594,4355
01/06/2019	3406,0000	5738,0000	4316,6667	1018,2146
01/07/2019	302,0000	4940,0000	3083,3333	2003,1670
01/07/2019	2615,0000	9880,0000	6837,0000	3080,8643
Aout 2019	4218,0000	11051,0000	8687,0000	3161,8287
01/09/2019	5742,0000	13009,0000	10579,3333	3420,5230

01/10/2019 8079,0000 14187,0000 12116,6667 2855,3711

Tableau 37: Nombre moyen mensuel des feuilles de CTRL

NF CTRL				
Statistique	Minimum	Maximum	Moyenne	Ecart-type (n)
Aout 2018	480,0000	507,0000	580	19,1543
01/09/2018	841,0000	1307,0000	1264	285,6085
01/10/2018	1204,0000	2317,0000	2341	613,3536
01/11/2018	1762,0000	3098,0000	3290	780,2888
01/12/2018	2270,0000	3788,0000	3879	1102,1092
01/01/2019	2590,0000	4455,0000	4387	1248,9073
01/02/2019	2759,0000	4574,0000	4512	1278,7997
01/03/2019	3500,0000	5264,0000	5451	900,0090
01/04/2019	2912,0000	4228,0000	4964	1163,3374
01/05/2019	3133,0000	4502,0000	5993	1208,8243
01/06/2019	3406,0000	5738,0000	7832	1413,1936
01/07/2019	302,0000	4940,0000	6583	155,8660
01/07/2019	2615,0000	9880,0000	7201	311,7321
Aout 2019	4218,0000	11051,0000	13676	681,1815
01/09/2019	5742,0000	13009,0000	15299	408,4140
01/10/2019	8079,0000	14187,0000	15112	523,7124

Tableau 38: moyenne générale mensuelle de la chlorophylle

	T1	T2	CTRL	
06/06/2019		42,1733	44,0201	39,4893
24/06/2019		44,4058	44,0201	39,4893
08/07/2019		44,4730	45,5609	37,3381
14/08/2019		44,2708	43,9006	39,8484
20/08/2019		43,7578	42,4458	40,1385
24/08/2019		44,0362	43,2557	36,8107
30/08/2019		44,2094	43,7536	28,0179
07/09/2019		50,1031	43,4326	29,7440
14/09/2019		44,7542	44,8771	37,7353
24/09/2019		44,9596	44,8038	36,6187
04/10/2019		44,6618	44,7125	33,6556
15/10/2019		44,7547	44,5364	34,0229
27/10/2019		46,5053	48,0979	32,4218

ANNEXE 3 : EVAPOTRANSPIRATION

Tableau 39: valeurs moyenne des coefficients culturaux des systèmes de traitement

VARIABLES	Kc1	Kc2	Kc3	Kc4
Nb. D'observations	25,00	25,00	25,00	25,00
Minimum	1,57	1,18	1,05	0,97
Maximum	15,01	16,52	14,48	14,31
Moyenne	3,19	3,17	2,77	2,68
Ecart-type (n)	3,00	3,36	2,92	2,87
Ecart-type de la moyenne	0,61	0,69	0,60	0,59

Tableau 40: valeurs moyennes de l'ETP dans les systèmes de traitement

VARIABLES	T1	T2	T3	T4
Nb. D'observations	25,00	25,00	25,00	25,00
Minimum	9,72	7,92	6,53	6,53
Maximum	26,94	26,67	22,78	22,50
Moyenne	14,17	13,60	11,88	11,56
Ecart-type (n)	5,57	6,22	4,87	5,27
Ecart-type de la moyenne	1,14	1,27	0,99	1,07

Tableau 41 : données météorologiques de la station météorologiques de 2IE

Date	Tmax(°C)	Tmin (°C)	Tmoy (°C)	Rhmax (%)	Rhmin (%)	Rhmoy(%)	Ensoleillement en heures n(h)	Duré Maximale d'ensoleillement en heures N (h)	Vitesse du vent U2(m)	ETo
24/06/2019	37,3	23,5	31,1	85,3	41,1	63,29	11,2	13,5	2,23	6,38
26/06/2019	35	24,9	29,77	85,5	47,4	65,89	11,2	13,5	2,77	3,94
28/06/2019	37,8	23,5	31,2	94,9	35,6	59,78	11,2	13,5	2,29	2,52
30/06/2019	36,4	25,5	31,01	89	41	62,85	11,2	13,5	1,78	1,57
02/07/2019	33,5	22,7	27,69	95	54,8	74,77	11,2	13,5	1,91	6,81
26/07/2019	31	21,1	25,59	98,9	69,2	87,66	11,2	13,5	0,34	3,08
28/07/2019	27,3	21,1	24,67	100	76,1	89,94	11,2	13,5	0,31	7,8
30/07/2019	33,1	23,5	28,02	95,3	59,1	78,36	11,2	13,5	0,34	8,03
01/08/2019	31,1	22,5	25,64	100	71,7	91,54	11	13,5	0,27	7,72
26/08/2019	30,6	23	26,19	100	68,3	86,48	11	13,5	0,4	8,01
28/08/2019	26,7	20,7	23,99	100	81,9	95,66	11	13,5	0,27	5,87
30/08/2019	33,5	22,5	25,37	100	69,2	89,3	11	13,5	0,24	3,74
01/09/2019	32,4	23,2	28,37	100	56,8	80,95	11,5	13	0,44	4,28
03/09/2019	33,3	22,8	26,41	100	65,3	89,63	12	13	0,17	6,72
06/09/2019	32,3	22,2	27,94	100	54	80,79	12	13	0,31	5,35
08/09/2019	30,4	21,5	26,5	100	59,5	87,59	12	13	0,19	5,87
10/09/2019	34,6	22,6	27,14	100	66	85,34	11,5	13	0,29	3,74
12/09/2019	33,3	21,9	26,59	100	62,6	86,98	12	13	0,14	4,28
14/09/2019	33,2	20,2	27,65	100	57,8	86,39	12	13	0,12	6,72
20/09/2019	35,2	23,2	27,47	100	59,2	83,77	12	13	0,22	5,35
22/09/2019	35,4	22,1	27,97	100	56,3	84,22	12	13	0,26	7,52
24/09/2019	36,7	24,9	28,9	100	62,1	82,99	12	13	0,14	5,97
26/09/2019	36,1	23,9	29,16	99,4	56,6	76,82	6,5	13	0,26	6,74
28/09/2019	36,2	22	27,8	100	48,3	78,49	12	13	0,22	6,97

ANNEXE 4 : ANOVA
Tableau 42: Analyse des différences entre les paramètres azotés et phosphorés des systèmes de traitement avec un intervalle de confiance à 95%

Tableau 41a : ANOVA (test de Tukey (HSD)) : Analyse des différences entre la NO_3^- des systèmes de traitement avec un intervalle de confiance à 95%

Contraste	Différence		Valeur		
	Différence	standardisée	critique	Pr > Diff	Significatif
T1 vs T2	157,7583	0,9913	2,6007	0,7546	Non
T1 vs T3	60,6377	0,3755	2,6007	0,9819	Non
T1 vs T4	20,0667	0,1261	2,6007	0,9993	Non
T4 vs T2	137,6917	0,8652	2,6007	0,8228	Non
T4 vs T3	40,5711	0,2513	2,6007	0,9944	Non

Tableau 41c : ANOVA (test de Tukey (HSD)) : Analyse des différences entre la PO_4^{3-} des systèmes de traitement avec un intervalle de confiance à 95%

Contraste	Différence		Valeur		
	Différence	standardisée	critique	Pr > Diff	Significatif
T4 vs T2	32,9561	1,8966	2,6007	0,2343	Non
T4 vs T3	31,2185	1,7708	2,6007	0,2919	Non
T4 vs T1	7,5965	0,4372	2,6007	0,9719	Non
T1 vs T2	25,3596	1,4594	2,6007	0,4648	Non
T1 vs T3	23,6220	1,3399	2,6007	0,5393	Non

T3 vs T2 1,7376 0,0986 2,6007 0,9997 Non

Valeur critique du d de Tukey : 3,6779

Tableau 41b : ANOVA (test de Tukey (HSD)) : Analyse des différences entre la NH_4^+ des systèmes de traitement avec un intervalle de confiance à 95%

Contraste	Différence		Valeur		
	Différence	standardisée	critique	Pr > Diff	Significatif
T4 vs T2	39,5639	2,0756	2,6007	0,1663	Non
T4 vs T1	23,2608	1,2203	2,6007	0,6151	Non
T4 vs T3	15,8479	0,8194	2,6007	0,8452	Non
T3 vs T2	23,7160	1,2263	2,6007	0,6113	Non
T3 vs T1	7,4130	0,3833	2,6007	0,9808	Non
T1 vs T2	16,3031	0,8553	2,6007	0,8277	Non

Tableau 41d: ANOVA (test de Tukey (HSD)) : Analyse des différences entre la Pt des systèmes de traitement avec un intervalle de confiance à 95%

Contraste	Différence		Valeur		
	Différence	standardisée	critique	Pr > Diff	Significatif
T4 vs T2	66,9141	3,0989	2,6007	0,0125	Oui
T4 vs T3	60,7199	2,7716	2,6007	0,0319	Oui
T4 vs T1	60,0261	2,7799	2,6007	0,0312	Oui
T1 vs T2	6,8880	0,3190	2,6007	0,9887	Non
T1 vs T3	0,6938	0,0317	2,6007	1,0000	Non
T3 vs T2	6,1942	0,2827	2,6007	0,9921	Non

Valeur critique du d de Tukey : 3,6779

Tableau 43: Analyse des différences entre les paramètres carbonés des systèmes de traitement avec un intervalle de confiance à 95%
Tableau 42a : ANOVA (test de Tukey (HSD)) : Analyse des différences entre la DCO des systèmes de traitement avec un intervalle de confiance à 95%

Contraste	Différence	Différence standardisée	Valeur critique	Pr > Diff	Significatif
T1 vs T2	146,6951	1,4861	2,6007	0,4486	Non
T1 vs T4	124,0854	1,2571	2,6007	0,5918	Non
T1 vs T3	110,4549	1,1029	2,6007	0,6884	Non
T3 vs T2	36,2403	0,3619	2,6007	0,9837	Non
T3 vs T4	13,6306	0,1361	2,6007	0,9991	Non
T4 vs T2	22,6097	0,2290	2,6007	0,9957	Non

Valeur critique du d de Tukey : 3,6779

Tableau 42b : ANOVA (test de Tukey (HSD)) : Analyse des différences entre la DBO₅ des systèmes de traitement avec un intervalle de confiance à 95%

Contraste	Différence	Différence standardisée	Valeur critique	Pr > Diff	Significatif
T4 vs T2	41,1251	2,2776	2,6009	0,1083	Non
T4 vs T3	26,6797	1,4563	2,6009	0,4667	Non
T4 vs T1	16,0234	0,8812	2,6009	0,8146	Non
T1 vs T2	25,1017	1,3804	2,6009	0,5138	Non
T1 vs T3	10,6563	0,5777	2,6009	0,9386	Non
T3 vs T2	14,4454	0,7885	2,6009	0,8596	Non

Valeur critique du d de Tukey : 3,6783

Tableau 42C : ANOVA (test de Tukey (HSD)) : Analyse des différences entre la MES des systèmes de traitement avec un intervalle de confiance à 95%

Contraste	Différence	Différence standardisée	Valeur critique	Pr > Diff	Significatif
T3 vs T2	36,5314	0,9025	2,6007	0,8035	Non
T3 vs T4	29,9659	0,7403	2,6007	0,8806	Non
T3 vs T1	15,0283	0,3713	2,6007	0,9825	Non
T1 vs T2	21,5031	0,5390	2,6007	0,9493	Non
T1 vs T4	14,9376	0,3744	2,6007	0,9820	Non
T4 vs T2	6,5656	0,1646	2,6007	0,9984	Non

Valeur critique du d de Tukey : 3,6779

Tableau 42d : ANOVA (test de Tukey (HSD)) : Analyse des différences entre la SICCITE des boues des systèmes de traitement avec un intervalle de confiance à 95% :

Contraste	Différence	Différence standardisée	Valeur critique	Pr > Diff	Significatif
T1 vs T4	12,6000	8,0285	2,9690	< 0,0001	Oui
T1 vs T3	11,7967	7,5166	2,9690	< 0,0001	Oui
T1 vs T2	1,7733	1,1299	2,9690	0,6790	Non
T2 vs T4	10,8267	6,8985	2,9690	< 0,0001	Oui
T2 vs T3	10,0233	6,3867	2,9690	0,0002	Oui
T3 vs T4	0,8033	0,5119	2,9690	0,9547	Non

Valeur critique du d de Tukey : 4,1988

Tableau 44: Analyse des différences entre les teneurs en métaux lourds des plantes des systèmes de traitement avec un intervalle de confiance à 95%

Tableau 43a : ANOVA (test de Tukey (HSD)) : Analyse des différences entre la teneur en Cd des plantes des systèmes de traitement avec un intervalle de confiance à 95% :

Contraste	Différence	Différence standardisée	Valeur critique	Pr > Diff	Significatif
CTRL vs T2	380,8889	3,3319	2,5206	0,0085	Oui
CTRL vs T1	282,2222	2,4688	2,5206	0,0556	Non
T1 vs T2	98,6667	0,9650	2,5206	0,6064	Non

Valeur critique du d de Tukey : 3,5647

Tableau 43c : ANOVA (test de Tukey (HSD)) : Analyse des différences entre la teneur en Mn des plantes des systèmes de traitement avec un intervalle de confiance à 95% :

Contraste	Différence	Différence standardisée	Valeur critique	Pr > Diff	Significatif
T1 vs CTRL	125,8889	2,6706	2,5206	0,0366	Oui
T1 vs T2	64,4444	1,5285	2,5206	0,2983	Non
T2 vs CTRL	61,4444	1,3035	2,5206	0,4089	Non

Valeur critique du d de Tukey : 3,5647

Tableau 43b : ANOVA (test de Tukey (HSD)) : Analyse des différences entre la teneur en Fer des plantes des systèmes de traitement avec un intervalle de confiance à 95% :

Contraste	Différence	Différence standardisée	Valeur critique	Pr > Diff	Significatif
CTRL vs T2	1626,0000	5,6343	2,5206	< 0,0001	Oui
CTRL vs T1	956,4444	3,3142	2,5206	0,0089	Oui
T1 vs T2	669,5556	2,5940	2,5206	0,0430	Oui

Valeur critique du d de Tukey : 3,5647

Tableau 43d : ANOVA (test de Tukey (HSD)) : Analyse des différences entre la teneur en Zn des plantes des systèmes de traitement avec un intervalle de confiance à 95% :

Contraste	Différence	Différence standardisée	Valeur critique	Pr > Diff	Significatif
T1 vs T2	115,5556	3,5457	2,5206	0,0052	Oui
T1 vs CTRL	62,5000	1,7153	2,5206	0,2230	Non
CTRL vs T2	53,0556	1,4561	2,5206	0,3316	Non