

Traitement des boues de vidange : cas de la nouvelle station de traitement des boues de vidange de la ville de Niamey-Niger (STBV)

Abdou GOUMAR*, Haoua AMADOU, Mahaman Sani LAOUALI et Abdou Salam MANZOLA

Laboratoire de Chimie de l'eau, Faculté des Sciences et Techniques,
Université Abdou Moumouni de Niamey, BP 10662 Niamey, Niger.

Résumé :

La ville de Niamey s'est dotée dernièrement d'une nouvelle station de traitement des boues de vidange (BV) par lits de séchage non plantés : une technique basée sur la sédimentation, l'évaporation et l'infiltration.

Les boues dépotées à la station sont essentiellement issues des fosses septiques et des fosses toutes eaux.

L'objectif du présent travail est d'étudier le rendement épuratoire de cette station.

A cet effet, un échantillonnage des BV brutes et du percolât a été réalisé au niveau de chaque unité de traitement, suivi des analyses physico-chimiques et bactériologiques d'une part et d'autre part, un suivi morphologie des plantes a été évalué.

Les résultats des analyses obtenus montrent que les boues de vidange de la station sont biodégradables avec un ratio moyen de la DCO/DBO₅ de 1,98.

Les rendements épuratoires moyen de la SBTV pour la DCO, DBO₅, MES, NH₄⁺, NO₃⁻, PO₄³⁻ sont respectivement de 51,57%, 54,31%, 81,71%, 57,95%, 43,41% et 31,90%.

Les performances des lits, des bassins phyto-épuration, et des bassins de filtration montrent que le percolât est moins chargé que les boues brutes. Néanmoins, ils ne remplissent pas les normes de rejet dans la nature décrite par la législation Nigérienne pour l'ensemble des paramètres étudiés.

Mots clés: rendement épuratoire, boues de vidange, STBV, Niamey

Date of Submission: 08-06-2022

Date of Acceptance: 24-06-2022

I. Introduction

Dans la plupart des pays africains, le problème de l'assainissement en général et celui des eaux usées et excréta en particuliers ne sont pas toujours une priorité. Cette situation est certainement une des causes du fort taux des maladies hydriques observé dans ces pays (Kengne, 2006).

Les installations d'assainissement autonome induisent une grande quantité de boues qu'il faut gérer. En effet, une étude menée par le Fond des Nations Unies pour la Population en 2006 a révélé qu'en Afrique et en Asie la population doublera de 2000 à 2030. Avec cet accroissement démographique galopant et avec l'amélioration de l'accès à l'assainissement, l'Afrique fera face à une énorme quantité de boues de vidange. Les ouvrages d'assainissement autonome (latrines et fosses septiques) nécessitent une vidange après un certain temps d'utilisation. Ainsi pour gérer les sous-produits de l'assainissement issus de ces ouvrages, la population fait appel à la vidange mécanique et/ou à la vidange manuelle qui déverse les boues dans les rues, les carrières, et même les champs ... (Koanda, 2006).

A Niamey, la politique de gestion des boues de vidange est encore récente et reste largement sous-développé en dépit des efforts consentis. C'est ainsi que, le financement de la banque mondiale obtenue par le Projet Eau Assainissement en Milieu Urbain (PEAMU), a permis de doter la ville de Niamey de sa première station.

C'est dans cette perspective que ce travail se donne comme objectif d'étudier le fonctionnement et les performances du processus de déshydratation des boues de vidange de la station de traitement des boues de la ville de Niamey (Niger).

II. Matériel Et Méthodes

■ Description et Fonctionnement de la station

Construit en Décembre 2018, la STBV est située dans la commune I au côté Nord-Est sur la route national Niamey-Tillabery. Elle est composée de : quatre (4) bassins de sédimentation rectangulaire (chaque bassin est

constitué de deux dégrilleurs, le premier dégrilleur à des barreaux espacés de 5cm et le second de 1cm), de cent vingt (120) lits de séchage (équipé d'un filtre qui est constitué de sable, d'une membrane perméable, de gravier fin, et des gros gravier), de deux (2) grands bassins de phyto-épuration (où sont plantées des typha), et enfin de deux (2) bassins de filtration. La figure ci-dessous nous donne une vue globale de la filière de traitement des boues au niveau de la STBV.

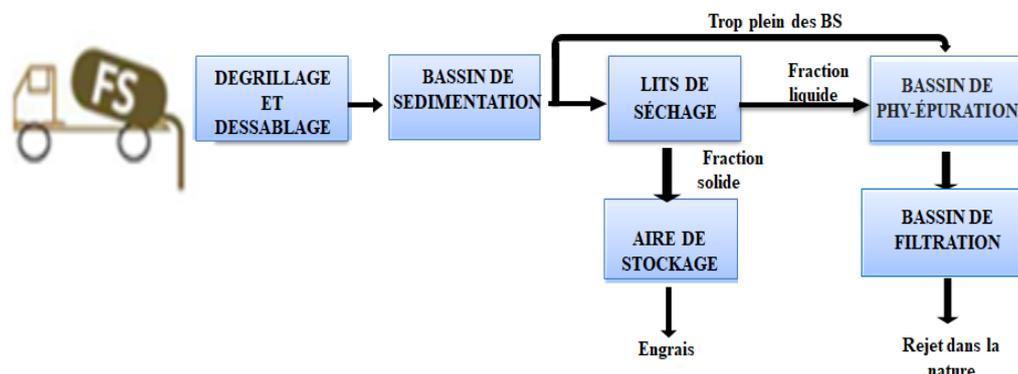


Figure 1 : Fonctionnement de la STBV

▪ **Echantillonnage au niveau des unités de traitement**

Au vue du fonctionnement de la STBV (fig. 1), un certain nombre de point a été retenu pour le prélèvement des BV brutes et des percolâts :

- Au niveau du bassin sédimentation (à l'entrée, pendant le séjour des boues dans ce bassin et à la sortie),
- à la sortie des lits de séchage à travers la vanne d'évacuation,
- à l'entrée et à la sortie du bassin de phyto-épuration,
- et à la sortie du bassin de filtration (rejet dans la nature).

Le trop plein du bassin de sédimentation qui est parfois envoyé au bassin de phyto-épuration a été également échantillonné.

Pour avoir des échantillons représentatifs, nous avons procédé de la façon suivante :

- le bassin de sédimentation a été virtuellement divisé en quatre parties égales. Nous avons pris quatre (4) échantillons (à l'aide d'un seau). Un échantillon composite de ce mélange est prélevé et acheminé au laboratoire pour les besoins d'analyse ;
- à la sortie des lits de séchage, trois échantillons de 0,5L ont été prélevés (un au début du percolation, deux au milieu et le troisième à la fin) afin d'obtenir un échantillon composite ;

L'évaluation physico-morphologique des plantes au niveau du bassin de phyto-épuration a été effectuée. Elle a consisté au suivi hebdomadaire de quelques paramètres morphologiques des plantes sur le bassin de phyto-épuration. Deux critères ont été retenus pour caractériser l'évolution des plantes sur le bassin de phyto-épuration à savoir : le nombre de plant sur le lit et la hauteur des plants. Pour cela, le bassin de phyto-épuration a été subdivisé en neuf (9) fractions égales. Pour trois (3) de ces fractions, le nombre total de plants non flétris est dénombrés par comptage et est extrapolé à l'ensemble du lit, la hauteur de chacune des pousses de ces 3 fractions est mesurée à l'aide d'un mètre à ruban et la moyenne de ces hauteurs est considérée comme la hauteur moyenne des plantes (Niu et Rodriguez, 2008).

▪ **Paramètres et les méthodes d'analyses**

L'étude a été menée sur une période de quatre (4) mois (du 03 Avril au 19 juillet). Durant cette période, différents échantillons ont été prélevés dans le bassin de sédimentation, dans les lits de séchages, au niveau des bassins de phyto-épuration, dans les bassins de filtration et dans les canaux de drainage des percolât. Afin d'obtenir des échantillons représentatifs, nous avons procédé de la façon suivante :

- La boue est préalablement mélangée mécaniquement pendant cinq (5) minutes avant la prise de l'échantillon ;

- Au niveau de chaque unité de traitement, trois échantillons ont été collectés, un échantillon composite de ce mélange est conservé à 4°C dans une glacière et acheminé au laboratoire pour les besoin d'analyses.

Les paramètres physico-chimiques (T°, pH, Conductivité) ont été mesurés in situ au moyen d'une sonde multi-paramètres de type HI 9828 pH/ORP/EC/DO sur les échantillons composites prélevés.

Les paramètres de pollution organique (MES, DBO₅, DCO) et chimiques (azotes, phosphores,) ont été mesurés également sur les mêmes échantillons. La Demande Biochimique en Oxygène au bout 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 "LovibondOxiDirect", la mesure est faite par des sondes de pression électroniques résistantes. 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 comme catalyseur et de sulfate de mercure destiné à éviter l'interférence de la présence d'ions chlorure, conformément à la norme AFNOR (AFNOR,1994). La lecture de la valeur est faite par spectrophotométrie JICA DR/890 à la longueur d'onde adéquate selon la gamme de DCO choisie. L'azote ammoniacal (NH₄⁺), les nitrates (NO₃⁻), les nitrites (NO₂⁻) et les ortho phosphates (PO₄³⁻) ont été déterminés par la méthode colorimétrique avec une lecture au spectrophotomètre de type HACH DR/3900.

Les échantillons pour l'analyse bactériologique ont été prélevés dans des flacons en verre de 500ml. L'analyse bactériologique a porté sur la détermination des Coliformes Fécaux et les Streptocoques Fécaux dans les boues brutes et les percolâts. La technique d'évaluation de la concentration des bactéries utilisée a été le dénombrement des colonies des germes après leur ensemencement dans les milieux de culture appropriés.

▪ **Rendement épuratoire des différentes unités de traitement au niveau de la STBV**

Les performances épuratoires des différentes unités de traitements des BV au niveau de la STBV ont été calculées sur la base des flux massiques entrant et sortant de ces dernières.

La relation donnée par l'équation (1) présente le mode de calcul du rendement épuratoire :

$$R_i = 100. \frac{C_{i-boue} - C_{i-percolât}}{C_{i-boue}} \quad Eq.1$$

III. Resultats Et Discussion

Le Tableau 1 présent les résultats des mesures obtenues sur les différentes unités de traitement de la station. Ce dernier montre que les concentrations des différents paramètres étudiés sont très faibles comparés à celles de la boue brute (sortie bassin de sédimentation).

Tableau 1 : Composition des BV à l'entrée et à la sortie de chaque unité

Paramètres	U ₁	U ₂	U ₃		U ₄	NORMES NFU 44095
	Moyenne	Moyenne	Entrée	Sortie		
T (°C)	34,25	33,7	34,0	27,2	28,5	18-40
pH	7,93	7,46	7,52	7,30	7,54	6,5-9,0
C (µS/cm)	2901	1144,4	2866	2240	1792	1000
MES (mg/L)	64305	104	8116	287	98,0	-
NH ₄ ⁺ (mg/L)	99,50	13,0	54	39,5	62,6	60
NO ₂ ⁻ (mg/L)	0,43	0,12	2,3	1,4	0,96	0,9
NO ₃ ⁻ (mg/L)	249,4	59,4	520	43	32,2	11,4
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	18,75	09,8	16,9	10,4	8,75	5
DCO (mg/L)	800	300	3550	700	440	150
DBO ₅ (mg/L)	425	110	1650	500	250	50
C.F (UFC/100ml)	3.10 ⁶	30. 10 ³	1,6.10 ⁵	21,6.10 ⁴	17. 10 ⁴	2. 10 ³
E-Colis (UFC/100ml)	2,9.10 ⁶	27. 10 ³	1,33. 10 ⁵	54,4.10 ⁵	-	-
S.F (UFC/100ml)	8,1.10 ⁶	70. 10 ⁴	9,8. 10 ⁵	57.10 ³	-	10 ⁴

- U₁ : Eaux usées brutes : sortie bassin de sédimentation
- U₂ : deuxième unité de traitement : sortie lits de séchage
- U₃ : troisième unité de traitement : bassin de phyto-épuraton
- U₄ : quatrième unité de traitement : sortie bassin de filtration

L'analyse du tableau 1 montre que les valeurs moyennes de pH, et de la température obtenues dans les BV analysées sont conformes aux normes de rejet des boues liquides dans la nature (Arrêté n°140/MSP/LCE/DGSP/DS/DH).

Pour la pollution carbonée, la Demande Chimique en Oxygène (DCO) et la Demande Biochimique en Oxygène de cinq jours (DBO₅) ont donnée des valeurs qui oscillent respectivement entre 300 et 3550m g/L d'une part et 110 et 1650 mg/L d'autre part. Bien que ces valeurs sont faibles comparées aux valeurs obtenus par d'autres auteurs dans d'autres pays (Klinger et al. 2002 ; Tilley et al. 2008 ; Tadjouwa, 2016), elles sont largement supérieures aux normes de rejets qui sont fixées au Niger respectivement à 150 et 50mg/L (Arrêté n°140/MSP/LCE/DGSP/DS/DH).

La conductivité électrique varie entre 1144,4 et 2901 µS/cm avec une moyenne de 2188,7 µS/cm comme l'indique le tableau 1. Ces résultats confirment la présence des sels minéraux dans le milieu. Une augmentation excessive de la conductivité dans le milieu aquatique peut engendrer des modifications de l'écosystème

bactérien et influencer également sur la survie de la faune et de la flore aquatique. Selon les études réalisées par Koné et al, en 2007, une salinité importante peut provoquer le colmatage du sol, et impacte négativement l'évolution de bon nombre de spéculations en agriculture.

Le phosphore qui se trouve dans les boues sous différentes formes (phosphore organique, ortho phosphates...) peut être issu de l'alimentation mais également de sources naturelles ou anthropiques. Ce sont des nutriments pouvant être mis à profit dans l'agriculture, mais à des teneurs élevées, ils peuvent contribuer à l'eutrophisation des eaux de surface qui constitue un réel danger à la flore et à la faune aquatiques (Maatouk, 2014).

L'analyse du tableau montre une différence du percolât sortant des lits de séchage et celui rentrant dans les bassins de phyto-épuration. Cette différence pourrait s'expliquer par le trop plein des bassins de sédimentation qui est directement envoyé dans les bassins de phyto-épuration.

➤ **Au niveau du bassin de sédimentation**

- Evolution des éléments nutritifs, DCO, DBO₅

Les figures 2,3,4,5 nous donnent respectivement l'évolution des ions ammonium, nitrite, nitrates, ortho phosphates, DCO et DBO₅ de l'effluent à l'entrée et à la sortie du bassin de sédimentation.

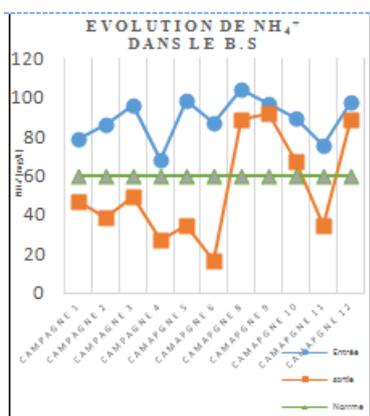


Figure 2 : Evolution de NH₄⁺ dans le B.S

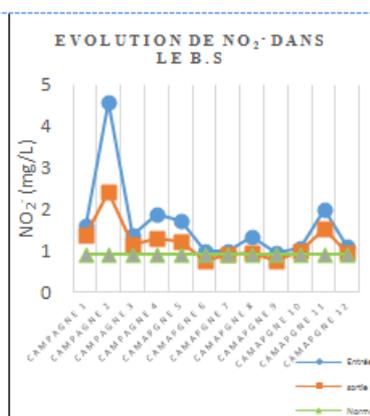


Figure 3 : Evolution de NO₂⁻ dans le B.S

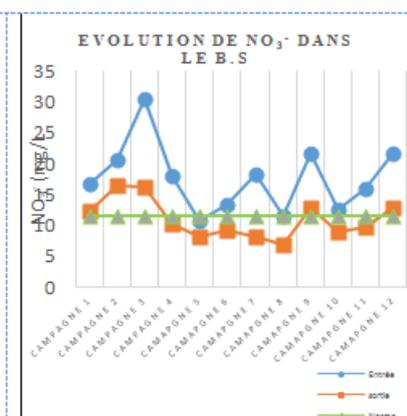


Figure 4 : Evolution de NO₃⁻ dans le B.S

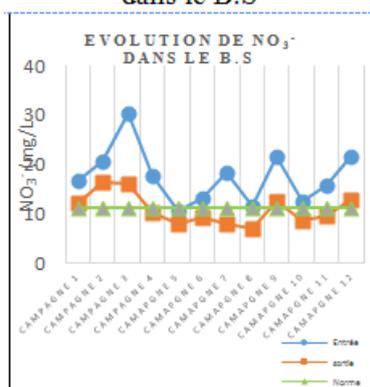


Figure 5 : Evolution de PO₄³⁻ dans le B.S

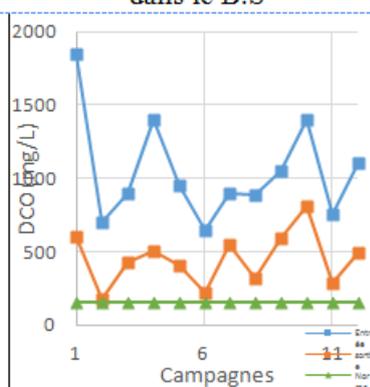


Figure 6 : Evolution de DCO dans le B.S

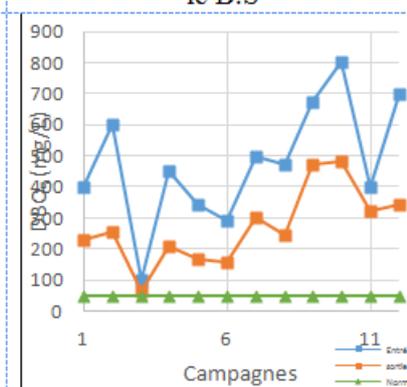


Figure 7 : Evolution de DBO₅ dans le B.S

L'analyse des résultats obtenus (fig.2) montre que les teneurs en ammonium (NH₄⁺) des boues brutes à l'entrée du bassin de sédimentation (entrée STBV) varient de 59,8 à 104,5 mg/L. Cette forte concentration relève une présence importante de pollution azotée dans l'effluent d'entrée. Cependant, les teneurs en ammonium dans la boue de sortie (sortie B.S) sont comprises entre 16,8 mg/L et 92,2 mg/L avec une moyenne de 50,57mg/L qui est supérieur à la norme (FAO/OMS, 2013). Ce phénomène est d'autant plus prononcé que le milieu est alcalin. Ces teneurs en ammonium pourraient s'expliquer par la qualité de l'ouvrage (fosse septique ou latrine) et la fréquence de vidange (Koanda, 2006).

S'agissant de la concentration en ions nitrites (fig.3), des fortes concentrations ont été enregistrés à l'entrée et à la sortie des bassins de sédimentations. Ces valeurs sont supérieures à la norme qui est de 0,9 mg/L (FAO/OMS, 2013).

Des fortes valeurs supérieures à la norme des ions ortho-phosphates ont été enregistrées à l'entrée et à la sortie des bassins de sédimentation. Avec des teneurs moyennes de 13,60 mg/L, ces ions à des teneurs élevées peuvent poser un problème d'eutrophisation du milieu récepteur.

L'évolution de la DCO est donnée à la figure 4. Les valeurs de la DCO à l'entrée varient entre 645 mg/L et 1850 mg/L avec une moyenne de 1044,58 mg/L, ces valeurs sont inférieures à celles trouvées au Canada par Robidoux et al., (1998), en France par Canler (2008), au Cameroun par Kengne et al., (2006), au Burkina Faso par Tadjouwa (2016) et sont assez supérieurs à celles obtenues à Ouarzazate (El hamouri et al, 1993). Les valeurs à la sortie varient entre 215 mg/L et 814,9 mg/L avec une moyenne de 447,57 mg/L.

- *Evolution de la qualité microbiologique dans le bassin de sédimentation*

La figure 6 nous donne le taux de diminution des bactéries en fonction du temps.

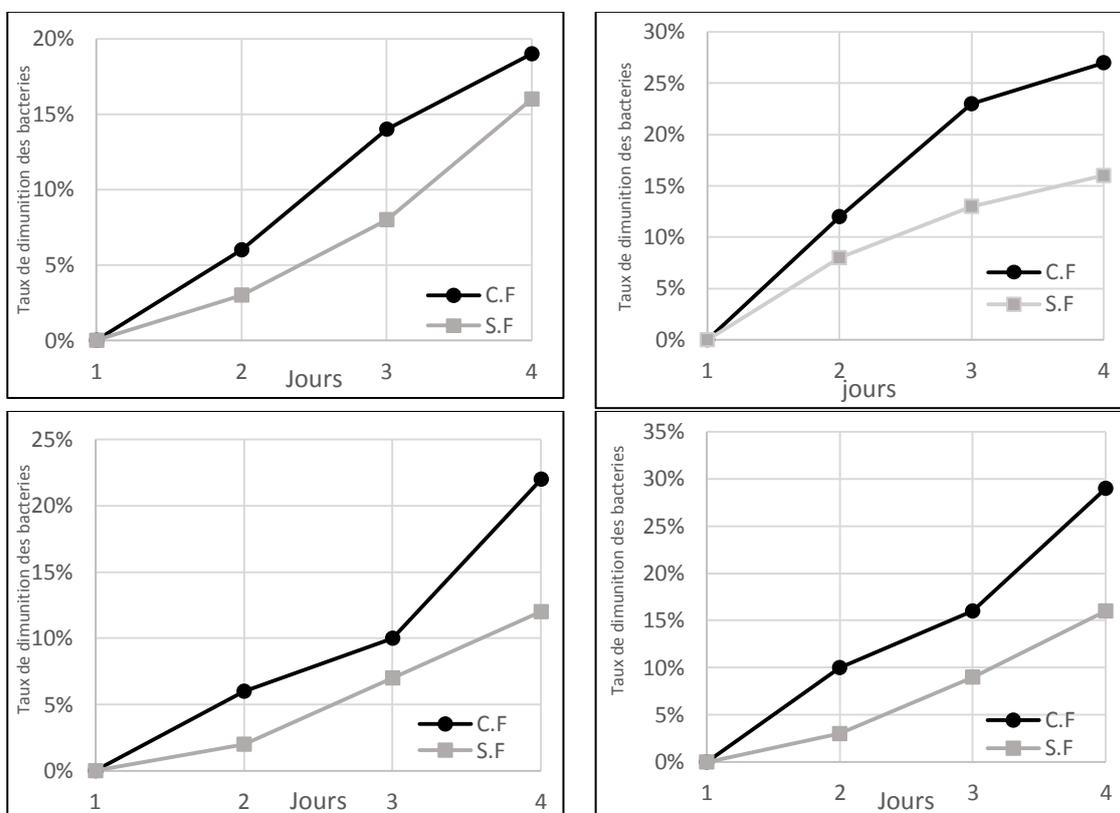


Figure 8 : Taux de diminution des bactéries dans le B.S au bout de quatre jours

Le suivi journalier de BV stockée dans les bassins de sédimentation montre une diminution inférieure à 30% de la population initiale des coliformes fécaux après quatre (4) jours durant nos campagnes d'analyse d'une part et d'autre part une diminution des 20% de la population initiale des streptocoques fécaux. Ce phénomène peut être expliqué par le phénomène de broutage et de la prédation (WHO, 2006). Selon les travaux de Mayo en 1995 et Pundsack et al., en 2001, des pH basiques des BV et des températures ambiantes (>30°C) sont également des facteurs limitants du développement des bactéries surtout les coliformes fécaux.

➤ **Au niveau des lits de séchage**

- *Evolution des éléments nutritifs*

La figure 8 matérialise l'évolution des ions NH_4^+ (a), NO_3^- (b), NO_2^- (c), PO_4^{3-} (d) dans les lits de séchages au cours de l'expérimentation en comparaison avec les concentrations de chacun de ces paramètres dans les boues (sortie bassin de sédimentation).

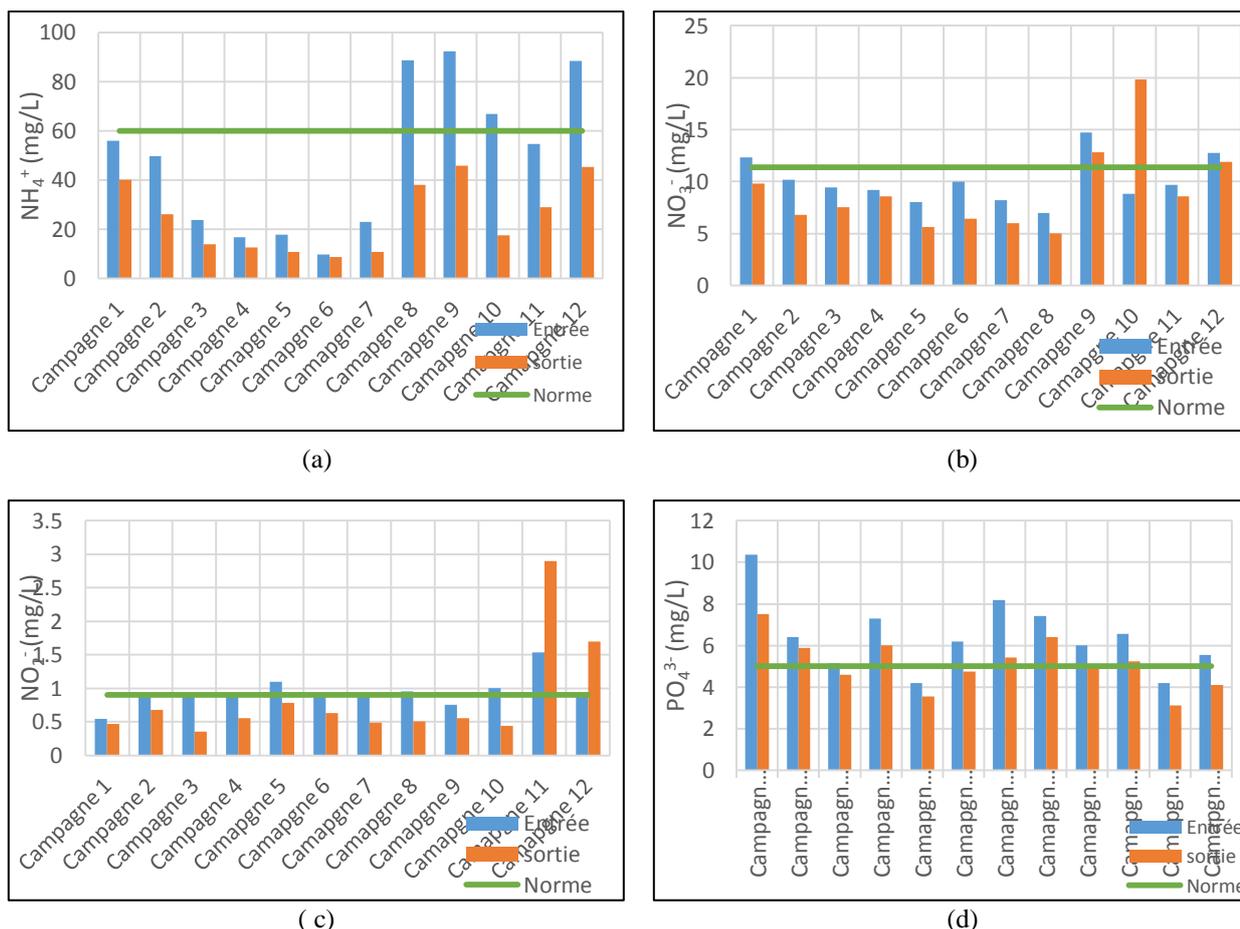


Figure 10 : Taux d'évolution des ions NH₄⁺ (a), NO₃⁻ (b), NO₂⁻ (c), PO₄³⁻ (d) dans les lits de séchage au cours de l'expérimentation

Des teneurs allant de 16,9 à 88,7mg/L à l'entrée (sortie B.S) en ammonium ont été relevées au niveau des lits de séchage (Fig. 10-a). A la sortie, les concentrations varient de 8,7 à 45,3mg/L avec une moyenne de 24,95mg/L. En somme, l'ammonium est éliminé au sein des lits de séchage avec un rendement épuratoire moyen de 41,49%.

En effet, en dépit de l'oxygénation du milieu, compte tenu de la grande surface des lits et la porosité du massif filtrant, les L.S présentent une faible nitrification. D'une part, cela pourrait être dû à un temps de séjour hydraulique plus court ce qui se traduit par une percolation plus rapide liée également à l'accroissement du débit d'alimentation. D'autre part, il est reconnu que l'ammonium s'adsorbe fortement sur le support de filtration (Njoroge et Mwamachi, 2004).

Les ions nitrite, forme oxydée de l'azote, ne sont pas stables ; ils évoluent en nitrates en milieu aérobie tel le cas dans le processus de déshydratation sur le lit de séchage .

La Figure 10-c montre que les teneurs relevées restent inférieures aux objectifs de qualité imposés par le législateur qui est de 0,9 mg/L. Cela est favorisé par la bonne condition de nitrification, et confirme l'instabilité de cette forme de l'azote qui évolue instantanément en nitrate.

Le phosphore qui se trouve dans les boues sous différentes formes (phosphore organique, ortho-phosphates...) peut être issue de l'alimentation mais également de sources naturelles ou d'activités anthropiques. Les concentrations particulièrement élevées à la sortie variant de 3,12 à 7,50 mg/L avec une moyenne de 6,38mg/L sont supérieures à la norme admise (0,5 mg/L). Cela s'explique par le fait que le traitement élimine très peu le phosphore qui reste adsorbé et piégé dans la matière en suspension en décantation. Toutefois, une partie des ortho-phosphates sous la forme dissoute se retrouve dans le lixiviat.

- Abatement microbiologique au niveau des lits de séchage

Très peu de travaux sur les traitements des BV s'intéressent à la qualité bactériologique des percolats issue de ces boues. Des études (Arias et al., 2003 ; Tadjouwa, 2016) ont obtenu des abattements supérieurs à ceux retrouvés dans cette étude pour les coliformes fécaux (C.F) et streptocoques fécaux (SF) d'eaux usées traitées avec des concentrations moyennes de 2,7.10⁶ à 3,9.10⁷ UFC/100mL et de 1,6.10⁸ à 5,3.10⁸ UFC/100mL respectivement pour les CF et les SF. Ces valeurs en bactéries et les abattements sont supérieures à ceux de la

présente étude. Koné et al., (2007) ont obtenus des abattements en C.F de 2,7ulog, 2,1ulog et 1,6ulog respectivement pour les filtres plantés d'*Andropogon gayanus*, de *vetiveria nigratina* et non planté traitant les eaux usées de la ville de Ouagadougou.

Tableau : Qualité bactériologiques et abattement bactériologique au niveau des L.S

Campagnes	Qualité				Abattement global		n
	Coliformes fécaux (UFC/100mL)		Streptocoques fécaux (UFC/100mL)		Coliformes fécaux (u.log)	Streptocoques fécaux (u.log)	
	Entrée	Sortie	Entrée	Sortie			
1	1,6.10 ⁶	2,4.10 ⁵	2,8.10 ⁷	4,3.10 ⁶	0,80	0,79	20
2	2,9.10 ⁵	1,4.10 ⁴	3,4.10 ⁶	9,1.10 ⁵	1,31	0,57	18
3	8,7.10 ⁶	9,6.10 ⁴	9,2.10 ⁶	2,3.10 ⁵	1,69	1,52	18
4	ND	ND	1,3.10 ⁵	2,3.10 ⁴	ND	0,74	10
5	2,1.10 ³	1,4.10 ³	3,9.10 ⁵	ND	0,17	ND	10
6	1,9.10 ⁶	5,7.10 ³	5,9.10 ⁶	6,3.10 ⁴	0,52	1,95	6

➤ **Au niveau du bassin de phyto-épuraton**

- Densité des plantes dans le bassin de phyto-épuraton

L'évolution du nombre moyen des plants sur le bassin de phyto-épuraton est donnée à la fig. 10.

L'analyse de cette figure montre qu'au moment de la phase d'acclimatation (53jours), le nombre moyen des plants des typhas dans le bassin de phyto-épuraton est passé de 40±20 (46plants/m²) à 110±10 plants/m². Cette augmentation de la densité des plantes correspond à une augmentation moyenne de 2pieds/jour pour l'espèce de typha.

Après la période d'acclimatation, qui coïncide avec la phase d'alimentation aux percolâts, le nombre moyen des plantes est passé de 110±20 (92plants/m²) à 80±5 plants/m² juste après quatre alimentations aux percolâts. Cette diminution de la densité des plants a été continu jusqu'à la mort totale des plantes sur le bassin de phyto-épuraton.

La hauteur aérienne des plants a aussi une évolution similaire à celle de la densité des plantes (Figure 10). La phase d'acclimatation avec les espèces de typha a permis l'accroissement de la hauteur aérienne moyenne des plantes de 32±4 cm à 177±2 cm correspondant à une croissance moyenne de 1,2±4 cm/jour. Après l'alimentation aux percolâts, la totalité des plantes est morte presque sur l'ensemble du bassin.

La diminution de la hauteur aérienne et celle de la densité des plants (Fig. 10; 11) pourrait s'expliquer par les fortes valeurs en pollution azotées enregistrés dans les percolâts alimentant le bassin de phyto-épuraton.

Les effets toxiques de fortes teneurs en ammonium sur les plantes ont été observés par plusieurs auteurs (Britto and Kronzucker, 2002 ; Jampeetong et al., 2012).

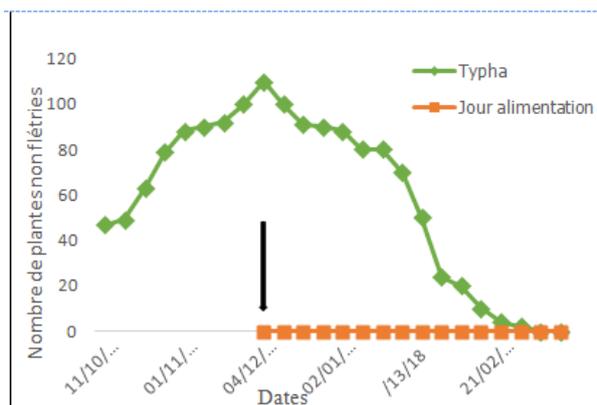


Figure 10 : Evolution du nombre moyen des plantes.

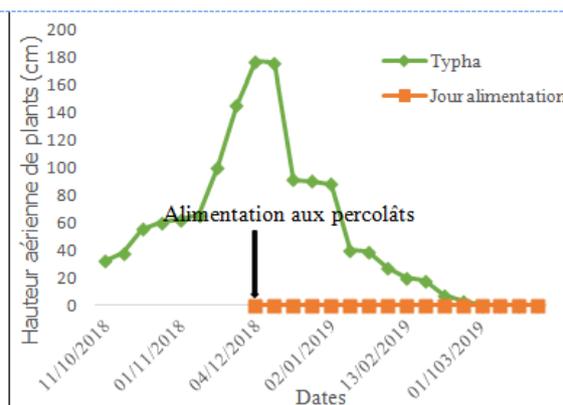


Figure 11 : Evolution de la hauteur aérienne des plantes.

Les effets toxiques de fortes teneurs en ammonium sur les plantes ont été observés par plusieurs auteurs (Britto and Kronzucker, 2002 ; Jampeetong et al., 2012). Les signes de la toxicité d'une plante à l'ammonium sont entre autres la baisse du taux de croissance, le flétrissement des plantes et parfois la mort de la plante. Ces signes ont été observés sur les plantes implantés au niveau du bassin de phyto-épuraton.

La détérioration des paramètres morphologiques des plantes pourrait être principalement liés à la combinaison des effets des fortes teneurs en DCO, NH₄⁺ et à la conductivité élevée des BV traitées. Le pH et la teneur en phosphore auraient participé à cette dégradation en favorisant les conditions qui ont accompagné ces effets négatifs.

➤ **Rendement épuratoire des différentes unités de traitement au niveau de la STBV**

Les rendements épuratoires évalués par rapport aux principaux paramètres de pollution, sont présentés dans les tableaux 2.

Tableau 2 : Rendements épuratoires globaux des différentes unités de traitement des boues

Paramètres	U ₁ (%)	U ₂ (%)	U ₃ (%)	U ₄ (%)
MES	ND	99,83	97,70	47,60
NH ₄ ⁺	76,52	86,93	26,85	41,51
NO ₂ ⁻	40,45	72,09	39,13	50,00
NO ₃ ⁻	38,34	76,18	34,03	25,11
PO ₄ ³⁻	39,92	47,33	24,46	15,86
DCO	63,38	62,50	43,28	37,14
DBO ₅	47,72	78,82	40,70	50,00

L'évaluation des performances épuratoires sur la matière organique exprimé en DBO₅ et DCO montre que cette station permet une bonne élimination de la matière organique, avec un rendement moyen de 63,38% au niveau du bassin de sédimentation, 62,50 % au niveau des lits de séchages, de 43,28% au niveau du bassin de phyto-épuración, et de 37,14% au niveau du bassin de filtration. Le rendement moyen total pendant la durée des mesures est de 51,57 % en DCO au niveau de la station et de 54,31% en DBO₅.

Des rendements satisfaisant (supérieur à 70%) ont été obtenu au niveau des lits de séchage en ce qui concerne les MES (99,83 %), NH₄⁺ (86,93 %), NO₂⁻ (72,09 %). Des résultats similaires ont été retrouvés en 1998 par Heinss et al au Ghana, Cofie et al., en 2006 sur des stations expérimentales.

Les faibles rendements obtenus au niveau du bassin de phyto-épuración U₃ (NH₄⁺ de 26,85% ; NO₂⁻ de 39,13% ; NO₃⁻ de 34,03% ; PO₄³⁻ de 24,46% ; DCO de 43,28% ; et DBO₅ de 40,70%) pourrait s'expliquer par l'évacuation direct du surnageant (trop-plein) des bassins de sédimentation qui est envoyé vers les bassins de phyto-épuración sans pour autant passer par les lits de séchage.

Au regard des valeurs moyennes obtenues des différents paramètres, au niveau du bassin de filtration, les normes de rejet (OMS, 2013 ; Koanda, 2006) ne permettent ni la réutilisation, ni le rejet dans la nature des percolâts issues du traitement des BV de la STBV.

IV. Conclusion

Cette étude a permis de présenter le système de traitement des boues de vidange à la station de Koubia. Les analyses physico-chimiques ainsi que les analyses bactériologiques montrent que les boues qui sont dépotées à la station sont riches en matière organique, en nutriments NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, PO₄³⁻, mais également en bactéries pathogènes. Le suivi de ces paramètres au niveau des différentes unités de traitement montre une bonne performance en élimination de la matière organique exprimée par la DCO et la DBO₅, des ions ammonium, ortho-phosphate, nitrite et nitrate.

Bien que les percolâts soient globalement de meilleure qualité que les boues de vidange brutes, l'effluent reste fortement concentrer et nécessite un traitement complémentaire avant rejet ou réutilisation éventuelle.

Il importe de respecter la norme pour réduire les risques de transmission de maladies, en évitant leur déversement dans la nature et leur utilisation en agriculture sans traitement préalable.

Bibliographie

- [1]. AFNOR, 1994. Qualité de l'eau, 1ère édition, Paris, 862p.
- [2]. Koanda H., 2006. Vers un assainissement urbain durable en Afrique subsaharienne : Approche innovante de planification de la gestion des boues de vidange. Thèse de doctorat, École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse, 360 p.
- [3]. Arrêté n° 140/MSP/LCE/DGSP/DS/DH du 27 septembre 2004 fixant les normes de rejet des déchets dans le milieu nature.
- [4]. Klingel F., Montangero A., Koné D., Strauss M., 2002. Gestion des boues de vidange dans les pays en développement. Manuel de planification. Première édition. Eawag/Sandec.
- [5]. Tilley, E., Lüthi, C., Morel, A., Zurbrugg, C. et Schertenleib, R. (2008). Compendium des Systèmes et Technologies d'Assainissement ; 150p.
- [6]. TADJOUWA. Kouawa, (13 juillet 2016). Traitements des boues de vidange par lits de séchages sous climat soudano-sahélien. Thèse de doctorat en Hydraulique Urbaine et Eau, Faculté des Sciences, Université de Strasbourg. 231p
- [7]. Koné D., Saywell D. et Strauss M., 2007, Rapport du 1er Symposium/Atelier international sur la Politique de gestion des boues de vidange, Dakar, Sénégal, 9 – 12 mai 2006, SANDEC/EAWAG, Dubendorf : Suisse, 32 p.
- [8]. Maatouk. Elias, (8 décembre 2014). Caractérisation des eaux usées au Liban : impact sur le fonctionnement des stations d'épuration. Thèse de doctorat en science de l'eau et de l'environnement, faculté des Sciences et Technologie, Université libanaise. 241p
- [9]. FAO/OMS., (2013). Directives OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères. Volume 2 : utilisation des eaux usées en agriculture. P 199-207. En ligne : <http://www.fao.org/ag/agl/public.stm>. Consulté le 03/01/2017
- [10]. Canler, J.-P., Mesnier, M., Troesch, S., Boutin, C., 2008, Le traitement des matières de vidange : en station d'épuration ou en lits plantés de roseaux, *Ingénieries-EAT*, no 53, p. 35-48.
- [11]. Kengne, N.I.M. (2006). Potentials of sludge drying beds vegetated with *Cyperus papyrus* L.

- [12]. and *Echinocloa pyramidalis* (Lam.) Hitchc. & Chase for faecal sludge treatment in tropical regions. University Yaoundé 1.
- [13]. Rabidou P.Y., Lopez-Gastey J., Choucri A. Et Sunahara G.I.? 1988. Procedure to screen illicit discharge of toxic substances in septic sludge received at a wastewater treatment plant. *Ecotoxicology and Environmental safety*, 39(1), 31-40.
- [14]. Kengne Noumsi I.M., Amougou Akoa, Bemmo N., Strauss M, Troesch S., Ntep F., Tsama Njitat V., Ngoutane Pare M. and Koné D., 2006. Potentials of sludge drying beds vegetated with *Cyperus papyrus* L. and *Echinichloa pyramidalis* (Lam.) Hitchc. And Chase for faecal sludge treatment in tropical regions. In: *proceed. Int. conf. Wetlands Systems for water pollution control.*, Lisbon, Portugal, 943-953.
- [15]. El Hamouri B., Mekrane M., Khallaayoune K., Merzouki M., El Maroufy M (1993). Performances de stabilisation de la station de Ouarzazate. Actes du séminaire : la recherche nationale dans le domaine Eau et Environnement, LPEE – Casablanca (18-19).
- [16]. Mayo A.W., 1995. Modeling coliform mortality in waste stabilization ponds. *J. Environ. Engineer.*, 121, 2 140-152.
- [17]. Pundsack, J., Axler, R. Henneck, J., Nordman, D., McCarthy, B., 2001. Seasonal pathogen removal by alternative on-site wastewater treatment systems. *Water of Environment research* 73:204-212
- [18]. Njoroge B.N., Mwamachi .K Slade G.M., (2004). Ammonia removal from an aqueous solution by use of a natural zeolite. *J. Environ. Eng. Sci.* 3 : 147-154.
- [19]. Arias, C.A, et Cabello, A., Brix H., Johansen N.-H., (2003). 1985. Removal of indicator bacteria from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system *water science and technology* 48 (5), 35-41.
- [20]. Koné D., Cofie, O., Gallizzi, K., Moser, D., Drescher, S., Strauss, M., 2007. Helminth egg inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and cocomposting in tropical climates. *Water research*, 41 (19): 4397-4402.
- [21]. Anthony D.M. Glass, Dev T. Britto, Brent N. Kaiser, James R. Kinghorn, Herbert J. Kronzucker, Anshuman Kumar, Mamoru Okamoto, Suman Rawat, M.Y. Siddiqi, Shiela E. Unkles and Joseph J. Vidmar. (2002). AnThe regulation of nitrate and ammonium transport systems in plants. *Journal of Experimental Botany*, Vol. 53, No. 370,
- [22]. Heins U., Seth A., Strauss M., 1998. Solid separation and systems for the treatment of faecal sludges in the tropics; SANDEC Report no°5/98; Second Edition, 57 p.
- [23]. Cofie O. O., Agbottah S., Strauss M., Esseku H., Montangero A., Awuah, CREPA 2006 : « Technologies d'eau potable et d'assainissement développées ou expérimentées dans le réseau CREPA » ; fiches techniques École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse, 311 p.

Abdou GOUMAR, et. al. “ Traitement des boues de vidange : cas de la nouvelle station de traitement des boues de vidange de la ville de Niamey-Niger (STBV).” *IOSR Journal of Applied Chemistry (IOSR-JAC)*, 15(06), (2022): pp 01-09.