

Available online at <http://www.ifg-dg.org>

Int. J. Biol. Chem. Sci. 9(5): 2743-2756, October 2015

ISSN 1997-342X (Online), ISSN 1991-8631 (Print)

---



---

**International Journal  
of Biological and  
Chemical Sciences**


---



---

**Original Paper**<http://ajol.info/index.php/ijbcs><http://indexmedicus.afro.who.int>

## Optimisation de la production de biométhane à partir des déchets organiques municipaux

Mahamadi NIKIEMA<sup>1\*</sup>, Joseph B. SAWADOGO<sup>1,2</sup>, Marius K. SOMDA<sup>1</sup>,  
Desiré TRAORE<sup>1</sup>, Dayéri DIANOU<sup>3</sup> et Alfred S. TRAORE<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Centre de Recherche en Sciences Biologiques Alimentaires Nutritionnelles (CRSBAN), 03 BP 7131  
Ouagadougou 03, Burkina Faso.

<sup>2</sup>Université Polytechnique de Bobo-Dioulasso, 01 BP 1091 Bobo-Dioulasso, Burkina Faso.

<sup>3</sup>Centre National de la Recherche Scientifique et Technologique (CNRST), 03 BP 7192 Ouagadougou 03,  
Burkina Faso.

\*Auteur correspondant, E-mail: mahamadinikiema87@gmail.com; Tel. : 00226 79371701

### REMERCIEMENTS

Nous remercions le CRSBAN (UEMOA) et le CIOSPB pour leur appui financier dans la conduite des travaux de recherche.

---

### RESUME

La gestion des déchets municipaux est devenue une préoccupation majeure dans les pays en développement, due au manque de politique et de stratégie adaptées. L'étude réalisée a porté sur la valorisation biotechnologique de la fraction biodégradable des déchets au Burkina Faso. Une analyse physico-chimique des déchets échantillonnés dans trois (3) centres de précollecte de déchets municipaux de Ouagadougou a été réalisée. L'influence du type d'inoculum (eaux usées, bouse bovine, flux de broyat de termites et une mixture de ces 3 inocula) et de la charge en substrat (déchets organiques) a été évaluée au cours d'essais de fermentation méthanique. Les résultats obtenus ont montré que les déchets organiques municipaux constituent un substrat de prédilection pour la méthanisation avec un ratio C/N de 31,65. Les essais de fermentation ont permis de noter que la bouse bovine comme inoculum avec une charge en déchets municipaux de 2% donnait la meilleure production de biométhane (297,65 l CH<sub>4</sub> / Kg MSV). Il ressort de cette étude que les déchets municipaux peuvent être traités par la voie de la biométhanisation car présentant un potentiel de bioconversion intéressant.

© 2015 International Formulae Group. All rights reserved.

**Mots clés :** Déchets organiques, digestion anaérobie, biométhane, environnement, Burkina Faso.

### Optimization of biomethane production from municipal solid organic wastes

#### ABSTRACT

Municipal solid organic wastes management became a major preoccupation. The achieved study focuses the biotechnological valorization of the biodegradable fraction of solid organic wastes in Burkina Faso.

© 2015 International Formulae Group. All rights reserved.

2499-IJBACS

DOI : <http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v9i5.43>

Physicochemical characterization analysis of solid wastes sampled in 03 Ouagadougou's centers of municipal wastes deposits was achieved. The influence of inoculum source (wastewater, bovine dung, termites' homogenate and mixture) and substrate concentration (municipal solid waste) were evaluated during biomethane production tests. Results showed that organic fraction of solid wastes represent a source of predilection for methanization with 31.65 C/N cow. Fermentation tests showed that bovine dung used as inoculum in 2% of municipal solid waste gave the highest rate of biomethane production (297.65 l CH<sub>4</sub> / Kg vs). The results demonstrate that municipal wastes can be valorized by biomethanization way because presenting interesting bioconversion potential.

© 2015 International Formulae Group. All rights reserved.

**Keywords:** Organic wastes, anaerobic digestion, biomethane, environment, Burkina Faso.

## INTRODUCTION

Le biogaz est une énergie nouvelle et renouvelable; il participe à la consommation énergétique mondiale (Willumsen, 2003 ; Themelis et Kaufman, 2004). Les centres de stockage de déchets sont des sources potentielles de production de biogaz (Willumsen, 2003). La production de méthane des décharges est estimée entre 35 et 73 tonnes par an (Liu et Whitman, 2008).

Dans le souci de la protection de l'environnement, le procédé de méthanisation contrôlée en enceinte fermée étanche a été développé pour pallier aux insuffisances du traitement des centres d'enfouissement technique (CET) (Directive 1999/31/CE). Le procédé est bénéfique pour l'environnement et offre de nombreux avantages (Nelson et al., 2002; Sakar et al., 2009). Il permet de produire du biogaz combustible, une énergie renouvelable, à partir de la matière organique (Le Hyaric et al., 2010 ; Kalloum et al., 2011). Le recyclage de la matière organique des déchets réduit considérablement les émissions des gaz à effet de serre et la contamination des eaux de surface et souterraine (Romano et al., 2006). Le digestat issu de cette technologie est un sous-produit stable, indolore, débarrassé en majeure partie des germes pathogènes et peut même être utilisé comme amendements des sols pour l'agriculture (Gomez-Lahoz et al., 2007 ; Kalloum et al., 2011). De nombreuses données démontrent le potentiel méthanogène

de différents résidus d'origine végétale témoignant l'intérêt croissant des recherches dans ce domaine (Angelidaki et al., 2009).

Les pays africains et particulièrement les pays de la zone soudano-sahélienne ne doivent pas rester en marge de ces technologies à l'avenir prometteur. Le Burkina Faso présente tous les atouts pour mieux exploiter ces technologies. En effet, la production de déchets solides dans la ville de Ouagadougou est estimée à plus de 300 000 tonnes par an depuis 2000, et 50% de ces déchets sont évacués vers la décharge publique de Ouagadougou (DP, 2012). Ces données témoignent du problème de gestion des déchets municipaux de la ville de Ouagadougou.

La présente étude a pour objectif de produire du biogaz à partir des déchets municipaux collectés dans les centres de précollecte d'ordures ménagères de la ville de Ouagadougou en utilisant plusieurs sources d'inoculum et différentes charges en substrat.

## MATERIEL ET METHODES

### Echantillonnage des déchets

L'échantillonnage a été réalisé dans trois (3) centres de précollectes (Figure 1). Pour chaque bac à ordures trois (3) répétitions ont été réalisées. Le 1<sup>er</sup> centre est localisé dans l'arrondissement 2 (longitude Nord: 12°22'; latitude Ouest: 1°32' et altitude: 335

m), le 2<sup>ème</sup> dans l'arrondissement 12 (longitude Nord: 12°19'; latitude Ouest: 1°31' et altitude: 349 m), et le 3<sup>ème</sup> centre dans l'arrondissement 3 (longitude Nord: 12°23'; latitude Ouest: 1°32' et altitude: 326 m). Les déchets échantillonnés ont été mélangés, triés et séchés au soleil pendant 7 jours, puis ensuite pilés et tamisés (Taille ≤ 1mm).

### Caractéristiques physico-chimiques des déchets collectés

Le pH a été mesuré à l'aide d'un pH-mètre (WTW pH340) selon la méthode de Nout et al. (1989).

Le taux de matière sèche (MS) a été déterminé par dessiccation d'une prise d'essai dans une étuve à 105 °C pendant 24 heures jusqu'à obtention d'un poids constant.

Les taux de matière sèche volatile (MSV) ont été obtenus selon la norme NF U 44 160 (1985). Les échantillons préalablement séchés sont calcinés dans un four à moufle à 550 °C pendant 4 heures. La perte de masse, rapportée à la quantité de matière sèche, correspond au taux de matière sèche volatile (MSV).

La teneur en cendres de l'échantillon a été déterminée par pesée, après évaporation de l'eau et élimination des constituants organiques par calcination de l'échantillon à 500 °C pendant 6 heures dans un four à moufle.

Le carbone organique totale (COT) a été déterminé à partir du rapport théorique :

$$\frac{MSV}{COT} = 1,724 \iff COT = \frac{MSV}{1,724}$$

Le dosage des protéines a été fait par la méthode de Kjeldahl : après minéralisation à l'acide sulfurique pur et en présence d'un catalyseur (K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> et CuSO<sub>4</sub>), les composés

azotés sont minéralisés en sulfate d'ammonium. L'ammoniac déplacé par la soude est entraîné à la vapeur et dosé par de l'acide sulfurique. Cette méthode donne le pourcentage en azote (%N) de l'échantillon. Le pourcentage en protéines (%P<sub>t</sub>) est déterminé par la relation % P<sub>t</sub> = %N x 6,25.

Le dosage des ions Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> et Fe<sup>2+</sup> a été réalisé par spectrophotomètre d'absorption atomique à des longueurs d'onde respectifs de 422,67 nm, 285,2 nm, 248,3 nm.

La teneur en matière grasse a été déterminée selon la méthode d'extraction par le Soxhlet en utilisant l'hexane comme solvant.

La teneur en sucres totaux a été déterminée par dosage spectrophotométrique. La lecture des densités optiques a été faite à 540 nm.

### Production de biogaz

La technique de Angelidaki et al. (2009) a été utilisée pour déterminer le potentiel méthanogène des déchets agricoles. Le milieu de culture est introduit une fois dans le réacteur en batch (flacon de 120 ml) jusqu'à épuisement de la matière organique.

### Préparation de l'échantillon

Les déchets échantillonnés des trois centres de précollecte de déchets municipaux susmentionnés ont constitué le substrat test pour l'essai de la digestion anaérobie. Les déchets ont fait l'objet d'un prétraitement. Les déchets ont été triés puis séchés au soleil durant 7 jours. Ensuite, ils ont été mélangés, pilés et tamisés au travers d'un tamis de maille de 1 mm (Lacour, 2012).

### Préparation des inocula

Trois (3) inocula ont été préparés pour la digestion anaérobie :

Le flux de termites (FT) a été réalisé selon une méthode adaptée de Sawadogo et al. (2011) en utilisant deux (2) termites par ml d'eau distillée désaérée. Les termites utilisées

sont du genre *Macrotermes bellicosus* récoltés d'une termitière à l'Université de Ouagadougou.

La bouse bovine (BB) a été fraîchement prélevée à l'abattoir frigorifique de Ouagadougou à l'aide d'un sachet de type stomacher et transportée dans une glacière (4 °C) au Laboratoire de Microbiologie et Biotechnologie Microbienne. A l'aide d'une seringue, 2 ml de BB ont été placés dans un flacon de 120 ml. Le dégazage a été réalisé sous flux d'azote (N<sub>2</sub>) puis ont été introduits 20 ml d'eau distillée désaérée. Une surpression à l'azote a été réalisée par barbotage avant homogénéisation de la suspension.

Les eaux usées (EU) ont été prélevées dans le bassin anaérobie de traitement des eaux usées de l'abattoir frigorifique de Ouagadougou à une profondeur de 1 m, à l'aide d'un dispositif de prélèvement constitué d'un flacon de 500 ml supporté par une canne de 3 m de long. Les eaux usées ont été conditionnées dans une glacière contenant de la glace. La glacière est transportée directement au laboratoire.

Le mixte (MI) a été préparé en réalisant un mélange à volume égal (5 ml) des différents inocula à savoir : FT + BB + EU.

Après la phase de préparation, une acclimatation des différents inocula a été réalisée durant 56 jours en deux phases principales à une température de 37 °C: les inocula ont été cultivés sur milieu minéral de Balch et al. (1979) en 28 jours puis transférés deux (2) fois successivement sur milieu neuf de déchets (milieu du substrat + déchets).

#### **Composition des milieux de cultures**

Le milieu d'acclimatation des différents inocula est le milieu minéral de Balch et al. (1979). La composition est la suivante : extrait de levure 1 g/l, peptone 1 g/l, NH<sub>4</sub>Cl 1 g/l, NaCl 0,60 g/l, K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> 0,30 g/l, KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub> 0,30 g/l, MgCl<sub>2</sub> · 6H<sub>2</sub>O 0,20 g/l, CaCl<sub>2</sub> · 2H<sub>2</sub>O 0,10 g/l, acétate de sodium 0,50 g/l, KCl 0,10 g/l,

cystéine chlorhydrate 0,50 g/l, resazurine (0,1%) 1 ml/l, solution d'oligoéléments 1 ml/l.

La solution d'oligoéléments utilisée est celle de Widdel et Pfennig (1984) qui se compose de: 6,5 ml/l HCl 25%, FeCl<sub>2</sub> · 4H<sub>2</sub>O 1,5 g/l, H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub> 60 mg/l, MnCl<sub>2</sub> · 4H<sub>2</sub>O 100 mg/l, CoCl<sub>2</sub> · 6H<sub>2</sub>O 120 mg/l, ZnCl<sub>2</sub> 70 mg/l, NiCl<sub>2</sub> · H<sub>2</sub>O 25 mg/l, CuCl<sub>2</sub> · 2H<sub>2</sub>O 15 mg/l, Na<sub>2</sub>MoO<sub>4</sub> · 2H<sub>2</sub>O 25 mg/l.

Le milieu de substrat a été préparé en mélangeant 2 g de K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub> et 2 g de NH<sub>4</sub>Cl dans 1000 ml d'eau distillée. Suivant la charge en substrat (2%, 4%, 6%, masse/volume), les milieux ont été préparés dans les flacons de 120 ml remplis au 1/3 (volume/volume) selon la technique de Balch et al. (1979). Le pH initial a été de 6,8 ± 0,2. Après 3 jours de préfermentation, le pH a été ajusté à 7 ± 0,2 à l'aide d'une solution de NaHCO<sub>3</sub> (10%, p/v). Ensuite 6 ml de la solution minérale de Balch ont été ajoutés. Après cette opération, les flacons ont été hermétiquement fermés à l'aide de bouchons à vice munis de septum pour garantir une parfaite étanchéité aux gaz. L'anaérobiose a été ensuite réalisée dans le milieu par un dégazage sous flux d'azote.

#### **Incubation des milieux de culture**

L'inoculation a été faite à l'aide de seringues stériles. La quantité de l'inoculum injectée a été de 10% (v/v). Ensuite, les flacons ont été recouverts de papier aluminium et incubés à 37 °C.

#### **Suivi de l'évolution du pH**

Le pH a été suivi durant 37 jours d'incubation à l'aide d'un pH-mètre (WTW pH340). La mesure a été faite dans 2 ml de solution de culture prélevée à l'aide d'une seringue stérile.

#### **Suivi de l'évolution du CO<sub>2</sub> et CH<sub>4</sub>**

La production de gaz a été mesurée chaque trois (03) jours jusqu'à épuisement du substrat. Les produits gazeux (CO<sub>2</sub> et CH<sub>4</sub>) ont été analysés à l'aide d'un chromatographe en phase gazeuse (Girdel série 30 à catharomètre muni d'un détecteur à conductivité thermique

[TCD] équipé d'un enregistreur potentiométrique SERVOTRACE type Sefram Paris de 1mV). Les conditions opératoires pour le dosage de CH<sub>4</sub> et CO<sub>2</sub> sont : Température de l'injecteur 90 °C, température de la colonne 60 °C, température du détecteur 100 °C, courant filament 150 mA, pression du gaz vecteur 1 bar, atténuation 32, vitesse de déroulement du papier 10 mm/mn, Volume, 1 ml de la phase gazeuse est prélevé puis injecté dans le chromatographe l'aide d'une seringue étanche graduée de 1ml. Les teneurs en CH<sub>4</sub> et CO<sub>2</sub> ont été déterminées à l'aide de courbe étalon établi à partir de standard de CH<sub>4</sub> et CO<sub>2</sub>.

#### **Analyse des données**

Pour l'analyse statistique des données, le logiciel XLSTAT 7.5.2 a été utilisé. L'analyse de variances (ANOVA) a été réalisée pour comparer les valeurs moyennes des différentes variables en utilisant les tests de Fisher au seuil de probabilité  $p = 5\%$ .

### **RESULTATS**

#### **Paramètres physico-chimiques des déchets municipaux**

Les résultats des paramètres physico-chimiques déterminés sont rapportés dans le Tableau 1. Ils sont obtenus à partir de la matière sèche (MS) des échantillons. Les échantillons de déchets municipaux sont composés de 92,79% de matière sèche (MS), 85,14% de matière sèche volatile (MSV). Le pH moyen de l'échantillon est estimé à  $5,17 \pm 0,02$ . La concentration en Mg<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup> et Fe<sup>2+</sup> de l'échantillon est respectivement de 3,08, 12,63 et 9,93 mg/g MS. Ces déchets sont composés de 61,86% de glucides, 2,26% de lipides et 9,94% de protéines. Le rapport C/N de l'échantillon est de l'ordre de 31,65.

#### **Evolution du pH**

Les Figures 2 A et 2 B montrent l'évolution du pH pendant 23 jours à 37 °C en fonction de différents inocula et de la charge

en substrat de déchets municipaux (DM) au cours de la fermentation méthanique. La charge 2% de DM connaît une chute du pH de 6,8 à 5,9 après 3 jours de préfermentation aérobie réalisée pour les trois inocula (FT, BB, EU). Dans les cultures avec les charges 4% et 6% de DM, la valeur de pH baissent jusqu'à un minimum de 4. Une augmentation brusque du pH a été constatée dans les deux Figures 2 A et 2 B lors de l'ajout du bicarbonate de sodium (NaHCO<sub>3</sub> 10%, m/v). Au cours de la fermentation, le pH est contrôlé avec rigueur de telle sorte à maintenir sa valeur au voisinage de 7 avec le bicarbonate de sodium. La bouse bovine et les eaux usées à 2% de déchets permettent de passer très rapidement de la phase acidogène à la phase méthanogène, indiqué par l'autoajustement observé du pH (Figure 2 A).

#### **Effet de l'inoculum sur la production de biogaz**

La production de CH<sub>4</sub> et CO<sub>2</sub> dans les milieux inoculés est significativement ( $p < 0,0001$ ) différente de celle des milieux non inoculés (Tableau 2). En effet, les milieux contenant les EU et la BB comme inoculum ont produit respectivement une moyenne de 16,30 ml de CH<sub>4</sub> et 17,60 ml de CO<sub>2</sub>, contre 16,22 ml de CH<sub>4</sub> et 16,65 ml de CO<sub>2</sub>. Ces valeurs ne présentent pas de différences significatives ( $p < 0,0001$ ) mais sont significativement différentes ( $p < 0,0001$ ) de la production avec le MIXT (13,69 de CH<sub>4</sub>, 14,62 ml de CO<sub>2</sub>) et le FT (3,17 ml de CH<sub>4</sub>, 18,03 ml de CO<sub>2</sub>).

#### **Effet de la charge en substrat sur la production de CH<sub>4</sub> et CO<sub>2</sub>**

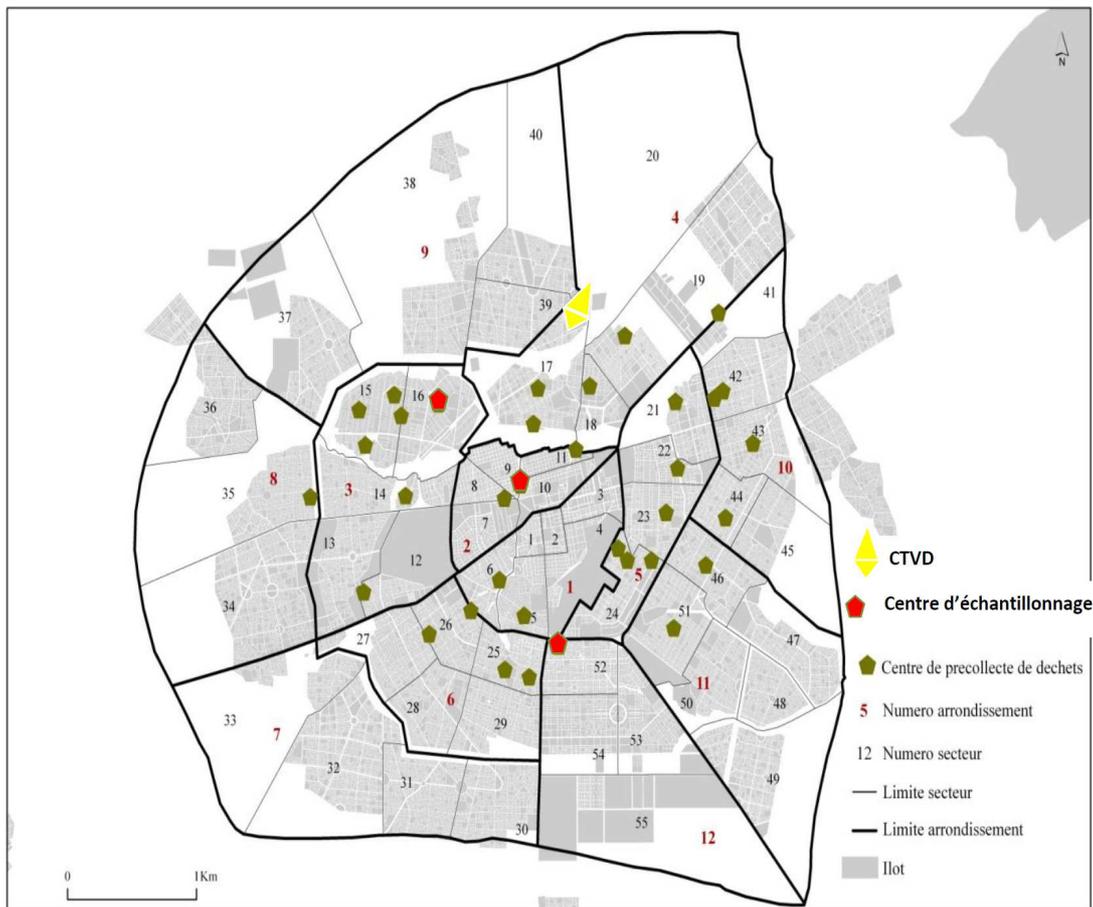
Les moyennes de production de CH<sub>4</sub> et CO<sub>2</sub> en fonction de la charge en substrat sont présentées dans le Tableau 3. Il ressort une différence significative ( $p < 0,0001$ ) entre les moyennes de production de CH<sub>4</sub> à 4% de substrat (24,67 ml), 6% (19,54 ml), et 2% (16,22 ml) dans une phase gazeuse de 80 ml.

Le taux moyen en CH<sub>4</sub> est de 58,67% pour la charge 2% de substrat, 52,15% pour 4% et 41,32% pour 6%. Le suivi de l'évolution de la production de CH<sub>4</sub> en fonction de la charge pendant 50 jours (Figures 3 A et 3 B) montre que l'augmentation de la charge en substrat entraîne un retard de la méthanogénèse. Ce retard est plus prononcé dans les flacons chargés à 4% et 6%. Egalement, la production de CO<sub>2</sub> augmente significativement ( $p < 0,0001$ ) avec la charge. L'évolution de la production cumulée de CO<sub>2</sub> au cours de la fermentation (Figure 3 B) montre une diminution importante du taux de CO<sub>2</sub> durant

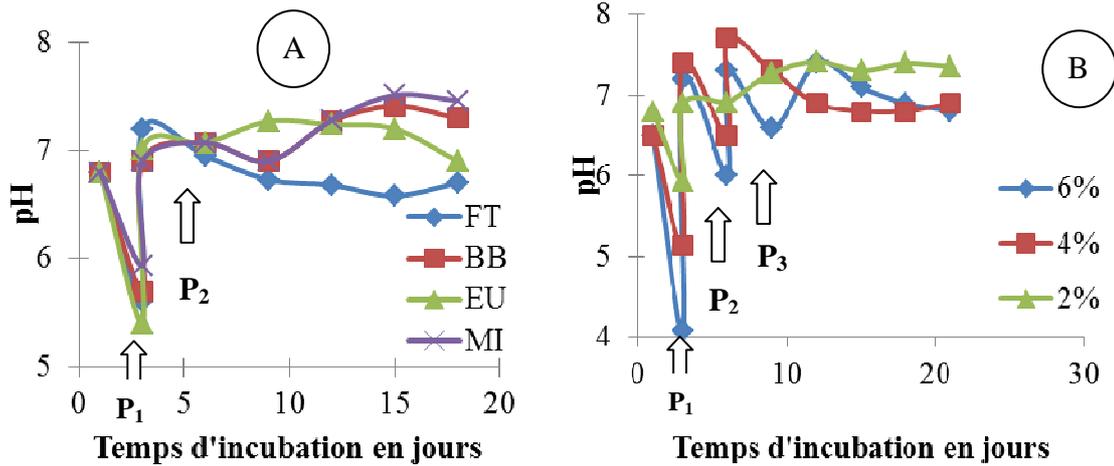
les 50 jours d'incubation. Cette diminution du taux de CO<sub>2</sub> est couplée à une augmentation du taux de CH<sub>4</sub> (Figure 3 A).

#### Influence de la charge en substrat sur le rendement en CH<sub>4</sub>

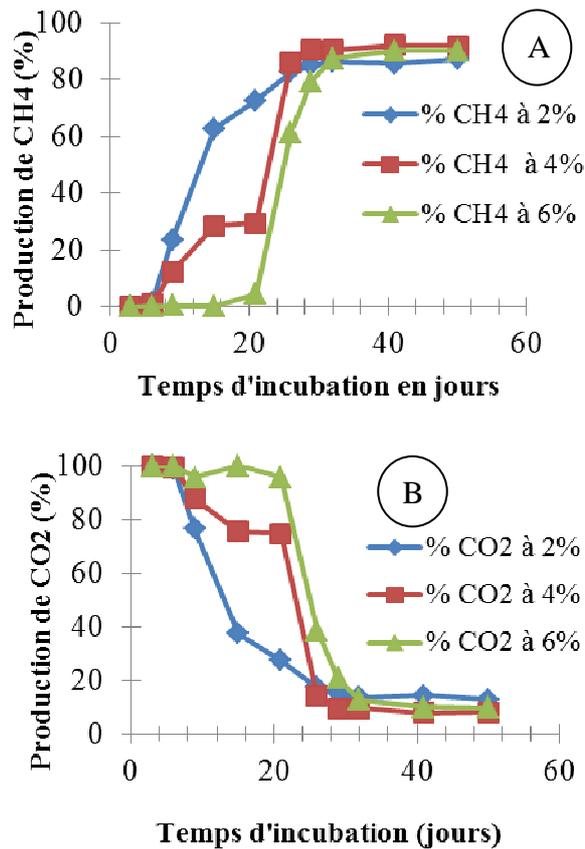
Après 50 jours de biofermentation, les rendements de production de CH<sub>4</sub> en fonction de la charge en substrat sont présentés dans la Figure 4. Les résultats montrent que les rendements diminuent avec la charge en substrat ( $p < 0,0001$ ), et sont respectivement de 297,65, 226,432 199,53 l CH<sub>4</sub>/Kg MSV pour les charges 2%, 4% et 6% de substrat.



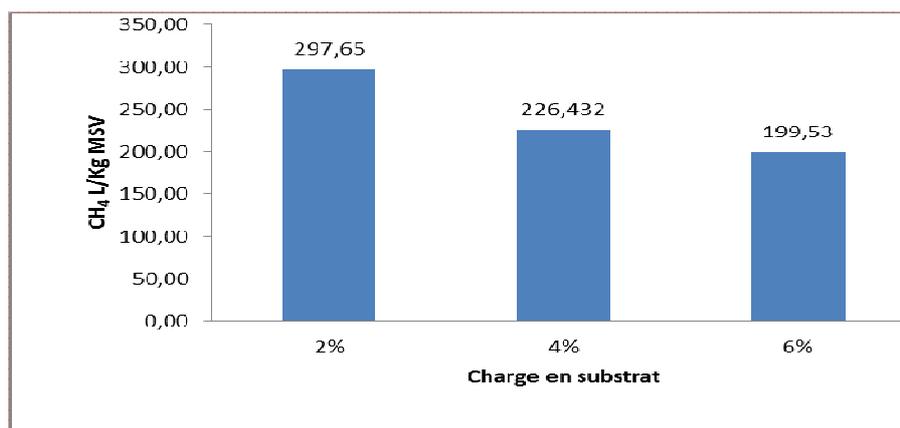
**Figure 1:** Localisation du Centre de Traitement et Valorisation des Déchets (CTVD) et des sites d'échantillonnages dans les différents centres de précollecte de déchets dans la ville de Ouagadougou. Source : DEP/CO (Direction des Etudes et de la Planification de la Commune de Ouagadougou)



**Figure 2:** Evolution du pH (A) en présence de différents inocula, le flux de termite (FT), la bouse bovine (BB), les eaux usées (EU) et le Mixte (MI) (B) en présence de 2%, 4% et 6% de DM et de bouse bovine (BB) comme inoculum. P1, P2, P3 représentent les points de correction.



**Figure 3:** Evolution de la production de CH<sub>4</sub> (A) et CO<sub>2</sub> (B) en fonction de la charge en substrat (% p/v) au cours de la méthanisation des déchets municipaux.



**Figure 4:** Rendement (CH<sub>4</sub> L /Kg MSV) de production de CH<sub>4</sub> en fonction de la charge en substrat.

**Tableau 1:** Paramètres physico-chimiques des déchets municipaux.

Paramètres	Moyennes
Mg <sup>2+</sup> (mg/g MS)	3,08 ± 0,02
Ca <sup>2+</sup> (mg/g MS)	12,63 ± 0,39
Fe <sup>2+</sup> (mg/g MS)	6,93 ± 0,05
MS (% m/m)	92,79 ± 0,24
MSV=MO (% m/m)	85,14 ± 0,02
Cendres totales (% m/m)	15,52 ± 0,18
Carbone (% m/m)	49,38 ± 0,05
Nt Azote total (% m/m)	1,56 ± 0,04
Sucres totaux (% m/m)	61,86 ± 0,32
Lipides (% m/m)	2,26 ± 0,01
Protéines (% m/m)	9,94 ± 0,17
C/N	31,65 ± 0,05
pH	5,17 ± 0,02

**Tableau 2:** Productions de CH<sub>4</sub> et CO<sub>2</sub> au bout de 50 jours de fermentation méthanique en présence de différents inocula.

Inoculum	Volume (ml/80 ml)	
	CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>
EU	16,30 <sup>a</sup>	17,60 <sup>a</sup>
BB	16,22 <sup>a</sup>	16,65 <sup>a</sup>
MIXT	13,69 <sup>b</sup>	14,62 <sup>b</sup>
FT	3,17 <sup>c</sup>	18,03 <sup>a</sup>
T	0,42 <sup>d</sup>	13,41 <sup>b</sup>

Dans une colonne, les valeurs qui ont une lettre en commun ne présentent pas de différence significative selon le test de Fischer (LSD) au seuil de 5% ; EU : eaux usées ; BB : bouse Bovine ; FT : flux de termites ; MIXT : BB+FT+EU ; T : Témoin (sans inoculum), 80 ml = Volume de la phase gazeuse.

**Tableau 3:** Productions de CH<sub>4</sub> et CO<sub>2</sub> dans les cultures avec différentes charges en substrat en présence de l'inoculum bouse bovine.

Charge en substrat	Volume (ml/80 ml)	
	CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>
4%	24,67 <sup>a</sup>	38,67 <sup>b</sup>
6%	19,54 <sup>b</sup>	43,33 <sup>a</sup>
2%	16,22 <sup>c</sup>	16,65 <sup>c</sup>

Dans une colonne, les valeurs qui ont une lettre différente sont significativement différentes selon le test de Fisher (LSD) au seuil de 5%, 80 ml = Volume de la phase gazeuse.

## DISCUSSION

### Composition physico-chimique de l'échantillon

Le pH moyen des échantillons qui est de  $5,17 \pm 0,02$  (Tableau 1) peut favoriser la prolifération de microorganismes acidophiles. Cette valeur de pH peut s'expliquer par un début d'acidification lié à la présence de sucres simples contenus dans les déchets végétaux (Lacour, 2012) et également par la présence de certains déchets de nature acide (écorces de citrons, d'oranges). Des études ont rapporté effectivement que les déchets solides organiques ont un pH compris entre 5 et 9 (Charnay, 2005). Par conséquent, il est nécessaire d'assurer un contrôle du pH, lors de la réalisation des essais de biométhanisation au laboratoire.

Le taux de matière sèche (MS) de l'échantillon de déchets municipaux (DM) est estimé à 92,79%. Relativement élevé, ce taux est en partie dû au prétraitement par séchage, au tri et à la réduction de la taille des déchets. Le même constat a été fait par Lacour (2012).

La composition en matière sèche volatile (MSV) des échantillons de DM qui est de 85,14%, est supérieure à celle obtenue sur des feuilles de *Calotropis procera* (81,426%) par Milaiti et al. (2003a) valorisés énergétiquement par biofermentation anaérobie. Les teneurs élevées en MSV équivalant à la matière organique indiquent un substrat de prédilection pour les

microorganismes de la digestion anaérobie (Milaiti et al., 2003a). La concentration et la nature de la matière organique est déterminante pour le potentiel biométhanogène des substrats (Møller et al., 2004).

Les concentrations en Mg<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup> et Fe<sup>2+</sup> de l'échantillon ne sont pas limitantes et peuvent théoriquement stimuler la digestion anaérobie. Bien qu'étant indispensables aux processus biologiques, les concentrations des ions peuvent devenir inhibitrices puis toxiques à des valeurs élevées. Les éléments concernés sont les ions Mg<sup>2+</sup>, Ca<sup>2+</sup> et Fe<sup>2+</sup> dont les seuils de concentrations inhibitrices sont respectivement 1000 mg/l, 2500 et 1750 mg/l (Bollon, 2012).

Les données du Tableau 1 soulignent indirectement la prépondérance de la fraction glucidique des déchets municipaux : déchets verts et déchets de cuisine sont constitués majoritairement d'hydrates de carbone de par leur origine végétale. La composition de ces déchets est de 61,86% de glucides, 2,26% de lipides et 9,94% de protéines. La composition en glucides et lipides concorde les données MODECOM indique protéines < 3%, lipides < 6% et 45% < glucides < 60% m/m de la MS (Gourdon, 2002). Barlaz (2006) rapporte également des résultats analytiques de la fraction organique de DMA qui montrent que la teneur en protéines peut excéder 3%.

Le rapport C/N d'un échantillon permet de prévoir de manière générale l'état d'équilibre influençant la digestibilité d'un substrat (Milaiti et al., 2003a). Le rapport C/N de l'échantillon de l'ordre de 31,65 est favorable à la biométhanisation car très proche de l'optimum entre 25 et 30 (Ostrem, 2004). Ce rapport ne doit pas dépasser 35 (Charnay, 2005). Une augmentation de l'apport en azote peut entraîner une production accrue d'ammoniac ; ce qui peut nuire aux microorganismes méthanogènes et, par conséquent, inactiver la méthanisation. De plus, lorsque le rapport C/N devient élevé, la production de biométhane se réduit à cause du manque d'azote (Dioha et al., 2003). A l'opposé, un rapport trop bas, traduit une augmentation de la quantité d'ammoniac pouvant devenir toxique à la survie des microorganismes (Dioha et al., 2003).

#### **Evolution d pH**

Les Figures 2A et 2 B montrent une baisse brutale de pH dès les premiers jours d'incubation. Cette baisse s'expliquerait par la dégradation de la matière organique complexe et la formation des acides organiques et acides gras dans le milieu réactionnel correspondant à la phase d'hydrolyse et d'acidogénèse (Kalloum et al., 2007). L'augmentation brusque du pH constatée sur les deux figures est due à l'ajustement du pH avec du bicarbonate de sodium ( $\text{NaHCO}_3$  10%, m/v) marqué par les flèches. Le contrôle du pH au cours de la fermentation au voisinage de 7 avec le bicarbonate de sodium est tenu de rigueur car cette valeur de pH est adéquate pour le développement des bactéries méthanogènes (Djaafri et al., 2009 ; Pata-konan et al., 2011 ; Lacour, 2012). La phase d'autoajustement du pH observé à de courtes périodes dans le cas la bouse bovine et les eaux usées à 2% de DM, pourrait être due à l'épuisement des acides formés lors de la phase d'hydrolyse et

d'acidogénèse. L'acidité persistante observée au cours du processus de dégradation anaérobie dans le cas de 2% avec le flux de termites comme inoculum (Figure 2 A) et 4%, 6% de DM (Figure 2 B) s'expliquerait par l'accumulation des acides gras volatiles, de l'hydrogène mis en place pendant la phase hydrolytique et acidogène (Kalloum et al., 2007). L'accumulation de la charge en DM entraînerait une augmentation plus importante des acides gras volatiles (AGV), rendant le milieu plus acide (Milaiti et al., 2003b). Ce qui pourrait expliquer la stabilité de pH plus marquée dans les flacons chargés à 2% de DM que dans ceux chargés à 4% et 6%.

#### **Effet de l'inoculum sur la production de biogaz**

Les quantités de biogaz produites sont significativement plus faibles ( $p < 0,0001$ ) dans les milieux non inoculés. Ces résultats sont en accord avec Djaafri et al. (2009). En effet, les milieux contenant les EU et la BB comme inoculum ont présenté les productions moyennes de  $\text{CH}_4$  les plus significatives (respectivement de 16,30 ml de  $\text{CH}_4$  et 16,22 ml de  $\text{CH}_4$ ) (Tableau 2). Ces résultats révèlent une influence considérable de la nature de l'inoculum (Gupta et al., 2012).

#### **Effet de la concentration sur la production de biogaz**

Les productions de  $\text{CH}_4$  du Tableau 3 permettent de conclure que la charge du substrat influe sur la production de biométhane, ce qui est en accord avec les travaux de Milaiti et al. (2003).

Le suivi de l'évolution de la production de  $\text{CH}_4$  en fonction de la charge pendant 50 jours (Figures 3 A et 3 B) montre que l'augmentation de la charge en substrat entraîne un retard de la méthanogénèse. Ce retard est plus prononcé dans les flacons chargés à 6%. En effet, l'augmentation de la charge engendre une phase d'hydrolyse et

d'acidogénèse plus poussée, ce qui entraîne une accumulation des AGV qui inhibent la méthanisation (Milaiti et al., 2003b; Wang et al., 2009). Egalement la production de CO<sub>2</sub> augmente significativement ( $p < 0,0001$ ) avec la charge. Cette production importante de CO<sub>2</sub> serait due à un prolongement de la phase d'hydrolyse et d'acidogénèse (Milaiti et al., 2003b). L'évolution de la production cumulée de CO<sub>2</sub> au cours de la fermentation (Figure 3 B) montre une diminution importante du taux de CO<sub>2</sub> durant les 50 jours d'incubation. Cette diminution du taux de CO<sub>2</sub> est couplée à une augmentation du taux de CH<sub>4</sub> (Figure 3 A). Cela indique une réduction du CO<sub>2</sub> en CH<sub>4</sub>. Des études ont montré effectivement que les bactéries méthanogènes hydrogénotrophes utilisent l'hydrogène moléculaire pour réduire le CO<sub>2</sub> en CH<sub>4</sub> (Kotsyurbenko, et al., 2001, Nozhevnikova, et al., 2003).

#### **Influence de la concentration du substrat sur le rendement de production de CH<sub>4</sub>**

Après 50 jours de biofermentation, les rendements de production de CH<sub>4</sub> en fonction de la charge en substrat sont présentés dans la Figure 4. Ces rendements sont comparables aux résultats trouvés par Milaiti et al. (2003b), qui a montré que le rendement du biométhane est important à 2% de substrat qu'à 4% ou 5% lors de la fermentation méthanique des feuilles de *Calotropis procera*. La charge en substrat influe sur la productivité de CH<sub>4</sub> (Milaiti et al., 2003b). Les résultats montrent que la charge de 2% en substrat présente le meilleur rendement 297,65 l CH<sub>4</sub>/Kg MSV. Le potentiel biométhanogène concorde avec les valeurs mentionnées dans la littérature. En effet, Lesteur (2010) a déterminé une gamme de potentiels biométhanogènes de 23 à 400 ml CH<sub>4</sub>/g MV pour 68 types de déchets ménagers sur 74.

#### **Conclusion**

L'étude menée sur les essais de production de biométhane par la biofermentation des déchets municipaux a permis d'obtenir des résultats exploitables. Les analyses physico-chimiques des déchets municipaux ont montré qu'ils sont très riches en matières organiques et constituent un bon substrat pour la biométhanisation. La cinétique de production de biogaz à partir de ces déchets a permis de noter que l'origine et l'adaptation de l'inoculum sont des paramètres permettant de mieux transformer les composés organiques. Les eaux usées et la bouse bovine constituent des inocula efficaces pour la production optimale de CH<sub>4</sub>. De plus, une charge de 2% de ces déchets présente une bonne biométhanisation et permet ainsi d'obtenir un meilleur rendement en biométhane.

#### **CONFLIT D'INTERETS**

Les auteurs déclarent qu'il n'y a pas de conflit d'intérêt.

#### **CONTRIBUTION DES AUTEURS**

DD et AST ont participé à la conception de l'étude ; MN, DD et JBS ont participé à l'expérimentation ; MN, JBS et DD ont traité les données ; Tous les auteurs ont participé à la rédaction du manuscrit, ils ont lu et approuvé.

#### **REMERCIEMENTS**

Nous remercions Dr Aly SAVADOGO, Dr Cheikna ZONGO pour leurs contributions, Mr Sidi Mahamoudou CISSE, Mr Souleymane SABO pour l'accord à l'accès aux différents centres de collecte de déchets.

#### **REFERENCES**

Angelidaki I, Alves M, Bolzonella D, Borzacconi L, Campos JL, Guwy AJ, Kalyuzhnyi S, Jenicek P, van Lier JB. 2009. Defining the biomethane

- potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water Sci Technol*, 59-5. DOI: <http://dx.doi:10.2166/wst.2009.040>
- Balch WE, Fox GE, Magrum LJ, Woese LR, Wolfe RS. 1979. Methanogens: reevaluation of a unique biological group. *Microbiol Rev.*, **43**: 260-296. DOI: [http://dx.0146-0749/79/02-0260/37\\$02.00/0](http://dx.0146-0749/79/02-0260/37$02.00/0)
- Barlaz MA. 2006. Forest products decomposition in municipal solid waste landfills. *Waste Manag*, **26**(4):321-33. DOI: <http://dx.doi.10.1016/j.wasman.2005.11.002>
- Bollon J. 2012. Etude des mécanismes physiques et de leur influence sur la cinétique de méthanisation en voie sèche : essais expérimentaux et modélisation. Other. INSA de Lyon, French. 277pp, <http://theses.insa-lyon.fr/publication/2012ISAL0011/thes e.pdf>.
- Charnay F. 2005. Compostage des Déchets Urbains dans les Pays en Développement : Elaboration d'une Démarche Méthodologique pour une Production Pérenne de Compost. Thèse de Doctorat, Université de Limoges, p229.
- Dioha I, Ikeme C, Nafi'u C, Soba N, Yusuf M. 2013. Effect of Carbon to Nitrogen on biogas Production. *International Research Journal of Natural Sciences*. **1**(3) : 1-10. [www.eajournals.org/journals/international-research](http://www.eajournals.org/journals/international-research)
- Direction de la Propreté (DP). 2012. Projet Récupération et valorisation du Biogaz en énergie électrique sur la décharge de Ouagadougou au Burkina Faso : Plan d'éparation Interne. Commune de Ouagadoudou, p131-150.
- Directive 1999/31/CE Conseil du 26 avril 1999 concernant la mise en décharge des déchets Journal officiel n° L 182 du 16/07/1999.
- Djaâfri M, Khelifi, Kalloum M, Tahri S, Kaidi A, Touzi KA. 2009. Effet de l'ensemencement sur la digestion anaérobie des déchets ménagers de la ville d'Adrar Unité de Recherche en Energie Renouvelable en Milieu Saharien Adrar. *Revue des Energies Renouvelables*, **12** : 369-374. <http://www.cder.dz/download/Art1233.pdf>.
- Gomez X, Moran A, Cuetos MJ, Sanchez ME. 2006. The production of hydrogen by dark fermentation of municipal solid wastes and slaughterhouse waste: a twophase process. *J Power Sources*. **157**(2): 727-732. DOI: <http://dx.doi:10.1016/j.jpowsour.2006.01.006>
- Gourdon R. 2002. Aide à la définition des déchets dits biodégradables, fermentescibles, méthanisables. Association RECORD, n°00-0118/1A, p151.
- Gupta P, Singh RS, Sachan A, Vidyarthi AS, Gupta A. 2012. Study on biogas production by anaerobic digestion of garden-waste. *Fuel* **95**: 495-498. DOI: <http://dx.doi:10.1016/j.fuel.2011.11.006>
- Hassen TL, Shimidt JE, Angelidaki I, Marca E, Jasen JC, Mosbaek H, Christensen TH. 2004. Method for determination of methane potentiel of solide organique waste. *Waste Manag.*, **24**: 393-400, DOI: <http://www.doi:10.1016/j.wasman.2003.09.009> [PubMed]
- Kalloum S, Bouabdessalem H, Touzi A, Iddou A, Oual MS. 2011. Biogas production from the sludge of the municipal wastewater treatment plant of Adrar city (southwest of Algeria). *Biomass Bioenerg.*, **35**: 2554 – 2560, DOI: <http://dx.doi:10.1016/j.biombioe.2011.02.012>

- Kotsyurbenko OR, Glagolev MV, Nozhevnikova AN, Conrad R. 2001. Competition between homoacetogenic bacteria and methanogenic archaea for hydrogen at low temperature. *FEMS Microb Ecol.*, **38**(2-3): 153-159. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1574-6941.2001.tb00893.x>
- Kpata-konan NE, Konan KF, Kouamé KM, Kouamé YF, Gnagné T, Tano K. 2011. Optimisation de la biométhanisation des effluents de manioc issus de la filière de fabrication de l'attiéké (semoule de manioc). *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, **5**(6): 2330-2342, DOI: <http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v5i6.13>
- Lacour J. 2012. Valorisation de résidus agricoles et autres déchets organiques par digestion anaérobie en Haïti. Thèse de doctorat, Université Quisqueya (Haïti), p217.
- Le Hyaric R, Canler JP, Barillon B, Naquin P et Gourdon R. 2010. Pilot-scale anaerobic digestion of screenings from wastewater treatment plants. *Bioresource Technol.*, **101**: 9006-9011. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.06.150>
- Lesteur M. 2010. Etude de l'utilisation de la spectroscopie proche infrarouge pour la prédiction du potentiel méthane de déchets solides. Thèse de doctorat, Université Montpellier, p153.
- Liu Y, Whitman WB. 2008. Metabolic, phylogenetic, and ecological diversity of the methanogenic archaea. *Anna N Y Acad Sci.*, **1125**: 171-189. DOI: <http://dx.doi.org/10.1196/annals.1419.019>
- Milaiti M, Traore AS, Moletta R. 2003a. Essais de fermentation à partir de Calotropis procera : production de CH<sub>4</sub> en fonction de la charge en substrat et en fonction de la température. *Rev. CAMES, Série A*, **02**: 73-78.
- Milaiti M, Traore AS, Moletta R. 2003b. Détermination de la composition physico-chimique des feuilles de Calotropis procera provenant de Ouagadougou (Burkina Faso) et de N'Djaména (Tchad). *Rev. CAMES, Série A*, **02**, 73-78.
- Møller BH, Sommer SG, Ahring BK. 2004. Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. *Biomass Bioenerg*, **26**: 485 - 495. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2009.08.013>
- Nelson C, Lamb J. 2002. Final Report: Haubenschild Farms Anaerobic Digester. Updated. *The Minnesota Project*. 35-60pp. [www.mnproject.org/pdf/Haubyrptupdated.pdf](http://www.mnproject.org/pdf/Haubyrptupdated.pdf)
- Nout M. J. R., Rombouts F. M. and Havelaar A. 1989. Effect of Accelerated Natural Lactic Fermentation of Infant Food Ingredients on Some Pathogenic Bacteria. *Int. J. Food Microbiol.*, **8** (4), 351-361. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/0308-8146\(95\)00155-7](http://dx.doi.org/10.1016/0308-8146(95)00155-7)
- Nozhevnikova AN, Zepp K, Vazquez F, Zehnder AJB et Holliger C. 2003. Evidence for the existence of psychrophilic methanogenic communities in anoxic sediments of deep lakes. *Applied and Environmental Microbiology*, **69** (3): 1832-1835. DOI: <http://dx.doi.org/10.1128/AEM.69.3.1832-1835.2003>
- Ostrem K. 2004. Greening Waste: Anaerobic digestion for treating the organic fraction of municipal solid wastes. PhD Thesis, Columbia University, New York, p59.
- Romano VP, Krogmann U, Westendorf ML et Strom PF. 2006. Small-scale composting of horse manure mixed with wood shavings. *Comp. Sci. Util.*, **14**(2):132-141. <http://search.proquest>

- com/docview/214880975/fulltext/72E764DBB2364364PQ/9?accountid=13626
- Sakar S, Yetilmezsoy K, Kocak E. 2009. Anaerobic digestion technology in poultry and livestock waste treatment. *Waste Manag Res*, **27**(1): 3-18. DOI: <http://dx.doi.org/10.1177/0734242X07079060>
- Sawadogo JB, Dianou D, Traoré AS. 2011. Effect of Temperature and Termite' Substrate on Methane and Carbon dioxide Emissions from *Macrotermes bellicosus* and *Microcerotermes dubius* Cultures. *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, **9**(1): 75-83. DOI: <http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v6i3.26>
- Themelis NJ, Kaufman SM. 2004. Waste in a land of plenty. *Waste Management World*, 23-28.
- Wang Y, Zhang Y, Wang J et Meng L. 2009. Effects of volatile fatty acid concentrations on methane yield and methanogenic bacteria. *Biomass Bioenerg.*, **33**(5): 848-853. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biombioe.2009.01.007>
- Widdel F, Pfennig N. 1981. Studies on dissimilatory sulfate-reducing bacteria that decompose fatty acids. *Arch Microbiol.*, **129**(5): 395-400. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/BF00406470> [PrintISSN:0302]
- Willumsen H. 2003. Experience with landfill gas recovery plants. *Renew Energ*, [www.sovereignpublications.com/renewable-energy2003-art.htm](http://www.sovereignpublications.com/renewable-energy2003-art.htm)