



Etude comparative des caractéristiques de quelques charbons de bois vendus dans la Ville de Kinshasa et du biogaz produit à partir des déchets organiques ménagers

Beaudrique Nsimba Mboko^{*1,2}, Haddy Mbuyi Katshiatshia³, Norbert Basosila Lolofo¹, Pius Mpiana Tshimankinda¹ et Pierre Luhata Lokadi²

⁽¹⁾Université de Kinshasa. Faculté des Sciences et Technologies. Mention Chimie et Industrie. BP 190 Kinshasa XI (RDC). E-mail : bodriguez.nsimba@unikin.ac.cd

⁽²⁾Université Loyola du Congo. Faculté des Sciences et Technologies. Laboratoire de Bioénergies, Groupe de Génies Congolais. BP 3724 Kinshasa/Gombe (RDC).

⁽³⁾Université de Kinshasa. Faculté Polytechnique. BP 127 Kinshasa XI (RDC).

Reçu le 19 septembre 2024, accepté le 18 octobre 2024, publié en ligne le 28 décembre 2024

DOI : <https://dx.doi.org/10.4314/rafea.v7i4.5>

RESUME

Description du sujet. Cette étude aborde la problématique de déforestation et de pollution de l'air intérieur causée par l'utilisation des charbons de bois dans la Ville de Kinshasa et la possibilité de leur remplacement par le biogaz produit à partir des déchets organiques ménagers.

Objectif. Ce travail vise à identifier et à caractériser les charbons de bois vendus dans la Ville de Kinshasa afin de trouver ceux qui sont moins polluants mais avec des pouvoirs calorifiques élevés d'une part et d'autre part, de produire le biogaz à partir des déchets organiques ménagers rencontrés dans la Ville de Kinshasa et de comparer son pouvoir calorifique à celui du meilleur charbon de bois trouvé.

Méthodes. L'identification et la caractérisation physico-chimique de quelques charbons de bois vendus dans la Ville de Kinshasa et des déchets organiques ménagers étaient faites. Ensuite, une analyse comparative des caractéristiques de ces charbons de bois et du biogaz produit était réalisée, en exploitant notamment leur pouvoir calorifique inférieur (PCI).

Résultats. Les résultats de cette étude indiquent que *Millettia laurentii* (PCI = 8,45 kWh/kg), *Erythrophleum africanum* (PCI = 8,29 kWh/kg) et *Eucalyptus camaldulensis* (PCI = 7,87 kWh/kg) avaient des PCI dans la plage rencontrée dans la littérature pour des charbons de bois de bonne qualité. *Hymenocardia acida* (PCI = 6,43 kWh/kg) avait le plus faible PCI de tous les charbons de bois analysés, *Pentaclethra eetveldeana* (PCI = 7,42 kWh/kg) et *Eucalyptus camaldulensis* avaient des teneurs en humidité relativement élevées (~ 8 %). Ces teneurs en humidité élevées pourraient causer une forte pollution de l'air intérieur suite à la toxicité élevée du CO produit lors de la combustion incomplète, comparés à d'autres charbons de bois qui avaient des teneurs en humidité faibles (~ 4 %). Le PCI de biogaz produit était de 6,46 kWh/m³. Cette quantité d'énergie pourrait substituer jusqu'à 76,45 % l'utilisation des charbons de bois de *Millettia laurentii* pour une quantité de ce dernier évaluée à 1 kg.

Conclusion. *Millettia laurentii* était le meilleur charbon de bois trouvé en termes de faible pouvoir polluant et de PCI élevé. La substitution efficace des charbons de bois par le biogaz issu des déchets organiques ménagers dans la Ville de Kinshasa ne serait possible qu'en cas de la mise en œuvre de cette technologie en grande échelle et en optimisant le rendement en méthane de ces déchets.

Mots-clés : Charbon de bois, biogaz, pouvoir calorifique inférieur, pollution de l'air intérieur, Ville de Kinshasa.

ABSTRACT

Comparative study of the characteristics of some charcoal sold in the Kinshasa city and biogas produced from household organic waste

Description of the subject. This study addresses the problem of deforestation and indoor air pollution caused by the use of charcoal in the Kinshasa city and the possibility of replacing charcoal with biogas produced from household organic waste.

Objective. This work aims to identify and characterize the charcoal sold in the Kinshasa city in order to find those that are less polluting but with high calorific values on the one hand, and on the other, to produce biogas from the household organic waste encountered in the Kinshasa city and compare its calorific value with that of the best charcoal found.

Methods. The identification and physico-chemical characterization of some charcoal sold in the Kinshasa city and household organic waste were carried out. Next, a comparative analysis of the characteristics of these charcoal and the biogas produced was carried out, exploiting in particular their lower heating value (LHV).

Results. The results of this study indicate that *Millettia laurentii* (LHV = 8.45 kWh/kg), *Erythrophleum africanum* (LHV = 8.29 kWh/kg) and *Eucalyptus camaldulensis* (LHV = 7.87 kWh/kg) had LHV within the range found in the literature for good quality charcoal. *Hymenocardia acida* (LHV = 6.43 kWh/kg) had the lowest LHV of all the charcoal analyzed, *Pentaclethra eetveldeana* (LHV = 7.42 kWh/kg) and *Eucalyptus camaldulensis* had relatively high moisture contents (~ 8 %). These high moisture contents could cause high indoor air pollution due to the high toxicity of CO, produced during incomplete combustion, compared with other charcoal which had low moisture contents (~ 4 %). The LHV of the biogas produced was 6.46 kWh/m³. This amount of energy could substitute up to 76.45 % the use of charcoal from *Millettia laurentii* for a quantity of the latter evaluated at 1 kg.

Conclusion. *Millettia laurentii* was the best charcoal found in terms of low pollutant power and high LHV. Efficient substitution of charcoal by biogas from household organic waste in Kinshasa city would only be possible if this technology were implemented on a large scale and by optimizing the methane yield from these waste.

Keywords: Charcoal, biogas, lower heating value, indoor air pollution, Kinshasa city.

1. INTRODUCTION

La Ville de Kinshasa (VK), Capitale de la République Démocratique du Congo (RD. Congo) est l'une de grandes agglomérations urbaines du monde ; 21^{ème} du monde et 3^{ème} d'Afrique après les villes de Caire et de Lagos (INS, 2017 ; Atlas des populations et pays du monde, 2023). Avec plus de 17 millions d'habitants pour une moyenne de 6 personnes par ménage, actuellement, l'approvisionnement en énergie propre pour la cuisson dans les ménages de la VK se trouve être parmi les soucis les plus préoccupants de sa population. On évalue à plus de 80 % de la population kinoise qui font recours aux bois-énergies, spécialement au charbon de bois (CB), pour satisfaire leur besoin énergétique lié à la cuisson au niveau des ménages (Shuku, 2011 ; INS, 2017 ; Gazull *et al.*, 2020). Cela est dû au faible taux d'accès à l'électricité d'une manière régulière par ses ménages (~ 15 %) et au manque d'autres alternatifs énergétiques plus respectueux de l'environnement (Shuku, 2011 ; INS, 2017).

Cependant, cette forte utilisation des bois-énergies occasionne des effets néfastes considérables sur l'environnement (déforestation et disparition de la biodiversité) et sur la santé publique (maladies respiratoires dues à la pollution de l'air intérieur), ce qui cause chaque année plus de 1,1 million de décès en Afrique subsaharienne (Oke *et al.*, 2022 ; HEI, 2022 ; WHO, 2023 ; Chandrasekaran *et al.*, 2023).

En outre, l'utilisation des bois-énergies comme principale source d'énergie pour la cuisson dans les

ménages de la VK contribue à l'intensification du phénomène de réchauffement climatique dans le monde. En effet, l'exploitation de la biomasse ligneuse dans des forêts pour produire les CB se fait d'une manière non durable et les moyens ou les technologies de conversion de la biomasse ligneuse en CB sont inefficaces (le rendement ne dépasse guère 30 %), entraînant ainsi l'abattage des grandes quantités d'arbres, ce qui provoque la déforestation à grande échelle (Gnanaharan *et al.*, 1988 ; Antal et Grønli, 2003). Pour couvrir leur besoin énergétique pour la cuisson, les ménages de la VK consomment annuellement plus de 15 millions de tonnes d'équivalent de bois, et ces bois proviennent essentiellement des forêts du Bassin du Congo (INS, 2017 ; Gazull *et al.*, 2020). Et pourtant, ces forêts du Bassin du Congo constituent la deuxième plus grande réserve des forêts tropicales du monde après le Bassin amazonien, et s'étendent sur environ 200 millions d'hectares, pour un taux de séquestration de carbone évalué entre 10 et 30 milliards de tonnes, contribuant ainsi significativement à la régulation du climat mondial (Dkamela *et al.*, 2009 ; Lindquist et Kamelarczyk, 2009 ; Kipalu et Mukungu, 2013).

Par ailleurs, il a été démontré que selon les espèces d'arbres utilisés pour produire les CB, les effets de pollution de l'environnement et de nuisance sanitaire ainsi que le pouvoir calorifique de ces CB ne seront pas les mêmes (Antal et Grønli, 2003 ; Oke *et al.*, 2022). Cependant, les informations sur les caractéristiques de différents types de CB

vendus dans la VK et leurs effets sur l'environnement et sur la santé de la population quoi qu'ils ne sont pas encore bien élucidés, il est de ce fait prudent de trouver les moyens efficaces pour les réduire, en optant, premièrement, pour l'utilisation des CB qui auront un faible pouvoir polluant mais avec un fort pouvoir calorifique et deuxièmement, l'utilisation d'autres formes d'énergies dites propres, notamment le biogaz, afin de diminuer tant soit peu l'utilisation de CB dans la VK. Cette approche permettrait ainsi de lutter contre la pollution de l'air intérieur et de réduire la pression de déforestation sur le Bassin du Congo. De plus, par la production du biogaz à partir des déchets organiques ménagers (DOM), cette approche permettrait également de lutter contre l'insalubrité dans la VK.

C'est ainsi que dans le cadre de cette étude, il a été question d'identifier et de caractériser quelques CB les plus commercialisés dans la VK pour trouver les meilleurs en terme de pouvoir calorifique et de faible pouvoir polluant d'une part et d'autre part, de produire le biogaz à partir des déchets organiques produits quotidiennement en grande quantité dans les ménages de la VK, afin d'envisager son utilisation en remplacement des CB dans la cuisson.

Les résultats de cette étude permettraient ainsi d'éviter l'abattage des arbres pour la production de CB avec des faibles pouvoirs calorifiques et surtout plus polluants de l'air intérieur dans les ménages de la VK. Cette étude permettrait également de mettre en évidence une éventuelle possibilité pratique de substitution au niveau des ménages de la VK, de

CB par une forme d'énergie plus respectueuse de l'environnement (biogaz).

2. MATERIEL ET METHODES

2.1. Echantillonnage des charbons de bois et des déchets organiques ménagers

Echantillonnage des charbons de bois

La Ville de Kinshasa est essentiellement approvisionnée en CB dans sa partie Ouest par la province du Kongo central et dans sa partie Est par la province du Kwango (figure 1). Les échantillons de CB utilisés dans ce travail étaient collectés dans les dépôts de vente des CB de Matadi Kibala dans la commune de Mont-Ngafula (pour la partie Ouest) et aux marchés de Liberté et d'Indu dans la commune de Masina (pour la partie Est). Au total, cinq échantillons de CB étaient récoltés dans ces deux sites après échange avec les producteurs et vendeurs de ces CB. Le choix de ces cinq types de CB était fait en fonction de leur fréquence et quantité de vente et de leur préférence par les utilisateurs (les ménages). Ces échantillons de CB étaient ensuite identifiés au niveau de l'Herbarium de la Faculté des Sciences et Technologies de l'Université de Kinshasa, et ils étaient constitués d'espèces d'arbres suivants : (A) *Pentaclethra eetveldeana* (Kiseka ou isili), (B) *Hymenocardia acida* (Muheti ou Nzete ya likayabu), (C) *Erythrophleum africanum* (Mikwati), (D) *Milletia laurentii* (Wenge ou Kiboto), (E) *Eucalyptus camaldulensis* (Mikuni ou Bikali) (figure 2).

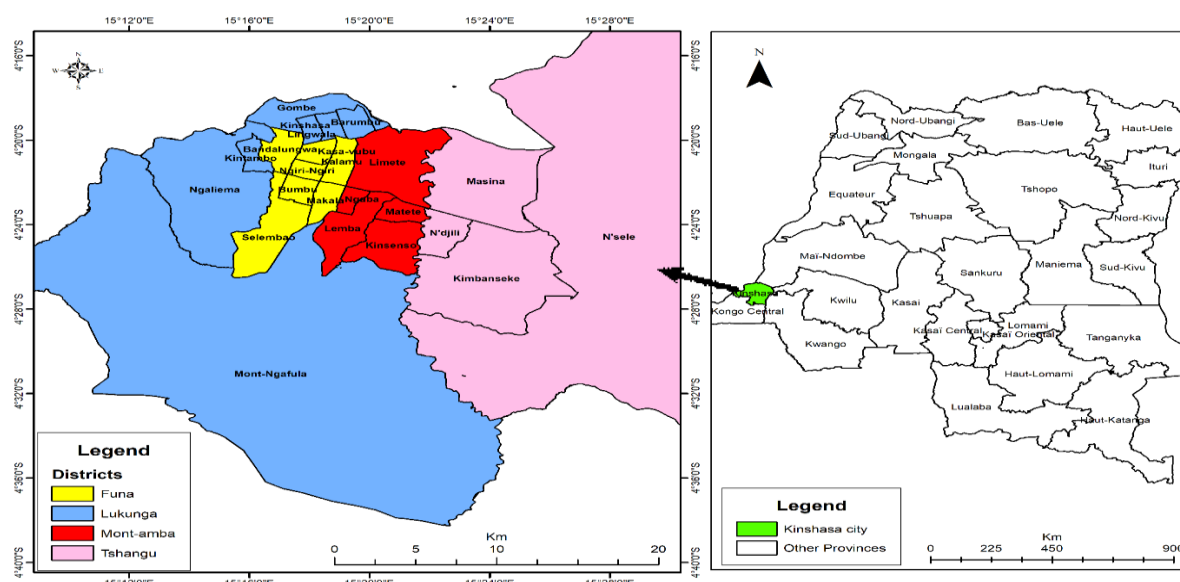


Figure 1. Carte de la RD. Congo, localisation de la VK et des sites de collecte des échantillons de CB et de déchets organiques ménagers



Figure 2. Echantillons de charbons de bois étudiés

Echantillonnage des déchets organiques ménagers

Les Déchets Organiques Ménagers (DOM) utilisés pour produire le biogaz étaient formés essentiellement de sept déchets les plus produits quotidiennement dans les ménages de la VK, à savoir : les feuilles et tiges de *Manihot utilissima* (MU), les feuilles de *Mangifera indica* (MI), les feuilles de *Persea americana* (PA), les tiges d'*Amaranthus* sp (AS), les tiges d'*Ipomoea batatas* (IB) et les épluchures de *Musa* sp (MS) (figure 3). Ces DOM étaient échantillonnés dans 40 ménages

pris au hasard dans les quatre districts de la VK, en raison de 10 ménages par district (figure 1). La bouse de vache (BV) utilisée comme inoculum dans ce travail, était collectée dans l'Abattoir de la commune de Masina dans le district de Tshangu à Kinshasa. Elle a été ensuite conservée à la température ambiante dans un bac en plastique hermétiquement scellé afin d'être analysée et ensuite utilisée dans les tests qui ont suivi.



Figure 3. Echantillons de feuilles de MI (1), de MU (2) et PA (3), de tiges de MU (4), de IB (5) et de AS (6), d'épluchures de MS (7) et de BV (8)

2.2. Caractérisation des charbons de bois, des déchets organiques ménagers et de l'inoculum

Caractérisation des CB

La caractérisation des échantillons des CB a consisté à la détermination de leurs teneurs en humidité (% H), en matières volatiles (% MV), en Cendres (% Cendre), en carbone lié et en carbone total, ainsi que de leur pouvoir calorifique inférieur (PCI). La teneur en humidité dans les échantillons de CB était mesurée comme suit : le poids en gramme du creuset vide était mesuré à l'aide d'une balance numérique et enregistré comme W_1 . Ensuite, une masse exacte d'un gramme (1,00 g) d'échantillon de CB était pulvérisée à l'intérieur du creuset et enregistrée comme W_2 . Ce dernier était placé dans l'étuve à 105 °C pendant une heure. Le creuset était ensuite retiré de l'étuve et refroidi dans un dessiccateur. Après la pesée, le poids W_3 du creuset et de l'échantillon de CB dépourvu de toute humidité était enregistré (Antal et Grønli, 2003 ; Oke *et al.*, 2022). La teneur en humidité était obtenue par la relation :

$$\% H = [(W_2 - W_3)/(W_2 - W_1)] \times 100 \quad (1)$$

Pour la détermination de la teneur en matières volatiles, le creuset contenant l'échantillon de CB sans humidité (W_3) était couvert et ensuite placé dans un four à une température de 950 °C pendant sept minutes. Au sortir du four, le creuset était ensuite refroidi dans un dessiccateur, tout en prenant soin d'enlever le couvercle, puis un poids W_4 en gramme était enregistré (Antal et Grønli, 2003 ; Oke *et al.*, 2022). La teneur en matières volatiles était ensuite calculée comme suit :

$$\% MV = [(W_3 - W_4)/(W_3 - W_1)] \times 100 \quad (2)$$

Pour la détermination de la teneur en cendres dans les échantillons de CB, le poids en gramme du creuset vide (W_1) était mesuré et enregistré. Ensuite 1,00 g de CB broyé était pesé et un poids W_5 était enregistré. Le creuset ouvert contenant 1,00 g d'échantillon de CB était ensuite placé dans le four à une température de 750 °C jusqu'à l'obtention

d'un poids constat W6 au sortir du four après refroidissement.

$$\% \text{ Cendres} = [(W6 - W1)/(W5 - W1)] \times 100 \quad (3)$$

Le pourcentage de carbone lié était déterminé directement en soustrayant la somme des pourcentages d'humidité, de matières volatiles et de cendres de 100 (Oke *et al.*, 2022).

$$\% \text{ Carbone fixé} = 100 \% - (\% \text{ H} + \% \text{ MV} + \% \text{ Cendres}) \quad (4)$$

Le pourcentage de carbone total dans les échantillons de CB était ensuite déterminé en additionnant les pourcentages de matières volatiles et de carbone lié (Oke *et al.*, 2022).

$$\% \text{ Carbone total} = \% \text{ MV} + \% \text{ Carbone lié} \quad (5)$$

Le pouvoir calorifique inférieur de différents échantillons de CB sous examen était déterminé à l'aide d'un calorimètre de marque IKA C 200 selon la procédure décrite par Oke *et al.* (2022).

Caractérisation des déchets organiques ménagers et de l'inoculum

Les DOM et l'inoculum étaient caractérisés en déterminant leurs paramètres suivants : pH, teneurs en humidité (% H), en matières sèches (% MS), en matières organiques ou solides volatils (% MO ou % SV) et en cendre (% cendre).

Le pH des échantillons de DOM et d'inoculum était déterminé en les mélangeant avec de l'eau distillée dans un rapport équivalent de 1:5 (30 g d'échantillon dans 150 ml d'eau distillée). Le mélange était ensuite agité et laissé reposer pendant une heure, ensuite la mesure du pH était faite directement dans la phase liquide (Sundberg *et al.*, 2011 ; Nsimba *et al.*, 2024).

La teneur en matières sèches (% MS) des DOM et de l'inoculum était déterminée par perte de poids dans un dessiccateur opéré dans une étuve de marque Memmert, chauffé à une température constante de 105 °C jusqu'au poids constant (APHA, 2005 ; Nikiema *et al.*, 2020 ; Hakimi *et al.*, 2021 ; Oke *et al.*, 2022). La proportion d'eau contenue dans les DOM ou l'inoculum frais qui caractérise leur teneur en humidité a été obtenue en soustrayant le pourcentage de matière sèche de 100 % de la matière fraîche. La teneur en matières organiques ou solides volatils (% MO ou % SV) des DOM et de l'inoculum était obtenue en calcinant dans un four l'échantillon sec à une température de 550 °C jusqu'à l'obtention d'un poids constant (APHA, 2005 ; Nikiema *et al.*, 2020 ; Hakimi *et al.*, 2021). Et la teneur en cendres était ensuite calculée par la différence entre le

pourcentage de matières organiques et 100 % de matières sèches.

Détermination du potentiel méthanogène (BMP) et du pouvoir calorifique inférieur du biogaz produit

Les tests pour déterminer le BMP des DOM de la VK étaient menés d'après le procédé décrit par Rodriguez *et al.* (2005) et Wang *et al.* (1994). Ces essais étaient effectués en doublet dans des digesteurs en polytéréphtalate d'éthylène de 1,5 l de capacité, remplis par un mélange constitué de : (i) (A) 13,3 g de MS/l de substrat formé par un groupe de DOM (G1) constitué des tiges et feuilles de MU, des tiges de AS et des épluchures de MS, et d'un autre groupe de DOM (G2), constitué des feuilles de MI et de PA ainsi que des tiges de IB, à un rapport G1/G2 de 1:1, (ii) (B) 13,3 g de MS/l de substrat formé par un rapport G1/G2 de 3:1, (iii) (C) 13,3 g de MS/l de substrat formé par un rapport G1/G2 de 1:3, (iv) la BV (inoculum), à une proportion substrat/inoculum de 4:1, (v) l'eau, à une proportion substrat/eau de 1:4.

Les digesteurs montés étaient ensuite hermétiquement fermés et conservés à la température ambiante qui était de $35,63 \pm 2,00$ °C durant l'expérimentation. Aucun prétraitement n'était appliqué à ces déchets, hormis la réduction de leurs tailles à environ 2 cm de diamètre, et aucun produit chimique (NaOH, CaCO₃, solutions tampons, ...) n'était ajouté dans les digesteurs.

Le monitoring du volume et de la composition des biogaz produits était fait périodiquement pendant 64 jours, en utilisant des seringues en plastique de 5 à 50 ml de capacité pour mesurer le volume du biogaz (Owen *et al.*, 1979 ; Fujishima *et al.*, 2000 ; Hiligsmann *et al.*, 2011 ; Mambanzulua *et al.*, 2015), et en exploitant la méthode d'absorption de CO₂ par NaOH (KOH) pour obtenir la quantité du méthane produit (Hiligsmann *et al.*, 2011 ; Mambanzulua *et al.*, 2015 ; Induchoodan *et al.*, 2022). Le rendement en méthane (BMP) était ensuite calculé à la fin de la DA en divisant le volume de méthane produit (en m³) par la masse (en kg) de solides volatils (SV) du substrat mis dans le digesteur.

Le PCI du biogaz produit était calculé, en connaissant son pourcentage en méthane, d'après la relation suivante :

$$\text{PCI}_{\text{biogaz}} = Q \cdot 9,94 \text{ kWh.m}^{-3} \quad (6)$$

Avec Q la proportion du méthane dans le biogaz produit (Héteu, 2007 ; Kamdem *et al.*, 2011 ; Mambanzulua *et al.*, 2015).

3. RESULTATS

3.1. Caractérisation des charbons de bois

Les caractéristiques de quelques CB les plus vendus dans la VK en ce qui concerne leurs teneurs en humidité (% H), en matières volatiles (% MV), en cendres (% Cendre), en carbone lié et en carbone total ainsi que leur pouvoir calorifique inférieur (PCI) sont rapportées dans le tableau 1.

Tableau 1. Caractéristiques de quelques CB le plus vendus dans la VK

Espèces de charbons de bois	% H	% MV	% Cendre	% Carbone fixé	% Carbone Total	PCI (kWh/kg)
<i>Pentaclethra eetveldeana</i>	8,05 ± 0,01	16,05 ± 0,06	3,00 ± 0,001	72,89	88,95	7,42
<i>Hymenocardia acida</i>	4,45 ± 0,02	42,90 ± 0,56	3,02 ± 0,002	49,64	92,54	6,43
<i>Erythrophleum Africanum</i>	5,94 ± 0,01	40,21 ± 0,05	2,46 ± 0,004	51,39	91,60	8,29
<i>Milletia Laurentii</i>	4,96 ± 0,01	28,69 ± 0,01	2,34 ± 0,001	64,01	92,70	8,45
<i>Eucalyptus Camaldulensis</i>	8,84 ± 0,12	17,30 ± 0,03	2,58 ± 0,007	71,29	88,58	7,87

3.2. Caractéristiques des déchets organiques ménagers les plus produits dans la VK et de l'inoculum

Selon les trois rapports de chargement réalisés entre les deux groupes de substrats utilisés (G1 et G2), les teneurs en humidité, en matières sèches, en solides volatils et en cendres ainsi que le pH des substrats mis dans les digesteurs sont rapportés dans le tableau 2.

Tableau 2. Caractéristiques physico-chimiques des substrats utilisés

Substrats	% H	% MS	% SV*	% Cendres*	pH
(A) Rapport G1/G2 = 1:1	48,63 ± 1,00	51,37 ± 1,00	71,20 ± 0,80	28,80 ± 0,80	7,19 ± 0,01
(B) Rapport G1/G2 = 3:1	46,93 ± 0,90	53,07 ± 0,90	78,12 ± 0,60	21,88 ± 0,60	7,30 ± 0,02
(C) Rapport G1/G2 = 1:3	43,72 ± 0,85	56,28 ± 0,85	76,80 ± 0,54	23,20 ± 0,54	7,12 ± 0,01

* par rapport au poids sec

Par ailleurs, les caractéristiques de la BV utilisée comme inoculum dans les présentes recherches étaient les suivantes : %H : 76,40 ± 0,30 ; %MS : 23,60 ± 0,30 ; %SV: 18,20 ± 0,45, % Cendres 81,80 ± 0,45 et pH : 8,40 ± 0,35.

3.3. Potentiel méthanogène (BMP) et pouvoir calorifique inférieur (PCI) du biogaz produit

La production de biogaz était suivie pendant 64 jours dans les différents digesteurs. Ces essais étaient menés dans des conditions mésophiles (35,63 ± 2,00 °C). La figure 3 montre les volumes totaux cumulés de biogaz et ceux de méthane, obtenus après purification du biogaz par l'absorption de CO₂ par une solution de NaOH 9 N.

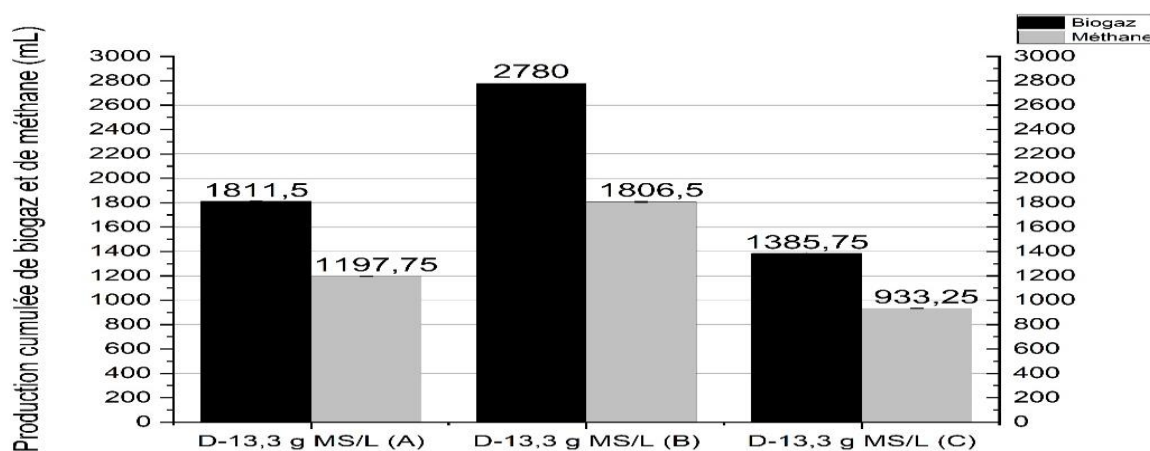


Figure 3. Productions cumulées de biogaz et de méthane enregistrées après 64 jours de DA des déchets organiques ménagers de la VK

4. DISCUSSION

Les teneurs en humidité des CB les plus vendus dans la VK variaient entre $4,45 \pm 0,02$ % et $8,84 \pm 0,12$ %, respectivement pour *Hymenocardia acida* et *Eucalyptus camaldulensis*. *Millettia laurentii* avait une teneur en humidité de $4,96 \pm 0,01$ % tandis que celle de *Erythrophleum africanum* était de $5,94 \pm 0,01$ %, et pour *Pentaclethra eetveldeana*, la teneur en humidité était de $8,05 \pm 0,01$ % (tableau 1). Une teneur en humidité élevée dans le CB affecte son rendement énergétique, car une partie de la chaleur de combustion sera utilisée pour éliminer l'eau du combustible en lieu et place d'être totalement utilisée pour des fins réelles notamment la cuisson. Par ailleurs, une faible teneur en humidité dans le charbon de bois permet d'avoir une température de flamme très élevée mais aussi une combustion complète (production de CO₂ et non de CO) (Liu *et al.*, 2014 ; Oke *et al.*, 2022). De ce fait, *Hymenocardia acida*, *Millettia laurentii* et *Erythrophleum africanum*, avec leur faible teneur en humidité, pourraient faire de bons CB pour la cuisson au niveau des ménages de la VK en rapport avec leur bon rendement énergétique dans les processus de conversion thermique mais aussi pour la faible toxicité du produit de leur combustion complète (CO₂) comparé au produit de la combustion qui serait incomplète (CO) pour *Eucalyptus camaldulensis* et *Pentaclethra eetveldeana*, à cause de leur teneur en humidité élevée (Goldsmith et Landaw, 1968 ; Permentier *et al.*, 2017 ; Rose *et al.*, 2017).

Par contre, *Eucalyptus camaldulensis* et *Pentaclethra eetveldeana* avec leur teneur élevée en humidité seraient mieux indiqués pour les processus de conversion biochimique (Varma et Basant, 2003 ; Oke *et al.*, 2022). Il est également reporté que la teneur en humidité du CB affecte son pouvoir calorifique, bien que ce dernier dépend également d'autres caractéristiques du CB notamment sa teneur en cendres et en matières volatiles, de sa composition élémentaire et de sa teneur en carbone total (Antal et Grønli, 2003 ; Oke *et al.*, 2022).

La teneur en matières volatiles pour un CB de bonne qualité dépend de son utilisation (Foley, 1986 ; Antal et Grønli, 2003). Pour les CB à usages domestiques (destinés à être utilisés pour la cuisson), cette teneur varie entre 20 à 40 %, tandis que pour les CB destinés à l'industrie métallurgique, cela doit être compris entre 10 et 15 % (Foley, 1986 ; Gnanaharan *et al.*, 1988 ; Antal et Grønli, 2003). Il est également rapporté dans la littérature (Foley, 1986, Gnanaharan *et al.*, 1988 ; Antal et Grønli, 2003) qu'un CB à usages domestiques de bonne qualité doit avoir une teneur

en cendres comprise entre 0,5 et 5 %. Et la teneur en cendres des CB influence fortement leur pouvoir calorifique (Antal et Grønli, 2003 ; Poddar *et al.*, 2014 ; Oke *et al.*, 2022). De plus, une teneur en cendres élevée dans les CB provoque la formation de la scorie pendant la combustion et cela entraîne un niveau d'inconfort élevé lors de leur utilisation dans des zones résidentielles (Antal et Grønli, 2003 ; Oke *et al.*, 2022).

Par ailleurs, il est reporté qu'un pouvoir calorifique élevé pour un charbon de bois est associé à sa teneur élevée en carbone (carbone fixé et carbone total) (Antal et Grønli, 2003 ; Oke *et al.*, 2022). Et toutes les espèces de CB le plus vendus dans la VK, à savoir *Pentaclethra eetveldeana*, *Hymenocardia acida*, *Erythrophleum africanum*, *Millettia laurentii* et *Eucalyptus camaldulensis* avaient des teneurs en carbone total supérieur à 80 % (tableau 1).

Au regard de leur teneur en cendres faibles (< 5 %), de leur teneur en matières volatiles dans la plage indiquée soit aux alentours de cela (20 et 40 %) et de leur teneur en carbone total élevée (> 80 %), toutes ces espèces de CB sous examen, peuvent faire des bons combustibles pour les usages domestiques. Et c'est ce qui justifie certainement leur forte fréquence et quantité de vente et leur préférence dans les ménages de la VK. Cependant, avec des teneurs en humidité relativement élevées, *Eucalyptus camaldulensis* (8,84 %) et *Pentaclethra eetveldeana* (8,05 %) pourraient faire de moins bons CB pour la cuisson dans les ménages de la VK, comparés aux *Millettia laurentii* (4,96 %), *Hymenocardia acida* (4,45 %) et *Erythrophleum africanum* (5,94 %).

Les valeurs de PCI des CB les plus vendus dans la VK sous examen étaient comprises entre 6,43 et 8,45 kWh/kg. Cependant, il est rapporté dans la littérature que le pouvoir calorifique des CB de bonne qualité se situe entre 7,78 et 9,17 kWh/kg (Foley, 1986 ; Antal et Grønli, 2003). Seuls les PCI de *Eucalyptus camaldulensis* (7,87 kWh/kg), de *Erythrophleum africanum* (8,29 kWh/kg) et de *Millettia laurentii* (8,45 kWh/kg) étaient dans cette plage. Cependant, avec un pouvoir calorifique de 8,45 kWh/kg, *Millettia laurentii* était le meilleur de tous les CB étudiés, en terme de pouvoir calorifique, suivi de *Erythrophleum africanum* et de *Eucalyptus camaldulensis*. Les résultats de cette étude ont encore confirmé l'influence de la teneur en cendres des CB sur leur pouvoir calorifique. Il a été constaté que plus la teneur en cendres dans un CB est faible, plus son pouvoir calorifique est élevé (tableau 1).

Par ailleurs, selon les trois rapports de chargement réalisés entre les deux groupes de DOM utilisés (**G1** et **G2**), les teneurs en humidité (%H) des substrats utilisés se situaient entre 43,72 et 48,63 %, et leurs teneurs en matières organiques ou solides volatils (%SV) étaient comprises entre 71,20 et 78,12 % (tableau 2). Les valeurs de ces deux paramètres (%H et %SV) des DOM de la VK étaient indicatifs de leur bonne convenance à un traitement biologique notamment la DA, afin de valoriser leur riche contenu en matière organique en biogaz (Garcia-Peña *et al.*, 2011 ; Wikandari *et al.*, 2013).

Les valeurs de pH requises pour une bonne DA se situent vers la neutralité entre 6,8 et 7,5 ; avec un optimal à pH 7 (Zhou *et al.*, 2016 ; Cerón-Vivas *et al.*, 2019 ; Fan *et al.*, 2021). Et les valeurs de pH obtenues pour les différents substrats utilisés étaient dans cette plage, notamment suite à l'utilisation de la BV, à caractère basique (pH~ 8,40) comme inoculum. Ces valeurs de pH aux alentours de 7 pour les substrats utilisés étaient favorables au bon déroulement des étapes d'hydrolyse et d'acidogénèse lors de la DA de ces déchets, ainsi que pour l'activité des archées méthanogènes (Zhang *et al.*, 2005 ; Cerón-Vivas *et al.*, 2019).

Après 64 jours de DA des DOM de la VK, les volumes totaux cumulés les plus élevés de biogaz ($2780,00 \pm 14,14$ ml) et de méthane ($1806,50 \pm 8,49$ ml) étaient enregistrés pour les digesteurs (**B**) contenant 13,3 g de MS/l de substrat constitué par un rapport G1/G2 de 3:1. Cette production correspondait à un rendement en méthane (BMP) évalué à $0,191 \pm 0,0010$ m³ de CH₄/kg.SV. Les digesteurs (**A**) contenant 13,3 g de MS/l de substrat constitué par un rapport G1/G2 de 1:1 avaient produit $1811,50 \pm 4,95$ ml de biogaz et $1197,75 \pm 3,18$ ml de méthane, soit un rendement en méthane pour ces digesteurs (**A**) de $0,115 \pm 0,0003$ m³ de CH₄/kg.SV. Cependant, au 64^{ème} jour de DA, un volume total cumulé de biogaz de $1385,75 \pm 3,89$ ml et un volume total cumulé de méthane de $933,25 \pm 3,18$ ml étaient enregistrés pour les digesteurs (**C**) contenant 13,3 g de MS/l de substrat, constitués par un rapport G1/G2 de 1:3. Cette quantité méthane produit correspondait à un rendement en méthane de $0,091 \pm 0,0003$ m³ de CH₄/kg.SV.

De trois rapports de chargement réalisés entre les deux groupes de DOM le plus produits dans la VK (**G1** et **G2**), seul le rendement en méthane des digesteurs (**B**) se trouvait dans la plage des BMP rencontrés dans la littérature pour les DOM, qui se situent entre 0,190 et 0,591 m³ CH₄/kg.SV (Gunaseelan, 2004 ; Li *et al.*, 2017). Le pourcentage du méthane dans le biogaz produit dans ces digesteurs (**B**) était de $64,98 \pm 0,03$ %, ce

qui correspondait à un PCI évalué à 6,46 kWh/m³ de biogaz. Comparé au PCI du meilleur CB trouvé lors de cette étude (*Milletia laurentii*, PCI = 8,45 kWh/kg), cette quantité d'énergie produite par 1 m³ de biogaz issu de la DA des DOM de la VK pourrait substituer jusqu'à 76,45 % l'utilisation de CB pour une quantité de ce dernier évaluée à 1 kg. De ce fait, une mise en œuvre en grande échelle de la DA des DOM de la VK, l'optimisation de leur rendement en méthane notamment par utilisation des solutions tampons et en enrichissant davantage du biogaz produit en méthane par des moyens efficaces de purification sont indispensables afin de permettre une substitution complète de l'utilisation des CB dans la cuisson au niveau des ménages de la VK.

5. CONCLUSION

Cette étude est une contribution à la recherche des solutions durables aux problèmes de pollution de l'air intérieur et de déforestation (changement climatique) dus à l'utilisation des CB dans les ménages kinois mais aussi aux problèmes d'assainissement auxquels fait face actuellement la VK.

Dans ce travail, il a été question d'une part, d'identifier et de caractériser quelques types de CB les plus commercialisés dans la VK, et d'autre part de produire le biogaz à partir des déchets organiques produits quotidiennement en grande quantité dans les ménages de la VK, afin d'envisager une éventuelle possibilité 'pratique' de substitution de l'utilisation des CB par le biogaz, qui est une forme d'énergies plus respectueuse de l'environnement.

Les résultats obtenus ont montré que de tous les types de CB les plus vendus dans la VK examinés, seuls les CB des espèces d'arbre de *Milletia laurentii*, de *Erythrophleum africanum* et de *Eucalyptus camaldulensis* avaient des PCI dans la plage rencontrée dans la littérature pour des CB de bonne qualité. Ces résultats permettraient donc de réduire la pression de déforestation dans les forêts du Bassin du Congo pour d'autres espèces d'arbres donnant des CB avec des faibles PCI, à l'occurrence *Pentaclethra eetveldeana* et *Hymenocardia acida*. De ce fait, une autre investigation plus élaborée sur tous les types de CB vendus dans la VK est souhaitable pour contribuer davantage à la réduction de la pression de déforestation dans le Bassin du Congo et de la pollution de l'air intérieur dans les ménages kinois.

Par ailleurs, l'efficacité de l'utilisation de la technologie de la DA pour traiter les DOM produits quotidiennement dans la VK est possible afin

d'assurer l'assainissement de la Ville et également pour produire une forme d'énergie plus respectueuse de l'environnement. Cependant, une substitution efficace de l'utilisation des CB par ce biogaz au niveau des ménages de la VK ne serait possible qu'en cas de la mise en œuvre de cette technologie de la DA en grande échelle mais aussi en optimisant leur rendement en méthane.

Références

Antal M.J. & Grønli M., 2003. The art, science, and technology of charcoal production. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 42, 1619–1640. <https://doi.org/10.1021/ie0207919>.

APHA, AWWA, WPCF, 2005. *APHA, Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association. Am. Public Heal. Assoc. Washingt.

Cerón-Vivas A., Cáceres K.T., Rincón A. & Cajigas Á.A., 2019. Influence of pH and the C/N ratio on the biogas production of wastewater. *Revista Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia*, 92, 88-95. <https://doi.org/10.17533/udea.redin.20190627>

Chandrasekaran M., Krishnapriya P.P., Jeuland M. & Pattanayak S.K., 2023. Gender empowerment and energy access: evidence from seven countries. *Environmental Research Letters*, 18(2023), 045003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/acc2d3>

Dkamela G.P., 2009. *Voices from the Congo Basin: Incorporating the Perspectives of Local Stakeholders for Improved REDD Design*. WRI Working Paper. World Resources Institute, Washington DC.

Fan Y., Yang X., Lei Z., Adachi Y., Kobayashi M., Zhang Z. & Shimizu K., 2021. Novel insight into enhanced recoverability of acidic inhibition to anaerobic digestion with nano-bubble water supplementation. *Bioresour. Technology*, 326(12), 47-82. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.124782>

Foley G., 1986. Charcoal making in developing countries. Technical Report No. 5. Earthscan - International Institute for Environment and Development, London.

Fujishima S., Miyahara T. & Noike T., 2000. Effect of moisture content on anaerobic digestion of dewatered sludge: ammonia inhibition to carbohydrate removal and methane production. *Water Science and Technology*, 41(3) 119-127. © IWA Publishing 2000.

García-Peña E.I., Parameswaran P., Kang D.W., Canul-Chan M. & Krajmalnik-Brown R., 2011. Anaerobic digestion and co digestion of vegetable and fruit residues: process and microbial ecology. *Bioresour. Technol.*, 102, 9447–9455. DOI:10.1016/j.biortec.2011.07.068.

Gazull L., Dubiez E., Mayimba C.A. & Péroches A., 2020. *Rapport d'étude de la consommation en énergies domestiques des ménages de la ville de Kinshasa*. Programme de consommation durable et substitution partielle au bois-énergie, CIRAD - RD. Congo, 51 p.

Gnanaharan R., Dhamodaran T.K. & Thulasidas E K., 1988. Yield and Quality of Charcoal from Coconut Stem Wood. *Biomass*, 16(4), 251-256. [https://doi.org/10.1016/0144-4565\(88\)90030-3](https://doi.org/10.1016/0144-4565(88)90030-3)

Goldsmith J.R. & Landaw S.A., 1968. Carbon Monoxide and Human Health. *Science*, 162(3860), 1352-1359. DOI:10.1126/science.162.3860.1352

Gunaseelan V.N., 2004. Biochemical methane potential of fruits and vegetable solid waste feedstocks. *Biomass and Bioenergy*, 26(4), 389-399. DOI:10.1016/j.biombioe.2003.08.006

Hakimi M., Manogaran M.D., Shamsuddin R., Johari S.A.M., Hassan M.A.M. & Soehartanto T., 2021. Co-anaerobic digestion of sawdust and chicken manure with plant herbs: Biogas generation and kinetic study. *Heliyon*, 9(2023), e17096.

HEI (Health Effects Institute), 2022. *The State of Air Quality and Health Impacts in Africa. A Report from the State of Global Air Initiative*. Boston, MA:Health Effects Institute, 35 p.

Héteu T.M.P., 2007. *Vademecum technique de la biométhanisation de biomasse humide pour les installations de puissance inférieure à 10 MWh*. Namur, Belgique : Bureau d'études IRCO, adapté par DEECC Consulting (pont-à-Celles, Belgique).

Hiligsmann S., Masset J., Hamilton C., Beckers L. & Thonart P., 2011. Comparative study of biological hydrogen production by pure strains and consortia of facultative and strict anaerobic bacteria. *Bioresour. Technology*, 102(4) 3810-3818.

Induchoodan T.G, Haq I. & Kalamdhad A.S., 2022. Factors affecting anaerobic digestion for biogas production: A review. *Advanced Organic Waste Management : Sustainable Practices and Approaches*, pp. 223-233. <https://doi.org/10.1016/B978-0-323-85792-5.00020-4>

INS (Institut National de la Statistique, RDC), 2017. *Annuaire statistique 2015. République démocratique du Congo, Ministère du Plan. African Bank of Development. World Bank*, 584 p. <https://ins-rdc.org/sites/default/files/annuaire%20statistique%202015%20Web.pdf>

Kamdem I., Kodjo Tomekpo K. & Thonart P., 2011. Production potentielle de bioéthanol, de biométhane et de pellets à partir des déchets de biomasse lignocellulosique du bananier (*Musa pp*) au Cameroun. *Biotecnol. Agrom. Soc. Environ.*, 15(3) 471-483.

Kang Y.O., Yabar H., Mizunoya T. & Higano Y., 2023. Environmental and economic performances of municipal solid waste management strategies based on LCA method: A case study of Kinshasa. *Heliyon*, 9(3):e14372.

Kipalu P. & Mukungu J., 2013. *Statut du processus REDD+ en République Démocratique du Congo*. Kinshasa, Mai 2013 Forest Peoples Programme-RDC, 12 p.

- Li Y., Jin Y., Borrion A., Li H. & Li J., 2017. Effects of organic composition on the anaerobic biodegradability of food waste. *Bioresource Technology*, 243, 836-845. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.028>
- Lindquist E.J. & Kamelarczyk K.B.F., 2009. *Linking Remote Sensing and Field Data to Model Carbon Stocks in the Congo Basin: A Tool for REDD, IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science*, 6 (2009).
- Liu Z., Quek A. & Balasubramanian R., 2014. Preparation and characterization of fuel pellets from woody biomass, agro-residues and their corresponding hydrochars. *Appl. Energy*, 113, 1315-1322. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.08.087>
- Mambanzulua P.N., Hiligsmann S., Sumbu E.Z., Culot M. & Fievez T., 2015. Comparative study of the methane production based on the chemical composition of *Mangifera Indica* and *Manihot Utilissima* leaves. *Springer*, 4, 75. DOI 10.1186/s40064-015-0832-y
- Nikiema M., Somda M.K., Sawadogo J.B., Dianou D., Traoré A.S. & Ouattara A.S., 2020. Valorization of Agricultural Waste: Theoretical Estimation and Experimental Biomethane Yield from Cashew Nut Hulls. *Journal of Sustainable Bioenergy Systems*, 10, 113-130. <https://doi.org/10.4236/jsbs.2020.104009>
- Nsimba B.M., Luhata P.L., Mbuyi H.K., Inkoto C.L., Basosila N.L. & Mpiana P.T., 2024. Evaluation of the anaerobic biodegradability of household organic waste in the Kinshasa City. *Orapuh Journal*, 5(3), e1122. 2024. <https://dx.doi.org/10.4314/orapuh.v5i3.22>
- Oke M.A., Sonibare J.A., Onakpohor A., Odunlami O.A., Akeredolu F.A. & Elehinape F.B., 2022. *Proximate analysis of some common charcoal in Southwestern Nigeria*. Results in Engineering, 15, 100454.
- Owen W.F., Stuckey D.C., Healy J.B., Young L.Y. & McCarty P.L., 1979. Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity. *Water Research*, 13, 485-492. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(79\)90043-5](https://doi.org/10.1016/0043-1354(79)90043-5)
- Permentier K., Vercammen S., Soetaert S. & Schellekens C., 2017. Carbon dioxide poisoning: a literature review of an often forgotten cause of intoxication in the emergency department. *International Journal of Emergency Medicine*, 10(1), 14. DOI 10.1186/s12245-017-0142-y.
- Poddar S., Kamruzzaman M., Sujan S.M.A., Hossain M., Jamal M.S., Gafur M.A. & Khanam M., 2014. Effect of compression pressure on lignocellulosic biomass pellet to improve fuel properties: higher heating value. *Fuel*, 131, 43-48.
- Rodriguez C., Hiligsmann S., Ongena M., Charlier R. & Thonart P., 2005. Development of an enzymatic assay for the determination of cellulose bioavailability in municipal solid waste. *Biodegradation*, 16, 415-422. DOI:10.1007/s10532-004-3575-y
- Rose J.J., Wang L., Xu Q., McTiernan C.F., Shiva S., Tejero J. & Gladwin M.J., 2017. Carbon Monoxide Poisoning: Pathogenesis, Management, and Future Directions of Therapy. *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine*, 195(5), 596-606.
- Shuku N.O., 2011. *Impact de l'utilisation de l'énergie-bois dans la ville province de Kinshasa en République Démocratique du Congo (RDC)*. Mémoire de Master, Université du Québec, Canada, 182 p.
- Sundberg C., Franke-Whittle I.H., Kauppi S., Yu D., Romantschuk M., Insam H. & Jönsson H., 2011. Characterisation of source-separated household waste intended for composting. *Bioresource Technology*, 10, 2859-2867. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.10.075>
- Varma A. & Basant B., 2003. *Biomass Processing and Technology, Green Energy*. Capital Publishing Company, New Delhi, 31 p.
- Wang Y.S., Byrd C.S. & Barlaz M.A., 1994. Anaerobic biodegradability of cellulose and hemicellulose in excavated refuse samples using a biochemical methane potential assay. *Journal of Industrial Microbiology*, 13, 147-153. <https://doi.org/10.1007/BF01583999>
- WHO (World Health Organization), 2023. *WHO ambient air quality database, 2023*. Update: Version 6 Geneva : World Health Organization.
- Wikandari R., Gudipudi S., Pandiyan I., Millati R. & Taherzadeh M.J., 2013. Inhibitory effects of fruit flavors on methane production during anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 145, 188-192. DOI:10.1016/j.biortech.2013.01.041
- Zhang B., Zhang L.L., Zhang S.C., Shi H.Z. & Cai W.M., 2005. The Influence of pH on Hydrolysis and Acidogenesis of Kitchen Wastes in Two-phase Anaerobic Digestion. *Environmental Technology*, 26(3), 329-340. <http://dx.doi.org/10.1080/09593332608618563>
- Zhou J., Zhang R., Liu F., Yong X., Wu X., Zheng T., Jiang M. & Jia H., 2016. Biogas production and microbial community shift through neutral pH control during the anaerobic digestion of pig manure. *Bioresour. Technol.*, 217, 44-49. DOI:10.1016/j.biortech.2016.02.077