

UNIVERSIDAD PERUANA UNIÓN

FACULTAD DE INGENIERIA AMBIENTAL

Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental



Evaluación del potencial de biometanización de la fracción orgánica de residuos sólidos municipales (FORSU) utilizando distintos tipos de biochar

Tesis para obtener el Título Profesional de Ingeniero Ambiental

Autor:

Jose Luis Ahuanlla Huaccha

Juan José Quispe Saavedra

Asesor:

Msc. Jael Calla Calla

Juliaca, junio del 2023

DECLARACIÓN JURADA DE AUTORÍA DE TESIS

Msc. Jael Calla Calla, docente de la Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental, de la Universidad Peruana Unión.

DECLARO:

Que la presente investigación titulada: **“EVALUACIÓN DEL POTENCIAL DE BIOMETANIZACIÓN DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES (FORSU) UTILIZANDO DISTINTOS TIPOS DE BIOCHAR”** constituye la memoria que presenta los Bachilleres **Jose Luis Ahuanlla Huaccha** y **Juan José Quispe Saavedra** para obtener el título de Profesional de Ingeniero Ambiental, tiene un índice de similitud de **12%** verificable en el informe del programa Turnitin, y cuya tesis ha sido realizada en la Universidad Peruana Unión bajo mi dirección.

Y estando de acuerdo, firmo la presente declaración en Juliaca, a los 09 días del mes de junio del año 2023



Msc, Jael Calla Calla
Asesor

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS



En Puno, Juliaca, Villa Chullunquiani, a 09 día(s) del mes de junio del año 2023 siendo las 09:30 horas, se reunieron los miembros del jurado en la Universidad Peruana Unión Campus Juliaca, bajo la dirección del:

(el/a) presidente(a): Msc. Rose Adeline Gallata Ghura, el (la) secretario(a): Mtro. Juan Eduardo
Rivero y los demás miembros: Dr. Efraim Lujano Laura
 y el (la) asesor(a) Msc. Joel Galla Galla

con el propósito de administrar el acto académico de sustentación de la tesis titulado:
Evaluación del potencial de biometanización de la fracción orgánica de residuos sólidos municipales (FORSU) utilizando distintos tipos de biochar
 del(los) bachiller(es): a) José Luis Ahuanlla Huaccha
 b) Juan José Quipe Saavedra
 c)

conducente a la obtención del título profesional de: Ingeniero Ambiental
(Denominación del Título Profesional)

El Presidente inició el acto académico de sustentación invitando al (a la) / a (los) (las) candidato(a)/s hacer uso del tiempo determinado para su exposición. Concluida la exposición, el Presidente invitó a los demás miembros del jurado a efectuar las preguntas, y aclaraciones pertinentes, las cuales fueron absueltas por al (a la) / a (los) (las) candidato(a)/s. Luego, se produjo un receso para las deliberaciones y la emisión del dictamen del jurado.

Posteriormente, el jurado procedió a dejar constancia escrita sobre la evaluación en la presente acta, con el dictamen siguiente:

Bachiller (a): José Luis Ahuanlla Huaccha

CALIFICACIÓN	ESCALAS			Mérito
	Vigesimal	Literal	Cualitativa	
<u>Aprobado</u>	<u>15</u>	<u>B-</u>	<u>Buena</u>	<u>Muy Bueno</u>

Bachiller (b): Juan José Quipe Saavedra

CALIFICACIÓN	ESCALAS			Mérito
	Vigesimal	Literal	Cualitativa	
<u>Aprobado</u>	<u>15</u>	<u>B-</u>	<u>Buena</u>	<u>Muy Bueno</u>

Bachiller (c):

CALIFICACIÓN	ESCALAS			Mérito
	Vigesimal	Literal	Cualitativa	
<u>15</u>	<u>15</u>			

Finalmente, el Presidente del jurado invitó al (a la) / a (los) (las) candidato(a)/s a ponerse de pie, para recibir la evaluación final y concluir el acto académico de sustentación procediéndose a registrar las firmas respectivas.

[Firma]
Presidente/a

[Firma]
Secretaría

[Firma]
Asesor/a

[Firma]
Miembro

[Firma]
Bachiller (a)

[Firma]
Bachiller (b)

[Firma]
Miembro

[Firma]
Bachiller (c)

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN	9
ABSTRACT	10
CAPÍTULO I	11
1 INTRODUCCIÓN	11
1.1 Problema	11
CAPÍTULO II	13
2 MARCO TEÓRICO	13
2.1 Digestión anaerobia	13
2.1.1 FORSU	13
2.1.2 Biochar	13
CAPÍTULO III	15
3 MATERIALES Y MÉTODOS	15
3.1 Composición física del sustrato	15
3.2 Sustrato e inóculo	16
3.3 Preparación de biochar y caracterización	17
3.4 Diseño y configuración experimental	17
3.5 Métodos analíticos	19
3.6 Análisis estadísticos	20
CAPÍTULO IV	21
4 RESULTADOS Y DISCUSIONES	21

5.1	Contenido de CH ₄ en el biogás	26
5.2	Influencia de la adición de biochar en los cambios de pH y AGV	27
CAPÍTULO V.....		31
6	CONCLUSIONES	31
REFERENCIAS		32

Índice de tablas

Tabla 1. <i>Delimitación Composición de la fracción orgánica de residuos sólidos municipales (FORSU) utilizados para esta investigación.</i>	15
Tabla 2. <i>Coordenadas Caracterización fisicoquímica del inóculo y sustrato utilizado para el proceso de DA.....</i>	16
Tabla 3. <i>Perfil de pH y concentración de AGV de los tratamientos.....</i>	28

Índice de figuras

Figura 1. <i>Producción acumulada de biogás en la digestión anaerobia mesofílica de la FORSU con 5 tipos de biochar añadidos.</i>	22
Figura 2. <i>Distribución a) producción acumulada de metano; b) producción diaria de metano durante la digestión anaerobia de FORSU.</i>	25
Figura 3. <i>Contenido de metano durante la digestión anaerobia de la FORSU.</i>	27

Índice de anexos

ANEXO A. Evidencia de la sumisión del artículo en una revista	39
ANEXO B. Resolución de aprobación del perfil de proyecto de tesis	40
ANEXO C. Panel fotográfico	41

RESUMEN

La eliminación de la fracción orgánica de residuos sólidos municipales (FORSU) se ha vuelto en un problema medioambiental y un asunto de gestión riguroso, frente a estas preocupaciones la digestión anaerobia (DA) se ha convertido en una de las mejores tecnologías sostenibles para tratar la FORSU. Sin embargo, la inhibición del producto podría conducir al bajo rendimiento de CH_4 incluso al fallo del sistema. Para superar tales problemas, se investigó el efecto de cinco tipos de biochar mediante la prueba de potencial bioquímico de metano (PBM) en la FORSU. Los resultados mostraron que el mayor rendimiento acumulado de CH_4 fue con la adición de biochar derivado de FORSU ($302.22 \text{ mL-CH}_4/\text{g SV}_{\text{adicionado}}$) seguidos por el grupo biochar de aserrín, que fueron superiores en un 8.89 y 4.99% que el grupo control, durante 72 días de digestión. Tanto el biochar de FORSU y Aserrín también influyeron en el alivio de concentración inicial de AGV (1520 y $1440 \text{ mgCH}_3\text{COOH/L}$) estimulando así su estabilidad ($\text{pH} > 8$), del mismo modo, el biochar de poda tuvo un impacto ligero en cuanto a la producción acumulada de metano en 1.13% sobre el grupo control, y tuvo un efecto significativo en la concentración de AGV inicial y final (1670 a $870 \text{ mgCH}_3\text{COOH/L}$). En general, este estudio demostró que el biochar derivado de FORSU, Aserrín y Poda tuvieron un efecto positivo en la estabilidad del reactor y promovieron una mejor acumulación de metano sobre los demás tratamientos.

Palabras claves: Digestión anaerobia; Fracción orgánica; Biochar; Producción de metano; Ácidos Grasos Volátiles.

ABSTRACT

The disposal of the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) has become an environmental problem and a rigorous management issue, facing these concerns anaerobic digestion (AD) has become one of the best sustainable technologies to treat the OFMSW. However, inhibition of the product could lead to low CH₄ yield even to system failure. To overcome such problems, the effect of five types of biochar was investigated by biochemical potential methane (PBM) test in OFMSW. The results showed that the highest accumulated CH₄ yield was with the addition of FORSU-derived biochar (302.22 mL-CH₄/g SVadded) followed by the sawdust biochar group, which were 8.89 and 4.99% higher than the control group, during 72 days of digestion. Both the OFMSW and Sawdust biochar also influenced the relief of the initial AGV concentration (1520 and 1440 mgCH₃COOH/L) thus stimulating its stability (pH: > 8), in the same way, the pruning biochar had a slight impact in terms of to cumulative methane production by 1.13% over the control group, and had a significant effect on the initial and final VFA concentration (1670 to 870 mgCH₃COOH/L). Overall, this study emerged that OFMSW -derived biochar, Sawdust, and Pruning had a positive effect on reactor stability and promoted improved methane accumulation over the other treatments.

Key words: Anaerobic digestion; Organic fraction; biochar; methane production; Volatile Fatty Acids.

CAPÍTULO I

1 INTRODUCCIÓN

1.1 Problema

Por el rápido crecimiento poblacional y la prosperidad del estilo de vida, la gestión de residuos sólidos urbanos (RSU) se ha vuelto una tarea formidable hoy en día con el fin de mitigar su generación descontrolada (De Laurentiis et al., 2020). Alrededor de 1300 millones de toneladas de RSU se desechan por año en el mundo (Daniel y Perinaz, 2012, FAO, 2011) y se estima que para el año 2025 su producción alcanzara a 2200 millones de toneladas por año, de esta cantidad el 46% aproximadamente es la fracción orgánica (Campuzano y González, 2016). En el Perú cada año se genera aproximadamente más de 7 millones de toneladas de RSU (Bocanegra et al., 2020).

El distrito de San Miguel, ubicado en el departamento Puno - Perú, con una población de 62,463 habitantes, genera 33.55 toneladas por día de RSU con una producción per cápita de 0.55 kg/ha/día (Municipalidad Distrital de San Miguel (MDSM), 2021). Frente a esto, la municipalidad ha implementado la práctica de selección en la fuente, para cumplir con las normativas de residuos sólidos del país (Ministerio del Ambiente (MINAM), 2021). No obstante, sus desechos orgánicos se procesan mediante compostaje a cielo abierto generando olores, COV's, contaminación de aguas subterráneas por lixiviados, etc. (Alibardi y Cossu, 2015). Entonces, el compostaje no es una de las mejores opciones para tratar los desechos orgánicos y se ha vuelto una fuente potencial de contaminación ambiental (Shahriari et al., 2012). Por lo tanto, la implementación de un sistema eficiente se considera una preocupación importante (Zhang et al., 2021). La digestión anaerobia (DA) es una tecnología económica y ecológica que ha sido utilizado para el tratamiento de la fracción orgánica de residuos sólidos municipales (FORSU) y producción de energía renovable. La DA es un proceso en el que diversos grupos de microorganismos convierten

la materia orgánica compleja en productos finales simples y estables en ausencia de oxígeno (Sajeena Beevi et al., 2015) y generalmente consta de cuatro pasos: hidrolisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis que convierten los sustratos orgánicos en biogás compuesto de metano (60-70%) y dióxido de carbono (30-40%), y digestato rico en nutrientes (Izumi et al., 2010, Shahriari et al., 2012). Pese a estos beneficios, los sistemas DA a menudo muestran inestabilidad en sus etapas iniciales (hidrolisis y acidogénesis) que afectan directamente tanto la transferencia de masa como la disponibilidad de alimentos en el proceso (Cesaro y Belgiorno, 2014).

CAPÍTULO II

2 MARCO TEÓRICO

2.1 Digestión anaerobia

2.1.1 FORSU

La DA de la FORSU es limitado, debido a que está compuesto principalmente por carbohidratos, que conduce a la inestabilidad del proceso y la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV). La acumulación de AGV podría ser causado por la deficiencia de elementos traza como hierro (Fe), Zinc (Zn), cobalto (Co) y Manganeseo (Mn), estos elementos traza son muy importantes en la metanogénesis. Para abordar las problemáticas antes mencionadas en el proceso DA, varias técnicas de pretratamiento han sido demostrados que mejoran eficazmente su proceso, como las térmicas, químicas, mecánicas y biológicas, obteniendo un aumento en la producción de metano (Zhang et al., 2020; Fdez.-Güelfo et al., 2011). La adición biológica (carbón activado y biochar) mostraron ventajas prometedoras tales como fácil aplicación, alta eficacia y respeto por el medio ambiente (Rasapoor et al., 2020, Zhang et al., 2018, Romero-Güiza et al., 2016). Una posibilidad que actualmente está recibiendo mucha atención es la adición de biochar por sus beneficios potenciales, como estabilizar el proceso de DA, disminuir los efectos inhibitorios causados por la acumulación de AGV, mejora de la capacidad buffer, y aumento en la producción de metano.

2.1.2 Biochar

El biochar es un residuo rico en carbono producto de la descomposición térmica o la pirolisis de diferentes residuos biomásicos (Sunyoto et al., 2016), en los últimos años se ha confirmado que el biochar es una alternativa rentable para mejorar el rendimiento de la fermentación anaeróbica porque favorece a los microorganismos y eleva su capacidad

amortiguadora en la DA (Li et al., 2022). Wang et al, (2018) mencionaron, que añadir un material conductor como el biochar en el proceso, podría ser una estrategia practica para logra la transferencia de electrones entre especies (IET) durante el metabolismo sintrófico del propionato y el butirato. Stams et al, (2006) señalo, que La IET es un proceso crucial entre las bacterias oxidantes de AGV sintróficas y las arqueas metanogénicas, que se logra cuando el H₂ o el formiato actúa como transportador. Li et al, (2017) demostraron, un acortamiento del 50% de la fase de latencia y una producción de metano 1.8 veces mayor mediante la adición de biochar. Además, la adición de biochar también tiene otros beneficios como mitigar la inhibición leve del amoniaco, acortan el tiempo de retraso de la producción de metano, aumenta la tasa de producción de biogás, entre otros (Lü et al., 2016, Mumme et al., 2014). No existen muchas investigaciones sobre la habilidad del biochar en la mejora de la DA de la FORSU en modo batch. De este modo, en este estudio, se hicieron intentos para minimizar algunos efectos inhibitorios (principalmente la acumulación de AGV) por la adición de diferentes tipos de biochar.

Por lo tanto, esta investigación tuvo como objetivo, evaluar la efectividad del biochar de cinco materias primas diferentes (aserrín, poda, FORSU, alga y estiércol) sobre la DA de la FORSU en términos de aumentar la biodegradabilidad anaeróbica mediante ensayos de Potencial Bioquímico de Metano (PBM) operado en condiciones mesófilicas (35°C).

CAPÍTULO III

3 MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Composición física del sustrato

La FORSU utilizado como sustrato en este estudio fue recolectado de la planta compostera del distrito de San Miguel, Puno, Perú. En la Tabla 1 se muestra la composición física clasificada en: carbohidratos, fibras y minerales, frutas cítricas, frutas no cítricas, proteínas, madera y follaje. Los residuos se tomaron mediante una muestra compuesta (basada en 6 días) cuya composición física se caracterizó en % de peso húmedo, de acuerdo a las recomendaciones guiadas por (Izumi et al., 2010, Shamurad et al., 2020, MINAM, 2018).

Tabla 1

Delimitación Composición de la fracción orgánica de residuos sólidos municipales (FORSU) utilizados para esta investigación.

#	Clasificación	Contenido	Porcentaje en peso húmedo (%)
1	Carbohidratos	Restos de alimentos, panes, etc.	57.62
2	Fibras y Minerales	Verduras, hortalizas y cascara de huevo	24.94
3	Frutas cítricas	Naranja, limón, mandarina, piña, uva, etc.	9.48
4	Frutas no cítricas	Plátano, mango, manzana, sandía, pera, fresa, etc.	6.81
5	Proteínas	Carne de res, pescado, chanco, etc.	1.07
6	Madera y follaje	Restos de poda	0.18

3.2 Sustrato e inóculo

La materia prima (FORSU) utilizada para los ensayos PBM se seleccionaron, siguiendo la metodología sugerida por: MINAM, (2018); Sailer et al., (2020) y Moretti et al., (2020) por consiguiente, la muestra se recolecto en el día de mayor producción, posteriormente, se realizó una homogenización formando un montículo, para luego dividirla en 4 partes iguales sucesivos hasta obtener una muestra de 4 kg. Para garantizar una buena uniformidad de la muestra se trituraron a 3000 RPM de tal manera que el tamaño de partícula se redujo a un promedio de 1.5 a 3 mm de diámetro. La muestra se trituro 3 veces utilizando una trituradora de DEKANAMOTO K390-13HP, inmediatamente después de triturarlos la muestra se transportó al laboratorio de ingeniería ambiental de la Universidad Peruana Unión-FJ para almacenarlos a 4°C hasta su uso. La caracterización fisicoquímica de la FORSU se realizó en términos de Sólidos Totales (ST), Sólidos Volátiles (SV) y el contenido de Humedad (%) las cuales se presentan en la Tabla 2; asimismo el inóculo utilizado en el proceso de DA fue un lodo digerido anaeróbicamente, extraído de la planta de tratamiento de aguas residuales ubicada en el departamento Cusco, Perú. Esta se pre-incubó a 32°C durante 5 días para desgasificarlo y reducir la materia orgánica presente (Weide et al., 2020; Indren et al., 2020). Los análisis fisicoquímicos realizados al inóculo están detallados en la Tabla 2.

Tabla 2

Coordenadas Caracterización fisicoquímica del inóculo y sustrato utilizado para el proceso de DA.

Parámetro	Unidad	Inoculo	Sustrato
Sólidos Totales (ST)	g ST/kg	42.55	206.30
Sólidos Volátiles (SV)	g SV/kg	18.91	171.19
Humedad	%	95.74	79.37
pH	--	8.18	ND

Ácidos Grasos Volátiles (AGV)	mgCH ₃ COOH/L	960	ND
Alcalinidad Total (AT)	mgCaCO ₃ /L	2708.33	ND

Nota: ND, es no determinado.

3.3 Preparación de biochar y caracterización

Las muestras de biochar se prepararon a partir de diferentes residuos biomásicos: biochar de estiércol fresco (bovino), recolectado de una finca local ubicado en el campus de la Universidad Peruana Unión (FBE); biochar de poda se recolecto del área parques y jardines del distrito de San Miguel (FBP); biochar de aserrín, obtenido de un aserradero local ubicado en el distrito de San Miguel (FBAs); biochar de FORSU sustraído de la “planta compostera” del distrito de San Miguel (FBF) y biochar de algas obtenido del lago Titicaca, situado en el departamento Puno (FBAI). Los biochares se prepararon mediante el proceso de pirólisis de acuerdo con Jang et al. (2018). Previo a la pirolisis, los residuos biomásicos fueron secados en un horno Binder FD023UL-120 (Tuttlingen, Alemania) a 105°C durante 24 h. La materia prima seca fue pirolizado a 350°C por 3 h con una velocidad de calentamiento de 10 °C/min en una mufla Protherm PLF 110/6 (Ankara, Turquía). Luego de este proceso, el biochar obtenido, fue triturado manualmente con un mortero y tamizado en una malla de 250 µm, para obtener partículas del mismo tamaño. Finalmente, se almaceno herméticamente a temperatura ambiente hasta su uso.

3.4 Diseño y configuración experimental

Se realizaron ensayos de biodegradabilidad anaeróbica de la FORSU, para determinar la producción de biogás y metano con adiciones de 5 tipos de biochar de diferentes residuos biomásicos mencionados anteriormente, siguiendo las recomendaciones descritas por (Rasapoor et al., 2020, Cruz et al., 2017).

Los ensayos de la DA se llevaron mediante las pruebas de Potencial Bioquímico de Metano (PBM) todos los experimentos se realizaron utilizando botellas de vidrio de 120

mL de volumen total con 60 mL de volumen de trabajo. En cuanto a la relación inóculo – sustrato (RIS), se fijó en 2 (en base a SV), según descrito por Sugiarto et al. (2021). Para los grupos experimentales se realizó la mezcla de inóculo – sustrato con 60 mL y 3.31 mL respectivamente, incluyendo las adiciones de biochar de FBE, FBP, FBAs, FBF y FBAl al 1% (p/p). Otro grupo sin adición de biochar se operó como control (FC) y un blanco que contenía solo el inóculo para medir su producción de metano endógena. Inmediatamente después, los espacios de los reactores se gasearon con nitrógeno de alta pureza (99,99%) durante 30s para crear un entorno anaeróbico, luego se cubrieron con tapones de goma de butilo (rubber bv) y sellados con agrafes de aluminio antes de incubarlos a una temperatura de 35°C. Todos los ensayos se realizaron por triplicado.

La producción de biogás y metano durante los ensayos fueron cuantificados mediante el método de densidad de gases (Gas Density Biochemical Potential Test, GD-BMP) (Justesen et al., 2019). En cuanto al volumen de biogás y metano se ajustaron a condiciones estándar (273.15K y 1 atm de presión).

El objeto del método GD-BMP es medir la pérdida de masa de la botella y el volumen de biogás venteado en cada evento de muestreo hasta que finalice la generación de biogás, con estas mediciones se determina la densidad y composición del biogás a condiciones estándar (P_b , g mL⁻¹) lo cual se calculó a partir de la pérdida de masa de la botella (Δm_b , g) y el volumen de biogás estandarizado (V_b , mL), mediante una corrección del contenido de vapor de agua venteado (c_{H_2O} , g mL⁻¹) (ver Ec. 1).

$$p_b = \frac{\Delta m_b}{V_b} - c_{H_2O}. \quad (1)$$

En la ecuación 2. Se muestra el cálculo de la presión de vapor de agua (p_{H_2O} , kPa), siendo T_{hs} la temperatura del espacio superior de la botella al momento del venteo:

$$p_{H_2O} = 0.61094 \cdot e^{\frac{17.625 \cdot T_{hs}}{243.04 + T_{hs}}} \quad (2)$$

El vapor de agua venteado presente en el biogás (c_{H_2O} , g mL⁻¹) es obtenido a partir de la masa molar de agua ($M_{H_2O} = 18.02 \text{ g mol}^{-1}$), la presión del biogás en el espacio superior de la botella justo antes del venteo (P_{hs} , kPa), y en condiciones estándar el volumen molar del biogás ($v_b = 22300 \text{ mL mol}^{-1}$) (ver Ec. 3).

$$c_{H_2O} = M_{H_2O} \cdot \frac{p_{H_2O}}{P_{hs} - p_{H_2O}} \cdot \frac{1}{v_b} \quad (3)$$

Luego, a partir de la densidad del biogás se obtiene la masa molar del biogás (M_b , g mol⁻¹) (Ec. 4)

$$M_b = \rho_b \cdot v_b \quad (4)$$

Finalmente, la fracción molar de CH₄ en el biogás (x_{CH_4}) es calculado a partir de la masa molar de CO₂ ($M_{CO_2} = 44.01 \text{ g mol}^{-1}$), CH₄ ($M_{CH_4} = 16.04 \text{ g mol}^{-1}$) y biogás:

$$x_{CH_4} = \frac{M_{CO_2} - M_b}{M_{CO_2} - M_{CH_4}} \quad (5)$$

3.5 Métodos analíticos

Los parámetros como ST, SV, pH, Ácidos Grasos Volátiles (AGV) y Alcalinidad se midieron antes y después de las pruebas. Para determinar el contenido de ST y SV las muestras se calentaron en una estufa FD023UL-120V (BINDER, Tuttlingen, Alemania) a 105°C por 24 h y luego en una mufla Protherm PLF 110/6 (Ankara, Turquía) a 550°C

por 1 h, de acuerdo con métodos estándar (APHA; AWWA; WEF, 2008). En cuanto a la medición de los valores de pH, AGV y alcalinidad las muestras fueron centrifugadas a 5000 rpm durante 30 min, y el sobrenadante se utilizó para los análisis. El valor de pH de las muestras se midió con un multiparámetro HI5521-01 (Hanna Instruments, Providence, EE.UU.). Las concentraciones de AGV y alcalinidad fueron cuantificados mediante el método titrimétrico de acuerdo con Jobling et al. (2014)

3.6 Análisis estadísticos

Los resultados obtenidos fueron evaluados estadísticamente mediante el análisis de varianza (ANOVA) al 95% de confianza, utilizando el software Rstudio con los paquetes “agricolae” para comparar y definir las diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los diferentes tratamientos, asimismo, para la graficas el paquete “ggplot2”.

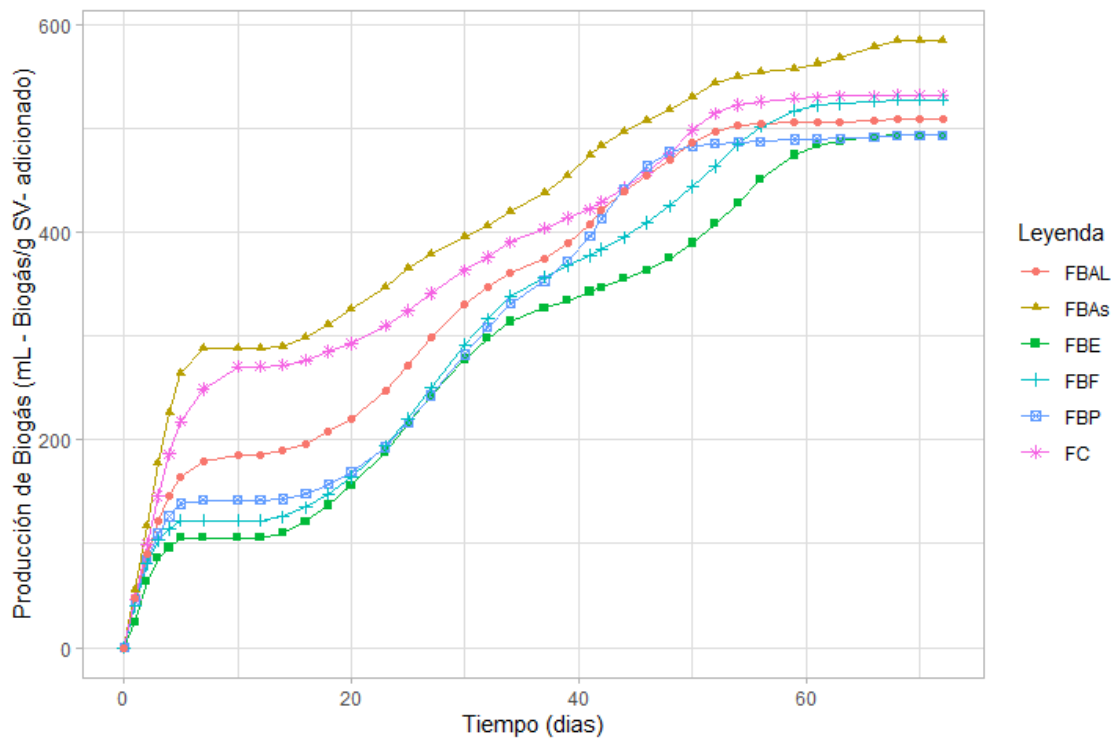
CAPÍTULO IV

4 RESULTADOS Y DISCUSIONES

La producción acumulada de biogás durante la DA de cada tratamiento biológico (biochar) se ilustra en la Fig. 1. En todos los ensayos experimentales se observó que la producción de biogás se desarrolló desde el primer día y se mostró un aumento exponencial durante los primeros 5 días. A partir del día 5, la producción se fue incrementando ligeramente durante todo el proceso. Después de 72 días de digestión, las producciones acumuladas de biogás alcanzaron valores de 584.23, 527.31, 508.48, 493.27, 493.10 y 531.89 mL-Biogás/g $SV_{\text{adicionado}}$ para FBAs, FBF, FBAI, FBE, FBP y FC (control) respectivamente. Estos resultados muestran que el tratamiento FBAs logro una producción mayor (584.23 mL-Biogás/g $SV_{\text{adicionado}}$, $p < 0.05$) en un 9.84% en comparación con el grupo control (531.89 mL-Biogás/g $SV_{\text{adicionado}}$), mientras que los valores reportados para FBF, FBAI, FBE y FBP disminuyeron en 0.86%, 4.40%, 7.26% y 7.29% respectivamente. En la investigación realizada por Wambugu et al. (2019) encontraron una clara mejora de producción de biogás en un 18% a comparación del control, con una adición de 1.2g SV de biochar de madera residual tratada en la digestión de desperdicios de alimentos. Por lo tanto, esto puede explicar que la adición de biochar de aserrín puede mejorar la DA y mostrar un impacto positivo sobre los demás biochares añadidos.

Figura 1

Producción acumulada de biogás en la digestión anaerobia mesofílica de la FORSU con 5 tipos de biochar añadidos.



La Fig. 2 (a) y (b) muestra la producción acumulada y diaria de metano de la FORSU adicionadas con los diferentes tipos de biochar en un periodo de 72 días de digestión. La máxima producción acumulada de metano se observó en el tratamiento FBF (302.22 mL-CH₄/g SV_{adicionado}), seguidos de los tratamientos FBAs, FBE y FBP con un incremento de 8.89%, 4.99%, 2.21% y 1.13% respectivamente, en comparación del control ($p < 0.05$) que difirieron significativamente. Mientras que en el tratamiento FBAL, la producción de metano acumulado (262.95 mL-CH₄/g SV_{adicionado}) fue un 5.26% más bajo que el control. Estos resultados indican que la adición de biochar tiene un efecto positivo en la producción de metano, el cual se relaciona con otros estudios (Shen et al., 2020, Li et al., 2022). En un experimento, donde hicieron codigestión con paja y estiércol de vaca, exploraron los efectos de diferentes biochares (cascara de arroz, cascara de maní, cascara de coco, paja y aserrín), donde todas las adiciones de biochar tuvieron un incremento

ligero en el rendimiento de metano con una dosis de 2% (Shen et al., 2020). En otra investigación similar, se evaluó la adición de biochar preparado a partir de residuos de biogás con sustrato de desechos de cocina, los resultados mostraron que el rendimiento de metano fue de 308.6 ml/g SV, un 10.5% más alto que el control (Li et al., 2022). De manera similar sucedió en otras investigaciones al agregar biochar derivado de aserrín (Li et al., 2017).

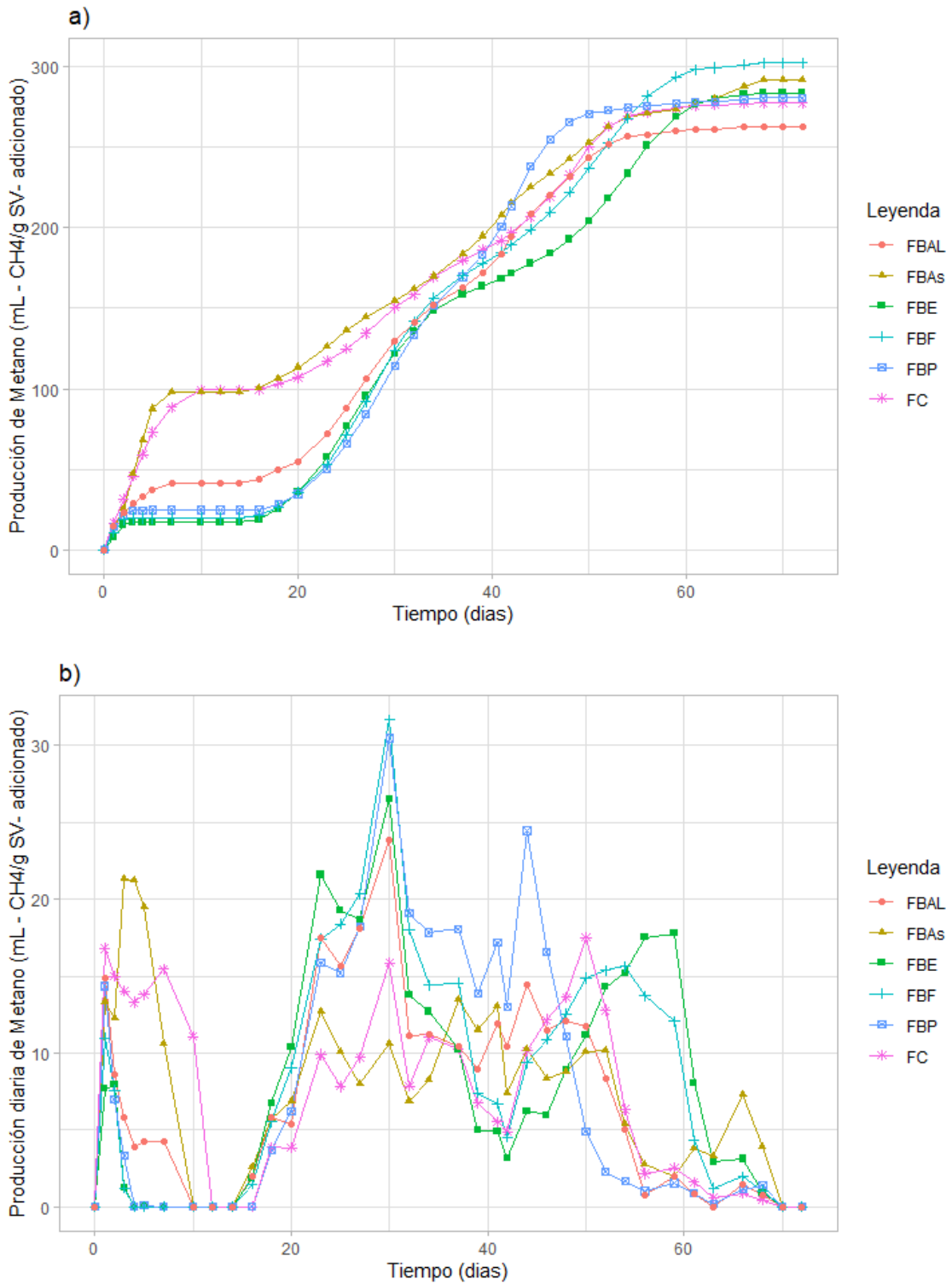
En cuanto a la producción diaria de metano, todos los tratamientos alcanzaron un punto relativamente alto durante los primeros 4 días y luego cayeron significativamente. Lo cual indica que, en la fase hidrolítica, los microorganismos metanógenos han podido digerir las sustancias disueltas y fácilmente degradables, así como también en esta primera etapa, las acidificaciones hidrolíticas (ácidos orgánicos como los AGV) se generan gradualmente de la materia orgánica soluble. Sin embargo, la actividad de los microorganismos metanógenos pueden disminuir gradualmente cuando las cantidades acumuladas de AGV exceden la capacidad reguladora del biochar, lo que resulta una reducción significativa de la tasa de producción de metano (Zhao et al., 2018). Después del día 14 se incrementó progresivamente las producciones diarias, alcanzando rendimientos diarios máximos de metano, principalmente en los tratamientos FBF y FBP con valores 31.66 y 30.45 mL-CH₄/g SV_{adicionado} respectivamente, en comparación con el grupo control que ocurrió más tarde (día 50). Esto indica que la adición de biochar derivado de FORSU y Poda muestran cambios significativos en el rendimiento diario de metano a comparación con los demás tratamientos. La adición de estos dos tipos de biochar pueden indicar que tienen grupos alcalinos que pueden neutralizar grandes cantidades de materia orgánica generada en la fase hidrolítica de la DA y aliviar su inhibición ácida en el sistema (Ovi et al., 2022). Es importante mencionar que estudios previos revelaron que el desempeño del biochar en la DA puede verse afectada también por el tipo de materia

prima y temperaturas de pirolisis (Sun et al., 2014), así como por su área superficial, aromatización, porosidad y métodos de producción (Zhang et al., 2019). Además Diego et al. (2016) explica, que el aumento de la temperatura de pirolisis, provoca un aumento en el área superficial, esto podría atribuirse a la eliminación de materias volátiles del mismo después de la pirolisis, lo que da como resultado un aumento en el volumen de los poros de biochar y consecuentemente aumento en la producción de metano. Zhang et al. (2019) concuerda que, dichas áreas superficiales específicas grandes, son adecuadas para la actividad metabólica y crecimiento de los microorganismos metanógenos. Por lo tanto, podemos deducir que el área de superficie específica de FORSU y Poda posiblemente sean más grandes que los demás biochar pirolizados por lo que se supone que es adecuado para el crecimiento y actividad metabólica de los metanógenos y otros microorganismos. Todo esto parece confirmar, que tanto el biochar de FORSU y Poda pueden contener nutrientes que los metanógenos utilizan para aumentar la eficiencia de conversión de AGV y promover su actividad (Zhang et al., 2019).

Los resultados favorables de producción acumulada y diaria de metano podrían atribuirse también a la reducción de tamaño de partículas. Mshandete et al. (2006) informaron, que la tasa de producción aumentó un 22% cuando las fibras se acortaron a un tamaño de 2mm en comparación con las fibras no tratadas, lo cual sugiere que al reducir el tamaño incrementan el alimento para los microorganismos aumentando el área superficial del sustrato durante la DA. Posiblemente la mejora de fermentación de metano en este estudio se debe no solo a la adición de biochar sino también a la reducción de tamaño de partícula del sustrato y la aclimatación del inóculo, todas estas consideraciones condujeron a la reducción de efectos adversos como la acumulación de AGV, amoníaco, etc. que inhiben el proceso.

Figura 2

Distribución a) producción acumulada de metano; b) producción diaria de metano durante la digestión anaerobia de FORSU.

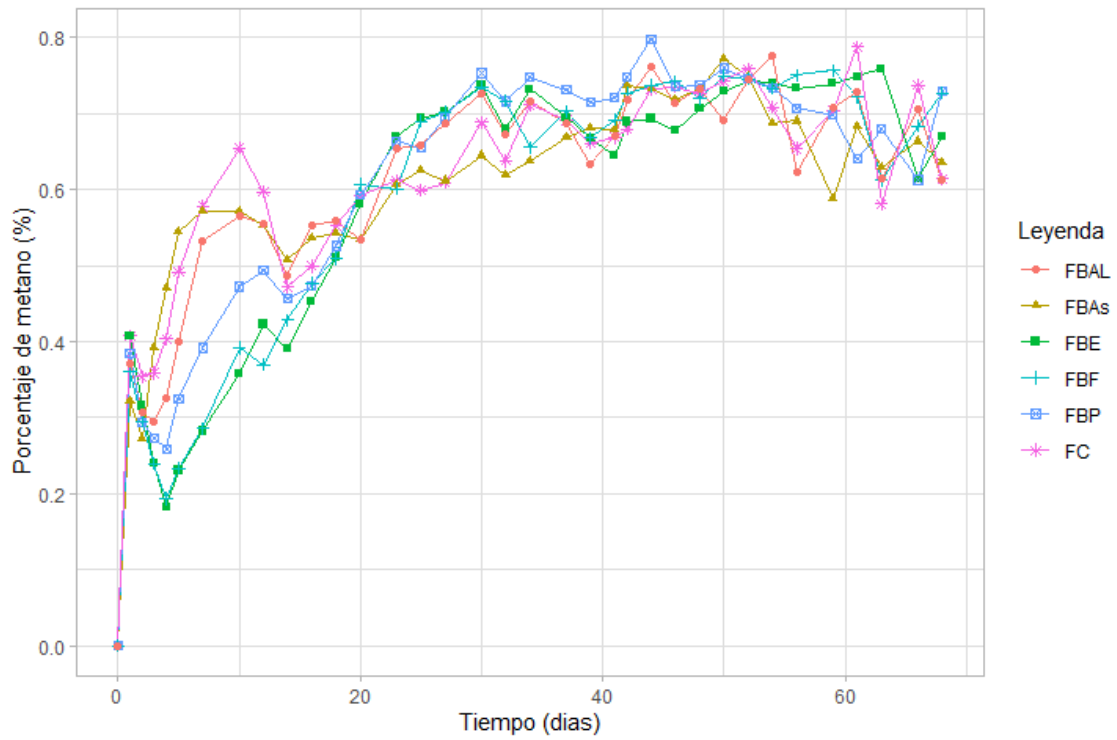


5.1 Contenido de CH₄ en el biogás

Los contenidos promedios de metano producido en los diferentes tratamientos oscilan entre 58.25 y 61.82%. De forma semejante, en una investigación realizaron codigestión de FORSU con lentejas de agua, los resultados obtenidos del contenido medio de metano oscilaron entre 65.3 y 79.1% (Romero De León et al., 2021). Durante los primeros 10 días de digestión se observó un incremento de contenido de metano en los tratamientos de FC, FBAs, FBAl y FBP alcanzando valores pico de 65.48, 57.20, 55.42 y 49.38% respectivamente, inmediatamente después de este suceso se registró una disminución abrupta hasta el día 14 con valores de 50.62%(FC), 50.8%(FBAs), 48.71%(FBAl) y 45.64%(FBP). A partir del día 14 se aprecia un aumento progresivo de todos los tratamientos hasta el día 30 y después de ese día su contenido se mantuvo constante entre 60% y 70% hasta el término del proceso. Acorde con este suceso el contenido de metano fue similar a la producción diaria de metano y esto puede explicar que durante los primeros días de digestión las sustancias fácilmente degradables fueron digeridas por los microorganismos metanógenos y durante la disminución del contenido de metano es probable que existió un exceso de acumulación de AGV en el proceso. Sin embargo, a partir del día 30 la producción diaria de metano disminuyó hasta culminar el proceso, pero el contenido de metano se mantuvo por encima de 60%. Así mismo, Rico et al. (2020) realizó, un estudio de digestión de desperdicios de alimentos y señaló que a medida que se fueron consumiendo los AGV el contenido de metano en el biogás aumentó entre 65 y 70%. La adición de biochar en los ensayos no tuvo un efecto significativo en cuanto al contenido promedio de metano ($p>0.05$). Sin embargo, el proceso requirió 18 días para alcanzar el 50% de contenido de metano en todos los grupos experimentales.

Figura 3

Contenido de metano durante la digestión anaerobia de la FORSU.



5.2 Influencia de la adición de biochar en los cambios de pH y AGV

El pH es un parámetro importante para monitorear la DA de la FORSU. Por lo general, en la mayoría de los digestores, el pH disminuye y afecta directamente a la estabilidad del sistema debido a la acidificación (Wang et al., 2016). En estudios previos analizaron los efectos de la adición de biochar en el sistema y sus propiedades intrínsecas y como era de esperar su adición ayudo a neutralizar el pH por sus propiedades alcalinas, debido a que el biochar evita la acidificación producida por la acumulación de ácidos orgánicos y así contribuye a la estabilidad del sistema (Fagbohunge et al., 2016). En la presente investigación se monitorearon los valores de pH inicial y final (Fig. 4(a)). Los resultados de pH inicial se mantuvieron en un nivel similar en todos los tratamientos (pH = 8.07 – 8.44) manteniendo el menor valor en el tratamiento FBAs y el valor superior en FBF. Los valores de pH final disminuyeron ligeramente en los tratamientos, es decir, 8.17, 8.12,

8.25, 8.28 y 8.21 en FBE, FBP, FBF, FBAI y FC (control), respectivamente, estas disminuciones probablemente sea por la actividad acetogénica o a las diversidades de acetógenos en los digestores, lo que posiblemente resultó en la acumulación de AGV en la etapa acidogénico (Zhou et al., 2011). Sin embargo, en el tratamiento de FBAs supero el pH final a la inicial (8.07 – 8.13). estos valores indican que el sistema funcionaba bien y que no existió acidificación evidente, y puede concluirse que no se requiere un biochar de alta alcalinidad para prevenir la caída de pH en los ensayos, ya que los valores de pH del control eran similares a los tratamientos con adición de biochar.

Tabla 3

Perfil de pH y concentración de AGV de los tratamientos.

Tratamiento	Ph		AGV	
	Pre - tratamiento	Post - tratamiento	Pre - tratamiento	Post - tratamiento
FC	8.39	8.21	1640	1110
FBE	8.42	8.17	1280	1116
FBAs	8.07	8.13	1440	858
FBP	8.39	8.12	1670	870
FBF	8.44	8.25	1520	1050
FBAI	8.37	8.28	1654	1212

El AGV es otro parámetro importante para evaluar el estado de operación del reactor, y son consideradas como productos intermedios más importantes para la producción de metano (Zhang et al., 2019). Los valores de AGV en la presente investigación se ilustran en la Tabla 3. En todos los grupos experimentales las concentraciones iniciales de AGV fueron: FBE de 1280 mgCH₃COOH/L, FBAs de 1440 mgCH₃COOH/L, FBP de 1670

mgCH₃COOH/L, FBF de 1520 mgCH₃COOH/L, FBAI de 1654 mgCH₃COOH/ y FC (control) de 1640 mgCH₃COOH/L. Al finalizar el proceso de DA las concentraciones acumuladas de AGV se redujeron en, 12.81%, 40.42%, 47.90%, 30.92%, 26.72% y 32.32% respectivamente, en comparación con la concentración inicial de cada tratamiento. En un estudio previo Ovi et al. (2022) informaron, que durante la DA de desperdicios de alimentos con 2 tipos de biochar, sus contenidos de AGV disminuyeron significativamente durante los primeros 8 días de digestión en todos sus reactores, este evento probablemente evidencio que la actividad de los microorganismos soportan varios procesos inhibitorios. También, el contenido de AGV se produce y acumula durante la etapa del hidrolisis y acidogenesis y luego se usa como sustrato para la metanogenesis, lo que sugiere que la concentración de AGV a lo largo de los experimentos fluctúa, aumentando y luego disminuye hasta que la fermentación termine (Li et al., 2022). Además, la mejora de la hidrolisis por biochar puede deberse a su activación enzimática como la proteasa, la celulosa y la amilasa, al tiempo que destruye la pared celular para liberar sustancias insolubles, hidrolizando así aún más las macromoléculas y mejorando su disponibilidad (Chen et al., 2023).

Por otro parte, al final del proceso, existen 2 grupos experimentales FBAs y FBP donde mostraron una disminución notoria de AGV (en 40.42% y 47.90% respectivamente) a comparación con los demás tratamientos. Esto podría deberse a que no hubo suplementos de materia orgánica durante el proceso, lo que da como resultado que la concentración de AGV disminuyo en el final de la DA (Ruan et al., 2023). Así mismo Wang et al. (2018) señalaron, que el biochar de aserrín podría aliviar la acumulación de AGV y estimular su degradación mediante los microorganismos metanógenos que son decisivos para la estabilidad del proceso y la producción de metano. Por lo tanto, posiblemente los resultados favorables en este estudio, en los tratamientos FBAs y FBP sean debidos a que

su adición de biochar conducen a una mejor capacidad de amortiguamiento, de tal forma que permita que los AGV sintróficos utilicen bacterias y metanógenos para colonizar la superficie del biochar proporcionando un medio para la transferencia de electrones entre sus grupos microbianos para promover un mayor y rápida utilización de acetato en biogás (Luo et al., 2015)

En los tratamientos de FC, FBF, FBAI y FBE (32.32%, 30.92%, 26.72% y 12.81% respectivamente) su disminución fue significativamente menor que los dos grupos mencionados anteriormente, lo que implica que una alta concentración de AGV permaneció sin consumirse. En una codigestión de residuos de alimentos con lodos de depuradora usando cuatro tipos de biochar, mostraron resultados similares a nuestro estudio, los reactores con tres contenidos de biochar (bambú, cascaras de arroz y lodo de depuradora) mostraron una concentración final alta de AGV en comparación con el grupo control (Johnravindar et al., 2021). En consecuencia a lo anterior, es probable que una combinación de factores como el área superficial, hidrofobicidad baja y la escasa abundancia de grupos funcionales superficiales, provoco una asociación microbiana reducida y consecuentemente resulto una mayor acumulación de AGV (Giwa et al., 2019).

Por lo tanto, se puede deducir que la adición de biochar derivado de aserrín y poda fueron cruciales para la estabilidad del proceso y producción de metano. Así mismo, la reducción de la concentración de AGV (Tabla 3), el aumento ligero en el rendimiento de metano y la producción diaria de metano (Fig. 2 a-b) podrían atribuirse a la mejora de la etapa hidrolítica de la FORSU y la conversión de AGV con la ayuda del biocha.

CAPÍTULO V

6 CONCLUSIONES

Se investigó el tratamiento de la FORSU mediante la DA, adicionando 5 tipos de biochar, durante 72 días de producción. Los resultados mostraron que los tratamientos FBF, FBAs y FBP tienen un mejor efecto sobre la producción acumulada y diaria de metano en comparación con los demás tratamientos. La mayor producción acumulada de metano fue en el tratamiento FBF con 302.22 mL-CH₄/gSV_{adicionado}, un 8.89% más alto que el tratamiento control (277.55 mL-CH₄/gSV_{adicionado}). Así mismo, este tratamiento evitó problemas de elevada acumulación de AGV al igual que los tratamientos FBAs y FBP puesto que sus contenidos de AGV al inicio del proceso fueron 1520, 1440 y 1670 mgCH₃COOH/L y al finalizar disminuyeron en un 30.92%, 40.42% y 47.90% respectivamente. Los valores de pH en todos los tratamientos se mantuvieron en el rango de 8.07-8.44. En particular, una selección adecuada de biochar con propiedades favorables puede mitigar la acumulación de AGV y de ahí mejorar la producción de metano de la FORSU, siendo un material alternativo y sostenible debido a su rentabilidad y excelentes funciones.

REFERENCIAS

- Alibardi, L., and Cossu, R. (2015). Composition variability of the organic fraction of municipal solid waste and effects on hydrogen and methane production potentials. *Waste Management*, 36, 147–155. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.11.019>
- APHA; AWWA; WEF. (2008). *Yellowstone National Park Water Quality Monitoring Greater Yellowstone Inventory and Monitoring Network Data Collected : January 2008 – December 2008 Prepared by : Jeff Arnold and. December, 2–4.*
- Bocanegra, K., Gamarra, F., and Tipian, P. (2020). Gestión de los residuos sólidos en el Perú en tiempos de COVID – 19. In *Defensoría del pueblo*. <https://www.defensoria.gob.pe/wp-content/uploads/2020/07/Informe-Especial-Nº-24-2020-DP.pdf>
- Campuzano, R., and González-Martínez, S. (2016). Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review. *Waste Management*, 54, 3–12. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.05.016>
- Cesaro, A., and Belgiorno, V. (2014). Pretreatment methods to improve anaerobic biodegradability of organic municipal solid waste fractions. *Chemical Engineering Journal*, 240, 24–37. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.11.055>
- Chen, L., Fang, W., Liang, J., Nabi, M., Cai, Y., Wang, Q., Zhang, P., and Zhang, G. (2023). Biochar application in anaerobic digestion: Performances, mechanisms, environmental assessment and circular economy. *Resources, Conservation and Recycling*, 188(October 2022), 106720. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106720>
- Cruz Viggi, C., Simonetti, S., Palma, E., Pagliaccia, P., Braguglia, C., Fazi, S., Baronti, S., Navarra, M. A., Pettiti, I., Koch, C., Harnisch, F., and Aulenta, F. (2017). Enhancing methane production from food waste fermentate using biochar: The added value of electrochemical testing in pre-selecting the most effective type of biochar. *Biotechnology for Biofuels*, 10(1), 1–13. <https://doi.org/10.1186/s13068-017-0994-7>
- Daniel, H., and Perinaz, B. (2012). What a waste a global review of solid waste management. In *Macroognition Metrics and Scenarios: Design and Evaluation for Real-World Teams*. <https://doi.org/10.1201/9781315593173-4>
- De Laurentiis, V., Caldeira, C., and Sala, S. (2020). No time to waste: assessing the performance of food waste prevention actions. *Resources, Conservation and Recycling*, 161(May), 104946. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2020.104946>
- Diego, A., Juan, A., Sarah, F., and Felipe, M. (2016). Influence of feedstock on the copper removal capacity of waste-derived biochars. *Bioresource Technology*, 212(February), 199–206. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.04.043>
- Fagbohungebe, M. O., Herbert, B. M. J., Hurst, L., Ibeto, C. N., Li, H., Usmani, S. Q., and Semple, K. T. (2016). The challenges of anaerobic digestion and the role of biochar in optimizing anaerobic digestion. *Waste Management*, 61, 236–249. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.028>
- FAO, (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura),

- MINENERGIA, (Gobierno de Chile Ministerio de Energía), PNUD, (Programa de las Naciones Unidas para el desarrollo), and GEF, (Global Environmental). (2011). Manual del Biogás. In *Proyecto CHI/00/G32*. Gobierno de Chile. <http://www.fao.org/docrep/019/as400s/as400s.pdf>
- Fdez.-Güelfo, L. A., Álvarez-Gallego, C., Sales, D., and Romero, L. I. (2011). The use of thermochemical and biological pretreatments to enhance organic matter hydrolysis and solubilization from organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). *Chemical Engineering Journal*, 168(1), 249–254. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2010.12.074>
- Giwa, A. S., Xu, H., Chang, F., Wu, J., Li, Y., Ali, N., Ding, S., and Wang, K. (2019). Effect of biochar on reactor performance and methane generation during the anaerobic digestion of food waste treatment at long-run operations. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 7(4), 103067. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103067>
- Indren, M., Birzer, C. H., Kidd, S. P., Hall, T., and Medwell, P. R. (2020). Effects of biochar parent material and microbial pre-loading in biochar-amended high-solids anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 298(September 2019), 122457. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122457>
- Izumi, K., Okishio, Y. ki, Nagao, N., Niwa, C., Yamamoto, S., and Toda, T. (2010). Effects of particle size on anaerobic digestion of food waste. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 64(7), 601–608. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2010.06.013>
- Jang, H. M., Choi, Y. K., and Kan, E. (2018). Effects of dairy manure-derived biochar on psychrophilic, mesophilic and thermophilic anaerobic digestions of dairy manure. *Bioresource Technology*, 250(November 2017), 927–931. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.11.074>
- Jobling, B. J., Thai, S., Fritz, T., Esteves, S. R., Dindale, R. M., and Guwy, A. J. (2014). An improved titration model reducing over estimation of total volatile fatty acids in anaerobic digestion of energy crop , animal slurry and food waste. *ScienceDirect*, 61(0), 162–170. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.05.020>
- Johnravindar, D., Wong, J. W. C., Chakraborty, D., Bodedla, G., and Kaur, G. (2021). Food waste and sewage sludge co-digestion amended with different biochars: VFA kinetics, methane yield and digestate quality assessment. *Journal of Environmental Management*, 290(September 2020), 112457. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112457>
- Justesen, C. G., Astals, S., Mortensen, J. R., Thorsen, R., Koch, K., Weinrich, S., Triolo, J. M., and Hafner, S. D. (2019). Development and validation of a low-cost gas density method for measuring biochemical methane potential (BMP). *Water (Switzerland)*, 11(12), 1–17. <https://doi.org/10.3390/W11122431>
- Li, D., Sun, M., Xu, J., Gong, T., Ye, M., Xiao, Y., and Yang, T. (2022). Effect of biochar derived from biogas residue on methane production during dry anaerobic fermentation of kitchen waste. *Waste Management*, 149(May), 70–78. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.06.006>
- Li, Q., Xu, M., Wang, G., Chen, R., Qiao, W., and Wang, X. (2017). Biochar assisted

- thermophilic co-digestion of food waste and waste activated sludge under high feedstock to seed sludge ratio in batch experiment. *Bioresource Technology*, 249, 1009–1016. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.11.002>
- Lü, F., Luo, C., Shao, L., and He, P. (2016). Biochar alleviates combined stress of ammonium and acids by firstly enriching Methanosaeta and then Methanosarcina. *Water Research*, 90, 34–43. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.12.029>
- Luo, C., Lü, F., Shao, L., and He, P. (2015). Application of eco-compatible biochar in anaerobic digestion to relieve acid stress and promote the selective colonization of functional microbes. *ScienceDirect*, 68, 710–718. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2014.10.052>
- MINAM, M. del A. (2018). Resolución Ministerial N 457-2018-MINAM. In *Caracterización de Residuos Sólidos*. https://cdn.www.gob.pe/uploads/document/file/320560/Guía_para_elaborar_la_caracterización_de_Residuos_Sólidos.pdf
- Ministerio del Ambiente (MINAM). (2021). *Guía para implementar el programa de segregación en la fuente y recolección selectiva de Residuos Sólidos*. <https://redrrss.minam.gob.pe/material/20150302175316.pdf>
- Moretti, P., Morais de Araujo, J., Borges de Castilhos, A., Buffière, P., Gourdon, R., and Bayard, R. (2020). Characterization of municipal biowaste categories for their capacity to be converted into a feedstock aqueous slurry to produce methane by anaerobic digestion. *Science of the Total Environment*, 716. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137084>
- Mshandete, A., Björnsson, L., Kivaisi, A. K., Rubindamayugi, M. S. T., and Mattiasson, B. (2006). Effect of particle size on biogas yield from sisal fibre waste. *Renewable Energy*, 31(14), 2385–2392. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2005.10.015>
- Mumme, J., Srocke, F., Heeg, K., and Werner, M. (2014). Use of biochars in anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 164, 189–197. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.05.008>
- Municipalidad Distrital de San Miguel (MDSM). (2021). *Plan de Desarrollo Local Concertado al 2030* (p. 182). <https://www.gob.pe/institucion/munisanimigueldesroman/informes-publicaciones/2098239-plan-de-desarrollo-local-concertado>
- Ovi, D., Chang, S. W., Wong, J. W. C., Johnravindar, D., Varjani, S., Hoon Jeung, J., Chung, W. J., Thirupathi, A., and Ravindran, B. (2022). Effect of rice husk and palm tree-based biochar addition on the anaerobic digestion of food waste/sludge. *Fuel*, 315(January), 123188. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.123188>
- Pecorini, I., Baldi, F., Carnevale, E. A., and Corti, A. (2016). Biochemical methane potential tests of different autoclaved and microwaved lignocellulosic organic fractions of municipal solid waste. *Waste Management*, 56, 143–150. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.07.006>
- Rasapoor, M., Young, B., Asadov, A., Brar, R., Sarmah, A. K., Zhuang, W. Q., and Baroutian, S. (2020). Effects of biochar and activated carbon on biogas generation: A thermogravimetric and chemical analysis approach. *Energy Conversion and Management*, 203(August 2019). <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2019.112221>

- Rico, C., Montes, J. A., and Lobo, A. (2020). Dry batch anaerobic digestion of food waste in a box-type reactor system: Inoculum preparation and reactor performance. *Journal of Cleaner Production*, 251, 119751. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119751>
- Romero-Güiza, M. S., Vila, J., Mata-Alvarez, J., Chimenos, J. M., and Astals, S. (2016). The role of additives on anaerobic digestion: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 58, 1486–1499. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.094>
- Romero De León, L. A., Quinto Diez, P., Tovar Gálvez, L. R., Alvarado Perea, L., López Barragán, C. A., García Rodríguez, C. A., and Reyes León, A. (2021). Biochemical methane potential of water hyacinth and the organic fraction of municipal solid waste using leachate from Mexico City's Bordo Poniente composting plant as inoculum. *Fuel*, 285(March 2020). <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.119132>
- Ruan, R., Wu, H., Yu, C., Zhao, C., Zhou, D., Shi, X., Cao, J., Huang, B., and Luo, J. (2023). Impacts of magnetic biochar from reed straw on anaerobic digestion of pigment sludge: Biomethane production and the transformation of heavy metals speciation. *Process Biochemistry*, 125(November 2022), 96–103. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2022.12.004>
- Sailer, G., Eichermüller, J., Poetsch, J., Paczkowski, S., Pelz, S., Oechsner, H., and Müller, J. (2020). Optimizing anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) by using biomass ashes as additives. *Waste Management*, 109, 136–148. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.04.047>
- Sajeena Beevi, B., Madhu, G., and Sahoo, D. K. (2015). Performance and kinetic study of semi-dry thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Waste Management*, 36, 93–97. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.09.024>
- Shahriari, H., Warith, M., Hamoda, M., and Kennedy, K. J. (2012). Anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste combining two pretreatment modalities, high temperature microwave and hydrogen peroxide. *Waste Management*, 32(1), 41–52. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.08.012>
- Shamurad, B., Sallis, P., Petropoulos, E., Tabraiz, S., Ospina, C., Leary, P., Dolfing, J., and Gray, N. (2020). Stable biogas production from single-stage anaerobic digestion of food waste. *Applied Energy*, 263(January), 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.114609>
- Shen, R., Jing, Y., Feng, J., Luo, J., Yu, J., and Zhao, L. (2020). Performance of enhanced anaerobic digestion with different pyrolysis biochars and microbial communities. *Bioresour. Technol.*, 296(41), 122354. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122354>
- Stams, A. J. M., De Bok, F. A. M., Plugge, C. M., Van Eekert, M. H. A., Dolfing, J., and Schraa, G. (2006). Exocellular electron transfer in anaerobic microbial communities. *Environmental Microbiology*, 8(3), 371–382. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2006.00989.x>
- Sugiarto, Y., Sunyoto, N. M. S., Zhu, M., Jones, I., and Zhang, D. (2021). Effect of biochar addition on microbial community and methane production during anaerobic digestion of food wastes: The role of minerals in biochar. *Bioresour. Technol.*

323(December 2020), 124585. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.124585>

- Sun, Y., Gao, B., Yao, Y., Fang, J., Zhang, M., Zhou, Y., Chen, H., and Yang, L. (2014). Effects of feedstock type, production method, and pyrolysis temperature on biochar and hydrochar properties. *Chemical Engineering Journal*, 240, 574–578. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.10.081>
- Sunyoto, N. M. S., Zhu, M., Zhang, Z., and Zhang, D. (2016). Effect of biochar addition on hydrogen and methane production in two-phase anaerobic digestion of aqueous carbohydrates food waste. *Bioresource Technology*, 219, 29–36. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.089>
- Wambugu, C. W., Rene, E. R., van de Vossenberg, J., Dupont, C., and van Hullebusch, E. D. (2019). Role of biochar in anaerobic digestion based biorefinery for food waste. *Frontiers in Energy Research*, 7(MAR), 1–13. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2019.00014>
- Wang, G., Li, Q., Dzakpasu, M., Gao, X., Yuwen, C., and Wang, X. C. (2018). Impacts of different biochar types on hydrogen production promotion during fermentative co-digestion of food wastes and dewatered sewage sludge. *Waste Management*, 80, 73–80. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.08.042>
- Wang, G., Li, Q., Gao, X., and Wang, X. C. (2018). Synergetic promotion of syntrophic methane production from anaerobic digestion of complex organic wastes by biochar: Performance and associated mechanisms. *Bioresource Technology*, 250(November 2017), 812–820. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.12.004>
- Wang, G., Li, Q., Gao, X., and Wang, X. C. (2019). Sawdust-Derived Biochar Much Mitigates VFAs Accumulation and Improves Microbial Activities to Enhance Methane Production in Thermophilic Anaerobic Digestion. *ACS Sustainable Chemistry and Engineering*, 7(2), 2141–2150. <https://doi.org/10.1021/acssuschemeng.8b04789>
- Wang, Y., Zang, B., Li, G., and Liu, Y. (2016). Evaluation the anaerobic hydrolysis acidification stage of kitchen waste by pH regulation. *Waste Management*, 53, 62–67. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.04.018>
- Weide, T., Baquero, C. D., Schomaker, M., Brüggling, E., and Wetter, C. (2020). Effects of enzyme addition on biogas and methane yields in the batch anaerobic digestion of agricultural waste (silage, straw, and animal manure). *Biomass and Bioenergy*, 132(December 2019), 105442. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.105442>
- Zhang, J., Cui, Y., Zhang, T., Hu, Q., Wah Tong, Y., He, Y., Dai, Y., Wang, C. H., and Peng, Y. (2021). Food waste treating by biochar-assisted high-solid anaerobic digestion coupled with steam gasification: Enhanced bioenergy generation and porous biochar production. *Bioresource Technology*, 331(March), 125051. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2021.125051>
- Zhang, L., Lim, E. Y., Loh, K. C., Ok, Y. S., Lee, J. T. E., Shen, Y., Wang, C. H., Dai, Y., and Tong, Y. W. (2020). Biochar enhanced thermophilic anaerobic digestion of food waste: Focusing on biochar particle size, microbial community analysis and pilot-scale application. *Energy Conversion and Management*, 209(January), 112654. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2020.112654>
- Zhang, L., Zhang, J., and Loh, K. C. (2018). Activated carbon enhanced anaerobic

- digestion of food waste – Laboratory-scale and Pilot-scale operation. *Waste Management*, 75, 270–279. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.02.020>
- Zhang, M., Li, J., Wang, Y., and Yang, C. (2019). Impacts of different biochar types on the anaerobic digestion of sewage sludge. *RSC Advances*, 9(72), 42375–42386. <https://doi.org/10.1039/c9ra08700a>
- Zhao, J., Li, Y., Pan, S., Tu, Q., Dang, W., Wang, Z., and Zhu, H. (2018). Effects of magnesium chloride on the anaerobic digestion and the implication on forward osmosis membrane bioreactor for sludge anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 268(June), 700–707. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.002>
- Zhou, Y., Zhang, Z., Nakamoto, T., Li, Y., Yang, Y., Utsumi, M., and Sugiura, N. (2011). Influence of substrate-to-inoculum ratio on the batch anaerobic digestion of bean curd refuse-okara under mesophilic conditions. *Biomass and Bioenergy*, 35(7), 3251–3256. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.04.002>

ANEXO

ANEXO A. Evidencia de la sumisión del artículo en una revista

[EA] Acuse de recibo de envío  v



Esteban Jobbágy via Ecología Austral <noreply@ojs.ecologiaaus



Para:  Alex Danny Chambi Rodríguez

Lun 8/05/2023 17:42

Alex Danny Chambi - Rodríguez:

Gracias por enviar el manuscrito, "Evaluación de la adición de biochar en el potencial de biometanización de la fracción orgánica de residuos sólidos municipales" a Ecología Austral. Con nuestro sistema de gestión de revistas en línea, podrá iniciar sesión en el sitio web de la revista y hacer un seguimiento de su progreso a través del proceso editorial:

URL del manuscrito:

https://ojs.ecologiaaustral.com.ar/index.php/Ecologia_Austral/authorDashboard/submission/2249

Nombre de usuario/a: alexchambi

En caso de dudas, contáctenos a manuscritos@ecologiaaustral.com.ar

Eva L. Florio

Editora de compaginación y comunicación
Ecología Austral

Esteban Jobbágy

Este es un mail automatico, por favor no lo responda

Ecología Austral - <http://ojs.ecologiaaustral.com.ar>

ANEXO B. Resolución de aprobación del perfil de proyecto de tesis



“AÑO DEL BICENTENARIO DEL PERÚ: 200 AÑOS DE INDEPENDENCIA”

RESOLUCIÓN N° 0459/A-2021/UPeU-FIA-CF-T

Lima, Ñaña 17 de agosto de 2021

VISTO:

El expediente de **José Luis Ahuanlla Huaccha**, identificado(a) con Código Universitario N° 201612420 y **Juan José Quispe Saavedra**, identificado(a) con Código Universitario N° 201323269, de la Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental de la Facultad de Ingeniería y Arquitectura de la Universidad Peruana Unión;

CONSIDERANDO

Que la Universidad Peruana Unión tiene autonomía académica, administrativa y normativa, dentro del ámbito establecido por la Ley Universitaria N° 30220 y el Estatuto de la Universidad;

Que la Facultad de Ingeniería y Arquitectura de la Universidad Peruana Unión, mediante sus reglamentos académicos y administrativos, ha establecido las formas y procedimientos para la aprobación e inscripción del perfil de proyecto de tesis en formato artículo y la designación o nombramiento del asesor para la obtención del título profesional;

Que **José Luis Ahuanlla Huaccha** y **Juan José Quispe Saavedra**, han solicitado: la inscripción del perfil de proyecto de tesis titulado “Evaluación del potencial de biometanización de la fracción orgánica de residuos sólidos municipales mediante pretratamiento hidrotermal” y la designación del Asesor, encargado de orientar y asesorar la ejecución del perfil de proyecto de tesis en formato artículo;

Estando a lo acordado en la sesión del Consejo de la Facultad de Ingeniería y Arquitectura de la Universidad Peruana Unión, celebrada el 17 de agosto de 2021, y en aplicación del Estatuto y el Reglamento General de Investigación de la Universidad;

SE RESUELVE:

Aprobar el perfil de proyecto de tesis en formato artículo titulado “Evaluación del potencial de biometanización de la fracción orgánica de residuos sólidos municipales mediante pretratamiento hidrotermal” y disponer su inscripción en el registro correspondiente, designar al **MSc. Jael Calla Calla** como **ASESOR** para que oriente y asesore la ejecución del perfil de proyecto de tesis en formato artículo el cual fue dictaminado por: **Mtro. Juan Eduardo Vigo Rivera** y **Dr. Efrain Lujano Laura**, otorgándoles un plazo máximo de doce (12) meses para la ejecución.

Regístrese, comuníquese y archívese.



Dra. María Vallejos Atalaya de Cornejo
DECANA



Dra. Erika Inés Acuña Salinas
SECRETARIA ACADÉMICA

cc:
-Interesado
Asesor
Dirección General de Investigación
Archivo

ANEXO C. Panel fotográfico

Fotos de área de recolección de muestra, Planta de compostaje del Distrito de San Miguel

– Provincia de San Román – Puno.



Fotos del proceso de metodología “Evaluación del potencial de biometanización de la fracción orgánica de residuos sólidos (FORSU) utilizando distintos tipos de biochar”

A. Planta de compostaje del Distrito de San Miguel.

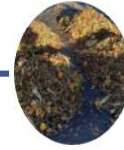
Composición física del Sustrato.



Muestra del sustrato e inóculo.



Preparación de biochar.



Obtención de muestra



Secado



Pirolisis



Triturado y tamizado

Diseño y configuración experimental.



Mezcla (inoculo, sustrato y biochar)



Verter a cada reactor



Gasear y cubrir los reactores