



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO
INSTITUTO INTERAMERICANO DE TECNOLOGÍA Y CIENCIAS DEL AGUA

**Digestión anaerobia semicontinua de lodo
activado con residuos orgánicos: efecto de la
carga orgánica volumétrica**

TESIS

PRESENTA
ING. YAMPIER DAVID MÉNDEZ

TUTOR ACADÉMICO
DR. MARIO ESPARZA SOTO

TUTORA ADJUNTA
DRA. MERCEDES LUCERO CHÁVEZ

TOLUCA DE LERDO, ESTADO DE MÉXICO.

NOVIEMBRE DEL 2020



Agradecimientos

A Dios por permitirme llegar hasta este punto y brindarme salud y paciencia para lograr mis objetivos, además de su infinita bondad y amor.

A mis padres Silvio y Maricel por apoyarme en todo momento, por sus consejos, sus valores, por la motivación constante que me han permitido ser objetivo por mis sueños, pero más que nada, por su amor.

A mis hermanos Carol, Cristian y Alejandra por brindarme toda una vida llena de risas y llantos, peleas y juegos, de abrazos y besos. En fin, colmada de felicidad.

A Yessica Rios por el tiempo, la paciencia, la tolerancia y el respeto, pero sobre todo por brindarme un amor bonito y sincero.

A Luis Felipe Jimenez por animarme a emprender esta aventura y por su incondicional amistad.

A mis familiares y demás amigos por acompañarme en esta etapa que culmina y que abre la puerta a nuevos sueños y objetivos por cumplir.

A mis asesores de tesis el Dr. Mario Esparza Soto y la Dra. Mercedes Lucero Chávez por su constante apoyo en este proceso de formación.

A Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA) por brindarme la oportunidad de formarme como profesional y como persona.

A el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por otorgarme el financiamiento económico durante los dos años de maestría.

A todos ustedes gracias por ser parte de este proceso y por permitirme compartir esta etapa de mi vida en su compañía.

Acrónimos

MRFV.....	Mezcla de residuos de fruta y verdura
DA.....	Digestores anaerobios
DAM.....	Digestión anaerobia metanogénica
SV.....	Sólidos volátiles
SV _a	Sólidos volátiles añadidos
ST.....	Sólidos totales
CL.....	Cama de lodos
LAPC.....	Lodo activado de purga concentrado
PTAR.....	Planta de tratamiento de aguas residuales
TRH.....	Tiempo de retención hidráulico
TRC.....	Tiempo de retención celular
AGV.....	Ácidos grasos volátiles
COV _{apli}	Carga orgánica volumétrica aplicada
COV _{rem}	Carga orgánica volumétrica removida
REB.....	Rendimiento específico de biogás
REM.....	Rendimiento específico de metano
RVB.....	Rendimiento volumétrico de biogás
RVM.....	Rendimiento volumétrico de metano
RSI.....	Relación sustrato/Inóculo
D1.....	Digestor 1
D2.....	Digestor 2
D3.....	Digestor 3
D4.....	Digestor 4
D5.....	Digestor 5

Resumen

El objetivo de este trabajo fue evaluar el desempeño de cinco digestores anaerobios (DA) (D1, D2, D3, D4 y D5) de 11 L a escala de laboratorio durante el tratamiento de una mezcla de lodo activado de purga concentrado (LAPC) con una mezcla de residuos de fruta y verdura (MRFV) bajo condiciones de baja temperatura (20.4 ± 2.3 °C) por aproximadamente 269 d. Las cargas orgánicas volumétricas aplicadas (COV_{apli}) fueron de 1.9, 1.5, 1.1, 0.8 y 0.4 g-SV/L/d para D1, D2, D3, D4 y D5, respectivamente, y presentaron pequeñas variaciones debido a la variabilidad de la concentración de los sólidos volátiles (SV) del influente, manteniendo el tiempo de retención hidráulico constante (60 d). La eficiencia de remoción de SV fue baja (59 - 73 %) y aumentó conforme la COV_{apli} disminuyó en los DA. Las producciones de biogás y metano variaron entre 1.7 a 9.1 L/d de biogás y 1.2 a 5.9 L/d de metano, respectivamente. La correlación lineal entre las producciones de biogás y metano y la remoción de la COV_{apli} , indicó que 5.83 L de biogás fueron producidos por cada g/L de SV removido y que 3.77 L de metano fueron producidos por cada g/L de SV removido. El porcentaje de metano en el biogás aumentó de 64.2 a 72.3 % en los DA conforme la COV_{apli} disminuyó. Entre los días 0 y 269 hubo un aumento en la concentración de SV de las camas de lodo de los DA (9 - 34 %), presentándose el mayor incremento en el DA donde la COV_{apli} fue más alta. La digestión anaerobia metanogénica a baja temperatura fue una buena opción para el tratamiento de la codigestión de LAPC con la MRFV debido a que presentó rendimientos similares a algunos estudios de digestión anaerobia mesofílica a 35 °C.

Abstract

The objective of this work was to evaluate the performance of five 11-L laboratory-scale anaerobic digesters (AD) (D1, D2, D3, D4 and D5) during the treatment of a mixture of concentrated waste activated sludge (CWAS) with a mixture of fruit and vegetable residues (MFVR) under low temperature conditions (20.4 ± 2.3 °C) for approximately 269 d. The applied organic loading rate (OLR_{apli}) were 1.9, 1.5, 1.1, 0.8 and 0.4 g-VS/L/d for D1, D2, D3, D4 and D5, respectively, and presented small variations as function of the influent concentration of volatile solids (VS), keeping the hydraulic retention time constant (60 d). The VS removal efficiency was low (59 – 73 %) and progressively increased in the DA as the OLR_{apli} decreased. The measured biogas and methane productions varied between 1.7 to 9.1 L/d of biogas and 1.2 to 5.9 L/d of methane, respectively. The linear correlation between biogas and methane productions and the removed OLR_{apli} , indicated that 5.83 L of biogas were produced for each g/L of VS removed and that 3.77 L of methane were produced for each g/L of VS removed. The percentage of methane in the biogas increased progressively from 64.2 to 72.3 % in the reactors as the OLR_{apli} decreased. Between days 0 and 269 there was an increase in the VS concentration of the AD sludge beds (9 – 34 %), with the greatest increase occurring in the reactor where the OLR_{apli} was the highest. Anaerobic methanogenic digestion at low temperature was a good option for the codigestión of CWAS with MFVR because it presented similar performance as some mesophilic anaerobic digestion studies at 35 °C.

Índice	
1. Introducción	1
2. Antecedentes	3
2.1. Residuos sólidos urbanos	3
2.2. Lodos activados	4
2.3. Tratamiento de lodos.....	5
2.4. Digestión anaerobia	6
2.4.1. Codigestión de sustratos	7
2.4.2. Carga orgánica volumétrica aplicada.....	8
2.4.3. Producción de biogás y metano en sistemas de DAM	9
2.4.4. Eficiencia de remoción de sólidos	9
2.4.5. Tiempo de retención celular y rendimiento de lodo.....	10
2.4.6. Rendimiento específico de biogás y metano.....	10
2.4.7. Producción teórica de biogás y metano	11
3. Justificación	12
4. Hipótesis	13
5. Objetivos.....	13
1.1. Objetivo general	13
1.2. Objetivos específicos	13
6. Metodología.....	14
6.1. Caracterización de las materias primas.....	14
6.1.1. Mezcla de residuos de fruta y verdura (MRFV)	14
6.1.2. Lodo activado de purga concentrado (LAPC)	14
6.1.3. Codigestión de MRFV con LAPC	15
6.2. Inóculo de los digestores anaerobios	15
6.3. Configuración experimental.....	15
6.4. Estrategia de operación.....	16
6.5. Monitoreo de los digestores anaerobios	18
6.6. Composición del biogás	19
6.7. Métodos analíticos	20
6.8. Análisis estadístico.....	21
7. Resultados y discusión	22
7.1.1. Caracterización fisicoquímica del LAPC y la MRFV.....	22

7.1.2.	Caracterización fisicoquímica del influente compuesto por el LAPC y la MRFV.....	23
7.2.	Caracterización fisicoquímica del lodo biológico inoculado.....	24
7.3.	Rendimiento de los digestores anaerobios	25
7.3.1.	Temperatura ambiente de los digestores	31
7.3.2.	pH influente y efluente de los digestores	31
7.3.3.	Eficiencia de remoción de SV, COV_{apli} y COV_{rem}	31
7.3.4.	Producción de biogás y metano	35
7.3.6.	Rendimiento volumétrico de biogás y metano	39
7.3.7.	Rendimiento específico de biogás y metano	40
7.3.8.	Cama de lodos de los digestores	42
7.3.9.	Producción teórica de biogás y metano.....	46
7.3.10.	Comparación entre los rendimientos de los digestores y los resultados obtenidos por otros autores.....	47
8.	Conclusiones	49
9.	Recomendaciones	50
11.	Referencias bibliográficas	51
Anexo	56

Índice de tablas

Tabla 1. Condiciones de operación de los digestores anaerobios D1, D2, D3, D4, y D5.	17
Tabla 2. Volumen de dilución aplicado al influente concentrado de los digestores.	18
Tabla 3. Parámetros fisicoquímicos medidos y analizados en el influente, efluente y biogás de los digestores.....	19
Tabla 4. Parámetros medidos y técnicas de determinación.	21
Tabla 5. Caracterización fisicoquímica del LAPC y la MRFV.	23
Tabla 6. Caracterización fisicoquímica del influente del DA 1.....	24
Tabla 7. Caracterización fisicoquímica del lodo biológico anaerobio usado como inóculo.	25
Tabla 8. Parámetros de rendimiento del digestor 1 observados durante cada etapa experimental.	26
Tabla 9. Parámetros de rendimiento del digestor 2 observados durante cada etapa experimental.	27
Tabla 10. Parámetros de rendimiento del digestor 3 observados durante cada etapa experimental.	28
Tabla 11. Parámetros de rendimiento del digestor 4 observados durante cada etapa experimental.	29
Tabla 12. Parámetros de rendimiento del digestor 5 observados durante cada etapa experimental.	30
Tabla 13. Evolución de la cama de lodos de los digestores.....	44

Índice de figuras

Figura 1 | Composición de los residuos sólidos urbanos en México, 2017 (SEMARNAT, 2019b). _____ 4

Figura 2 | Diagrama general de los DA y sistema de funcionamiento: (1) Entrada de influente; (2) Digestor anaerobio; (3) Zona de captación de biogás; (4) Línea de captación de biogás con válvula de control; (5) Salida de efluente (digestato); (6) Trampa de humedad de biogás; (7) Medidor volumétrico de biogás Ritter MGC-1 (Hecho en Alemania); (8) Unidad de almacenamiento de datos (producción de biogás, temperatura); (9) Sensor de temperatura ambiente; (10) Sensor de temperatura del DA; (11) Cama de lodo biológico (11 L). _____ 16

Figura 3 | Prueba de columna para determinar la composición de metano en el biogás (Spanjers y Vanrolleghem, 2019) _____ 20

Figura 4 | Tiempos de operación experimental de los digestores: (a) concentración y remoción de SV del D1; (b) concentración y remoción de SV del D2; (c) concentración y remoción de SV del D3; (d) concentración y remoción de SV del D4; (e) concentración y remoción de SV del D5. El inicio de las etapas experimentales 1, 2, 3 y 4 es indicado con líneas sólidas verticales. _____ 32

Figura 5 | Tiempos de operación experimental de los digestores: (a) COV_{apli} y COV_{rem} para D1; (b) COV_{apli} y COV_{rem} para D2; (c) COV_{apli} y COV_{rem} para D3; (d) COV_{apli} y COV_{rem} para D4; (e) COV_{apli} y COV_{rem} para D5; (f) Correlación lineal entre COV_{apli} y COV_{rem} . El inicio de las etapas experimentales 1, 2, 3 y 4 es indicado con líneas sólidas verticales. _____ 33

Figura 6 | Tiempos de operación experimental de los digestores: (a) Perfiles de producción (Biogás/Metano) y COV_{rem} para D1; (b) Perfiles de producción (Biogás/Metano) y COV_{rem} para D2; (c) Perfiles de producción (Biogás/Metano) y COV_{rem} para D3; (d) Perfiles de producción (Biogás/Metano) y COV_{rem} para D4; (e) Perfiles de producción (Biogás/Metano) y COV_{rem} para D5. El inicio de las etapas experimentales 1, 2, 3 y 4 es indicado con líneas sólidas verticales. _____ 36

Figura 7 | (a) Correlación entre la producción de biogás y COV_{rem} ; (b) Correlación entre la producción de metano y COV_{rem} . _____ 37

Figura 8 | (a) Correlación entre la COV_{apli} y el porcentaje de metano del biogás; (b) Perfiles de los porcentajes de metano medidos en los digestores durante el experimento. El inicio de las etapas experimentales 1, 2, 3 y 4 es indicado con líneas sólidas verticales. _____38

Figura 9 | (a) Correlación entre la COV_{apli} y el RVB; (b) Correlación entre la COV_{apli} y el RVM. _____40

Figura 10 | (a) Correlación entre la COV_{apli} y el REB; (b) Correlación entre la COV_{apli} y el REM. _____41

Figura 11 | Tiempos de operación experimental de los digestores: (a) Evolución de la cama de lodos (CL) del D1; (b) Evolución de la CL del D2; (c) Evolución de la CL del D3; (d) Evolución de CL del D4; (e) Evolución de la CL del D5; (f) Tiempo de retención de celular (TRC) de los digestores. El inicio de las etapas experimentales 1, 2, 3 y 4 es indicado con líneas sólidas verticales. _____45

Figura 12 | (a) Correlación entre la producción teórica y experimental de biogás; (b) Correlación entre la producción teórica y experimental de metano. _____46

Figura 13 | Comparación entre los rendimientos de los digestores y los resultados obtenidos por otros autores a temperaturas psicrófilicas (12 a 25 °C) y mesófilicas (25 a 45 °C). (a) Correlación lineal entre la COV_{apli} y el RVM: (a) Correlación lineal entre la COV_{apli} y el RVM; Correlación lineal entre la COV_{apli} y la remoción de SV. _____47

1. Introducción

Con el gran desarrollo económico y la rápida urbanización, muchas megaciudades enfrentan el problema de la eliminación de residuos sólidos urbanos (Liu, et al., 2012). Estadísticamente en el año 2012 se estimó una generación total de 42,102.75 millones de toneladas de residuos sólidos urbanos en México, de los cuales aproximadamente el 53 % corresponden a residuos orgánicos municipales, de jardines y materiales orgánicos similares (SEMARNAT, 2012). A diferencia de otros residuos sólidos, algunos residuos orgánicos municipales como los residuos de fruta y verdura se caracterizan por un alto contenido de humedad y ricos ingredientes orgánicos biodegradables, que pueden causar problemas negativos en los sistemas para el tratamiento de los residuos sólidos urbanos (Hartmann y Ahring, 2006).

La digestión anaerobia metanogénica (DAM) por otra parte, presenta ventajas frente a otros tratamientos, ya que puede convertir una gran variedad de desechos orgánicos en biogás que se puede utilizar como fuente de energía, además es una alternativa que puede contribuir a minimizar la crisis energética actual y beneficiar de forma positiva el ambiente (Kafle, et al., 2014; Hanandeh y El-Zenin, 2010; DiStefano y Belenky, 2009).

Los residuos orgánicos como los de fruta y verdura generalmente tienen una baja cantidad de nutrientes (Prabhu y Srikanth, 2016). Por otra parte, los lodos de depuración de las plantas de tratamiento de agua residual (PTAR) son ricos en nutrientes y oligoelementos, pero bajos en contenido de materia orgánica (Kim, et al., 2011). De tal forma que, la codigestión de los residuos de fruta y verdura con los lodos de depuración permite complementar el sustrato y, se presenta como una opción viable para la DAM debido a un mayor rendimiento de metano (Koch, et al., 2015).

El principal problema de las PTAR convencionales es la gestión de sus lodos de purga o desecho. El lodo que se genera tiene un gran potencial energético y se puede utilizar para la generación de energía in situ (Prabhu y Srikanth, 2016). En las últimas dos décadas la DAM de lodos de PTAR se ha considerado como la tecnología más adecuada para la recuperación de energía renovable y la producción de fertilizantes ricos en nutrientes de manera sostenible (Sharholly, et al., 2008).

El principal objetivo de esta investigación fue evaluar el desempeño de cinco digestores anaerobios de flujo semicontinuo operados a baja temperatura ($< 25\text{ }^{\circ}\text{C}$), carga variable y

TRH fijo (60 días). Alimentados con un influente compuesto de lodo activado de purga concentrado (LAPC) y una mezcla de residuos de fruta y verdura (MRFV).

2. Antecedentes

2.1. Residuos sólidos urbanos

En la actualidad, los problemas de contaminación causados por la disposición inapropiada de los residuos sólidos urbanos han llegado a niveles preocupantes en muchos países (Zhang, et al., 2010). La reducción del volumen de residuos sólidos generados se ha convertido en una prioridad para la Comunidad Europea (Skovgaard, et al., 2007).

Países industrialmente avanzados como Alemania, Suecia, Japón y los Estados Unidos han logrado resultados notables en la utilización integral de recursos y la gestión de residuos sólidos. Un cambio revolucionario fue la gestión de los desechos sólidos, la cual comienza con la reducción, usando menos para comenzar, reutilizando más y reciclando. Además, la incineración y el compostaje de desechos orgánicos se convirtieron en métodos dominantes de tratamiento de desechos sólidos en lugar de su eliminación en vertederos (Hui, et al., 2006).

Para los países de América Latina y el Caribe la conservación del medio ambiente pasa a un segundo plano ante el número de necesidades básicas que deben cubrir, por esa razón en la mayoría de estos países los entes gubernamentales participan en la gestión de residuos sólidos realizando lo mínimo requerido para el sistema y destinando muy pocos recursos financieros para el sector. Esto trae como consecuencia que los procesos de recolección, tratamiento, aprovechamiento y disposición final de residuos sólidos sean realizados con tecnologías inadecuadas (Sáez, et al., 2014).

En México se generan en promedio 102,895 toneladas diarias de residuos, de los cuales se recolectan 83.93 % y se disponen en sitios de disposición final 78.54 %, reciclando únicamente el 9.63 % de los residuos generados. En el país, sigue predominando el manejo básico de los residuos sólidos urbanos que consiste en recolectar y disponer los residuos en rellenos sanitarios, desaprovechando aquellos residuos que son susceptibles a reincorporarse al sistema productivo, lo que disminuiría la demanda y explotación de nuevos recursos, a diferencia de países como Suiza, Países Bajos, Alemania, Bélgica, Suecia, Austria y Dinamarca; donde la disposición final de los residuos es de menos del 5 % en rellenos sanitarios (SEMARNAT, 2019a).

Según Acurio et al., (1997), la predominancia de residuos orgánicos o inorgánicos se asocia a la condición económica de la población: en los países con menores ingresos dominan los de composición orgánica, mientras que en los países con mayores ingresos los residuos

son principalmente inorgánicos, con una cantidad importante de productos manufacturados. México por su parte, está cambiando hacia una composición con una menor predominancia de residuos orgánicos: en la década de los años 50, el porcentaje de residuos orgánicos oscilaba entre 65 y 70 % de su volumen, mientras que en 2012 esta cifra se redujo a 52.4 % (Figura 1) (SEMARNAT, 2019b).

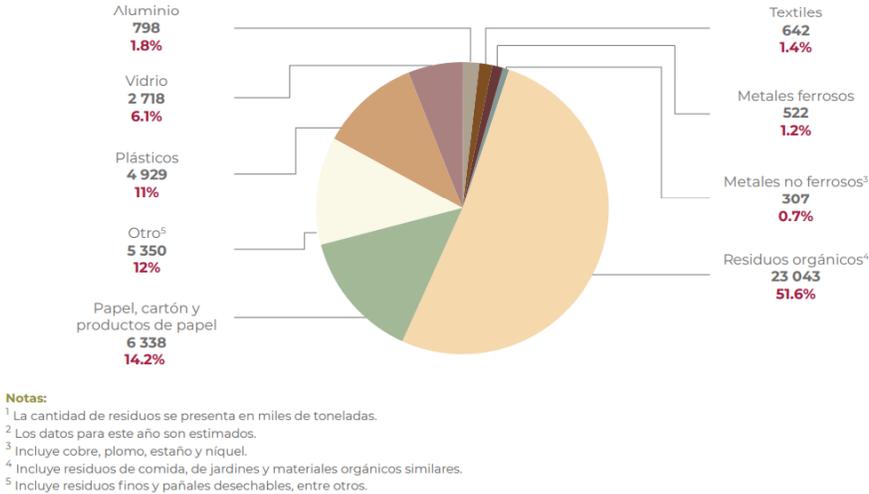


Figura 1 | Composición de los residuos sólidos urbanos en México, 2017 (SEMARNAT, 2019b).

Una alternativa viable para el tratamiento de los residuos sólidos orgánicos es la DAM que puede convertir una gran variedad de ellos en biogás, el cual contiene metano, un biocombustible que puede usarse como fuente de energía, además es una alternativa que puede contribuir a minimizar la crisis energética actual y beneficiar de forma positiva el ambiente (Kafle, et al., 2014; Hanandeh y El-Zenin, 2010; DiStefano y Belenky, 2009).

2.2. Lodos activados

Existen varios factores incidentes en la contaminación en las ciudades, como el crecimiento poblacional, el desarrollo de procesos industriales, así como las actividades domésticas; todos estos factores generan diversos desechos, entre ellos, las aguas residuales (Rogel, 2017).

El tratamiento de las aguas residuales mediante las PTAR separa los líquidos y los sólidos. Los líquidos se descargan a un ambiente acuoso mientras que los sólidos requieren un tratamiento adicional y para su eliminación final. De los componentes eliminados por el

tratamiento de efluentes, los lodos de depuración son los más grandes en volumen, por lo que sus métodos de manejo y técnicas de eliminación son motivo de gran preocupación. Sin un método de eliminación confiable para estos lodos, el concepto real de protección del agua fallará (Fytili y Zabaniotou, 2008).

Los lodos de depuración se originan del proceso de tratamiento de las aguas residuales y corresponde al residuo generado durante el tratamiento primario (físico y/o químico), secundario (biológico) y terciario (adicional al secundario, a menudo de eliminación de nutrientes). Las fuentes de sólidos en una PTAR varían según el tipo de sistema y su método de operación. Para poder tratar y eliminar de manera efectiva los lodos de depuración que se producen en una PTAR, es crucial conocer las características de los lodos que se procesarán (Fytili y Zabaniotou, 2008).

2.3. Tratamiento de lodos

El tratamiento y eliminación de los lodos de depuración se debe considerar como parte integral del tratamiento de aguas residuales; después de un siglo de su nacimiento, sigue estando en el centro de las tecnologías para resolver problemas de calidad de agua; los sistemas continuos de lodos activados son en la actualidad el principal proceso biológico en las PTAR de los centros Urbanos (Mesquita, et al., 2013; Fang, et al., 2017).

La operación de una PTAR también genera una serie de desechos como: gases y desperdicios sólidos, tales como material de cribas, arenas, grasas y lodos de depuración. El lodo de depuración se origina en diferentes partes del tratamiento. Se resaltan tres tipos de lodos: lodo activado, lodos primarios y lodos fisicoquímicos que son desechados de la PTAR (Rogel, 2017).

El tratamiento y disposición de los lodos de las PTAR se ha convertido en un tema importante en los últimos años, por el continuo aumento de su volumen debido al crecimiento poblacional (Bolzonella, et al., 2012). Además, es un reto tomando en cuenta factores como: los grandes volúmenes que se generan, la presencia de microorganismos patógenos, los metales pesados y contaminantes orgánicos (Rodríguez, 2010; Fytili y Zabaniotou, 2008; Wahidunnabi y Eskicioglu, 2014; Chong, et al., 2012). Otro aspecto importante del tratamiento de lodos provenientes de las PTAR, es que pueden representar hasta el 50 % de los gastos de operación de la planta (Metcalf y Eddy, 2014).

Durante las últimas décadas en muchos países de la Unión Europea ha habido un cambio importante en la forma en que se eliminan los lodos de depuración. Antes de 1998 los lodos municipales se disponían principalmente en aguas marinas o se utilizaban como fertilizantes en tierras agrícolas (Odegaard, et al., 2002). El uso agrícola se ha convertido en el principal método de eliminación de lodos de depuración. El 37 % de los lodos producidos se está utilizando en la agricultura, el 11 % se está incinerando, el 40 % se vierte en el suelo y el 12 % se utiliza en otras áreas. La gestión, es decir, la combustión, la oxidación húmeda, la pirolisis, la gasificación y la combustión conjunta de los lodos de depuración, con otros materiales para su posterior uso como fuente de energía, han generado un interés científico significativo (Fyttili y Zabaniotou, 2008).

En el caso de México la NOM-004-SEMARNAT-2002 (SEMANART, 2002) establece las especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final en las descargas de lodo; estas especificaciones se refieren a los metales pesados y microorganismos patógenos, los desechos se clasifican entre bueno y excelente dependiendo del confinamiento final (Rogel, 2017).

El tratamiento y disposición final de los lodos de depuración tiene como principales objetivos: reducir el volumen del lodo generado, neutralizar olores y destruir microorganismos patógenos. Para cumplir con lo anterior se emplean métodos como el composteo, aplicación de cal, digestión aerobia y anaerobia etc. (Rogel, 2017).

2.4. Digestión anaerobia

La DAM se ha empleado para el manejo, control y estabilización de diferentes desechos como los LAPC, residuos orgánicos municipales, estiércol de varios animales (bovinos, cerdos, cabras, entre otros) etc. Este tipo de reactores biológicos han tenido excelentes resultados en el tratamiento de los desechos mencionados anteriormente, debido a su alto contenido orgánico y a su biodegradabilidad. Sin embargo, persisten problemas en la implementación de esta tecnología asociados a las temperaturas de operación, el pH y la relación sustrato/inóculo (RSI) (Alcaraz, 2019).

La temperatura de operación es uno de los factores de mayor incidencia sobre el rendimiento de la DAM. Las investigaciones sobre DAM reportadas en la literatura en su mayoría operaron en rangos de temperatura mesofílica (25 a 45 °C) y termofílica (45 a 70 °C), por la estabilidad de los sistemas bajo estas condiciones de operación (Alvarez y Lidén,

2008). Aunado a lo anterior, la implementación de digestores anaerobios (DA) operados en rangos de temperatura mesofílica y termofílica en ambientes de baja temperatura es poco beneficiosa dada la inversión que debería hacerse para calentar los sistemas; sin embargo, algunos autores reportan buenos resultados operando estos sistemas en rangos de baja temperatura (12 a 25 °C) sin requerir el calentamiento de los reactores (Massé y Cata Saady, 2015b; Martí-Herrero, et al., 2015; Alcaraz, 2019).

El pH es otro factor importante en los procesos de DAM. Las bacterias anaerobias se pueden desarrollar en medios con un rango específico de pH. Por ejemplo, las bacterias fermentativas (hidrolíticas y acidogénicas) pueden desarrollarse en un amplio rango de pH (4.0 a 8.5), mientras que las metanogénicas se desarrollan mejor en un rango de pH más limitado (6.5 a 7.2) (Zhang, et al., 2014).

La RSI en sistemas de DAM es un parámetro que permite evaluar el desempeño del sistema a partir de la carga implementada y de la cantidad de bacterias del reactor. Realizar un seguimiento de la RSI es útil para identificar las cargas que benefician los sistemas de DAM.

2.4.1. Codigestión de sustratos

Varios autores han implementado distintos tipos de mezcla de residuos (codigestión) como influente en los procesos de DAM. La codigestión de residuos como: LAPC y desperdicios orgánicos de comida, residuos orgánicos de matadero, estiércol animal y residuos orgánicos municipales se reportan con frecuencia en las investigaciones (Alvarez y Lidén, 2008; Nielfa, et al., 2015; Koch, et al., 2015). Estos procesos de codigestión permiten mejorar el rendimiento de los sistemas de DAM a través del mejoramiento de la relación C/N del influente, lo cual permite mantener un balance apropiado de nutrientes y un ambiente estable para el crecimiento de las bacterias. Estudios realizados indican que una relación C/N en el rango de 15 a 20 del influente implementado en sistemas de DAM genera un buen funcionamiento de los sistemas (Zhang, et al., 2014).

Nielfa et al. (2015) efectuaron la codigestión de LAPC y residuos orgánicos municipales y observaron que la producción de metano aumentó cuando se incrementó la relación C/N. Por su lado, Fitamo et al. (2016) realizaron la codigestión de LAPC con residuos de orgánicos de cocina y LAPC con pasto, en cuyo caso el influente presentó una relación C/N en el rango de 5.6 a 21.9 y obtuvieron mejores rendimientos de DAM con la primer codigestión (LAPC con residuos orgánicos de cocina). Alcaraz (2019), por su parte definió

que fracciones de 60:40 (% en peso húmedo) de residuos orgánicos de cocina y LAPC, respectivamente, generan un mejor rendimiento en la DAM asociada a la mejor relación C/N de la mezcla de sustratos.

2.4.2. Carga orgánica volumétrica aplicada

La carga orgánica volumétrica aplicada (COV_{apli}) es un parámetro que indica la cantidad de sólidos alimentados al sistema y se puede calcular como se especifica en la Ecuación 1. Este parámetro es importante en el control del proceso cuando la DAM se lleva a cabo con alimentación continua o semicontinua (Liu, et al., 2012). Una sobrecarga puede conducir al fallo de un sistema de DAM. Lo anterior, puede suceder por la acumulación de materia orgánica sin digerir (ácidos grasos volátiles), lo cual puede llevar a la disminución del pH en el sistema y posteriormente a la acidificación de este (Lindmark, et al., 2014; Jang, et al., 2015; Salminen y Rintala, 2002).

$$COV_{apli} = \frac{SV \text{ Inf}}{TRH} \quad (\text{Ecuación 1})$$

Donde: COV_{apli} = carga orgánica volumétrica aplicada, g-SV/L/d; SV = concentración de sólidos volátiles en el influente, g/L; TRH = tiempo de retención hidráulico, d.

Salminen y Rintala (2002) realizaron DAM de desechos de mataderos de aves de corral utilizando digestores semicontinuos a escala de laboratorio a 31 °C y encontraron que la digestión anaeróbica parecía factible con una carga de hasta 0.8 g-SV/L/d y TRH de 50 a 100 días. Sin embargo, a cargas más altas, en el rango de 1.0 a 2.1 g-SV/L/d, y un TRH más corto (13 a 25 d) el proceso fue inhibido por sobrecargas. Jang et al. (2015) realizaron DAM de LAPC proveniente de un agua residual de origen alimenticio con alto contenido de sólidos suspendidos. Ellos observaron que la eficiencia de remoción de SV y la demanda química de oxígeno (DQO) disminuyó cuando la carga se incrementó de 5.3 a 6.3 g-SV/L/d. Esta caída en la eficiencia del sistema la atribuyeron a la disminución del pH debido a la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV) por sobrecargar el sistema con COV_{apli} altas. Rincón et al. (2008) realizaron DAM de residuos sólidos generados en la industria del aceite de olivo. La COV_{apli} estuvo en el rango de 1.2 a 8.6 g-SV/L/d y se observó una estabilidad en el sistema con COV_{apli} de hasta 7.2 g-SV/L/d. A cargas más altas los AGV se acumularon provocando una caída en el pH y la acidificación del sistema.

2.4.3. Producción de biogás y metano en sistemas de DAM

El biogás es un gas combustible que se genera en medios naturales o en dispositivos específicos, por las reacciones de biodegradación de la materia orgánica, mediante la acción de microorganismos y otros factores, en ausencia de oxígeno (esto es, en un ambiente anaeróbico). La producción de biogás por descomposición anaeróbica es un modo útil de tratar residuos biodegradables, ya que produce un combustible valioso, además de generar un efluente que puede aplicarse como acondicionador de suelo o abono (Kafle, et al., 2014; Hanandeh y El-Zenin, 2010; DiStefano y Belenky, 2009; Chynoweth, et al., 2001).

El biogás es una mezcla constituida por metano (50 a 70 % en volumen), dióxido de carbono (25 a 50 % en volumen) y otros gases como hidrógeno, nitrógeno, oxígeno y ácido sulfhídrico/sulfuro de hidrógeno en pequeñas proporciones.

Los rendimientos volumétricos de biogás (RVB) y de metano (RVM) representan la producción diaria de biogás o de metano por litro de reactor ($L/L_{\text{reactor}}/d$) y se puede calcular como se especifica en la Ecuación 2. Este parámetro es útil para comparar el desempeño de DA de diferentes escalas.

$$\text{RVB ó RVM} = \frac{\text{PDB ó PDM}}{\text{TRH}} \quad (\text{Ecuación 2})$$

Donde: RVB = rendimiento volumétrico de biogás, $L\text{-biogás}/L_{\text{reactor}}/d$; RVM = rendimiento volumétrico de metano, $L\text{-metano}/L_{\text{reactor}}/d$; PDB = producción diaria de biogás, L/d ; PDM = producción diaria de metano, L/d ; TRH = tiempo de retención hidráulico, d .

2.4.4. Eficiencia de remoción de sólidos

La eficiencia de remoción de cargas contaminantes en sistemas de tratamiento biológicos de aguas residuales o de DAM se pueden determinar a partir de un balance de masa, en cuyo caso se toma en cuenta la carga contaminante influente, efluente y la carga de materia orgánica presente al interior del sistema (lodo biológico). El cálculo de la eficiencia de remoción de sólidos se especifica en la Ecuación 3.

$$\text{ER de SV} = \frac{\text{SV Inf} - (\text{SV Efl} + \Delta X_r)}{\text{SV Inf}} * 100 \quad (\text{Ecuación 3})$$

Donde: ER de SV = eficiencia de remoción de sólidos volátiles, %; SV Inf = concentración de sólidos volátiles en el influente, g/L ; SV Efl = concentración de sólidos volátiles en el

efluente, g/L; ΔX_r = Diferencia entre la concentración de sólidos volátiles iniciales y finales de la cama de lodos del reactor (lodo biológico), g/L.

2.4.5. Tiempo de retención celular y rendimiento de lodo

El tiempo de retención celular (TRC) es el tiempo medio en el que los microorganismos se mantienen en el reactor. El TRC se calcula como se especifica en la Ecuación 4 (Metcalf & Eddy, 2014).

$$TRC = \frac{X_r \cdot V_r}{X_e \cdot Q} \quad (\text{Ecuación 4})$$

Donde: TRC = tiempo de retención celular, d; X_r = concentración promedio de sólidos volátiles iniciales y finales de la cama de lodos del reactor (lodo biológico), g/L. V_r = volumen efectivo del reactor, L; X_e = concentración promedio de sólidos volátiles efluentes, g/L; Q = caudal del reactor, L/d.

El rendimiento de lodo (Y) se calculó para los períodos de tiempo entre dos cuantificaciones de lodo. El Y se calcula como se especifica en la Ecuación 5 (Metcalf & Eddy, 2014).

$$Y = \frac{\Delta X_r + \Delta X_e}{\Delta DQO_{rem}} \quad (\text{Ecuación 5})$$

Donde: Y = rendimiento de lodo, g-SV/g-DQO_{rem}; ΔX_r = Masa total de lodo acumulado dentro del reactor durante el período de tiempo cubierto por dos cuantificaciones de X_r , g-SV. ΔX_e = Masa total de lodo perdido en el efluente, g-SV Efl; ΔDQO_{rem} = masa total de DQO total removida.

2.4.6. Rendimiento específico de biogás y metano

El REB y el REM representan el volumen de biogás o de metano producido a partir de una cantidad de sólidos volátiles añadidos (SV_a) (L/g- SV_a). El REB y REM pueden ser calculados como se especifica en la Ecuación 6 y la Ecuación 7.

$$REB = \frac{PDB}{Q \cdot SV_{Inf}} \quad (\text{Ecuación 6})$$

$$REM = \frac{PDM}{Q \cdot SV_{Inf}} \quad (\text{Ecuación 7})$$

Donde: REB = rendimiento específico de biogás, L-biogás/g- SV_a ; REM = rendimiento específico de metano, L-metano/g- SV_a ; PDB = producción diaria de biogás, L/d; PDM =

producción diaria de metano, L/d; Q = caudal del reactor, L/d; SV Inf = concentración de sólidos volátiles en el influente, g/L.

2.4.7. Producción teórica de biogás y metano

Con el fin de verificar que las producciones experimentales de biogás y metano medidas sean similares a su valor teórico, las producciones teóricas de biogás y metano se pueden calcular como se especifica en la Ecuación 8 y la Ecuación 9 (Metcalf & Eddy, 2014).

$$PTB = \frac{R \cdot T_{op}}{P_{op}} * \frac{\text{mol metano}}{64 \text{ g-DQO rem}} * \frac{1}{\% \text{ metano}} * [Q * (\text{DQO Inf} - \text{DQO Efl})] * \left[1 - \frac{1.42 \cdot Y}{1 + kd \cdot TRC} \right] * \frac{1 \text{ g}}{1000 \text{ mg}}$$

(Ecuación 8)

$$PTM = \frac{R \cdot T_{op}}{P_{op}} * \frac{\text{mol metano}}{64 \text{ g-DQO rem}} * [Q * (\text{DQO Inf} - \text{DQO Efl})] * \left[1 - \frac{1.42 \cdot Y}{1 + kd \cdot TRC} \right] * \frac{1 \text{ g}}{1000 \text{ mg}}$$

(Ecuación 9)

Donde: PTB = producción teórica de biogás, L/d; PTM = producción teórica de metano, L/d; R = constante universal de los gases = 0.0820857 atm*L/mol*K; T_{op} = temperatura de operación, K; P_{op} = presión atmosférica de Toluca = 0.734 atm a 2650 msnm; DQO Inf = DQO total influente, mg/L; DQO Efl = DQO total efluente, mg/L; Kd = coeficiente de decaimiento endógeno = 0.03 d⁻¹; Q, Y y TRC han sido descritos anteriormente.

3. Justificación

La producción de biogás a través de la DAM de desechos orgánicos beneficiaría a la sociedad al proporcionar un combustible más amigable para el ambiente a partir de materias primas renovables. Esto podría reemplazar en un futuro la energía derivada de combustibles fósiles y reduciría los impactos ambientales, incluido el calentamiento global y la lluvia ácida (Chynoweth, et al., 2001).

Se han realizado diversas investigaciones de DAM con residuos orgánicos municipales, residuos de fruta y verdura, estiércol de varios animales, lodo activado de purga, codigestión de sustratos etc., sin embargo, la mayor parte de estos estudios reportan operaciones en régimen discontinuo (en lotes o batch). Aunado a lo anterior, la mayoría de las investigaciones reportadas de DA con flujo semicontinuo fueron operados en temperaturas mesofílicas (25 a 45 °C) y termofílicas (45 °C a 70 °C).

Es importante investigar más a fondo la DAM continúa operada a rangos más bajos de temperatura como los experimentados en el valle de Toluca. Además, se deben estudiar parámetros que influyen, como las cargas orgánicas volumétricas aplicadas (COV_{apli}), cargas orgánicas volumétricas removidas (COV_{rem}) y la evolución de la cama de lodos para analizar su efecto sobre el rendimiento de sistemas de DA, así como su posible incidencia en la inhibición del proceso anaerobio por problemas como sobrecargas, acumulación de ácidos grasos volátiles o el exceso de amonio (Salminen y Rintala, 2002).

Esta investigación evaluó el desempeño de cinco DA de flujo semicontinuo operados a baja temperatura ($< 25\text{ °C}$), carga orgánica volumétrica variable y TRH fijo (60 días). Alimentados con un influente compuesto de lodo activado de purga concentrado (LAPC) y una mezcla de residuos de fruta y verdura (MRFV).

4. Hipótesis

El rendimiento de biogás y metano de un digestor de flujo semicontinuo operado a baja temperatura ($< 25\text{ }^{\circ}\text{C}$), carga orgánica volumétrica variable y un TRH fijo (60 días) será similar al rendimiento de biogás y metano de un digestor mesofílico.

5. Objetivos

1.1. Objetivo general

Evaluar el desempeño de digestores anaerobios semicontinuos operados a baja temperatura ($< 25\text{ }^{\circ}\text{C}$), carga orgánica volumétrica variable y TRH fijo (60 días). Alimentados con un influente compuesto de lodo activado de purga concentrado (LAPC) y una mezcla de residuos de fruta y verdura (MRFV).

1.2. Objetivos específicos

- Operar 5 digestores anaerobios a la temperatura ambiente de un laboratorio ubicado en el valle de Toluca de Lerdo, México ($< 25\text{ }^{\circ}\text{C}$).
- Analizar la MRFV, el LAPC y la codigestión de LAPC con MRFV mediante parámetros fisicoquímicos.
- Analizar el efluente y la cama de lodos de 5 digestores anaerobios mediante parámetros fisicoquímicos.
- Evaluar el efecto de la COV_{apli} en el desempeño de 5 digestores anaerobios con respecto a: producción de biogás y metano y eficiencia de remoción de SV.

6. Metodología

A continuación, se describe la metodología utilizada en la operación de cinco DA durante una etapa de prueba (etapa 0) y cuatro etapas experimentales (etapa 1, 2, 3 y 4) de 40 días de duración cada una.

6.1. Caracterización de las materias primas

6.1.1. Mezcla de residuos de fruta y verdura (MRFV)

La MRFV para las etapas experimentales 0 y 1 consistieron en una mezcla heterogénea de diferentes desperdicios de fruta y verduras como: naranja, melón, plátano, limón, mango, papaya, papa, cebolla, repollo, jitomate, zanahoria, etc. Estos residuos fueron recolectados cada semana en cocinas de hogares y recauderías de Toluca de Lerdo, México. Debido a la gran variabilidad en la cantidad y tipo de residuos recolectados durante las etapas experimentales 0 y 1, se optó por seguir una receta para etapas posteriores. Para las etapas experimentales posteriores (2, 3 y 4), la MRFV consistió en lo siguiente (receta preparada cada semana): plátano (29 % en peso húmedo), piña (29 % en peso húmedo), papa (29 % en peso húmedo) y zanahoria (13 % en peso húmedo). Los desperdicios de fruta y verdura recolectados cada semana (etapa experimental 0 y 1) y las frutas y verduras enteras usadas posteriormente (etapas experimentales 2, 3 y 4) se trituraron con ayuda de una licuadora eléctrica doméstica (Hot Spot, 1500 W, China) y posteriormente la mezcla se preservó en un envase plástico dentro de un refrigerador a 3 °C hasta su uso.

6.1.2. Lodo activado de purga concentrado (LAPC)

El LAPC usado en las etapas experimentales se obtuvo del licor mixto de purga tomado de un reactor biológico de lodo activado de 226 L ubicado en el laboratorio de modelos hidráulicos del IITCA. El reactor trató una mezcla compuesta por el efluente de un reactor UASB y agua residual proveniente de una industria chocolatera. Con el fin de concentrar el LAPC, el licor mixto de purga obtenido del reactor biológico se sometió al procedimiento descrito a continuación:

Procedimiento para obtener el LAPC:

- A. Se purgó licor mixto del reactor biológico de lodo activado.
- B. Se sedimentó por 3 horas el licor mixto purgado.
- C. Se quitó el sobrenadante (90%) y se preservó el lodo sedimentado.

- D. Para la etapa experimental 0 y 1, el lodo sedimentado obtenido en “C” se secó en una estufa a 105 °C por 24 horas. Para las etapas experimentales 2, 3 y 4 el lodo sedimentado obtenido en “C” fue filtrado con una tela porosa por 2 días.
- E. Se preservó el LAPC obtenido en “D” en ambos casos para preparar la posterior codigestión.

6.1.3. Codigestión de MRFV con LAPC

El sustrato que se usó para alimentar los DA durante su operación corresponde a una mezcla de residuos, o mezcla de codigestión, preparada cada semana. La codigestión para la etapa experimental 0 y 1 se preparó con 95 % de MRFV (peso húmedo) y 5 % LAPC (peso húmedo), para las etapas experimentales 2, 3 y 4 la codigestión consistió en 60 % de MRFV (peso húmedo) y 40 % de LAPC (peso húmedo). Ambas codigestiones se realizaron con la finalidad de mejorar el balance de la relación C/N del influente, pues la MRFV tiene una alta concentración de carbono, pero una baja concentración de nitrógeno, mientras el LAPC tiene una baja concentración de carbono y una alta concentración de nitrógeno (Alcaraz, 2019).

6.2. Inóculo de los digestores anaerobios

Al arranque se usó como inóculo para cada DA, 11 L de lodo biológico proveniente de un DA escala piloto alimentado con codigestión de desperdicios de fruta, verdura, cárnicos y LAPC, y operado a 19 °C en Toluca de Lerdo, México.

6.3. Configuración experimental

Los experimentos se llevaron a cabo en cinco DA idénticos que fueron diseñados y montados con cubetas de plástico. El diseño fue de tipo chino o de baja tasa convencional; modelo que fue seleccionado por su sencilla instalación y práctico modo de operación. Este tipo de digestor es flexible a modificaciones como mezcla completa, instalación de calefacción, así como, distintas formas de operación (Rogel, 2017). Cada DA tiene un volumen efectivo de 11 L y volumen total de 20 L. En la Figura 2 se muestra el diagrama general de los DA y el montaje general del sistema.

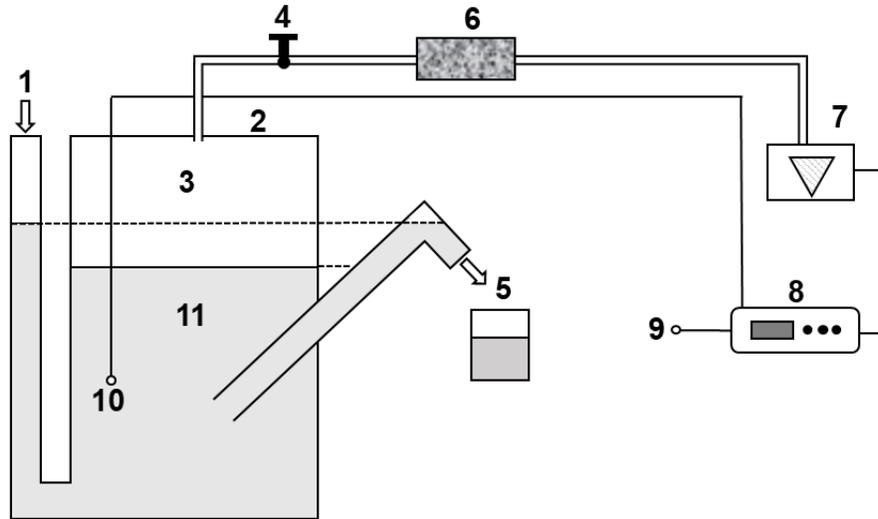


Figura 2 | Diagrama general de los DA y sistema de funcionamiento: (1) Entrada de influente; (2) Digestor anaerobio; (3) Zona de captación de biogás; (4) Línea de captación de biogás con válvula de control; (5) Salida de efluente (digestato); (6) Trampa de humedad de biogás; (7) Medidor volumétrico de biogás Ritter MGC-1 (Hecho en Alemania); (8) Unidad de almacenamiento de datos (producción de biogás, temperatura); (9) Sensor de temperatura ambiente; (10) Sensor de temperatura del DA; (11) Cama de lodo biológico (11 L).

Los DA tienen una tapa superior que sella el recipiente y que a la vez se conecta a una línea de captación de biogás con válvula de control (4). Los digestores son alimentados una vez al día por la entrada del influente (1), en ese momento la válvula de control se cierra e impide la fuga repentina del biogás hacia el medidor volumétrico (7). El biogás acumulado en el interior del digestor (3) ejerce una presión sobre la cama de lodos (11), ocasionando el desplazamiento inmediato del lodo biológico de la cama de lodos por la salida del efluente (5). Una vez los digestores son alimentados y el efluente es recolectado, la válvula se abre nuevamente y permite el paso del biogás por la línea de captación (4) y la trampa de humedad (6). Luego, el biogás producido por cada digestor es conducido a medidores volumétricos de gases modelo Ritter MGC-1 (7) que además están conectados a una unidad de control que registra la producción volumétrica (8) y la temperatura ambiente y del reactor (9 y 10, respectivamente).

6.4. Estrategia de operación

Durante la etapa experimental se usaron cinco DA a escala laboratorio nombrados D1, D2, D3, D4 y D5 operados en paralelo a similares condiciones de operación (tiempo de retención hidráulico (TRH) de 60 d y volumen efectivo de 11 L). Se seleccionó un TRH de diseño de 60 días considerando otras investigaciones de DAM a baja temperatura. Tiempos

de retención celular (TRC) entre 35.1 y 85.9 d fueron reportados para DA alimentados con estiércol de vaca y operados hasta por 250 días (Massé y Cata Saady, 2015a y 2015b; Noori, et al., 2015).

Por otra parte, otros autores recomiendan operar DA de mezcla completa a baja temperatura (18 - 24 °C) con TRC entre 20 y 28 días (Metcalf & Eddy, 2014). Lo anterior, permitiría evaluar en futuras investigaciones el efecto de COV altas (4, 5 y 6 kg-SV/L/d) sobre DA semicontinuos alimentados con sustratos similares al propuesto en esta investigación.

Los DA trabajaron durante una etapa de prueba y cuatro etapas experimentales (etapa 0, 1, 2, 3 y 4) de 40 días cada una con la finalidad de observar la evolución de la cama de lodo biológico de cada reactor y la estabilidad de cada sistema entre cada etapa experimental. El tiempo total de operación de todas las etapas experimentales fue de 269 días. La duración de cada etapa experimental y condiciones de operación de cada DA se especifican en la Tabla 1.

Los DA fueron alimentados 6 días de cada semana con flujo constante ($Q = 183 \text{ mL/d}$) y la COV_{apli} varió en función de la concentración de sólidos (ST y SV) del LAPC y la MRFV disponible para la preparación de la codigestión usada como influente cada semana. Durante las etapas experimentales, las COV_{apli} variaron entre 0.3 ± 0.1 a $2.0 \pm 0.3 \text{ g-SV/L/d}$. La COV_{apli} más alta se implementó en el D1 (influyente más concentrado) y las COV_{apli} restantes para D2, D3, D4 y D5 se obtuvieron a partir de la dilución con agua de grifo del influente de D1 (Las COV_{apli} implementadas disminuyeron de D1 a D5, siendo la COV_{apli} de D1 la más alta y del D5 la más baja). Los volúmenes de dilución se indican en la Tabla 2.

Tabla 1. Condiciones de operación de los digestores anaerobios D1, D2, D3, D4, y D5.

Parámetro	Etapa				
	0	1	2	3	4
Fase de estabilización (d)	0-40	57-97	116-156	172-211	229-269
Periodo estacionario (d)	41-56	98-115	157-171	212-228	NA
Flujo (mL/d)	220	183	183	183	183
TRH (d)	50	60	60	60	60

TRH: tiempo de retención hidráulico; NA: no aplica

Tabla 2. Volumen de dilución aplicado al influente concentrado de los digestores.

Digestor	Influente de digestores		
	Codigestión concentrada	Agua de grifo	Volumen total
	mL	mL	mL
1	183	0	183
2	146	37	183
3	110	73	183
4	73	110	183
5	37	146	183

6.5. Monitoreo de los digestores anaerobios

La alimentación de los DA y el monitoreo de producción de biogás (L/d) se realizó 6 días de cada semana (lunes a sábado) de cada etapa experimental. Del influente preparado para cada semana se tomaron aproximadamente 50 mL para analizar los parámetros fisicoquímicos. En el caso del efluente de los DA, se recolectaron muestras compuestas semanales de cada digestor (D1, D2, D3, D4 y D5) y de cada mezcla se tomaron aproximadamente 100 mL al final de cada semana para analizar los parámetros fisicoquímicos. Las muestras compuestas recolectadas cada día de la semana se almacenaron a 4 ° C. Se recolectó una muestra de biogás de cada DA al final de cada semana y se determinó el contenido de metano mediante la prueba de columna por absorción con NaOH (sección 6.6). Los parámetros fisicoquímicos medidos y analizados, así como la periodicidad de muestreo del influente, efluente y el biogás se muestran en la Tabla 3.

Tabla 3. Parámetros fisicoquímicos medidos y analizados en el influente, efluente y biogás de los digestores.

Parámetro	Unidad	Frecuencia de medición		
		Influente	Efluente	Biogás
Temperatura	°C	NA	Diario	NA
pH	NA	Diario	Diario	NA
Sólidos totales (ST)	g-ST/L	Semanal	Semanal	NA
Sólidos volátiles (SV)	g-SV/L	Semanal	Semanal	NA
DQO _T	g-DQO _T /L	Semanal	Semanal	NA
Volumen biogás (CNPT)	L	NA	NA	Semanal
Porcentaje de CH ₄	%	NA	NA	Semanal

CNPT: condiciones normales de presión y temperatura (0 °C y 1 atm); DQO_T: demanda química de oxígeno total; NA: no aplica

De manera adicional, los DA fueron abiertos y mezclados cada 40 días (periodo estacionario) para llevar a cabo la determinación de sólidos de la cama de lodos. Lo anterior permitió hacer seguimiento a la estabilidad y evolución de la cama de lodos de los DA.

6.6. Composición del biogás

Para cuantificar el metano se necesita conocer tanto el flujo de biogás como su composición. Con este objetivo, la composición del biogás puede ser medida de manera directa al salir del digestor o después de pretratar el biogás. Procesos de pretratamiento como la eliminación de vapor de agua del biogás mediante zeolita, remueven otros componentes que no sean metano. La medición de la composición del biogás puede hacerse mediante cromatografía de gases. Sin embargo, existen otros métodos más simples y económicos de medición, como el mostrado en la Figura 3.

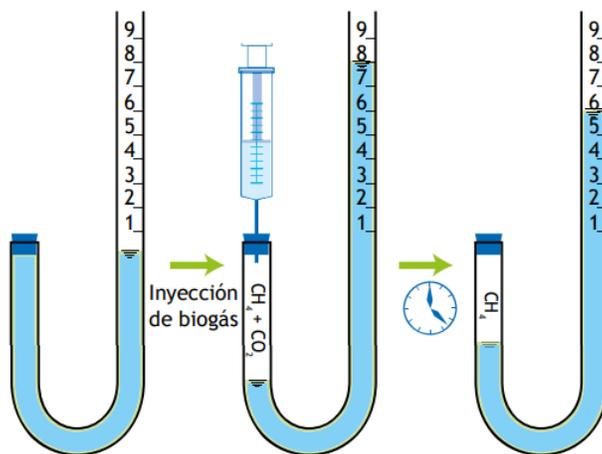


Figura 3 | Prueba de columna para determinar la composición de metano en el biogás (Spanjers y Vanrolleghem, 2019)

Este tubo se llena con una solución alcalina (3M NaOH) para remover H_2S y CO_2 , los cuales se disuelven en la solución, dejando en la fase gaseosa solamente metano. Inicialmente, se inyecta el biogás por el extremo izquierdo ($t = 0$). Posteriormente, el CO_2 y H_2S son capturados en la solución alcalina, de forma tal que al final del tiempo de prueba (usualmente $t < 1$ min) solamente quede metano en la fase gaseosa. El contenido de metano en el biogás se calcula por la diferencia de volúmenes entre $t = 0$ y $t =$ final. En este ejemplo (Figura 3), se inyectan 10 mL de biogás en el tubo que contiene la solución alcalina al tiempo $t = 0$. Al final del tiempo de prueba ($t =$ final), el volumen final es 6 mL. Así, 4 mL reaccionaron con la solución alcalina, por lo que el contenido de metano de la muestra es 60 % (considerando que el volumen total inicial era de 10 mL). El tiempo necesario para que el CO_2 y H_2S sean absorbidos en la solución alcalina debe ser determinado experimentalmente. Esto se hace contabilizando el tiempo que transcurre desde la inyección del biogás a la columna ($t = 0$) hasta que el nivel del líquido no cambie (alcance estado estacionario). Para estimar la velocidad de flujo de metano que sale del frasco o reactor, debe rectificarse el volumen calculado usando la ley de los gases ideales teniendo en cuenta la temperatura y presión local (Spanjers y Vanrolleghem, 2019).

6.7. Métodos analíticos

En la Tabla 4 se muestran los parámetros analíticos realizados durante la presente investigación.

Tabla 4. Parámetros medidos y técnicas de determinación.

Parámetro	Equipo, técnica o método
Volumen de biogás	Medidor volumétrico de gases Ritter MGC-1
Temperatura y pH	Potenciómetro marca YSI Mod. 63-10 FT.
ST y SV	2540 SOLIDS (2017). Standard Methods For the Examination of Water and Wastewater.
DQO _T	Método 8000 HACH para DQO 20 – 1500 mg/L (Standard Method 5220 D (APHA, 2017); digestor marca HACH Modelo DRB 200; Espectrofotómetro marca HACH UV-Vis Modelo DR 5000.
Porcentaje de CH ₄	Prueba de columna (Spanjers y Vanrolleghem, 2019).

ST: sólidos totales; SV: sólidos volátiles; DQO_T: demanda química de oxígeno total.

6.8 Análisis estadístico

El análisis estadístico se realizó con Microsoft Office Excel 2010 para el ANOVA y la prueba de Tukey (95 % de confianza), para determinar las diferencias estadísticamente significativas entre los resultados de los SV removidos con respecto a los cinco digestores utilizados el estudio. El análisis estadístico también se aplicó a los resultados de producción de biogás y metano entre los digestores, y para cada uno de los digestores en las diferentes etapas de la investigación.

7. Resultados y discusión

A continuación, se presenta la discusión de los resultados obtenidos de los cinco DA operados durante una etapa de prueba y cuatro etapas experimentales de 40 días cada una. Aun cuando se muestran los resultados de la etapa de prueba, la discusión se enfocó en las etapas experimentales 1, 2, 3, y 4. Debido a que durante la etapa de prueba se presentaron problemas técnicos que se describirán en el apartado 7.3 (Rendimiento de los reactores de DA).

7.1. Caracterización de sustratos

Los resultados de los análisis fisicoquímicos realizados a los sustratos individuales (MRFV y LAPC) y a la codigestión implementada como influente en las etapas experimentales se muestran a continuación:

7.1.1. Caracterización fisicoquímica del LAPC y la MRFV

En la Tabla 5 se presenta la caracterización fisicoquímica del LAPC y la MRFV usados para la preparación del influente en las etapas experimentales (1, 2, 3 y 4).

El LAPC presentó concentraciones de ST y SV que variaron entre 63.0 ± 4.6 a 99.7 ± 16.4 g-ST/L y 56.6 ± 3.8 a 86.0 ± 14.9 g-SV/L, respectivamente. Esta variabilidad se debió a la manera en que el reactor de lodos activados estaba siendo operado durante la recolección de LAPC (TRH y DQO del influente variable) y la manera en que se concentró el LAPC (secado en estufa o filtrado con tela porosa). Se trató de homogenizar el procedimiento de concentrado sin éxito debido a la variabilidad en los parámetros de operación del reactor de lodos activados.

La MRFV presentó una concentración más variable de ST y SV, variando entre 131.9 ± 17.0 a 179.0 ± 9.1 g-ST/L y 112.4 ± 24.6 a 170.0 ± 8.9 g-SV/L, respectivamente. Se intentó homogenizar la MRFV pesando cantidades exactas de sustratos específicos (Sección 6.1.1.), pero pequeñas variaciones en la humedad de los sustratos generaron concentraciones de SV y ST muy diferentes.

Otra característica importante del LAPC y la MRFV es el contenido de materia orgánica, el cual puede ser deducido de la relación SV/ST. El contenido de materia orgánica para el

LAPC y la MRFV varió entre 85 y 95 % (Tabla 5). Lo anterior indica que el LAPC y la MRFV presentaron un alto contenido de materia orgánica que se degradó en los DA.

Tabla 5. Caracterización fisicoquímica del LAPC y la MRFV.

Sustrato	Parámetro	Unidades	Etapa experimental			
			1	2	3	4
LAPC	Sólidos totales (ST)	g-ST/L	99.7 ± 16.4 (3)	71.0 ± 20.0 (3)	63.0 ± 4.6 (3)	96.5 ± 21.1 (3)
	Sólidos volátiles (SV)	g-SV/L	86.0 ± 14.9 (3)	61.0 ± 16.6 (3)	56.6 ± 3.8 (3)	83.5 ± 18.4 (3)
	Relación SV/ST	%	86.2	85.9	89.7	86.5
MRFV	Sólidos totales (ST)	g-ST/L	131.9 ± 17.0 (3)	153.4 ± 27.0 (3)	179.0 ± 9.1 (3)	151.8 ± 40.6 (3)
	Sólidos volátiles (SV)	g-SV/L	112.4 ± 24.6 (3)	143.8 ± 27.4 (3)	170.0 ± 8.9 (3)	142.1 ± 39.7 (3)
	Relación SV/ST	%	85.2	93.8	95.0	93.6

Entre paréntesis se encuentra el número de datos promediados

7.1.2. Caracterización fisicoquímica del influente compuesto por el LAPC y la MRFV

La caracterización fisicoquímica de la codigestión más concentrada usada como influente del D1 durante las etapas experimentales se especifica en la Tabla 6. El influente del D1 usado en las etapas experimentales 0 y 1 se preparó con 95 % de MRFV (peso húmedo) y 5 % LAPC (peso húmedo). Para las etapas experimentales 2, 3 y 4 el influente consistió en 60 % de MRFV (peso húmedo) y 40 % de LAPC (% en peso húmedo). Durante las etapas experimentales 0 y 1 se buscó concentrar sin éxito la codigestión usando un mayor porcentaje de la MRFV en la mezcla y menor porcentaje de LAPC; por lo tanto, para las etapas experimentales posteriores se cambiaron los porcentajes de mezcla de ambos sustratos para tener un mejor balance de la relación C/N de la codigestión final.

Tabla 6. Caracterización fisicoquímica del influente del DA 1.

Sustrato	Parámetro	Unidades	Etapa experimental			
			1	2	3	4
			95%MRFV +5%LAPC	60% MRFV + 40% LAPC		
Codigestión (Influente D1)	Sólidos totales (ST)	g-ST/L	110.6 ± 24.7 (34)	123.1 ± 8.3 (36)	124.0 ± 11.2 (27)	132.4 ± 18.9 (35)
	Sólidos volátiles (SV)	g-SV/L	94.8 ± 21.7 (34)	114.0 ± 8.5 (36)	116.9 ± 9.9 (27)	122.5 ± 18.4 (35)
	Relación SV/ST	%	85.7	92.6	94.3	93.5
	DQO _T	g-DQO _T /L	169.1 ± 36.6 (34)	198.1 ± 14.8 (36)	203.5 ± 17.7 (27)	213.5 ± 22.7 (35)
	pH	NA	4.3 ± 1.1 (18)	4.4 ± 0.2 (18)	4.4 ± 0.5 (18)	4.4 ± 0.3 (18)

Entre paréntesis se encuentra el número de datos promediados; NA: no aplica

El influente del D1 presentó concentraciones de ST y SV que variaron entre 110.6 ± 24.7 a 132.4 ± 18.9 g-ST/L y 94.8 ± 21.7 a 122.5 ± 18.4 g-SV/L, respectivamente. El contenido de materia orgánica del influente del D1, determinado a partir de la relación SV/ST, fue mayor a 85 % en todas las etapas experimentales y coincide con las relaciones reportadas en otras investigaciones. Autores como Fitamo et al. (2016), reportan relaciones de SV/ST entre 70.9 y 88.5 % de su influente, realizando DAM de una codigestión de lodo primario y secundario de una PTAR con residuos orgánicos provenientes de una cafetería y jardinería. Por su parte Alcaraz (2019), reportó una relación SV/ST de 89.0 % del influente implementando codigestión anaerobia de residuos orgánicos de cocina con LAPC.

7.2. Caracterización fisicoquímica del lodo biológico inoculado

En la Tabla 7 se presenta la caracterización fisicoquímica del inóculo usado en el arranque de los digestores. El lodo biológico inoculado presentó concentraciones de ST y SV de 36.1 ± 0.9 g-ST/L y 26.8 ± 0.6 g-SV/L, respectivamente. La relación SV/ST permitió determinar que aproximadamente el 74.3 % del lodo biológico inoculado corresponde a materia orgánica. Por otra parte, el pH en el inóculo de los digestores fue ligeramente alcalino (7.7). Fue importante realizar un seguimiento constante del pH en los efluentes y camas de lodos de los digestores en cada etapa experimental para detectar posibles tendencias de acidificación de los digestores ($\text{pH} < 6.5$).

Tabla 7. Caracterización fisicoquímica del lodo biológico anaerobio usado como inóculo.

Parámetro	Unidades	Valor
Sólidos totales (ST)	g-ST/L	36.1 ± 0.9 (3)
Sólidos volátiles (SV)	g-SV/L	26.8 ± 0.6 (3)
Relación SV/ST	%	74.3
pH	-	7.7 ± 0.2 (3)

Entre paréntesis se encuentra el número de datos promediados

7.3. Rendimiento de los digestores anaerobios

Los DA (D1, D2, D3, D4 y D5) fueron arrancados en una etapa experimental de 40 días (etapa 0). En esta etapa se aplicó la misma COV_{apli} a los cinco DA (1.5 ± 0.3 g-SV//L/d) y se revisó el correcto funcionamiento de los reactores midiendo la producción de biogás y revisando la posible fuga de lodo en las conexiones de PVC con el cuerpo de los DA. Cabe destacar que en esta etapa experimental se presentaron fugas de biogás y se averiaron algunos equipos de medición de biogás, por lo que no se pudieron recolectar datos representativos de esta etapa experimental (etapa 0). Debido a esto, la discusión sobre el rendimiento de los digestores se centra en las etapas posteriores (1, 2, 3 y 4).

Para esta investigación, los digestores fueron operados continuamente por 269 d durante cinco etapas experimentales a COV_{apli} de 1.9, 1.5, 1.1, 0.8 y 0.4 g-SV/L/d para D1, D2, D3, D4 y D5, respectivamente (Tablas 8, 9, 10, 11 y 12). La Tabla 1 especifica los periodos de actividad y estacionarios de cada etapa experimental de los digestores. La etapa 0 transcurrió del día 0 al 40, mientras que las etapas 1, 2, 3 y 4 se ejecutaron de los días 57 a 97, 116 a 156, 172 a 211 y 229 a 269, respectivamente. En la Figura 4 se puede apreciar el inicio de las etapas experimentales 1, 2, 3 y 4 con líneas sólidas verticales. Los periodos estacionarios entre cada etapa fueron usados para abrir los digestores, analizar fisicoquímicamente la evolución de la cama de lodos y verificar el correcto funcionamiento de los reactores antes de iniciar una nueva etapa experimental. Las Tablas 8, 9, 10, 11 y 12 muestran los promedios obtenidos de los principales parámetros fisicoquímicos durante cada etapa experimental. Los resultados mostrados en estas tablas se discutirán en los siguientes apartados.

Tabla 8. Parámetros de rendimiento del digestor 1 observados durante cada etapa experimental.

Parámetro	Etapa experimental					Promedio
	0	1	2	3	4	
ST Inf (g/L)	88.2 ± 6.2 (18)	110.6 ± 24.7 (34)	123.1 ± 8.3 (36)	124.0 ± 11.2 (27)	132.4 ± 18.9 (35)	122.5 ± 18.8 (132)
SV Inf (g/L)	78.9 ± 6.4 (18)	94.8 ± 21.7 (34)	114.0 ± 8.5 (36)	116.9 ± 9.9 (27)	122.5 ± 18.4 (35)	111.9 ± 18.9 (132)
DQO _T Inf (g/L)	135.3 ± 12.8 (18)	169.1 ± 36.6 (34)	198.1 ± 14.8 (36)	203.5 ± 17.7 (27)	213.5 ± 22.7 (35)	195.8 ± 29.6 (132)
COV _{apli} (g-SV/L/d)	1.5 ± 0.2 (18)	1.6 ± 0.4 (34)	1.9 ± 0.1 (36)	1.9 ± 0.2 (27)	2.0 ± 0.3 (35)	1.9 ± 0.3 (132)
SV Efl (g/L)	22.2 ± 0 (18)	23.8 ± 4.1 (34)	26.5 ± 1.4 (36)	25.8 ± 4. (27)	27.2 ± 2.2 (35)	25.8 ± 3.3 (132)
COV _{rem} (g-SV _{rem} /L/d)	1.1 ± 0.2 (18)	1.2 ± 0.4 (34)	1.5 ± 0.2 (36)	1.5 ± 0.2 (27)	1.6 ± 0.3 (35)	1.4 ± 0.3 (132)
DQO _T Inf/SV Inf (g-DQO/g-SV)	1.7 ± 0.03 (18)	1.4 ± 0.0 (34)	1.4 ± 0.0 (36)	1.4 ± 0.0 (27)	1.6 ± 0.2 (35)	1.4 ± 0.1 (132)
DQO _T Efl/SV Efl (g-DQO/g-SV)	1.5 ± 0.0 (18)	1.5 ± 0.1 (34)	1.6 ± 0.1 (36)	1.5 ± 0.02 (27)	1.5 ± 0.03 (35)	1.5 ± 0.1 (132)
SV Inf/ST Inf (%)	89.5 ± 1.0 (18)	85.8 ± 3.8 (34)	92.6 ± 0.8 (36)	94.3 ± 1.5 (27)	92.4 ± 1.0 (35)	91.1 ± 3.9 (132)
SV Efl/ST Efl (%)	73.0 ± 0.0 (18)	71.8 ± 3.9 (494)	72.6 ± 1.8 (36)	75.6 ± 3.4 (27)	74.9 ± 0.7 (35)	73.6 ± 3.1 (132)
Remoción de SV (%)	74.7 ± 2.0 (18)	60.6 ± 8.8 (34)	76.8 ± 2.8 (36)	76.3 ± 5.0 (27)	78.8 ± 3.3 (35)	73.1 ± 9.2 (132)
Producción de biogás (L/d)	4.7 ± 2.9 (17)	9.5 ± 2.9 (33)	10.1 ± 1.9 (35)	7.6 ± 2.1 (26)	8.9 ± 2.4 (34)	9.1 ± 2.5 (128)
Producción de CH ₄ (L/d)	NA	6.5 ± 2.1 (33)	6.5 ± 1.3 (35)	4.6 ± 1.4 (26)	5.6 ± 1.5 (34)	5.9 ± 1.7 (128)
Porcentaje de CH ₄ (%)	NA	66.7 ± 4.0 (18)	64.6 ± 4.3 (18)	62.4 ± 1.5 (18)	63.3 ± 2.8 (18)	64.2 ± 3.6 (72)
REB (L-biogás/g-SV _a)	0.31 ± 0.22 (17)	0.56 ± 0.19 (33)	0.49 ± 0.11 (35)	0.36 ± 0.13 (26)	0.39 ± 0.090 (34)	0.46 ± 0.15 (128)
REM (L-CH ₄ /g-SV _a)	NA	0.38 ± 0.14 (33)	0.31 ± 0.070 (35)	0.22 ± 0.080 (26)	0.25 ± 0.053 (34)	0.29 ± 0.11 (128)
RVB (L-biogás/L _{reactor} /d)	0.42 ± 0.26 (17)	0.87 ± 0.26 (33)	0.92 ± 0.17 (35)	0.69 ± 0.19 (26)	0.81 ± 0.22 (34)	0.83 ± 0.23 (128)
RVM (L-CH ₄ /L _{reactor} /d)	NA	0.59 ± 0.19 (33)	0.59 ± 0.12 (35)	0.42 ± 0.12 (26)	0.51 ± 0.14 (34)	0.53 ± 0.16 (128)
Temperatura (°C)	22.5 ± 0.5 (34)	23.3 ± 0.3 (34)	20.8 ± 0.8 (36)	17.9 ± 0.9 (27)	19.7 ± 0.6 (35)	20.4 ± 2.3 (132)
pH Influyente	4.5 ± 0.9 (18)	4.3 ± 1.1 (18)	4.4 ± 0.2 (18)	4.4 ± 0.5 (18)	4.4 ± 0.3 (18)	4.4 ± 0.6 (72)
pH Efluente	7.8 ± 0.6 (18)	7.7 ± 0.3 (18)	7.6 ± 0.3 (18)	7.5 ± 0.2 (18)	7.7 ± 0.1 (18)	7.6 ± .3 (72)

Inf: influentes; Efl: efluente; DQO_T: demanda química de oxígeno total; NA: no aplica; Entre paréntesis se encuentra el número de muestras analizadas

Tabla 9. Parámetros de rendimiento del digestor 2 observados durante cada etapa experimental.

Parámetro	Etapa experimental					Promedio
	0	1	2	3	4	
ST Inf (g/L)	89.1 ± 6.7 (36)	88.2 ± 19.7 (34)	98.2 ± 6.6 (36)	98.9 ± 8.9 (27)	124.7 ± 24.7 (35)	102.8 ± 21.8 (132)
SV Inf (g/L)	78.5 ± 4.7 (36)	75.6 ± 17.3 (34)	91.0 ± 6.8 (36)	93.2 ± 7.9 (27)	97.8 ± 14.7 (35)	89.3 ± 15.1 (132)
DQO _T Inf (g/L)	135.4 ± 9.3 (36)	104.8 ± 24.0 (34)	126.1 ± 9.4 (36)	129.2 ± 10.9 (27)	160.1 ± 32.8 (35)	130.3 ± 29.7 (132)
COV _{apli} (g-SV/L/d)	1.5 ± 0.2 (36)	1.3 ± 0.3 (34)	1.5 ± 0.1 (36)	1.6 ± 0.1 (27)	1.6 ± 0.2 (35)	1.5 ± 0.3 (132)
SV Efl (g/L)	22.2 ± 0.0 (36)	17.7 ± 4.6 (34)	20.2 ± 2.0 (36)	23.1 ± 3.1 (27)	23.1 ± 2.4 (35)	20.9 ± 3.9 (132)
COV _{rem} (g-SV _{rem} /L/d)	1.1 ± 0.1 (36)	1.0 ± 0.2 (34)	1.2 ± 0.1 (36)	1.2 ± 0.2 (27)	1.2 ± 0.2 (35)	1.1 ± 0.2 (132)
DQOT Inf/SV Inf (g-DQO/g-SV)	1.7 ± 0.03 (18)	1.4 ± 0.0 (34)	1.4 ± 0.0 (36)	1.4 ± 0.0 (27)	1.6 ± 0.2 (35)	1.4 ± 0.1 (132)
DQOT Efl/SV Efl (g-DQO/g-SV)	1.5 ± 0.0 (18)	1.5 ± 0.1 (34)	1.6 ± 0.1 (36)	1.5 ± 0.02 (27)	1.5 ± 0.03 (35)	1.5 ± 0.1 (132)
SV Inf/ST Inf (%)	89.5 ± 1.0 (18)	85.8 ± 3.8 (34)	92.6 ± 0.8 (36)	94.3 ± 1.5 (27)	79.6 ± 8.2 (35)	87.7 ± 7.5 (132)
SV Efl/ST Efl (%)	73.0 ± 0.0 (36)	68.5 ± 3.9 (34)	70.6 ± 2.5 (36)	75.8 ± 3.3 (27)	76.1 ± 1.1 (35)	72.6 ± 4.3 (132)
Remoción de SV (%)	71.6 ± 1.6 (36)	76.7 ± 2.0 (34)	77.6 ± 3.1 (36)	74.9 ± 5.2 (27)	76.0 ± 3.1 (35)	72.8 ± 6.4 (132)
Producción de biogás (L/d)	5.5 ± 2.4 (35)	6.4 ± 1.8 (33)	7.1 ± 1.6 (35)	5.0 ± 1.5 (27)	6.6 ± 1.9 (35)	6.3 ± 1.8 (130)
Producción de CH ₄ (L/d)	NA	4.3 ± 1.3 (33)	4.7 ± 1.1 (35)	3.0 ± 1.0 (27)	4.0 ± 1.2 (35)	4.1 ± 1.3 (130)
Porcentaje de CH ₄ (%)	NA	67.5 ± 4.2 (18)	66.8 ± 6.02 (18)	63.1 ± 3.3 (18)	60.9 ± 2.0 (18)	64.6 ± 4.9 (72)
REB (L-biogás/g-SV _a)	0.32 ± 0.15 (36)	0.47 ± 0.16 (33)	0.43 ± 0.10 (35)	0.30 ± 0.11 (27)	0.35 ± 0.11 (35)	0.39 ± 0.14 (130)
REM (L-CH ₄ /g-SV _a)	NA	0.32 ± 0.11 (33)	0.28 ± 0.07 (35)	0.18 ± 0.068 (27)	0.21 ± 0.065 (35)	0.25 ± 0.096 (130)
RVB (L-biogás/L _{reactor} /d)	0.48 ± 0.23 (36)	0.58 ± 0.16 (33)	0.64 ± 0.14 (35)	0.45 ± 0.14 (27)	0.58 ± 0.20 (35)	0.57 ± 0.17 (130)
RVM (L-CH ₄ /L _{reactor} /d)	NA	0.39 ± 0.12 (33)	0.43 ± 0.099 (35)	0.27 ± 0.087 (27)	0.35 ± 0.12 (35)	0.37 ± 0.12 (130)
Temperatura (°C)	22.5 ± 0.5 (34)	23.3 ± 0.3 (34)	20.8 ± 0.8 (36)	17.9 ± 0.9 (27)	19.7 ± 0.6 (35)	20.4 ± 2.3 (132)
pH Influyente	4.5 ± 0.9 (18)	4.4 ± 1.1 (17)	4.5 ± 0.2 (18)	4.4 ± 0.5 (18)	4.5 ± 0.3 (18)	4.5 ± 0.6 (71)
pH Efluente	7.8 ± 0.6 (18)	7.7 ± 0.3 (18)	7.5 ± 0.2 (18)	7.4 ± 0.2 (18)	7.6 ± 0.1 (18)	7.6 ± 0.2 (72)

Inf: influentes; Efl: efluente; DQO_T: demanda química de oxígeno total; NA: no aplica; Entre paréntesis se encuentra el número de datos promediados

Tabla 10. Parámetros de rendimiento del digestor 3 observados durante cada etapa experimental.

Parámetro	Etapa experimental					Promedio
	0	1	2	3	4	
ST Inf (g/L)	89.1 ± 6.7 (36)	66.5 ± 14.9 (34)	74.0 ± 5.0 (36)	74.5 ± 6.7 (27)	79.6 ± 11.4 (35)	73.6 ± 11.3 (132)
SV Inf (g/L)	78.5 ± 4.7 (36)	57.0 ± 13.0 (34)	68.5 ± 5.1 (36)	70.2 ± 5.9 (27)	73.7 ± 11.1 (35)	67.3 ± 11.4 (132)
DQO _T Inf (g/L)	27.6 ± 52.4 (36)	99.0 ± 22.6 (34)	119.1 ± 8.9 (36)	122.0 ± 10.3 (27)	128.0 ± 19.2 (35)	116.9 ± 19.8 (132)
COV _{apli} (g-SV/L/d)	1.5 ± 0.2 (36)	0.9 ± 0.2 (34)	1.1 ± 0.1 (36)	1.2 ± 0.1 (27)	1.2 ± 0.2 (35)	1.1 ± 0.2 (132)
SV Efl (g/L)	22.2 ± 0.0 (36)	16.7 ± 4.6 (34)	15.5 ± 1.5 (36)	14.9 ± 5.6 (27)	12.4 ± 5.2 (35)	14.9 ± 4.7 (132)
COV _{rem} (g-SV _{rem} /L/d)	1.1 ± 0.1 (36)	0.7 ± 0.2 (34)	0.9 ± 0.1 (36)	0.9 ± 0.2 (27)	1.0 ± 0.1 (35)	0.9 ± 0.2 (132)
DQO _T Inf/SV Inf (g-DQO/g-SV)	1.7 ± 0.03 (18)	1.7 ± 0. (34)	1.7 ± 0.0 (36)	1.7 ± 0.0 (27)	1.7 ± 0. (35)	1.7 ± 0. (132)
DQO _T Efl/SV Efl (g-DQO/g-SV)	1.8 ± 0.0 (18)	1.7 ± 0.1 (34)	1.8 ± 0.1 (36)	1.8 ± 0.01 (27)	1.8 ± 0.08 (35)	1.8 ± 0.1 (132)
SV Inf/ST Inf (%)	89.5 ± 1.0 (18)	85.8 ± 3.8 (34)	92.6 ± 0.8 (36)	94.3 ± 1.5 (27)	92.4 ± 1.0 (35)	91.1 ± 3.9 (132)
SV Efl/ST Efl (%)	73.0 ± 0.0 (36)	67.8 ± 5.8 (34)	69.7 ± .7 (36)	70.6 ± 4.9 (27)	68.5 ± 07. (35)	69.1 ± 5.2 (132)
Remoción de SV (%)	71.6 ± 1.6 (36)	70.0 ± 9.3 (34)	77.3 ± 2.5 (36)	78.5 ± 8.5 (27)	83.6 ± 5.3 (35)	74.4 ± 8.6 (132)
Producción de biogás (L/d)	5.8 ± 2.4 (35)	5.6 ± 1.6 (33)	5.7 ± 1.1 (35)	4.1 ± 1. (27)	5.1 ± 1.6 (35)	5.2 ± 1.5 (130)
Producción de CH ₄ (L/d)	NA	3.9 ± 1.2 (33)	3.9 ± 0.8 (35)	2.7 ± .7 (27)	3.2 ± 1.0 (35)	3.5 ± 1.0 (130)
Porcentaje de CH ₄ (%)	NA	69.6 ± 4.6 (18)	67.9 ± 6.2 (18)	67.9 ± 6.1 (18)	66.0 ± 2.1 (18)	67.9 ± 5.1 (72)
REB (L-biogás/g-SV _a)	0.34 ± 0.16 (36)	0.54 ± 0.17 (33)	0.46 ± 0.096 (35)	0.33 ± 0.087 (27)	0.37 ± 0.10 (35)	0.43 ± 0.15 (130)
REM (L-CH ₄ /g-SV _a)	NA	0.38 ± 0.13 (33)	0.31 ± 0.067 (35)	0.21 ± 0.057 (27)	0.23 ± 0.059 (35)	0.29 ± 0.11 (130)
RVB (L-biogás/L _{reactor} /d)	0.51 ± 0.23 (36)	0.50 ± 0.14 (33)	0.52 ± 0.099 (35)	0.38 ± 0.091 (27)	0.46 ± 0.14 (35)	0.47 ± 0.13 (130)
RVM (L-CH ₄ / L _{reactor} /d)	NA	0.36 ± 0.11 (33)	0.35 ± 0.073 (35)	0.25 ± 0.059 (27)	0.29 ± 0.088 (35)	0.32 ± 0.094 (130)
Temperatura (°C)	22.5 ± 0.5 (34)	23.3 ± 0.3 (34)	20.8 ± 0.8 (36)	17.9 ± 0.9 (27)	19.7 ± 0.6 (35)	20.4 ± 2.3 (132)
pH Influyente	4.5 ± 0.9 (18)	4.5 ± 1.1 (17)	4.5 ± 0.2 (18)	4.5 ± 0.5 (18)	4.5 ± 0.3 (18)	4.5 ± 0.6 (71)
pH Efluente	7.8 ± 0.6 (18)	7.7 ± 0.24 (18)	7.4 ± 0.2 (18)	7.4 ± 0.2 (18)	7.5 ± 0.09 (18)	7.5 ± 0.2 (72)

Inf: influentes; Efl: efluente; DQO_T: demanda química de oxígeno total; NA: no aplica; Entre paréntesis se encuentra el número de datos promediados

Tabla 11. Parámetros de rendimiento del digestor 4 observados durante cada etapa experimental.

Parámetro	Etapa experimental					Promedio
	0	1	2	3	4	
ST Inf (g/L)	89.1 ± 6.7 (36)	44.7 ± 10.0 (34)	49.8 ± 3.4 (36)	50.1 ± 4.5 (27)	53.5 ± 7.6 (35)	49.5 ± 7.6 (132)
SV Inf (g/L)	78.5 ± 4.7 (36)	38.3 ± 8.8 (34)	46.1 ± 3.5 (36)	47.3 ± 4.0 (27)	49.5 ± 7.4 (35)	45.2 ± 7.7 (132)
DQO _T Inf (g/L)	135.4 ± 9.3 (36)	66.6 ± 15.2 (34)	80.1 ± 6.0 (36)	82.1 ± 7.0 (27)	86.1 ± 12.9 (35)	78.6 ± 13.3 (132)
COV _{apli} (g-SV/L/d)	1.5 ± 0.2 (36)	0.6 ± 0.1 (34)	0.8 ± 0.1 (36)	0.8 ± 0.1 (27)	0.8 ± 0.1 (35)	0.8 ± 0.1 (132)
SV Efl (g/L)	22.2 ± 0.0 (36)	13.1 ± 3.2 (34)	14.3 ± 1.3 (36)	9.8 ± 3.4 (27)	9.1 ± 2.7 (35)	11.7 ± 3.5 (132)
COV _{rem} (g-SV _{rem} /L/d)	1.1 ± 0.1 (36)	0.4 ± 0.1 (34)	0.5 ± 0.04 (36)	0.6 ± 0.1 (27)	0.7 ± 0.1 (35)	0.6 ± 0.1 (132)
DQOT Inf/SV Inf (g-DQO/g-SV)	1.7 ± 0.03 (18)	1.7 ± 0. (34)	1.7 ± 0.0 (36)	1.7 ± 0.0 (27)	1.7 ± 0. (35)	1.7 ± 0. (132)
DQOT Efl/SV Efl (g-DQO/g-SV)	1.7 ± 0.0 (18)	1.7 ± 0.1 (34)	1.6 ± 0. (36)	1.7 ± 0.02 (27)	1.6 ± 0.09 (35)	1.7 ± 0.1 (132)
SV Inf/ST Inf (%)	89.5 ± 1.0 (18)	85.8 ± 3.8 (34)	92.6 ± 0.8 (36)	94.3 ± 1.5 (27)	92.4 ± 1.0 (35)	91.1 ± 3.9 (132)
SV Efl/ST Efl (%)	73.0 ± 0.0 (36)	65.9 ± 5.5 (34)	71.5 ± .7 (36)	67.2 ± 8.7 (27)	68.3 ± 6.6 (35)	68.3 ± 6.2 (132)
Remoción de SV (%)	71.6 ± 1.6 (36)	65.1 ± 7.6 (34)	69.0 ± 1.6 (36)	78.9 ± 7.8 (27)	82.0 ± 3.7 (35)	70.7 ± 8.9 (132)
Producción de biogás (L/d)	5.6 ± 2.4 (35)	2.2 ± 0.8 (33)	3.6 ± 0.9 (35)	2.6 ± 0.5 (26)	3.5 ± 1.0 (34)	3.0 ± 1.0 (128)
Producción de CH ₄ (L/d)	NA	1.6 ± 0.6 (33)	2.4 ± 0.6 (35)	1.7 ± 0.4 (26)	2.4 ± 0.7 (34)	2.0 ± 0.7 (128)
Porcentaje de CH ₄ (%)	NA	72.1 ± 2.8 (18)	67.3 ± 3.7 (18)	66.6 ± 4.4 (18)	67.2 ± 1.7 (18)	68.3 ± 3.9 (72)
REB (L-biogás/g-SV _a)	0.33 ± 0.16 (36)	0.33 ± 0.14 (33)	0.43 ± 0.11 (35)	0.31 ± 0.080 (26)	0.37 ± 0.11 (35)	0.36 ± 0.12 (129)
REM (L-CH ₄ /g-SV _a)	NA	0.24 ± 0.10 (33)	0.29 ± 0.074 (35)	0.2 ± 0.055 (26)	0.25 ± 0.077 (35)	0.25 ± 0.085 (129)
RVB (L-biogás/L _{reactor} /d)	0.5 ± 0.24 (36)	0.2 ± 0.069 (33)	0.33 ± 0.078 (35)	0.24 ± 0.047 (26)	0.31 ± 0.11 (35)	0.27 ± 0.095 (129)
RVM (L-CH ₄ /L _{reactor} /d)	NA	0.15 ± 0.051 (33)	0.22 ± 0.054 (35)	0.15 ± 0.034 (26)	0.21 ± 0.073 (35)	0.18 ± 0.064 (129)
Temperatura (°C)	22.5 ± 0.5 (34)	23.3 ± 0.3 (34)	20.8 ± 0.8 (36)	17.9 ± 0.9 (27)	19.7 ± 0.6 (35)	20.4 ± 2.3 (132)
pH Influyente	4.5 ± 0.9 (18)	4.5 ± 1.1 (17)	4.5 ± 0.2 (18)	4.5 ± 0.5 (18)	4.5 ± 0.3 (18)	4.5 ± 0.6 (71)
pH Efluente	7.8 ± 0.6 (18)	7.7 ± 0.2 (18)	7.4 ± 0.2 (18)	7.2 ± 0.1 (18)	7.4 ± 0.07 (18)	7.4 ± 0.3 (72)

Inf: influentes; Efl: efluente; DQO_T: demanda química de oxígeno total; NA: no aplica; Entre paréntesis se encuentra el número de datos promediados

Tabla 12. Parámetros de rendimiento del digestor 5 observados durante cada etapa experimental.

Parámetro	Etapa experimental					Promedio
	0	1	2	3	4	
ST Inf (g/L)	89.1 ± 6.7 (36)	22.4 ± 5.0 (34)	24.9 ± 1.7 (36)	25.1 ± 2.3 (27)	26.8 ± 3.8 (35)	24.8 ± 3.8 (132)
SV Inf (g/L)	78.5 ± 4.7 (36)	19.2 ± 4.4 (34)	23.1 ± 1.7 (36)	23.6 ± 2.0 (27)	24.8 ± 3.7 (35)	22.6 ± 3.8 (132)
DQO _T Inf (g/L)	135.4 ± 9.3 (36)	33.3 ± 7.6 (34)	40.1 ± 3.0 (36)	41.0 ± 3.5 (27)	43.0 ± 6.5 (35)	39.3 ± 6.6 (132)
COV _{apli} (g-SV/L/d)	1.5 ± 0.2 (36)	0.3 ± 0.1 (34)	0.4 ± 0.03 (36)	0.4 ± 0.03 (27)	0.4 ± 0.1 (35)	0.4 ± 0.06 (132)
SV Efl (g/L)	22.2 ± 0.0 (36)	8.4 ± 2.6 (34)	8.3 ± 1.9 (36)	6.7 ± 2.0 (27)	6.8 ± 2.7 (35)	7.6 ± 2.4 (132)
COV _{rem} (g-SV _{rem} /L/d)	1.1 ± 0.1 (36)	0.2 ± 0.1 (34)	0.2 ± 0.1 (36)	0.3 ± 0.1 (27)	0.3 ± 0.1 (35)	0.3 ± 0.1 (132)
DQOT Inf/SV Inf (g-DQO/g-SV)	1,7 ± 0,03 (18)	1,7 ± 0,0 (34)	1,7 ± 0,0 (36)	1,7 ± 0,0 (27)	1,7 ± 0,0 (35)	1,7 ± 0,0 (132)
DQOT Efl/SV Efl (g-DQO/g-SV)	1,2 ± 0,0 (18)	1,2 ± 0,1 (34)	1,2 ± 0,03 (36)	1,2 ± 0,1 (27)	1,2 ± 0,1 (35)	1,2 ± 0,1 (132)
SV Inf/ST Inf (%)	89,5 ± 1,0 (18)	85,8 ± 3,8 (34)	92,6 ± 0,8 (36)	94,3 ± 1,5 (27)	92,4 ± 1,0 (35)	91,1 ± 3,9 (132)
SV Efl/ST Efl (%)	73,0 ± 0,0 (36)	63,9 ± 13,1 (34)	65,1 ± 6,0 (36)	66,3 ± 4,7 (27)	64,2 ± 2,4 (35)	64,8 ± 7,7 (132)
Remoción de SV (%)	71.6 ± 1.6 (36)	54.4 ± 17.2 (34)	63.1 ± 11.1 (36)	71.0 ± 9.7 (27)	72.1 ± 10.4 (35)	58.9 ± 19.8 (132)
Producción de biogás (L/d)	5.8 ± 2.4 (35)	1.7 ± 0.4 (33)	1.8 ± 0.3 (35)	1.5 ± 0.4 (26)	1.8 ± 0.5 (34)	1.7 ± 0.4 (128)
Producción de CH ₄ (L/d)	NA	1.3 ± 0.3 (33)	1.3 ± 0.2 (35)	1.0 ± 0.3 (26)	1.2 ± 0.3 (34)	1.2 ± 0.3 (128)
Porcentaje de CH ₄ (%)	NA	77.2 ± 4.7 (18)	72.7 ± 4.9 (18)	70.6 ± 3.1 (18)	68.5 ± 2.5 (18)	72.3 ± 5.1 (72)
REB (L-biogás/g-SV _a)	0.34 ± 0.16 (36)	0.49 ± 0.14 (33)	0.43 ± 0.10 (35)	0.35 ± 0.11 (26)	0.38 ± 0.12 (35)	0.41 ± 0.13 (129)
REM (L-CH ₄ /g-SV _a)	NA	0.38 ± 0.12 (33)	0.31 ± 0.071 (35)	0.23 ± 0.076 (26)	0.26 ± 0.077 (35)	0.30 ± 0.105 (129)
RVB (L-biogás/L _{reactor} /d)	0.52 ± 0.23 (36)	0.15 ± 0.034 (33)	0.16 ± 0.031 (35)	0.13 ± 0.035 (26)	0.16 ± 0.054 (35)	0.15 ± 0.041 (129)
RVM (L-CH ₄ /L _{reactor} /d)	NA	0.12 ± 0.027 (33)	0.12 ± 0.022 (35)	0.09 ± 0.026 (26)	0.11 ± 0.036 (35)	0.11 ± 0.030 (129)
Temperatura (°C)	22.5 ± 0.5 (34)	23.3 ± 0.3 (34)	20.8 ± 0.8 (36)	17.9 ± 0.9 (27)	19.7 ± 0.6 (35)	20.4 ± 2.3 (132)
pH Influyente	4.5 ± 0.9 (18)	4.4 ± 1.1 (18)	4.5 ± 0.1 (18)	4.5 ± 0.6 (18)	4.7 ± 0.4 (18)	4.5 ± 0.6 (72)
pH Efluente	7.8 ± 0.6 (18)	7.6 ± 0.2 (18)	7.3 ± 0.2 (18)	7.1 ± 0.07 (18)	7.2 ± 0.07 (18)	7.3 ± 0.3 (72)

Inf: influentes; Efl: efluente; DQO_T: demanda química de oxígeno total; NA: no aplica; Entre paréntesis se encuentra el número de datos promediados.

7.3.1. Temperatura ambiente de los digestores

En las Tablas 8, 9, 10, 11 y 12 se muestra la temperatura ambiente promedio medida durante cada etapa experimental. El promedio de temperatura ambiente durante toda la fase experimental fue de 20.4 ± 2.3 °C, registrando las temperaturas más bajas entre diciembre del 2019 a enero del 2020 ($T_{\min} = 16.5$ °C) y las temperaturas más altas entre agosto y septiembre del 2019 ($T_{\max} = 23.9$ °C). Tomando en cuenta los rangos de oscilación de la temperatura, se puede considerar que los digestores fueron operados a condiciones de baja temperatura (< 25 °C).

7.3.2. pH influente y efluente de los digestores

Durante el desarrollo de las etapas experimentales de los digestores el pH de los influentes varió entre 4.3 ± 1.1 y 4.7 ± 0.4 (Tablas 8, 9, 10, 11 y 12). La codigestión influente de D1 fue la mezcla que presentó los pH más bajos. El pH del influente de los digestores se debe principalmente al uso de frutas, verduras y residuos con bajo pH como: piña (3.3 - 5.2), papa (6.1), zanahoria (5.7), plátano (4.9), naranja (4.2), papaya (5.8), jitomate (3.9) etc. (Casaubon-Garcín, et al., 2018), sin embargo, el pH del efluente durante todas las etapas experimentales (269 d) estuvo en el rango de 7.1 a 7.8, lo cual demuestra la alta capacidad buffer de los sistemas de DA. Esta declaración es válida para altos valores de alcalinidad (10,600-11,000 mg CaCO₃/kg) dentro del reactor (Rajagopal, et al., 2017).

7.3.3. Eficiencia de remoción de SV, COV_{apli} y COV_{rem}

Durante las etapas experimentales (1, 2, 3 y 4) se obtuvo un promedio de concentración de SV en el influente para D1, D2, D3, D4 y D5 de 111.9 ± 18.9 , 89.3 ± 15.1 , 67.3 ± 11.4 , 45.2 ± 7.7 , 22.6 ± 3.8 g-SV/L, respectivamente, para obtener COV_{apli} de 1.9 ± 0.3 , 1.5 ± 0.3 , 1.1 ± 0.2 , 0.8 ± 0.1 , 0.4 ± 0.06 g-SV/L/d, respectivamente (Figura 4 y 5). Variables de operación como el flujo del influente (183 mL/d) y efluente (183 mL/d) fueron bien controladas manteniendo el TRH fijo (TRH = 60 d) durante el experimento, de tal forma que el flujo y el TRH no tuvieron influencia en el rendimiento de los DA. Variables operacionales como la concentración de SV influentes (g-SV/L), COV_{apli} (g-SV/L/d) y la temperatura tuvieron influencia significativa en el rendimiento de los DA, cómo se discutirá más adelante.

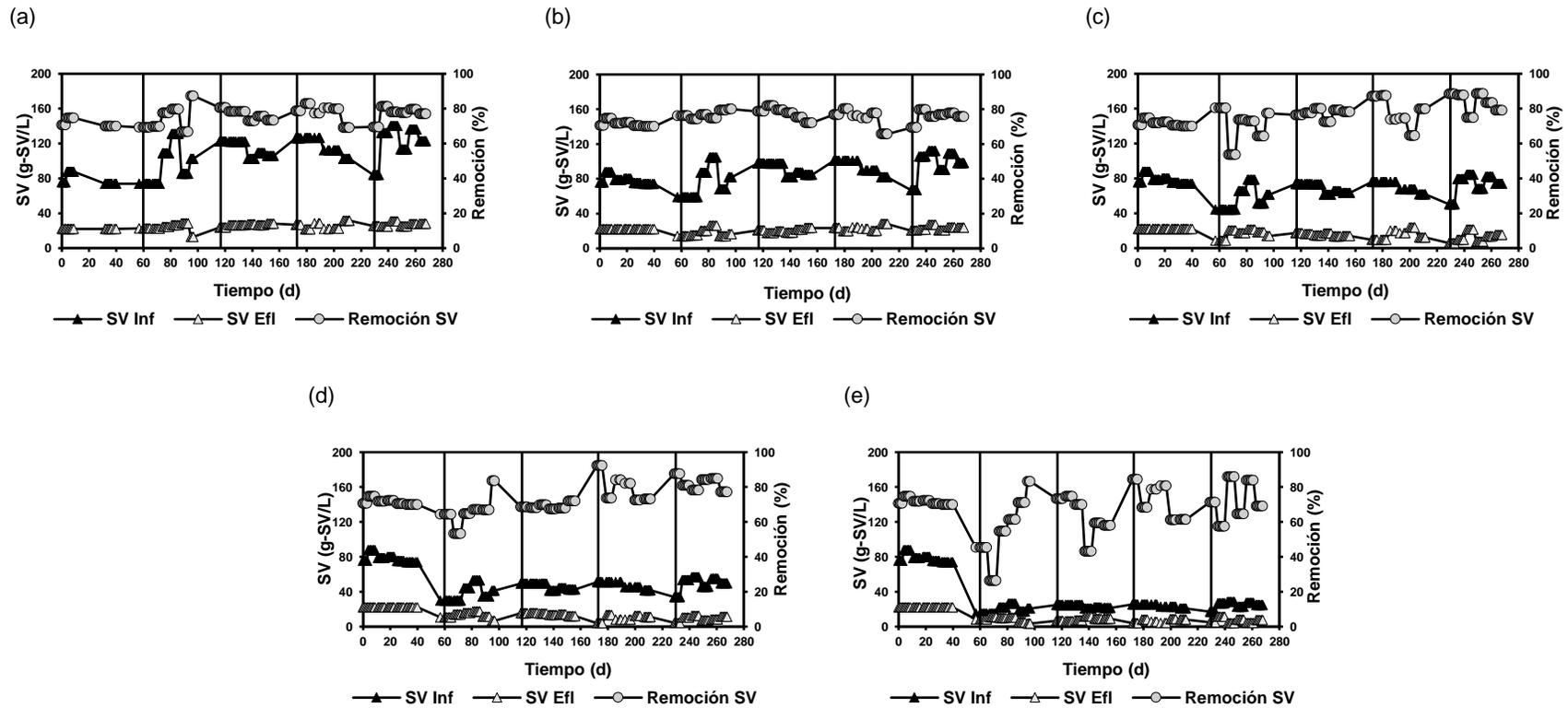


Figura 4 | Tiempos de operación experimental de los digestores: (a) concentración y remoción de SV del D1; (b) concentración y remoción de SV del D2; (c) concentración y remoción de SV del D3; (d) concentración y remoción de SV del D4; (e) concentración y remoción de SV del D5. El inicio de las etapas experimentales 1, 2, 3 y 4 es indicado con líneas sólidas verticales.

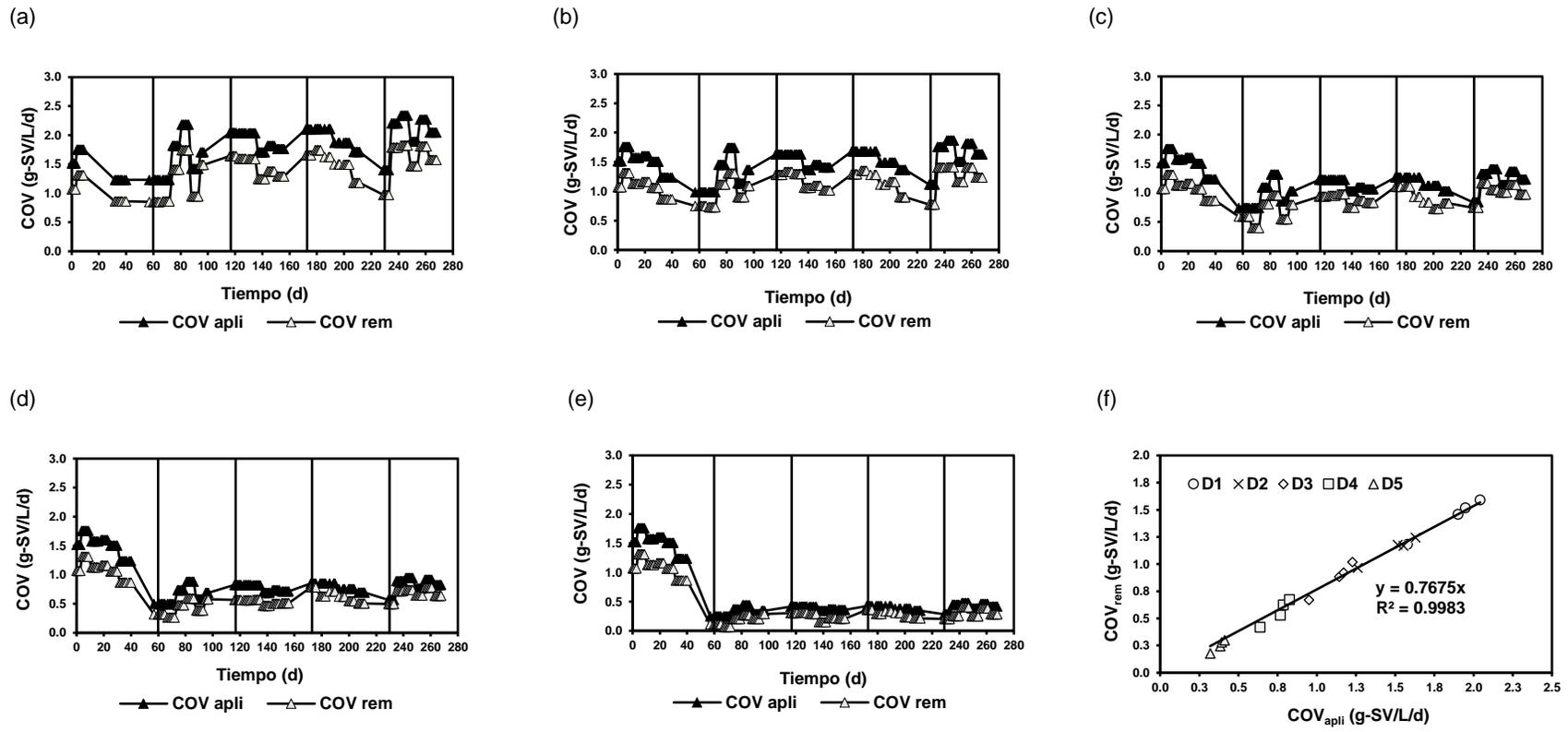


Figura 5 | Tiempos de operación experimental de los digestores: (a) COV_{apli} y COV_{rem} para D1; (b) COV_{apli} y COV_{rem} para D2; (c) COV_{apli} y COV_{rem} para D3; (d) COV_{apli} y COV_{rem} para D4; (e) COV_{apli} y COV_{rem} para D5; (f) Correlación lineal entre COV_{apli} y COV_{rem}. El inicio de las etapas experimentales 1, 2, 3 y 4 es indicado con líneas sólidas verticales.

Durante las etapas experimentales 1, 2, 3 y 4, los D1, D2, D3, D4 y D5 removieron en promedio 73.1 ± 9.2 , 72.8 ± 6.4 , 74.4 ± 8.6 , 70.7 ± 8.9 y 58.9 ± 19.8 % de SV, respectivamente (Tablas 8, 9, 10, 11 y 12). Mediante el análisis estadístico de ANOVA y la prueba simultánea de Tukey con un 95% de confianza se determinó que no hay diferencias estadísticamente significativas entre las medias de remoción de SV reportadas para los digestores D1, D2, D3, D4 y D5. Por lo tanto, las remociones de SV de los cinco digestores fueron estadísticamente iguales durante todas las etapas experimentales.

La eficiencia de remoción de SV fue mayor a medida que aumentaba la concentración de SV en el influente en los DA (Figura 4) y el tiempo de operación avanzaba. Las bacterias anaerobias empezaron a acumularse en los digestores (Figura 11 y Tabla 13) y a aclimatarse a la codigestión, así como a las condiciones de operación de baja temperatura y COV_{apli} (bajas y medias) (Esparza-Soto, et al., 2013). Las eficiencias de remoción de SV obtenidas están en los rangos de las reportadas por autores como Salminen y Rintala (2002), Alvarez y Lidén (2008) y Alcaraz (2019), quienes reportaron eficiencias de remoción de 31 a 76, 8 a 67 y 59 a 68 % de SV, respectivamente, realizando DAM con residuos orgánicos (Anexo: Resumen general de rendimientos reportados por otros autores realizando DAM a temperaturas psicrófilas (12 a 25 °C) y mesófilas (25 a 45 °C) implementado diferentes influentes y variables operacionales).

El rendimiento de los digestores también puede evaluarse a partir del comportamiento de la COV_{rem} . Los DA mostraron que hubo un incremento paralelo de la COV_{rem} a medida que aumentaba la COV_{apli} (Figura 5) (Rajagopal, et al., 2017). Lo anterior, demuestra que el lodo anaerobio de los digestores reaccionó positivamente con el incremento de la COV_{apli} (Esparza-Soto, et al., 2013).

El promedio de COV_{rem} obtenido durante el experimento para D1, D2, D3, D4 y D5 fue 1.4 ± 0.3 , 1.1 ± 0.2 , 0.9 ± 0.2 , 0.6 ± 0.1 y 0.3 ± 0.1 g-SV/L/d, respectivamente. La Figura 5 (f) muestra la correlación lineal entre la COV_{apli} y la COV_{rem} de los DA, cuya pendiente representa la eficiencia de remoción de SV (76.8 % y $R^2 = 0.9983$), la cual es similar a las eficiencias calculadas con las concentraciones experimentales del influente y efluente de los DA operados en esta investigación (58.9 a 74.4 %).

La relación SV/ST, o el contenido de materia orgánica del influente ($SV_{Influente}/ST_{Influente}$) y del efluente ($SV_{Efluente}/ST_{Efluente}$) variaron entre 87.7 - 91.1 g-SV/g-ST y 64.8 - 73.6 g-SV/g-ST, respectivamente, en los DA. Esta reducción en la relación SV/ST en los DA nos indica que

el influente de los digestores presentó un alto contenido de materia orgánica que fue digerida por las bacterias presentes en la cama de lodos de los DA.

7.3.4. Producción de biogás y metano

La producción estándar (0 °C y 1 atm) de biogás y metano de los digestores durante las etapas experimentales se muestran en la Figura 6. Se puede observar que dichas producciones aumentaron cuando la COV_{rem} aumentó, por tanto, las producciones también fueron mayores para los digestores con las COV_{apli} más altas (Tablas 8, 9, 10, 11 y 12).

Durante el experimento la producción promedio de biogás para D1, D2, D3, D4 y D5 fue 9.1 ± 2.5 , 6.3 ± 1.8 , 5.2 ± 1.5 , 3.0 ± 1.0 , 1.7 ± 0.4 L-biogás/d, respectivamente, y el promedio de producción de metano fue de 5.9 ± 1.7 , 4.1 ± 1.3 , 3.5 ± 1.0 , 2.0 ± 0.7 , 1.2 ± 0.3 L-metano/d, respectivamente. En la Figura 6 se aprecia que la producción de biogás y metano más baja se presentó durante la etapa experimental 3 (día 172 a día 211), lo cual coincide con la época de invierno y es cuando se presentaron las temperaturas ambientales más bajas para los DA.

En la Figura 7 se presenta la correlación lineal entre la producción de biogás y metano con la COV_{rem} durante todas las etapas experimentales, tomando en cuenta que la mayor parte de la materia orgánica eliminada (DQO soluble y particulada) se convierte en biogás (van Haandel y Lettinga, 1994; Esparza-Soto, et al., 2013). Además, se puede observar el incremento directamente proporcional de la producción de biogás cuando la COV_{rem} aumentó (Figura 7 (a)). La pendiente de la regresión de la Figura 7 (a) indica que en promedio 5.8346 L de biogás fueron producidos por cada g/L de SV removido (0.5304 L-biogás/g-SV_{rem}) y la pendiente de la Figura 7 (b) indica que 3.7699 L de metano fueron producidos por cada g/L de SV removido (0.3427 L-CH₄/g-SV_{rem}). Estos rendimientos se compararán con datos de la literatura en la sección 7.3.10.

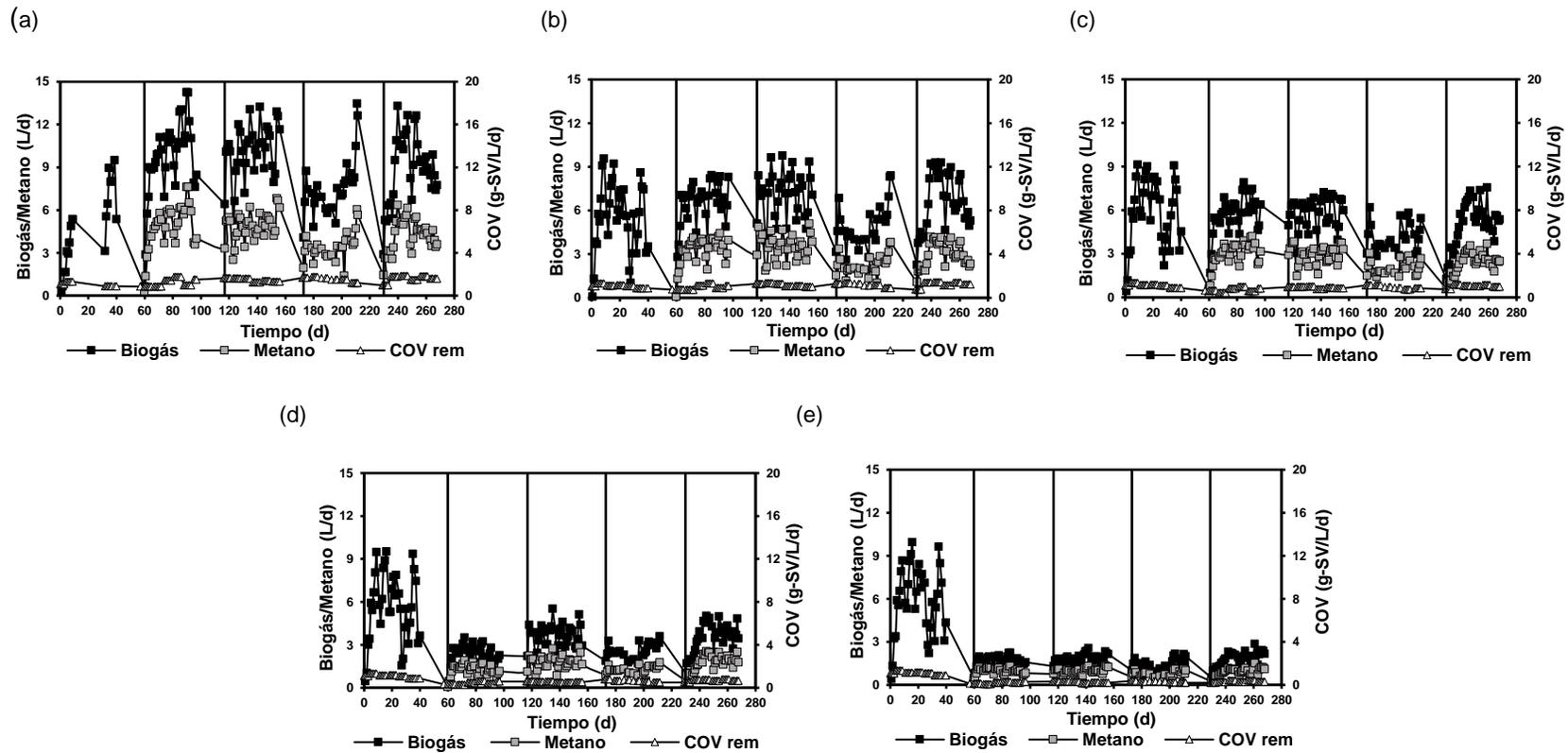


Figura 6 | Tiempos de operación experimental de los digestores: (a) Perfiles de producción (Biogás/Metano) y COV_{rem} para D1; (b) Perfiles de producción (Biogás/Metano) y COV_{rem} para D2; (c) Perfiles de producción (Biogás/Metano) y COV_{rem} para D3; (d) Perfiles de producción (Biogás/Metano) y COV_{rem} para D4; (e) Perfiles de producción (Biogás/Metano) y COV_{rem} para D5. El inicio de las etapas experimentales 1, 2, 3 y 4 es indicado con líneas sólidas verticales.

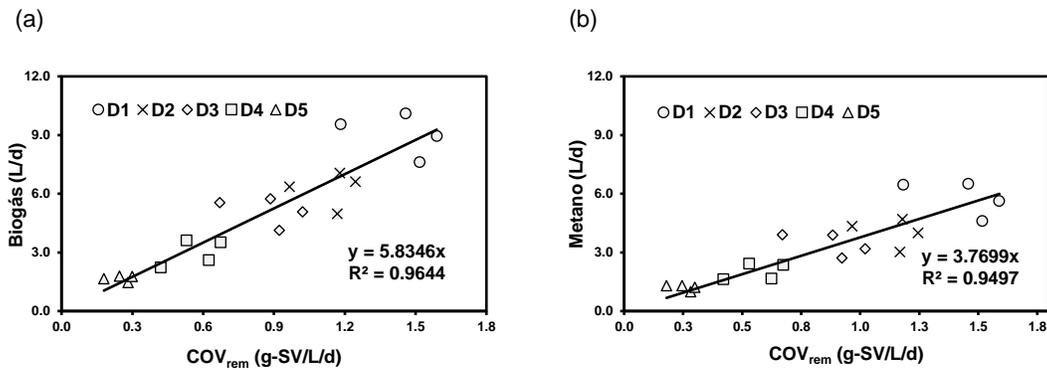


Figura 7 | (a) Correlación entre la producción de biogás y COV_{rem}; (b) Correlación entre la producción de metano y COV_{rem}.

Mediante el análisis estadístico de ANOVA y la prueba simultánea de Tukey con un 95% de confianza se determinó que:

- Las medias de producción de biogás y metano de las etapas 1, 2 y 4 del D1 fueron estadísticamente iguales; las medias de producción de biogás y metano de las etapas 3 y 4 del D1 fueron estadísticamente iguales y las medias de producción de biogás y metano de la fase 3 fueron estadísticamente diferentes de las medias de producción de biogás y metano de las etapas 1 y 2 del D1.
- Las medias de producciones de biogás y metano de las etapas 1, 2 y 4 del D2 fueron estadísticamente iguales y las medias de producción de biogás y metano de la fase 3 fueron estadísticamente diferentes de las medias de producción de biogás y metano de las etapas 1, 2 y 4 del D2.
- Las medias de producción de biogás y metano de las etapas 1, 2 y 4 del D3 fueron estadísticamente iguales y las medias de producción de biogás y metano de la fase 3 fueron estadísticamente diferentes de las medias de producción de biogás y metano de las etapas 1, 2 y 4 del D3.
- Las medias de producción de biogás y metano de las etapas 2 y 4 del D4 fueron estadísticamente iguales; las medias de producción de biogás y metano de las etapas 1 y 3 del D4 fueron estadísticamente iguales y las medias de producción de biogás y metano de las etapas 2 y 4 fueron estadísticamente diferentes de las medias de producción de biogás y metano de las etapas 1 y 3 del D4.
- No hay diferencias estadísticamente significativas entre las medias de producción de biogás y metano de las etapas 1, 2, 3 y 4 del D5. Por lo tanto, las medias de

producción de biogás y metano medidas del D5 fueron estadísticamente iguales durante las etapas experimentales.

7.3.5. Porcentaje de metano en el biogás

Durante el experimento se realizó seguimiento al porcentaje de metano en el biogás mediante la prueba de columna de adsorción en NaOH (Figura 3). El porcentaje de metano promedio en el biogás para D1, D2, D3, D4 y D5 fue de 64.2 ± 3.6 , 64.6 ± 4.9 , 67.9 ± 5.1 , 68.3 ± 3.9 , 72.3 ± 5.1 % de metano, respectivamente (Tablas 8, 9, 10, 11 y 12).

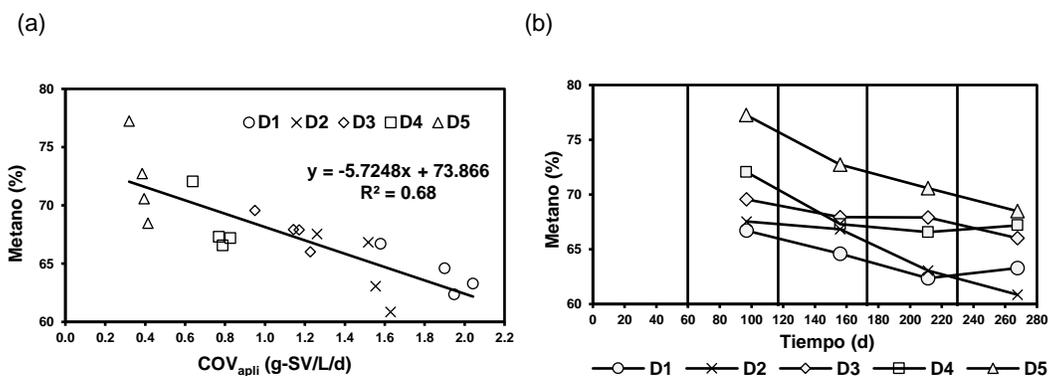


Figura 8 | (a) Correlación entre la COV_{apli} y el porcentaje de metano del biogás; (b) Perfiles de los porcentajes de metano medidos en los digestores durante el experimento. El inicio de las etapas experimentales 1, 2, 3 y 4 es indicado con líneas sólidas verticales.

En la correlación lineal de la Figura 8 (a) se aprecia que el porcentaje de metano del biogás disminuyó cuando la COV_{apli} aumentó en los DA siguiendo una correlación inversamente proporcional ($R^2 = 0.68$). Con la ecuación de regresión de la Figura 8 (a) se puede calcular que la concentración de metano será cero cuando la COV_{apli} sea igual a 12.90 g-SV/L/d. Aunado a lo anterior, en la Figura 8 (b) también se aprecia que el D5 (COV_{apli} más baja) fue el reactor que presentó los porcentajes de metano en el biogás más altos (72.3 ± 5.1 %) durante el experimento, mientras que el D1 (COV_{apli} más alta) presentó los porcentajes de metano en el biogás más bajos (64.2 ± 3.6 %). Lo anterior indica que la disminución del contenido de metano en el biogás se relaciona con el aumento de la COV_{apli} (o concentración de SV del influente). La producción de un biogás de mayor calidad también puede asociarse a la RSI, de tal forma que, una menor cantidad de sustrato influente mejoró la digestión llevada a cabo por las bacterias en los digestores. Otros autores relacionan la

producción de biogás de menor calidad con la inhibición de la metanogénesis por el uso de COV_{apli} altas (Weizhang, et al., 2013).

También se observa en la Figura 8 (b) que el porcentaje de metano disminuyó en todos los reactores conforme avanzó el tiempo de operación, pero sin ser iguales al final de la fase 4. En futuras investigaciones se puede valorar el comportamiento del porcentaje de metano en el biogás a tiempos de operación mayores (> 270 d), con la finalidad de determinar si es posible alcanzar el mismo porcentaje de metano en el biogás sin importar la COV_{apli} .

Otros autores como Weizhang et al. (2013) también observaron que durante la DAM de la codigestión de algas y paja de maíz, el contenido de metano en el biogás disminuyó de 71 a 57 % cuando la COV_{apli} aumentó progresivamente de 2.0 a 8.0 g-SV/L/d, respectivamente. Por su parte, Alvarez y Lidén (2008) observaron que durante la DAM de residuos de matadero, estiércol, frutas y verduras, el contenido de metano en el biogás disminuyó de 56 a 44 % cuando la COV_{apli} aumentó de 1.31 a 3.8 g-SV/L/d, respectivamente, lo cual estuvo asociado a la sobrecarga hidráulica del sistema (lavado de los microorganismos), sobrecarga orgánica o capacidad de amortiguación insuficiente en el digestor que redujo la actividad metanogénica.

Mediante el análisis estadístico de ANOVA y la prueba simultánea de Tukey con un 95% de confianza se determinó que: las medias medidas de porcentaje de metano en el biogás de los digestores 3, 4 y 5 fueron estadísticamente iguales; las medias medidas de porcentaje de metano en el biogás de los digestores 1, 2, 3 y 4 fueron estadísticamente iguales y la media medida de porcentaje de metano en el biogás del digestor 5 fue estadísticamente diferente de las medias de porcentaje de metano en el biogás de los digestores 1 y 2.

7.3.6. Rendimiento volumétrico de biogás y metano

Los rendimientos volumétricos de biogás (RVB) y de metano (RVM) representan la producción diaria de biogás o de metano por litro de reactor ($L/L_{reactor}/d$). Durante las etapas experimentales el promedio de RVB para D1, D2, D3, D4 y D5 fue 0.83 ± 0.23 , 0.57 ± 0.17 , 0.47 ± 0.13 , 0.27 ± 0.095 , 0.15 ± 0.041 L-biogás/ $L_{reactor}/d$, respectivamente, y el promedio de RVM fue 0.53 ± 0.16 , 0.37 ± 0.12 , 0.32 ± 0.094 , 0.18 ± 0.064 , 0.11 ± 0.030 L-metano/ $L_{reactor} /d$, respectivamente (Tablas 8, 9, 10, 11 y 12).

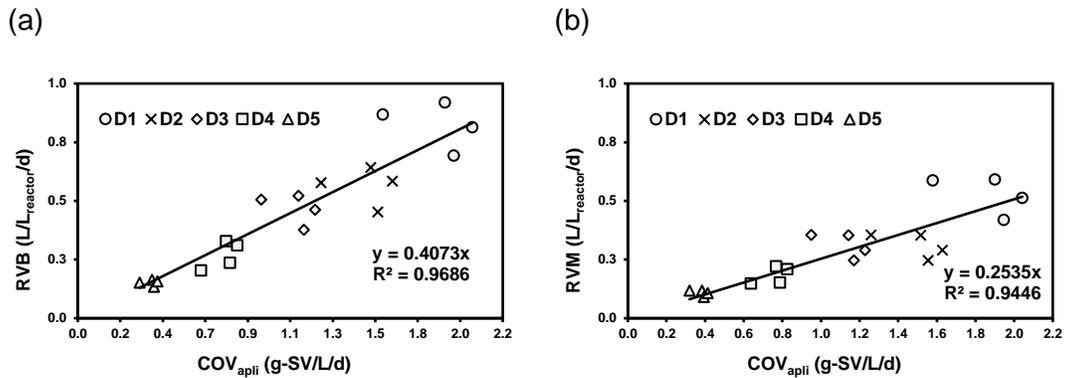


Figura 9 | (a) Correlación entre la COV_{apli} y el RVB; (b) Correlación entre la COV_{apli} y el RVM.

Al igual que la producción de biogás y metano (L/d), el RVB y el RVM fueron mayores al incrementar la COV_{apli} en los digestores y fueron más bajos durante la etapa experimental 3 (día 172 a día 211) respecto a las otras etapas (1, 2 y 4).

La Figura 9 (a y b) muestra la correlación lineal entre los rendimientos volumétricos de los DA y la COV_{apli} y cuya pendiente representa el REB (0.4073 L-biogás/g-SV_a) ($R^2 = 0.9686$) y el REM (0.2535 L-metano/g-SV_a) ($R^2 = 0.9446$). Las pendientes anteriores se compararán con los rendimientos específicos calculados en el apartado 7.3.7.

7.3.7. Rendimiento específico de biogás y metano

El rendimiento específico de biogás (REB) y de metano (REM) representan el volumen de biogás o de metano producido a partir de la cantidad de SV añadidos (SV_a) a los DA (L/g-SV_a). Durante las etapas experimentales el promedio de REB para D1, D2, D3, D4 y D5 fue 0.46 ± 0.15 , 0.39 ± 0.14 , 0.43 ± 0.15 , 0.36 ± 0.12 y 0.41 ± 0.13 L-biogás/g-SV_a, respectivamente, mientras que el promedio de REM fue 0.29 ± 0.11 , 0.25 ± 0.096 , 0.29 ± 0.11 , 0.25 ± 0.085 y 0.30 ± 0.105 L-metano/g-SV_a, respectivamente (Tablas 8, 9, 10, 11 y 12).

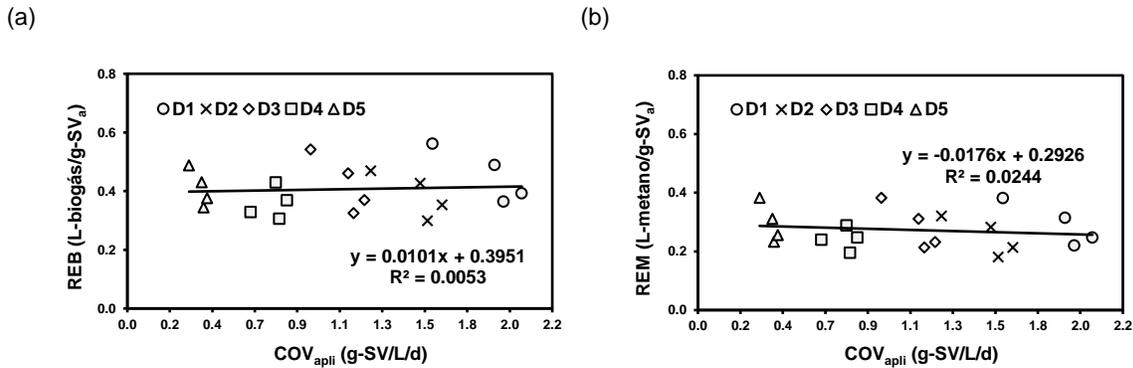


Figura 10 | (a) Correlación entre la COV_{apli} y el REB; (b) Correlación entre la COV_{apli} y el REM.

En las Figuras 10 (a y b) se observa que la COV_{apli} no tiene incidencia sobre el REB y el REM, es decir que no hay correlación lineal entre estas variables. Los rendimientos más altos durante el experimento se observaron en la fase experimental 1 (día 57 a día 115) (Tablas 8, 9, 10, 11 y 12), lo que indica que la biomasa de los reactores se adaptó rápidamente al sustrato influente y a las condiciones operacionales.

Los promedios de REM reportados en esta investigación (0.29, 0.25, 0.29, 0.25 y 0.30 L-metano/g-SV_a para D1, D2, D3, D4 y D5, respectivamente, a 20.4 °C) se encuentran en el rango de los REM obtenidos a partir de las pendientes de las correlaciones lineales de la Figura 7 (REM = 0.3427 L-metano/g-SV_a) y la Figura 9 (REM = 0.2535 L-metano/g-SV_a).

Por otra parte, los REM presentados en este estudio se encuentran en el rango de resultados reportados en la literatura de DAM mesofílica de residuos orgánicos de matadero de aves (0.081 a 0.49 L-CH₄/g-SV_a a 31 °C) (Salminen y Rintala, 2002) y mezcla de residuos de fruta y verdura con residuos orgánicos de matadero (0.23 L-CH₄/g-SV_a a 35 °C) (Alvarez y Lidén, 2008). Otros autores como Massé y Cata Saady (2015b) reportaron REM más bajos a los de este estudio (0.13 a 0.22 L-CH₄/g-SV_a a 20 °C) realizando DAM de estiércol de vaca y DAM de una MRFV con LAPC (0.18 a 0.21 L-CH₄/g-SV_a a 19 °C) (Alcaraz, 2019) a baja temperatura.

En esta investigación se obtuvieron altos REM en comparación con los resultados reportados por otros autores que realizaron DAM a baja temperatura. Lo anterior se puede justificar por el sustrato usado como influente en los DA, de tal forma que, la implementación de frutas y vegetales como: plátano, papa, piña y zanahoria beneficiaron la DAM de los digestores.

Mediante el análisis estadístico de ANOVA y la prueba simultánea de Tukey con un 95% de confianza se determinó que las medias de REB y REM de los DA no presentaron diferencias estadísticamente significativas. Por lo tanto, las medias de REB y REM de los cinco digestores fueron estadísticamente iguales durante todas las etapas experimentales.

7.3.8. Cama de lodos de los digestores

La concentración inicial de SV de la cama de lodos (CL) de los D1, D2, D3, D4 y D5 fue de 26.8 g-SV/L y se incrementó a 35.9, 34.3, 31.8, 29.2, 28.2 g-SV/L, respectivamente, entre el día 0 y el día 269. Lo anterior, corresponde a un incremento en la concentración de SV de la cama de lodos de 34.0 % (D1), 28.0 % (D2), 18.9 % (D3), 9.0 % (D4) y 5.3% (D5), de tal forma que la concentración de SV en la cama de lodos fue mayor en los DA con las COV_{apli} más altas.

En la Tabla 13 y la Figura 11 se presenta la evolución (concentración de sólidos) de la CL al final de cada etapa experimental. Se puede observar que entre los días 116 y 269 la concentración de sólidos en los DA no cambió. Según Grobicki y Stuckey (1991), los DA alcanzan un estado estacionario cuando los parámetros de operación y las eficiencias de remoción permanecen constantes durante dos o tres veces el TRH. Alcaraz (2019) por su parte, reportó que la anterior premisa se cumplió en DA operados a TRH de 40, 60 y 80 días (durante 240 días) y cuya estabilidad dependió de la mezcla interna que hay en los digestores (sustrato y CL) para evitar estratificación.

Por otra parte, el promedio de la relación SV/ST en la CL fue alta (<70 %). Cabe resaltar que en la Tabla 13 también se puede observar que la concentración de sólidos entre algunas etapas fue negativa, sin embargo, estas diferencias fueron bajas.

Se realizó un seguimiento del pH de la CL de los digestores al finalizar cada fase experimental y se encontró que el pH estuvo en rango de 7.3 a 8.6 en todos los DA, de tal forma que no se presentaron tendencias de acidificación durante la etapa experimental de esta investigación.

En la Figura 11 (f) se presenta el comportamiento del tiempo de retención celular (TRC) durante la operación de los DA. Se puede observar que el TRC presentó un incremento progresivo especialmente en los DA con COV_{apli} bajas, lo cual se justifica por la dilución de la CL y el aumento de la remoción de sólidos en el efluente.

Los TRC de los D1, D2, D3, D4 y D5 aumentaron de 57.7 a 81.1, 68.6 a 85.7, 69.9 a 145.7, 69.3 a 180.7 y 68.3 a 251.6 d, respectivamente, entre el día 0 y el día 269. Tomando en cuenta lo anterior, los TRC más bajos son los correspondientes al D1 (81.1 d) y D2 (85.7 d), superando en 21 y 26 d, respectivamente, el TRH de diseño de los DA (60 d). TRC cercanos al TRH pueden causar problemas de fuga de lodos en el efluente a largo plazo.

Tabla 13. Evolución de la cama de lodos de los digestores.

Digestor	Parámetro	Unidades	Día						Δ Sólidos (C Final-C Inicial)					Incremento
			0	57	116	172	229	269	0-56	57-115	116-171	172-228	229-268	Día 0 @ 269
									Etapa 0	Etapa 1	Etapa 2	Etapa 3	Etapa 4	%
1	ST	g-ST/L	36.1	33.6	50.3	48.1	49.7	48.3	-2.5	16.7	-2.2	1.6	-1.4	33.8
	SV	g-SV/L	26.8	24.4	36.3	36.0	37.5	35.9	-2.3	11.9	-0.3	1.5	-1.7	34.0
	SF	g-SF/L	9.3	9.2	13.9	12.0	12.2	12.4	-0.1	4.8	-1.9	0.1	0.2	33.5
	SV/ST	%	74.3	72.7	72.3	75.0	75.4	74.3						
2	ST	g-ST/L	36.1	33.1	45.1	42.0	43.5	44.8	-2.9	12.0	-3.1	1.5	1.3	24.3
	SV	g-SV/L	26.8	24.0	32.7	32.4	31.6	34.3	-2.8	8.8	-0.3	-0.8	2.6	28.0
	SF	g-SF/L	9.3	9.2	12.4	9.6	11.9	10.6	-0.1	3.2	-2.8	2.3	-1.3	13.9
	SV/ST	%	74.3	72.3	72.6	77.2	72.6	76.7						
3	ST	g-ST/L	36.1	34.0	36.8	40.6	36.8	41.0	-2.1	2.8	3.8	-3.8	4.2	13.7
	SV	g-SV/L	26.8	24.9	26.7	29.8	28.5	31.8	-1.8	1.8	3.1	-1.3	3.3	18.9
	SF	g-SF/L	9.3	9.0	10.1	10.9	8.4	9.2	-0.3	1.1	0.8	-2.5	0.8	-1.2
	SV/ST	%	74.3	73.4	72.6	73.5	77.3	77.7						
4	ST	g-ST/L	36.1	33.6	35.5	32.1	33.5	35.9	-2.4	1.8	-3.4	1.4	2.4	-0.6
	SV	g-SV/L	26.8	24.5	26.5	24.7	25.4	29.2	-2.3	2.1	-1.8	0.7	3.8	9.0
	SF	g-SF/L	9.3	9.2	9.0	7.3	8.1	6.7	-0.1	-0.2	-1.6	0.7	-1.4	-28.0
	SV/ST	%	74.3	72.7	74.7	77.1	75.9	81.4						
5	ST	g-ST/L	36.1	31.9	36.0	35.2	36.8	34.7	-4.1	4.0	-0.7	1.6	-2.1	-3.7
	SV	g-SV/L	26.8	23.7	26.9	28.3	28.8	28.2	-3.1	3.2	1.3	0.5	-0.6	5.3
	SF	g-SF/L	9.3	8.2	9.0	6.9	8.0	6.5	-1.1	0.8	-2.1	1.1	-1.5	-29.8
	SV/ST	%	74.3	74.3	75.1	80.3	78.2	81.2						

C Final=Concentración final; C Inicial=Concentración inicial.

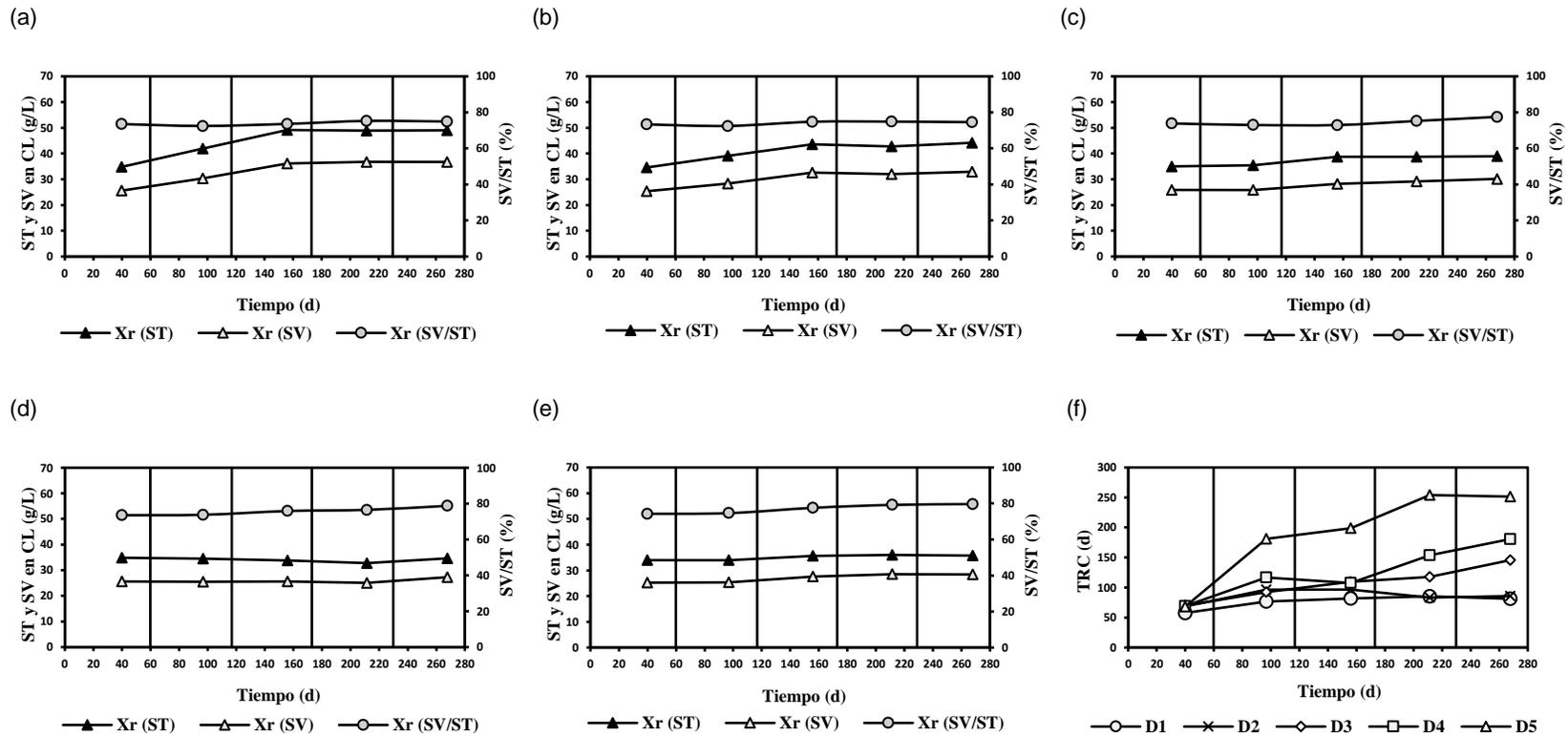


Figura 11 | Tiempos de operación experimental de los digestores: (a) Evolución de la cama de lodos (CL) del D1; (b) Evolución de la CL del D2; (c) Evolución de la CL del D3; (d) Evolución de CL del D4; (e) Evolución de la CL del D5; (f) Tiempo de retención de celular (TRC) de los digestores. El inicio de las etapas experimentales 1, 2, 3 y 4 es indicado con líneas sólidas verticales.

7.3.9. Producción teórica de biogás y metano

En esta investigación se consideró que el porcentaje de recuperación de biogás o metano es el resultado de dividir la producción medida de biogás o metano entre su producción teórica. Durante esta investigación, la recuperación de biogás promedio para D1, D2, D3, D4 y D5 fue 43.27 ± 5.17 , 44.45 ± 16.43 , 42.17 ± 11.51 , 36.80 ± 12.14 y 44.02 ± 13.67 %, respectivamente, mientras que el promedio de recuperación de metano fue 43.15 ± 6.05 , 44.04 ± 17.35 , 41.89 ± 12.79 , 36.71 ± 12.38 y 44.12 ± 15.89 %, respectivamente.

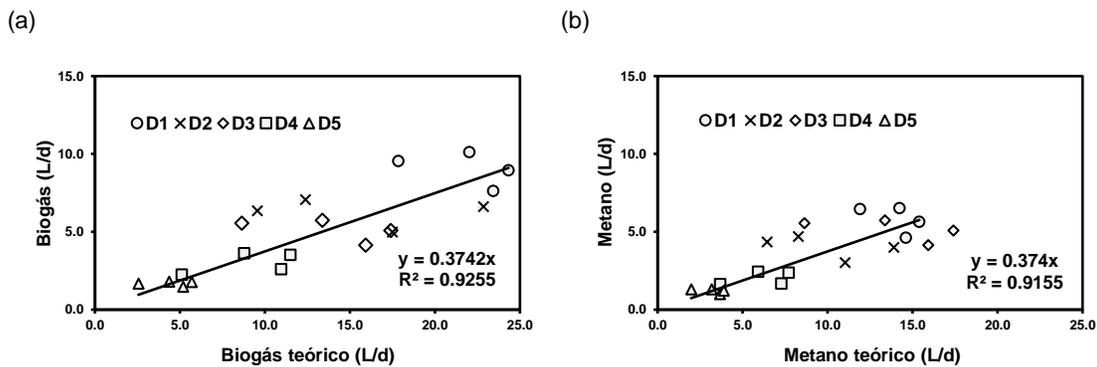


Figura 12 | (a) Correlación entre la producción teórica y experimental de biogás: (b) Correlación entre la producción teórica y experimental de metano.

La Figura 12 presenta la correlación entre la producción experimental y teórica de biogás y metano. La pendiente de la Figura 12 (a) y de la Figura 12 (b) indican que hubo una baja recuperación de biogás (37.42 %) ($R^2 = 0.9255$) y metano (37.40 %) ($R^2 = 0.9155$). Sin embargo, se encuentran en el rango de las recuperaciones de biogás y metano calculadas (36 - 44 %). Se obtuvieron bajas recuperaciones de biogás y metano, tomando en cuenta las frutas y verduras que componían el sustrato usado como influente de los DA (plátano, piña, papa, zanahoria etc.). Cabe resaltar que el REM reportado en esta investigación fue mayor al reportado por autores como: Alcaraz (2019), Massé & Cata Saady (2015) y Noori (2015), realizando DAM a baja temperatura, aun tomando en cuenta la baja recuperación de metano.

7.3.10. Comparación entre los rendimientos de los digestores y los resultados obtenidos por otros autores

La Figura 13 presenta la comparación entre los resultados de rendimiento obtenidos en este estudio con algunos reportados en la literatura.

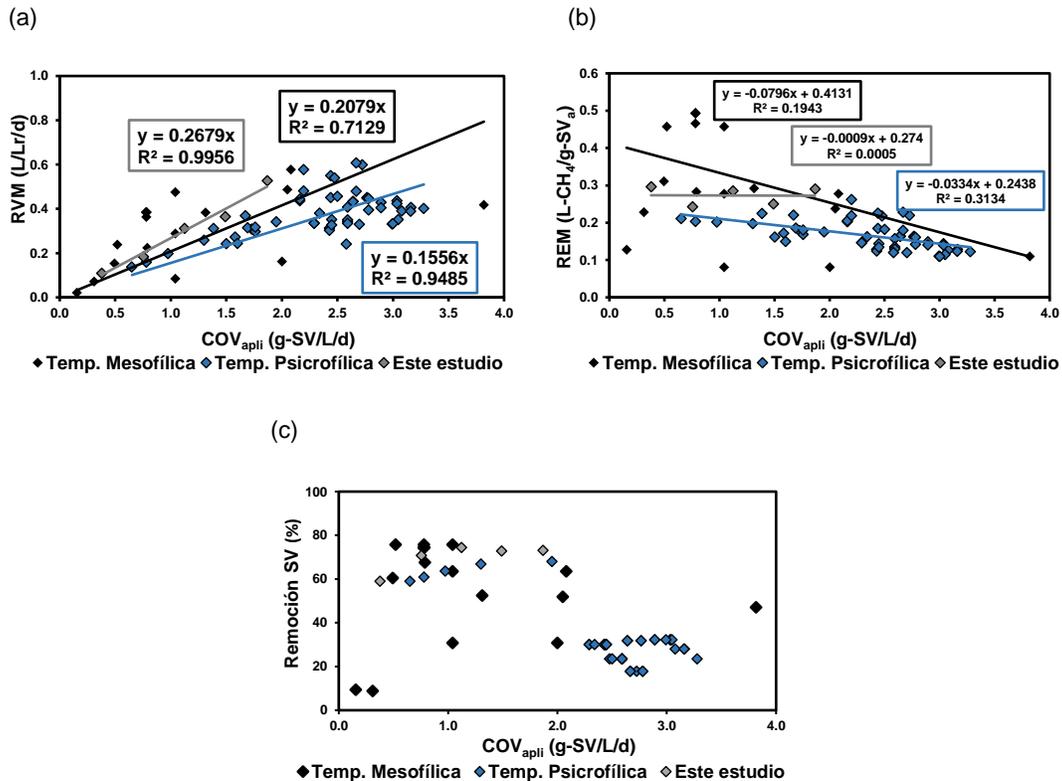


Figura 13 | Comparación entre los rendimientos de los digestores y los resultados obtenidos por otros autores a temperaturas psicofílicas (12 a 25 °C) y mesofílicas (25 a 45 °C). (a) Correlación lineal entre la COV_{apli} y el RVM; (a) Correlación lineal entre la COV_{apli} y el RVM; Correlación lineal entre la COV_{apli} y la remoción de SV.

La Figura 13 (a) muestra la correlación lineal entre la COV_{apli} y el RVM y cuyas pendientes representan el REM. Los RVM de esta investigación (0.11 a 0.53 L-CH₄/L_{reactor}/d a 20.4 ± 0.7 °C) se encuentran en el rango de resultados reportados en la literatura de DAM mesofílica (0.02 a 0.58 L-CH₄/L_{reactor}/d entre 31 y 35 °C) tratando residuos orgánicos de matadero de aves (Salminen y Rintala, 2002) y mezcla de residuos de fruta y verdura con residuos orgánicos de matadero (Alvarez y Lidén, 2008). Los RVM reportados por otros autores (0.14 a 0.61 L-CH₄/L_{reactor}/d entre 19 y 21 °C) realizando DAM de estiércol de vaca (Massé y Cata Saady, 2015a y 2015b) y DAM de una MRFV con LAPC (Alcaraz, 2019) son más bajos que los obtenidos en este estudio.

Las pendientes de la Figura 13 (a) indica que en promedio 0.1556 y 0.2079 litros de metano fueron producidos por cada g-SV añadido para estudios de DAM a baja temperatura (19 a 21 °C) y temperatura mesofílica (31 a 35 °C), respectivamente. El REM promedio para este estudio (0.2679 L- CH₄/g-SV_a) fue mayor a los REM promedio de los estudios a baja temperatura y temperatura mesofílica.

La Figura 13 (b) muestra que la correlación lineal entre la COV_{apli} y los REM. Los REM de esta investigación (0.24 a 0.30 L-CH₄/g- SV_a) se encuentran en el rango de resultados reportados en la literatura de DAM mesofílica (0.08 a 0.49 L-CH₄/g- SV_a) y son mayores a los reportados en la literatura de DAM a baja temperatura (0.11 a 0.26 L-CH₄/g- SV_a).

En la Figura 13 (c) apreciamos la correlación lineal entre la COV_{apli} y la remoción de SV. Gráficamente podemos observar que la remoción de SV obtenidas en este estudio son mayores que las reportadas en estudios de DAM a baja temperatura y en algunos casos son similares a las reportadas en estudios de DAM a temperatura mesofílica.

8. Conclusiones

Los DA operados a baja temperatura, TRH fijo y alimentación continua presentaron un aumento paralelo entre la remoción de sólidos, producción de biogás, producción de metano conforme aumentó la COV_{apli} cuando trataron una codigestión de LAPC con MRFV.

El porcentaje de metano en el biogás presentó un aumento progresivo conforme disminuyó la COV_{apli} en los DA.

La COV_{apli} no parece tener un efecto significativo sobre el REB y el REM de tal forma que dichos rendimientos fueron similares en los cinco DA.

La implementación de frutas y vegetales como: plátano, papa, piña y zanahoria en el sustrato influente, beneficiaron la DAM en los DA, de tal forma que, los REM obtenidos fueron mejores a los reportados por otros autores que realizaron DAM a baja temperatura.

La cama de lodos de los DA incrementó de manera progresiva conforme transcurrió el tiempo de operación.

Se presentaron TRC cercanos al TRH de diseño correspondientes al D1 y D2, sin embargo, no tuvieron influencia sobre el rendimiento de los sistemas de DA.

La recuperación del biogás y metano fueron bajas, sin embargo, fueron mejores a las reportadas por otros autores que realizaron DAM a baja temperatura.

Las eficiencias de remoción de SV, la producción de biogás y metano, el REB y el REM obtenidos en este estudio son similares a las reportadas en la literatura en rangos de temperatura mesofílica, de tal forma que los DA operados en este estudio a baja temperatura funcionaron tan bien como algunos DA operados a temperaturas mesofílicas, y podría ser más eficiente en el consumo de energía porque el sistema de DA de este estudio no requirió calentamiento por encima de la temperatura ambiente en Toluca de Lerdo, México.

9. Recomendaciones

Con base en los resultados obtenidos y la discusión realizada en esta investigación, se hacen las siguientes recomendaciones:

- Realizar experimentos con los DA a TRH menores a 40 días para evaluar su desempeño.
- Realizar seguimiento a la calidad del biogás obtenido de los DA a mayores tiempos de operación (400, 500, 600 d).
- Analizar la calidad del efluente de los DA con relación al contenido de coliformes fecales para su disposición final.
- Caracterizar fisicoquímicamente el efluente de los DA para determinar su calidad y su posible uso como fertilizante.

10. Referencias bibliográficas

- Acurio, G., Rossin, A., Texeira, P. F., Zepeda, F. (1997). Diagnóstico de la Situación del Manejo de Residuos Sólidos Municipales en América Latina y el Caribe. Whashington, E.U. Banco Interamericano de Desarrollo y Organización Panamericana.
- Alcaraz, S. (2019). Efecto de variables fisicoquímicas sobre la producción de metano en la codigestion de lodo biológico, Tesis de doctorado no publicada. Instituto Interamericano de tecnología del Agua. Universidad Autónoma del Estado de México, México.
- Alvarez, R., Lidén, G. (2008). Semi-continuous co-digestion of solid slaughterhouse waste, manure, and fruit and vegetable waste. *Renewable Energy*, 33, 726-734.
- APHA (2017). Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington, DC. EU: American Public Association/American Water Works Association/Water Environment Federation.
- Bolzonella, D. Cavinato, C., Fatone, F., Pavan, P., Cecchi, F. (2012). High rate mesophilic, thermophilic, and temperature phased anaerobic digestion of waste activated sludge: A pilot scale study. *Waste Management*, 32(6), 1196-1201.
- Casaubon-Garcín, P., Lamshing-Salinas, P., Isoard-Acosta, F., Casaubon Lemen-Meyer, S., Delgado-Franco, D., Pérez-Lizaur, A. B. (2018). pH de los alimentos: ¿una herramienta para el manejo de los pacientes con reflujo gastroesofágico?. *Revista Mexicana de Pediatría*, 85(3), 89-94.
- Chong, S., Sen, T. K., Kayaalp, A., Ang, H. M. (2012). The performance enhancements of upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors for domestic sludge treatment. State of-the art review. *Water Research*, 46(11), 3434-3470.
- Chynoweth, D. P., Owens, J. M., Legrand, R. (2001). Renewable methane from anaerobic digestion of biomass. *Renewable Energy*, 22(1-3), 1-8.
- DiStefano, T. D., Belenky, L. G. (2009). Life-cycle analysis of energy and greenhouse gas emissions from anaerobic biodegradation of municipal solid waste. *Journal Environmental Engineering*, 135(11), 1097-1105.
- Esparza-Soto, M., Arzate-Archundia, O., Solís-Morelos, C., Fall, C. (2013). Treatment of a chocolate industry wastewater in a pilot-scale low-temperature UASB reactor operated at short hydraulic and sludge retention time. *Water Science & Technology*, 67(6), 1353-1361.
- Fang, F., Qiao, L. L., Ni, B. J., Cao, J. S., Yu, H.Q. (2017). Quantitative evaluation on the characteristics of activated sludge granules and flocs using a fuzzy entropy-based. *Scientific Reports*, 7:42910.

- Fitamo, T., Boldrin, A., Boel, K. (2016). Co-digestion of food and garden waste with mixed sludge from wastewater treatment in continuously stirred tank reactors. *Bioresource technology*, 206, 245-254.
- Fytili, D., Zabaniotou, A. (2008). Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods-A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 12(1), 116-140.
- Grobicki, A., Stuckey, D. C. (1991). Performance of the anaerobic baffled reactor under steady state and shock loading conditions. *Biotechnology and Bioengineering*, 4(37), 344-355.
- Hanandeh, A. E., El-Zenin, A. (2010). The development and application of multicriteria decision-making tool with consideration of uncertainty: the selection of a management strategy for the bio-degradable fraction in the municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 101(2), 555-561.
- Hartmann, H., Ahring, B. (2006). Strategies for the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: an overview. *Water Science & Technology*, 53(8), 7-22.
- Hui, Y., Li'ao, W., Fenwei, S., Gang, H. (2006). Urban solid waste management in Chongqing: Challenges and opportunities. *Waste Management*, 26(9), 1052-1062.
- Jang, H. M., Kim, M., Ha, J. H., Park, J. M. (2015). Reactor performance and methanogenic archaea species in thermophilic anaerobic co-digestion of waste activated sludge mixed with food wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 276, 20-28.
- Kafle, G., Bhattarai, S., Kim, S., Chen, L. (2014). Effect of feed to microbe ratios on anaerobic digestion of Chinese cabbage waste under mesophilic and termophilic conditions: biogas potential and kinetic study. *Journal Environmental Management*, 133, 293-301.
- Kim, H., Namb, J., Shin, H. (2011). A comparison study on the high-rate co-digestion of sewage sludge and food waste using a temperature-phased anaerobic sequencing batch reactor system. *Bioresource Technology*, 102(15), 7272-7279.
- Koch, K., Helmreich, B., Drewes, J. E. (2015). Co-digestion of food waste in municipal wastewater treatment plants: Effect of different mixtures on methane yield and hydrolysis rate constant. *Applied Energy*, 137, 250-255.
- Lindmark, J., Thorin, E., Fdhila, R. B., Dahlquist, E. (2014). Effects of mixing on the result of anaerobic digestion: Review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 40, 1030-1047.
- Liu, X., Gao, X., Wang, W., Zheng L., Zhou, Y., Sun, Y. (2012). Pilot-scale anaerobic co-digestion of municipal biomass waste: Focusing on biogas production and GHG reduction. *Renewable Energy*, 44, 463-468.

- Martí-Herrero, J., Álvarez, R., Cespedes, R., Rojas, M. R., Conde, V., Aliagra, L., Balboa, M., Danov, S. (2015). Cow, sheep and llama manure at psychrophilic anaerobic co-digestion with low cost tubular digesters in cold climate and high altitude. *Bioresource Technology*, 181, 238-246.
- Massé, D. I., Cata Saady, N. M. (2015a). High rate psychrophilic anaerobic digestion of undiluted dairy cow feces. *Bioresource Technology*, 187, 128–135.
- Massé, D. I., Cata Saady, N. M. (2015b). Psychrophilic dry anaerobic digestion of dairy cow feces: Long-term operation. *Waste Management*, 36, 86-92.
- Mesquita, D. P., Amaral, A. L., Ferreira, E. C. (2013). Activated sludge characterization through microscopy: A review on quantitative image analysis and chemometric techniques. *Analytica Chimica Acta*, 802, 14-28.
- Metcalf & Eddy, 2014 Wastewater Engineering. Treatment and Reuse. 5 ed. New York, EU: McGraw-Hill.
- Nielfa, A., Cano, R., Fdz-Polanco, M. (2015). Theoretical methane production generated by the co-digestion of organic fraction municipal solid waste and biological sludge. *Biotechnology Reports*, 5, 14-21.
- Noori, M., Saady, C., Massé, D. I. (2015). High rate psychrophilic anaerobic digestion of high solids (35%) dairy manure in sequence batch reactor. *Bioresource Technology*, 186, 74–80.
- Odegaard, H., Paulsrud, B., Karlsson, I. (2002). Wastewater sludge as a resource: sludge disposal strategies and corresponding treatment technologies aimed at sustainable handling of wastewater sludge. *Water Science & Technology*, 46(10), 295-303.
- Prabhu, M. S., Srikanth, M. (2016). Anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste. *Waste Management & Research*, 34(4), 1-9.
- Rajagopal, R., Bellavance, D., Rahaman, S. (2017). Psychrophilic anaerobic digestion of semi-dry mixed municipal food waste: For North American context. *Process Safety and Environmental Protection*, 105, 101-108.
- Rincón, B., Borja, R., Portillo, M., Sáiz-Jiménez, C. (2008). Influence of organic loading rate and hydraulic retention time on the performance, stability and microbial communities of one-stage anaerobic digestion of two-phase olive mill solid residue. *Biochemical Engineering Journal*, 40(2), 253-261.
- Rodríguez, J. (2010). Estudio comparativo de diferentes tecnologías de higienización de lodos de depuradora con fines para su reutilización. Tesis de doctorado no publicada. Universidad Politécnica de Madrid, España.

- Rogel, J. A. (2017). Efecto del tiempo de retención de sólidos (TRS) en la digestión anaerobia de un lodo biológico, bajo condiciones psicrófilas. Tesis de doctorado no publicada. Universidad Autónoma del Estado de México, México.
- Sáez, A., Urdaneta, J. Joheni, A. (2014). Manejo de residuos sólidos en América Latina y el Caribe. *Omnia*, 20(3), 121-135.
- Salminen, E. A., Rintala, J. A. (2002). Semi-continuous anaerobic digestion of solid poultry slaughterhouse waste: effect of hydraulic retention time and loading. *Water Research*, 36(13), 3175-3182.
- SEMARNAT (2012). Generación estimada de residuos sólidos urbanos por tipo de residuos (miles de toneladas). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 12/03/2019. De: http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D3_RSM01_03&IBIC_user=dgeia_mce&IBIC_pass=dgeia_mce&NOMBREANIO=*
- SEMARNAT (2019a). Residuos Sólidos Urbanos (RSU). Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 1/03/2019. De: <https://www.gob.mx/semarnat/acciones-y-programas/residuos-solidos-urbanos-rsu>
- SEMARNAT (2019b). Informe de la Situación del Medio Ambiente en México 2018, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 20/08/2020. De: <https://apps1.semarnat.gob.mx:8443/dgeia/informe18/index.html>
- SEMARNAT (2002). Norma Oficial Mexicana NOM-004-SEMARNAT-2002, Protección ambiental. - Lodos y biosólidos. -Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final. 25/06/2020. De: <https://dof.vlex.com.mx/vid/lodos-biosolidos-permisibles-contaminantes-28065223>
- Sharholly, M., Ahmad, K., Mahmood, G., Trivedi, R. C. (2008). Municipal solid waste management in Indian cities - A review. *Waste Management*, 28(2), 459-467.
- Skovgaard, M., Villanueva, A., Andersen, F.I.M., Larsen, H. (2007). Environmental outlooks: municipal waste. European Topic Center on Resource and Waste Management. ETC/RWM Working Paper, No. 2007/1. 20/08/2020. De: http://www.risoe.dk/rispubl/art/2007_72_report.pdf
- Spanjers, A., Vanrolleghem, P. A. (2019). Respirimetría. En Métodos Experimentales para el tratamiento de aguas residuales (145-193). London, UK: Cambridge University Press.
- van Haandel, A. C., Lettinga, G. (1994) . Anaerobic Sewage Treatment: A Practical Guide for Regions with a Hot Climate, Chichester, UK: John Wiley & Sons.
- Wahidunnabi, A. K., Eskicioglu, C. (2014). High pressure homogenization and two-phased anaerobic digestion for enhanced biogas conversion from municipal waste sludge. *Water Research*, 66, 430-446.

- Weizhang, Z., Lina, C., Yijing, L., Zhongzhi, Z., Zhenjia, Z., & Wei-Min, W. (2013). Enhanced methane production from Taihu Lake blue algae by anaerobic co-digestion with corn straw in continuous feed digesters. *Bioresource Technology*, 134, 264–270.
- Wang, L., Shen, F., Yuan, H., Zou, D., Liu, Y., Zhu, B. Li, X. (2014). Anaerobic co-digestion of kitchen waste and fruit/vegetable waste: Lab-scale and pilot-scale studies. *Waste Management*, 34(12), 2627-2633.
- Zamanzadeh, M. Hagen, L. H., Svensson, K., Linjordet, R., Horn, S. J. (2016). Anaerobic digestion of food waste-Effect of recirculation and temperature on performance and microbiology. *Waste research*, 96, 246-254.
- Zhang, C., Su, H., Baeyens, J., Tan, T. (2014). Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 38, 383-392.
- Zhang, D. Q., Tan, K. S., Gersberg, R. M. (2010). Municipal solid waste management in China: Status, problems and challenges. *Journal of Environmental Management*, 91(8), 1623-1633.
- Zhong, W., Chi, L., Luo, Y., Zhang, Z., Zhang, Z., Wu, W-M (2013). Enhanced methane production from Taihu Lake blue algae by anaerobic co-digestion with corn straw in continuous feed digesters. *Bioresource Technology*, 134, 264–270.

Anexo A

Desempeño de algunos digestores anaerobios operados a temperaturas psicrófilas y mesófilas.

Sustrato	T (°C)	Volumen (L)	COV _{apli} (g-SV/L/d)	TRH (d)	Metano (L/d)	RVM (L-CH ₄ /L _{reactor} /d)	REM (L-CH ₄ /g-SV _a)	Remoción SV (%)	Referencia
	35	1.8	0.31	30	0.1	0.07	0.23	8.7	
Residuos de fruta y verdura	35	1.8	1.31	30	0.7	0.38	0.29	52.4	
+ Residuos de matadero de cerdos + Estiércol de cerdo	35	1.8	2.05	30	0.9	0.49	0.24	51.8	Alvarez y Lidén (2008)
	35	1.8	3.82	10	0.8	0.42	0.11	47.1	
	35	1.8	0.16	30	0.0	0.02	0.13	9.3	
	35	1.8	0.79	50	0.4	0.22	0.28	67.6	
	35	1.8	0.49	70	0.3	0.15	0.31	60.4	
	31	2.0	1.04	25	0.2	0.08	0.08	30.8	
Residuos de matadero de aves	31	2.0	2.00	13	0.3	0.16	0.08	30.8	Salminen y Rintala (2002)
	31	2.0	1.04	50	0.6	0.29	0.28	63.5	
	31	2.0	2.08	25	1.2	0.58	0.28	63.5	

T: temperatura; COV_{apli}: carga orgánica volumétrica aplicada; TRH: tiempo de retención hidráulico; RVM: rendimiento volumétrico de metano; REM: rendimiento específico de metano; NR: no reporta.

Desempeño de algunos digestores anaerobios operados a temperaturas psicrófilas y mesófilas (*Continuación*).

Sustrato	T (°C)	Volumen (L)	COV _{apli} (g-SV/L/d)	TRH (d)	Metano (L/d)	RVM (L-CH ₄ /L _{reactor} /d)	REM (L-CH ₄ /g-SV _a)	Remoción SV (%)	Referencia
Residuos de matadero de aves	31	2.0	0.78	50	0.8	0.38	0.49	74.4	Salminen y Rintala (2002)
	31	2.0	1.04	50	1.0	0.48	0.46	75.6	
	31	2.0	0.52	100	0.5	0.24	0.46	75.6	
	31	2.0	0.78	100	0.7	0.36	0.47	75.6	
Residuos de fruta, verdura, cárnicos y carbohidratos + Estiércol de vaca	20	24.0	0.17	315	21.9	0.91	0.77	86.0	Rajagopal, et al. (2017)
	20	24.0	0.52	180	37.0	1.54	0.74	86.0	
	20	24.0	0.13	360	37.0	1.54	1.48	86.0	
	20	24.0	0.17	315	26.9	1.12	0.94	86.0	
	20	24.0	0.17	157	16.6	0.69	0.58	73.0	
	20	24.0	0.17	157	17.9	0.74	0.63	73.0	
	20	24.0	0.17	157	14.6	0.61	0.51	73.0	
	20	24.0	0.12	153	13.0	0.54	0.64	73.0	
	20	24.0	0.12	153	12.7	0.53	0.62	73.0	

T: temperatura; COV_{apli}: carga orgánica volumétrica aplicada; TRH: tiempo de retención hidráulico; RVM: rendimiento volumétrico de metano; REM: rendimiento específico de metano; NR: no reporta.

Desempeño de algunos digestores anaerobios operados a temperaturas psicrófilas y mesófilas (*Continuación*).

Sustrato	T (°C)	Volumen (L)	COV _{apli} (g-SV/L/d)	TRH (d)	Metano (L/d)	RVM (L-CH ₄ /L _{reactor} /d)	REM (L-CH ₄ /g-SV _a)	Remoción SV (%)	Referencia
Residuos de fruta, verdura, cárnicos y carbohidratos + Estiércol de vaca	20	24.0	0.12	153	10.7	0.45	0.52	73.0	Rajagopal, et al. (2017)
	20	24.0	0.12	153	12.0	0.50	0.59	73.0	
	20	24.0	0.12	153	11.9	0.49	0.58	73.0	
	20	24.0	0.23	80	18.6	0.77	0.48	73.0	
	20	24.0	0.29	80	22.0	0.92	0.45	73.0	
	20	24.0	0.29	80	17.1	0.71	0.35	73.0	
	20	24.0	0.31	70	18.3	0.76	0.36	73.0	
	20	24.0	0.31	70	20.1	0.84	0.39	73.0	
	20	24.0	0.29	84	20.7	0.86	0.42	73.0	
	20	24.0	0.29	84	22.7	0.95	0.46	73.0	
	20	24.0	0.29	84	23.7	0.99	0.48	73.0	
	20	24.0	0.47	51	34.0	1.42	0.43	73.0	
	20	24.0	0.47	0.51	32.6	1.36	0.41	73.0	

T: temperatura; COV_{apli}: carga orgánica volumétrica aplicada; TRH: tiempo de retención hidráulico; RVM: rendimiento volumétrico de metano; REM: rendimiento específico de metano; NR: no reporta.

Desempeño de algunos digestores anaerobios operados a temperaturas psicrófilas y mesófilas (*Continuación*).

Sustrato	T (°C)	Volumen (L)	COV _{apli} (g-SV/L/d)	TRH (d)	Metano (L/d)	RVM (L-CH ₄ /L _{reactor} /d)	REM (L-CH ₄ /g-SV _a)	Remoción SV (%)	Referencia
Residuos de fruta, verdura, cárnicos y carbohidratos + Estiércol de vaca	20	24.0	0.47	51	32.9	1.37	0.41	73.0	Rajagopal, et al. (2017)
	20	24.0	0.47	51	33.9	1.41	0.42	73.0	
	20	24.0	0.68	41	45.7	1.90	0.40	73.0	
	20	24.0	0.68	41	45.6	1.90	0.40	73.0	
	20	24.0	0.68	41	46.6	1.94	0.41	73.0	
Residuos de fruta, verdura, cárnicos y carbohidratos + Estiércol de vaca	20	8.4	1.58	75	2.3	0.27	0.17	NR	Massé y Cata Saady (2015a)
	20	8.8	1.73	66	2.7	0.31	0.18	NR	
	20	8.6	1.69	70	2.7	0.31	0.19	NR	
	20	7.9	1.38	86	2.5	0.31	0.22	NR	
	20	8.2	1.50	79	2.0	0.24	0.16	NR	
	20	8.9	1.76	64	2.6	0.30	0.17	NR	
	20	8.9	1.76	64	2.8	0.32	0.18	NR	
20	8.7	1.67	67	3.2	0.37	0.22	NR		

T: temperatura; COV_{apli}: carga orgánica volumétrica aplicada; TRH: tiempo de retención hidráulico; RVM: rendimiento volumétrico de metano; REM: rendimiento específico de metano; NR: no reporta.

Desempeño de algunos digestores anaerobios operados a temperaturas psicrófilas y mesófilas (*Continuación*).

Sustrato	T (°C)	Volumen (L)	COV _{apli} (g-SV/L/d)	TRH (d)	Metano (L/d)	RVM (L-CH ₄ /L _{reactor} /d)	REM (L-CH ₄ /g-SV _a)	Remoción SV (%)	Referencia
Residuos de fruta, verdura, cárnicos y carbohidratos + Estiércol de vaca	20	9.4	2.16	58	4.1	0.44	0.20	NR	Massé y Cata Saady (2015a)
	20	9.4	2.16	58	4.2	0.44	0.21	NR	
	20	8.9	2.20	65	4.3	0.48	0.22	NR	
	20	8.9	2.20	65	5.1	0.58	0.26	NR	
Estiércol de vaca	20	13.3	2.64	38	5.7	0.43	0.16	31.7	Massé y Cata Saady (2015b)
	20	13.3	2.64	38	5.8	0.43	0.16	31.7	
	20	12.7	2.89	40	5.5	0.43	0.15	32.2	
	20	12.7	2.89	40	5.1	0.41	0.14	32.2	
	20	14.2	3.16	36	5.8	0.41	0.13	27.9	
	20	13.7	3.08	37	5.3	0.39	0.13	27.9	
	20	13.7	3.16	37	5.3	0.39	0.12	27.9	
	20	14.1	2.77	37	6.4	0.45	0.12	31.7	
	20	14.1	2.77	37	6.3	0.45	0.16	31.7	

T: temperatura; COV_{apli}: carga orgánica volumétrica aplicada; TRH: tiempo de retención hidráulico; RVM: rendimiento volumétrico de metano; REM: rendimiento específico de metano; NR: no reporta.

Desempeño de algunos digestores anaerobios operados a temperaturas psicrófilas y mesofílicas (*Continuación*).

Sustrato	T (°C)	Volumen (L)	COV _{apli} (g-SV/L/d)	TRH (d)	Metano (L/d)	RVM (L-CH ₄ /L _{reactor} /d)	REM (L-CH ₄ /g-SV _a)	Remoción SV (%)	Referencia
Estiércol de vaca	20	13.5	3.03	38	5.9	0.44	0.14	32.2	Massé y Cata Saady (2015b)
	20	13.5	3.03	38	5.7	0.42	0.14	32.2	
	20	14.9	3.28	35	6.0	0.40	0.12	23.4	
	20	14.4	3.05	38	5.0	0.35	0.12	32.2	
	20	14.4	2.99	39	4.8	0.33	0.11	32.2	
Estiércol de vaca	20	9.4	2.48	58	5.09	0.54	0.22	23.5	Noori, et al. (2015)
	20	10.0	2.44	53	5.48	0.55	0.23	30.0	
	20	10.0	2.44	53	4.48	0.45	0.18	30.0	
	20	10.0	2.72	53	5.98	0.60	0.22	17.8	
	20	10.6	2.67	48	6.45	0.61	0.23	17.8	
	20	10.6	2.67	48	5.09	0.48	0.18	17.8	
	20	11.9	2.43	42	3.71	0.31	0.13	30.0	
	20	11.9	2.43	42	3.59	0.30	0.12	30.0	

T: temperatura; COV_{apli}: carga orgánica volumétrica aplicada; TRH: tiempo de retención hidráulico; RVM: rendimiento volumétrico de metano; REM: rendimiento específico de metano; NR: no reporta.

Desempeño de algunos digestores anaerobios operados a temperaturas psicrófilas y mesófilas (*Continuación*).

Sustrato	T (°C)	Volumen (L)	COV _{apli} (g-SV/L/d)	TRH (d)	Metano (L/d)	RVM (L-CH ₄ /L _{reactor} /d)	REM (L-CH ₄ /g-SV _a)	Remoción SV (%)	Referencia
	20	11.1	2.59	46	3.77	0.34	0.13	23.5	
	20	11.1	2.59	46	4.51	0.41	0.16	23.5	
	20	11.7	2.29	43	3.93	0.33	0.15	30.0	
	20	11.7	2.29	43	3.94	0.34	0.15	30.0	
	20	11.7	2.34	43	4.44	0.38	0.16	30.0	
Estiércol de vaca	20	12.7	2.59	40	4.45	0.35	0.14	23.5	Noori, et al. (2015)
	20	12.7	2.59	40	4.25	0.33	0.13	23.5	
	20	11.8	2.78	43	4.64	0.39	0.14	17.8	
	20	11.8	2.78	43	5.25	0.45	0.16	17.8	
	20	12.6	2.45	40	4.42	0.35	0.14	30.0	
	20	12.6	2.45	40	4.12	0.33	0.13	30.0	
	20	12.5	2.50	40	5.69	0.46	0.18	23.5	

T: temperatura; COV_{apli}: carga orgánica volumétrica aplicada; TRH: tiempo de retención hidráulico; RVM: rendimiento volumétrico de metano; REM: rendimiento específico de metano; NR: no reporta.

Desempeño de algunos digestores anaerobios operados a temperaturas psicrófilas y mesófilas (*Continuación*).

Sustrato	T (°C)	Volumen (L)	COV _{apli} (g-SV/L/d)	TRH (d)	Metano (L/d)	RVM (L-CH ₄ /L _{reactor} /d)	REM (L-CH ₄ /g-SV _a)	Remoción SV (%)	Referencia
Estiércol de vaca	21	11.0	2.58	102	2.65	0.24	0.12	NR	Martí-Herrero, et al., 2015
	21	11.0	3.00	87	3.66	0.33	0.11	NR	
	21	11.0	2.70	96	3.62	0.33	0.12	NR	
	21	11.0	1.60	162	2.68	0.24	0.15	NR	
Lodo biológico + Residuos de fruta, verdura y cárnicos	19	11.0	1.95	40	3.75	0.34	0.17	68.00	Alcaraz (2019)
	19	11.0	1.30	60	2.83	0.26	0.20	66.87	
	19	11.0	0.98	80	2.16	0.20	0.20	63.56	
	19	11.0	0.78	100	1.75	0.16	0.20	60.89	
	19	11.0	0.65	120	1.51	0.14	0.21	59.00	
Residuos de fruta y verdura	23	11.0	1.87	60	5.9	0.54	0.29	73.1	Este estudio
	23	11.0	1.49	60	4.1	0.37	0.25	72.8	
	23	11.0	1.12	60	3.5	0.32	0.29	74.4	
	23	11.0	0.76	60	2.0	0.18	0.25	70.7	

T: temperatura; COV_{apli}: carga orgánica volumétrica aplicada; TRH: tiempo de retención hidráulico; RVM: rendimiento volumétrico de metano; REM: rendimiento específico de metano; NR: no reporta.

Desempeño de algunos digestores anaerobios operados a temperaturas psicrófilas y mesófilas (*Continuación*).

Sustrato	T (°C)	Volumen (L)	COV _{apli} (g-SV/L/d)	TRH (d)	Metano (L/d)	RVM (L-CH ₄ /L _{reactor} /d)	REM (L-CH ₄ /g-SV _a)	Remoción SV (%)	Referencia
Residuos de fruta y verdura	23	11.0	0.38	60	1.2	0.11	0.30	58.9	Este estudio

T: temperatura; COV_{apli}: carga orgánica volumétrica aplicada; TRH: tiempo de retención hidráulico; RVM: rendimiento volumétrico de metano; REM: rendimiento específico de metano; NR: no reporta.

Anexo B

Resultados de análisis estadísticos

- **Prueba de Tuckey Digestor 1 (Análisis de la producción de biogás en las 4 etapas experimentales)**

ANOVA de un solo factor: F1 (D1); F2 (D1); F3 (D1); F4 (D1)

Método

Hipótesis nula Todas las medias son iguales
Hipótesis alterna No todas las medias son iguales
Nivel de significancia $\alpha = 0,05$
Filas no utilizadas 9
Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	F1 (D1); F2 (D1); F3 (D1); F4 (D1)

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	99,17	33,056	5,98	0,001
Error	124	685,06	5,525		
Total	127	784,23			

Resumen del modelo

S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	R-cuad. (pred)
2,35047	12,65%	10,53%	6,95%

Medias

Factor	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%
F1 (D1)	33	9,547	2,851	(8,737; 10,357)
F2 (D1)	35	10,102	1,896	(9,316; 10,888)
F3 (D1)	26	7,620	2,115	(6,708; 8,533)
F4 (D1)	34	8,946	2,406	(8,148; 9,744)

Desv.Est. agrupada = 2,35047

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación
F2 (D1)	35	10,102	A
F1 (D1)	33	9,547	A
F4 (D1)	34	8,946	A B
F3 (D1)	26	7,620	B

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Pruebas simultáneas de Tukey para diferencias de las medias

Diferencia de niveles	Diferencia de las medias	EE de diferencia	IC de 95%	Valor T	Valor p ajustado
F2 (D1) - F1 (D1)	0,555	0,570	(-0,929; 2,039)	0,97	0,765
F3 (D1) - F1 (D1)	-1,927	0,616	(-3,531; -0,323)	-3,13	0,012
F4 (D1) - F1 (D1)	-0,601	0,574	(-2,096; 0,894)	-1,05	0,723
F3 (D1) - F2 (D1)	-2,482	0,609	(-4,065; -0,898)	-4,08	0,000
F4 (D1) - F2 (D1)	-1,156	0,566	(-2,629; 0,317)	-2,04	0,178
F4 (D1) - F3 (D1)	1,326	0,612	(-0,268; 2,919)	2,17	0,139

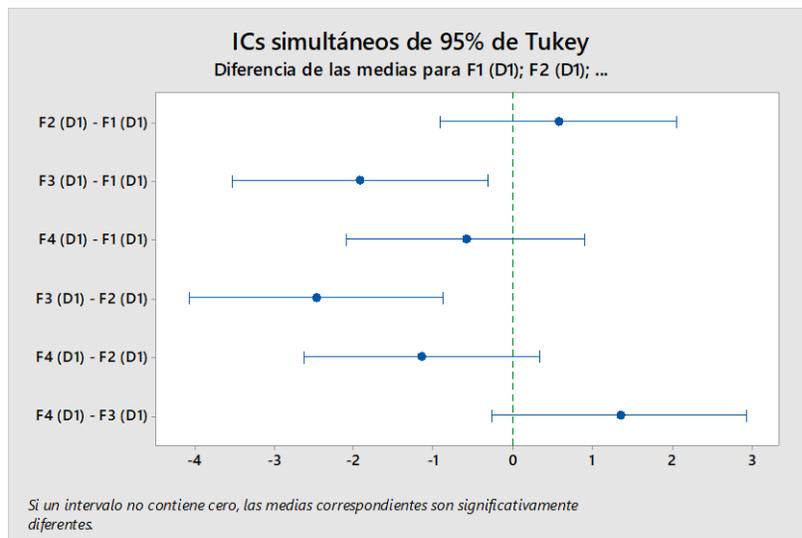
Nivel de confianza individual = 98,96%

ICs simultáneos de 95% de Tukey

Gráfica de intervalos de F1 (D1); F2 (D1); ...

Gráfica de caja de F1 (D1); F2 (D1); ...

Gráficas de residuos para F1 (D1); F2 (D1); ...



➤ **Prueba de Anova y Tuckey Digestor 2 (Análisis de la producción de biogás en las 4 etapas experimentales)**

ANOVA de un solo factor: F1 (D2); F2 (D2); F3 (D2); F4 (D2)

Método

Hipótesis nula Todas las medias son iguales
 Hipótesis alterna No todas las medias son iguales
 Nivel de significancia $\alpha = 0,05$
 Filas no utilizadas 9

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	F1 (D2); F2 (D2); F3 (D2); F4 (D2)

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	68,81	22,938	7,79	0,000
Error	124	365,34	2,946		
Total	127	434,15			

Resumen del modelo

S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	R-cuad. (pred)
1,71647	15,85%	13,81%	10,40%

Medias

Factor	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%
F1 (D2)	33	6,355	1,798	(5,763; 6,946)
F2 (D2)	35	7,063	1,561	(6,489; 7,638)
F3 (D2)	26	4,983	1,496	(4,317; 5,649)
F4 (D2)	34	6,617	1,931	(6,035; 7,200)

Desv.Est. agrupada = 1,71647

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación
F2 (D2)	35	7,063	A
F4 (D2)	34	6,617	A

F1 (D2) 33 6,355 A

F3 (D2) 26 4,983 B

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Pruebas simultáneas de Tukey para diferencias de las medias

Diferencia de niveles	Diferencia de las medias	EE de diferencia	IC de 95%	Valor T	Valor p ajustado
F2 (D2) - F1 (D2)	0,709	0,416	(-0,375; 1,793)	1,70	0,327
F3 (D2) - F1 (D2)	-1,372	0,450	(-2,543; -0,200)	-3,05	0,015
F4 (D2) - F1 (D2)	0,263	0,419	(-0,829; 1,354)	0,63	0,923
F3 (D2) - F2 (D2)	-2,080	0,444	(-3,237; -0,924)	-4,68	0,000
F4 (D2) - F2 (D2)	-0,446	0,413	(-1,522; 0,629)	-1,08	0,703
F4 (D2) - F3 (D2)	1,634	0,447	(0,471; 2,798)	3,65	0,002

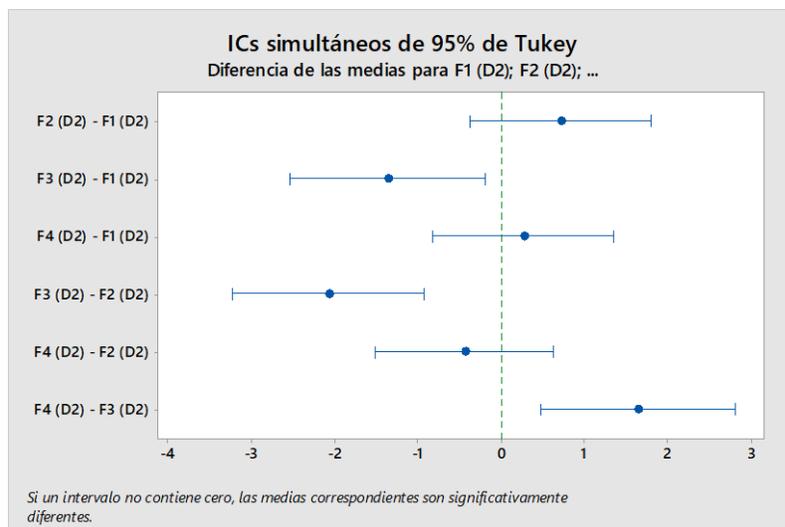
Nivel de confianza individual = 98,96%

ICs simultáneos de 95% de Tukey

Gráfica de intervalos de F1 (D2); F2 (D2); ...

Gráfica de caja de F1 (D2); F2 (D2); ...

Gráficas de residuos para F1 (D2); F2 (D2); ...



➤ **Prueba de Anova y Tuckey Digestor 3 (Análisis de la producción de biogás en las 4 etapas experimentales)**

Hipótesis nula Todas las medias son iguales
 Hipótesis alterna No todas las medias son iguales
 Nivel de significancia $\alpha = 0,05$
 Filas no utilizadas 9

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	F1 (D3); F2 (D3); F3 (D3); F4 (D3)

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	44,01	14,670	8,14	0,000
Error	124	223,50	1,802		
Total	127	267,51			

Resumen del modelo

S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	R-cuad. (pred)
1,34254	16,45%	14,43%	11,10%

Medias

Factor	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%
F1 (D3)	33	5,552	1,564	(5,089; 6,015)
F2 (D3)	35	5,740	1,085	(5,291; 6,189)
F3 (D3)	26	4,140	0,996	(3,618; 4,661)
F4 (D3)	34	5,081	1,561	(4,625; 5,537)

Desv.Est. agrupada = 1,34254

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación
F2 (D3)	35	5,740	A
F1 (D3)	33	5,552	A
F4 (D3)	34	5,081	A
F3 (D3)	26	4,140	B

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Pruebas simultáneas de Tukey para diferencias de las medias

Diferencia de niveles	Diferencia de las medias	EE de diferencia	IC de 95%	Valor T	Valor p ajustado
F2 (D3) - F1 (D3)	0,188	0,326	(-0,660; 1,036)	0,58	0,939
F3 (D3) - F1 (D3)	-1,412	0,352	(-2,329; -0,496)	-4,01	0,001
F4 (D3) - F1 (D3)	-0,471	0,328	(-1,325; 0,383)	-1,44	0,479
F3 (D3) - F2 (D3)	-1,601	0,348	(-2,505; -0,696)	-4,60	0,000
F4 (D3) - F2 (D3)	-0,659	0,323	(-1,500; 0,182)	-2,04	0,179
F4 (D3) - F3 (D3)	0,941	0,350	(0,031; 1,852)	2,69	0,040

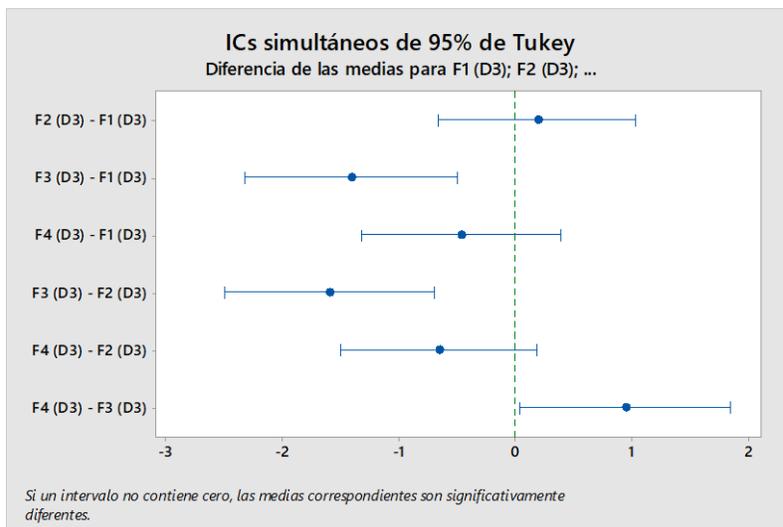
Nivel de confianza individual = 98,96%

ICs simultáneos de 95% de Tukey

Gráfica de intervalos de F1 (D3); F2 (D3); ...

Gráfica de caja de F1 (D3); F2 (D3); ...

Gráficas de residuos para F1 (D3); F2 (D3); ...



➤ **Prueba de Anova y Tuckey Digestor 4 (Análisis de la producción de biogás en las 4 etapas experimentales)**

Hipótesis nula Todas las medias son iguales
 Hipótesis alterna No todas las medias son iguales
 Nivel de significancia $\alpha = 0,05$
 Filas no utilizadas 9
 Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Factor	4	F1 (D4); F2 (D4); F3 (D4); F4 (D4)

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	3	45,17	15,0582	21,68	0,000
Error	124	86,14	0,6947		
Total	127	131,31			

Resumen del modelo

S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	R-cuad. (pred)
0,833470	34,40%	32,81%	30,27%

Medias

Factor	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%
F1 (D4)	33	2,236	0,758	(1,949; 2,523)
F2 (D4)	35	3,605	0,854	(3,326; 3,884)
F3 (D4)	26	2,598	0,520	(2,274; 2,921)
F4 (D4)	34	3,514	1,047	(3,231; 3,796)

Desv.Est. agrupada = 0,833470

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación
F2 (D4)	35	3,605	A
F4 (D4)	34	3,514	A
F3 (D4)	26	2,598	B
F1 (D4)	33	2,236	B

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Pruebas simultáneas de Tukey para diferencias de las medias

Diferencia de niveles	Diferencia de las medias	EE de diferencia	IC de 95%	Valor T	Valor p ajustado
F2 (D4) - F1 (D4)	1,369	0,202	(0,843; 1,895)	6,77	0,000
F3 (D4) - F1 (D4)	0,361	0,219	(-0,207; 0,930)	1,65	0,353
F4 (D4) - F1 (D4)	1,277	0,204	(0,747; 1,807)	6,27	0,000
F3 (D4) - F2 (D4)	-1,007	0,216	(-1,569; -0,446)	-4,67	0,000
F4 (D4) - F2 (D4)	-0,092	0,201	(-0,614; 0,431)	-0,46	0,968
F4 (D4) - F3 (D4)	0,916	0,217	(0,351; 1,481)	4,22	0,000

Nivel de confianza individual = 98,96%

ICs simultáneos de 95% de Tukey

Gráfica de intervalos de F1 (D4); F2 (D4); ...

Gráfica de caja de F1 (D4); F2 (D4); ..

➤ **Prueba de Anova y Tuckey Remoción de SV (Análisis de la producción de biogás en las 4 etapas experimentales)**

ANOVA de un solo factor: Remoción-SV (D1); ... 4); Remoción-SV (D5)

Método

Hipótesis nula Todas las medias son iguales
 Hipótesis alterna No todas las medias son iguales
 Nivel de significancia $\alpha = 0,05$

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Factor	5	Remoción-SV (D1); Remoción-SV (D2); Remoción-SV (D3); Remoción-SV (D4); Remoción-SV (D5)

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	4	619,6	154,91	1,59	0,227
Error	15	1458,0	97,20		
Total	19	2077,6			

Resumen del modelo

S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	R-cuad. (pred)
9,85887	29,83%	11,11%	0,00%

Medias

Factor	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%
Remoción-SV (D1)	4	73,14	8,40	(62,63; 83,65)
Remoción-SV (D2)	4	72,86	5,88	(62,35; 83,37)
Remoción-SV (D3)	4	74,71	6,24	(64,21; 85,22)
Remoción-SV (D4)	4	71,02	7,92	(60,51; 81,52)
Remoción-SV (D5)	4	59,33	16,71	(48,82; 69,84)

Desv.Est. agrupada = 9,85887

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación
Remoción-SV (D3)	4	74,71	A
Remoción-SV (D1)	4	73,14	A
Remoción-SV (D2)	4	72,86	A

Remoción-SV (D4) 4 71,02 A

Remoción-SV (D5) 4 59,33 A

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Pruebas simultáneas de Tukey para diferencias de las medias

Diferencia de niveles	Diferencia de las medias	EE de diferencia	IC de 95%	Valor T	Valor p ajustado
Remoción-SV - Remoción-SV	-0,28	6,97	(-21,82; 21,26)	-0,04	1,000
Remoción-SV - Remoción-SV	1,57	6,97	(-19,97; 23,11)	0,23	0,999
Remoción-SV - Remoción-SV	-2,12	6,97	(-23,66; 19,42)	-0,30	0,998
Remoción-SV - Remoción-SV	-13,81	6,97	(-35,35; 7,73)	-1,98	0,321
Remoción-SV - Remoción-SV	1,85	6,97	(-19,69; 23,39)	0,27	0,999
Remoción-SV - Remoción-SV	-1,84	6,97	(-23,39; 19,70)	-0,26	0,999
Remoción-SV - Remoción-SV	-13,53	6,97	(-35,07; 8,01)	-1,94	0,339
Remoción-SV - Remoción-SV	-3,70	6,97	(-25,24; 17,85)	-0,53	0,983
Remoción-SV - Remoción-SV	-15,38	6,97	(-36,92; 6,16)	-2,21	0,230
Remoción-SV - Remoción-SV	-11,69	6,97	(-33,23; 9,85)	-1,68	0,476

Nivel de confianza individual = 99,25%

ANOVA de un solo factor: Rem-SV (D1); Rem-SV (D2); ... ; Rem-SV (D5)

Método

Hipótesis nula Todas las medias son iguales
 Hipótesis alterna No todas las medias son iguales
 Nivel de significancia $\alpha = 0,05$

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Factor	5	Rem-SV (D1); Rem-SV (D2); Rem-SV (D3); Rem-SV (D4); Rem-SV (D5)

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	4	619,6	154,91	1,59	0,227
Error	15	1458,0	97,20		
Total	19	2077,6			

Resumen del modelo

S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	R-cuad. (pred)
9,85887	29,83%	11,11%	0,00%

Medias

Factor	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%
Rem-SV (D1)	4	73,14	8,40	(62,63; 83,65)
Rem-SV (D2)	4	72,86	5,88	(62,35; 83,37)
Rem-SV (D3)	4	74,71	6,24	(64,21; 85,22)
Rem-SV (D4)	4	71,02	7,92	(60,51; 81,52)
Rem-SV (D5)	4	59,33	16,71	(48,82; 69,84)

Desv.Est. agrupada = 9,85887

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación
Rem-SV (D3)	4	74,71	A
Rem-SV (D1)	4	73,14	A
Rem-SV (D2)	4	72,86	A
Rem-SV (D4)	4	71,02	A
Rem-SV (D5)	4	59,33	A

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Pruebas simultáneas de Tukey para diferencias de las medias

Diferencia de niveles	Diferencia de las medias	EE de diferencia	IC de 95%	Valor T	Valor p ajustado
Rem-SV (D2) - Rem-SV (D1)	-0,28	6,97	(-21,82; 21,26)	-0,04	1,000
Rem-SV (D3) - Rem-SV (D1)	1,57	6,97	(-19,97; 23,11)	0,23	0,999
Rem-SV (D4) - Rem-SV (D1)	-2,12	6,97	(-23,66; 19,42)	-0,30	0,998
Rem-SV (D5) - Rem-SV (D1)	-13,81	6,97	(-35,35; 7,73)	-1,98	0,321
Rem-SV (D3) - Rem-SV (D2)	1,85	6,97	(-19,69; 23,39)	0,27	0,999
Rem-SV (D4) - Rem-SV (D2)	-1,84	6,97	(-23,39; 19,70)	-0,26	0,999
Rem-SV (D5) - Rem-SV (D2)	-13,53	6,97	(-35,07; 8,01)	-1,94	0,339
Rem-SV (D4) - Rem-SV (D3)	-3,70	6,97	(-25,24; 17,85)	-0,53	0,983
Rem-SV (D5) - Rem-SV (D3)	-15,38	6,97	(-36,92; 6,16)	-2,21	0,230
Rem-SV (D5) - Rem-SV (D4)	-11,69	6,97	(-33,23; 9,85)	-1,68	0,476

Nivel de confianza individual = 99,25%

ICs simultáneos de 95% de Tukey

Gráfica de intervalos de Rem-SV (D1); Rem-SV (D2); ...

Gráfica de valores individuales de Rem-SV (D1); Rem-SV (D2); ...

Gráfica de caja de Rem-SV (D1); Rem-SV (D2); ...

Gráficas de residuos para Rem-SV (D1); Rem-SV (D2); ...

➤ **Prueba de Anova y Tuckey Porcentaje de metano (Análisis de la producción de biogás en las 4 etapas experimentales)**

ANOVA de un solo factor: Remoción-SV (D1); ... 4); Remoción-SV (D5)

Método

Hipótesis nula Todas las medias son iguales

Hipótesis alterna No todas las medias son iguales

Nivel de significancia $\alpha = 0,05$

Se presupuso igualdad de varianzas para el análisis.

Información del factor

Factor	Niveles	Valores
Factor	5	Remoción-SV (D1); Remoción-SV (D2); Remoción-SV (D3); Remoción-SV (D4); Remoción-SV (D5)

Análisis de Varianza

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor p
Factor	4	619,6	154,91	1,59	0,227
Error	15	1458,0	97,20		
Total	19	2077,6			

Resumen del modelo

S	R-cuad.	R-cuad. (ajustado)	R-cuad. (pred)
9,85887	29,83%	11,11%	0,00%

Medias

Factor	N	Media	Desv.Est.	IC de 95%
Remoción-SV (D1)	4	73,14	8,40	(62,63; 83,65)
Remoción-SV (D2)	4	72,86	5,88	(62,35; 83,37)
Remoción-SV (D3)	4	74,71	6,24	(64,21; 85,22)
Remoción-SV (D4)	4	71,02	7,92	(60,51; 81,52)
Remoción-SV (D5)	4	59,33	16,71	(48,82; 69,84)

Desv.Est. agrupada = 9,85887

Comparaciones en parejas de Tukey

Agrupar información utilizando el método de Tukey y una confianza de 95%

Factor	N	Media	Agrupación
Remoción-SV (D3)	4	74,71	A
Remoción-SV (D1)	4	73,14	A

Remoción-SV (D2) 4 72,86 A

Remoción-SV (D4) 4 71,02 A

Remoción-SV (D5) 4 59,33 A

Las medias que no comparten una letra son significativamente diferentes.

Pruebas simultáneas de Tukey para diferencias de las medias

Diferencia de niveles	Diferencia de las medias	EE de diferencia	IC de 95%	Valor T	Valor p ajustado
Remoción-SV - Remoción-SV	-0,28	6,97	(-21,82; 21,26)	-0,04	1,000
Remoción-SV - Remoción-SV	1,57	6,97	(-19,97; 23,11)	0,23	0,999
Remoción-SV - Remoción-SV	-2,12	6,97	(-23,66; 19,42)	-0,30	0,998
Remoción-SV - Remoción-SV	-13,81	6,97	(-35,35; 7,73)	-1,98	0,321
Remoción-SV - Remoción-SV	1,85	6,97	(-19,69; 23,39)	0,27	0,999
Remoción-SV - Remoción-SV	-1,84	6,97	(-23,39; 19,70)	-0,26	0,999
Remoción-SV - Remoción-SV	-13,53	6,97	(-35,07; 8,01)	-1,94	0,339
Remoción-SV - Remoción-SV	-3,70	6,97	(-25,24; 17,85)	-0,53	0,983
Remoción-SV - Remoción-SV	-15,38	6,97	(-36,92; 6,16)	-2,21	0,230
Remoción-SV - Remoción-SV	-11,69	6,97	(-33,23; 9,85)	-1,68	0,476

Nivel de confianza individual = 99,25%