



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
INGENIERÍA AMBIENTAL

INSTITUTO DE INGENIERÍA, UNIDAD ACADÉMICA JURQUILLA,
UNAM.

PRODUCCIÓN DE BIOGÁS POR MEDIO DE LA CODIGESTIÓN
DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE RESIDUOS SÓLIDOS
ORGÁNICOS Y LODOS DE PURGA

TESIS

que para optar por el grado de:
MAESTRO EN INGENIERÍA

PRESENTA:

Diego Ivan Ambriz Solorio

DIRECTOR DE TESIS:

Dr. Iván Moreno Andrade, Instituto de Ingeniería

COMITÉ TUTOR:

Dr. Ulises Durán Hinojosa, Instituto de Ingeniería
M. I. Mercedes Esperanza Ramírez Camperos, IMTA

Ciudad Universitaria, CD. MX. Diciembre, 2020.



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

JURADO ASIGNADO:

Presidente:	M. En C. Gloria Moreno Rodríguez
Secretario:	Dr. Alfonso Durán Moreno
1er Vocal:	Dr. M.I. Mercedes E. Ramírez Camperos
2do Vocal:	Dr. Ulises Durán Hinojosa
3er Vocal:	Dr. Iván Moreno Andrade

LUGAR O LUGARES DONDE SE REALIZÓ LA TESIS:

Laboratorio de Investigación en Procesos Avanzados de Tratamiento de Aguas de la Unidad Académica Juriquilla, Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México.

TUTOR DE TESIS:

Dr. Iván Moreno Andrade

Apoyos Recibidos

El presente trabajo fue realizado en el Laboratorio de Investigación en Procesos Avanzados de Tratamiento de Aguas (LIPATA) de la Unidad Académica Juriquilla del Instituto de Ingeniería de la Universidad Nacional Autónoma de México.



**INSTITUTO
DE INGENIERÍA
UNAM**

LIPATA

LABORATORIO DE INVESTIGACIÓN
EN PROCESOS AVANZADOS DE
TRATAMIENTO DE AGUAS

Se agradece al “Fondo de Sustentabilidad Energética SENER_CONACYT” por el apoyo recibido a través del proyecto 247006 – Clúster de Biocombustibles Gaseosos. Esta tesis se encuentra enmarcada en la Acción estratégica AE2.

Se agradece al financiamiento del Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica de la DGAPA-UNAM por medio del proyecto PAPIIT IN105220, por el apoyo colateral para la realización de esta tesis.

Se agradece el apoyo técnico del M. en B. Jaime Pérez Trevilla, a la M. en C. Gloria Moreno Rodríguez por el invaluable apoyo durante la parte experimental de este proyecto y al Ing. Ángel Avizua Hernández por el apoyo técnico en cómputo.

Finalmente, se agradece el apoyo del CONACYT mediante la beca otorgada para realizar los estudios de maestría y a la Universidad Nacional Autónoma de México por las facilidades y atenciones recibidas durante el posgrado.

Agradecimientos

A mis padres Alejandro y Olivia y hermanas Erandi e Ileana, por ser el pilar fundamental sobre el cuál estoy parado, a ellos nunca me bastarán las palabras de agradecimiento en vida.

A mi familia, a todos y cada uno de ellos, por que sin su guía y consejos no estaría donde estoy ahora.

A mi pareja, mi compañera, mi equipo... Mariana, por siempre estar ahí cuando más la necesite, en los mejores y peores momentos, por guiarme y por siempre animarme a nunca darme por vencido, por sacar lo mejor de mí.

A mis hermanos de otra sangre Salomon y Didier, por que a pesar de que el tiempo pase me han demostrado su más sincera amistad y se que siempre podré contar con ellos... por esos grandes momentos que perdurarán hasta el final de los tiempos.

A mis amigos Monserrat, Adán, Ale y Fer, por que con ellos los días se llenaban de risas y alegría, por los buenos y malos momentos... por su apoyo y amistad.

Al doctor Iván Moreno Andrade, por darme la oportunidad de cumplir uno de mis mayores sueños profesionales, por su tiempo, por sus historias, por ser un gran investigador pero sobre todo una gran persona.

A mí, por siempre querer dar un paso más allá, por no rendirme, por que sin las decisiones que he tomado hasta este momento no sabría que es la felicidad.

¡A TODOS... GRACIAS!

“No dejes que termine el día sin haber crecido un poco, sin haber sido feliz, sin haber aumentado tus sueños. No te dejes vencer por el desaliento. No permitas que nadie te quite el derecho a expresarte, que es casi un deber. No abandones las ansias de hacer de tu vida algo extraordinario.

No dejes de creer que las palabras y las poesías sí pueden cambiar el mundo. Pase lo que pase nuestra esencia está intacta. Somos seres llenos de pasión. La vida es desierto y oasis.

Nos derriba, nos lastima, nos enseña, nos convierte en protagonistas de nuestra propia historia.

Aunque el viento sople en contra, la poderosa obra continúa: Tu puedes aportar una estrofa.

No dejes nunca de soñar, porque en sueños es libre el hombre. No caigas en el peor de los errores: el silencio. La mayoría vive en un silencio espantoso.

No te resignes. Huye.

“Emito mis alaridos por los techos de este mundo”,

dice el poeta. Valora la belleza de las cosas simples. Se puede hacer bella poesía sobre pequeñas cosas, pero no podemos remar en contra de nosotros mismos. Eso transforma la vida en un infierno. Disfruta del pánico que te provoca tener la vida por delante.

Vívela intensamente, sin mediocridad. Piensa que en ti está el futuro y encara la tarea con orgullo y sin miedo.

Aprende de quienes puedan enseñarte. Las experiencias de quienes nos precedieron de nuestros “poetas muertos”, te ayudan a caminar por la vida. La sociedad de hoy somos nosotros:

Los “poetas vivos”. No permitas que la vida te pase a ti sin que la vivas.”

- **Walt Whitman**

Índice

1. Introducción	12
2. Justificación	14
3. Marco Teórico.....	16
3.1. Residuos Sólidos	16
3.2. Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU).....	16
3.3. Tratamiento de la FORSU.....	18
3.4. Lodos de purga.....	19
3.5. Digestión Anaerobia	20
3.6. Etapas de la digestión anaerobia.....	23
3.7. Microbiología de la digestión anaerobia	26
3.8. Factores que influyen en la digestión anaerobia	26
3.8.1. pH y alcalinidad.....	26
3.8.2. Tamaño de partícula	27
3.8.3. Composición de la FORSU	27
3.8.4. Nutrientes.....	29
3.8.5. Sólidos.....	30
3.9. Parámetros operacionales de la digestión anaerobia	30
3.9.1. Temperatura.....	31
3.9.2. Agitación	32
3.9.3. Tiempo de retención hidráulico (TRH).....	32
3.9.4. Tiempo de retención de sólidos (TRS).....	33
3.9.5. Carga Orgánica (CO).....	33
3.10 Codigestión	35
4. Objetivos	37
4.1. Objetivo general	37
4.2. Objetivos particulares	37
5. Metodología	38
5.1 Etapa 1: Caracterización de FORSU MA, FORSU R y lodos de purga	38
5.2. Etapa 2: Prueba de potencial bioquímico de metano.....	39
5.3. Etapa 3: Operación del biorreactor tipo ASBR.....	39
5.4.1 Sólidos totales y sólidos volátiles totales.....	42
5.4.2 Demanda Química de Oxígeno (DQO).....	42
5.4.3 Cuantificación de carbohidratos	42
5.4.4 Ácidos grasos volátiles (AGV), solventes y lactato.....	42
5.5.5 Caracterización de la comunidad microbiana	43

5	Resultados	44
5.1	Etapa 1: Caracterización del inóculo y residuos.....	44
5.2	Etapa 2. Pruebas de potencial biológico de producción de CH ₄	47
5.3	Etapa 3: Producción de biogás.....	50
5.4	Composición de biogás.....	52
5.5	Remoción de DQO soluble.....	55
5.6	Remoción de carbohidratos.....	56
5.7	Producción de metabolitos secundarios.....	57
5.8	Abundancia relativa de microorganismos.....	59
5.9	Comparación de resultados con otros trabajos.....	60
6.	Conclusiones	62
7.	Recomendaciones	63
8.	Bibliografía	64

Índice de figuras

Figura 1. Serie de reacciones de la digestión anaerobia (Gujer & Zehnder, 1983).....	25
Figura 2. Planos de diseño del reactor utilizado.	40
Figura 3. Sistema montado en laboratorio.	41
Figura 4. Composición física de la FORSU R.....	45
Figura 5. Composición física de la FORSU MA	45
Figura 6. Producción de CH ₄ por hora en diferentes relaciones de mezcla	48
Figura 7. Fase de latencia.....	49
Figura 8. Velocidad máxima de producción de CH ₄	49
Figura 9. Potencial de producción de CH ₄	50
Figura 10. Producción de biogás a partir de las tres condiciones evaluadas;	51
Figura 11. Composición de biogás para las condiciones evaluadas;	¡Error! Marcador no definido.
Figura 12. Remoción de DQO soluble.	55
Figura 13. Remoción de carbohidratos.....	57
Figura 14. Producción de metabolitos secundarios.....	58
Figura 15. Abundancia relativa de los géneros pertenecientes al dominio bacteria	59
Figura 16. Abundancia relativa de los géneros pertenecientes al dominio Archaea	60

Índice de tablas

Tabla 1. Definiciones de residuos sólidos por autor (Tomada de Gabriela M. et al., 2014).	16
Tabla 2. Tipos de residuos sólidos (Tomada de Vazquez Cuevas et al., 2014).	17
Tabla 3. Tratamiento biológico de la FORSU (Modificado de Montes, 2008).	18
Tabla 4. Beneficios de la digestión anaerobia de residuos orgánicos (Wellinger, 2005).	22
Tabla 5. Características generales del biogás (Deublein & Steinhauser, 2008).	22
Tabla 6. Producción teórica del biogás (Varnero, 2011).	28
Tabla 7. Rendimientos promedios de biogás para distintos tipos de sustratos (Adaptado de Deublein y Steinhauser, 2008).	29
Tabla 8. Temperaturas de crecimiento de especies representativas de bacterias y arqueas que participan en el proceso de digestión anaerobia (Atlas y Bartha, 2002).	31
Tabla 9. Tiempos de retención y cargas orgánicas típicas en sistemas de una etapa (Rapport et al., 2008).	34
Tabla 10. Efectos de la variación de relación entre diferentes mezclas de sustratos y su producción de metano (Mehariya, 2018).	35
Tabla 11. Ventajas (Arhoun, 2017) y desventajas de la codigestión (Braun, 2007).	36
Tabla 12. Comparación de trabajos relacionados con la codigestión anaerobia utilizando diferentes sustratos.	36
Tabla 13. Concentraciones alimentadas de SV en las etapas de operación.	41
Tabla 14. Caracterización fisicoquímica del inóculo.	44
Tabla 15. Caracterización de sustratos utilizados	46
Tabla 16. Parámetros cinéticos de la prueba en lote de producción de CH ₄	48
Tabla 17. Promedio de producción de biogás.....	52
Tabla 18. Comparación de resultados de volumen de biogás con distintos trabajos.....	52
Tabla 19. Composición promedio de biogás obtenido en 3 etapas de operación.....	54
Tabla 20. Comparación de producción de metano con otros trabajos.....	61

ABREVIATURAS

AGV	Acidos grasos volátiles
ASBR	Anaerobic Sequential Batch Reactor
CO	Carga Orgánica
COV's	Compuestos Orgánicos Volátiles
DA	Digestión Anaerobia de Abastos
F/M	Relación "Food/Microorganism"
FORSU	Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos
FORSU MA	Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos de Mercado
FORSU R	Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos de Restaurante
GEI	Gases de Efecto Invernadero
LP	Lodos de Purga
MO	Materia Orgánica
pH	Potencial de Hidrógeno
PTAR	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales
RSO	Residuos Sólidos Orgánicos
RSU	Residuos Sólidos Urbanos
SSLM	Sólidos Suspendidos en el Licor Mezclado
ST	Sólidos Totales
SV	Sólidos Volátiles
TRH	Tiempo de Retención Hidráulica
TRS	Tiempo de Retención de Sólidos

Resumen

La presente tesis realiza el análisis y evaluación de distintas condiciones de operación para un reactor discontinuo secuencial tipo ASBR (por las siglas en inglés: *Anaerobic Sequencing Batch Reactor*), degradando dos sustratos en co-digestión: la fracción orgánica de los residuos sólidos orgánicos (RSO) provenientes de un mercado de abastos (FORSU MA) así como de un restaurante tipo buffet (FORSU R) y lodos de purga (LP) provenientes de un planta de tratamiento de agua. El trabajo busca la obtención de al menos un porcentaje de 50% de metano (CH_4) en el biogás generado a partir de la codigestión de dichos sustratos.

Se evaluaron distintas relaciones de mezcla entre tres tipos de sustrato (FORSU R, FORSU MA y LP) en pruebas en lote para determinar la mezcla con la cual se obtiene el mayor volumen de metano generado y la mejor carga orgánica para la alimentación del reactor (entre 1.25, 1.5 y 5 $\text{gSV/L}_{\text{reactor}} \cdot \text{d}$).

Las pruebas en lote mostraron que la mejor mezcla de sustratos para la producción de biogás fue de 90% FORSU R y 10% lodos de purga. La codigestión en la tercera etapa con la mezcla de lodos de purga (10%) y FORSU MA (90%) alcanzó una concentración máxima de CH_4 de 53.27% en el biogás con una producción promedio de $449.3 \pm 62 \text{ mLbiogás/gSValimentado} \cdot \text{d}$, sugiriendo que ambos residuos poseen el potencial de ser tratados por procesos biológicos y así generar alternativas para la producción de energías renovables y disminuir el uso de combustibles fósiles.

La variación del tipo de sustrato en el reactor afecta directamente a la generación volumétrica y a la composición del biogás, al adicionar lodos de purga a la mezcla de sustrato se genera un impacto positivo en el proceso.

Finalmente, la caracterización microbiana demostró que al tener variaciones en las condiciones operacionales del reactor como; presencia de determinados AGV, pH, temperatura, TRH y TRS la abundancia relativa de los microorganismos es afectada para dar paso a la predominancia de otras especies que se puedan adaptar mejor al sistema.

Abstract

The present thesis carries out the analysis and evaluation of different operating conditions for a sequential batch reactor type ASBR (for the acronym in English: Anaerobic Sequencing Batch Reactor), degrading two substrates in co-digestion: the organic fraction of organic solid waste from a food market (FORSU MA) as well as a buffet restaurant (FORSU R) and purge sludge (LP) from a water treatment plant. The work seeks to obtain at least a 50% percentage of methane (CH₄) in the biogas generated from the co-digestion of said substrates.

Different mixing relationships between three types of substrate (FORSU R, FORSU MA, and LP) were evaluated in batch tests to determine the mixture with which the highest volume of methane generated and the best organic load for the reactor feed (between 1.25, 1.5 and 5 gVS /L_{reactor} * d).

The batch tests showed that the best mix of substrates for biogas production was 90% FORSU R and 10% purge sludge. The codigestion in the third stage with the mixture of purge sludge (10%) and FORSU MA (90%) reached a maximum concentration of CH₄ of 53.27% in the biogas with an average production of 449.3 ± 62 mLbiogas /gSVfed*d, suggesting that both wastes have the potential to be treated by biological processes and thus generate alternatives for the production of renewable energies and thus reduce the use of fossil fuels.

The variation of the substrate type in the reactor directly affects the volumetric generation and the biogas composition; by adding purge sludge to the substrate mixture, a positive impact is generated in the process.

Finally, the microbial characterization showed that having variations in the operational conditions of the reactor, such as the presence of certain VFA, pH, temperature, TRH, and TRS, the relative abundance of microorganisms is affected to give way to the predominance of other species that can better adapt to the system.

1. Introducción

Los lodos provenientes de las plantas de tratamiento de aguas residuales son el producto de la concentración de los sólidos contenidos en el efluente o de la formación de nuevos sólidos suspendidos resultantes de los sólidos disueltos. Estos lodos o biosólidos son productos líquidos, sólidos o semisólidos generados durante los procesos mecánicos, biológicos y químicos de purificación de las aguas servidas en la PTAR (Díaz et al., 2015). Los lodos son productos de las diferentes operaciones unitarias y de procesos realizados en las plantas de tratamiento de aguas (Rao, 2011). Los lodos secundarios están constituidos por productos de la conversión a biomasa de los residuos solubles del efluente proveniente del tratamiento primario y partículas que escapan a este tratamiento (Arnaiz et al., 2006). Ambos tipos de lodos deben de ser tratados antes de su disposición ya que contienen materia orgánica y patógenos (Rao, 2011).

Así como los lodos que se generan en las plantas de tratamientos de aguas residuales, otro de los residuos que se genera en grandes cantidades son los residuos sólidos orgánicos. En 2012 la producción mundial de Residuos Sólidos Urbanos (RSU) se calculó alrededor de 1,300 millones de toneladas diarias, y se estima que podría crecer hasta los 2,200 millones en el año 2025 (Hoornweg & Tata-Bhada, 2012).

Dentro de los RSU se encuentran los residuos sólidos orgánicos (RSO), estos representan aproximadamente el 50% de los RSU. La generación de estos en forma desmedida y de una manera inconsciente conlleva distintas consecuencias ambientales así como sociales si es que no se les da una gestión adecuada, debido a que la fracción de residuos sólidos orgánicos es rápidamente degradable. Si no se le da un adecuado tratamiento se pueden generar lixiviados que tienen como destino final los mantos acuíferos, contaminándolos o saturándolos de nutrientes, causando así la eutrofización de estos cuerpos. Estos residuos también pueden generar gases que contribuyen al efecto invernadero (GEI), gases que se pueden aprovechar como biocombustibles o de otra manera, se pueden procesar de varios métodos para disminuir su potencial de calentamiento global.

La digestión anaerobia es un proceso en el cual se pueden obtener productos de valor agregado, un ejemplo de estos productos es el biogás, el cual está conformado por metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2), el primer mencionado tiene un gran potencial energético que puede ser un sustituto para la generación de energía. Lo anterior conlleva muchas ventajas, por mencionar algunas, están la minimización del uso de combustibles fósiles, valorización de residuos ya que a partir de estos se puede generar biogás que puede ser utilizado o comercializado como combustible en distintos tipos de empresas lo cual representa un ahorro económico para el generador, etc.

La digestión anaerobia incluye distintas etapas; hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis, en cada una de estas etapas actúan diferentes tipos de microorganismos a diferentes condiciones con distintos parámetros operacionales. Uno de los parámetros que se debe tener en cuenta si se busca optimizar la producción de

biogás es la relación que existe entre los nutrientes que se encuentran en el sustrato a digerir, no todos los sustratos contienen una relación adecuada de nutrientes para la óptima generación de biogás, algunos sustratos contienen la relación C/N muy baja y otros sustratos tienen esta relación bastante elevada, este tipo de variaciones en los nutrientes afectan en la generación de productos finales de la digestión, es por eso que en este trabajo se realizará una variable de proceso de la digestión anaerobia que es la codigestión. La codigestión anaerobia es la digestión simultánea de dos o más sustratos (Mata-Alvarez et al., 2014), esta variable de proceso de la digestión anaerobia es considerada una opción pragmática para la resolución de las dificultades relacionadas a las propiedades del sustrato y a la optimización del sistema en los procesos de digestión con un solo sustrato (Siddique et al., 2018).

En este trabajo se determinaron las mejores condiciones operacionales como la mezcla de sustratos y de carga orgánica para la máxima producción de biogás en el proceso de codigestión, los residuos utilizados como sustratos fueron lodos de purga y dos tipos de fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU), los parámetros relacionados directamente con la eficiencia en el proceso de codigestión son la temperatura, la velocidad de agitación, tiempo de retención hidráulica y la relación de mezcla entre los sustratos, estos parámetros fueron modificados y evaluados para la determinación de las condiciones de operación y para la máxima generación de biogás.

2. Justificación

La generación de diversos tipos de residuos y su mala gestión y disposición final representan uno de los problemas ambientales más importantes hoy en día para la sociedad. El mal manejo de estos residuos representa una producción de gases de efecto invernadero, contaminación de suelo, cuerpos de agua, aire, etc.

Dentro de los factores de riesgo que conlleva una mala gestión de residuos tenemos la generación de gases de efecto invernadero (GEI), entre los cuales están el metano (CH_4), bióxido de carbono (CO_2), sulfuro de hidrógeno (H_2S), hidrógeno (H_2), monóxido de carbono (CO), amoníaco (NH_3), hidrocarburos aromáticos y cíclicos y gases conocidos como compuestos orgánicos volátiles (COV's). Estos gases generan problemas ambientales, que van desde olores desagradables hasta la contribución al aumento de la temperatura global, además de que varios de estos gases (NH_3 , CO y el CO_2) tienen un efecto directo nocivo sobre la salud humana (Kiss et al., 2006). Otro factor de riesgo es la contaminación de los suelos y de los cuerpos de agua, ya que muchos RSU generan líquidos durante su proceso de descomposición, los cuales se conocen como lixiviados. Los lixiviados se conocen de acuerdo a la NOM-083-SEMARNAT-2003 como los líquidos que se forman por la reacción, arrastre o filtrado de los materiales que constituyen los residuos y que contiene en forma disuelta o en suspensión, sustancias que pueden filtrarse en los suelos o escurrirse fuera de los sitios en los que se depositan los residuos y que puede dar lugar a la contaminación del suelo y cuerpos de agua, provocando su deterioro. Los residuos generados antropológicamente pueden ser sólidos de naturaleza orgánica o inorgánica, líquidos y los que se escapan en forma de gases. En México aproximadamente el 52% de los RSU son residuos sólidos orgánicos según la SEDESOL en el 2013.

La generación en México de acuerdo a la SEMARNAT en el 2017 fue de 102,895 toneladas de residuos diariamente, 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. Otro tipo de residuos generados en grandes cantidades y que representan riesgos en el entorno ambiental debido a su alto costo económico, de gestión y tratamiento final son los lodos que se generan en las plantas de tratamiento de agua, la producción de lodos de aguas residuales municipales se estimaba de 9.2 ton/día (SEMARNAT, 2016).

Los residuos orgánicos tienen un elevado potencial para la generación de productos de valor agregado como el biogás debido a sus altos valores de sustancias biodegradables por microorganismos, se ha demostrado en diversos estudios que al mezclar este tipo de residuos con otros residuos con menor concentración de estos compuestos puede afectar en un incremento la cantidad de biogás generada al complementar sus nutrientes. Desde luego que en la generación de biogás a partir de desechos siempre se busca que sea sostenible, es por eso que se llevan a cabo diversas investigaciones con la finalidad de optimizar la velocidad de producción y rendimiento para la obtención de mayor cantidad de energía y así poder disminuir los costos de operación y diseño.

En esta investigación se busca el mejoramiento de producción de metano a partir de la evaluación de diferentes relaciones de mezcla de residuos que se generan en grandes cantidades, mediante el uso de dos tipos de sustratos de diferentes propiedades, buscando una complementariedad de propiedades para incrementar el porcentaje de metano producido. Esto se realizó por medio de la digestión anaerobia en la cual se llevó a cabo la cogestión de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos y lodos de purga. De acuerdo a lo anterior este trabajo se centra en la pregunta de investigación “¿Qué proporciones de mezcla de la fracción residuos sólidos urbanos con lodos de purga se tendrá una generación de metano en el biogás por lo menos superior al 50%?”.

3. Marco Teórico

3.1. Residuos Sólidos

Los residuos sólidos se definen usualmente como cualquier objeto o material de desecho que se produce tras la fabricación, transformación o utilización de bienes de consumo y que se abandona después de ser utilizado (ANAPO, 2011). Aunque algunos autores presentan diferentes definiciones de acuerdo a la tabla 1.

Tabla 1. Definiciones de residuos sólidos por autor (Tomada de Gabriela M. et al., 2014).

Autor	Definición
Tchobanoglous, 1994.	Comprende todos los residuos que provienen de actividades animales y humanas, normalmente son sólidos y se desechan por ser inútiles o superfluos.
Glynn, 1999.	Aquellos desperdicios que no son transportados por agua y que han sido rechazados por que ya no se van a utilizar.
Pitchel, 2005.	Un material sólido que posee un valor económico negativo, lo que sugiere que es más barato descartarlo que utilizarlo.
Fraume Restrepo, 2007.	Materiales generados en los procesos de extracción, beneficio, transformación, producción, consumo, utilización, control, reparación o tratamiento de otros productos o sustancias, cuya calidad no permite que se usen nuevamente en estos procesos y que pueden ser objeto de tratamiento y/o reciclaje.

Los residuos sólidos se clasifican en cinco tipos: residuos sólidos urbanos, residuos de manejo especial, residuos peligrosos y residuos provenientes de la industria minera y petrolera, con base en la actividad productiva que los genera.

Los residuos sólidos urbanos (RSU) son definidos como los generados en las casas habitación, que resultan de la eliminación de los materiales que se utilizan en las actividades domésticas, de los productos que consumen y de sus envases, embalajes o empaques, así como los residuos que provienen de cualquier otra actividad dentro de los establecimientos o en la vía pública, que genere residuos con características domiciliarias y los resultantes de la limpieza de las vías y lugares públicos.

3.2. Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU)

Se entiende por fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) a la parte de los RSU constituida por residuos de origen orgánico, como restos de alimentos y cocina, estiércol, poda de árboles, barrido de calles, ramas, paja y plantas. La valorización de la FORSU puede contribuir a atenuar muchos de los problemas asociados a su acumulación, al disminuir la cantidad de residuos que se disponen y lograr obtener subproductos útiles como el compost, vermicompost, biogás y biosólidos; teniendo así impactos positivos en el medio ambiente (Hernández-Nazario et al., 2018).

Tabla 2. Tipos de residuos sólidos (Tomada de Vazquez Cuevas et al., 2014).

Fuente	Actividades o localizaciones donde se generan	Tipo de residuos sólidos
Doméstica	Viviendas de diferente estrato social, unifamiliares, multifamiliares.	Residuos de comida, papel, cartón, plásticos, textiles, cueros, residuos de jardín, madera, vidrio, latas de hojalata, aluminio, otros metales, cenizas, hojas en la calle, residuos de manejo especial*, residuos domésticos peligrosos.
Comercial	Tiendas, restaurantes, mercados, edificios de oficinas, hoteles, imprentas, gasolineras, talleres mecánicos, entre otros.	Papel, cartón, plásticos, madera, residuos de manejo especial*, residuos peligrosos.
Institucional	Escuelas, hospitales, cárceles, centros gubernamentales.	
Construcción y demolición	Lugares de construcción de casas y edificios, reparación/renovación de carreteras, demolición de edificios, repavimentación.	Madera, acero, hormigón, residuos de manejo especial*, entre otros.
Servicios municipales (excluyendo plantas de tratamiento de agua).	Limpieza de calles, parques, playas, otras zonas de recreo, paisajismo. Limpieza de cuencas.	Residuos de manejo especial*, residuos de limpieza de calles, recortes de árboles y plantas, residuos de cuencas, residuos generales de parques, playas y zonas de recreo.
Plantas de tratamiento de agua; incineradoras municipales	Procesos de tratamiento de aguas residuales.	Residuos de plantas de tratamiento compuestos principalmente por lodos.
Industrial	Construcción, fabricación ligera y pesada, refinerías, plantas químicas, centrales térmicas, demolición.	Residuos de procesos industriales, materiales chatarra. Residuos no industriales, incluyendo residuos de comida, cenizas, escombros de demolición y construcción, residuos de manejo especial, residuos peligrosos.
Agrícola	Cosechas de campo, árboles frutales, viñedos, ganadería intensiva, granjas.	Residuos de comida, residuos agrícolas, residuos peligrosos.

*Residuos de manejo especial: Artículos voluminosos, electrodomésticos, bienes de línea blanca, residuos de poda de jardín en grandes cantidades, bacterias, aceite, llantas de automóvil, etc.

La composición de la FORSU depende en gran medida del origen de procedencia, en general está conformada de vegetales, jardinería, compuestos lignocelulósicos, lixiviados, cárnicos y frutas entre las cuales destacan los cítricos, con estos se debe tener especial cuidado ya que en exceso generan acidez en el medio y ser un componente inhibitorio para la generación de biogás en la digestión anaerobia.

3.3. Tratamiento de la FORSU

Dentro del manejo integral de los RSU, el tratamiento biológico se destina a los residuos orgánicos, como son los residuos de alimentos y jardín. El objetivo principal de los procesos de conversión biológica es la transformación de la materia orgánica de los residuos en un producto final estable y si es posible durante el proceso, la obtención de productos de valor agregado que puedan ser utilizados de manera sustentable (metano, hidrógeno, alcoholes, etc).

Existen varias ventajas con el uso de un tratamiento biológico, entre las cuales están:

- Recuperación de la materia orgánica (MO) y nutrientes para añadirlos a los suelos.
- Reducción de los problemas generados por la MO en los vertederos.
- Reducción de un número de instalaciones finales para el tratamiento de residuos (depósitos controlados, incineradoras, etc.).
- Adaptación a los requerimientos de las normativas comunitarias y acuerdos internacionales de protección al medio ambiente.
- Reducción del volumen de residuos.
- Estabilización de residuos.
- Eliminación de agentes patógenos en el material de desecho.
- Obtención de energía en caso de aplicar digestión anaerobia.

En la Tabla 3 se muestran los procesos biológicos más comunes para el tratamiento de la FORSU.

Tabla 3. Tratamiento biológico de la FORSU (Modificado de Montes, 2008).

	Proceso de transformación	Medio o método de transformación	Descripción del proceso	Productos principales
TRATAMIENTO BIOLÓGICO	Compostaje	Conversión biológica en presencia de oxígeno	La fracción orgánica de los RSU sufre descomposición biológica, el tiempo necesario para que se lleve a cabo dependerá de la naturaleza del residuo, del contenido de humedad y factores ambientales como la temperatura.	Composta (material húmico utilizado como acondicionador de suelo).
	Digestión anaerobia	Conversión biológica en ausencia de oxígeno	La porción biodegradable de la FORSU se puede convertir biológicamente, bajo condiciones anaerobias, en un gas que contiene dióxido de carbono y metano.	CH ₄ , CO ₂ , NH ₃ , H ₂ S y materia orgánica resistente (digestato).

3.4. Lodos de purga

Uno de los sistemas más utilizados alrededor del mundo para el tratamiento de aguas son los sistemas aerobios conocidos como lodos activados. Dentro del proceso de tratamiento de aguas se tienen diversas etapas que en conjunto se denominan tren de tratamiento, este engloba todas y cada una de las operaciones unitarias que se llevan a cabo de principio a fin en el pulimiento del agua entre las cuales están:

- Cribado: Proceso en el cual se separa los materiales de acuerdo a su tamaño de partícula individual por medio de una malla o placa perforada.
- Desarenador: En esta etapa se tiene por objeto extraer del agua la arena y partículas sólidas finas de origen inorgánico, con el fin de que se produzcan sedimentaciones en los canales y conductos.
- Tanque de regulación: La función de este tanque es amortiguar las variaciones de las descargas de aguas residuales en cuanto a concentraciones de sólidos o variaciones de pH.
- Sedimentador primario: Aquí es donde sedimenta la materia orgánica sedimentable, en este sedimentador se generan los denominados lodos primarios que los constituyen materia orgánica en suspensión, arenas y algunos componentes inorgánicos.
- Tanques de oxidación o lodos activados: En estos tanques es donde se lleva a cabo el tratamiento secundario y la biomasa en presencia de oxígeno lleva a cabo la degradación del material biodegradable. En este proceso de oxidación parte de la materia asimilada es convertida a metano y dióxido de carbono y otra parte es convertida a biomasa.
- Sedimentador secundario: La biomasa generada en el tratamiento secundario debe ser removida del efluente, esta es la función del sedimentador secundario, remover los agregados bacterianos provenientes del tratamiento secundario. En esta misma etapa se tiene el proceso de recirculación y purga de estos lodos, una parte es dirigida de nuevo a los reactores de oxidación y otra parte, si existe en exceso esta biomasa en el sistema es purgada para eliminarla del tren de tratamiento y posterior a esto es llevada a distintos tratamientos para su estabilización, estos lodos eliminados se denominan lodos de purga.

Para poder utilizar estos lodos de purga es necesario hacerlos pasar por un tratamiento de estabilización, esto es para reducir la presencia de patógenos, eliminar olores

desagradables y reducir o eliminar su potencial de putrefacción. Debido a que el contenido de agua en los lodos es bastante alto, para estabilizarlos es necesario concentrar los sólidos, para ello se aplica el espesamiento, este se puede llevar a cabo por diversos métodos como por gravedad, flotación, centrifugación, filtro prensa, etc. Posterior a esto, para la estabilización de lodos es necesario aplicar tecnologías como la digestión anaerobia, composteo, digestión aerobia o estabilización con cal.

Es importante que la purga de lodo se efectuó en intervalos regulares. Para que un sistema aerobio trabaje de manera óptima la cantidad de lodos purgados debiera determinarse para asegurar una correcta cantidad purgada a cada momento. También se debe tomar en cuenta la concentración de oxígeno disuelto en los reactores, concentración de sólidos volátiles, edad de lodo y concentraciones de alimentación suministradas. La purga de lodo afecta al proceso de lodos activados más que otros ajustes de control (Castro-González et al., 1997), afectando la calidad del efluente, los tipos de microorganismos presentes, la decantabilidad del licor de mezcla, generando formaciones de espuma, entre otros efectos negativos en el sistema.

Existen cuatro métodos comunes para el control de la cantidad de lodo purgado:

- Tiempo de retención celular constante
- Relación F/M constante
- SSLM constante
- Calidad del lodo

3.5. Digestión Anaerobia

Se denomina digestión anaerobia al proceso en el cual la materia orgánica es convertida en metano, dióxido de carbono e hidrógeno, en ausencia de oxígeno y a causa de la acción combinada de diferentes poblaciones microbianas. La primera aplicación documentada del tratamiento anaerobio de aguas residuales domésticas fue descrita por Mouras al final del siglo XIX en Francia. El tratamiento se llevaba a cabo en una cámara cerrada herméticamente, en la cual los sólidos sedimentados se degradaban en condiciones anaerobias. En la última década del siglo XIX y comienzos del siglo XX, en Inglaterra, Alemania, India y Estados Unidos se desarrollaron varios sistemas muy conocidos: el tanque séptico inventado en Inglaterra por Cameron y el tanque Imhoff en Alemania. En ambos casos los sólidos presentes decantan para ser degradados en el fondo del reactor (Van Haandel & Lettinga, 1994).

El desarrollo de la tecnología de digestión anaerobia tiene lugar a principio del siglo XIX vinculándose a la escasez de combustibles. En Europa florece después de la segunda guerra mundial, siendo los tratamientos biológicos y los tratamientos terciarios los principales potenciadores de los incipientes procesos de tratamiento de residuos. A causa de la crisis energética de los setenta, la digestión anaerobia creció significativamente, orientada hacia la producción de biogás como alternativa al petróleo (MITyC, 2010). Su uso para el tratamiento de los residuos orgánicos y la estabilización

de residuos se ha incrementado notablemente (Hansen et al., 1999; Bolzonella et al., 2003). Actualmente, el interés de estas tecnologías está motivado, además de por el elevado precio de los combustibles fósiles, por el empobrecimiento de los suelos agrícolas en materia orgánica, por el encarecimiento de los fertilizantes minerales y por la creciente sensibilización social hacia los problemas del medio ambiente.

Hay diferentes configuraciones de los procesos de digestión. La primera en ser estudiada fue la digestión en una fase o sencilla, es decir, aquella en la que todas las etapas de la digestión tienen lugar dentro del mismo medio en común. Posteriormente comenzó el desarrollo de la digestión en dos fases, dividiéndose las etapas del proceso en dos compartimientos independientes. Por otro lado atendiendo al contenido en humedad del sustrato a degradar generan dos grandes grupos: proceso húmedos o de baja concentración de sólidos y proceso secos o de alta concentración de sólidos.

En los procesos anaerobios de baja concentración de sólidos o húmedos, la concentración de sólidos suele estar en el intervalo alrededor del 4 al 15% de sólidos totales (ST). Es un proceso muy empleado para tratar la fracción orgánica de los residuos urbanos, residuos animales y residuos agrícolas. Esta alternativa es interesante cuando se dispone de lodos residuales que se quieren estabilizar.

Los sistemas en húmedos y una sola fase han estado en uso durante décadas para la estabilización anaerobia de los biosólidos producidos en las plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas. En los procesos anaerobios de alta concentración de sólidos o secos, la concentración de sólidos suele estar en el intervalo 20 – 40% de ST, así que solo los sustratos muy secos (>50% ST) necesitan ser diluidos con agua del proceso. Esta mayor concentración de sólidos está ligada a una menor necesidad de agua. Por otra parte, la producción de gas por unidad de volumen de reactor es mayor. Esta tecnología partió de la empleada para la digestión de estiércol orgánico, demostrándose que la producción de biogás en sistemas donde los residuos eran mantenidos en su estado sólido original era similar a aquellos diluidos con agua (Cuetos, 2007).

El proceso más conveniente para tratar la FORSU es la digestión anaerobia, debido no solo a que se disminuye el impacto negativo al medio ambiente, sino que además permite el aprovechamiento de energía renovable, la generación de composta a partir del residuo resultante y la recuperación de nutrientes para fertilizantes (Wellinger, 2005), algunos de los beneficios de la digestión anaerobia de los residuos sólidos orgánicos se muestran en la tabla 4.

Tabla 4. Beneficios de la digestión anaerobia de residuos orgánicos (Wellinger, 2005).

Beneficios	Descripción
Tratamiento de residuos	Proceso biológico de los residuos. Requiere menor espacio que el tratamiento aerobio. Reducción en volumen y peso.
Energético	Producción neta de energía. Generación de combustible renovable de alta calidad. El biogás ha sido probado en numerosas aplicaciones de uso final.
Ambiental	Disminuye significativamente las emisiones de gas efecto invernadero. Se obtiene abono y fertilizantes ricos en nutrientes. Maximiza los beneficios del reciclaje.
Económico	Resulta más rentable que otras opciones de tratamiento teniendo en cuenta la totalidad del ciclo de vida.

La digestión anaerobia (DA) es un proceso biológico que se lleva a cabo en ausencia de oxígeno, y en el cual participan diferentes comunidades microbianas, donde la fracción biodegradable de la materia orgánica se convierte en una mezcla de gases constituida principalmente por dióxido de carbono y metano, denominada “biogás” y, por otra parte, se genera residuo (sustrato digerido) al término denominado “digestato” (Tchobanoglous et al., 1993), el cual tiene un valor potencial como fertilizante (Bustamante et al., 2013) y una de sus características es que presenta una menor concentración de sólidos volátiles y orgánicos que la FORSU (Forster, 2005). Utilizando el proceso de DA es posible convertir una gran cantidad de residuos, como restos de vegetales, estiércol, efluentes de la industria alimentaria y fermentativa, de la industria papelera y de algunas industrias químicas en fertilizantes.

La composición biogás dependerá del tipo de material biodegradable utilizando durante la DA (Forster, 2005), sin embargo, se puede generalizar la composición y características típicas de este, las cuales se describen en la tabla 5.

Tabla 5. Características generales del biogás (Deublein & Steinhauser, 2008).

Propiedad	Cantidad
Composición	55 – 70 % metano (CH ₄). 30 – 45 % dióxido de carbono (CO ₂). Trazas de otros gases.
Contenido energético	6.0 – 6.5 kWh/m ³ .
Equivalente de combustible	0.60 – 0.65 L petróleo crudo/m ³ biogás.
Límite de explosión	6 – 12% de biogás en el aire.
Temperatura de ignición	650 – 750 C (con el contenido de CH ₄ reportado).
Presión crítica	74 – 88 atm.
Densidad normal	1.2 kg/m ₃ .
Olor	Huevo podrido (el olor del biogás desulfurado es imperceptible).

3.6. Etapas de la digestión anaerobia

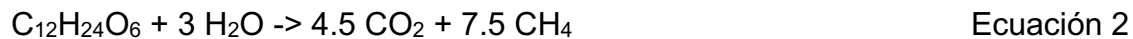
Foster en 2005 describe la digestión anaerobia como un proceso que se lleva a cabo en cuatro etapas: hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis, y metanogénesis, durante las cuales ocurre la transformación de la materia biodegradable a biogás. En términos bioquímicos, la DA es consecuencia de una serie de interacciones metabólicas entre diferentes grupos de microorganismos y ha sido descrita como un proceso de etapas múltiples de reacciones en serie y paralelo (Pavlostathis & Giraldo-Gómez, 1991). Los microorganismos que participan en cada una de las diferentes etapas son las siguientes: hidrolíticos (hidrólisis), acidogénicos (acidogénesis), acetogénicos (acetogénesis) y metanogénicos (metanogénesis).

De manera general, y por su composición elemental, los productos obtenidos a partir de las macromoléculas se muestran a continuación en las ecuaciones 1, 2 y 3 (Deublein & Steinhauser, 2008).

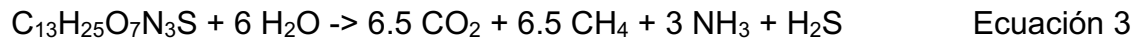
Carbohidratos



Grasas



Proteínas



La hidrólisis es la primera etapa para la degradación de moléculas orgánicas muy grandes que son absorbidas y usadas como sustrato por microorganismos. En esta fase, las moléculas orgánicas complejas y no disueltas (carbohidratos, lípidos y proteínas) se rompen en compuestos más simples (aminoácidos, azúcares, ácidos grasos y algunos alcoholes, entre otros), mediante la acción de enzimas extracelulares secretadas por algunos microorganismos como las celulasas, amilasas, proteasas y lipasas (Schnurer & Jarvis, 2009).

Los compuestos solubles (diferentes tipos de oligosacáridos y azúcares, alcoholes, aminoácidos y ácidos grasos) son transportados a través de la pared celular y constituyen las principales fuentes de carbono y energía para los microorganismos (Schnurer & Jarvis, 2009). Cada una de las etapas de bioconversión de materiales orgánicos a metano presenta diferente rapidez; mientras que la degradación de la celulosa ocurre en semanas, la de las hemicelulosas y proteínas se lleva a cabo en días y la de las moléculas más simples, como azúcares, ácidos grasos y alcoholes, emplea horas (Carrillo, 2004).

En la fermentación o acidogénesis, se metabolizan los productos de la hidrólisis en el interior de la célula y se obtienen compuestos de peso molecular intermedio, tales como los ácidos orgánicos (acetato, propionato, butirato, lactato, entre otros) y alcoholes, además de otros subproductos importantes para etapas posteriores (amoníaco, hidrógeno, dióxido de carbono, entre otros). La fermentación se define como la

conversión de compuestos orgánicos sin un aceptor de electrones, para producir compuestos oxidados o reducidos (Batstone & Jensen, 2011).

Los dos mayores grupos sujetos a la fermentación bajo condiciones anaerobias son los azúcares y los aminoácidos (Batstone & Jensen, 2011). Los azúcares son fermentados principalmente por la ruta Embden-Meyerhof-Parnas a piruvato y subsecuentemente a moléculas de 3 carbonos (propionato o lactato), o compuestos de 2 a 6 carbonos vía acetil-CoA. Los productos de esta degradación son el hidrógeno y el acetato, así como algunos otros compuestos, como los ácidos volátiles (propionato, butirato), los cuales pueden también ser degradados a acetato e hidrógeno, siendo estos últimos los principales precursores del metano generado por las arqueas metanogénicas.

Estas reacciones son reguladas por las condiciones del medio, incluyendo el pH, concentración de hidrógeno en fase gas, temperatura, tiempo de retención celular. Las reacciones ricas en hidrógeno pueden verse favorecidas a bajas concentraciones de hidrógeno; asimismo, la producción de alcoholes se favorece en un pH bajo (Batstone & Jensen, 2011). Uno de los parámetros del proceso son los ácidos grasos volátiles (AGV), dado que tienden a disminuir el pH e interferir en el desarrollo de la reacción, provocando la inhibición de la actividad metanogénica (Neves et al., 2009).

En la acetogénesis, los productos finales de la etapa acidogénica se transforman en acetato, así la actividad principal de los microorganismos presentes proporciona donadores de hidrógeno, dióxido de carbono y acetato a las arqueas metanogénicas. Estos microorganismos son capaces de convertir los productos finales de la microbiota acidogénica en acetato a partir de dos rutas diferentes:

1. Deshidrogenación acetogénica. Se lleva a cabo como producto de la fermentación de ácidos grasos volátiles o lactato y alcoholes. Estas reacciones dependen de la concentración de hidrógeno existente, por lo tanto, para que la acetogénesis tenga lugar en los biodigestores anaerobios, es necesario que el hidrógeno generado en el proceso sea utilizado con igual o mayor rapidez a la que se produce.
2. Hidrogenación acetogénica. Algunos autores admiten la existencia de otras bacterias denominadas homoacetogénicas, que pueden crecer autotróficamente con dióxido de carbono e hidrógeno para producir acetato (reacciones de hidrogenación acetogénica) cuando las arqueas metanogénicas consumidoras de H₂ están inhibidas debido a un pH bajo.

La etapa de acetogénesis limita la rapidez de degradación en la etapa final. A partir de la cantidad y composición del biogás, se pueden obtener conclusiones sobre la actividad de las bacterias acetogénicas.

La metanogénesis es el último paso del proceso de descomposición anaerobia de la materia orgánica. La degradación metanogénica de cada sustrato depende tanto de la naturaleza del mismo como de la ruta metabólica seleccionada por los microorganismos para su degradación (Poggio, 2007). Existen por lo menos 10 sustratos, por ejemplo:

formiato, acetato, metanol, metilmercaptano y metilamina, que se convierten en metano por la acción de las arqueas metanogénicas, los cuales liberan la energía adecuada para la síntesis de ATP.

La figura 1 muestra algunos productos intermedios en que se producen en la digestión anaerobia y la ruta que sigue la materia orgánica al degradarse, dentro de estos se encuentran las proteínas, carbohidratos y lípidos, que son macromoléculas presentes en los seres vivos y son hidrolizados a monómeros orgánicos, los cuales pueden usarse como sustrato para los organismos fermentativos (aminoácidos o azúcares) o para oxidantes anaerobios (ácidos grasos).

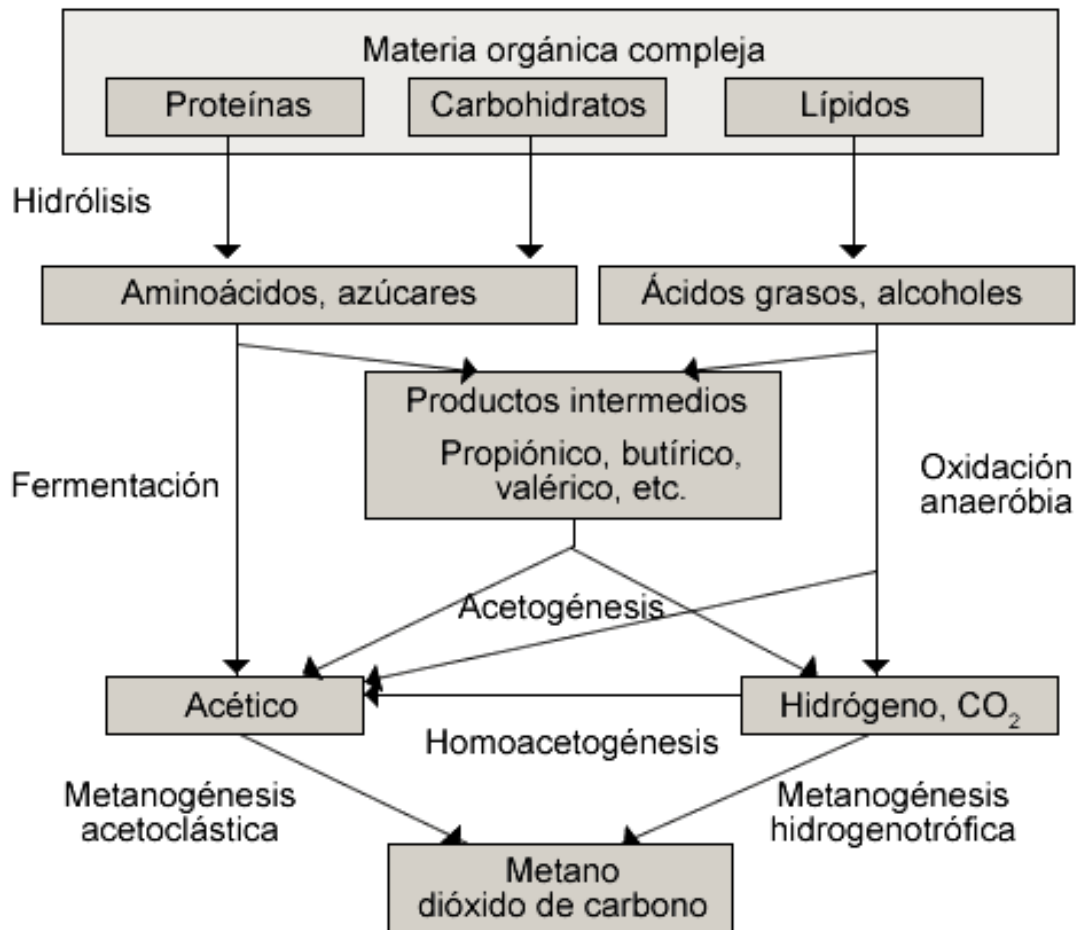


Figura 1. Serie de reacciones de la digestión anaerobia (Gujer & Zehnder, 1983).

3.7. Microbiología de la digestión anaerobia

Debido a la gran diversidad de residuos orgánicos que pueden ser degradados mediante la DA, es necesario hacer una revisión sobre los diferentes tipos de bacterias presentes en el proceso anaerobio, su actividad metabólica, así como los factores que influyen en el desarrollo de dicha actividad. Esto repercutirá en una adecuada operación del biodigestor, a través del monitoreo de aquellos factores que resultan cruciales, permitiendo tener un control adecuado del sistema.

Las bacterias y arqueas pueden ser clasificadas, de acuerdo con su respuesta al oxígeno molecular, en tres grupos: aerobias estrictas, facultativas y anaerobias (dentro de las cuales se encuentran las formadoras de metano) (Gerardi, 2003). Las bacterias facultativas se encuentran activas en presencia o ausencia de oxígeno molecular. Así, cuando el oxígeno se encuentra presente se usa para la actividad enzimática y para la degradación de residuos. De lo contrario, los alcoholes, ácidos grasos y compuestos aromáticos pueden ser degradados por microorganismos con respiración anaerobia, los cuales se usan, entre otros, los siguientes nutrientes: nitratos, azufre, sulfatos, carbono y hierro (III) como aceptores de electrones (Deublein & Steinhauser, 2008).

3.8. Factores que influyen en la digestión anaerobia

Las arqueas metanogénicas, y por ende el proceso de DA, son afectados por los cambios de las condiciones ambientales, propiedades fisicoquímicas y operacionales; estas deben de ser monitoreadas y mantenerse en el intervalo óptimo establecido. Algunos de los factores que se deben considerar dentro de los parámetros, tanto fisicoquímicos como operacionales, se encuentran los nutrientes, pH, alcalinidad, temperatura, toxicidad, composición del sustrato, humedad, entre otros.

3.8.1. pH y alcalinidad

El pH de un medio afecta directamente a los microorganismos y a sus enzimas, afectando la rapidez de la fermentación, así como la disponibilidad de algunos nutrientes, como el amonio y el fosfato, que limitan el crecimiento microbiano en la mayoría de los ecosistemas. Existe una gama amplia de microorganismos involucrados en el proceso de DA, cuyos valores óptimos requeridos para su desarrollo pueden variar ampliamente.

Por ejemplo, en la etapa de fermentación, los microorganismos acidogénicos se adaptan a desarrollarse en condiciones ácidas, por debajo de pH 5.0 (Gerardi, 2003). La mayoría de las arqueas requieren de un pH neutro para estar activas en el proceso. Los microorganismos metanogénicos son más susceptibles a las variaciones de pH que los otros microorganismos de la comunidad microbiana anaerobia.

Los niveles óptimos de pH para la actividad de los microorganismos acidogénicos se encuentran entre 5.5 y 6.5; y para los metanogénicos, entre 7.8 y 8.2, por lo tanto, el pH óptimo para los cultivos mixtos se encuentra en un intervalo de 6.8 y 7.4, siendo el pH neutro el ideal. Para que el proceso se desarrolle satisfactoriamente, el pH no debe ser menor a 6.0 ni superior a 8.0.

El valor de pH en el biodigestor no solo determina la producción de biogás, sino también su composición. Una de las consecuencias de que se produzca un descenso de pH a valores inferiores de 6.0, es que el biogás generado contenga bajos niveles de CH₄ y, por lo tanto, tenga un menor contenido energético. En los procesos anaerobios, la caída del pH es causada frecuentemente por la acumulación de ácidos grasos volátiles (AGV) y por la excesiva acumulación de CO₂ (Gerardi, 2003).

3.8.2. Tamaño de partícula

Para llevar a cabo cualquier reacción química se necesita una superficie de los reactivos lo más grande posible, lo cual aplica para la DA de residuos orgánicos. Al reducir el tamaño de partícula mediante tratamiento mecánico, el proceso de degradación se acelera en los primeros días debido a que algunas veces se incrementa la solubilidad y la disponibilidad del material orgánico.

Mientras más pequeñas son las partículas, mayor es el área superficial en la cual las bacterias pueden asimilar el sustrato, así los microorganismos pueden secretar enzimas y absorber de manera simultánea los productos que resultan de este proceso catalítico; de este modo, el rendimiento de biogás es mayor. Las dimensiones consideradas óptimas son distintas según los criterios de distintos autores, variando entre 1 y 5 cm (Haug, 1993), entre 2 y 5 cm (Kiehl, 1985) o entre 2.5 y 2.7 cm (Tchonanoglous et al., 1994).

3.8.3. Composición de la FORSU

Tanto la rapidez de reacción como la calidad y cantidad de biogás dependerán del tipo de sustrato que se use para la DA. Por ejemplo, en la descomposición de proteínas se forma amoníaco y sulfuro de hidrógeno que pueden inhibir la formación de metano (Gerardi, 2003; Deublein & Steinhauser, 2008; Schnurer & Jarvis, 2009).

En cuanto a la rapidez de la reacción, la hidrólisis de carbohidratos se lleva a cabo rápidamente en unas cuantas horas y la hidrólisis de proteínas y lípidos, en unos días. La lignina y lignocelulosa se degradan lenta e incompletamente y necesitan de un pretratamiento para lograr una degradación parcial (Deublein & Steinhauser, 2008). En la tabla 6 se presentan los rendimientos teóricos de los componentes orgánicos básicos y a continuación, se exponen las características de los distintos tipos de sustrato.

Tabla 6. Producción teórica del biogás (Varnero, 2011).

Compuesto orgánico	Formula Química	Biogás m ³ /kg _{ST}	CH ₄ m ³ /kg _{ST}
Carbohidratos	C ₆ H ₁₂ O ₆	0.75	0.37
Lípidos	C ₁₆ H ₃₂ O ₂	1.44	1.44
Proteínas	C ₆ H ₂₄ O ₅ N ₄	0.98	0.49

Las proteínas son ricas en energía y producen una cantidad relativamente alta de biogás. Durante el proceso de DA las proteínas se transforman en aminoácidos, que se degradan para dar paso a grupos aminos que existen como amoniaco (NH₃) o amonio (NH₄⁺), los cuales se encuentran en equilibrio mutuo; si existen en exceso, pueden llegar a inhibir la producción de metano. Generalmente la degradación de proteínas da como resultado amoniaco, dióxido de carbono y ácidos orgánicos.

La DA de los carbohidratos es muy variada, ya que son digeridos a distintas velocidades dependiendo del tamaño de cadena. Los azúcares simples se degradan fácil y rápidamente, sin embargo, si existen demasiados azúcares simples en el sustrato a digerir, la concentración de ácidos puede aumentar significativamente e inhibir la producción de metano; esto ocurre porque la hidrólisis de estos azúcares es muy rápida, pero el crecimiento de las arqueas metanogénicas es más lento (Deublein & Steinhauser, 2008).

Las grasas difieren en su composición dependiendo del origen de las mismas. La estructura general de las grasas consiste en una molécula de glicerol a la cual están unidos diferentes ácidos grasos de cadena larga mediante un enlace éster o éter (McMurry, 2008). La hidrólisis de los lípidos es catalizada por las enzimas triacilglicerol éster hidrolasas, mejor conocidas como lipasas. Una característica particular de las lipasas es que estas enzimas incrementan su actividad con las grasas insolubles en comparación con las grasas solubles, lo que significa que existe una gran actividad cuando la concentración de triglicéridos alcanza la saturación y forma una segunda fase (Batstone & Jensen, 2011).

En general, todos los tipos de biomasa pueden usarse como sustratos en la DA, debido a que los distintos tipos de residuos orgánicos que contienen carbohidratos, proteínas y grasas, así como minerales, patógenos y otras sustancias (Gerardi, 2003). Cada tipo de residuo tiene distintas características y composición, incluso un mismo tipo de residuo, esto se traduce en diferentes rendimientos y calidad de biogás. En la tabla 7 se presentan rendimientos de biogás típicos de diferentes tipos de sustratos. En algunos casos se recomiendan tiempos de residencia (TR) ya establecidos o llevar a cabo pretratamientos.

Las variaciones del rendimiento de biogás se deben a las características del sustrato, la temperatura de digestión y al pretratamiento usado. Los residuos alimenticios, por ejemplo, no siempre tienen la misma composición, varía con la fuente de generación y la época del año en que son colectados (Schnurer & Jarvis, 2009).

Tabla 7. Rendimientos promedios de biogás para distintos tipos de sustratos (Adaptado de Deublein y Steinhauser, 2008).

Sustrato	Contenido de sólidos (%)	Rendimiento de biogás (m ³ /kgST)	Tiempo de residencia hidráulica (HRT) (d)
Bagazo	40 – 50	0.6 – 0.7	-
Manzanas podridas	22 – 45	0.56 – 0.68	-
Frutas podridas	25 – 45	0.4 – 0.7	-
Residuos de rastros	-	0.3 – 0.7	-
Harina de carne y hueso	8 – 25	0.8 – 1.2	-
Grasa animal	-	1.0	33
Residuos vegetales	5 – 20	0.4	8 a 20
Residuos de mercados	8 – 20	0.4 – 0.6	30
Cereales	85 -90	0.4 – 0.9	-
Residuos orgánicos de hogares	40 – 75	0.3 – 1.0	-
Sobras de comedores-cocinas	9 – 37	0.4 – 1.0	-
Grasa de cocina	2 - 70	0.6 – 1.6	-

3.8.4. Nutrientes

Los nutrientes que requieren los microorganismos involucrados en procesos aerobios y en procesos anaerobios pueden clasificarse en macronutrientes y en micronutrientes, aunque existen algunas diferencias en los requerimientos nutricionales para cada proceso.

Los macronutrientes, por ejemplo el fósforo y nitrógeno, son nutrientes requeridos en grandes cantidades por todos los microorganismos. La necesidad de macronutrientes en el proceso anaerobio es menor comparada con los requeridos en los procesos aerobios (Gerardi, 2003). Estos nutrientes, como todos los demás, solo son aprovechables por las bacterias en solución acuosa.

Aunque el amoníaco es el principal nutriente para la obtención de nitrógeno de los microorganismos metanogénicos, algunos pueden obtener el nitrógeno de otras fuentes. Estos organismos son capaces de fijar nitrógeno molecular (N₂) y algunos son capaces de utilizar el aminoácido alanina. Por otra parte, solo el ortofosfato es la fuente de la cual los organismos obtienen fósforo como nutriente (Gerardi, 2003).

Los microorganismos metanogénicos poseen diversos sistemas enzimáticos, por lo que resultan necesarios algunos micronutrientes muy específicos, especialmente cobalto, níquel y azufre. El cobalto (Co) se requiere como activador del sistema enzimático en los organismos metanogénicos. La incorporación de cobalto en el sistema provee mayor eficiencia en la conversión del acetato en metano.

El níquel (Ni) es un requerimiento único de los organismos metanogénicos, la adición de Ni puede aumentar la conversión de acetato a metano.

El sulfuro y sulfato son las principales fuentes de azufre (S) para los organismos metanogénicos. El sulfuro es considerado un micronutriente, pero a altas concentraciones podrían provocar una intoxicación del sistema; su contenido es relativamente alto, pues representa aproximadamente 2.5% de la célula y es aproximadamente 50% mayor que el contenido de fósforo. Otros elementos necesarios, aunque en cantidades más pequeñas, para un mejor desempeño enzimático de los organismos metanogénicos son bario, calcio, magnesio, sodio, selenio, tungsteno y wolframio. La incorporación de micronutrientes en los sistemas enzimáticos es esencial para asegurar, no solo la correcta degradación del sustrato, sino también la eficiente operación del biodigestor.

3.8.5. Sólidos

La materia orgánica está compuesta en su mayor parte de agua y una fracción sólida que, para efectos de los tratamientos bioquímicos, frecuentemente se denomina fracción de sólidos totales (ST). El porcentaje de estos sólidos es un factor importante para que el proceso se lleve a cabo satisfactoriamente, debido a que la movilidad de los microorganismos metanogénicos se ve limitada a medida de que aumenta el contenido de sólidos, lo que afecta la eficiencia y producción de biogás.

Los ST están definidos como el contenido de materia seca en una muestra de sustrato, después de 48 horas de secado a 105 °C a peso constante (APHA, 1995). Estos ST contienen una fracción biodegradable, sólidos volátiles (SV), y otra fracción inerte, sólidos fijos (SF). Estos SV se definen como la fracción de ST que puede ser volatilizada y expulsada como gas a 550 °C durante un periodo de 24 horas a peso constante (APHA, 1995).

La digestión anaerobia se puede dividir en dos categorías de acuerdo con el contenido de sólidos en el sustrato: “seca”, cuando el contenido de sólidos totales es de 25% a 30%; y “húmeda” cuando el contenido de sólidos totales es menor a 15%. Regularmente, cuando el sustrato proviene de la FORSU es necesario añadir cierta cantidad de agua para disminuir el porcentaje de ST (Ostrem, 2004), principalmente en la digestión anaerobia húmeda.

3.9. Parámetros operacionales de la digestión anaerobia

Es muy importante tener un buen control acerca de los parámetros fisicoquímicos, pero van directamente relacionados con los parámetros operacionales, ya que estos determinan el adecuado desarrollo del proceso de digestión anaerobia. A continuación, se mencionan los más importantes.

3.9.1. Temperatura

La temperatura es un factor muy importante a considerar durante el proceso de la digestión anaerobia debido a que cada microorganismo posee un intervalo óptimo en el cual se muestran las tasas más elevadas de crecimiento y reproducción. Los intervalos varían para cada especie.

Los valores mínimos y máximos de temperatura que un microorganismo puede tolerar determinan su supervivencia y el papel que desempeñará en cierto ecosistema (Tabla 8). Una bacteria prolifera solo si la temperatura ambiental se sitúa dentro de los márgenes que delimitan el crecimiento del organismo, y la capacidad de una bacteria de competir por la supervivencia en un sistema dado aumenta si la temperatura esta próxima a su temperatura óptima de crecimiento.

Tabla 8. Temperaturas de crecimiento de especies representativas de bacterias y arqueas que participan en el proceso de digestión anaerobia (Atlas y Bartha, 2002).

Microorganismo	T mínima de crecimiento (°C)	T máxima de crecimiento (°C)
<i>Bacillus stearothermophilus</i>	30	70
<i>Methanococcus voltae</i>	25	50
<i>Methanococcus thermolithotrophicus</i>	30	70
<i>Methanococcus igneus</i>	40	95
<i>Methanococcus jannaschii</i>	50	95

Generalmente, la producción de biogás solo se mantiene si la temperatura no es inferior a 32 °C, por lo que la operación con temperatura mesofílica, entre 35 y 37 °C resulta ser la más adecuada y ampliamente utilizada en plantas de digestión anaerobia. Si la temperatura cae por debajo del intervalo óptimo, los organismos acidogénicos continuarán produciendo ácidos grasos y alcoholes y, por consiguiente, habrá una acumulación excesiva de estas sustancias, debido a la inactividad de los organismos metenogénicos, provocando una caída en el pH del sistema (Schnurer y Jarvis, 2009).

En el intervalo termofílico de operación, el proceso se acelera y disminuye el tiempo de retención necesario en el biodigestor, porque la producción de metano alcanza el máximo con mayor rapidez. Por esta misma razón, el volumen del biodigestor disminuye significativamente comparado con el volumen de otro que opera a condiciones mesofílicas para producir la misma cantidad de metano.

La operación a condiciones termofílicas incrementa la disponibilidad de ciertos compuestos orgánicos, ya que generalmente aumenta la solubilidad conforme aumenta la temperatura, disminuyendo la viscosidad de algunos compuestos y facilitando el mezclado dentro del biodigestor (Schnurer y Jarvis, 2009). Sin embargo, la operación a condiciones termofílicas puede ocasionar que el proceso sea más sensible a perturbaciones, debido a que al elevar la temperatura ciertos grados muchos de los microorganismos mueren o pierden su actividad (Gerardi, 2003).

En general, existen menos especies de microorganismos que están presentes de forma activa en condiciones termofílicas, en comparación con las especies presentes en condiciones mesofílicas. De esta forma, el proceso mesofílico involucra una mayor diversidad de organismos y puede tener más estabilidad, razón por la cual este intervalo de temperatura presenta un mayor grado de descomposición de algunos compuestos orgánicos complejos.

3.9.2. Agitación

Una agitación adecuada en el biodigestor permite la distribución de bacterias, sustrato y nutrientes, así como mantener la temperatura homogénea dentro del reactor. El mezclado minimiza el asentamiento de las fracciones pesadas y la formación de capas que disminuyen la eficiencia del proceso. Un mezclado de velocidad muy baja favorecerá que se creen gradientes de temperatura, conglomeración de sólidos y que haya una transferencia baja del biogás desde el lodo hacia la fase gaseosa (Al Seadi et al., 2008; Deublein y Stenhauser, 2008; Schnurer y Jarvis, 2009).

Ghanimeh et al. en 2012 encontraron que una velocidad de mezclado continua en los biodigestores, de 100 rpm, mejora la estabilidad durante el arranque del proceso y únicamente aumenta el rendimiento de biogás en concentraciones de ST superiores a 10%; asimismo, que la actividad de las arqueas acetoclásticas se mejora a velocidades de agitación por debajo de 200 rpm y que una agitación lenta (80 rpm) y constante es mejor que periodos sin mezclado y agitación vigorosa en la codigestión de lodos y residuos alimenticios.

3.9.3. Tiempo de retención hidráulico (TRH)

El tiempo de retención hidráulico se calcula con la siguiente fórmula:

$$TRH = \frac{V}{Q}$$

Ecuación 1. Tiempo de retención hidráulica.

Donde:

V: Volumen del biodigestor (m³).

Q: Caudal de entrada en el biodigestor (m³/d).

Si se reduce el TRH disminuye también el tamaño del biodigestor, lo que resulta en una menor inversión. Un tiempo de retención más corto da lugar a una mayor rapidez de producción de biogás por unidad de volumen del reactor, pero se tendrá un menor rendimiento por unidad de masa de sustrato, es decir, menor degradación de la materia orgánica (sólidos volátiles o DQO).

El TRH elegido para una biomasa específica depende de la degradabilidad de la materia orgánica, por lo que en caso de fácil degradación requiere menor TRH. Un proceso a condiciones mesofílicas requerirá un mayor TRH que cuando se opere a condiciones termofílicas y mucho menor que a condiciones psicofílicas. El TRH para el tratamiento de residuos sólidos orgánicos puede variar de 3 a 55 días, dependiendo del tipo de biomasa, carga orgánica, temperatura de operación, etapas y configuración de los biodigestores. El TRH típico se encuentra entre 10 y 25 días, pero puede ser mayor (Schnurer y Jarvis, 2009).

3.9.4. Tiempo de retención de sólidos (TRS)

Este tiempo determina la relación entre la cantidad de materia orgánica o de sólidos volátiles que ingresan al biodigestor y la cantidad que sale. El tiempo de retención de sólidos es el factor más importante para controlar la conversión de sólidos a gas y para mantener la estabilidad del sistema (Burke, 2001). Este parámetro se puede calcular con la siguiente ecuación:

$$TRS = \frac{(V)(C_d)}{(Q_w)(C_w)} \quad \text{Ecuación 2. Tiempo de retención de sólidos.}$$

Donde:

V: Volumen del biodigestor (m³).

C_d: Concentración de sólidos en el biodigestor (kg_d/m³).

Q_w: Caudal de lodos de salida del biodigestor por día (m³/d).

C_w: Concentración de los sólidos a la salida (kg_w/m³).

Cuando el crecimiento y el reemplazo de las bacterias es insuficiente y el TRS es muy pequeño, la metanogénesis puede inhibirse (Burke, 2001; Rowse, 2011), entonces se debe tomar en cuenta que a una temperatura de 25 °C, el valor de TRS debe ser al menos de 15 días para asegurar que las distintas etapas se lleven a cabo (de Mes et al, 2003) o de al menos 10 días cuando se lleve a cabo a 35 °C (Rowse, 2011). El TRS mínimo para evitar el lavado de bacterias es de 10 días, pero mientras más alto sea, mejor. Altos valores de TRS proveen capacidad amortiguadora contra componentes tóxicos y altas cargas (Gerardi, 2003).

3.9.5. Carga Orgánica (CO)

La carga orgánica está definida como la masa de SV, ST, DBO o DQO añadida cada día a una unidad de volumen del biodigestor (Rowse, 2011). Se puede calcular con la siguiente ecuación:

$$CO = \frac{(Q)(C_{SV})}{V} = \frac{C_{SV}}{TRH} [=] \frac{kgSV}{m^3 d} \quad \text{Ecuación 3. Carga orgánica}$$

Donde:

Q: Flujo volumétrico a la entrada (m^3/d).

C_{SV} : Concentración de sólidos volátiles ($kg\ SV/m^3$).

V: Volumen activo del reactor, ya sea de fase sólida y/o líquida (m^3).

La eficiencia del biodigestor depende de la carga orgánica y del rendimiento de biogás que se obtenga de los residuos. El límite superior de carga en el biodigestor puede llegar hasta $15\ kg$ de sólidos volátiles SV/m^3*d , en procesos de digestión seca. Cuando la carga orgánica es elevada puede llegar a acidificarse el reactor debido a una alta producción de ácidos volátiles en la acidogénesis (Rapport et al., 2008). El tipo de sustrato y la temperatura de operación también juegan un papel importante en la carga orgánica que puede ingresarse al reactor. Rapport y colaboradores en 2008 las resumen en la tabla 9, donde se enumeran los valores de carga orgánica volumétrica (COV) máximas y mínimas típicas en sistemas de una etapa.

Tabla 9. Tiempos de retención y cargas orgánicas típicas en sistemas de una etapa (Rapport et al., 2008).

Temperatura	Sustrato	Tipo*	TRH mín.(d)	TRH máx.(d)	CO min. (kg SV/m ³ *d)	CO máx. (kg SV/m ³ *d)		
Mesofílica	Separado mecánicamente	Seca	17	30	6	9		
		Semiseca	15	20	6	8		
		Húmeda	14	30	2.6	4		
	Industria alimenticia	Seca	17	25	4	6		
		Semiseca	12	14	3	4		
		Residuos residenciales	Seca	15	25	4	6	
		Húmeda	14	30	3	4		
Termofílica	Separado mecánicamente	Seca	12	20	9	15		
		Semiseca	6	15	6	20		
	Industria alimenticia	Seca	12	16	6	9		
		Residuos residenciales	Seca	12	16	4	6	
				Semiseca	12	14	8	12

*Se considera la DA semiseca a aquella con un contenido de ST entre 15 y 20%.

3.10 Codigestión

Para la DA pueden emplearse varios sustratos a la vez con el fin de obtener los beneficios que brindan los distintos tipos de desechos y disminuir riesgos causados por inhibidores que puedan producirse debido a un tipo específico de sustrato. A la acción de combinar varios tipos de sustratos se le conoce como “codigestión”.

La codigestión se usa para aumentar el rendimiento de la DA debido a sus múltiples beneficios, como, por ejemplo, la dilución de componentes tóxicos, el incremento de la carga de materia orgánica biodegradable, la mejora del balance de nutrientes, el efecto sinérgico de los microorganismos, el aumento en el rendimiento de biogás, el incremento en la rapidez de degradación y la estabilidad del sistema, las diferentes características de operación pueden afectar en el rendimiento de biogás generado como se muestra en la Tabla 10.

Tabla 10. Efectos de la variación de relación entre diferentes mezclas de sustratos y su producción de metano (Mehariya, 2018).

Sustrato	Relación de mezcla	Temperatura (°C)	Tipo de reactor	Sólidos totales	Rendimiento de metano (mLCH ₄ /gSV)	Mejora de la producción de biogás (%)	Referencia
FORSU/Lodos de purga	20:80 (SV)	35 (°C)	Escala laboratorio	2.01 %	157	35.3	Kim et al. (2003)
FORSU/Lodos de purga	50:50 (SV)	55 (°C)	Escala laboratorio	2.8 %	215	85.3	Kim et al. (2003)
FORSU/Lodos de purga	16:84 (SV)	Mesofílica	Escala completa	4.5 %	170	21.0	Bolzonella et al. (2006)
FORSU/Lodos de purga	41:59 (SV)	Mesofílica	Escala completa	9.6 %	280	97.0	Bolzonella et al. (2006)
FORSU/ Lodos de purga	25:75 (Volumen)	37 (°C)	Escala laboratorio	24.5 g/dm ³ (SSV)	439	38.1	Sosnowski et al. (2008)
FORSU/Lodos de purga	10:90 (Volumen)	37 (°C)	Escala laboratorio	3.2 %	293	18.1	Cabbai et al. (2013)
FORSU/Lodos de purga	50:50 (Volumen)	37 (°C)	Escala laboratorio	2.5 %	365	47.2	Cabbai et al. (2013)

El uso de co-sustratos usualmente mejora el rendimiento de biogás de un digestor anaerobio debido a los sinergismos positivos establecidos en el medio de digestión y en el suministro de los nutrientes faltantes por los co-sustratos (Mata-Alvarez & Mace P., 2000). En la tabla 11 se muestran algunas de las ventajas y desventajas de la tecnología de la codigestión.

Tabla 11. Ventajas (Arhoun, 2017) y desventajas de la codigestión (Braun, 2007).

Ventajas	Desventajas
Digestión y balance de nutrientes mejorado.	Requiere pre-tratamiento adicional.
Mitigación de efectos inhibitorios debido a sustancias tóxicas a través de la dilución.	Requiere tratamiento de aguas residuales.
Mejora la cinética de la producción de metano.	Necesidad de post-tratamiento.
Mejora del equilibrio de nutrientes.	Periodos de inicio largos.
Generación de digestato.	Existen restricciones en para poder utilizar el digestato generado en suelos.

En la tabla 12 se muestran las cantidades de biogás producidas durante el proceso de codigestión, cabe resaltar que en todos los trabajos se utilizaron distintos sustratos como sustrato principal y como co-sustrato, lo que se busca con esta tabla es dar a conocer que la codigestión puede ser utilizada como un proceso para la generación de biogás a partir de muchos residuos orgánicos así como residuos de las depuradoras de agua (lodos), se debe tomar en cuenta que los parámetros operacionales a los que se trabajó cada proceso y los tipos de reactor utilizados pueden variar con cada trabajo.

Tabla 12. Comparación de trabajos relacionados con la codigestión anaerobia utilizando diferentes sustratos.

Sustrato	Co-sustrato	Producción de biogás	Producción de CH ₄	Referencia
FORSU (72%)	Grasa vegetal (28%)	0.65 m ³ /kgSV removidos	0.41 m ³ /kgSV removidos	Fernández & Sánchez, 2005.
Papel de desecho (50%)	Lodos de algas (50%)	0.002 m ³ /L*día	0.001210 m ³ /L*día	Hong-Wei & Brune, 2007.
Residuos sólidos urbanos (60%)	Lodos de depuradora (40%)	470 ± 10 NmL/gSV	280 NmL /gSV	Ahmadi-Pirlou, et al., 2017.
Residuos de comida (66%)	Estiércol de ganado (34%)	570 mL/gSV	388 mL/gSV	Zhang, et al., 2013.
FORSU (87.5%)	Grasas y aceites de una planta depuradora de aguas (12.5%)	0.55 ± 0.05 L/gSV alimentado	0.24 L /gSV alimentado	Martín-González, et al., 2010.
<i>Salvinia molesta</i> (40%)	Paja de arroz (60%)	53.25-61.38 mL/gST	36.47-42.045 mL/gST	Syaichurrozi, et al., 2018.
Lodos de depuradora de aguas	Pulpa de uva	0.18 L/gSV removido	0.11 L/gSV removido	Alagoz, et al., 2018.
Lodos de depuradora de aguas (95%)	Aguas residuales de la producción de suero de queso y oliva (5%)	1172 ± 216 mL/Lreactor/día	950 ± 20 mL/Lreactor/día	Maragkaki, et al., 2018.

4. Objetivos

4.1. Objetivo general

Evaluar la producción de metano bajo distintas condiciones operacionales como carga orgánica, proporciones de mezcla y tipo de sustrato en un sistema anaerobio discontinuo a partir de la codigestión de residuos sólidos orgánicos y lodos de purga.

4.2 Objetivos particulares

- Determinar la mezcla de lodos de purga y residuos orgánicos con la que se obtiene la mayor producción de biogás mediante pruebas en lote.
- Evaluar los efectos de diferentes cargas orgánicas, proporciones de mezcla y tipo de sustrato sobre la producción de metano a partir de la codigestión de residuos sólidos orgánicos y lodos de purga.
- Evaluar el efecto del cambio en el origen de residuos sólidos orgánicos sobre la producción de biogás en un sistema anaerobio.
- Caracterizar la comunidad microbiana presente en el sistema anaerobio y relacionarla con la producción de biogás obtenida en el reactor.

5. Metodología

Este trabajo de investigación se desarrolló en tres etapas. En la primera etapa se realizaron pruebas de caracterización del inóculo y sustratos. En la segunda etapa se determinó el potencial de producción de CH₄ para determinar la proporción de mezcla de los residuos alimenticios, lodos de purga con la cual se obtiene la mayor producción de metano. Una vez seleccionada la mezcla óptima, se llevó a cabo la tercera etapa que consistió en un proceso de codigestión en un reactor anaerobio discontinuo secuencial tipo ASBR.

Como inóculo se empleó lodo granular anaerobio proveniente de un reactor UASB de aguas residuales de una industria harinera, el cual antes de utilizarse se pasó a través de un tamiz con tamaño de apertura de 0.210 mm para eliminar la mayor cantidad de agua en los gránulos.

El sustrato elegido para llevar a cabo la codigestión consistirá en la mezcla de FORSU y lodos de purga, se utilizaron dos tipos de FORSU, una proveniente del mercado de abastos (FORSU MA) y otra proveniente de un restaurante (FORSU R).

5.1 Etapa 1: Caracterización de FORSU MA, FORSU R y lodos de purga

La FORSU R fue recolectada de un restaurante de la ciudad de Querétaro. La FORSU MA fue recolectada del mercado de abastos de la ciudad de Querétaro. Una vez eliminando los residuos difícilmente degradables de la muestra, se trituró en una licuadora para reducir su tamaño a menos de 5 mm, posterior a la molienda se almacenó a -4 °C según Castillo-Hernández en 2015 para evitar la degradación de la materia orgánica. Estos residuos serán caracterizados para conocer sus propiedades fisicoquímicas: humedad, sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV), ácidos grasos volátiles (AGV), DQO, carbohidratos, alcalinidad y pH.

La caracterización física de los residuos se realizó mediante el método de cuarteo (NMX-AA-15-1985), donde la muestra de residuos alimenticios proveniente del mercado de abastos de la ciudad de Querétaro se dividió en cuatro porciones, se seleccionarán dos porciones para conocer su composición en cuanto a harinas, verduras, frutos y cárnicos; y las otras dos se descartarán para volver a repetir el mismo proceso.

Los lodos de purga secundarios fueron tomados después de un proceso de deshidratación mediante un filtro prensa, los lodos se obtuvieron de una planta de tratamiento de aguas residuales ubicada en Querétaro en la localidad de San Pedro Mártir. Se recolectaron y se almacenaron a 4 °C para evitar su descomposición y se caracterizaron estos para conocer sus propiedades como ST, SV, carbohidratos, alcalinidad y pH.

5.2. Etapa 2: Prueba de potencial bioquímico de metano

Con el fin de establecer la proporción de FORSU:LP que favorezca la producción de metano se llevaron a cabo pruebas en lote con la FORSU R haciendo codigestión con lodos de purga para establecer el potencial de producción de biogás en un equipo automatizado (AMPTS, Automatic Methane Potential A System).

Para cada ensayo se trabajó con una concentración de sólidos volátiles de 10 gSV/L en donde dependiendo de la mezcla el residuo aportaba el porcentaje de sólidos volátiles acorde a su proporción en cada botella para alcanzar la concentración de sólidos volátiles deseada, las relaciones de mezcla trabajadas fueron las siguientes: FORSU-LP (%): 100, 90-10, 80-20, 70-30, 60-40, 50-50, 40-60, 30-70, 20-80, 10-90 y 100.

Los parámetros operacionales empleados fueron 37 °C, con una velocidad de agitación de 200-250 rpm por un minuto activo por tres de reposo. Para este experimento se fijaron concentraciones por volumen de los diferentes sustratos. En cada botella se adicionó una solución buffer de bicarbonato de sodio dependiendo de las proporciones de mezcla del sustrato para llevar a cabo el ajuste de pH a 7.4 unidades.

El AMPTS fue monitoreado midiendo la cantidad de biogás generada hasta que todas las botellas no mostraron una variación de generación de biogás significativa. Obteniendo los resultados de estas pruebas, se eligió la mezcla de sustratos que fue la que mayor generación de biogás mostró para así probar esta condición en un reactor tipo ASBR de 1 L de volumen de trabajo.

Los resultados de producción de metano obtenidos fueron ajustados con la ecuación modificada de Gompertz (Lay et al., 1998):

$$M(t) = M_{m\acute{a}x} * \exp\left(-\exp\left(\frac{2.71828 * R_{m\acute{a}x}(\lambda - t)}{H_{m\acute{a}x}}\right)\right)$$

Donde:

M (t) es la producción acumulada de metano (mL/gSVañadidos)

λ es la fase de latencia (h)

$M_{m\acute{a}x}$ es la máxima cantidad de metano producido (mL/gSVañadidos)

$R_{m\acute{a}x}$ es la velocidad máxima específica de producción de metano (mL/gSV/h)

t es el tiempo.

5.3. Etapa 3: Operación del biorreactor tipo ASBR

Se utilizó un reactor de 1.5 L, con un volumen de trabajo de 1 L y un espacio de cabeza de 0.5 L, el reactor contó con un medidor de pH, 4 puertos de válvulas, los cuales

correspondieron para la alimentación, salida de clarificado, salida de biogás y un medidor de pH y un agitador magnético acoplado a una parrilla de agitación.

Para llevar a cabo los ciclos de operación del reactor, fue necesario controlar las bombas de alimentación y vaciado, así como el encendido y apagado la parrilla de agitación para diferenciar la fase de reacción y la sedimentación. El modo de operación se realizó con la siguiente estrategia: tiempo de alimentación (5 min), ciclo de operación (48 h), tiempo de sedimentación (2 h), vaciado (5 min). La temperatura fue controlada por medio de un recirculador de agua con serpentín alrededor del reactor fijando dicho recirculador en un valor 40°C. El volumen de intercambio del reactor fue de 50 mL/día para tener así un TRH de 20d.

El reactor fue inoculado con 20.8 gSV/L de lodo anaerobio, el arranque del reactor inició con una etapa de aclimatación basada en únicamente en FORSU R, esto se llevó a cabo durante 23 ciclos de operación equivalentes hasta que se observó una generación de biogás estable en cuanto a volumen y composición, el tiempo de reacción para cada ciclo fue de 2 días.

El pH se mantuvo en 7.2 unidades, la temperatura del intercambiador de calor se mantuvo a 40 °C para que la temperatura del reactor se mantuviera a 37 °C y la agitación en un rango de 200-300 rpm. Antes de poner en marcha el reactor, se realizó el cambio de atmósfera con nitrógeno gas para asegurar condiciones de anaerobiosis. Durante el periodo de operación se buscó una concentración de CH₄ en el biogás este entre el 40 y 50%. En la figura 2 se muestran las dimensiones del reactor.

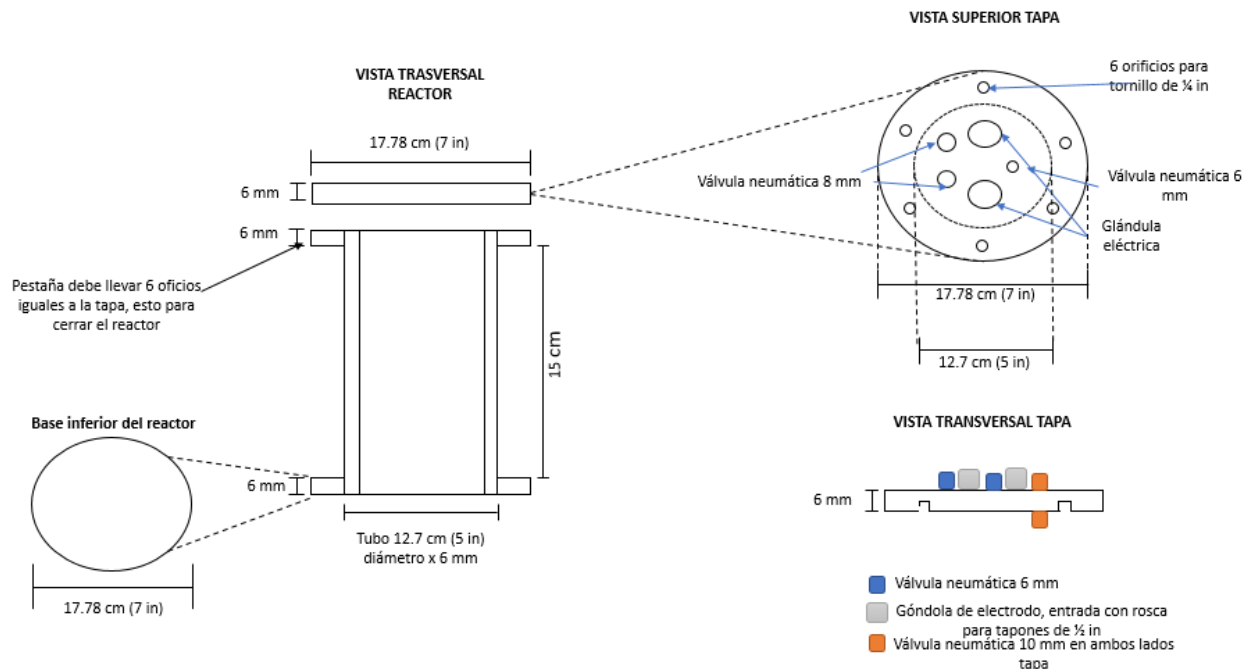


Figura 2. Planos de diseño del reactor utilizado.

Para la operación del reactor, se prepararon alimentaciones con distintas concentraciones de sólidos volátiles como se muestra en la tabla 13. En la etapa de aclimatación se tuvieron alimentaciones únicamente con FORSU R para activar la actividad metabólica de los microorganismos, una vez que el reactor comenzó a generar metano y dióxido de carbono se procedió a llevar a cabo la mezcla de sustratos entre FORSU y LP. Posteriormente se evaluó el cambio de FORSU R por FORSU MA para analizar el comportamiento del sistema.

Tabla 13. Concentraciones alimentadas de SV en las etapas de operación.

Etapa	gSValimentados/L	Proporción de mezcla
1 (Aclimatación)	2.85	100% FORSU R
2	5	90% FORSU R / 10% LP
3	1.25	90% FORSU MA / 10% LP

En el transcurso de la fase de reacción, se fueron recolectando muestras de biogás producido por medio de una jeringa para la evaluación de su composición en un cromatógrafo de gases. Durante la operación del reactor se tomaron las muestras necesarias para calcular la remoción de carbohidratos y DQO soluble, la producción de AGV's, además de producción y composición de biogás. En la figura 3 se muestra el sistema montado a nivel laboratorio.



Figura 3. Sistema montado en laboratorio.

5.4 Métodos analíticos

Para la medición de volumen de biogás generado se utilizó el método de probeta invertida, la muestra de gases fue tomada por una jeringa en una conexión adaptada antes de llegar a la trampa de gases. La composición del biogás se determinó por cromatografía de gases. Esta muestra se inyectó en un cromatógrafo de gases 8610C equipado con un detector de conductividad térmica y dos columnas empacadas en serie (columna empacada con silica gel de 1.83 cm x 0.32 cm y columna de tamiz molecular 13x de 1.82 m x 3.175 mm) donde las temperaturas del inyector y del detector se mantienen a 90 y 150 °C, respectivamente. La temperatura inicial de la columna de 4 °C se mantiene durante 4 minutos y después se incrementa hasta 110 °C con una velocidad de 20 °C/min. La temperatura final de la columna se mantiene durante 3 minutos. Se utiliza nitrógeno como gas acarreador con un flujo de 20 mL/min.

5.4.1 Sólidos totales y sólidos volátiles totales

La concentración de ST y SVT de los sustratos y del inóculo se cuantificaron por gravimetría de acuerdo a los métodos 2540 B y 2540 E respectivamente, acorde a los procedimientos descritos en los métodos estándar (APHA, 2005).

5.4.2 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Para la cuantificación de DQO se utilizó el método Hach 435, este consiste en tubos de ensaye ya preparados con una solución estándar (dicromato de potasio, ácido sulfúrico, plata y mercurio) para determinar la DQO en un rango de 0 a 15000 mg DQO/L. La lectura del valor de DQO se realizó en un espectrofotómetro portátil Hach DR/2010 a una longitud de onda de 620 nm. La DQO soluble fue determinada por este mismo método con la diferencia de que antes de añadir la muestra al tubo de DQO la muestra fue pasada a través de un papel filtro para eliminar las partículas no disueltas.

5.4.3 Cuantificación de carbohidratos

La cuantificación de carbohidratos se realizó por el método colorimétrico fenol-ácido sulfúrico por Dubois, et al., en 1956, para el cual se utilizó una curva de calibración hecha con glucosa. Este método consistió en agregar 0.5 mL de la muestra, 0.5 mL de fenol 5% (v/v) y finalmente 2.5 mL de ácido sulfúrico 98% (v/v), se deja reaccionar durante 20 minutos. Finalmente la concentración se determina en un espectrofotómetro portátil Hach DR/2010 a una longitud de onda de 490nm.

5.4.4 Ácidos grasos volátiles (AGV), solventes y lactato

Los AGV se determinaron tomando 1 mL de una muestra centrifugada, filtrada a 0.45 µm y con pH menor a 2.5, se utilizó un cromatógrafo de gases con detector de ionización de

flama (FID) marca Agilen Tech 6890N VARIAN 330C, equipado con una columna capilar de sílice Zebram ZB-FFPA de 0.53 mm de diámetro, 15 metros de largo y 1 μm de espesor de película. La temperatura inicial del horno es de 55 °C por tres minutos y posteriormente se incrementa a una tasa de 45 °C por minuto hasta llegar a 135 °C, la temperatura del inyector es de 190 °C, la temperatura del detector es de 210 °C y el gas portador que se utiliza es el nitrógeno.

5.5.5 Caracterización de la comunidad microbiana

Se tomaron diferentes muestras del inóculo presente en las distintas etapas del reactor (50 mL) y fueron analizadas para conocer la abundancia relativa de microorganismos y su variación a través de cada condición de operación en el reactor. El DNA genómico se extrajo utilizando el kit PowerSoil® (MOBIO, EE.UU.) de acuerdo a las instrucciones del fabricante. La concentración de DNA fue cuantificada por espectrofotometría utilizando un NANODrop 2000c (Thermo Scientific, EE.UU.). Las muestras de DNA fueron enviadas al Research and Testing Laboratory (RTL, Lubbock, EE.UU.).

5 Resultados

5.1 Etapa 1: Caracterización del inóculo y residuos

El inóculo para llevar a cabo la codigestión fue un lodo granular anaerobio proveniente de un planta de tratamiento de aguas residuales de una industria harinera, el cual fue aclimatado durante 3 meses con 10.5 mL de etanol como sustrato y dos tipos de soluciones minerales; la solución A de la cual se alimentaban 25 mL y 7 mL de la solución mineral B, las cuales tenían una composición de 100 g/L de NH_4Cl , 5 g/L de $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$, 10 g/L de $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ y 10 g/L de NaCl y $\text{K}_2\text{HPO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$ a una concentración de 200 g/L respectivamente (Angelidaki & Sanders, 2004) esto se llevaba a cabo para poder suministrar los nutrientes necesarios para llevar a cabo la activación de los microorganismos en un volumen de 2.5 L de reactor a una temperatura de 36 °C.

Debido al pH de origen ácido por parte de la FORSU se adicionó una solución de bicarbonato de sodio de una concentración de 6 g/L para alcanzar un pH neutro ya que en el inicio del experimento se tenían valores de pH de entre 5 y 6 unidades. En la tabla 13 se muestran las características fisicoquímicas del inóculo.

Tabla 14. Caracterización fisicoquímica del inóculo.

Caracterización fisicoquímica del inóculo	
ST (g/gInóculo)	0.063
SV (g/g _{inóculo})	0.052
SV/ST (g)	0.825
DQO Total (g/L)	9.49
pH	6.7
Humedad (%)	93
Carbohidratos totales (g/g _{inóculo})	0.073
Proteínas totales (g/g _{inóculo})	0.143

La obtención de la FORSU R fue llevada a cabo de un restaurante tipo buffet, la composición promedio de este residuo (figura 4) presentó una proporción de harinas 45 %, cárnicos 20 %, verduras y frutas 11 % y 24 % de otros componentes. Materiales como huesos fueron descartados por ser un material difícil de degradar, lo mismo que las cáscaras de limón, debido a que los limones afectan negativamente la producción de biogás (Berrocal Bravo, 2017).

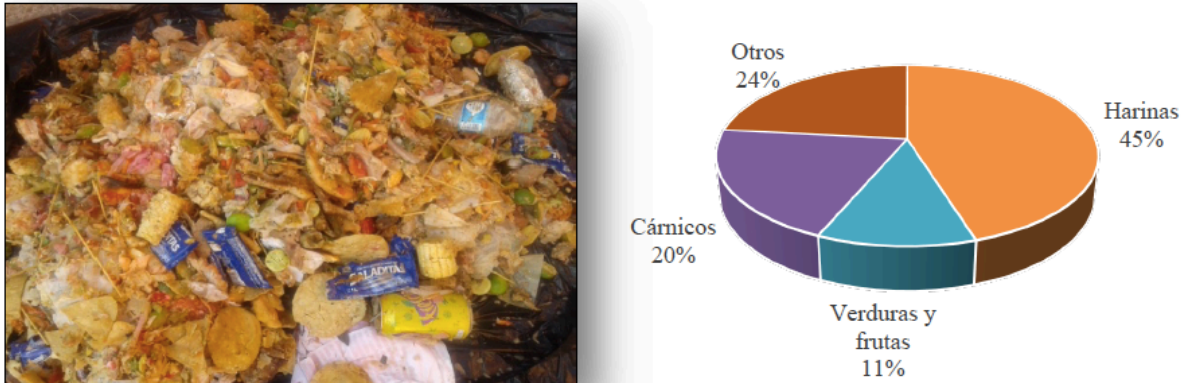


Figura 4. Composición física de la FORSU R

La obtención de la FORSU MA se llevó a cabo en la central de abastos de Querétaro, la composición promedio de este residuo presentó una proporción de vegetales verdes 64.6%, jitomate 7.1%, papa 6.3 %, zanahoria 5.4 %, coliflor 5.2 %, sandía 3.1 %, pollo 2 %, melón y papa 1.9 %, brócoli 1.6 %, cebolla 1.4% y camote 1.3 % como se observa en la figura 5. La caracterización física de este residuo se realizó mediante el método de cuarteo (NMX-AA-15-1985).

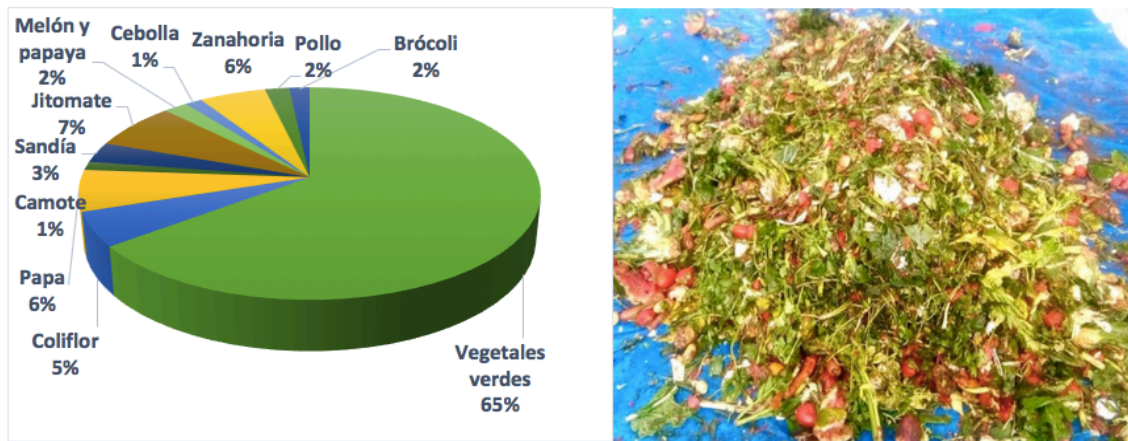


Figura 5. Composición física de la FORSU MA

La caracterización de los sustratos se realizó con los métodos analíticos descritos en la metodología y los principales resultados se muestran en la tabla 14. Cabe resaltar que ambos residuos contienen distintos valores de acuerdo a su origen, lo cual puede significar una variación en el volumen y en la composición del biogás.

Se puede observar que la humedad de ambos residuos es distinta una a la del otro ya que su origen y composición fueron distintos, la humedad de la FORSU MA está dada básicamente a su composición, ya que en su mayoría contiene frutas y verduras.

De estos resultados se puede ver la cantidad de sólidos volátiles en cada residuo; 0.074 g/g_{residuo} para la FORSU MA, 0.37 g/g_{residuo} para la FORSU R y 0.105 g/g_{residuo} para los lodos de purga, este parámetro es una medida directa de la materia orgánica biodegradable e indica que esta materia puede ser biodegradada por un proceso de digestión anaerobia. Ambos residuos de FORSU tienen una cantidad de sólidos volátiles distinta lo cual podría afectar directamente a la generación de metano por el sistema.

Tabla 15. Caracterización de sustratos utilizados

Parámetro	FORSU MA	FORSU R	LP
pH	4.6	3.9	8.2
Humedad (%)	80	63	76
Alcalinidad (mg CaCO₃/L)	126	160	886
ST (g/g_{residuo})	0.2	0.37	0.233
SV (g/g_{residuo})	0.074	0.35	0.105
SV/ST (%)	37	94	45.1
Carbohidratos totales (mg/gST)	107	198	42
Carbohidratos solubles (mg/gST)	53	152	5
Proteínas totales (mg/gST)	38	236	119
Proteínas solubles (mg/gST)	12	57.3	0
DQO Total (g/L)	10.88	12.12	13.8
DQO Soluble (g/L)	1.17	3.56	0.24

La fracción volátil de la FORSU MA y de los lodos de purga es de 37% y 45.1% respectivamente, lo que significa que para el primer residuo mencionado se tiene un porcentaje de materia compleja para la producción de biogás del 63% y para los lodos de purga un porcentaje de 54.9%, esto representa una gran desventaja a la hora de llevar a cabo un proceso de digestión anaerobia debido a su baja degradabilidad.

El pH también juega un papel fundamental en el proceso de la digestión anaerobia, como se ha mencionado en secciones anteriores, la producción de ácidos grasos volátiles afecta directamente a este parámetro, el pH óptimo para poder llevar a cabo la metanogénesis por medio de las arqueas es entre 7.8 y 8.2 pero cuando se trata de un cultivo mixto que es el presente caso, se tiene un pH adecuado entre 6.8 y 7.4 (Gerardi, 2003), es por eso que mientras el reactor estuvo en operación fue necesaria la adición de una solución buffer de bicarbonato de sodio para poder amortiguar los cambios en el pH debido a la generación de AGV's y al cambio de pH que se generaba con el proceso de alimentación ya que el pH de la mezcla de alimentación tenía un valor aproximado de 5 unidades.

5.2 Etapa 2. Pruebas de potencial biológico de producción de CH₄

➤ Alimentación de FORSU R y LP

Una vez realizada la caracterización de los lodos de purga y los residuos alimenticios, se realizaron los ensayos para conocer el potencial de la producción biológica de CH₄, analizando diferentes mezclas de sustratos. Para este ensayo se fijó una concentración inicial de 10 gSV/L como sustrato en cada uno de los reactores por lote. Las proporciones de mezcla se expresaron como el porcentaje de sólidos volátiles que cada uno de los residuos aportaba a la mezcla final, es decir; si en la mezcla de 90% FORSU y 10% lodos de purga existía una concentración total de 10 gSV, significaba que el 90% de los sólidos volátiles en la concentración final los aportaba la FORSU y el 10% restante los lodos de purga.

La condición que mayor volumen de biogás generó fue donde se tenía el 100% de FORSU R como sustrato con un volumen de 58.8 mLCH₄/h, esto se debe al alto porcentaje de sólidos volátiles que presentó este sustrato en su caracterización y también a que los residuos orgánicos son residuos más fácilmente asimilables por los microorganismos que los lodos de purga. La segunda condición que mayor generación de biogás mostró fue donde la proporción de alimentación fue de un 90% FORSU R con 10% de lodos de purga, observándose en color naranja en la figura 6.

Al observar la figura 6 se puede ver que a medida que la proporción de FORSU aumenta en cada botella, la producción de biogás llegó a su producción mínima al llegar a la concentración de 100% de lodos de purga, esto puede adjudicarse a sus características, ya que poseen una baja relación SV/ST comparada con la FORSU R; Rubens et al. en 2003 reportaron que conforme la edad de lodos aumenta se acumula la fracción de sólidos no biodegradables, el lodo que se utilizó para este trabajo se tuvo en almacenamiento a - 4°C durante aproximadamente 45 días, esto sin sumar el tiempo que este lodo ya tenía almacenado en la planta de tratamiento, aunado a esto los lodos secundarios pueden tener en su composición agregados celulares unidos por sustancias extracelulares de difícil degradación (Boehler & Siegrist, 2006; Inman, 2004), por esto la dificultad de degradación de este tipo de residuo por medio de la digestión anaerobia, ya que se limita la etapa de hidrólisis por la naturaleza recalcitrante de sus componentes celulares (exopolímeros y pared celular)(Ghosh, 1988). De acuerdo a estos motivos, es que se recomienda el uso de pretratamientos físicos o químicos como composteo, digestión aerobia o anaerobia, tratamientos térmicos, etc. Que favorezcan la degradación de estos compuestos recalcitrantes para mejorar el aprovechamiento de la materia orgánica soluble para la producción de biogás.

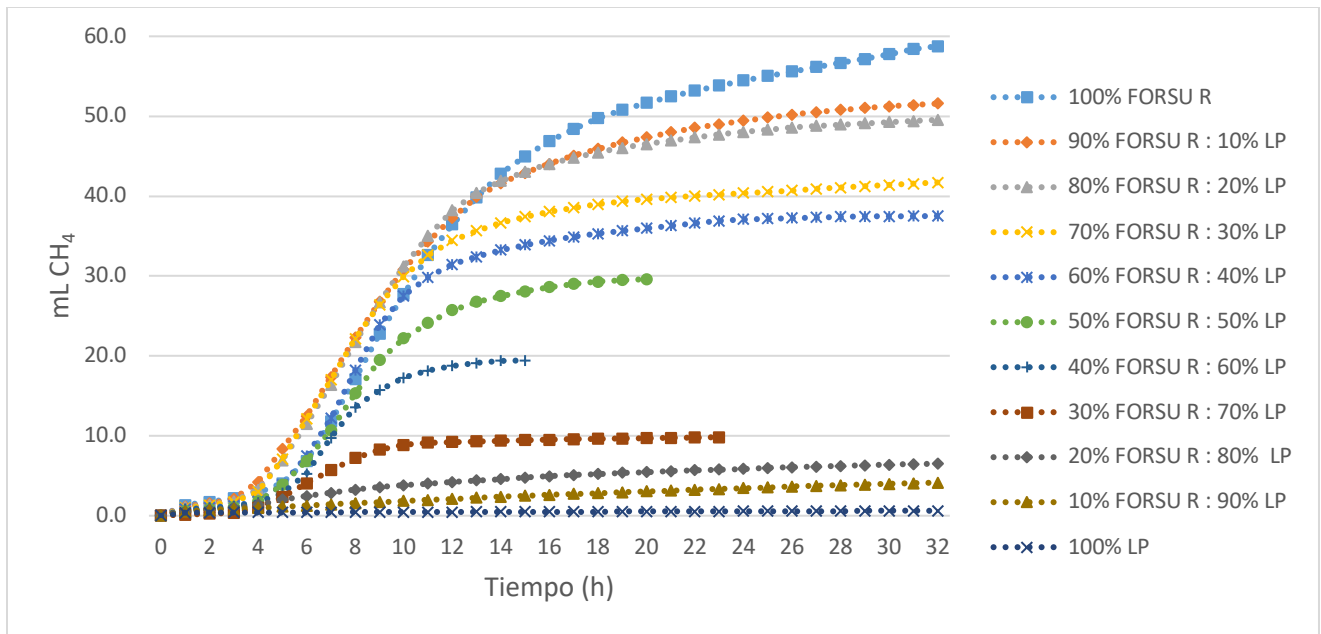


Figura 6. Producción de CH4 por hora en diferentes relaciones de mezcla

Para determinar la mezcla con mejor desempeño, se evaluaron los parámetros cinéticos obtenidos en el ajuste con la ecuación modificada de Gompertz, plasmados en la tabla 15.

Tabla 16. Parámetros cinéticos de la prueba en lote de producción de CH4.

Proporción de mezcla	CH ₄ máx (mL/h)	λ (h)	Rmax	r ²
100% FORSU R	56.9	4.4	5.3	0.9978
90% FORSU R - 10% LP	50.5	3.2	5.1	0.9985
80% FORSU R - 20% LP	48.6	3.7	4.7	0.9989
70% FORSU R - 30% LP	40.6	3.5	4.5	0.9984
60% FORSU R - 40% LP	36.8	4.0	4.6	0.9974
50% FORSU R - 50% LP	29.6	3.9	3.4	0.9992
40% FORSU R - 60% LP	19.8	3.6	2.6	0.9970
30% FORSU R - 70% LP	9.7	3.7	1.8	0.9990
20% FORSU R - 80% LP	6.3	0	0.4	0.9910
10% FORSU R - 90% LP	4.3	0	0.2	0.9886
100% LP	0.5	0	0.4	0.6598

El primer parámetro evaluado fue la fase de latencia (λ), que es el tiempo que toman los microorganismos para adaptarse al medio en su entorno y así poder producir las enzimas necesarias para metabolizar los sustratos y producir metano, en la figura 7 observamos que la fase con menor tiempo de adaptación es la condición con 90% FORSU R y 10% lodos de purga con un tiempo de 3.2 horas, lo que significa que los microorganismos

tardaron menos en adaptarse a esta relación de mezcla pese a la menor cantidad de carbohidratos que presentaba la condición de 100% FORSU. Es posible observar que la fase de latencia fue menor en todas las mezclas donde se agregaron lodos de purga en comparación a donde se tenía el 100% de FORSU, demostrando que los lodos pueden llegar a facilitar el proceso de degradación acelerando la actividad de los microorganismos por los nutrientes que estos aportan ya que favorecen la actividad enzimática.

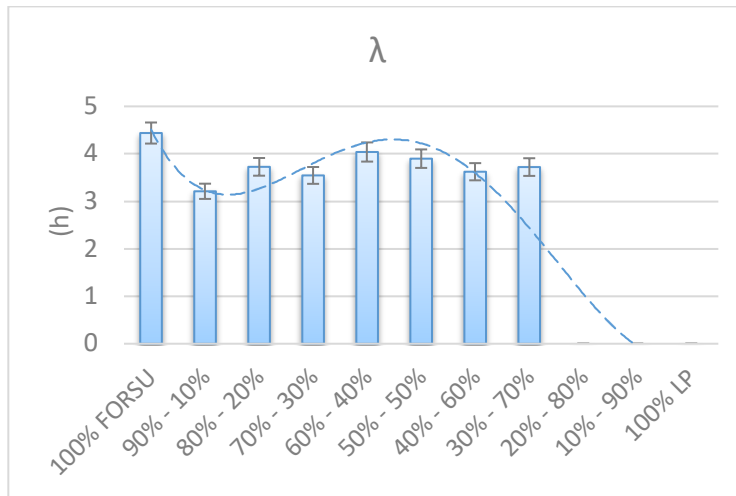


Figura 7. Fase de latencia

En la figura 8 se muestra la velocidad máxima de producción de metano ($R_{m\acute{a}x}$), este parámetro tiene mayores valores en las mezclas con mayor proporción de FORSU, también es importante conocer esta variable cuando se requiere escalar un proceso y así producir cantidades de biogás en el menor tiempo posible. La mayor velocidad fue alcanzada en donde se tenía el 100% de FORSU, seguida de la condición en codigestión de 90% FORSU y 10% lodos de purga con un valor de 5.1 mL/h.

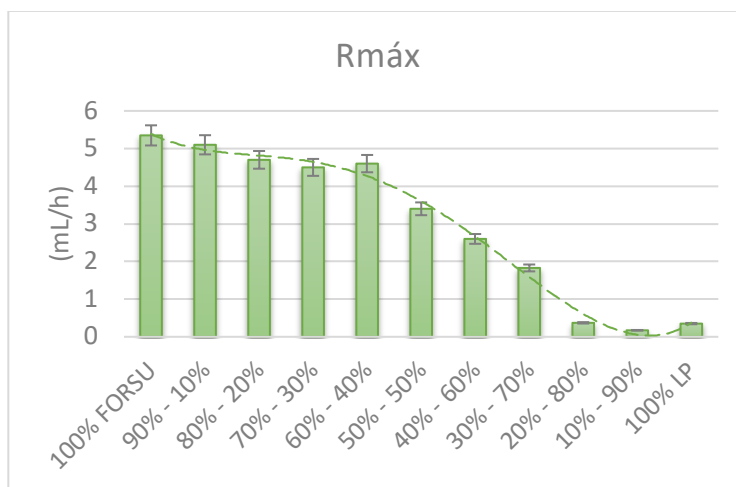


Figura 8. Velocidad máxima de producción de CH_4

En la figura 9 se puede ver el potencial de producción de metano ($\text{CH}_4_{\text{máx}}$) de cada una de las mezclas en unidades de $\text{mLCH}_4/\text{gSV}^*\text{h}$, es el parámetro más importante de esta prueba ya que determina la mezcla favorable para la generación de metano. Los valores oscilan entre 0.50 y 5.7 $\text{mLCH}_4/\text{gSV}^*\text{h}$ resultando la mínima para el ensayo de 100% lodos de purga y el mayor resultado lo tuvo el ensayo con 100% FORSU y seguido de la mezcla en codigestión de 90% FORSU y 10% lodos de purga con un valor de 50.5 mLCH_4/h .

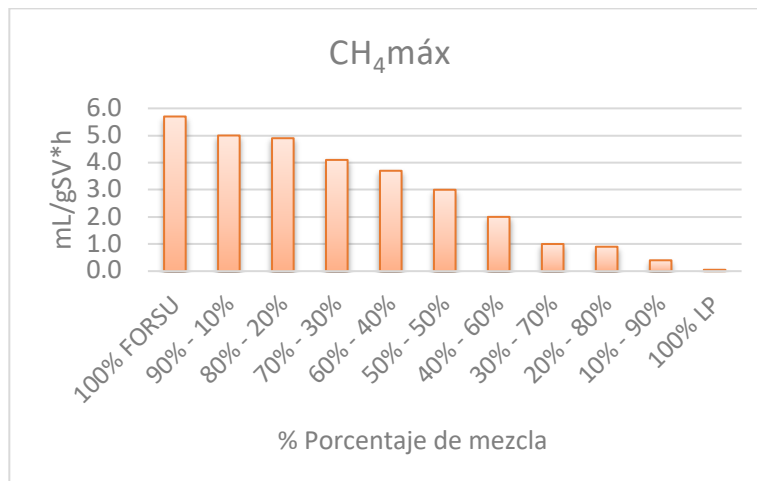


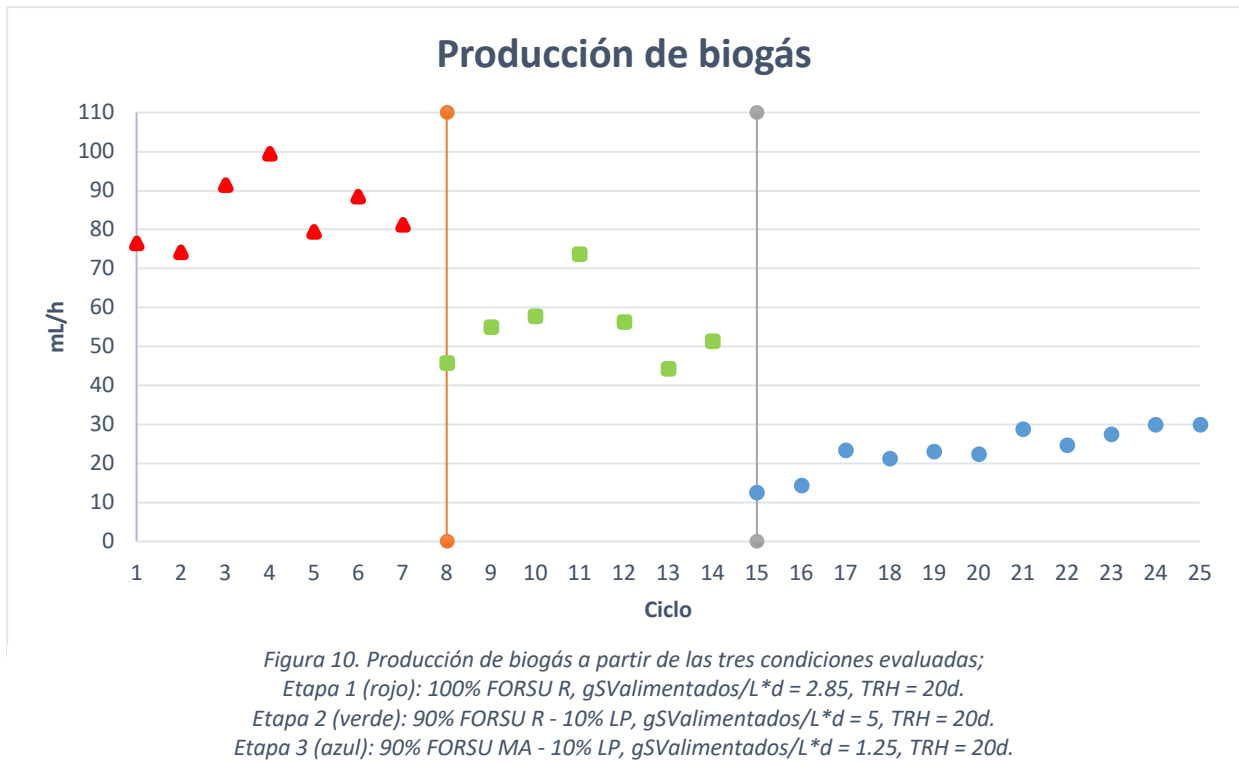
Figura 9. Potencial de producción específico de CH_4

5.3 Etapa 3: Producción de biogás

En la aclimatación y estabilización del sistema se comenzó a observar el volumen de biogás generado, se manejaron 3 distintas etapas con diferentes condiciones de alimentación: Etapa 1) Generación de biogás en la etapa de aclimatación a partir de FORSU R como sustrato y una concentración de 2.85 $\text{gSV/L}^*\text{d}$; 2) Etapa 2. Generación de biogás por hora a partir de una alimentación basada en una relación 90% FORSU R y 10% lodos de purga con una concentración de 5 $\text{gSV/L}^*\text{d}$ y 3) Etapa 3 Generación de biogás a partir de una proporción de alimentación 90% FORSU MA y 10% lodos de purga con una concentración de 1.25 $\text{gSV/L}^*\text{d}$. La Figura 10 muestra la producción de biogás en las distintas etapas del proceso.

Podemos observar en el gráfico una disminución en la producción de biogás en las dos etapas donde se llevó a cabo la codigestión, en la segunda etapa esto se debió principalmente a la adición de lodos de purga, este residuo no posee gran cantidad de materia orgánica fácilmente biodegradable, afectando directamente en la cantidad de sólidos volátiles alimentados y finalmente en la tercera etapa se tuvo una mayor disminución en el volumen debido a las características del nuevo sustrato empleado que fue la FORSU MA, el cual contiene la menor relación SV/ST de los tres sustratos utilizados con tan solo un porcentaje de 37%, la reducción de sólidos volátiles en la mezcla de alimentación también jugó un papel importante para tener como resultado una disminución en la cantidad de volumen de biogás generado por día, sin embargo, en esta

tercera etapa se obtuvo una mayor cantidad de biogás generada por gramo de sólido volátil alimentado por día, estos datos los podemos observar en la Tabla 16.



La tabla 16 muestra los promedios de producción de biogás en las distintas etapas del proceso. En la primera etapa con FORSU R como sustrato tenemos una producción promedio de 2027.3 ± 218.2 mLbiogás/d con una producción máxima de 99.6 mL_{biogás}/h, en la segunda etapa para la mezcla de 90% FORSU R y 10% lodos de purga se tiene un promedio de 1318.8 ± 233.5 mLbiogás/d con una producción máxima de 73.7 mL_{biogás}/h y para la tercera etapa en la cual se empleó como sustrato una mezcla de 90% FORSU MA y un 10% de lodos de purga se obtuvo el promedio de 561.6 ± 77.5 mLbiogás/d con una producción máxima de 30 mL_{biogás}/h. Para determinar los efectos de las variaciones operacionales llevó a cabo un análisis ANOVA de un factor con un nivel de significancia de 0.05, concluyendo que la variación de los factores operacionales tiene un efecto significativo sobre el volumen y composición del biogás obtenido.

Tabla 17. Promedio de producción de biogás.

	100% FORSU R (Etapa 1)	90% FORSU R – 10% Lodos de Purga (Etapa 2)	90% FORSU MA – 10% Lodos de Purga (Etapa 3)
Promedio de mLbiogás /d	2027.3 ± 218.2	1318.8 ± 233.5	561.6 ± 77.5
Promedio de mL biogás/gSValimentado*d	711.3 ± 76.5	263.8 ± 46.5	449.3 ± 62

Los resultados obtenidos en cuanto a la producción de biogás se compararon con otros trabajos, la tabla 17 muestra la proporción de mezcla, el tipo de residuos y la producción de biogás generado a partir de la codigestión por gramo de sólidos volátiles alimentados. En la tabla vemos que en todas las relaciones de mezcla, la mayor proporción la tienen la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos, lo que quiere decir que la adición de una fracción menor de lodos de purga representa una mejora en el proceso metabólico logrando una mayor cantidad de biogás. Los resultados varían dependiendo de las condiciones de operación del reactor, características de los sustratos y parámetros usados en el reactor.

Tabla 18. Comparación de resultados de volumen de biogás con distintos trabajos.

Autor	Tipos de residuos	Relación de mezcla (%)	Producción específica de biogás (mL/gSV)
Wang et al (2013)	Microalgas/Lodos EDAR	59:41	460.5
Sosnowski et al (2003)	FORSU/Lodos de purga	75:25	532
Zupančič (2008)	FORSU/Lodos de purga	80:20	600
Este trabajo	FORSU MA/Lodos de purga	90/10	449.3

5.4 Composición de biogás

En cuanto a la composición de biogás, en la primera etapa se observó una generación promedio de 33.44% de metano para la alimentación basada en FORSU R, un 38.62% para la alimentación basada 90% FORSU R en codigestión con 10% lodos de purga, representando un aumento del 5.18 % en la proporción de metano en el biogás, en la tercera y última etapa donde se utilizó una alimentación compuesta por 90% FORSU MA y 10% de lodos de purga, se presentó un aumento en el porcentaje de metano en el biogás llegando a un valor máximo de 53.27% y un valor promedio de composición de metano de 48.63%, representando así un aumento en la composición de metano de 10.01% respecto a la segunda etapa.

El aumento en la concentración de metano en el biogás puede deberse a diversos factores entre los cuales esta la adición de nutrientes contenidos en los lodos de purga que no se encontraban en los residuos alimenticios tales como cadmio, hierro, manganeso, etc, estos micronutrientes tienen el potencial de facilitar la degradación de los sustratos y de agilizar el metabolismo de los microorganismos en el sistema para la producción de metano, otro factor importante es la especialización y adaptación al medio por parte de los consorcios microbianos, una vez que los microorganismos se adaptan al tipo de sustrato y a las condiciones de operación, estos tienden a mejorar la velocidad de degradación y la cantidad de metano producido.

En la figura 11 se observan las variaciones de la composición en el biogás a través de los ciclos de operación y en la tabla 18 se mencionan las concentraciones promedio de CH₄ y CO₂ durante los 3 ciclos de operación.

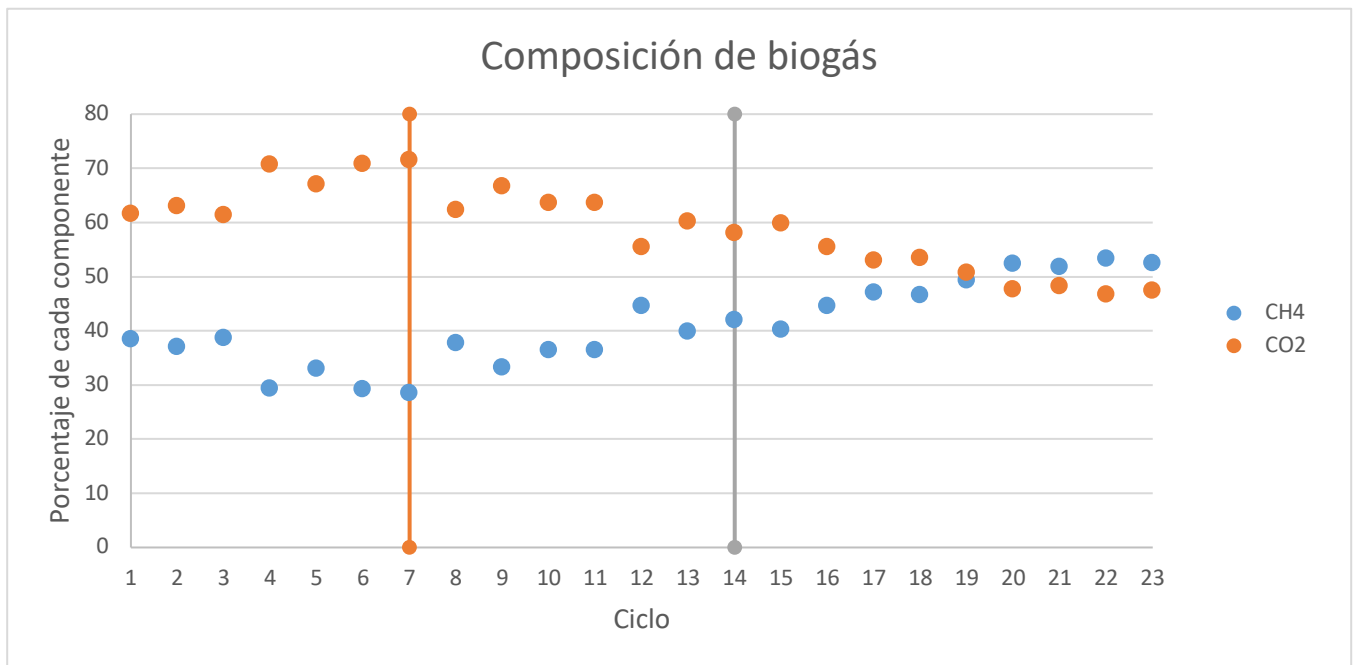


Figura 11. Composición de biogás para las condiciones evaluadas;
 Etapa 1: 100% FORSU R, gSValimentados/L*d = 2.85, TRH = 20d.
 Etapa 2: 90% FORSU R - 10% LP, gSValimentados/L*d = 5, TRH = 20d.
 Etapa 3: 90% FORSU MA - 10% LP, gSValimentados/L*d = 1.25, TRH = 20d.

La composición de biogás cambia dependiendo del tipo de sustrato; diversos factores pueden afectar directamente en la composición y volumen del biogás. Los microorganismos necesitan una fuente de carbono para poder satisfacer las necesidades nutrimentales y una fuente de nitrógeno, este para la producción de enzimas y proteínas necesarias para el correcto funcionamiento metabólico.

Otro de los factores que influyen la producción de biogás es la composición del residuo ya que puede tener en su composición carbohidratos, lípidos y proteínas, para demostrar esto tenemos el estudio de Varnero (1991), que menciona que cada una de estas moléculas tiene un potencial de generación de metano distinto, los carbohidratos presentan una producción de 0.37 m³ CH₄/kgST, los lípidos poseen 1.44 m³ CH₄/kgST y las proteínas un volumen de 0.49 m³ CH₄/kgST, por eso que la presencia de cada uno de estos compuestos en el sustrato afectará directamente la producción de metano.

En la tabla 18 se muestran los porcentajes promedio de los componentes presentes en el biogás generado.

Tabla 19. Composición promedio de biogás obtenido en 3 etapas de operación.

Sustrato	CH₄	CO₂
100% FORSU R (Etapa 1)	33.4 ± 4.5	66.6 ± 4.5
90% FORSU R y 10% LP (Etapa 2)	38.6 ± 3.8	61.4 ± 3.8
90% FORSU MA y 10% LP (Etapa 3)	48.6 ± 4.4	51.4 ± 4.4

En la primera etapa obtuvimos una concentración máxima de metano de 38.7 % teniendo únicamente FORSU R como sustrato, aquí se tenía la mayor concentración de lípidos y proteínas debido a su origen, ya que provenía de un restaurante. En grandes cantidades o con un mal balance de nutrientes en la alimentación los lípidos al degradarse pueden generar ácidos grasos que pueden ser inhibitorios para algunos microorganismos y las proteínas en exceso al degradarse se transforman en aminoácidos que son degradados para formar grupos amina que existen como amonio o amoniaco los cuales al estar presentes en exceso llegan a inhibir la producción de metano (Yenigun & Demirel, 2013).

La segunda etapa presentó una concentración máxima de metano en el biogás con un porcentaje de 44.6 % en su valor más alto, superando por 5.9% a la primera etapa, esto puede deberse a varios factores; uno de estos es la adición de lodos de purga en el sustrato dando como resultado una adición de cofactores presentes en los lodos de purga como cobalto, níquel o azufre que no estaban presentes en la FORSU, mejorando la actividad metanogénica y finalmente una mejor adaptación del inóculo al sustrato y a las condiciones de trabajo.

Para la tercera etapa se obtuvo una mejora considerable en la concentración de metano en el biogás a comparación de las dos anteriores con un valor máximo de 53.27%, esta mejora es resultado de la adaptación y selectividad de los microorganismos dentro del sistema a través de todos los ciclos de operación, el distinto tipo de sustrato constituido en mayor parte por residuos de frutas y verduras, una baja composición de lípidos y proteínas, lo cual favorece a una mínima generación de amonio, amoniaco y ácidos grasos, evitando las inhibiciones por estos factores, este tipo de residuo contiene material

orgánico fácilmente biodegradable aunque contiene un bajo contenido de sólidos volátiles que puede afectar el volumen de biogás generado.

El análisis estadístico ANOVA de dos factores con nivel de significancia de 0.05, resultó con un valor $P = 0.040$, determinando una diferencia significativa en los resultados obtenidos con las tres diferentes etapas evaluadas.

5.5 Remoción de DQO soluble

La remoción de la materia orgánica va directamente ligada al buen funcionamiento del reactor y a la actividad metabólica de los microorganismos involucrados en el sistema, una alta remoción de la demanda química de oxígeno sugiere que los microorganismos están activos y llevando a cabo su metabolismo de una manera adecuada para el sistema, como podemos ver en la figura 12, se muestran los porcentajes de remoción del reactor.

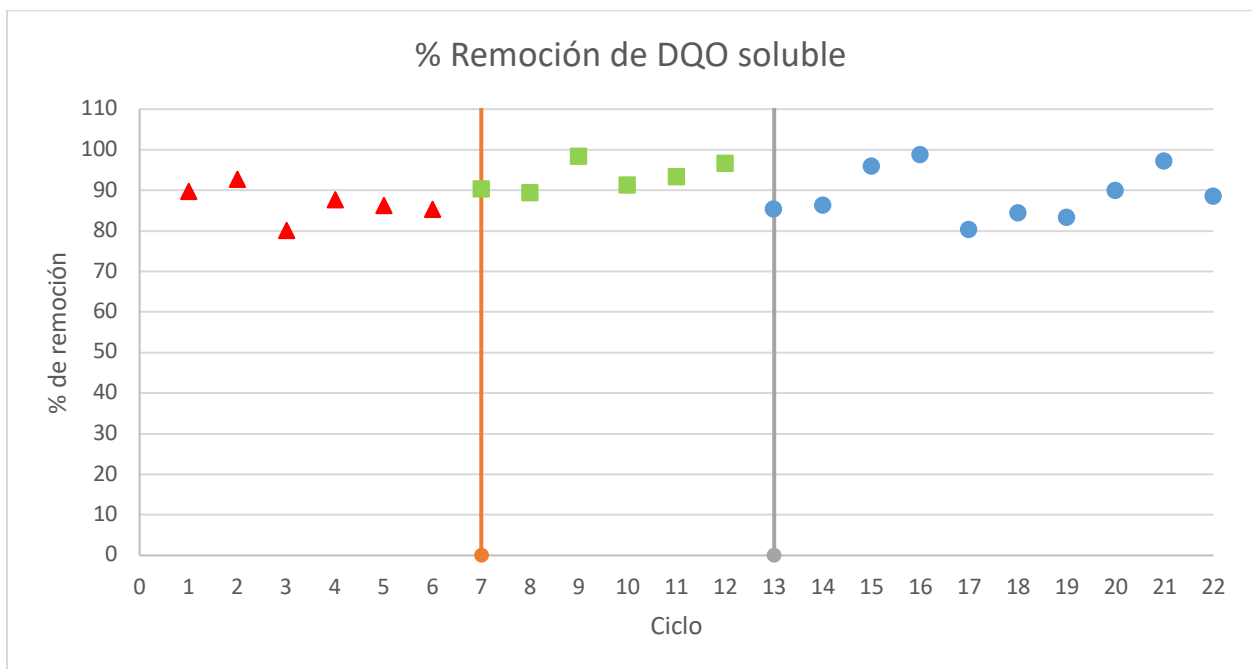


Figura 11. Remoción de DQO soluble en las tres etapas.

La remoción de DQO soluble presenta un promedio de $87.5\% \pm 4.08\%$ para la primera etapa donde se llevo a cabo la aclimatación y activación del consorcio microbiano teniendo como sustrato únicamente FORSU R, en la segunda etapa se llevó a cabo la codigestión con FORSU R y lodos de purga y se obtuvo un porcentaje promedio de remoción de DQO soluble de $92.3\% \pm 4.8\%$, manteniendo estable la eficiencia de degradación por parte del consorcio involucrado en el proceso incluso mejorándolo para la etapa de la codigestión y finalmente en la última etapa se tuvo como sustrato FORSU

MA y lodos de purga se obtuvo un porcentaje de remoción promedio de $89.3\% \pm 6.6\%$, mostrando que en todas las etapas se mantuvieron activos los distintos tipos de microorganismos para llevar a cabo la remoción de la materia orgánica y posterior generación de metano.

Los resultados fueron analizados estadísticamente mediante un ANOVA de 2 factores para determinar si existía diferencia entre los resultados dependientes de las diferentes a las que se sometían, los resultados del análisis estadístico determinaron que no existía diferencia significativa entre las etapas evaluadas. La remoción de DQO está ligada directamente al buen funcionamiento del consorcio microbiano del reactor, podemos observar que a lo largo de las tres etapas la remoción de DQO soluble se mantuvo estable, esto se debe principalmente a que las etapas de codigestión se realizaron una vez que el reactor presentaba una estabilidad en su funcionamiento refiriéndose a volumen y composición de biogás, el sistema presentó robustez operativa ya que al hacer el cambio de sustratos se mantuvo en un valor estable de remoción, lo que se puede deber a la biomasa ya aclimatada a las condiciones operacionales y a la relativa facilidad de degradación de los sustratos orgánicos empleados.

5.6 Remoción de carbohidratos

De similar forma como la remoción de DQO soluble, la remoción de carbohidratos va ligada intrínsecamente con la actividad de las bacterias hidrolíticas, generando así moléculas de menor complejidad para ser asimiladas en los procesos siguientes de la digestión anaerobia, estos carbohidratos dan al proceso un efecto positivo para la generación de mayor volumen de biogás. La eficiencia de remoción del sistema presentó un porcentaje del $91.9\% \pm 2.8\%$, $98.2\% \pm 2.3\%$ y $97\% \pm 3.1$ para las etapas 1, 2 y 3, respectivamente (Figura 13).

De las 3 moléculas que constituyen el sustrato de la alimentación (proteínas, lípidos y carbohidratos), de estas los carbohidratos poseen mayor rapidez de asimilación y degradación, ya que se pueden llegar a degradar en horas e incluso minutos y los lípidos y proteínas al ser moléculas de mayor complejidad estructural pueden tardar días en ser degradadas (Deublein & Steinhauser, 2008), debido a esto se presenta un mayor porcentaje de degradación de carbohidratos en el reactor, añadiendo a esto el activo metabolismo de las bacterias hidrolíticas.

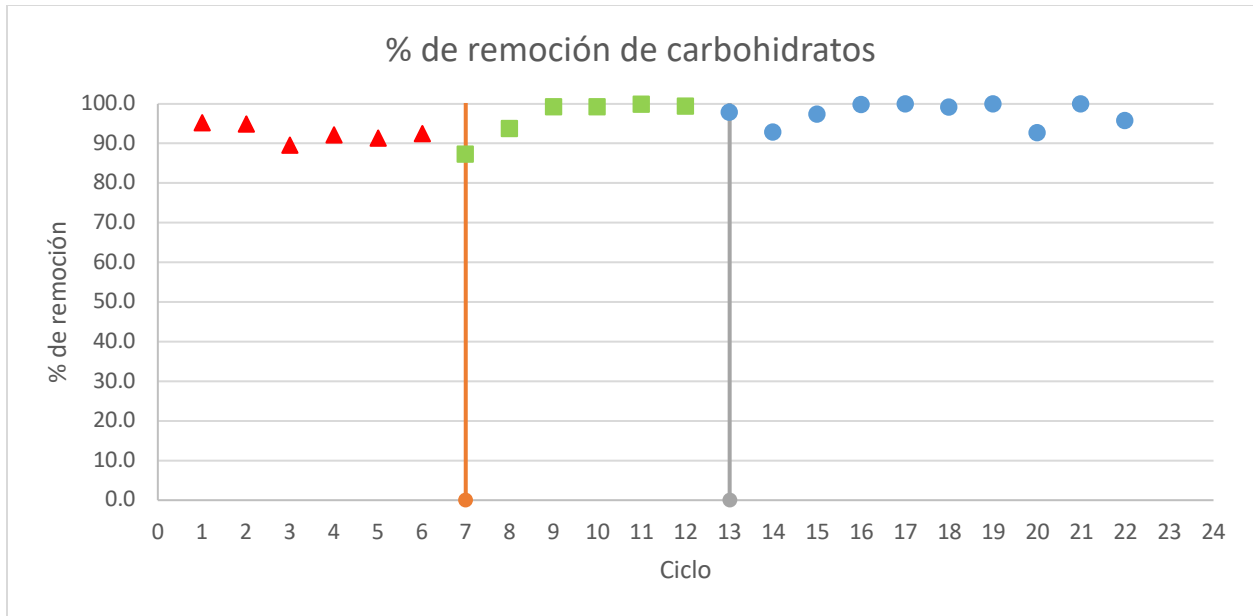


Figura 12. Remoción de carbohidratos en las tres etapas.

5.7 Producción de metabolitos secundarios

La producción de estos compuestos solubles se llevó a cabo mediante la actividad hidrolítica de los microorganismos en el reactor, la cantidad generada de cada metabolito se puede observar con mayor detalle en el figura 14. En esta se muestra la composición de AGV's en la entrada y en la salida del reactor en la etapa 2 (ciclo 1-10) y en la etapa 3 (ciclo 11-20), dichos compuestos son generados en las dos etapas donde se llevo a cabo el proceso de codigestión, las líneas punteadas de color rojo delimitan el final de la segunda etapa en la cual se tuvo la codigestión con FORSU R y en la tercera etapa donde se llevó a cabo con FORSU MA.

Se ha demostrado que mientras más complejo es el residuo, mayor es la cantidad de ácidos grasos volátiles producidos (Menéndez Gutiérrez, 2003), en el caso de la etapa 2 se utilizó una mezcla de sustratos con mayor complejidad comparada con la etapa 3, ya que en la segunda etapa se presenta una mayor proporción de harinas, lípidos, proteínas presentes en los residuos provenientes del restaurante y en la etapa 3 donde se tenía un porcentaje de frutas y verduras del 98%.

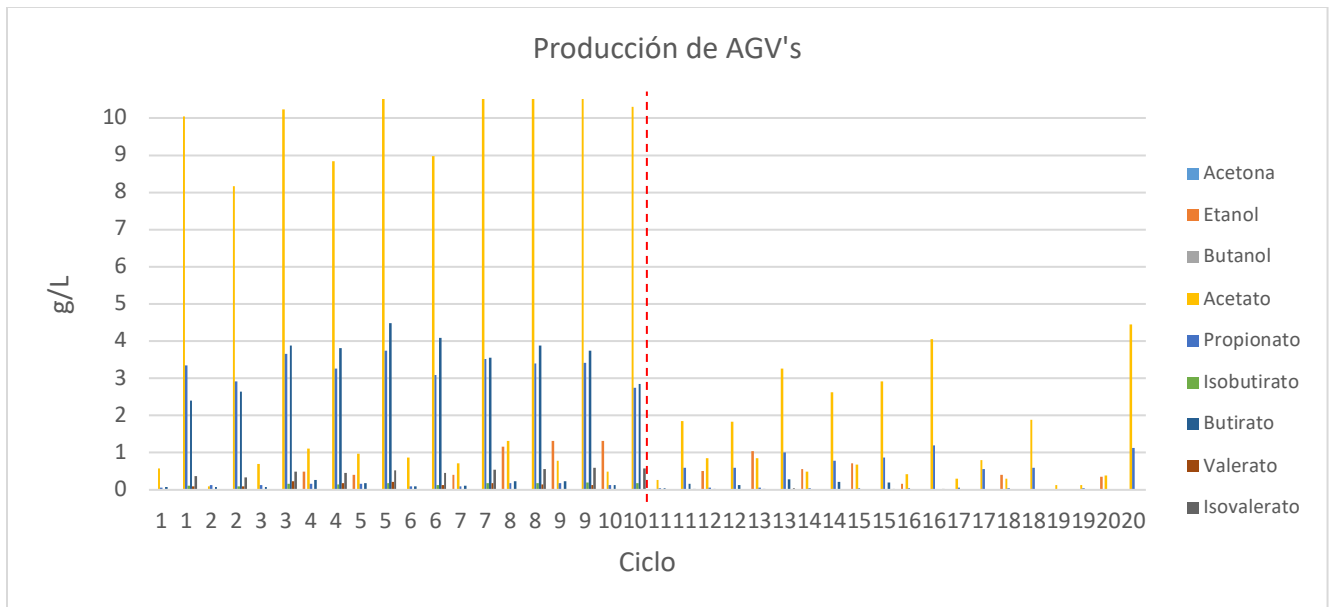


Figura 13. Producción de metabolitos secundarios.

Estos metabolitos son formados en las primeras dos etapas de la digestión anaerobia, acidogénesis y acetogénesis, en la figura 14 se observa que en el efluente de nuestro sistema aún tenemos metabolitos como el acetato en mayor proporción, seguido del propionato y butirato, estos pueden ser utilizados por los microorganismos para la generación de biogás, el butirato es un ácido graso volátil ligado estrechamente a la producción de hidrógeno, la alta concentración de este puede deberse a la nula generación de hidrógeno en nuestro sistema.

Por otro lado el propionato que es el tercer metabolito con mayor concentración a la salida está ligado con el consumo de hidrógeno generado en el sistema, esto es debido a las arqueas hidrogenotróficas en el sistema que utilizan el H_2 del sistema para la generación de metano, en la tercera etapa se observa una disminución notable en la producción de estos metabolitos lo cual se debe a la disminución de sólidos volátiles alimentados, a la facilidad de degradación del sustrato logrando así un rápido metabolismo y evitando acumulación de compuestos que inhiben a los microorganismos específicos en la producción de metano.

La alta concentración de agv's en la segunda etapa puede deberse a la alta concentración de sólidos volátiles alimentados y a una mayor rapidez de degradación por parte de las bacterias hidrolíticas causando una inhibición a las arqueas metanogénicas a causa de la acumulación de acidez de estos metabolitos, en la tercer etapa, al disminuir la concentración de sólidos volátiles alimentados en un 75% se puede observar una menor acumulación de agv's por lo que suponemos que al no existir sustrato en elevadas concentraciones, las bacterias hidrolíticas no producen grandes cantidades de agv's, por lo que las arqueas trabajan a un pH más óptimo para su metabolismo y así favorecer la producción de metano.

5.8 Abundancia relativa de microorganismos

El análisis de la caracterización microbiana demostró que dependiendo de las condiciones operacionales usadas en el reactor, en este caso las variaciones de cargas orgánicas y tipo de sustratos, se generan distintas abundancias relativas de los microorganismos presentes en el sistema.

En los resultados obtenidos para el dominio bacteria (figura 15), se presentaron especies del género *Thermoacetogenium*, bacterias anaerobias oxidadoras de acetato que puede presentar sinergismo con algunas arqueas; *Synergistes*, género de bacterias anaerobias, comúnmente encontrada en sistemas de tratamiento de aguas, las cuales tienen producción de biogás a partir de los lodos generados en los digestores anaerobios, *Sporobacter*, género de microorganismos anaerobios que crece en el estómago de algunos rumiantes en condiciones sin oxígeno; *Pseudomonas*, bacteria degradadora de alcanos que produce enzimas como las lipasas, que facilitan la degradación de moléculas lipídicas de difícil degradación; y *Halomonas* que son bacterias facultativas, desnitrificantes, con las cuales se facilita la degradación de compuestos conformados por anillos aromáticos, todas estas bacterias son encontradas en procesos de tratamientos anaerobios de aguas residuales, su abundancia es determinada por las condiciones generadas en el reactor, pH, AGV generados, esta última condición es muy importante porque algunas bacterias tienen afinidad por determinados tipos de ácidos grasos volátiles para su crecimiento y desarrollo.

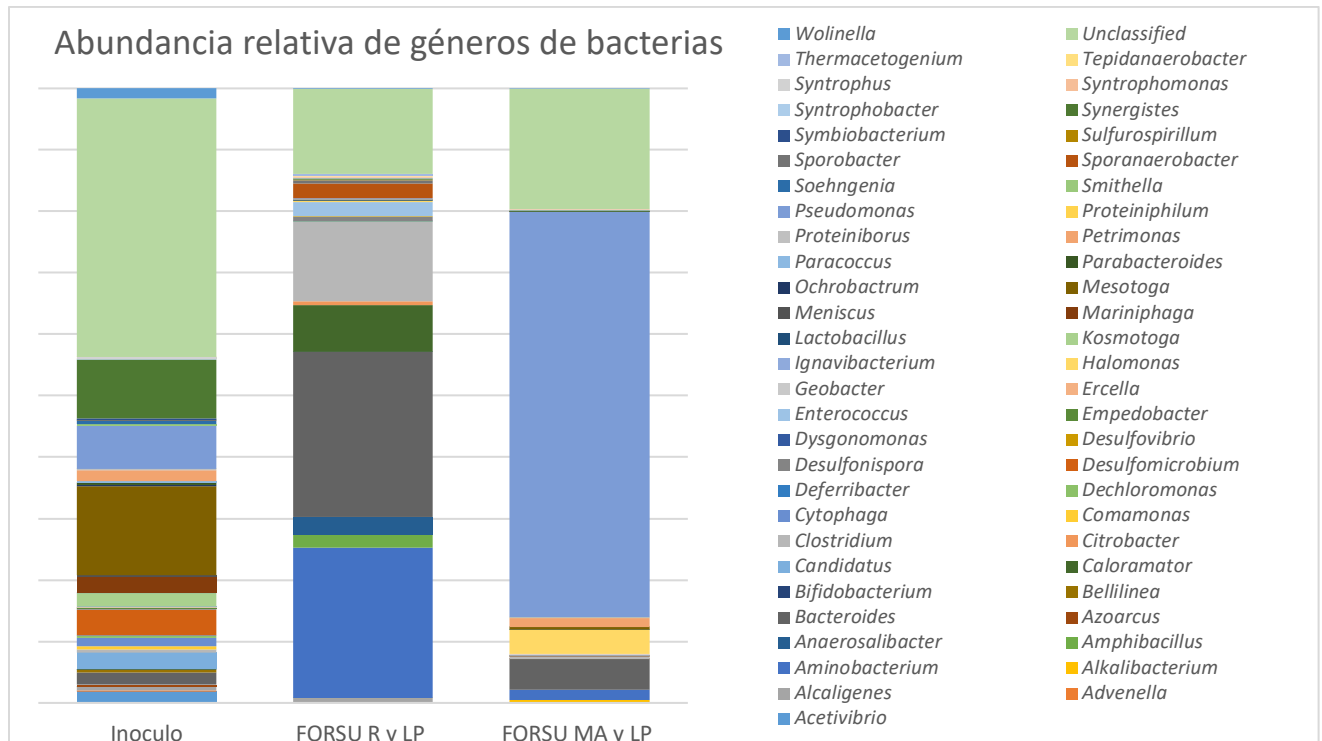


Figura 14. Abundancia relativa de los géneros pertenecientes al dominio bacteria

En cuanto la abundancia del dominio arquea (figura 16), podemos observar la predominancia del género *Methanolinea*, que utiliza CO₂/H₂ para la generación de metano, normalmente encontrada en lodos generados de PTAR y necesita de un ambiente mesófilo al igual que propionato para poder crecer. También se encontró *Methanoculleus*, comunmente encontrada en reactores de aguas residuales, este tipo de arqueas consumen algunos alcoholes y H₂ para la generación de metano; y por último podemos observar el género *Methanobacterium*, que son hidrogenotróficas y comunes en sistemas anaerobios de tratamiento de agua. Así como las bacterias también algunas arqueas tienen condiciones específicas para poder desarrollarse, en nuestro sistema a lo largo de las distintas condiciones y etapas de operación se tuvieron distintas concentraciones de AGV generados, es por eso que las abundancias relativas poseen una variación en las especies de las arqueas.

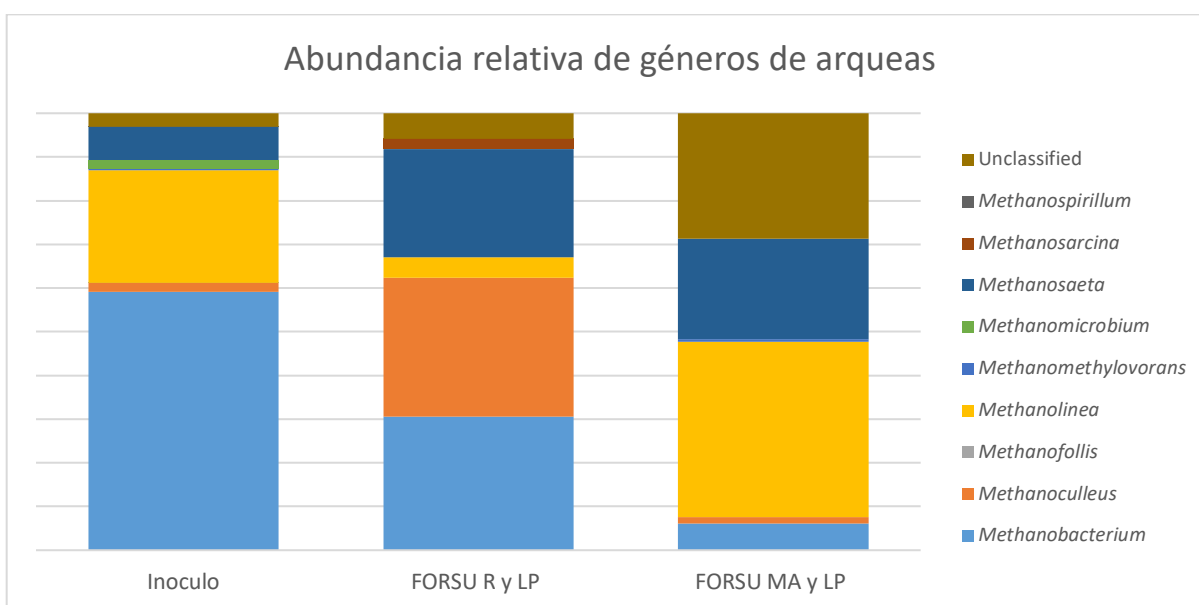


Figura 15. Abundancia relativa de los géneros pertenecientes al dominio archaea

5.9 Comparación de resultados con otros trabajos

En la tabla 19 se muestran algunas comparaciones de los resultados obtenidos en este estudio con algunos resultados en trabajos similares publicados, se observa que la producción de metano obtenida en este estudio está por debajo de otros trabajos, esto puede deberse a muchos factores uno de ellos es la cantidad de etapas del sistema de digestión anaerobia, por lo general los sistemas de 2 etapas para la generación de metano tienden a tener una mayor producción de metano debido a que en la primera etapa se lleva a cabo la hidrólisis de los sustratos por bacterias hidrolíticas especializadas y en la segunda etapa se lleva a cabo el tratamiento del digestato generado en la primera etapa, esto se lleva a cabo por arqueas aclimatadas al medio, esto se hace en diferentes reactores, con las mejores condiciones posibles para cada grupo de microorganismos, en cambio cuando se tiene el proceso de la DA en un solo reactor, aquí se tiene un consorcio microbiano que incluye a las bacterias hidrolíticas y

las arqueas metanogénicas conviviendo en un mismo espacio y compartiendo condiciones no óptimas para alguna en específico, esto puede llegar a afectar la producción de biogás y la concentración de metano en este.

Tabla 20. Comparación de producción de metano con otros trabajos.

Referencia	Sustratos	TRH (d)	T (°C)	V reactor (L)	Inóculo (gSV/L)	gSV _{alimentado} /L*d	CH ₄ producido (mL/gSV*d)	Etapas
Berrocal-Bravo 2017.	FORSU (90%) y LP (10%)	8	35	4	34	15	53.9	2
Este trabajo	FORSU MA (90%) y LP espesado (10%)	20	37	1	20.8	1.25	218.3	1
Este trabajo	FORSU R (90%) y LP espesado (10%)	20	37	1	20.8	5	101.8	1
Sosnowski <i>et al.</i> 2008.	FORSU (25%) y LP (75%)	-	36	40	7	24.5	439	1
Silvestre <i>et al.</i> 2015	FORSU (54%) y LP (46%)	22	36	5.5	-	1.9	395	1
Lee <i>et al.</i> 2009.	FORSU (85%) y LP (15%)	-	55	-	-	1.01	350	2

La cantidad y proporción de biogás depende de diferentes factores. Al comparar este trabajo con la investigación de Berrocal-Bravo (2017) y de Lee et al. (2009), podemos ver que sus trabajos fueron realizados en reactores de dos etapas en comparación con el presente trabajo que únicamente se llevó a cabo en una etapa. Cabe destacar que en el trabajo de Berrocal Bravo se tiene un TRH de 1.5 veces menor y que en el trabajo de Lee se tuvo una temperatura de 18 °C por arriba de la nuestra, esto ejemplifica que las condiciones de operación tienen un efecto directo sobre la producción de metano.

La ventaja que ofrece un reactor en dos etapas es que en la etapa de hidrólisis la materia orgánica sale previamente digerida y al entrar en la etapa metanogénica se obtiene una metanogénesis por parte de los microorganismos más rápida y así se obtiene una mayor concentración de metano en el biogás. De igual manera, otro factor importante es el volumen de trabajo del reactor, lo cual puede resultar en variaciones en los resultados debido al escalamiento del proceso.

Otro factor de gran importancia es el TRH, teniendo en cuenta que al momento de la degradación de la materia orgánica y ligado con el origen del inóculo y la complejidad del sustrato puede tener una consecuencia positiva o negativa en el porcentaje de remoción, volumen y composición de biogás. La fuente de la cual fue tomada el inóculo es fundamental ya que los microorganismos tienden a adaptarse y a especializarse en la degradación de cierto tipo de sustrato al cual han sido sometidos.

6. Conclusiones

Las principales conclusiones de esta tesis fueron:

- La codigestión de la mezcla de lodos de purga (10%) y FORSU MA (90%) alcanzó una concentración de CH₄ de 53.27% en el biogás, sugiriendo que ambos residuos poseen el potencial de ser tratados por procesos biológicos y así generar alternativas para la producción de energías renovables y así disminuir el uso de combustibles fósiles.
- La eficiencia de la producción de metano esta ligado directamente a la composición del tipo de sustrato alimentado. Cada tipo de sustrato tiene un potencial de producción de metano específico, pero al mezclar dos o más sustratos es posible obtener mejores rendimientos en la producción de metano.
- Para la operación del ASBR, la máxima tasa de producción de metano fue de 218.3 mlCH₄/gSV*d teniendo un TRH de 20 días.
- La variación y composición del tipo de sustrato en el reactor afecta directamente a la generación volumetrica y a la composición del biogás, al adicionar lodos de purga a la mezcla de sustrato se genera un impacto positivo en el proceso.
- El volumen y la composición del biogás generado en un tratamiento anaerobio puede ser variable ya que el resultado es afectado directamente por las características de los sustratos, parámetros y condiciones operacionales del sistema.
- La cantidad y composición de metabolitos generados esta dada por el origen de los residuos utilizados como sustrato y el funcionamiento del reactor, estos determinan el volumen y la composición del biogás.
- La caracterización microbiana demostró que al tener variaciones en las condiciones operacionales del reactor como; presencia de determinados AGV, pH, temperatura, TRH y TRS la abundancia relativa de los microorganismos es afectada para dar paso a la predominancia de otras especies que se puedan adaptar mejor al sistema.

7. Recomendaciones

- Es necesario realizar este estudio en un reactor de dos etapas, teniendo como primera etapa una fase de hidrólisis y en una segunda etapa un reactor con condiciones óptimas donde las arqueas metanogénicas pudiesen desarrollarse de mejor manera y así consumir más rápido el digestato proveniente de la primera etapa y de esta manera mejorar el rendimiento de la producción de CH₄.
- Realizar el estudio en condiciones de termofilia para observar las variaciones los resultados.
- Evaluar la producción y composición de CH₄ en un reactor de flujo continuo para observar como variaría la producción de biogás en el sistema.
- Verificar parámetros como C/N, concentración de macro y micronutrientes en la mezcla de sustratos y en caso de ser requerido añadir un tercer sustrado para mejorar la mezcla de nutrientes.
- Analizar los sustratos empleados y de ser necesario someterlos a un pretratamiento físico, químico o físico-químico para facilitar su degradación al solubilizar los compuestos de difícil degradación presentes exopolímeros.

8. Bibliografía

- Ahmadi-Pirlou, M., Ebrahimi-Nik, M., Khojastehpour, M., & Hadi-Ebrahimi, S. (2017). Mesophilic co-digestion of municipal solid waste and sewage sludge: Effect of mixing ratio, total solids, and alkaline pretreatment. *Int. Biodet. Biodeg.* 97-104.
- Al Seadi, T., Rutz, D., Prassl, H., Kottner, M., Finsterwalder, T., Volk, S., y otros. (2008). *Biogas handbook*. University of Southern Denmark Esbjerg, Niels Bohrs.
- Alagoz, A. B., Yenigun, O., & Erdinçler, A. (2018). Ultrasound assisted biogas production from co-digestion of wastewater sludges agricultural wastes: Comparison with microwave pre-treatment. *Ultrasonics Sonochemistry*, 40, Part B, 193-200193-200.
- ANAPO (2011). Cartilla de difusión técnica: Gestión de residuos y contaminación de aguas. Asociación de Productores de Oleaginosas y Trigo, disponible en línea en: https://www.anapobolivia.org/images/publicacion_documentos/Cartilla9.pdf
- Angelidaki, I., Sanders, W. Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 3, 117–129 (2004).
- Arhoun, B. (2017). Digestión y codigestión anaerobia de residuos agrícolas ganaderos y lodos de depuradora. Departamento de Ingeniería Química. Tesis Doctoral. Universidad de Malaga.
- Arnaiz C, Gutierrez JC, Lebrato J. Biomass stabilization in the anaerobic digestion of wastewater sludges. *Bioresour. Technol.* 2006 Jul;97(10):1179-84.
- Atlas, R.M.; Bartha, R. 2002. *Ecología Microbiana y Microbiología Ambiental*. 4a. ed. Prentice Hall.
- Batstone, D. J. & Jensen, P. D. 2011. "Anaerobic Processes". In: *Treatise on Water Science*, vol. 4, Oxford, U.K.: Academic Press, pp. 615–639
- Berrocal Bravo M.J. (2017). Producción de hidrógeno y metano mediante codigestión de residuos alimenticios y lodos de purga. Instituto de Ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México. CD. MX.
- Boehler M., H. Siegrist. (2006). Potential of activated sludge disintegration. *Water Sci. Technol.* 53 (12): 207–216.
- Bolzonella, D., Battistoni, P., Susini, C., Cecchi, F. (2006). Anaerobic codigestion of waste activated sludge and OFMSW: the experiences of Viareggio and Treviso plants (Italy). *Water Sci. Technol.* 53, 203-211.

- Bolzonella, D., Innocenti, L., Pavan, P., Traverso, P., Cecchi, F. (2003). Semi-dry thermophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: focusing on the start-up phase. *Bioresour. Technol.* 86, 123 - 9.
- Braun, R. (7 de Noviembre de 2007). Novaenergie. Obtenido de <http://www.novaenergie.ch/iea-bioenergytask37/Dokumente/final.PDF>
- Burke, D. A., 2001. Dairy waste anaerobic digestion handbook. Option for recovering beneficial products from dairy manure. Environmental Energy Company. Olympia Washington, EEUU. Pp. 16-35.
- Bustamante, M., Restrepo, P., Albuquerque, J., Pérez-Murcia, M., Paredes, C., Moral, R., & Bernal, M. (2013). Recycling of anaerobic digestates by composting: effect of the bulking agent used. *J. Cleaner Prod.* 61-69.
- Cabbai, V., Ballico, M., Aneggi, E., Goi, D. (2013). BMP tests of source selected OFMSW to evaluate anaerobic codigestion with sewage sludge. *Waste Manag.* 33, 1626-1632.
- Carrillo, L. (2004). Energía de Biomasa, Fotosíntesis, biomasa, conversión por microorganismos, biogás, etanol, biodiesel. *Energía de biomasa*. 1° ed. S.S. Jujuy: el autor, p 82.
- Castillo-Hernández, A., Mar-Alvarez, I., Moreno-Andrade, I. (2015). Start-up and operation of continuous stirred-tank reactor for biohydrogen production from restaurant organic solid waste. *Int.l J. Hydrogen Energ.* 1–7.
- Castro-González Alejandra, Pliego-Bravo Yolanda y Durán de Bazúa, Tratamiento anaerobio de lodos de purga de una planta de lodos activados, instituto Tecnológico de Orizaba, Departamento de Graduados e Investigación y UNAM, Facultad de Química, *Tecnol. Ciencia Ed. (IMIQ)*. 12(1-2): 10-25 (1997).
- Cuetos, M. (2007). Digestión y co-digestión anaerobia de residuos de matadero avícola: control del proceso y evaluación del grado de estabilización. Tesis doctoral. Universidad de León, Instituto de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Biodiversidad. Edición: 1.
- De Mes, T. Z. D., Stams, A. J. M., Reith, J. H., & Zeeman, G. (2003). Methane production by anaerobic digestion of wastewater and solid wastes. *Bio-methane & Bio-hydrogen*, 58-102.
- Deublein, D., & Steinhauser, A. (2008). *Biogas from Waste and Renewable Resources, An Introduction*. Weinheim: Willey-VCH; 89-290.
- Diaz, A., Anisley, V. L., & Mayra, B. V. (2015). Tratamiento de lodos generalidades y aplicaciones. *CENIC, Ciencias Químicas*, Vol. 46, 1-10.

- Fernandez, A., & Sanchez, A. F. (2005). Anaerobic co-digestion of a simulated organic fraction of municipal solid wastes and fats of animal and vegetable origin. *Biochem. Eng. Journal.* 22-28.
- Forster, C. (2005). Digestión anaerobia termofílica seca de Residuos Sólidos Urbanos: Estudio de las variables del proceso en el arranque y estabilización del bio-reactor. Universidad de Cádiz, España.
- Fraume Restrepo, N. J. (2007). Diccionario ambiental. Bogotá : Ecoe Ediciones.
- Gabriela M. Vázquez-Cuevas, Gabriela M., Durán Moreno A., Casas Gutiérrez, Rojas Zamora U., Martha Roa Luna (2014). Fundamentos de digestión anaerobia de Residuos Sólidos Orgánicos Urbanos, Universidad Nacional Autónoma de México, Programa Universitario de Medio Ambiente, 2014, 183 p.
- Gerardi, M. H (2003). *The Microbiology of Anaerobic Digesters.* Wiley-Interscience. 1st ed. Somerset NJ: Wiley.
- Ghanimeh, S., M. El Fadel, P. Saikaly (2012). Mixing effect on thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic fraction of municipal solid waste, *Bioresour. Technol.* 117, 63-71.
- Ghosh. (1988). Improved sludge gasification by two-phase anaerobic digestion. *J. Environ. Eng.* 113(6), 1265-1284.
- Glynn, H., H., G. (1999). *Ingeniería Ambiental.* Segunda Edición. Pearson Educación.
- Gómez, X., Cuetos, M., Cara, J., Moran, A., García, A. (2006). Anaerobic co-digestion of primary sludge and the fruit and vegetable fraction of the municipal solid wastes: Conditions for mixing and evaluation of the organic loading rate. *Renew. Energ.* 2017-24.
- Gujer, W., Zehnder, A.J.B. (1983). Conversion Processes in Anaerobic Digestion. *Water Sc. Technol.* 15 (8-9), 127–167.
- Hansen, K.H., Angelidaki I., Aharing B.K., 1999. Improving thermophilic anaerobic digestion of swine manure. *Water Research*, 33, 1085 - 1810.
- Haug, R.T. 1993. *The Practical Handbook of Compost Engineering.* Lewis Publishers. Boca Raton. Florida.
- Hernández-Nazario, Lissethy, & Benítez-Fonseca, Mabelin, & Bermúdez-Torres, Juan M. (2018). Caracterización físico-química de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos del vertedero controlado en el Centro Urbano Abel Santamaría de Santiago de Cuba. *Tecnología Química*, 38(2),442-452.

- Hong-Wei, Y., Brune, E. D. (2007). Anaerobic co-digestion of algal sludge and waste paper to produce methane. *Bioresour. Technol.*, 130-134.
- Hoorweg, Daniel; Bhada-Tata, Perinaz. 2012. *What a Waste : A Global Review of Solid Waste Management*. Urban development series; knowledge papers no. 15. World Bank, Washington, DC.
- Inman. (2004). Comparative studies of alternative anaerobic digestion technologies. *Dissertacao Para Obtencao de Grau Metre Em Engenharia Do Ambiente*. Virginia Polytechnic Institute and State University. m 81.
- Kiehl, F.J. 1985. *Fertilizantes orgánicos*. Editora Agronómica Ceres Ltda, São Paulo.
- Kim, H.W., Han, S.K., Shin, H. S., 2003. The optimisation of food waste addition as a co-substrate in anaerobic digestion of sewage sludge. *Waste Manag. Res.* 21, 515-526.
- Kiss, K.G. y G. Encarnación. Los productos y los impactos de la descomposición de residuos sólidos urbanos en los sitios de disposición final. *Gaceta Ecológica* 79:39-51. 2006.
- Lee, K. S., Chen, S.D., Lo, Y.C., Chang, J. (2009). Sequencing batch reactor enhances bacterial hydrolysis of starch promoting continuous bio-hydrogen 79 production from starch feedstock. *Int. J. Hydrogen Energ.* 8549-8557.
- Maragkaki, A., Vasileiadis, I., Fountoulakis, K., Kyriakou, A., Lasaridi, K., Manios, T. (2018). Improving biogas production from anaerobic co-digestion of sewage sludge with a thermal dried mixture of food waste, cheese whey and olive mill wastewater. *Waste Manage.* 644-651.
- Martín-González, L., Colturato, L. F., Font, X., Vicent, T. (2010). Anaerobic co-digestion of the organic fraction of municipal solid waste with FOG waste from a sewage treatment plant: Recovering a wasted methane potential and enhancing the biogas yield. *Waste Manage.* 30(10), 1854–1859.
- Mata-Alvarez J., Dosta J., Romero-Guiza M.S., Fonoll X., Peces M., Astals S. (2014). A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renew. Sust. Energ. Reviews*, 36, 412-427.
- Mata-Alvarez, J., Mace P., L. (2000). Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresour. Technol.* 3-16.
- McMurry, J., (2008) *Química Orgánica*. México: Cengage Learning. Pp.600-919
- Mehariya, S., et al., (2018). Co-digestion of food waste and sewage sludge for methane production: Current status and perspective. *Bioresour. Technol.*, 519-531.

- Menéndez Gutiérrez, Carlos L., Pérez Olmo, Jesús M. (2003). Proceso para el tratamiento biológico anaerobio de aguas residuales industriales. p.p 306-338.
- MITyC. (2010). Ministerio de Industria, Turismo y Comercio, Informe en relación con la cumplimentación del Artículo 4.3 de la Directiva 2009/28/CE, de 23 de abril de 2009, relativa al fomento del uso de energía procedente de fuentes renovables. Secretaría de Estado de Energía. Subdirección General de Relaciones Energéticas Internacionales. Instituto para la Diversificación y Ahorro Energético (IDAE). Madrid.
- Montes, M. E. (2008). Estudio técnico-económico de la digestión anaerobia conjunta de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y lodos de depuradora para la obtención de biogás. Tesis doctoral.
- Neves, L., Oliveira, R., Alvez, M. (2009). Co-digestion of cow manure, food waste and intermittent input of fat. *Bioresour. Technol.* 100, 1957-1962.
- Siddique N., Zularisam A.W. (2018). Achievements and perspectives of anaerobic co-digestion: A review. *J.Cleaner Prod.*, 194, 359-371.
- Ostrem K. (2004). Greening waste anaerobic digestion for treating the organic fraction of municipal solid waste. M.S. thesis in Earth Resources Engineering. Columbia University.
- Pavlostathis S.G., Giraldo-Gomez, E. (1991). Kinetics of Anaerobic Treatment. *Water Sci. Technol.* 24 (8): 35–59.
- Pitchel, J. (2005). *Waste Management Practices: Municipal, Hazardous, and Industrial*, J. Pichtel. CRC Press/Taylor & Francis Group, Boca Raton, FL (2005), 687 pp.
- Poggio, D. (2007). Diseño y construcción de dos digestores anaeróbicos en el altiplano andino peruano. Catalunya: Universitat Politècnica de Catalunya.
- Rao PV, B. S. (2011). Experimental design of mixture for the anaerobic co-digestion of sewage sludge. *Chem. Eng. J.*, 977-86.
- Rapport, J., Zhang, R., Jenkins, B. M., Williams, R. B. (2008). Current anaerobic digestion technologies used for treatment of municipal organic solid waste. Department of Biological and Agricultural Engineering, UC Davis prepared for California Integrated Waste Management Board, CA, USA.
- Rowse L.E. (2011). Design of Small-Scale Anaerobic Digesters for Application in Rural Developing Countries: Scholar Commons.
- Ramalho R.S. (2003). Tratamiento de Aguas Residuales, Faculty of Science and Engineering, Laval University, Quebec, Editorial Reverté, pp. 393.

- Schnurer, A. and Jarvis, A. (2009) Microbiological Handbook for Biogas Plant. Swedish Waste Management, Swedish Gas Centre, Malmö, 1-74.
- SEMARNAT, SENER, IMTA. (2016). Revisión y actualización del potencial de biomasa para generación de energía eléctrica a partir de plantas de tratamiento de aguas residuales presentado en el Inventario Nacional de Energías Renovables (INERE).
- Sosnowski, P., Klepacz-Smolka, A., Kaczorek, K., Ledakowicz, S., 2008. Kinetic investigations of methane co-fermentation of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. *Bioresour. Technol.* 99, 5731-5737.
- Sosnowski, P., Wieczorek, A., Ledakowicz, S. (2003). Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. *Adv. Environ. Res.* 7(3), 609–616.
- Syaichurrozi, I., Suhirman, S., Topik, H. (2018). Effect of initial pH on anaerobic co-digestion of *Salvina molesta* and rice straw for biogas production and kinetics. *Biocatalysis Agricultural Biotechnol.* 594-603.
- Tchobanoglous G, Theisen H, Vigil S.A. Gestión integral de residuos sólidos. Volumen I. Madrid: McGraw-Hill; 1994.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S. (1993). Integrated solid waste management: Engineering principles and management Issues. McGraw-Hill.
- Van Haandel, A. Lettinga, G. (1994). Tratamiento anaerobio de esgotos em regioes de clima quente. Editora EPGRAF. Campina Grande, Brasil. 250 p.
- Varnero, M.M.T., 2011. Manual de biogás. Gobierno de Chile. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Global Environment Facility, Proyecto CHI/00/G32: “Chile: Remoción de Barreras para la Electrificación Rural con Energías Renovables”. Chile.
- Wang M., Sahu A.K., Rusten B., Park C. (2013). Anaerobic co-digestion of microalgae *Chlorella* sp. And waste activated sludge. *Bioresour. Technol.* 142. 585-590.
- Wellinger, A., Lindberg, A. (2005). Biogas Upgrading and Utilisation. International Energy Agency (IEA). Bioenergy Task 24: Energy from Biological conversion of Organic Waste.
- Zhang, C., Gang, X., Liyu, P., Haijia, S., Tianwei, T. (2013). The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure. *Bioresour. Technol.* 170-176.
- Zupančič G.D., Uranjek-Ževart N., Roš M. (2008). Full-scale anaerobic co-digestion of organic waste and municipal sludge. *Biom. Bioen.* 32, 162-167.

Lay, Jiunn-Jyi, Li Yu-You, N. T. (1998). Mathematical Model For Methane Production From Landfill Bioreactor By Jiunn-Jyi Lay/ Yu-You Li/ and Tatsuya Noike 3. *Environmental Engineering*, (1), (pp. 730–736) .

Yenigun, O. & Demirel, B. (2013). Ammonia inhibition in anaerobic digestion: A review. *Process Biochemistry*, 48, 901-911.