



**UNIVERSIDAD MICHOACANA DE
SAN NICOLÁS DE HIDALGO**

**FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO**



*Producción de biogás a partir de la aplicación de pretratamientos en
residuos alimenticios*

Tesis que presenta:

M.C. EDGAR DANIEL ALANIS SILVA

A la división de Estudios de Posgrado de la
Facultad de Ingeniería Química como
requisito parcial para obtener el grado de:

DOCTOR EN CIENCIAS EN INGENIERÍA QUÍMICA

DIRECTOR:

Dr. José Apolinar Cortés

CODIRECTORA:

Dra. Ma. del Carmen Chávez Parga

Agosto 2022

Morelia, Michoacán de Ocampo, México

RESUMEN

Producción de biogás a partir de la aplicación de pretratamientos en residuos alimenticios

M.C. Edgar Daniel Alanis Silva

Dirigida por: Dr. José Apolinar Cortés y Dra. Ma. del Carmen Chávez Parga

La aplicación de pretratamientos combinados (mecánico-térmico-químico, y el control de la concentración), a la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos es un proceso que favorece su biodisponibilidad para su degradación por medio de la digestión anaerobia. En este proyecto se evaluó la producción de biogás y su contenido de metano cuando se aplican pretratamientos combinados sobre los residuos alimenticios, previo a su digestión anaerobia, mediante un ensayo a escala laboratorio (prueba BMP) y a nivel piloto en un reactor anaerobio con alimentación semicontinua. De los resultados obtenidos de la prueba BMP se observó un incremento en la producción de metano del 34.66 %, mientras que en las pruebas escala piloto con alimentación semicontinua se presentó una estabilización rápida del reactor (30 d), con una producción promedio de 13.9 NL d⁻¹. Por lo cual se considera que la aplicación de los pretratamientos es una opción viable para mejorar la operación y producción de metano por medio de la digestión anaerobia.

Palabras clave: Residuos alimenticios, digestión anaerobia, energía renovable, metano, biogás.

ABSTRACT

Biogas production from the application of pre-treatments to food wastes

M.C. Edgar Daniel Alanis Silva

Directed by: Dr. José Apolinar Cortés & Dra. Ma. del Carmen Chávez Parga

The application of combined pretreatments (mechanical-thermal-chemical and concentration control) to the organic fraction of municipal solid waste is a process that favors its biodisposability for degradation by anaerobic digestion. In this project, biogas production and its methane content were evaluated when combined pretreatments are applied on food waste, prior to its anaerobic digestion, by means of a laboratory scale test (BMP test) and at pilot level in an anaerobic reactor with semi-continuous feeding. From the results obtained from the BMP test, an increase in methane production of 34.66 % was observed, while in the pilot scale tests with semi-continuous feeding, a rapid stabilization of the reactor was observed (30 d), with an average production of 13.9 NL d⁻¹. Therefore, it is considered that the application of pretreatments is a viable option to improve the operation and production of methane through anaerobic digestion.

Key words: Food waste, anaerobic digestion, renewable energy, methane, biogas.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN.....	I
ABSTRACT	II
ÍNDICE GENERAL.....	III
ÍNDICE DE FIGURAS	V
ÍNDICE DE TABLAS.....	VI
NOMENCLATURA.....	VII
AGRADECIMIENTOS	VIII
1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 GENERALIDADES	2
1.2 JUSTIFICACIÓN	3
1.3 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	3
2. MARCO TEÓRICO.....	5
2.1 RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	6
2.2 ANAEROBIOSIS	6
2.2.1 <i>Parámetros de operación</i>	8
2.2.2 <i>pH</i>	8
2.2.3 <i>Alcalinidad</i>	9
2.2.4 <i>Concentración de AGV's</i>	9
2.2.5 <i>Temperatura</i>	9
2.2.6 <i>Toxicidad</i>	10
2.2.7 <i>Producción de biogás</i>	11
2.3 PRETRATAMIENTOS	12
2.3.1 <i>Pretratamiento mecánico</i>	12
2.3.2 <i>Pretratamiento Térmico</i>	13
2.3.3 <i>Pretratamiento químico</i>	13
2.3.4 <i>Pretratamiento biológico</i>	13
2.4 ANTECEDENTES.....	14
3. HIPÓTESIS	15
4. OBJETIVOS.....	17
4.1 OBJETIVO GENERAL	18
4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
5. METODOLOGÍA	19
5.1 CARACTERIZACIÓN Y EVALUACIÓN DEL INÓCULO ANAEROBIO.....	20
5.2 CARACTERIZACIÓN DEL SUSTRATO	20
5.3 ANÁLISIS BMP	20
5.3.1 <i>Diseño de experimentos</i>	22
5.3.2 <i>Diseño, construcción y operación de los sistemas anaerobios</i>	22
5.4 MÉTODOS Y TÉCNICAS	23
5.4.1 <i>Materiales y métodos</i>	24
6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	29

6.1 CARACTERIZACIÓN DEL RESIDUO E INÓCULO	30
6.2 PRUEBA BMP	31
6.2.1 <i>Análisis general</i>	31
6.2.2 <i>Producción de biogás</i>	33
6.2.3 <i>Composición del biogás</i>	35
6.2.4 <i>Producción acumulada de metano</i>	38
6.2.5 <i>Rendimiento de metano</i>	40
6.2.6 <i>Constante cinética</i>	44
6.3 OPERACIÓN REACTOR ESCALA PILOTO	46
6.3.1 <i>Recolección de la Muestra</i>	46
6.3.2 <i>Caracterización del Residuo Orgánico Triturado</i>	47
6.3.3 <i>Etapa de Estabilización del Reactor de Contacto Anaerobio</i>	48
6.3.4 <i>Operación y monitoreo del reactor anaerobio</i>	48
6.4 PROPUESTA DE DISEÑO DE TREN DE TRATAMIENTO DE RESIDUOS.....	59
7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	61
7.1 CONCLUSIONES DEL TRABAJO	62
7.2 RECOMENDACIONES PARA TRABAJO A FUTURO.....	63
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	64

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Conversión de la materia orgánica en la anaerobiosis.....	7
Figura 2. Esquema de reacciones de la digestión anaerobia.....	8
Figura 3. Esquema de prueba BMP.....	21
Figura 4. Diagrama general de la metodología a seguir.....	23
Figura 5. Esquema de construcción del sistema BMP.....	27
Figura 6. Producción acumulada de biogás.....	34
Figura 7. Efectos principales para la relación señal/ruido para el volumen acumulado de biogás.....	35
Figura 8. Composición del biogás en las UE.....	36
Figura 9. Efectos principales para la relación señal/ruido para el porcentaje de metano en el biogás.....	37
Figura 10. Producción final de biogás, metano, y dióxido de carbono en las UE.....	39
Figura 11. Efectos principales para la relación señal/ruido para la producción acumulada de metano.....	40
Figura 12. Rendimiento de metano por gramo de SVT consumidos en las UE.....	42
Figura 13. Efectos principales para la relación señal/ruido para el rendimiento de metano.....	43
Figura 14. Porcentaje de remoción de SVT.....	44
Figura 15. Muestra de residuos recolectados.....	47
Figura 16. Residuos triturados.....	47
Figura 17. Reactor anaerobio en operación.....	49
Figura 18. Comportamiento del pH y la producción de biogás durante la operación del reactor.....	51
Figura 19. Comportamiento del pH del reactor y del efluente durante la operación del reactor.....	52
Figura 20. Comportamiento de la conductividad dentro del reactor y del efluente durante la operación del reactor.....	54
Figura 21. Comportamiento de la alcalinidad dentro del reactor y del efluente durante la operación del reactor.....	55
Figura 22. Comportamiento de la relación alfa durante la operación del reactor.....	57
Figura 23. Monitoreo de los SVT del influente y efluente, así como el porcentaje de remoción de estos.....	58
Figura 24. Producción de biogás, metano y dióxido de carbono durante la operación del reactor.....	59
Figura 25. Esquema de diseño propuesto para el tratamiento de la FORSU.....	60

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Diseño experimental Taguchi L ₈	22
Tabla 2. Métodos a seguir para los distintos parámetros.	23
Tabla 3. Pruebas de caracterización para el inóculo y el residuo.	24
Tabla 4. Diseño experimental Taguchi para la prueba BMP.	25
Tabla 5. Matriz de UE y condiciones de trabajo para cada UE.	25
Tabla 6. Caracterización inicial del inóculo y el residuo.	30
Tabla 7. Análisis elemental del residuo alimenticio.	30
Tabla 8. Caracterización de las UE.	32
Tabla 9. Constante cinética de degradación de SVT y generación de metano.	45
Tabla 10. Caracterización del residuo triturado.	48
Tabla 11. Caracterización del inóculo implementado para la operación del reactor piloto.	48

NOMENCLATURA

Símbolo	Descripción
RSU	Residuos sólidos urbanos
FORSU	Fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos
AGV's	Ácidos grasos volátiles
CH ₄	Metano
CO ₂	Dióxido de carbono
H ₂ S	Ácido sulfhídrico
AGCL	Ácidos grasos de cadena larga
H ₂	Hidrógeno
CaCO ₃	Carbonato de calcio
O ₂	Oxígeno
NH ₃	Amoníaco
NH ₄	Amonio
pH	Potencial hidrógeno
NaOH	Hidróxido de sodio
BMP	Prueba de potencial bioquímico de metano
CaO	Óxido de calcio
C	Carbón
H	Hidrógeno
N	Nitrógeno
O	Oxígeno
S	Azufre
DQO	Demanda química de oxígeno
Ca(OH) ₂	Hidróxido de sodio
rpm	Revoluciones por minuto
TRH	Tiempo de retención hidráulico

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo por brindar los espacios para el desarrollo de este proyecto.

Al programa de Doctorado en ciencias en Ingeniería Química por la oportunidad y espacios brindados para el desarrollo de este proyecto.

Al Consejo nacional de ciencia y tecnología (CONACyT) por la beca brindada.

Al Dr José Apolinar Cortés y a la Dra Ma. del Carmen Chávez Parga por la paciencia, confianza y apoyo brindado para la realización de este proyecto

A mis amigos y compañeros de laboratorio Jerson, Arturo, Ami, Tututi, Tipo, Balta y Andi los cuales fueron un gran apoyo a lo largo de este proyecto.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Generalidades

El rápido crecimiento demográfico que se ha presentado en las últimas décadas a escala mundial ha inducido a un incremento acelerado en la demanda de alimentos y combustibles necesarios para el desarrollo de la vida cotidiana de los seres humanos, así como el incremento en la cantidad de desechos generados per cápita a nivel mundial, esto ha conllevado a una decadencia medioambiental y un desgaste de nuestros recursos naturales, de acuerdo con el banco mundial para el año 2016 se generaron 2010 millones de toneladas de residuos sólidos urbanos (RSU) a nivel mundial, de los cuales el 44 % se encontraban representados por los residuos alimenticios y residuos verdes, denominados también como la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU); él 56 % restante se encontraba conformado por plásticos, vidrio, papel, madera, metal, entre otros.

El tratamiento de residuos orgánicos mediante un sistema anaerobio es una práctica en la cual la degradación de los estos conlleva a la generación de productos de valor agregado como son el biogás y fertilizantes orgánicos; el biogás es considerado como un gas combustible el cual se encuentra compuesto por metano y dióxido de carbono, por lo que es posible implementarlo para la generación de energía, tanto eléctrica como calorífica [1].

La degradación anaerobia de la FORSU es una alternativa interesante para el tratamiento de estos residuos, esto como se mencionó con anterioridad, por la capacidad de los microorganismos anaerobios de generar productos de valor agregado mediante la degradación de residuos orgánicos; sin embargo, las características propias de la FORSU imponen una serie de retos para el tratamiento de dichos residuos por la digestión anaerobia; la aplicación de pretratamientos sobre los residuos busca adaptar las características como el pH, tamaño de partícula, concentración de nutrientes, entre otros a los requerimientos de los procesos anaerobios, con lo cual se busca mejorar la operación del proceso y mejorar la producción de biogás.

1.2 Justificación

Los problemas ambientales asociados al manejo y disposición final de los residuos alimenticios han generado la necesidad de buscar nuevas formas de manejo para dichos residuos. La digestión anaerobia es una de las opciones con mayor potencial para el tratamiento de esta clase de residuos, esto debido a su capacidad de soportar cargas orgánicas elevadas, la resiliencia que pueden generar estos sistemas y la posibilidad de obtener un gas combustible (biogás) como parte de proceso son algunas de las características que vuelven tan atractivo para el tratamiento de estos, sin embargo, para lograr la generación de biogás el proceso anaerobio requiere condiciones controladas de pH por lo cual al trabajar con cargas orgánicas elevadas puede alterar el pH del sistema llevándolo a una etapa de acidificación; recientemente la aplicación de pretratamientos (físicos, químicos o biológicos) en los residuos ha presentado resultados favorables para la operación de reactores anaerobios.

1.3 Planteamiento del problema

De forma tradicional en la operación de reactores anaerobios el manejo de factores como el pH y la temperatura se da de forma *in situ* dentro del sistema. Este proceso de control genera fluctuaciones las cuales pueden generar estrés a los microorganismos dentro del sistema; dicho estrés propicia un desarrollo lento de los microorganismos, así como una posible inhibición de su actividad biológica, lo cual trae como consecuencia una disminución en la producción de biogás.

Otro factor que cobra importancia en el control del pH es la concentración de ácidos grasos volátiles (AGV's), estos ácidos son uno de los factores de mayor importancia en el control de reactores anaerobios, como se menciona anteriormente estos ácidos son el producto de las dos primeras etapas de la digestión anaerobia. Debido a que la etapa de generación de AGV's presenta una tasa de producción mayor la tasa de aprovechamiento (metanogénesis) de forma natural se da una acumulación de dichos ácidos dentro del sistema, esto conlleva a una disminución del pH, posteriormente conforme se da la

transformación de los ácidos en metano el pH comienza a recuperar un valor neutro, sin embargo, si la generación de AGV's es demasiado acelerada estos se acumulan en exceso lo cual conlleva a una inhibición de los microorganismos metanogénicos, con lo cual posteriormente si no se toman acciones correctivas puede llevar a la desestabilización completa del reactor [2].

Este trabajo busca explorar el efecto de la integración de proceso de pretratamiento físicos, químicos y térmicos como una alternativa para lograr una estabilización del pH y del sistema en procesos anaerobios en fase líquida para el tratamiento de los residuos alimenticios, así como su consecuente efecto en la generación de biogás.

2. MARCO TEÓRICO

2.1 Residuos Sólidos urbanos

La disposición o manejo sustentable de los residuos en los países en vías de desarrollo es un tema que se encuentra en una etapa temprana, principalmente debido a la infraestructura, presupuestos ajustados y pocas o nulas instalaciones para el manejo o disposición de dichos residuos. Dentro de la gran variedad de residuos que se generan en el día a día de las actividades humanas los RSU son los que se generan en mayor proporción.

Los RSU son aquellos residuos generados en las actividades cotidianas humanas los cuales presenten características domiciliarias, los cuales están constituidos por residuos orgánicos y residuos inorgánicos; de acuerdo con el banco mundial para el año 2012 la composición de los RSU a nivel mundial fue representada por un 50 % de residuos orgánicos y un 50 % de residuos inorgánicos.

La FORSU, como su nombre lo indica, es aquel porcentaje orgánico presente en los RSU, del cual sus principales representantes son los residuos alimenticios y los residuos de poda de jardines y la vía pública. Normalmente el destino final de dichos residuos es su confinamiento en vertederos o rellenos sanitarios, lugar donde son degradados por diferentes procesos biológicos, sin embargo, el proceso dominante es la digestión anaerobia, la cual se caracteriza por la generación de gases de efecto invernadero como son el metano (CH_4) y el dióxido de carbono (CO_2), así como gases corrosivos entre los que encontramos el ácido sulfhídrico (H_2S) [3].

Conjuntamente existen otras alternativas para el manejo de la FORSU entre los que podemos encontrar procesos termo-químicos como la pirolisis, conversiones químicas como la hidrólisis o la extracción de solventes, y procesos de conversión físicos como la extracción mecánica y la destilación [3–6].

2.2 Anaerobiosis

El proceso de digestión anaerobia se basa de forma concreta en la transformación de la materia orgánica por acción de los microorganismos en: (1) biogás, (2) materia orgánica en disolución y (3) nuevos microorganismos [7].

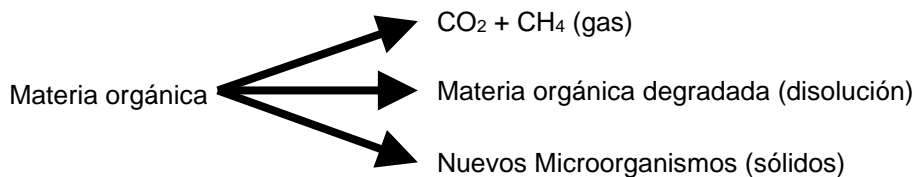


Figura 1. Conversión de la materia orgánica en la anaerobiosis.

De forma general las reacciones bioquímicas que tiene lugar en la degradación anaerobia pueden clasificarse en 4 fases:

Hidrólisis: etapa en la cual la materia orgánica compleja (carbohidratos, proteínas y lípidos) es transformada en materia orgánica sencilla como azúcares, aminoácidos y ácidos grasos de cadena larga (AGCL), dentro de este grupo podemos encontrar microorganismos del género *Bacillus*, *Cellulomonas* y *Eubacteria*.

Acidogénesis: las bacterias acidificantes transforman la materia orgánica disuelta (azúcares y aminoácidos) en AGV's y una mezcla de CO_2 e hidrógeno (H_2), entre los principales representantes de este grupo se encuentran bacterias del género *Propionibacterium*, *Butyrivibrio*, *Acetivibrio* y anaerobios facultativos.

Acetogénesis: etapa en la cual las moléculas pequeñas formadas tanto en la hidrólisis como en la acidogénesis, en especial los AGCL, son transformados en acetato y una mezcla de CO_2 y H_2 , representados por los géneros *Clostridia* y *Acetivibrio*.

Metanogénesis: la única etapa estrictamente anaeróbica en la cual las bacterias metanogénicas producen CH_4 , a partir del acetato o la mezcla de CO_2 y H_2 generados en la etapa anterior, los principales géneros encargados de este proceso son *Methanosaeta*, *Methanothrix* y *Methanosarcina*.

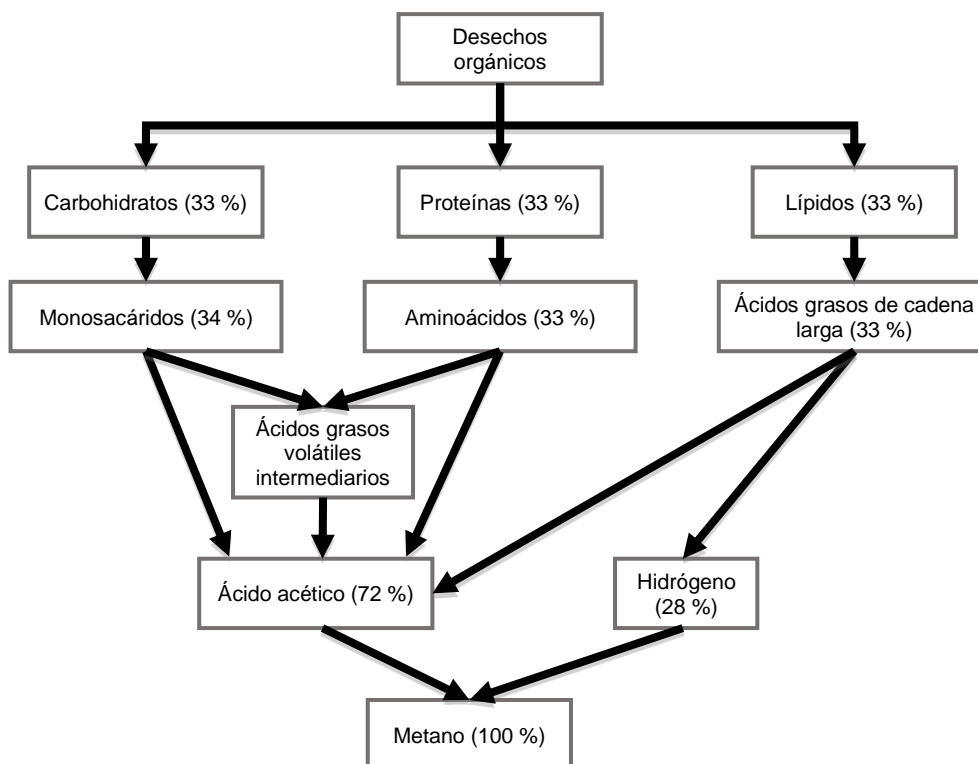


Figura 2. Esquema de reacciones de la digestión anaerobia.

2.2.1 Parámetros de operación

En general a los sistemas anaerobios se le ha dado una “mala popularidad”, esto como consecuencia de la operación ineficiente de reactores, sin contar con las nociones básicas de conceptos y parámetros operativos determinantes para estos procesos. A continuación, se mencionan de forma breve las principales variables de diseño y operación, los cuales deben de tenerse en cuenta para lograr una buena operación de los procesos anaerobios.

2.2.2 pH

En general el rango óptimo para los procesos de digestión anaerobia está comprendido entre 6.8 y 7.5 [8], aunque el proceso de digestión puede desarrollarse eficazmente en el intervalo 6.0-8.0, especialmente para reactores bien adaptados [7]. No existe una teoría concluyente para explicar la función del pH; éste se encuentra ligado a la concentración de AGV's, potencial redox, presión parcial de hidrógeno y alcalinidad. Se considera un

parámetro de control habitual por su facilidad de medición, aunque una variación en el valor de pH sólo sirve para certificar una situación no deseable.

2.2.3 Alcalinidad

La alcalinidad se define como la presencia de hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos presentes en un agua y se expresa como la concentración de carbonato de calcio ($\text{mg CaCO}_3/\text{L}$). La alcalinidad se encuentra directamente relacionada con el pH y en conjunto con la concentración de AGV's es uno de los parámetros de control del reactor anaerobio[9].

Para tener una capacidad buffer adecuada y asegurar una operación estable del reactor anaerobio se recomienda una concentración superior a los $1000 \text{ mg CaCO}_3/\text{L}$, con lo cual se asegura una excelente actividad amortiguadora [7].

2.2.4 Concentración de AGV's

Se le considera uno de los parámetros de control de reactores anaerobios, los ácidos que se consideran son fórmico, acético, propiónico, butírico y valérico. La acumulación de AGV's en el reactor es un indicador de desestabilización causada por un desacople en las cinéticas de las reacciones de producción y eliminación de AGV's. Los AGV's actúan como inhibidores del proceso anaerobio. En un reactor maduro estable la concentración de AGV's es inferior a $500 \text{ mg AGV's}\cdot\text{L}^{-1}$, sin embargo, con un control adecuado de pH la inhibición puede retrasarse hasta los $5000 \text{ mg AGV's}\cdot\text{L}^{-1}$. niveles tan elevados no son recomendables pues la DQO del efluente es muy elevada, por lo cual es conveniente aumentar el tiempo de residencia y facilitar su degradación [10].

2.2.5 Temperatura

Se le considera un parámetro de operación vital, dado que se está implicado en los balances energéticos, el cual en última instancia puede posibilitar o impedir la implementación práctica de los procesos anaerobios. De acuerdo con la temperatura de operación los reactores se clasifican en:

- Psicrófilos $-5 < T < 20 \text{ }^\circ\text{C}$
- Mesófilos $8 < T < 45^\circ\text{C}$
- Termófilos $40 < T < 70^\circ\text{C}$

- Hipertermófilos $65 < T < 110^{\circ}\text{C}$

La mayoría de las bacterias metanogénicas conocidas son mesófilas y tienen una temperatura óptima alrededor de 35°C . Las termófilas tienen un óptimo de operación a 55°C . Aunque la metanogénesis se produce a temperaturas próximas a 4°C , no se han descrito bacterias metanogénicas psicrófilas [11].

2.2.6 Toxicidad

Muchos de los compuestos tóxicos son estimulantes de la actividad biológica cuando se encuentran presentes en bajas concentraciones, aumentar la concentración tiene como resultado la estimulación de la tasa biológica la cual alcanza un máximo al llegar a la concentración óptima, si este óptimo es superado el aumento en la concentración produce la inhibición de los procesos, por lo que el tener un control de la concentración de dichas sustancias tóxicas o inhibidoras es de gran importancia; entre las sustancias de mayor importancia podemos encontrar a nutrientes como el nitrógeno, fósforo, y azufre; así como hierro, níquel, zinc, sodio, potasio y calcio entre otros [7].

De igual forma existe una serie de compuestos los cuales pueden ser inhibidores de los procesos anaerobios, entre dichas sustancias es importante el distinguir entre:

- Sustancias que se generan como productos intermediarios en las reacciones metabólicas (H_2 , AGV, H_2S).
- Sustancias que de forma accidental penetran en el reactor (O_2 , tóxicos varios)
- Sustancias que acompañan a la alimentación de forma regular.

Entre los principales compuestos tóxicos podemos encontrar a:

- **AGV's:** la acumulación de AGV's provoca una disminución del pH, lo cual conlleva a problemas de inhibición. La forma disociada del ácido no puede permear a través de la membrana celular, mientras que la forma no disociada es capaz de permear al interior de la célula, se disocia y modifica el pH interno, causando la inhibición. Por lo cual la acumulación de AGV's presenta un efecto sinérgico con la disminución del pH y la toxicidad de los propios ácidos.
- **Hidrógeno:** un elevado valor de hidrógeno es capaz de provocar valores positivos en función de la energía libre de Gibbs ($G > 0$), por lo cual se da un bloqueo en el

proceso de reacción. De igual forma la disminución del pH supone un aumento en la concentración de protones lo cual favorece la formación de la forma no disociada de los AGV.

- **Aceptores alternativos de electrones:** la presencia de aceptores alternativos de electrones (nitratos, sulfatos) inhibe la metanogénesis en ecosistemas microbianos complejos, al desviar el flujo de electrones hacia microorganismos energéticamente más eficientes desde el punto de vista termodinámico.
- **Oxígeno:** La entrada de pequeñas cantidades de oxígeno acompañando a la alimentación en general no son considerados un problema, puesto que los microorganismos que inician el proceso de degradación son facultativos, sin embargo, la entrada masiva de oxígeno conlleva a la pérdida de la condición de anaerobiosis, lo cual inhibe el proceso, es posible recuperar la condición anaerobia por *stripping* (burbujeo) o por la misma acción de los microorganismos.
- **Ácido sulfhídrico:** es generado por las bacterias sulfato-reductoras a partir de sulfato contenido en la alimentación, tiene efectos inhibidores. El sulfato es reducido a sulfuro el cual se encuentra en la fase líquida como H_2S , HS^- o S^{2-} dependiendo del pH del sistema. De todas estas formas las cuales pueden presentarse en un reactor anaerobio, la forma H_2S en fase líquida es la que origina los problemas de toxicidad e inhibición para los microorganismos presentes en el medio.
- **Amoníaco:** el pH juega un papel clave en el equilibrio de disociación del amoníaco/amonio. La forma NH_3 causa severos problemas de toxicidad en los procesos anaerobios por lo cual es importante el desplazar la reacción hacia la derecha. Con bacterias bien aclimatadas es posible alcanzar niveles de $4\text{ g }NH_4^+ \cdot L^{-1}$ (pH 8).

2.2.7 Producción de biogás

Como se mencionó con anterioridad una de las características principales de los sistemas anaerobios es la generación de una mezcla de gases conocida como biogás, los principales componentes de dicha mezcla son el CO_2 y el CH_4 , residuos provenientes del metabolismo bacteriano anaerobio, así mismo se cuenta con la presencia de gases traza

como son el CO, H₂S, H₂ entre otros; de entre todos estos componentes el CH₄ es el componente que le brinda las cualidades combustibles al biogás[12].

El metano es considerado el hidrocarburo más simple debido a su composición, la molécula de metano se encuentra conformada por un átomo de carbono unido a cuatro átomos de hidrógeno. Se le considera materia prima en la industria química para la elaboración de productos sintéticos, recientemente ha presentado resultados favorables como fuente de energía alterna a pequeña escala, a partir de biogás generado en la degradación de residuos orgánicos. Este biogás presenta una composición aproximada del 55-70 % de metano, 30-45 % de dióxido de carbono y 1-3 % de otros gases, y su poder calorífico oscila en las 5500 Kcal/m³.

2.3 Pretratamientos

Un pretratamiento se puede definir como cualquier proceso aplicado a la materia prima que facilite las etapas posteriores de un proceso, lo cual, en tratamiento de residuos se puede simplificar como un proceso de tratamiento que prepara un influente para su proceso de depuración. Dentro de la rama de tratamiento de residuos existe una gran diversidad de pretratamientos, sin embargo estos se pueden agrupar en tres grandes grupos, los pretratamientos físicos, donde podemos encontrar procesos mecánicos o térmicos, pretratamientos químicos, donde podemos encontrar la aplicación de sustancias ácidas, alcalinas u oxidantes, y pretratamientos biológicos, en los cuales se utilizan microorganismos con la finalidad de generar una degradación parcial del residuo con la finalidad de modificar las características iniciales de este.

2.3.1 Pretratamiento mecánico

El estudio del tipo de pretratamiento físico que recibe la FORSU es una cuestión que actualmente se encuentra en auge, la aplicación de un pretratamiento físico conlleva un aumento en la generación de biogás dado que se presupone que éste se encuentra relacionado con la biodisponibilidad del mismo. Sin embargo, el efecto del tamaño de partícula del sustrato generado a partir de la FORSU aún no ha sido suficientemente investigado, debido a la complejidad del mismo [13].

2.3.2 *Pretratamiento Térmico*

Los procesos térmicos son uno de los sistemas más ampliamente estudiados para el tratamiento de residuos, dadas las ventajas que conlleva, como son: disminución de patógenos, reducción de la viscosidad y mejora el manejo del sustrato; esto debido a que el principal efecto del proceso térmico es la desintegración de las membranas celulares, lo cual resulta en la solubilización de componentes orgánicos. Los procesos térmicos suelen dividirse en dos grandes grupos, aquellos que son llevados a temperaturas inferiores a los 110°C, en los cuales aun cuando no se logra la degradación de moléculas complejas sí logran la separación de éstas, se obtiene la solubilización de proteínas lo cual incrementa la producción de biogás; por otra parte los procesos que superan los 110°C han presentado resultados desfavorables en la degradación de residuos alimenticios, dado que a estas temperaturas se presenta la formación de moléculas complejas como son las melanoidinas, lo cual genera una disminución en la generación de metano [11,14,15].

2.3.3 *Pretratamiento químico*

La función del pretratamiento químico es la de llevar a cabo la destrucción de los compuestos orgánicos mediante ácidos fuertes, agentes alcalinos o agentes oxidantes. Los procesos anaerobios generalmente requieren de la regulación del pH para incrementar la alcalinidad, por lo cual los procesos basados en agentes alcalinos son los más recomendados. Durante el pretratamiento alcalino las primeras reacciones son las de solvatación y saponificación, lo cual tiende como resultado un incremento en el área superficial con lo cual se favorece la accesibilidad de los microorganismos anaerobios al sustrato; así mismo la solubilización de la DQO aumenta con lo cual el rendimiento de biogás generado se ve favorecido [14,15].

2.3.4 *Pretratamiento biológico*

En general estos procesos buscan mejorar la etapa hidrolítica de los sistemas biológicos, lo cual se logra mediante el incremento de la actividad microbiana dentro del sistema, esto se puede lograr de dos formas, la primera es la inoculación del sistema, ya sea mediante microorganismos aerobios o anaerobios, o mediante la aplicación de enzimas específicas como la peptidasa, lipasa o la carbohidrasa, que buscan la degradación de compuestos específicos.

2.4 Antecedentes

La aplicación de pretratamientos a los residuos alimenticios ha sido estudiada con anterioridad, Li *et al.* (2018) [1] nos mencionan que teóricamente es posible producir de 0.4 a 0.5 L de metano por g SV⁻¹ de residuos alimenticios mediante la digestión anaerobia, por lo cual se considera que tiene un gran potencial para la recuperación de energía; de igual forma nos indican que debido a las características de los residuos alimenticios, los reactores anaerobios son propensos a la inhibición por la acidificación, deficiencia de nutrientes, acumulación ácidos grasos, amoníaco o sales, por lo cual, uno de los objetivos de la aplicación de pretratamientos es evitar la inhibición del proceso al mejorar las características de los residuos. Karthikeyan *et al.* (2018) [16] presentan una recopilación de distintos procesos de pretratamiento aplicados a los residuos alimenticios, dentro de esta recopilación se encuentran procesos de molienda, térmicos, alcalinos, ultrasónicos, ácidos y biológicos; en la mayoría de los casos se obtuvo una mejora en la producción de metano, esto ocasionado por la solubilización de compuestos orgánicos, el aumento de área superficial para el contacto de los microorganismos y la degradación de moléculas complejas. Naran *et al.* (2016) [17] compararon la aplicación de un pretratamiento alcalino con un pretratamiento alcalino-térmico, térmico y ultrasónico, obtuvieron como resultado un incremento en el rendimiento de metano del 25 %, 33 %, 77 % respectivamente. Por otra parte, Kiran *et al.* (2014) [18] aplicaron pretratamientos biológicos a residuos alimenticios, mediante la aplicación de enzimas comerciales lograron un incremento del 131 % en el rendimiento de metano, mientras que con la aplicación de una mezcla de hongos sobre los residuos obtuvieron un incremento del 137 % en el rendimiento de metano.

Por último, Ma *et al.* (2011) [19], estudiaron el efecto de la aplicación de pretratamientos químicos, térmicos, de presión y congelación sobre residuos de cocina, obtuvieron su mejor resultado mediante el incremento de la presión (10 bar con CO₂), logrando un incremento del 49 % en el rendimiento de metano, por otra parte la aplicación de agentes ácidos influyo de manera negativa la producción de metano con lo cual disminuye el rendimiento de este en un 46 %.

3. Hipótesis

Hipótesis

El implementar pretratamientos combinados mecánicos, térmicos y químicos, así como el control de la carga orgánica sobre los residuos alimenticios generará un incremento en la producción de metano debido a que se tendrán mejores condiciones de operación de un biorreactor.

4. Objetivos

4.1 Objetivo general

Evaluar la producción de metano cuando son aplicados pretratamientos combinados a los residuos sólidos alimenticios.

4.2 Objetivos específicos

- Conocer la relación C: N: P de los residuos alimenticios.
- Establecer las condiciones óptimas del sistema de pretratamiento que favorezca la producción de metano.
- Conocer si las condiciones óptimas obtenidas a escala laboratorio son reproducibles a escala piloto bajo un régimen de alimentación semicontinuo.

5. METODOLOGÍA

5.1 Caracterización y evaluación del inóculo anaerobio

El inóculo utilizado para la prueba fue obtenido de un reactor anaerobio para tratamiento de aguas residuales, ubicado en la ciudad de Morelia, Michoacán en las coordenadas (19°40'32.8"N 101°12'58.5"W), La viabilidad del inóculo se determinará mediante las pruebas de relación alfa y pH; así como una caracterización general mediante un análisis elemental complementado con pruebas de demanda química de oxígeno, fósforo total, sólidos en todas sus formas y ácidos grasos volátiles.

5.2 Caracterización del sustrato

La caracterización de la FORSU comprende un análisis elemental de acuerdo con la metodología establecida por LECO® para el equipo LECO® CHN 628 con módulos de oxígeno y azufre. Así como la determinación de: humedad, demanda química de oxígeno, nitrógeno total, fósforo total, alcalinidad, grasas y aceites, sólidos en todas sus formas y ácidos grasos volátiles.

5.3 Análisis BMP

El análisis BMP se emplea para determinar la máxima cantidad de metano que es posible generar a partir de un sustrato dado, dicha prueba consiste en brindar las condiciones ideales a un consorcio de bacterias anaerobias, las cuales en teoría en un tiempo promedio de 30 días llevan a cabo conversión del sustrato implementado a biogás, posteriormente este gas ingresa a un sistema en el cual el CO₂ y H₂S es removido con una solución de NaOH al 2 %, posteriormente el gas remanente (metano) es cuantificado por desplazamiento de líquidos (Figura 3) [20].

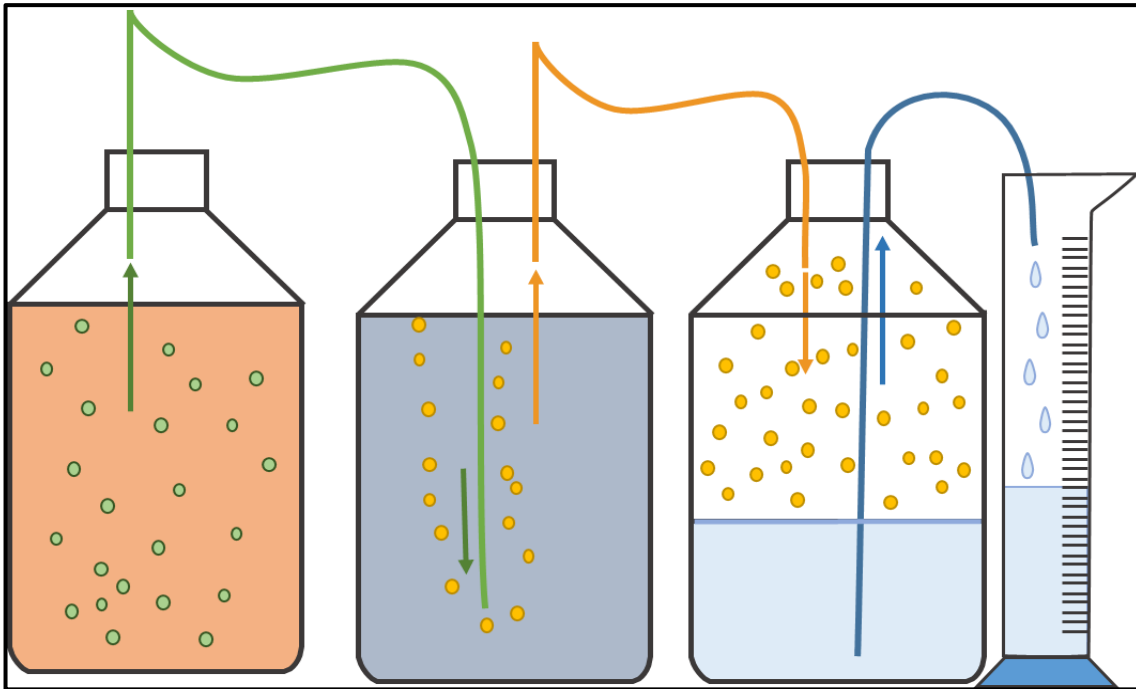


Figura 3. Esquema de prueba BMP.

Al llevar una cuantificación diaria del metano generado es posible determinar cuál sustrato presenta una mejor biodisponibilidad para ser metabolizado por los microorganismos y ser transformado en metano.

Los sustratos por analizar en las pruebas BMP presentaran distintas combinaciones de los procesos de pretratamiento mecánicos, químicos y térmicos, basados en un diseño experimental tipo Taguchi L₈.

Con base en estas pruebas se seleccionará la combinación de pretratamientos a evaluar a escala piloto, dicha selección se realizará en base a la tasa de generación de biogás, así como de los parámetros de control del reactor (pH, alcalinidad, ácidos grasos volátiles); con la finalidad de obtener la mayor producción de biogás posible sin comprometer la estabilidad del sistema de reacción.

5.3.1 Diseño de experimentos

El estudio de las pruebas BMP se realizará en base a un diseño ortogonal tipo Taguchi L_8 (Tabla 1), el cual contempla cuatro factores (pretratamiento mecánico, físico, térmico y la concentración del sustrato) a dos niveles como se describe en la Tabla 1, siendo la producción de metano la variable de respuesta.

Tabla 1. Diseño experimental Taguchi L_8 .

Factor	Alto	Bajo
Mecánico	Tipo I	Tipo II
Químico	6.5	8.5
Térmico (°C)	25	50
Concentración (DQO $g \cdot L^{-1}$)	15	30

5.3.2 Diseño, construcción y operación de los sistemas anaerobios

El diseño para los reactores piloto se basó en reactores anaerobios para el tratamiento de aguas residuales, construido en acrílico con un espesor de 6 mm; con una geométrica cilíndrica, 0.3 m de diámetro, 0.45 m de alto y un volumen útil de 20 L.

Para la operación del reactor se les dará seguimiento a los parámetros de pH, conductividad, temperatura, demanda química de oxígeno, nitrógeno total, nitrógeno amoniacal, fósforo total, sólidos en todas sus formas, alcalinidad, relación alfa, generación de biogás, remoción de carga orgánica.

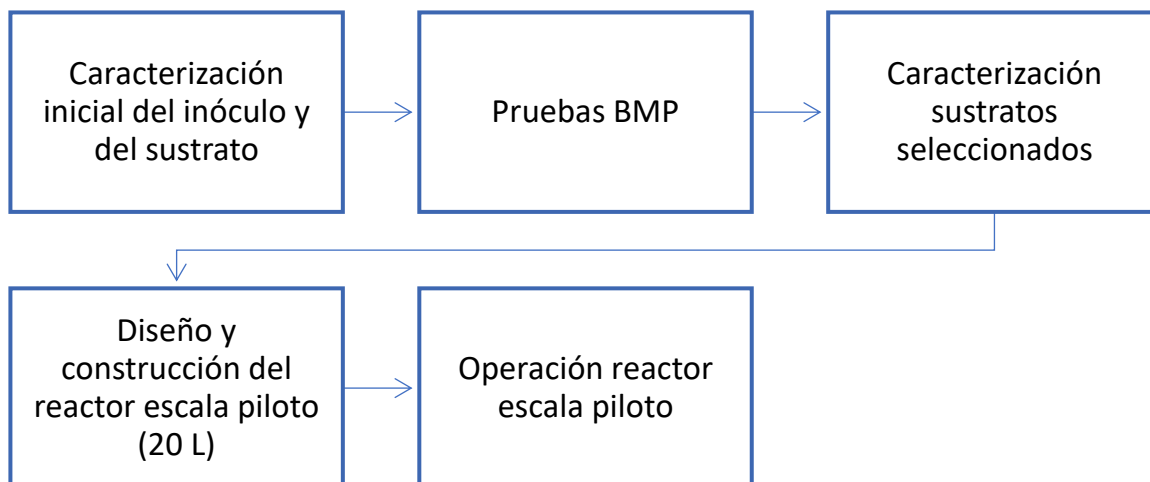


Figura 4. Diagrama general de la metodología a seguir.

5.4 Métodos y técnicas

La Tabla 2 presenta los parámetros y métodos implementados en este estudio.

Tabla 2. Métodos a seguir para los distintos parámetros.

Parámetro	Método/Norma
pH	NMX-AA-005-SCFI-2011
Conductividad	NMX-AA-093-SCFI-2000
Temperatura	NMX-AA007-SCFI-2013
Alcalinidad	NMX-AA-036-SCFI-2001
Sólidos y sales	NMX-AA-034-SCFI-2015
Humedad	NMX-AA-16-1984
Ácidos Grasos	Método 8196 HACH®
DQO	Método 8000 HACH®
Nitrógeno Total	Método 10242 HACH®
Fósforo Total	Método 10127 HACH®
Relación Alfa	Método potenciométrico
C, H, O, N, S	Método establecido por LECO®

A continuación, se enuncian los equipos utilizados: HACH® DR2800, las digestiones de viales HACH® para evaluar los siguientes parámetros: DQO, Nitrógeno, Fósforo, se

llevarán a cabo en los reactores digestores HACH® 45600-00 COD y el HACH® DRB200; por otra parte, el multiparamétrico Orion star A327 se implementó para el seguimiento de los parámetros de pH, conductividad, temperatura y relación alfa. El biogás generado se analizará con el equipo medidor infrarrojo de gas marca COMB-IR®, el equipo LECO® elemental analyzer CHN 628 con módulos adiciones de azufre y oxígeno será usado para la determinación de carbono, hidrógeno, nitrógeno, azufre y oxígeno.

5.4.1 Materiales y métodos

5.4.1.1 Residuos alimenticios

Los residuos alimenticios (substrato) fueron obtenidos de un restaurante ubicado en las coordenadas (19°42'23.7"N 101°10'25.3"W) que se especializa en pescados y mariscos, el proceso de recolección del residuo consistió en la colecta de 3 muestras de 2.6 L durante periodo laboral (10 h), posteriormente fueron mezcladas con la finalidad de obtener una muestra representativa de los residuos generados. Los residuos fueron preservados a 4 °C por 24 h antes de ser procesados y su caracterización se llevó a cabo de acuerdo con los parámetros y métodos establecidos en la Tabla 3.

Tabla 3. Pruebas de caracterización para el inóculo y el residuo.

Parámetro	Unidades	Método/Norma	Inóculo	Residuo
pH	N/A	APHA	X	X
Conductividad	mS·cm ⁻¹	APHA	X	X
Alcalinidad	mg CaO·L ⁻¹	APHA	X	X
Sólidos	mg·L ⁻¹	APHA	X	X
DQO	mg·L ⁻¹	Método 8000 HACH®	X	X
Nitrógeno total	mg·L ⁻¹	Método 10242 HACH®	X	X
Fósforo total	mg·L ⁻¹	Método 10127 HACH®	X	X
C, H, O, N, S	%	Método LECO®	X	X
Humedad	%	Gravimétrico		X
Relación Alfa	N/A	Volumétrico	X	

5.4.1.2 Inóculo

El inóculo utilizado para la prueba fue obtenido de un reactor anaerobio para tratamiento de aguas residuales, ubicado en la ciudad de Morelia, Michoacán en las coordenadas (19°40'32.8"N 101°12'58.5"W), el cual se sometió a un proceso de enriquecimiento

mediante una suspensión de estiércol de cerdo (8 % de sólidos totales) por un periodo de 45 días [21], dicha suspensión fue mezclada con CaO a una razón de 2 g CaO·L⁻¹ de suspensión con la finalidad de mejorar las características del inóculo (alcalinidad total, relación alfa), con la cual se alimentaba el inóculo cada 7 días; una vez enriquecido el inóculo, este fue tamizado (malla Tyler 18) con la finalidad de remover materia inerte presente en la mezcla.

5.4.1.3 Diseño experimental y proceso de pretratamiento

El diseño experimental implementado fue un arreglo ortogonal Taguchi L₈ (Tabla 4), el cual contempla cuatro factores, tres pretratamientos y control de la concentración de alimentación, con dos niveles como se muestra en la tabla 4, con lo cual se obtuvo un total de 8 combinaciones experimentales (Tabla 5). Adicionalmente se consideró un blanco de inóculo, así como dos blancos de residuo (uno para cada una de las concentraciones de alimentación). Cada una de las pruebas fue llevada a cabo por duplicado dando un total de 22 unidades experimentales.

Tabla 4. Diseño experimental Taguchi para la prueba BMP.

Factor	Nivel	
	Bajo	Alto
Concentración (g SVT/L)	7	14
Mecánico (Tipo)	I	II
Químico (pH)	6.5	11.0
Térmico (°C)	25	60

Tabla 5. Matriz de UE y condiciones de trabajo para cada UE.

UE	Molienda	pH	Temperatura (°C)	Concentración (g SVT/L)
1	Licuada (tipo 1)	11	60	14
2	Licuada (tipo 1)	11	25	7
3	Molino (tipo 2)	6.5	60	14
4	Molino (tipo 2)	6.5	25	7

5	Molino (tipo 1)	6.5	60	7
6	Licuadaora (tipo 1)	6.5	25	14
7	Molino (tipo 2)	11	60	7
8	Molino (tipo 2)	11	25	14
9	Inóculo			
10	Inóculo/residuo 7 g VST/L			
11	Inóculo/residuo 14 g VST/L			

La molienda tipo I se realizó en una licuadora marca Oster® modelo BLSTUG6648B-013, y tipo II, en un molino de discos manual con una apertura de 6 mm. El pretratamiento químico para control del pH inicial a los valores de 6.5 y 11 se realizó a través de la reacción de hidratación del CaO a Ca(OH)₂ y controlar el pH a 6.5 y 11. El pretratamiento térmico se realizó con una resistencia eléctrica (1000 W, Pretul) para ajustar la temperatura del agua de dilución a 25 °C y 60 °C. El ajuste de la concentración a 15 g·L⁻¹ y 30g·L⁻¹, respectivamente, fue llevado de manera simultánea con el tratamiento térmico.

5.4.1.4 Pruebas Potencial Bioquímico de Metano (BMP)

El procedimiento para llevar a cabo las pruebas fue una adaptación del sistema de reacción propuesto por Cabbai *et al.* (2013) [22] y su construcción se realizó con frascos de vidrio con tapa roscada de 500 mL marca Kimax® (volumen de trabajo 400 mL) (Figura 5). La tapa fue modificada al incorporar un conector de salida de 4 mm de diámetro, el cual fue conectado a un sistema de cuantificación por desplazamiento del biogás producido. El recipiente de almacenamiento de biogás fue de polipropileno con capacidad de 1000 mL de volumen, al cual se le adaptaron dos conductos de 4 mm de diámetro para el flujo del gas y el agua del sistema. Las unidades experimentales (UE) consistieron en la mezcla de 50 % inóculo enriquecido y 50 % residuo pretratado (1:1 volumen), posteriormente fueron colocados en una incubadora con agitación marca Daihan Lab Tech® modelo LSI-1005R con control de temperatura de 35 °C ± 0.5 y 60 rpm por un periodo de 32 días [23].

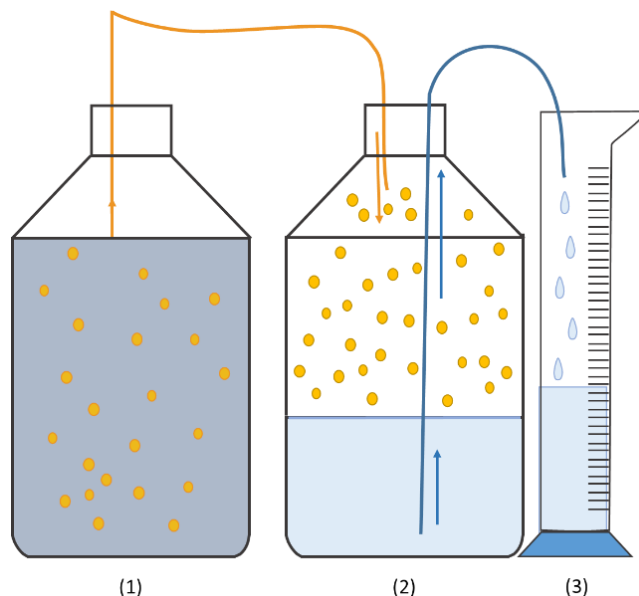


Figura 5. Esquema de construcción del sistema BMP.

El gas recolectado fue analizado por cromatografía de gases en un cromatógrafo marca Buck Scientific® modelo 910 GC con detector de conductividad térmica (TCD) y una columna de sílica ss de 1 metro de longitud y un diámetro externo de 3.17 mm con unión finger-tight.

5.4.1.5 Métodos analíticos

Los parámetros: pH, conductividad, alcalinidad, sólidos totales y sólidos volátiles fueron analizadas de acuerdo a Standar Methods [24]; la demanda química de oxígeno, nitrógeno total y fósforo total se determinaron de acuerdo a la metodología HACH®; la relación alfa se analizó de acuerdo a la metodología expuesta por [25]. El análisis elemental (C, H, N, S) fue determinado con un equipo LECO® modelo CHN628 con módulo de azufre externo.

Tras un periodo de 32 días las unidades experimentales (UE) fueron desmontadas y el contenido de las UE fue analizado acorde a la Tabla 3. Las gráficas de efectos principales fueron llevadas a cabo mediante el software mintiab 17®.

5.4.1.6 Constante Cinética

El modelo de primer orden (Ec. 1) describe la producción de metano en las pruebas BMP. $B(t)$ representa la concentración de sólidos volátiles respecto al tiempo, t es la variable

independiente (tiempo), B_0 es la producción final de metano en el sistema, y k es el parámetro cinético [26].

$$B(t) = B_0(1 - e^{-kt}) \quad (\text{Ec. 1})$$

$$\left(\ln \left(-\frac{B(t)}{B_0} + 1 \right) / -t \right) = k \quad (\text{Ec. 2})$$

$$Ca = Ca_0 e^{-kt} \quad (\text{Ec. 3})$$

$$\left(\ln \left(\frac{Ca}{Ca_0} \right) / -t \right) = k \quad (\text{Ec. 4})$$

El modelo de primer orden (Ec. 3) describe el consumo de sólidos volátiles en las pruebas BMP. Ca representa la concentración de sólidos volátiles respecto al tiempo, t es la variable independiente (tiempo), Ca_0 es la concentración inicial de sólidos volátiles en el sistema, y k es el parámetro cinético.

6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

6.1 Caracterización del residuo e inóculo

Los resultados de la caracterización del residuo alimentario y del inóculo se muestran en la Tabla 6. Se puede observar que el inóculo presenta las características deseables para los procesos anaerobios [27,28]: pH 7.16 ± 0.01 , una relación Alfa superior a 0.5, concentración de ST de 63 ± 13.01 g ST·L⁻¹ y conductividad de 11.04 ± 0.01 mS·cm⁻¹, en cuanto al residuo, presentó un pH ácido con un valor de 4.01 ± 0.01 , concentración de SVT de 168.61 ± 18.46 g SVT·L⁻¹, lo que representa el 96.83 % de materia orgánica en base a los sólidos totales [29].

Tabla 6. Caracterización inicial del inóculo y el residuo.

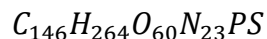
Parámetro		Inóculo	Residuo
pH	(-)	7.16 ± 0.01	4.01 ± 0.01
Conductividad	(mS/cm)	11.04 ± 0.01	11.27 ± 1.58
NT	(g·L ⁻¹)	1.39 ± 0.06	0.50 ± 0.14
FT	(g·L ⁻¹)	2.20 ± 0.30	1.06 ± 0.08
DQO	(g·L ⁻¹)	63.20 ± 13.01	187.20 ± 31.68
ST	(g·L ⁻¹)	63.00 ± 0.31	174.12 ± 17.20
SVT	(g·L ⁻¹)	44.65 ± 0.35	168.61 ± 18.46
SFT	(g·L ⁻¹)	10.10 ± 1.62	25.21 ± 1.26
Alcalinidad	(g CaCO ₃ ·L ⁻¹)	52.16 ± 1.19	N/D
Relación alfa	(-)	0.63 ± 0.02	N/D

Los resultados del análisis elemental de los residuos se muestran en la Tabla 7, de la que se obtuvo una relación C: N: P de 46.5:7.4:1, que se considera que presenta una deficiencia menor de nitrógeno para la eliminación de carbono para los procesos anaerobios [30]; sin embargo de acuerdo con Hussain *et al.* (2015) [30], esto no limita el funcionamiento del proceso anaerobio.

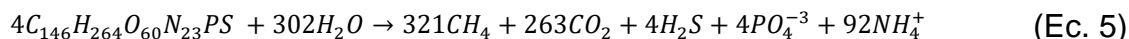
Tabla 7. Análisis elemental del residuo alimenticio.

Parámetro	Porcentaje en peso
C	52.56 ± 0.640
H	8.00 ± 0.130
N	8.37 ± 0.260
S	1.06 ± 0.016
O	29.00 ± 0.420
P	1.13 ± 0.015

A partir del análisis elemental se determinó la fórmula molecular del sustrato:



Posteriormente se planteó la reacción de degradación para el proceso anaerobio:



6.2 Prueba BMP

6.2.1 Análisis general

En la Tabla 8 se muestran los resultados de la caracterización del pH y la conductividad en la mezcla inicial y final, así como la alcalinidad y la relación alfa en la mezcla final de las pruebas BMP. Con respecto de los pH de mezcla iniciales, se observó que los valores de las UE se encontraron dentro de los valores recomendados para los procesos anaerobios (7-8.5) [31], esto puede atribuirse a que el inóculo tuvo condiciones buffer por su alcalinidad total de 52.6 g CaCO₃·L⁻¹ y relación alfa de 0.63, que incluso en el blanco de la prueba sin pretratamiento fue capaz de amortiguar la naturaleza ácida del residuo (valor de pH) y el pretratamiento a pH alcalino (11) de acuerdo con las reacciones M y N.

Reacciones de alcalinidad

Posterior a la terminación de la prueba BMP se observa que en general todas las UE, presentan un descenso en el pH, debido a la síntesis de ácidos grasos volátiles (AGV) durante la digestión anaeróbica se consume la alcalinidad presente en la mezcla [25]. A pesar de estos ácidos, los pH se mantuvieron dentro del rango recomendado para la anaerobiosis (6.98 – 7.15); sin embargo, la disminución en el inóculo de su capacidad buffer se observa en los valores de la relación alfa, la cual en la mayoría de las pruebas tuvo un valor final menor a 0.5 que es valor mínimo recomendado [25], excepto para las UE 7, 8 y 9 con valores de 0.60, 0.57 y 0.51 respectivamente. Con respecto a la alcalinidad total (Tabla 8) en todos los sistemas presentó un valor bajo en comparación con los niveles recomendados (13 - 15 g CaCO₃·L⁻¹) atribuible al mismo fenómeno de consumo por los AGV's [31].

La conductividad eléctrica se encontró dentro de los valores normales para procesos anaerobios, la cual debe mantenerse en valores inferiores a $30 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ para evitar el estrés de los microorganismos por salinidad [28,29, 31], de los resultados reportados es posible distinguir dos grupos: aquellos con valores inferiores a $8 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ (concentración de $7 \text{ g SVT}\cdot\text{L}^{-1}$) y aquellos con valores superiores a $8 \text{ mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ (Concentración de $14 \text{ g SVT}\cdot\text{L}^{-1}$), lo que indica que la concentración alimentada tiene un efecto directo sobre la conductividad eléctrica, condición que puede estar asociada a las sales y condimentos implementados durante los procesos de cocción de los alimentos [34]. Esta disminución se puede atribuir a la reacción de saponificación AGV's, esta generada por el agente alcalino utilizado en el pretratamiento, con lo cual se generó una retención de las sales (iones) y como consecuencia un efecto de disminución en la medición de la conductividad [35].

Tabla 8. Caracterización de las UE.

	pH inicial (-)	pH final (-)	Conductivida d inicial ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$)	Conductivida d final ($\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$)	Alcalinidad final ($\text{g CaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$)	Relación alfa final (-)
UE 1	8.28 ± 0.06	7.11 ± 0.07	8.39 ± 0.19	7.97 ± 0.2	5225.00 ± 705.34	0.30 ± 0.03
UE 2	8.13 ± 0.01	7.14 ± 0.01	7.36 ± 0.2	6.76 ± 0.13	5153.75 ± 570.99	0.32 ± 0.02
UE 3	7.50 ± 0.03	7.05 ± 0.04	8.84 ± 0.21	7.37 ± 0.21	4465.00 ± 235.11	0.38 ± 0.06
UE 4	7.47 ± 0.03	7.01 ± 0.05	7.58 ± 0.28	6.19 ± 0.26	4441.25 ± 335.88	0.31 ± 0.01
UE 5	7.41 ± 0.01	6.99 ± 0.02	7.93 ± 0.03	6.53 ± 0.11	4203.75 ± 167.94	0.34 ± 0.01
UE 6	7.44 ± 0.01	7.04 ± 0.07	8.67 ± 0.01	7.80 ± 0.12	4180.00 ± 134.35	0.38 ± 0.01
UE 7	7.81 ± 0.08	7.14 ± 0.02	7.40 ± 0.05	6.35 ± 0.19	4156.25 ± 268.7	0.60 ± 0.05
UE 8	8.44 ± 0.07	7.15 ± 0.02	8.45 ± 0.14	7.41 ± 0.38	3942.50 ± 201.53	0.57 ± 0.02
UE 9	7.47 ± 0.02	7.20 ± 0.01	6.50 ± 0.09	4.99 ± 0.09	3657.50 ± 268.7	0.51 ± 0.01
UE 10	7.03 ± 0.06	6.98 ± 0.01	7.80 ± 0.01	6.28 ± 0.05	3420.00 ± 134.35	0.47 ± 0.02
UE 11	6.88 ± 0.02	6.81 ± 0.01	8.89 ± 0.01	7.37 ± 0.21	3420.00 ± 134.35	0.35 ± 0.05

6.2.2 Producción de biogás

En la Figura 6 se muestran los resultados del volumen acumulado de biogás durante el ensayo de la prueba BMP, la cual fue monitoreada durante 32 días, en esta se observa que la mayor producción de biogás en las diferentes UE se dio en las unidades alimentadas con una carga orgánica de 14 g SVT·L⁻¹, con producciones superiores a 800 mL de biogás; por otro lado, las UE con una carga orgánica de 7 g SVT·L⁻¹ presentaron una producción entre 540 y 765 mL de biogás. La UE 9 (blanco de inóculo) no mostró ninguna producción de biogás. Según Jiang *et al.* [36] y Park *et al.* [37], la cantidad de alimento disponible es un factor clave para el mantenimiento de las condiciones óptimas para el proceso anaeróbico y la producción de biogás. Esta segmentación en dos grupos respecto a la carga orgánica presentó un desarrollo normal para las condiciones en las que se llevó a cabo el proceso de degradación.

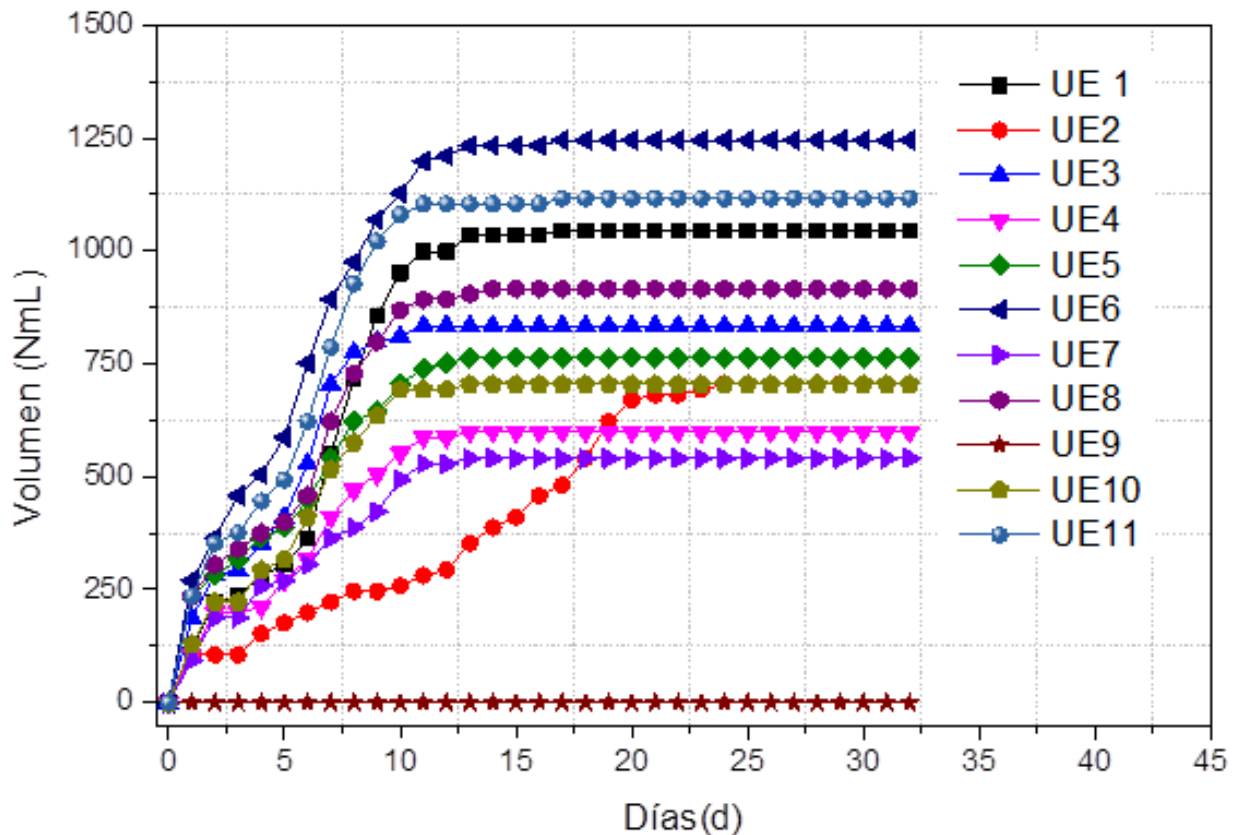


Figura 6. Producción acumulada de biogás.

La Figura 7 presenta los resultados del análisis de efectos principales, que indican que la molienda con un procesador y la concentración de 14 g de SVT·L⁻¹ son los factores más importantes para la producción de biogás, seguidos por el tratamiento químico, el pH 11 y la temperatura de 60°C, que fueron los que menos afectaron a la producción de biogás.

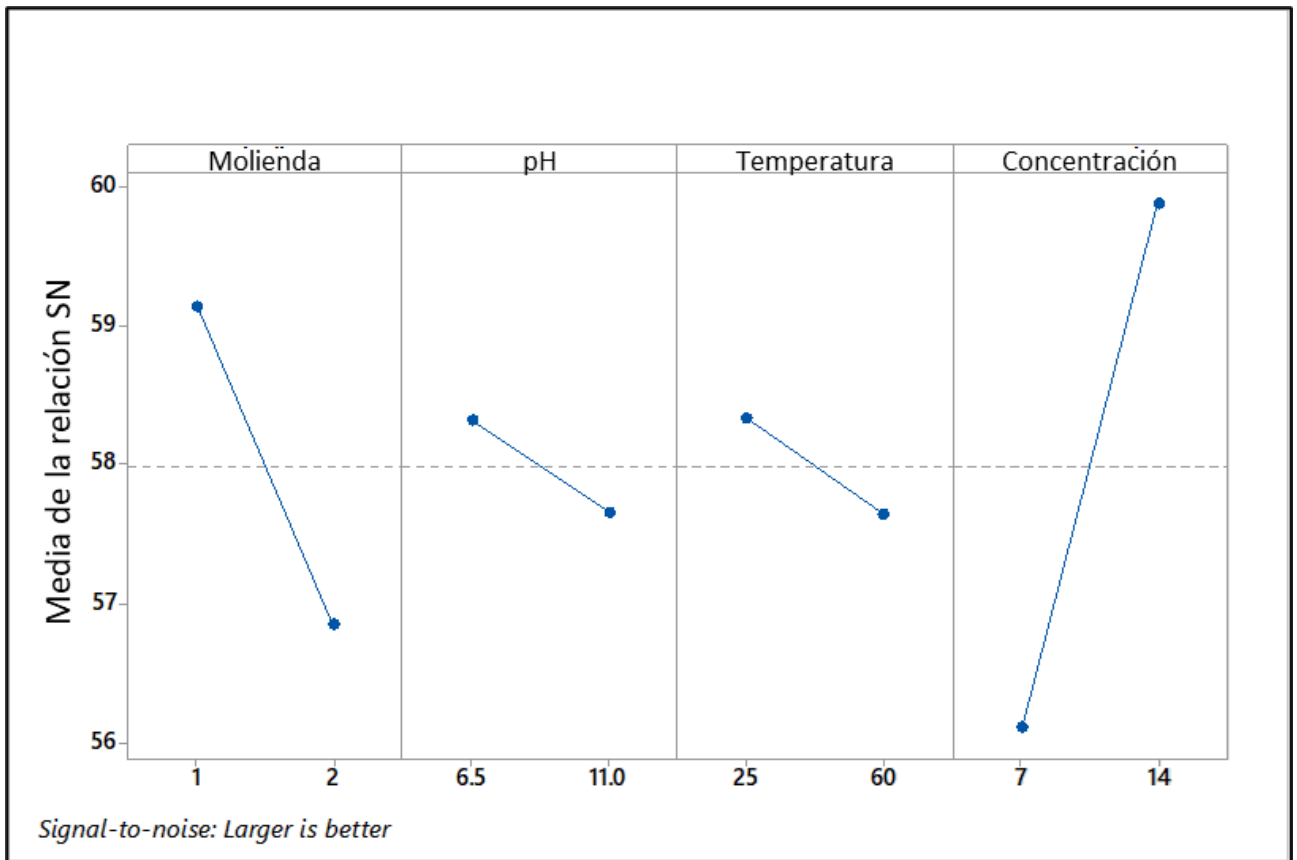


Figura 7. Efectos principales para la relación señal/ruido para el volumen acumulado de biogás.

6.2.3 Composición del biogás

La Figura 8 presenta la composición del biogás obtenido en todas las UE mediante análisis cromatográfico. En general, se observa que la mayoría de las UE presentaron una producción de biogás con una composición superior al 60 % de CH_4 , excepto las UE 3, 6, 8 y 11, que presentaron una concentración de metano inferior al 50 % v/v. Estas unidades fueron las alimentadas con una concentración de 14 g de $\text{SVT}\cdot\text{L}^{-1}$. Otro factor recurrente en este grupo fueron las condiciones de bajo pH (6.5), por lo tanto, la baja concentración de metano está asociada a las condiciones de operación de bajo pH; la Figura 9 muestra el gráfico de efectos principales para el porcentaje de metano, que indica que una concentración alimentada de 14 g de $\text{SVT}\cdot\text{L}^{-1}$ y las condiciones de bajo pH (6.5) tienen un efecto menor en el aumento de la concentración de metano. Cuando el CaO entra en

contacto con el agua, a través de la reacción de hidratación, el CaO se transforma en $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (Ec. 3), y tras disolverse en el sistema, según Sebola *et al.* [38], funciona como un disolvente cáustico que captura el CO_2 presente en el agua (Ec. 4). Asimismo, el $\text{Ca}(\text{OH})_2$ entra en contacto con el H_2S genera la formación de sales de azufre (Ec. 5) [41], por lo que se puede afirmar que el $\text{Ca}(\text{OH})_2$ presente en el sistema ayuda al proceso de mejoramiento del biogás. Esto se puede observar a través de las UEs con tratamiento químico y un pH 11, que son las que presentaron una baja composición de CO_2 de acuerdo con la correspondiente concentración alimentada. Como ejemplo, podemos tomar la UE 1 que presenta una concentración de metano superior al 60 % v/v, a pesar de tener una concentración alimentada de 14 g SVT·L⁻¹.

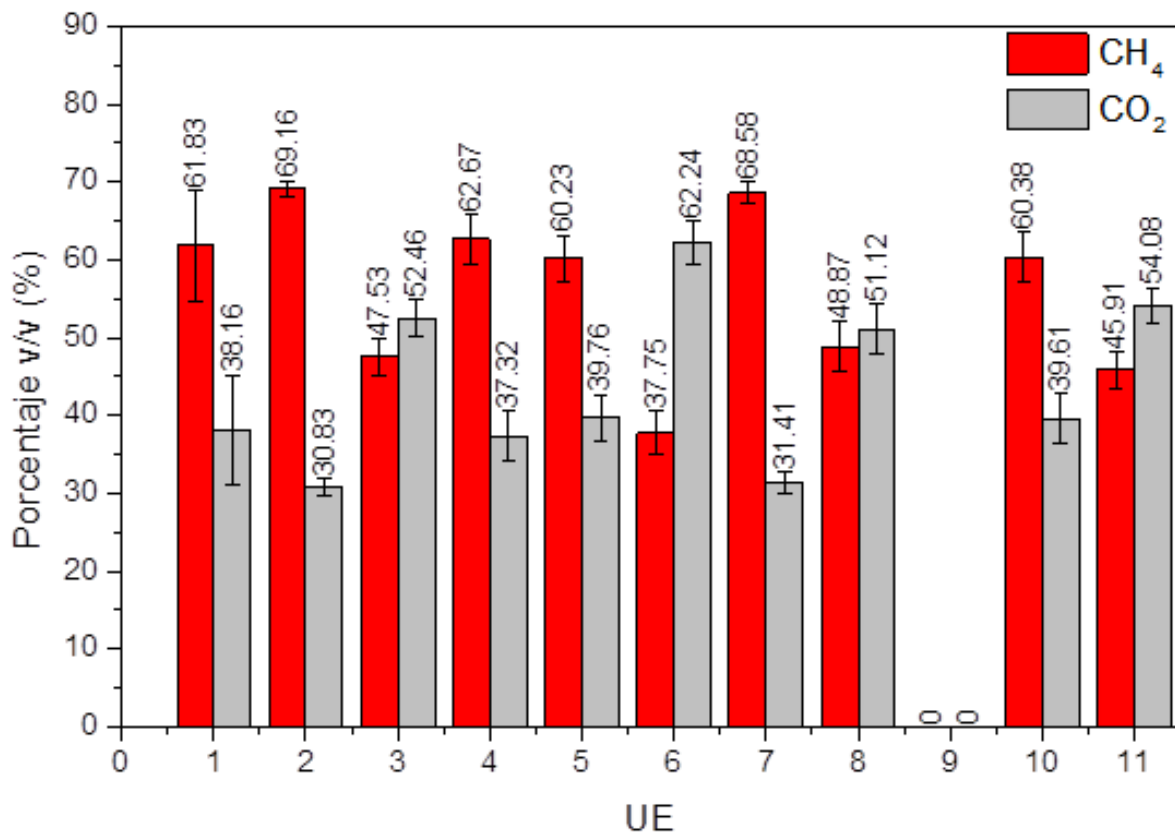


Figura 8. Composición del biogás en las UE.

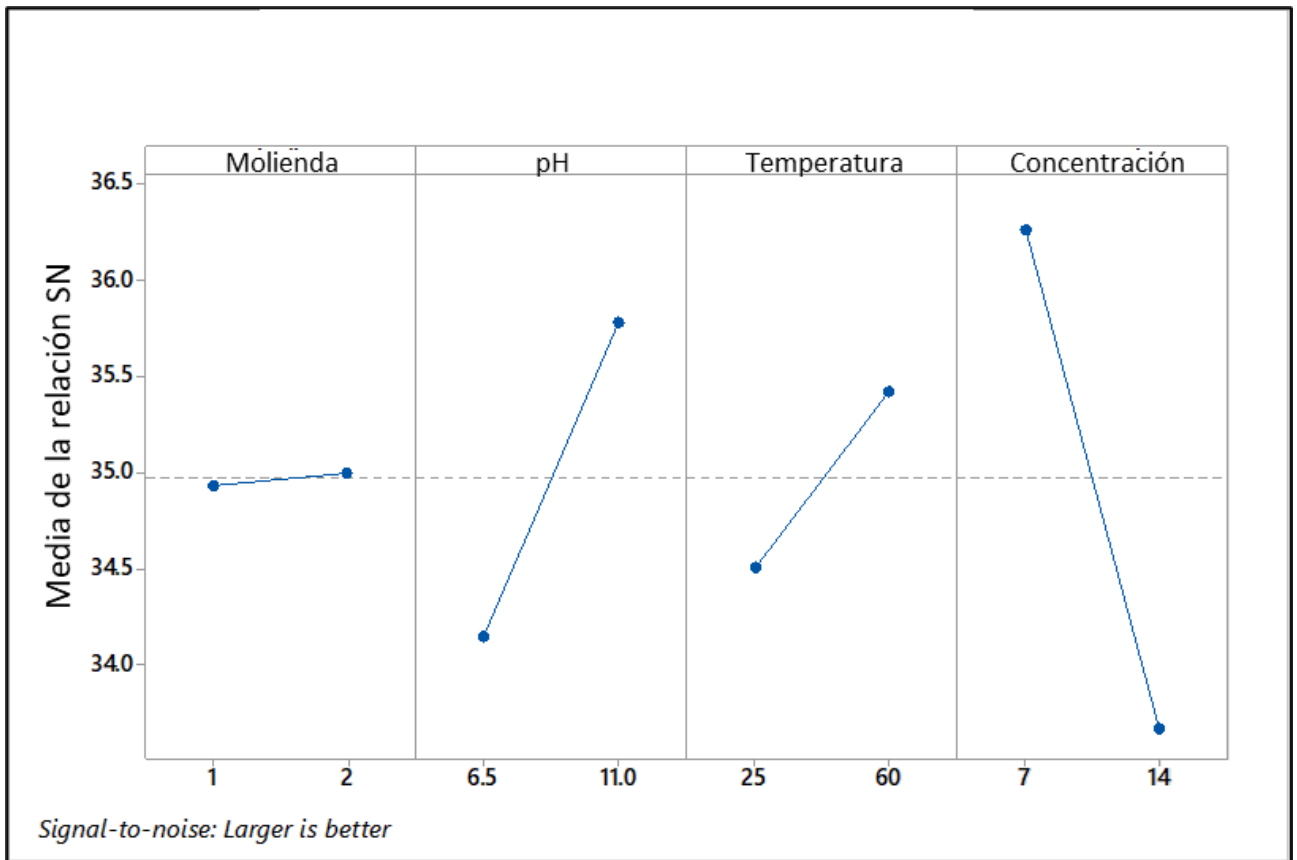
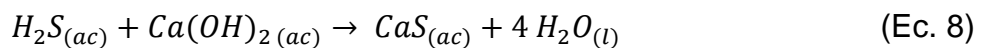
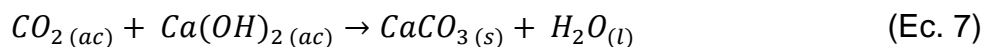
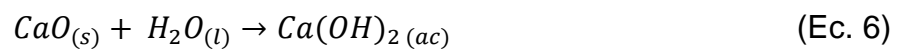


Figura 9. Efectos principales para la relación señal/ruido para el porcentaje de metano en el biogás.



La UE con una concentración de alimentación de 14 g SVT·L⁻¹ presentó una mayor producción de metano. Esto se explica en base a la cantidad de materia orgánica disponible para el consumo. Cuando la materia orgánica se degrada, se transforma en AGV, que posteriormente se consumen para llevar a cabo la formación de CH₄, CO₂ y H₂. Como se ha mencionado anteriormente, la segregación en dos grupos según el volumen de biogás producido está directamente relacionada con la carga

de trabajo de la materia orgánica: a mayor cantidad de alimento disponible mayor generación de CH_4 , CO_2 y H_2 . Recordando que el $\text{Ca}(\text{OH})_2$ presente en la solución funciona como un disolvente cáustico que permite la captura de productos ácidos como el CO_2 , y el H_2S , esto mejora la calidad del biogás al aumentar la concentración de CH_4 . Al aumentar el volumen de CO_2 , aumenta el consumo de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ como disolvente cáustico para retener este gas. A medida que aumenta su consumo, se pierde eficiencia en la captura de CO_2 , como resultado al trabajar con altas concentraciones de alimentación se puede esperar que la producción de CO_2 sea mayor, y a menores concentraciones de alimentación la retención del CO_2 en el sistema mejorará y la calidad del biogás generado aumentará. Por otro lado, la UE 6 presentó la mayor producción de CO_2 , seguida de las UE 11 y 3, todas con una concentración superior al 50 %; las mismas UE corresponden a un pretratamiento de pH 6,5 lo que evidencia que la adición de CaO al sistema confiere las condiciones para capturar parte del CO_2 generado en los procesos anaerobios [39].

6.2.4 Producción acumulada de metano

La Figura 10 muestra los volúmenes de producción acumulada de biogás, CH_4 y CO_2 obtenidos en las UE. La UE que presentó la mejor producción de CH_4 fue la UE 1 (646 mL) seguida de las UE 11, 2, 6, 8 y 5. Las UE 1, 6, 8 y 11 corresponden a la concentración de alimento de $14 \text{ g SVT} \cdot \text{L}^{-1}$, y las UE 1, 2, 5 y 6 son consistentes con un pretratamiento mecánico tipo I (procesador); en base a esto, se considera que la concentración de alimento y el tipo de molienda son factores clave en la producción de CH_4 ; La molienda con un mezclador mejora los procesos de solubilización de la materia orgánica, y combinada con una alta carga orgánica, indica que la cantidad de materia orgánica fácilmente disponible es clave para la producción de CH_4 [38], por lo tanto la cantidad de materia orgánica fácilmente disponible es un factor clave para la producción de CH_4 . Posteriormente, el gráfico de efectos principales para la producción de CH_4 (Figura 11) indica que la molienda y la concentración son los factores que tienen mayor efecto en el aumento de la producción de CH_4 ; en el caso de la molienda, se muestra que hacerlo con una batidora tiene el mayor efecto en la producción de CH_4 . En cuanto a la concentración

del alimento, se indica que una concentración de 14 g SSV·L⁻¹ presenta el mejor efecto en el incremento de la producción de CH₄ para este caso.

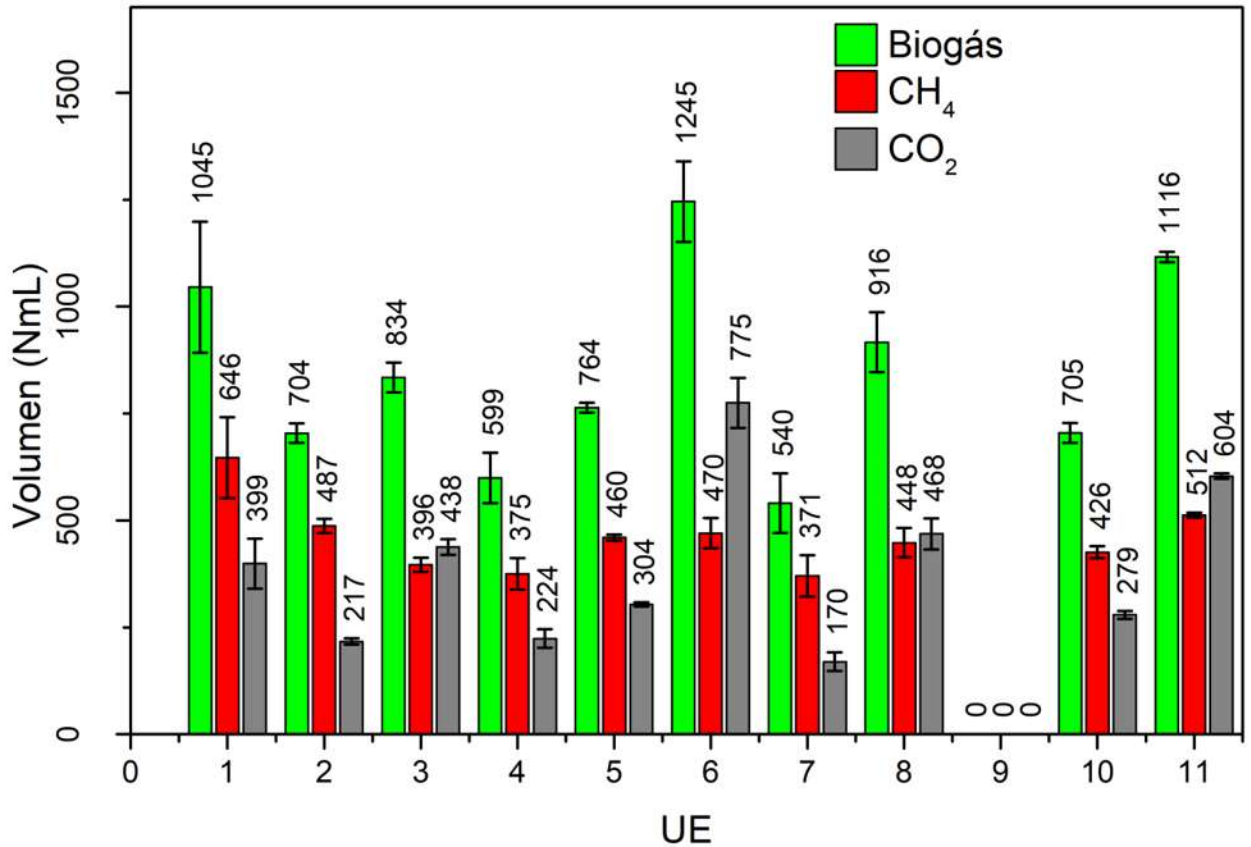


Figura 10. Producción final de biogás, metano, y dióxido de carbono en las UE.

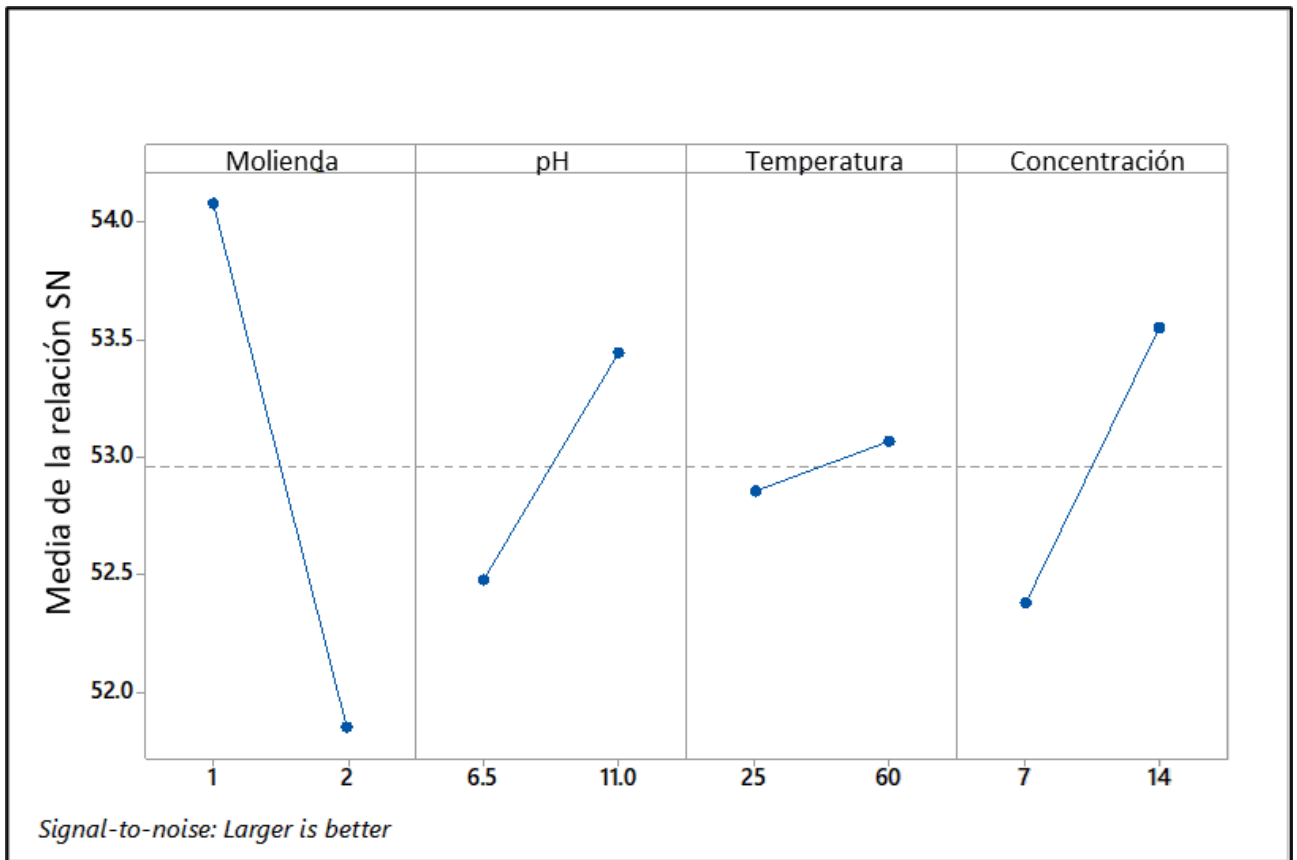


Figura 11. Efectos principales para la relación señal/ruido para la producción acumulada de metano.

6.2.5 Rendimiento de metano

La Figura 12 muestra los rendimientos obtenidos de CH_4 y CO_2 . En el caso de la producción de CH_4 , las UE con los mejores rendimientos fueron las UE 1 y 6, con valores de $65.92 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1} \text{ SVT}$ y $62.87 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1} \text{ SVT}$, respectivamente. Estas unidades son consistentes con la concentración de alimento de $14 \text{ g de SVT}\cdot\text{L}^{-1}$ y el tipo de molienda I (licuadora). Como se ha mencionado anteriormente, la concentración de la alimentación y el tamaño de las partículas son factores clave para la producción de CH_4 , sin embargo, el rendimiento de la UE 1 difiere con estudios anteriores sobre la aplicación de pretratamientos de residuos alimentarios: Naran *et al.* [17] obtuvieron rendimientos que rondaban los $137.1 \text{ mL CH}_4\cdot\text{g}^{-1} \text{ VSS}$ y $206.4 \text{ mL CH}_4\cdot\text{g}^{-1} \text{ VSS}$, lo que indica que los

rendimientos obtenidos en este estudio fueron inferiores a los estudios anteriores. Por otro lado, las UE con los mayores rendimientos de CO_2 fueron las unidades 6 y 11, dando como resultado $103.63 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1} \text{ SVT}$ y $57.66 \text{ mL}\cdot\text{g}^{-1} \text{ SVT}$, que coinciden con la concentración de alimentación de 14 g SVT L^{-1} . Otro factor común es el pH, la UE 6 presentó un pretratamiento con un pH de 6.5, y la UE 11 no presentó ninguna modificación, por lo cual mantuvo su naturaleza ácida. En base a esto, es posible atribuir la elevada liberación de CO_2 en el biogás a la escasa o nula presencia de agentes alcalinos en el sistema, que podrían servir como disolventes cáusticos para la captura de CO_2 en el sistema. La Figura 13 muestra el análisis de efectos principales para el rendimiento de metano, en el que se observa que los niveles que presentan un mayor efecto para aumentarlo son la molienda tipo I (procesador), el pH 11, la temperatura 25°C , y una carga orgánica de $14 \text{ g SVT}_{\text{consumida}}\cdot\text{L}^{-1}$. La molienda, el pH y la concentración de alimento son los factores más importantes para la mejora del rendimiento, la UE 1 es la que agrupa estos tres factores con sus respectivos niveles, diferenciándose únicamente en la temperatura de pretratamiento.

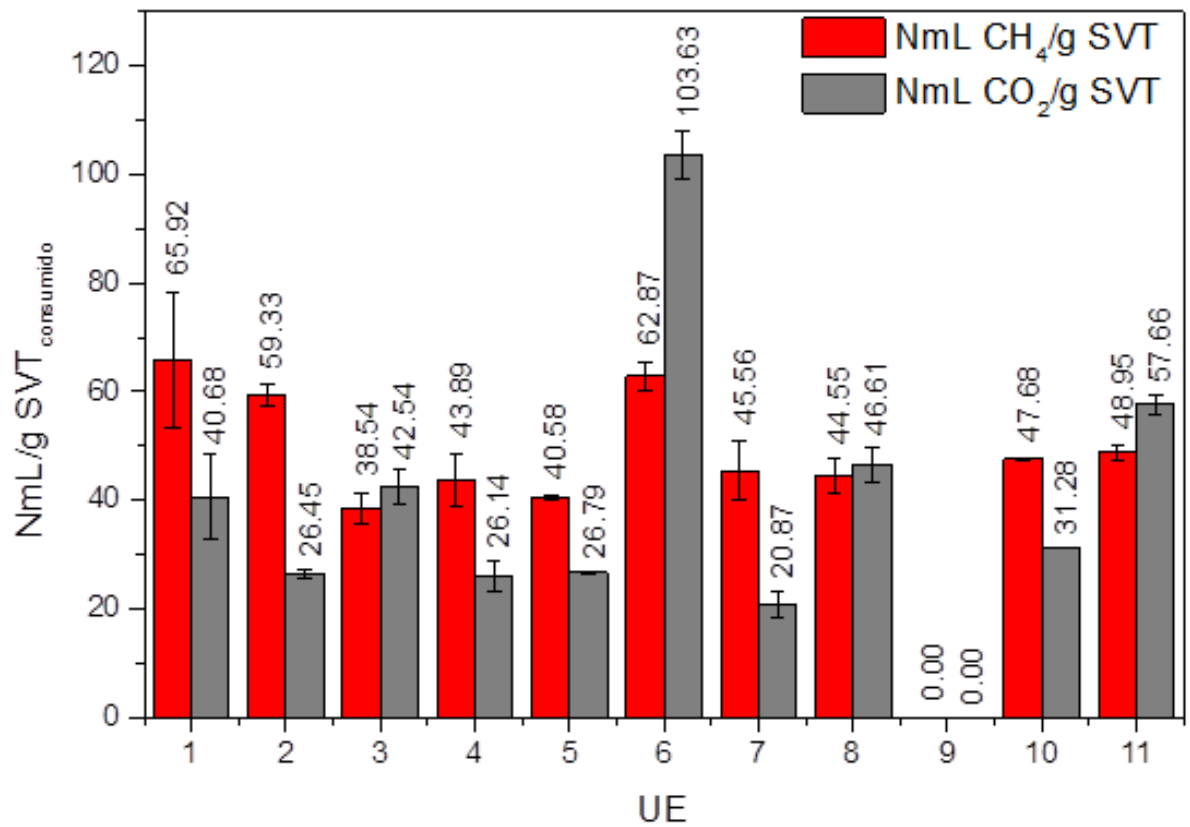


Figura 12. Rendimiento de metano por gramo de SVT consumidos en las UE.

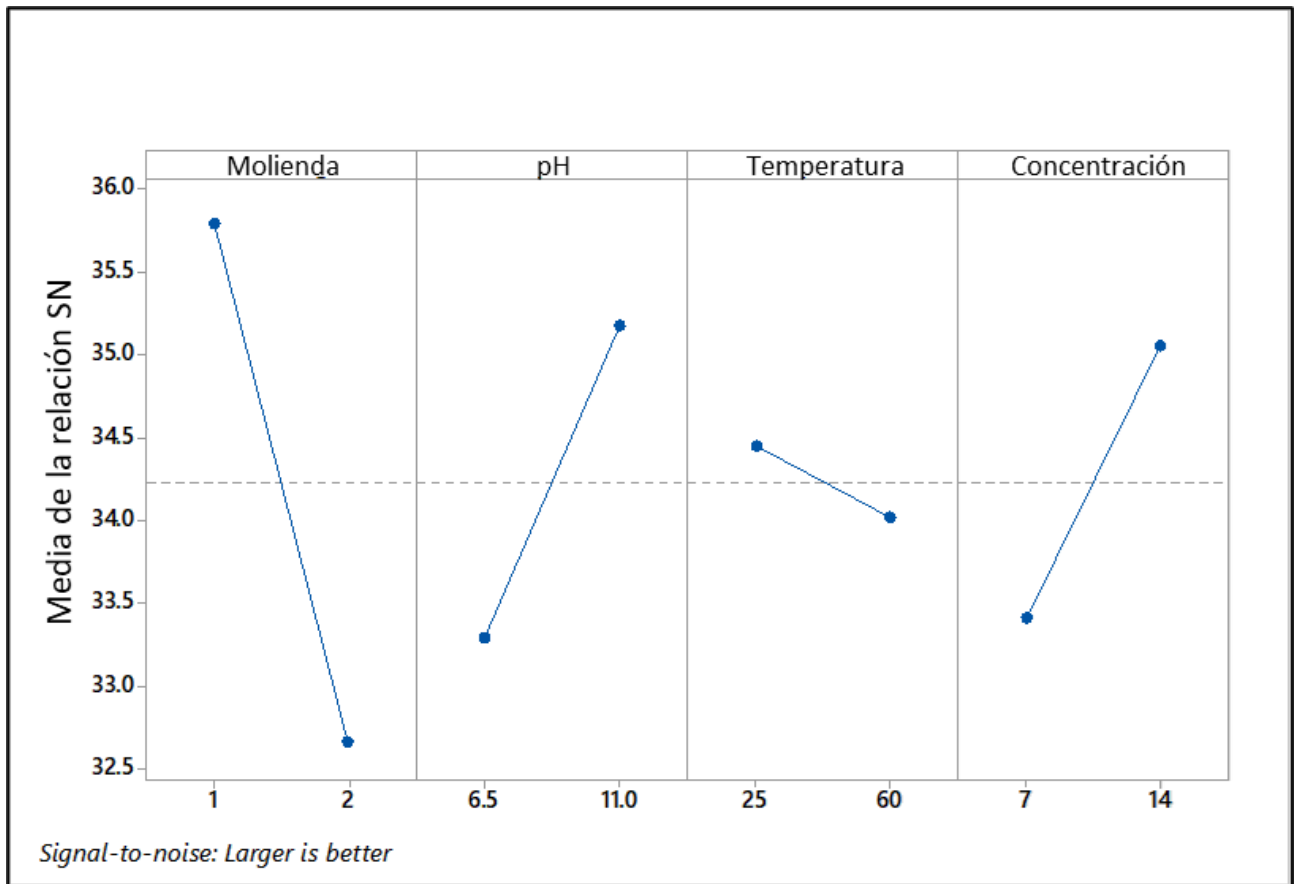


Figura 13. Efectos principales para la relación señal/ruido para el rendimiento de metano.

La Figura 14 muestra el porcentaje de SVT consumidos. Las mejores degradaciones se obtuvieron en las UE 5, 10 y 11 con eliminaciones del 64.10 %, 63.96 % y 59.28 % respectivamente. Por otro lado, la UE con la menor remoción fue la UE 1 con una remoción del 40.78 %. En base a esto, se considera que las mejores condiciones para la remoción de materia orgánica son las implementadas en la UE 5 (molienda: licuadora, pH: 6.5, temperatura: 60°C, concentración de alimento: 7 g SVT·L⁻¹).

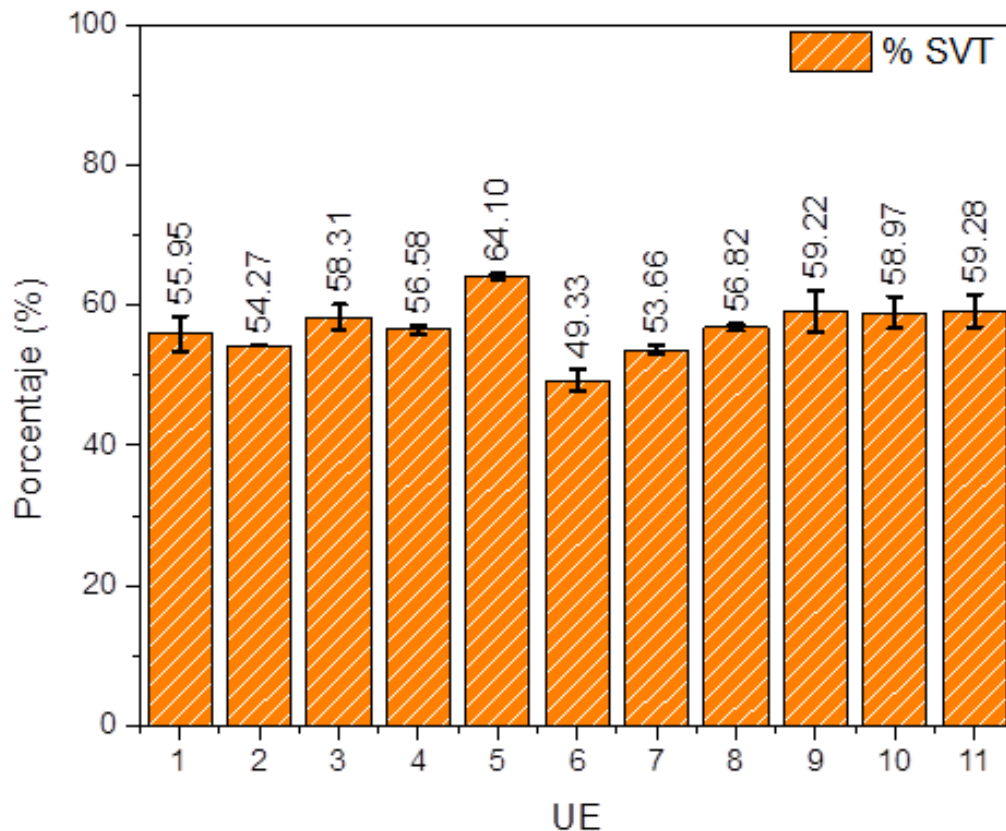


Figura 14. Porcentaje de remoción de SVT.

6.2.6 Constante cinética

Según la exposición de Da Silva *et al.* [40], los sustratos rápidamente biodegradables presentan un valor de la constante cinética de degradación (K) superior a 0.2 d^{-1} . El valor de K en todas las UE presenta un valor superior a éste, tanto para el consumo de SVT como para la generación de metano, lo que indica que los residuos alimentarios es un sustrato rápidamente biodegradable. Al examinar los resultados presentados en la Tabla 9, los valores cinéticos obtenidos por la UE 3 ($K_{\text{degradación}} 1.1 \text{ d}^{-1}$, $K_{\text{generación}} 0.86 \text{ d}^{-1}$) destacan, debido a que presentan la mayor tasa de degradación del SVT, así como la mejor tasa de producción de metano. Sin embargo, los rendimientos SVT consumidos indican que esta unidad

presentó un menor porcentaje de producción y rendimiento de metano (396.45 mL CH₄, 47.53 % CH₄, 38.54 mL CH₄·g⁻¹ SVT) que los obtenidos por la UE 1, que, a pesar de presentar valores cinéticos inferiores ($K_{\text{degradación}} 0.7 \text{ d}^{-1}$, $K_{\text{generación}} 0.58 \text{ d}^{-1}$) obtuvo un mayor volumen de metano acumulado, un mayor porcentaje de metano en el biogás y por tanto, mejores rendimientos de metano (646.49 mL CH₄, 61.83 % CH₄, 65.92 mL CH₄·g⁻¹ SVT).

Esto se explica en base a la tasa de generación de AGV en el sistema: a mayor tasa de consumo de SVT, la generación de AGV es mayor, cuando el sistema presenta una acumulación de AGV, éstos generan una descompensación del pH dentro del sistema, lo que lleva a la desestabilización del proceso anaeróbico lo cual redujo así la producción de metano en el proceso. Las etapas de acetogénesis y metanogénesis se ven afectadas por los cambios en el pH, lo que conduce a una menor producción de metano [11,41]. Esto corrobora que en el caso de la UE 1, el sistema de pretratamiento generó las condiciones (pH, relación alfa, alcalinidad, disponibilidad de residuos) para mantener el sistema capaz durante mucho tiempo, con lo cual se mejora el proceso de producción de metano.

Tabla 9. Constante cinética de degradación de SVT y generación de metano.

UE	k (d ⁻¹) SVT consumo	k (d ⁻¹) CH ₄ producción	Tiempo de trabajo (d)	CH ₄ acumulado	% CH ₄	Rendimiento (CH ₄ g SVT ⁻¹)
1	0.7	0.58	15	646.49	61.83	89.66
2	0.4	0.35	23.5	487.44	69.16	59.43
3	1.1	0.86	9.5	396.45	47.53	38.40
4	0.8	0.68	12	375.47	62.23	43.77
5	0.8	0.67	12.5	459.89	60.23	40.59
6	0.6	0.56	15	470.14	37.75	66.78
7	0.8	0.67	12	370.58	68.58	45.66
8	0.8	0.61	13.5	447.78	48.87	44.59
9	N/A	N/A	0	0	0	0
10	0.8	0.72	11.5	425.60	60.38	43.99
11	0.7	0.60	14	512.37	45.91	48.85

Con base en estos resultados se determinó que las mejores condiciones para el proceso de escalamientos fueron las aplicadas a la UE 1 (molienda con procesador, pH de 11, temperatura de 60°C y concentración de 14 g SVT·L⁻¹). dichas condiciones lograron una mejora en el rendimiento de metano del 34.66 %, lo cual puede atribuirse al mejoramiento general de las condiciones descritas con anterioridad.

6.3 Operación reactor escala piloto

6.3.1 Recolección de la Muestra

La recolección de los residuos fue realizada de acuerdo con el proceso de recolección descrito previamente, las muestras volumétricas recolectadas a lo largo del día fueron mezcladas en un contenedor de 8 litros, posteriormente los residuos fueron clasificados con la finalidad de retirados materiales duros como huesos animales y vegetales, conchas de moluscos y materiales rígidos, con el fin de evitar daños al equipo de molienda (Figura 15). El proceso de molienda húmeda se llevó a cabo en una licuadora marca Oster® 6694-B00; el período de molienda se llevó a cabo por tres minutos y para facilitar el proceso se adicionaron 2.5 L de agua potable. Como resultado del proceso de molienda se obtenía una suspensión homogénea de coloración naranja dicha variación del volumen dependía de la cantidad de materiales removidos, mencionados anteriormente (Figura 16).



Figura 15. Muestra de residuos recolectados.



Figura 16. Residuos triturados.

6.3.2 Caracterización del Residuo Orgánico Triturado

La caracterización del residuo molido se presenta en la Tabla 10, en la cual se aprecian valores similares a los obtenidos en el residuo utilizado en las pruebas BMP.

Tabla 10. Caracterización del residuo triturado.

Parámetro	Valor
pH	4.58 ± 0.010
Conductividad (mS/cm)	12.18 ± 1.320
Alcalinidad (g/L)	5.05 ± 0.320
Sólidos Totales (g/L)	110.22 ± 5.820
Sólidos Volátiles Totales (g/L)	98.68 ± 6.020
Sólidos Fijos Totales (g/L)	11.54 ± 0.500

6.3.3 Etapa de Estabilización del Reactor de Contacto Anaerobio

6.3.3.1 Inoculación

La generación del inóculo se realizó de acuerdo con el procedimiento descrito previamente, posteriormente se realizó la caracterización del inóculo (Tabla 11). El pH del inóculo presento un valor de 8.75 y una relación alfa de 0.81 lo cual indica que el inóculo se encontraba estable y presentaba la suficiente capacidad buffer para iniciar la etapa de arranque del reactor, se considera que un valor de relación alfa de 0.6 o superior es un valor adecuado para comenzar la etapa de arranque y operación de un reactor anaerobio [42]. El volumen de inóculo alimentado al reactor fue de 8 L.

Tabla 11. Caracterización del inóculo implementado para la operación del reactor piloto.

Parámetro	Valor
pH	8.756 ± 0.030
Conductividad (mS·cm ⁻¹)	18.79 ± 0.020
Alcalinidad (g·L ⁻¹)	7.20 ± 1.020
Relación alfa	0.81 ± 0.020
Temperatura (°C)	23.6 ± 0.200
ST (g·L ⁻¹)	22.34 ± 0.250
SVT (g·L ⁻¹)	15.36 ± 0.300
SFT (g·L ⁻¹)	6.98 ± 0.800

6.3.4 Operación y monitoreo del reactor anaerobio

La operación del reactor se dividió en dos etapas, la etapa de llenado y la etapa de operación estable. Para la etapa de llenado se alimentaron 5.25 L por semana hasta

alcanzar el volumen de operación de 27 L. Una vez alcanzado el volumen de operación se mantuvo un TRH de 30 días para permitir la estabilización del reactor (50 días). Una vez estabilizado el reactor, se operó con un TRH de 10 días; con un volumen de alimentación de 5.25 L dos veces por semana, el tiempo de operación del reactor fue de 184 días. El período de operación inició en la estación de primavera y finalizó en otoño. En la Figura 17 se muestra el reactor anaerobio en operación.

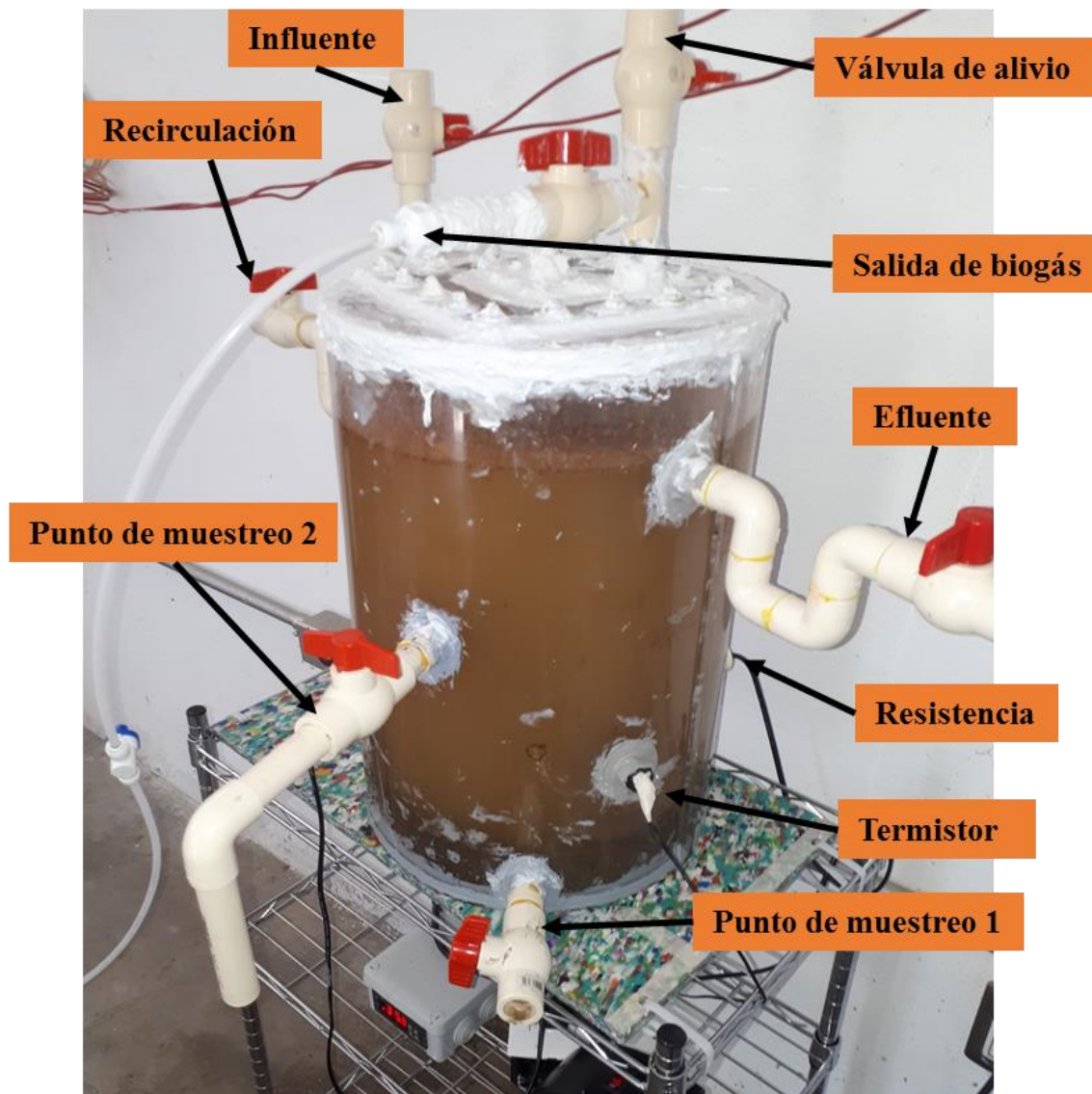


Figura 17. Reactor anaerobio en operación.

6.3.4.1 pH

La Figura 18 presenta el comportamiento del pH al interior del reactor durante el periodo de operación, se puede observar que se encontró dentro de los rangos recomendados para los procesos anaerobios (7-8), a partir del día 131 se aprecia un decaimiento del pH, esto se debe a que el reactor fue alimentado con residuos los cuales contenían una mayor cantidad de grasas y aceites en comparación con los alimentados previamente, posteriormente a esta caída de pH el sistema volvió a presentar una estabilización en esta y una aumento gradual del pH, lo cual demuestra la resiliencia del sistema. El comportamiento cíclico que se aprecia es debido a los días en los cuales era alimentado el reactor, donde se observa un incremento en el pH, posteriormente comienza una etapa de decremento, esto debido a los ácidos grasos generados en el sistema y al consumo y transformación de estos. el promedio del pH durante el tiempo de operación fue de 7.14 ± 0.29 este valor se encuentra dentro del rango recomendado para la digestión anaerobia que va de 6.8 - 7.4 [43]. El residuo ingresaba al reactor a un pH de 11, esto como parte del pretratamiento químico, el pH promedio del efluente fue de 7.14 ± 0.19 muy similar al pH del reactor. El buen comportamiento del pH se puede atribuir a la alcalinidad presente en el alimento, los pretratamientos alcalinos producen reacciones de solvatación y saponificación, que inducen el hinchamiento de los sólidos. Como resultado, la superficie específica aumenta y los sustratos son fácilmente accesibles para los microorganismos anaerobios. Asimismo, la solubilización de la DQO se incrementa a través de varias reacciones simultáneas como la saponificación de ácidos urónicos y ésteres de acetilo, así como la neutralización de varios ácidos (AGV's) formados por la degradación de las partículas [14]. El conjunto de todos estos factores la producción de biogás se mantuvo constante, con un promedio de 13.9 NL por día.

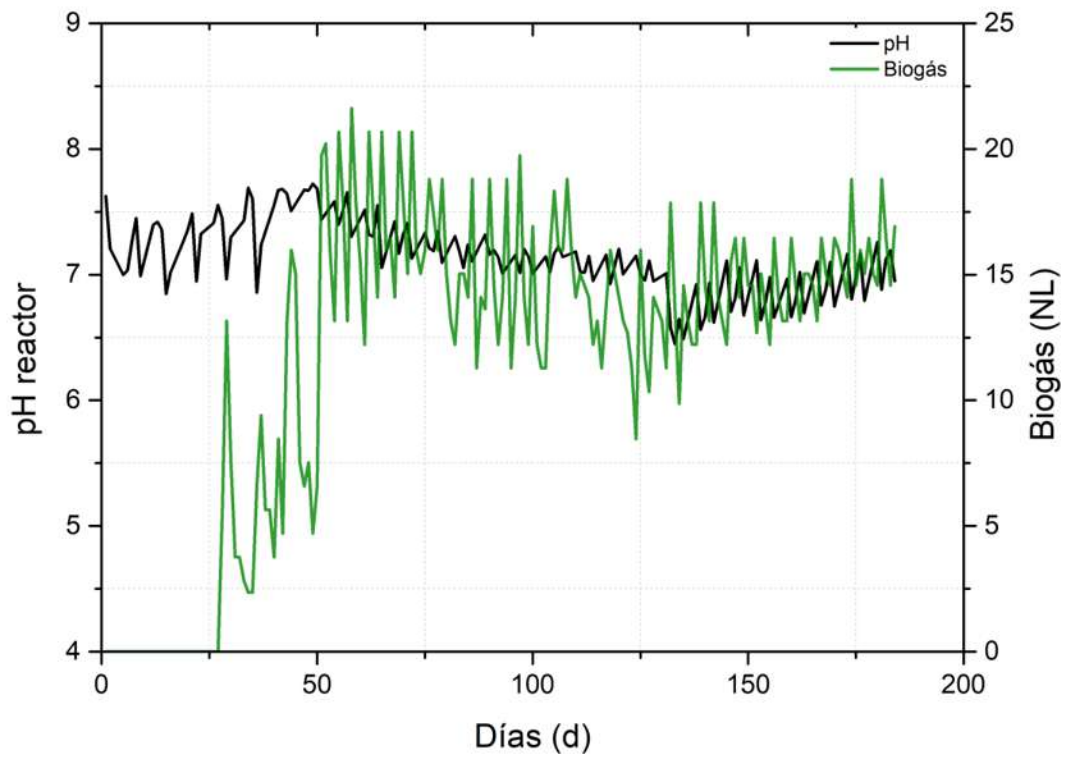


Figura 18. Comportamiento del pH y la producción de biogás durante la operación del reactor.

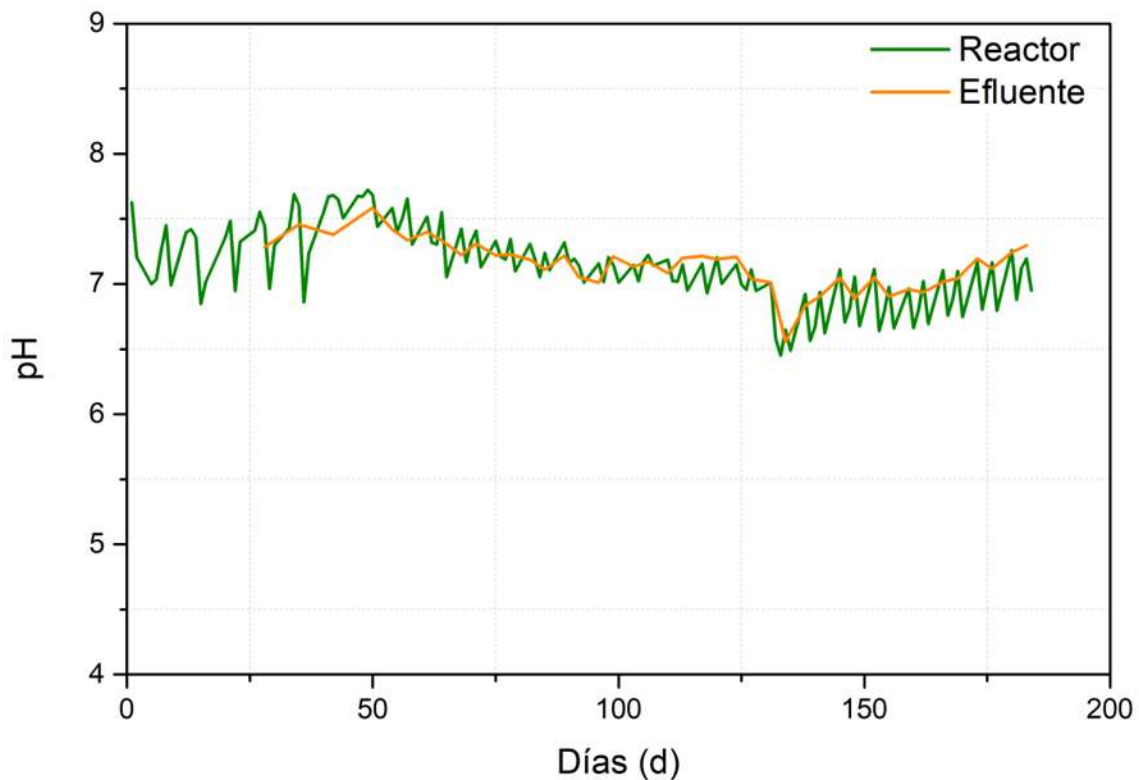


Figura 19. Comportamiento del pH del reactor y del efluente durante la operación del reactor.

El pH inicial del reactor fue de 7.62 ± 0.16 , el cual presentó pequeñas variaciones a lo largo de la operación de este, dichas variaciones se consideran variaciones normales, ocasionadas por las etapas de alimentación y la degradación del residuo, cabe destacar que las variaciones que se presentaron no fueron significativas, el promedio del pH durante el tiempo de operación fue de 7.14 ± 0.29 este valor se encuentra dentro del rango recomendado para la digestión anaerobia que va de 6.8 a 7.4 [43]. El residuo ingresaba al reactor a un pH de 11, esto como parte del pretratamiento químico, el pH promedio del efluente fue de 7.14 ± 0.19 muy similar al pH del manto de lodos. El buen comportamiento del pH se puede atribuir a la alcalinidad presente en el alimento, los pretratamientos alcalinos producen reacciones de solvatación y saponificación, que inducen el hinchamiento de los sólidos. Como resultado, la superficie específica aumenta y los sustratos son fácilmente accesibles para los microorganismos anaerobios. Asimismo, la

solubilización de la DQO se incrementa a través de varias reacciones simultáneas como la saponificación de ácidos urónicos y ésteres de acetilo, así como la neutralización de varios ácidos (AGV's) formados por la degradación de las partículas [14]. El conjunto de todos estos factores la producción de biogás se mantuvo constante, con un promedio de 13.9 L por día.

6.3.4.2 Conductividad

La Figura 20 muestra los valores obtenidos de conductividad durante la operación del reactor, los cuales fluctuaron entre 14.600 y 0.404 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, como se observa en la Figura 20 los valores más altos de conductividad para el reactor se obtuvieron al inicio de su operación y a medida que transcurría el tiempo disminuyeron, a partir del día 152 se observa una etapa de estabilidad en la conductividad del sistema, la cual se mantuvo por el tiempo restante de operación del reactor. La disminución en la conductividad se puede atribuir inicialmente al llenado del reactor por la dilución generada en la etapa de llenado del reactor, posteriormente y como ocurrió a López Torres & Espinosa Lloréns (2008) [35], el pretratamiento con álcali aplicado al residuo pudo conducir a una reacción de saponificación con los AGV's presentes en el reactor, dando lugar a la formación de sales de ácidos grasos de cadena larga insolubles, lo cual genera una retención de las sales (iones) y como consecuencia un efecto de disminución en la medición de la conductividad. La conductividad del efluente presentó el mismo comportamiento, dado que al inicio se obtuvieron los valores más altos y posteriormente decayeron conforme paso el tiempo, los valores

para el efluente estuvieron entre 9.600 y 0.916 $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$, lo cual indica que las sales permanecieron retenidas en el lecho de lodo.

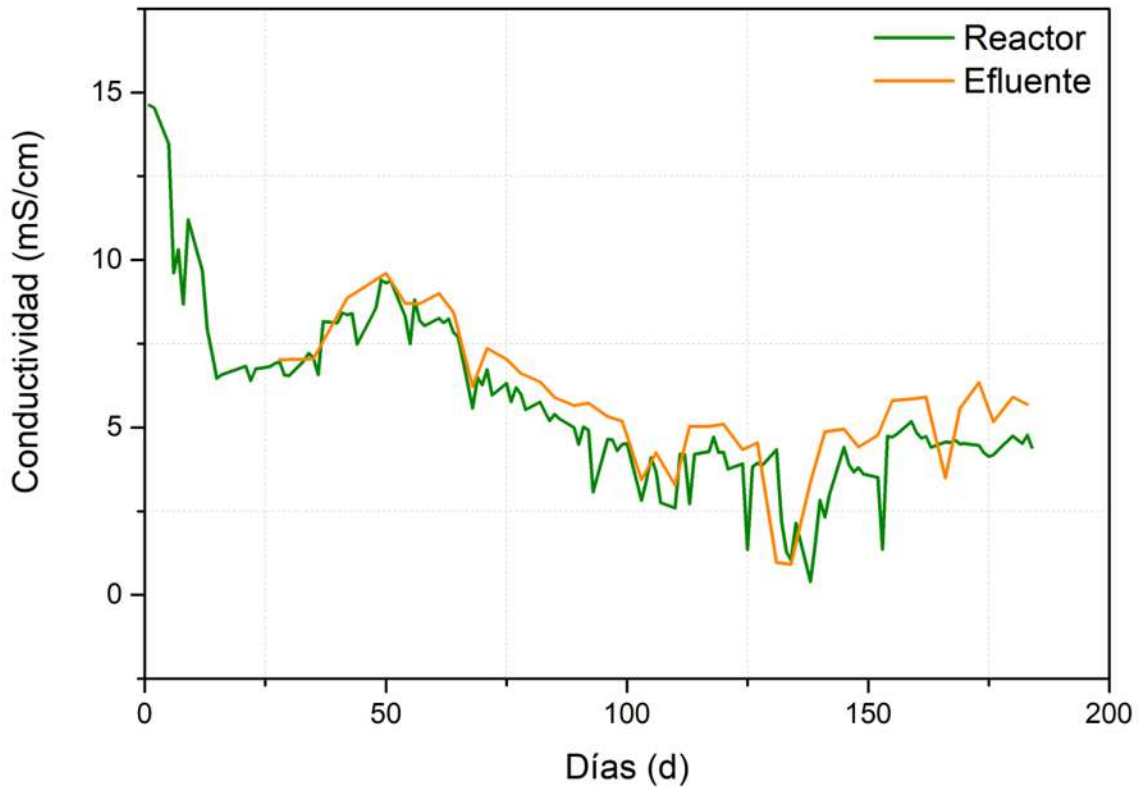


Figura 20. Comportamiento de la conductividad dentro del reactor y del efluente durante la operación del reactor.

6.3.4.3 Alcalinidad

La Figura 21 presenta el comportamiento de la alcalinidad del reactor y del efluente a lo largo del periodo de operación, los valores oscilaron entre los 50,000 y los 4200 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, con un promedio de 26.11 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, se observa un comportamiento de incremento en la concentración de alcalinidad dentro del sistema, esto debido a la cantidad de CaO implementado en el proceso de pretratamiento del residuo. De acuerdo con Lorenzo Acosta & Obaya Abreu (2005) [44], al utilizar un exceso de CaO como agente alcalino, esta puede caer al fondo del reactor y solidificarse, lo

que ocasionó problemas en la purga de lodos, de igual forma, esta puede crear zonas de intensa alcalinidad, las cuales pueden inhibir la actividad microbiana. Así mismo el exceso de CaO puede disminuir la concentración de CO_2 , el cual sirve como aceptor de H_2 en el proceso redox que da origen a la formación de CH_4 ; lo cual se vería reflejado en la disminución de CH_4 presente en el biogás generado. Para evitar estos problemas operacionales se optó por disminuir gradualmente la dosis de CaO del pretratamiento, esto mediante la disminución del pH del alimento de 11 a un pH de 9; esta medida se implementó a partir del día 110, en el cual se registró el valor más alto de alcalinidad. Independientemente de las variaciones de alcalinidad en el reactor, la alcalinidad en el efluente se mantuvo en un promedio de $5,569 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1} \pm 802.26$ lo que indica una etapa de operación estable del reactor ya que independientemente de que el afluente variará el efluente se mantuvo estable [45].

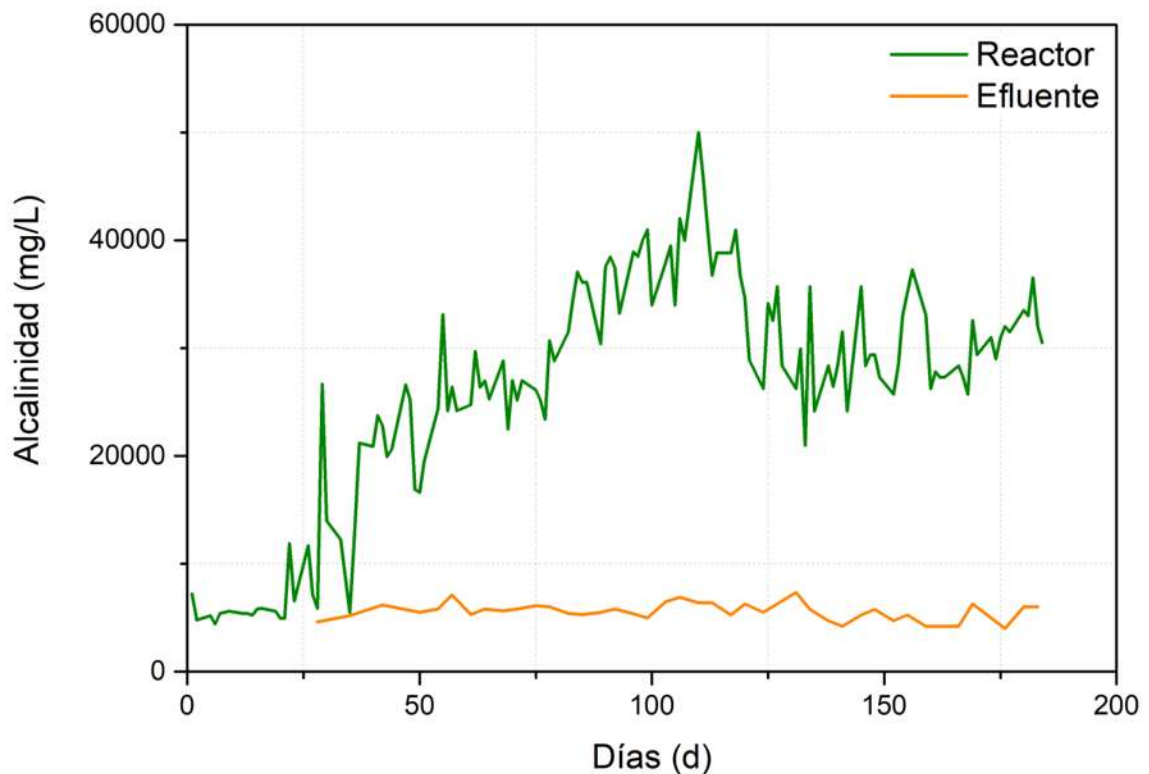


Figura 21. Comportamiento de la alcalinidad dentro del reactor y del efluente durante la operación del reactor.

6.3.4.4 Relación Alfa

La Figura 22 presenta el comportamiento de la relación alfa a lo largo del periodo de operación del reactor, de manera general se observa que el reactor opero bajo condiciones óptimas con valores superiores a 0.5, los valores oscilaron entre 0.85 y 0.5, el valor mínimo fue obtenido durante la etapa de arranque del reactor, lo cual se considera normal debió a que en esta etapa es cuando el sistema comienza la adaptación al sustrato y los grupos microbianos comienzan a generar su distribución trófica en el sistema. El valor promedio de la relación alfa fue de 0.74 ± 0.07 lo cual indica una operación estable del sistema.

El monitoreo de la relación alfa inicio con un valor de 0.67 y como se observa en la Figura 22 este valor disminuyo durante los primeros días hasta un valor mínimo de 0.50 al día 15 de operación que fue el valor más bajo de relación alfa determinado, esto concuerda con la etapa de arranque del reactor puesto que durante la etapa de arranque de un reactor anaerobio el valor de la relación alfa puede decaer hasta un valor de 0.4. Una vez superada la etapa de arranque el reactor tuvo una relación alfa promedio de 0.74 ± 0.07 lo que indica una operación estable dado que valores de relación alfa igual a 0.6 o superior indican una operación estable del proceso [42]. Este parámetro fue de particular importancia en el control de la estabilidad del proceso. Dado que los microorganismos metanogénicos muestran una capacidad de crecimiento lento, por lo que un aumento en la tasa de carga orgánica y, por tanto, en la concentración de AGV's, podría haber determinado un desarrollo desequilibrado de la cadena trófica [46].

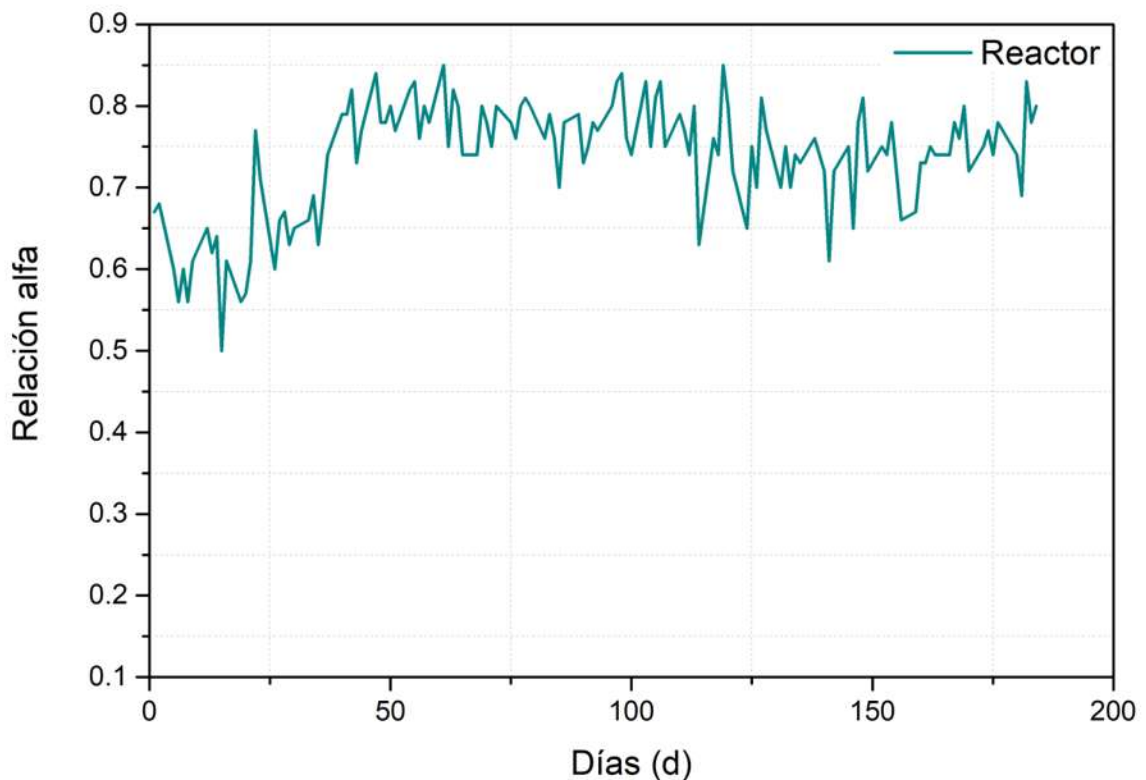


Figura 22. Comportamiento de la relación alfa durante la operación del reactor.

6.3.4.5 Sólidos Volátiles Totales (SVT)

En la Figura 23 se observa que los sólidos volátiles del influente variaron en su concentración entre 27,000-7,000 mg·L⁻¹ esto debido a la dificultad de realizar una dilución exacta de la suspensión del residuo debido a la variabilidad del tamaño de partícula de la materia flotante presente en dicha suspensión. Independientemente de las variaciones en las concentraciones del influente, el efluente se mantuvo en un rango entre 2000 a 5000 mg·L⁻¹ Dada la variabilidad en la concentración del influente del reactor el rango de remoción oscilo entre el 59–84 %.

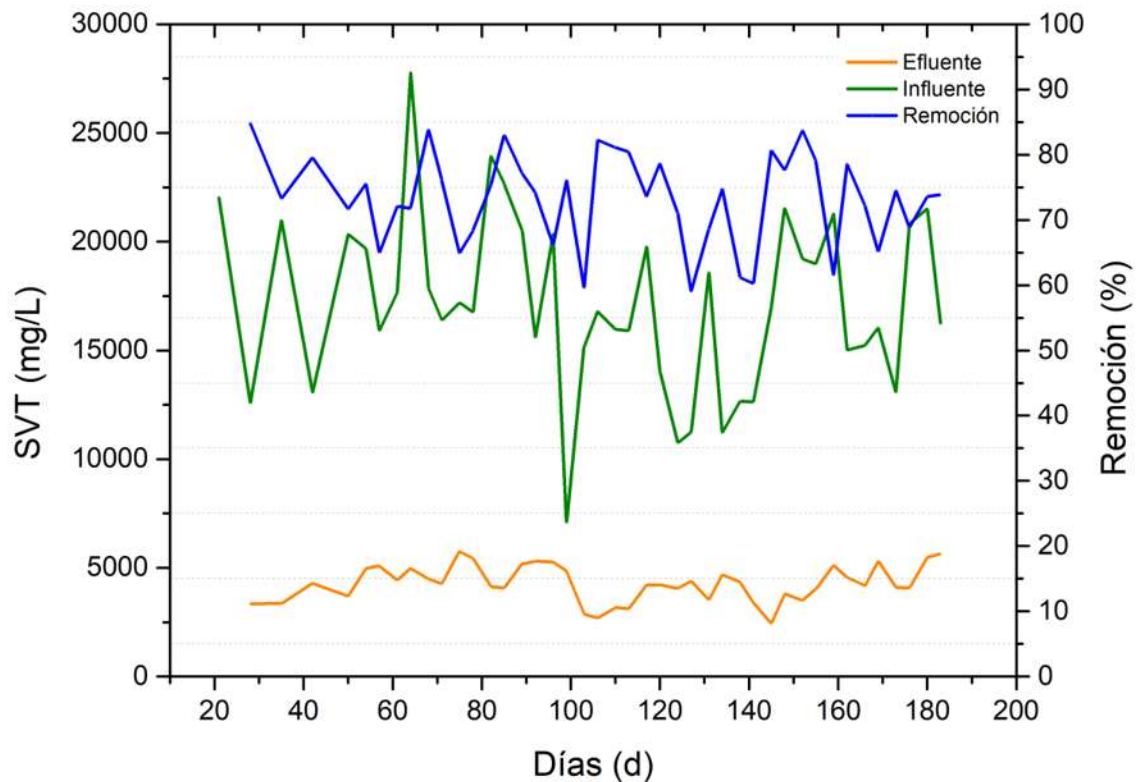


Figura 23. Monitoreo de los SVT del influente y efluente, así como el porcentaje de remoción de estos.

6.3.4.6 Producción de Biogás

La producción de biogás se presentó a partir del día 28 con una producción de 5.6 NL a partir del cual se mantuvo constante, con lo que alcanzó un promedio de 13.9 NL por día (Figura 24). Durante el periodo de estabilización el biogás producido presento una concentración de 70 % de CH₄, 30 % de CO₂, posteriormente, al realizar el cambio del TRH a 10 días la concentración de CH₄ disminuyo a un 60 % y el CO₂ presento una concentración del 40 %, ambas concentraciones se encuentran dentro de los rangos de concentración reportados previamente en procesos anaerobios, CH₄ del 50-70 %, CO₂ del 30-50 % e impurezas como ácido sulfúrico [47,48].

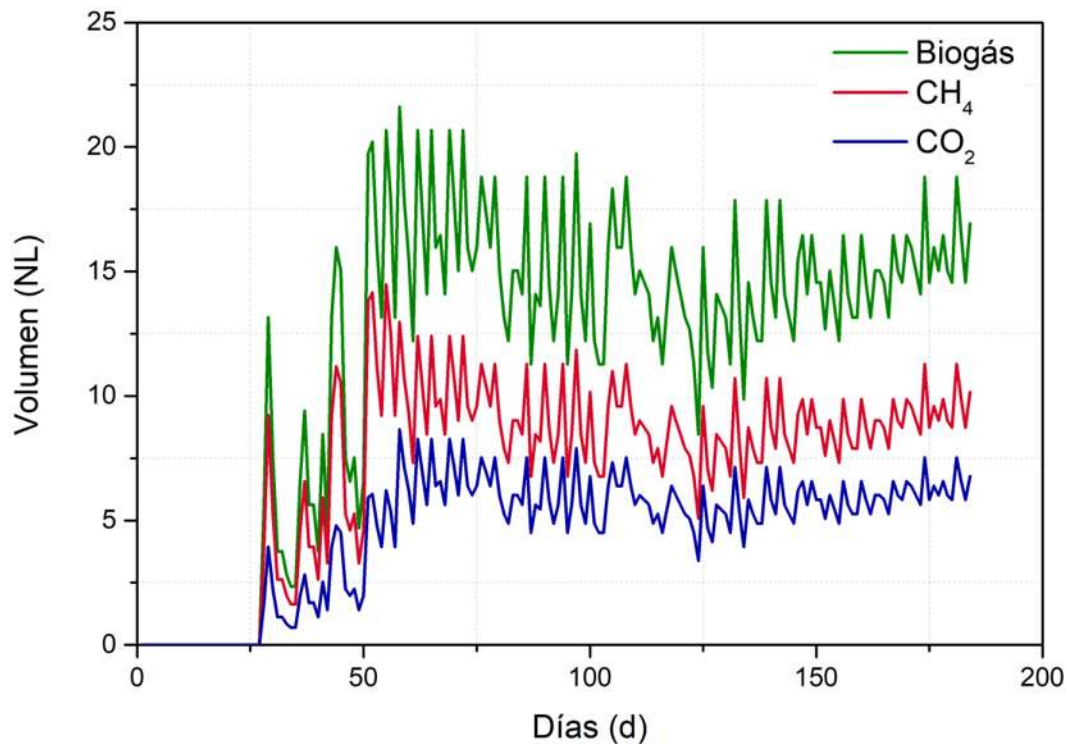


Figura 24. Producción de biogás, metano y dióxido de carbono durante la operación del reactor.

6.4 Propuesta de diseño de tren de tratamiento de residuos.

La Figura 25 presenta un esquema de un tren de tratamiento de residuos de la industria restaurantera, el sistema consiste de un calentador solar el cual será utilizado para elevar la temperatura del agua utilizada para el pretratamiento de los residuos, tanto el agua como los residuos alimenticios serán mezclados en un tanque con aspas dentro del cual se realizara la mezcla de residuos alimenticios - agua - óxido de calcio, así mismo las aspas funcionaran como sistema de molienda, con lo cual se cumple con los tres pretratamientos y la dilución de residuo; una vez obtenida la mezcla esta será alimentada al reactor anaerobio dentro del cual se dará la generación de biogás, el biogás recuperado será trasladado a un tanque de endulzamiento, dentro del cual se realizara la remoción de componentes como el dióxido de carbono y el ácido sulfhídrico, con lo cual se obtendra una biogás que

presente una concentración de metano mayor al 95 %; posteriormente el metano será almacenado y se podrá disponer de este para la generación de energía.

El agua residual proveniente del reactor anaerobio tendrá dos fines, el primero se utilizará como agua de recirculación al tanque de mezclado, mientras que el resto del agua residual será llevada a un proceso de tratamiento secundario para la eliminación de patógenos tras lo cual podrá ser utilizada como fertilizante líquido. Así mismo el lodo anaerobio recuperado del reactor será llevado a un lecho de secado de lodos donde recibirá un tratamiento para la eliminación de patógenos, tras lo cual este podrá ser utilizado como fertilizante sólido.

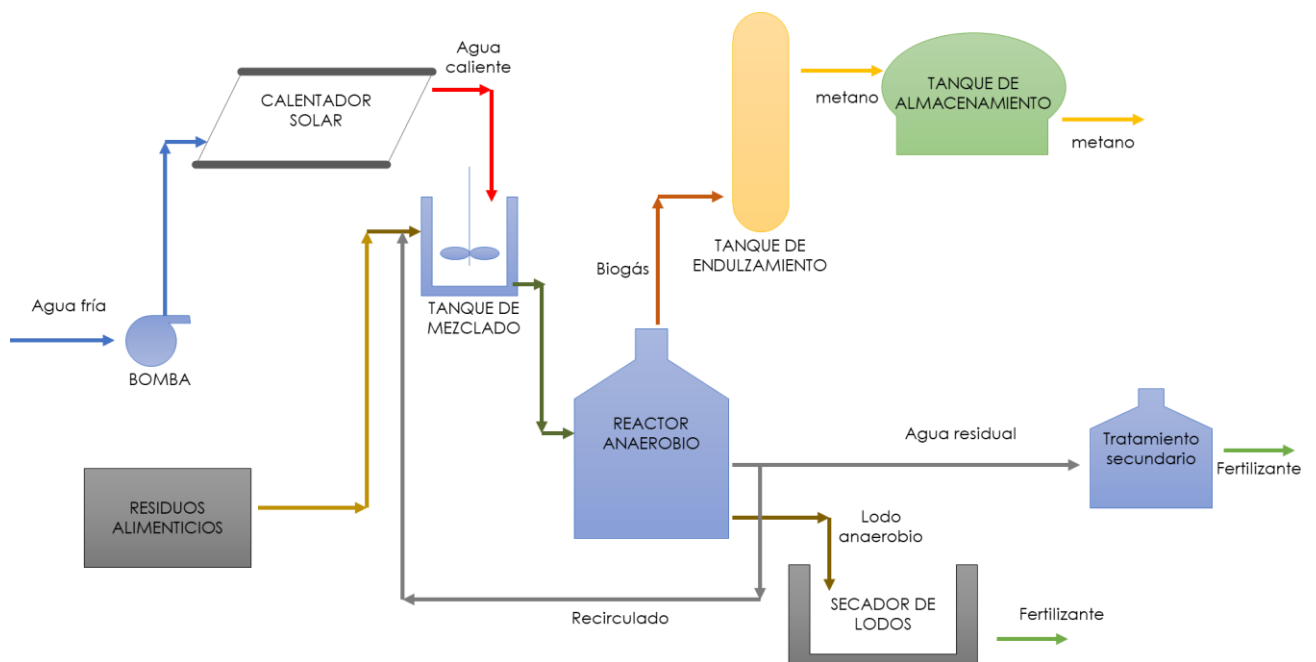


Figura 25. Diseño propuesto para el tratamiento de la FORSU.

7. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

7.1 Conclusiones del trabajo

- La aplicación de pretratamientos combinados mecánicos, térmicos y químicos, así como el control de la carga orgánica sobre los residuos alimenticios generó un incremento del 34.66 % en el rendimiento del metano obtenido.
- La relación de C:N:P (46.5:7.4:1), aun cuando, presentó un ligero déficit de Nitrógeno, se llevó a cabo la digestión anaerobia y producción de metano a partir de los residuos alimenticios.
- Las mejores condiciones de pretratamiento para incrementar la producción de biogás fueron la molienda tipo 1, pH 11, temperatura de 60 °C y concentración de 14 g SVT·L⁻¹, con las cuales se alcanzó una concentración de metano de 70 % en el biogás, producción acumulada de 646 NmL de CH₄ y rendimiento de 89.6 NmL·g SVT⁻¹ en la prueba BMP.
- En el reactor a escala piloto con régimen de alimentación semicontinuo se logró estabilizar en tiempo de 30 días con una producción promedio de 13.9 NL d⁻¹ y concentración de metano de 60 % en el biogás.
- Las condiciones evaluadas a escala piloto en un régimen semi continuo favorecieron el control y operación del sistema anaerobio.

7.2 Recomendaciones para trabajo a futuro

Realizar análisis BMP de los residuos alimenticios con pretratamientos al modificar el pH a 9 con la finalidad de evitar la colmatación del sistema con CaO.

Implementar los residuos alimenticios en procesos de codigestión con la finalidad de mejorar las condiciones nutrimentales de residuos orgánicos que no cumplan con los requerimientos nutricionales para procesos anaerobios.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- [1] **L. Li, X. Peng, X. Wang, D. Wu**, Anaerobic digestion of food waste: A review focusing on process stability, *Bioresour. Technol.* 248 (2018) 20–28. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.012>.
- [2] **S. Jain, S. Jain, I.T. Wolf, J. Lee, Y.W. Tong**, A comprehensive review on operating parameters and different pretreatment methodologies for anaerobic digestion of municipal solid waste, *Renew. Sustain. Energy Rev.* 52 (2015) 142–154. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.07.091>.
- [3] **S. Dahiya, A.N. Kumar, J. Shanthi Sravan, S. Chatterjee, O. Sarkar, S.V. Mohan**, Food waste biorefinery: Sustainable strategy for circular bioeconomy, *Bioresour. Technol.* 248 (2018) 2–12. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.176>.
- [4] **L. Lavrič, A. Cerar, L. Faneli, B. Lazar, M. Žitnik, R.M. Logar**, Thermal pretreatment and bioaugmentation improve methane yield of microalgal mix produced in thermophilic anaerobic digestate, *Anaerobe.* 46 (2017) 162–169. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.anaerobe.2017.02.001>.
- [5] **J.-C. Motte, R. Escudié, J. Hamelin, J.-P. Steyer, N. Bernet, J.-P. Delgenes, C. Dumas**, Substrate milling pretreatment as a key parameter for Solid-State Anaerobic Digestion optimization, *Bioresour. Technol.* 173 (2014) 185–192. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.09.015>.
- [6] **J.L. Ramos-Suárez, A. Martínez, N. Carreras**, Optimization of the digestion process of *Scenedesmus* sp. and *Opuntia maxima* for biogas production, *Energy Convers. Manag.* 88 (2014) 1263–1270. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2014.02.064>.
- [7] **F. Fernández-Polanco, L. Seghezzo**, Diseño de reactores Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB), 2015.
- [8] **D. Komilis, R. Barrena, R.L. Grandó, V. Vogiatzi, A. Sánchez, X. Font**, A state of the art literature review on anaerobic digestion of food waste: influential operating parameters on methane yield, *Rev. Environ. Sci. Bio/Technology.* 16 (2017) 347–360. <https://doi.org/10.1007/s11157-017-9428-z>.

- [9] **J.S. Kim, Y.Y. Lee, T.H. Kim**, A review on alkaline pretreatment technology for bioconversion of lignocellulosic biomass, *Bioresour. Technol.* 199 (2016) 42–48. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.08.085>.
- [10] **K. Komemoto, Y.G. Lim, N. Nagao, Y. Onoue, C. Niwa, T. Toda**, Effect of temperature on VFA's and biogas production in anaerobic solubilization of food waste, *Waste Manag.* 29 (2009) 2950–2955. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.07.011>.
- [11] **M.A. Latif, A. Ahmad, R. Ghufuran, Z.A. Wahid**, Effect of temperature and organic loading rate on upflow anaerobic sludge blanket reactor and CH₄ production by treating liquidized food waste, *Environ. Prog. Sustain. Energy.* 31 (2012) 114–121. <https://doi.org/10.1002/ep.10540>.
- [12] **N. Curry, P. Pillay**, Biogas prediction and design of a food waste to energy system for the urban environment, *Renew. Energy.* 41 (2012) 200–209. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.renene.2011.10.019>.
- [13] **K.M. Holtman, D. V Bozzi, D. Franqui-Villanueva, R.D. Offeman, W.J. Orts**, Pilot scale high solids anaerobic digestion of steam autoclaved municipal solid waste (MSW) pulp, *Renew. Energy.* 113 (2017) 257–265. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.03.050>.
- [14] **J. Ariunbaatar, A. Panico, G. Esposito, F. Pirozzi, P.N.L. Lens**, Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste, *Appl. Energy.* 123 (2014) 143–156. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.02.035>.
- [15] **A. Cesaro, V. Belgiorno**, Pretreatment methods to improve anaerobic biodegradability of organic municipal solid waste fractions, *Chem. Eng. J.* 240 (2014) 24–37. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.11.055>.
- [16] **O. Parthiba Karthikeyan, E. Trably, S. Mehariya, N. Bernet, J.W.C. Wong, H. Carrere**, Pretreatment of food waste for methane and hydrogen recovery: A review, *Bioresour. Technol.* 249 (2018) 1025–1039. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.105>.
- [17] **E. Naran, U.A. Toor, D.J. Kim**, Effect of pretreatment and anaerobic co-digestion of food waste and waste activated sludge on stabilization and methane production, *Int. Biodeterior. Biodegrad.* 113 (2016) 17–21.

<https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.04.011>.

- [18] **E. Uçkun Kiran, A.P. Trzcinski, W.J. Ng, Y. Liu**, Bioconversion of food waste to energy: A review, *Fuel*. 134 (2014) 389–399.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.fuel.2014.05.074>.
- [19] **J. Ma, T.H. Duong, M. Smits, W. Verstraete, M. Carballa**, Enhanced biomethanation of kitchen waste by different pre-treatments, *Bioresour. Technol.* 102 (2011) 592–599. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.07.122>.
- [20] **S.R. Hobbs, A.E. Landis, B.E. Rittmann, M.N. Young, P. Parameswaran**, Enhancing anaerobic digestion of food waste through biochemical methane potential assays at different substrate: inoculum ratios, *Waste Manag.* 71 (2018) 612–617. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.06.029>.
- [21] **P. Peu, H. Brugère, A.M. Pourcher, M. Kérourédan, J.J. Godon, J.P. Delgenès, P. Dabert**, Dynamics of a pig slurry microbial community during anaerobic storage and management, *Appl. Environ. Microbiol.* 72 (2006) 3578–3585.
<https://doi.org/10.1128/AEM.72.5.3578-3585.2006>.
- [22] **V. Cabbai, M. Ballico, E. Aneggi, D. Goi**, BMP tests of source selected OFMSW to evaluate anaerobic codigestion with sewage sludge, *Waste Manag.* 33 (2013) 1626–1632. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.03.020>.
- [23] **J. Filer, H.H. Ding, S. Chang**, Biochemical Methane Potential (BMP) Assay Method for Anaerobic Digestion Research, *Water*. 11 (2019).
<https://doi.org/10.3390/w11050921>.
- [24] **American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation**, Standar Methods for the examination of water and wastewater, *Stand. Methods Exam. Water Waste Water* 20th Ed. (1998) 3–104.
<https://www.standardmethods.org/>.
- [25] **D. Li, Y. Ran, L. Chen, Q. Cao, Z. Li, X. Liu**, Instability diagnosis and syntrophic acetate oxidation during thermophilic digestion of vegetable waste, *Water Res.* 139 (2018) 263–271. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.04.019>.
- [26] **A.C. Texier, J. Gomez**, Settleability and kinetics of a nitrifying sludge in a sequencing batch reactor, *Can. J. Microbiol.* 50 (2004) 943–949.

<https://doi.org/10.1139/w04-078>.

- [27] **C.M. Braguglia, A. Gallipoli, A. Gianico, P. Pagliaccia**, Anaerobic bioconversion of food waste into energy: A critical review, *Bioresour. Technol.* 248 (2018) 37–56. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.145>.
- [28] **J. De Vrieze, S. Gildemyn, R. Vilchez-Vargas, R. Jáuregui, D.H. Pieper, W. Verstraete, N. Boon**, Inoculum selection is crucial to ensure operational stability in anaerobic digestion, *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 99 (2015) 189–199. <https://doi.org/10.1007/s00253-014-6046-3>.
- [29] **H. Fisgativa, A. Tremier, P. Dabert**, Characterizing the variability of food waste quality: A need for efficient valorisation through anaerobic digestion, *Waste Manag.* 50 (2016) 264–274. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.01.041>.
- [30] **A. Hussain, P. Kumar, I. Mehrotra**, Nitrogen and phosphorus requirement in anaerobic process: A review, *Environ. Eng. Manag. J.* 14 (2015) 769–780. <https://doi.org/10.30638/eemj.2015.086>.
- [31] **G. Tchobanoglous, F.L. Burton**, *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*, 2013.
- [32] **O. Marín-Peña, A. Alvarado-Lassman, N.A. Vallejo-Cantú, I. Juárez-Barojas, J.P. Rodríguez-Jarquín, A. Martínez-Sibaja**, Electrical conductivity for monitoring the expansion of the support material in an anaerobic biofilm reactor, *Processes.* 8 (2020). <https://doi.org/10.3390/pr8010077>.
- [33] **C.L. Proulx, B.W. Kilgour, A.P. Francis, R.F. Bouwhuis, J.R. Hill**, Using a conductivity–alkalinity relationship as a tool to identify surface waters in reference condition across Canada, *Water Qual. Res. J. Canada.* 53 (2018) 231–240. <https://doi.org/10.2166/wqrj.2018.030>.
- [34] **J. Zhao, Y. Liu, D. Wang, F. Chen, X. Li, G. Zeng, Q. Yang**, Potential impact of salinity on methane production from food waste anaerobic digestion, *Waste Manag.* 67 (2017) 308–314. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.016>.
- [35] **M. López Torres, M. del C. Espinosa Lloréns**, Effect of alkaline pretreatment on anaerobic digestion of solid wastes, *Waste Manag.* 28 (2008) 2229–2234. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.10.006>.

- [36] **J. Jiang, S. He, X. Kang, Y. Sun, Z. Yuan, T. Xing, Y. Guo, L. Li**, Effect of Organic Loading Rate and Temperature on the Anaerobic Digestion of Municipal Solid Waste: Process Performance and Energy Recovery, *Front. Energy Res.* 8 (2020) 1–10. <https://doi.org/10.3389/fenrg.2020.00089>.
- [37] **J. Park, W. Shin, W. Shi, H. Jun**, Changes of Bacterial Communities in an Anaerobic Digestion and a Bio-Electrochemical Anaerobic, *Energies*. (2019).
- [38] **M. Sebola, H. Tesfagiorgis, E. Muzenda**, Effect of particle size on anaerobic digestion of different feedstocks, *South African J. Chem. Eng.* 20 (2015) 11–26.
- [39] **F.R.H. Abdeen, M. Mel, M.S. Jami, S.I. Ihsan, A.F. Ismail**, A review of chemical absorption of carbon dioxide for biogas upgrading, *Chinese J. Chem. Eng.* 24 (2016) 693–702. <https://doi.org/10.1016/j.cjche.2016.05.006>.
- [40] **C. Da Silva, S. Astals, M. Peces, J.L. Campos, L. Guerrero**, Biochemical methane potential (BMP) tests: Reducing test time by early parameter estimation, *Waste Manag.* 71 (2018) 19–24. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.009>.
- [41] **A. Hussain, M. Filiatrault, S.R. Guiot**, Acidogenic digestion of food waste in a thermophilic leach bed reactor: Effect of pH and leachate recirculation rate on hydrolysis and volatile fatty acid production, *Bioresour. Technol.* 245 (2017) 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.130>.
- [42] **B. Hernández**, Aprovechamiento de levaduras para la producción de metano: sustrato único y en codigestión con lodos activados, [Tesis de maestría, Universidad Nacional Autónoma de México], 2010.
- [43] **C. Mao, Y. Feng, X. Wang, G. Ren**, Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion, *Renew. Sustain. Energy Rev.* 45 (2015) 540–555. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.032>.
- [44] **Y. Lorenzo Acosta, M. cristina Obaya Abreu**, La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I, ICIDCA. Sobre Los Deriv. La Caña Azúcar. XXXIX (2005) 35–48.
- [45] **J.A. Rodríguez, M.R. Peña, V. Manzi**, Application of an innovative methodology to improve the starting-up UASB reactors treating domestic sewage, *Water Sci. Technol.* 44 (2001) 295–303. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0236>.
- [46] **F. Cecchi, P. Traverso, P. Pavan, D. Bolzonella, L. Innocenti**, Characteristics of

the OFMSW and behaviour of the anaerobic digestion process, in: J. Mata-Álvarez (Ed.), Biomethanization Org. Fraction Munic. Solid Wastes, IWA Publishing, Barcelona, 2002: pp. 141–179.

- [47] **K. Paritosh, M. Yadav, S. Mathur, V. Balan, W. Liao, N. Pareek, V. Vivekanand**, Organic Fraction of Municipal Solid Waste: Overview of Treatment Methodologies to Enhance Anaerobic Biodegradability , Front. Energy Res. . 6 (2018) 75.
- [48] **D. Deubelin, A. Steinhauser**, Biogas from Waste and Renewable Resources An Introduction, WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, 2008.