



**UNIVERSIDAD MICHOACANA
DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO**



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

***“Generación de metano a partir de residuos alimenticios
de las industrias: restaurantera de mariscos y pescados y
de vinazas mezcaleras ”***

TESIS

**Para obtener el grado de:
Doctorado en Ciencias en Ingeniería Química**

**TESIS presentada por:
M.C.I.Q. Kathia Amital Lemus Sagrero**

**Director de tesis: Dr. José Apolinar Cortés
Co-directora de tesis: Dra. Ma. Carmen Chávez Parga**

Morelia, Michoacán.

Diciembre 2024

RESUMEN

Generación de metano a partir de residuos alimenticios de las industrias: restaurantera de mariscos y pescados y de vinazas mezcaleras

M.C. Kathia Amital Lemus Sagrero

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

La generación de residuos por parte de la industria ha generado grandes cantidades de contaminantes emitidas al ambiente, como son los residuos de las vinazas mezcaleras y de los restaurantes de mariscos y pescados, con el objetivo de contribuir con la minimización de los impactos negativos que implican estos residuos. En esta investigación se evaluó el potencial de producción de metano cuando estos residuos fueron tratados mediante la codigestión en condiciones anaeróbicas, empleando un inóculo estabilizado y enriquecido. El desarrollo de la experimentación se realizó con base en un diseño experimental ortogonal Taguchi L₄ para pruebas BMP; las variables que se consideraron durante los pretratamientos fueron: térmico, químico y relación volumétrica de los residuos, a concentraciones de DQO de 15 g L⁻¹ y 30 g L⁻¹. Los mejores resultados obtenidos de la prueba BMP fueron llevados a un reactor tipo RAFA a escala piloto de 25 L. Los resultados de esta investigación mostraron que el inóculo enriquecido tuvo pH de 8.18, relación α de 0.75, alcalinidad de 31 g CaCO₃ L⁻¹. De las pruebas BMP se obtuvo que la concentración de 30 g L⁻¹ de DQO fue la que presentó mayor cantidad de biogás y metano, además la mejor prueba fue la que se realizó con los pretratamientos de temperatura 50°C, relación volumétrica de los sustratos 1 mariscos y pescados / 2 vinazas y pH de 6.5, con un volumen de CH₄ de 1420.51 mL y concentración de 82.3% en el biogás. En el reactor a escala piloto los mejores resultados se obtuvieron con un TRH de 20 días, con producción de 13.96 L día⁻¹ de CH₄ y concentración de CH₄ de 77.58%. De acuerdo con los resultados obtenidos la codigestión anaerobia de estos sustratos mostraron un potencial para producción de energía, a través de un biogás rico en CH₄.

Palabras clave: biogás, metano, residuos de restaurante de mariscos y pescados, vinazas mezcaleras, digestión anaerobia, pretratamientos, pruebas BMP, reactor a escala piloto.

Methane Generation from Food Waste in the Restaurant (Seafood Waste) and Mezcal Vinasse Industries

M.Sc. Kathia Amital Lemus Sagrero

Supervised by: Dr. José Apolinar Cortés and Dr. Ma. del Carmen Chávez Parga

Waste generation by industry has led to large amounts of pollutants being released into the environment, including mezcal vinasse and seafood and fish restaurant waste. This study aimed to contribute to minimizing the negative environmental impacts of such waste. The research evaluated the methane production potential when these wastes were treated through anaerobic co-digestion using a stabilized and enriched inoculum. The experimental work was based on a Taguchi L4 orthogonal design for BMP (Biochemical Methane Potential) tests. The variables considered during pretreatment included thermal and chemical conditions, as well as the volumetric ratio of the waste, with chemical oxygen demand (COD) concentrations of 15 g L⁻¹ and 30 g L⁻¹. The best results from the BMP tests were used to run a pilot-scale 25 L UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) reactor. The findings revealed that the enriched inoculum had a pH of 8.18, an α ratio of 0.75, and an alkalinity of 31 g CaCO₃ L⁻¹. From the BMP tests, the 30 g L⁻¹ COD concentration produced the highest amount of biogas and methane. The optimal conditions included pretreatment at 50°C, a substrate volumetric ratio of 1 (seafood and fish waste) to 2 (mezcal vinasse), and a pH of 6.5, resulting in a methane volume of 1420.51 mL and a methane concentration of 82.3% in the biogas. In the pilot-scale reactor, the best results were achieved with a hydraulic retention time (HRT) of 20 days, yielding 13.96 L day⁻¹ of CH₄ with a methane concentration of 77.58%. Based on the results, the anaerobic co-digestion of these substrates demonstrated potential for energy production through biogas rich in CH₄.

Keywords: biogas, methane, seafood restaurant waste, mezcal vinasse, anaerobic digestion, pretreatment, BMP tests, pilot-scale reactor.

ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN	2
2. MARCO TEÓRICO	5
2.1 Energía	5
2.2 Residuos	6
2.2.1 Residuos Sólidos urbanos	6
2.2.1.1 Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU)	6
2.2.1.2 Residuo de vinazas mezcaldas	7
2.3 Pretratamientos	10
2.3.1 Pretratamiento mecánico.....	10
2.4 Digestión anaerobia	11
2.5 Producción de biogás	15
2.6 Tipos de reactores anaerobios	16
2.6.1 Reactor de mezcla completa	16
2.6.2 Reactor de contacto anaerobio	16
2.6.3 Reactor anaeróbico con membranas (AnMBR).....	17
2.6.4 Filtros anaerobios	18
2.6.5 Lechos fluidizados y expandidos.....	18
2.6.6 Reactores expandidos granulares.....	19
2.6.7 RAFA (Reactor de Flujo Ascendente)	19
2.7 Parámetros para reactores anaerobios	20
2.7.1 pH.....	21
2.7.2 Alcalinidad	21
2.7.3 Concentración de AGV's	21
2.7.4 Relación de ácidos grasos volátiles/alcalinidad (AGV's/ALK)	22
2.7.5 Temperatura	22
2.7.6 Composición del sustrato	22

2.7.7 Toxicidad	23
2.8 Pruebas BMP	24
2.9 Diseño de experimentos Taguchi	25
3. ANTECEDENTES	28
3.1 Antecedentes de energía a partir de biogás	28
3.2 Antecedentes de residuos de alimentos	29
3.3 Antecedentes de residuos de la industria licorera.....	32
4. JUSTIFICACIÓN	35
5. HIPÓTESIS.....	37
6. OBJETIVOS	39
6.1 Objetivo general.....	39
6.2 Objetivos específicos.....	39
7. METODOLOGÍA.....	41
7.1 Acondicionamiento y caracterización del inóculo anaerobio	41
7.2 Caracterización de los residuos.....	42
7.3 Desarrollo de pruebas BMP.....	43
7.3.1 Diseño de experimentos Taguchi L ₄ para pruebas BMP	43
7.3.2 Pretratamientos para residuos	44
7.3.3 Pruebas BMP	44
7.3.4 Constante cinética de BMP y del reactor anaerobio	45
7.3.5 Análisis estadístico de los resultados de los diseños de experimentos Taguchi L ₄ 45	
7.3.6 Análisis estadístico de T-Student	45
7.4 Diseño, construcción, operación y estabilización de un reactor anaerobio analizando la producción y composición	46
7.4.1 Diseño, construcción y operación de reactor anaerobio	46
7.4.2 Caracterización del reactor anaerobio.....	46
7.4.3 Producción y composición del biogás del reactor escala piloto	46

8. RESULTADOS	48
8.1 Acondicionamiento y caracterización del inóculo anaerobio	48
8.2 Caracterización del sustrato	54
8.3 Pruebas BMP	58
8.3.1 Concentración de 30 g DQO L ⁻¹	59
8.3.2 Concentración de 15 g DQO L ⁻¹	61
8.3.3 Rendimientos de las pruebas BMP	65
8.3.4 Constante cinética de la prueba BMP	66
8.3.5 Análisis estadístico de las pruebas BMP	69
8.4 Diseño y operación de sistema piloto	72
8.4.1 Diseño del sistema piloto.....	72
8.4.2 Caracterización y operación del sistema piloto	73
8.4.3 Producción y composición del biogás en sistema piloto	81
8.4.4 Rendimientos en la producción del biogás en sistema piloto	83
8.4.5 Cinéticas del reactor	84
9. CONCLUSIONES	86
10. BIBLIOGRAFÍA	88

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Conversión de la materia orgánica en la anaerobiosis.	11
Figura 2. Esquema de reacciones de la digestión anaerobia.	12
Figura 3. Reactor de mezcla completa	16
Figura 4. Reactor de contacto anaerobio	17
Figura 5. Reactor anaeróbico de membrana	17
Figura 6. Filtros anaerobios	18
Figura 7. Lechos fluidizados y expandidos	19
Figura 8. Estructura del reactor anaerobio RAFA	20
Figura 9. Diagrama general de la metodología a seguir.	41
Figura 10. Seguimiento de la relación alfa durante el enriquecimiento del inóculo.	49
Figura 11. Seguimiento de la alcalinidad durante el enriquecimiento del inóculo.	50
Figura 12. Seguimiento del pH durante el enriquecimiento del inóculo.	51
Figura 13. Seguimiento de la conductividad durante el enriquecimiento del inóculo.	52
Figura 14. Seguimiento de la producción de AGV's durante el enriquecimiento del inóculo.	53
Figura 15. Producción de biogás del diseño de experimentos Taguchi L ₄ a concentración de DQO de 30 g L ⁻¹	59
Figura 16. Producción de CH ₄ y CO ₂ del diseño de experimentos Taguchi L ₄ a concentración de DQO de 30 g L ⁻¹	61
Figura 17. Producción de biogás del diseño de experimentos Taguchi L ₄ a concentración de DQO de 15 g L ⁻¹	62
Figura 18. Producción de CH ₄ y CO ₂ del diseño de experimentos Taguchi L ₄ a concentración de DQO de 15 g L ⁻¹	64
Figura 19. Gráficos de efectos principales del diseño de experimentos Taguchi L ₄ a concentración de DQO de 30 g L ⁻¹	69
Figura 20. Gráficos de efectos principales del diseño de experimentos Taguchi L ₄ a concentración de DQO de 15 g L ⁻¹	72

Figura 21. Reactor anaerobio	73
Figura 22. Seguimiento del parámetro de pH para el reactor escala piloto.	74
Figura 23. Seguimiento del parámetro de conductividad para el reactor escala piloto.....	76
Figura 24. Seguimiento del parámetro de alcalinidad para el reactor escala piloto.	77
Figura 25. Seguimiento del parámetro de relación α para el reactor escala piloto.	79
Figura 26. Seguimiento del parámetro de AGV's para el reactor escala piloto. ...	80
Figura 27. Seguimiento del parámetro de SVT para el influente y efluente en el reactor escala piloto.	81
Figura 28. Producción de biogás y metano.	83
Figura 29. Cinéticas del reactor en cada TRH y recirculación.	84

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Generación de energía en México (petajoules).	5
Tabla 2. Condiciones estándar del ensayo de BMP.	25
Tabla 3. Parámetros utilizados para la caracterización de los sustratos y el inóculo.	43
Tabla 4. Diseño de experimentos Taguchi L ₄ para prueba BMP para producción de metano.....	44
Tabla 5. Caracterización previa del inóculo anaerobio de la planta de tratamiento de GEA.	48
Tabla 6. Caracterización del inóculo final para la producción de metano.	54
Tabla 7. Caracterización de los sustratos de residuos de la industria restaurantera de mariscos y pescados y vinazas mezcaleras.....	57
Tabla 8. Caracterización bromatológica de los residuos.....	58
Tabla 9. Rendimiento de las pruebas BMP para los diseños de experimentos Taguchi L ₄ con concentración de 30 y 15 g L ⁻¹ de DQO.....	66
Tabla 10. Constante cinética para ambos diseños de (30 y 15 g DQO L ⁻¹).....	68
Tabla 11. Análisis ANOVA de las pruebas BMP para los diseños de experimentos Taguchi L ₄ con concentración de 30 g L ⁻¹ de DQO (C ₁ Control de mariscos y pescados; C ₂ Control de vinazas mezcaleras; C ₃ Control de inóculo).	70
Tabla 12. T-Student para pruebas BMP del diseño de experimentos Taguchi L ₄ con concentración de 30 g L ⁻¹ DQO.	70
Tabla 13. Rendimientos de cada tiempo de retención hidráulica en el reactor anaerobio.	84

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
AGV	Ácidos grasos volátiles
H ₂	Hidrógeno
CaCO ₃	Carbonato de calcio
O ₂	Oxígeno
NH ₃	Amoníaco
NH ₄	Amonio
pH	Potencial hidrógeno
σ	conductividad
SVT	Sólidos volátiles totales
SSV	Sólidos suspendidos volátiles
SST	Sólidos suspendidos totales
DQO	Demanda química de oxígeno
Alk	Alcalinidad
COT	Carbono orgánico total
NaOH	Hidróxido de sodio
CaO	Óxido de calcio
C	Carbón
H ₂	Hidrógeno
N	Nitrógeno
O	Oxígeno
P	Fósforo
Ca(OH) ₂	Hidróxido de sodio
rpm	Revoluciones por minuto
BMP	Prueba de potencial bioquímico de metano
TRH	Tiempo de retención hidráulico

1. INTRODUCCIÓN

1. INTRODUCCIÓN

El rápido crecimiento demográfico que se ha presentado en las últimas décadas a escala mundial ha inducido el incremento acelerado en la demanda de combustibles necesarios para la producción de energía para los seres humanos, así como el aumento en la cantidad de desechos generados per cápita a nivel mundial, lo cual ha conllevado a una alteración ambiental y disminución de nuestros recursos naturales.

Los desechos de los alimentos se han incrementado en función del crecimiento poblacional, para el año 2019 se produjeron 931 millones de toneladas de desechos alimentarios, de los cuales el 61% (567.91 millones de toneladas) proceden de los hogares, 26% (242.06 millones de toneladas) los servicios de alimentación y 13% (121.03 millones de toneladas) de la venta al por menor (Clementine., Forbes., & Tom, 2021), estos residuos son los responsables de aproximadamente entre 8% y 10% de las emisiones mundiales de gases de efecto invernadero. Dentro de estos residuos, los generados por la industria restaurantera de mariscos y pescados tienen la particularidad de que contienen nutrientes como fósforo y nitrógeno que los hace atractivos en los procesos de co-digestión con otros residuos (Lay J.J., Fan K.S., Lay, Fan, & Chang, 2003).

Durante el proceso de producción de mezcal la etapa de destilación genera una corriente residual denominada vinazas o mosto de destilería. En México, en 2019, se produjeron del orden de siete millones ciento cincuenta mil (7 150 000) litros de mezcal, y por cada litro de mezcal se desechan 15 L de vinazas como residuo agroindustrial (Gómez Guerrero, 2014; Villalobos Castillejos, 2009). La descarga de las vinazas sin ningún tipo de tratamiento en cuerpos de agua y suelos, generan efectos adversos, debido a que contiene un pH ácido que oscila entre valores de 3 y 5, sustancias orgánicas (carbohidratos, ácido acético, ácido láctico y glicerol), con concentraciones del orden de 100 a 150 g L⁻¹ de Demanda Química de Oxígeno (DQO) y 35 y 50 g L⁻¹ como Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO),

fenoles y polifenoles en concentraciones de 0.450 y 0.469 g L⁻¹, y algunas especies inorgánicas como sales de sulfatos y fosfatos que influyen en la conductividad eléctrica con valores del orden 40 mS cm⁻¹ (Jiménez, A.M., Borja, R., Martín, A., Rasposo, 2006; Robles-González, Galíndez-Mayer, Rinderknecht-Seijas, & Poggi-Varaldo, 2012)

La necesidad de generar energía a través de desechos alimenticios e industriales orgánicos requiere de la implementación de tecnologías para su tratamiento; el manejo de la FORSU de industria restaurante de pescados y mariscos con las vinazas mezcaleras para la complementación de nutrientes a través de la digestión anaerobia para la generación de biogás, es un proceso innovador que busca la obtención de energía de alta calidad (concentración de metano >70%) a través de procesos biológicos, que es posible aprovecharla para la generación de energía eléctrica o calorífica (L. Li, Peng, Wang, & Wu, 2018).

2. MARCO TEÓRICO

2. MARCO TEÓRICO

2.1 Energía

De acuerdo con la real academia española (RAE) la energía es la capacidad para realizar trabajo, la cual puede ser extraída de fuentes renovables y no renovables; se consideran fuentes de energía no renovables a aquellas que cuyas reservas son limitadas y disminuyen a medida que se consumen; y fuentes de energía renovables que son recursos limpios y casi inagotables que nos proporciona la naturaleza. Para el año 2020 en México se utilizaron principalmente energías no renovables (Tabla 1), que generaron 5809.76 pJ, lo cual representó el 84.74%, y solamente el 15.25% de energías renovables que equivale a 1046.094 pJ (Sistema de Información Energética).

Tabla 1. Generación de energía en México (petajoules).

	2020
Hidrocarburos	5809.76
Carbón	279.58
Petróleo crudo	4045.95
Condensados	48.90
Gas natural	1279.33
Nucleoenergía	156.00
Renovables	1046.09
Hydroenergía	116.95
Geoenergía	113.18
Energía solar	23.98
Energía eólica	47.12
Biogás	2.844
Biomasa	371.01
Bagazo de caña	121.93
Leña	249.08
Total	6855.70

Dado el potencial que se tiene de diferentes tipos de sustratos que actualmente son liberados al ambiente sin ningún tipo de tratamiento y que en su

proceso de descomposición natural generan gases de efecto invernadero tales como CO₂, CH₄, H₂S, es factible su aprovechamiento para la generación de energía a través de un proceso anaerobio.

2.2 Residuos.

En la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR), los residuos se definen como aquellos materiales o productos que el propietario desecha y que están en estado sólido o semisólido, líquido o gaseoso y que se almacenan en contenedores o depósitos; y pueden ser aprovechables o necesitan ser sometidos a tratamiento o a disposición final de acuerdo a lo establecido.

Los desechos se dividen en: Residuos Peligrosos (RP) generados por los seres humanos en diversas actividades comerciales o industriales que contienen sustancias químicas que pueden ser peligrosas o dañinas para la salud. Los Residuos de Manejo Especial (RME) son aquellos producidos en procesos que no satisfacen las condiciones requeridas para ser clasificados como Residuos Peligrosos ni Residuos Sólidos Urbanos, o que son producidos por entidades que generan más de 10 toneladas de RSU anuales. Los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) son el producto de la eliminación de desechos en las viviendas debido a las actividades del hogar, en algún local o en las vías públicas.

2.2.1 Residuos Sólidos urbanos

Los RSU son aquellos residuos generados en las actividades cotidianas humanas los cuales presenten características domiciliarias, los cuales a su vez pueden dividirse en residuos orgánicos y residuos inorgánicos; para el año 2019 la composición de los RSU a nivel mundial fue estimada en el orden de un 50% de residuos orgánicos y un 50% de residuos inorgánicos.

2.2.1.1 Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU)

Como su denominación indica, la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) representa un porcentaje orgánico presente en los RSU, siendo los residuos alimenticios y los desechos de poda de jardines y vías públicas sus principales representantes. Normalmente el destino final de dichos residuos es su

confinamiento en vertederos o rellenos sanitarios, lugar donde son degradados por diferentes procesos biológicos, el proceso dominante es la digestión anaerobia, la cual se caracteriza por la generación de gases de efecto invernadero como son el CH₄ y el CO₂, así como sustancias corrosivas entre los que encontramos el H₂S (Dahiya et al., 2018).

Existen otras alternativas para el manejo de los residuos orgánicos entre las que se encuentran 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, la destilación y procesos biológicos como la anaerobiosis.

Los procesos biológicos anaerobios contribuyen a la gestión los residuos a partir del aprovechamiento mediante la degradación por bacterias anaerobias que producen biogás con contenido de metano que puede ser aprovechado como energía.

2.2.1.2 Residuo de vinazas mezcateras

El mezcal es una bebida con contenido de alcohol del 35° al 45°, su vocablo es del término náhuatl, Mexcalli, que se traduce como maguey cocido o pencas cocidas de maguey, hace referencia a la manera en que se prepara el agave para su uso.

Las etapas que se llevan a cabo para la obtención de este licor son las siguientes:

1. Cultivo y cosecha

El proceso inicia con el cultivo del maguey, cuya siembra tiene lugar en terrenos diversos. Se considera que el agave tarda entre 8 y 10 años en madurar o estar “en su punto” (Christine, Mathis, Gallardo Valdez, & Villanueva Rodríguez, 2020).

2. Selección de la materia prima más adecuada

La selección de la materia prima exige que el maguey cumpla con ciertas características; coloración verde-amarillenta en la base de la penca, parda en la base del maguey y la presencia de pencas secas son condiciones necesarias para

considerar que la planta está lista para ser recolectada. Aunque, bioquímicamente, la madurez apropiada está indicada por un alto contenido de azúcares que posteriormente serán aprovechados para generar alcohol (Christine et al., 2020).

3. Corte de las piñas

Durante este proceso, se recortan las pencas y raíces hasta dejar al descubierto el centro o “piña” del maguey” (Christine et al., 2020).

4. Cocimiento

Los hornos utilizados comúnmente para este propósito están revestidos de piedra refractaria y suelen encontrarse a nivel de piso. Antes de introducir las piñas al horno de piso, se les realizan cortes con golpes de hacha para facilitar su cocción. En una operación normal, el horno debe precalentarse hasta que las piedras presenten una coloración al rojo vivo, entonces las piñas se colocan en su interior, se cubren con bagazo y luego con tierra. El cocimiento suele tener una duración de aproximadamente tres días para lograr la cocción de las piñas. Al terminar esta etapa, el agave obtiene un color acaramelado, indicio de que los carbohidratos y almidones contenidos en las piñas han sido transformados en azúcares (Christine et al., 2020).

5. Molienda

La molienda es realizada tradicionalmente en un molino egipcio, el agave cocido es triturado y desmenuzado para obtener los mostos que se utilizan en la fermentación (Christine et al., 2020).

6. Fermentación

La fermentación natural permite a los microorganismos convertir los carbohidratos que constituyen a los mostos en alcohol etílico. En esta etapa, los mostos son transportados a tinajas de madera de roble o encino que pueden tener

capacidad hasta de dos mil litros. Los dos elementos fundamentales de la fermentación son el agua y la temperatura. La temperatura dictaminará el tiempo que se toma en fermentar, el cual va de tres a cinco días. Y el agua es vertida de forma alternada (fría y caliente) a las tinas con la finalidad de ayudar a los microorganismos que participan en esta transformación (Christine et al., 2020).

7. Destilación

El mosto fermentado es destilado en alambiques comúnmente constituidos por tres grandes partes; un cazo de cobre donde el mosto fermentado es hervido, sobre este se coloca un cono de madera que participa como cámara condensadora de compuestos volátiles, y finalmente un segundo cazo de cobre en la parte superior del cono, mismo que se encuentra permanentemente lleno de agua fría y cuya función es enfriar los vapores en el interior del cono promoviendo su condensación.

El proceso de destilación puede ser resumido en las siguientes etapas: El cazo inferior es cargado con el mosto fermentado (aproximadamente 250 litros) y calentado con fuego directo. Dentro del alambique, los componentes más ligeros serán volatilizados (alcoholes) junto con el agua presente en la mezcla y posteriormente condensados por efecto del cazo superior. Este primer paso por el alambique es conocido como primera destilación, tiene una duración entre 3 y 4 horas y pueden llegar a generar hasta 50 litros de producto, al cual se le llama ordinario. Del segundo paso por el alambique, o segunda destilación, se obtiene un refinado, para obtenerlo se necesitan 4 paradas (200 litros) para obtener 80 litros de producto terminado a 50°.

Durante esta última etapa en la producción del mezcal es donde se generan las vinazas mezcaleras, que a partir de 1,000 litros de mosto fermentado con bagazo se generan aproximadamente 80 litros de producto y 800 litros de vinazas (Christine et al., 2020).

Comúnmente, los efluentes con características similares a las de las vinazas mezcaleras, como las vinazas de vino y de la industria azucarera, suelen ser procesados por técnicas de digestión anaerobia o aerobia con la finalidad de darle

utilidad a estos desperdicios y reducir su impacto sobre los suelos o cuerpos de agua donde son vertidos.

Por lo que estos residuos producidos durante la elaboración del mezcal funcionan como una materia prima que se puede aprovechar para la generación de productos de valor agregado. El residuo de las vinazas se puede mezclar con la fracción de residuos sólidos orgánicos de industria de pescados y mariscos, debido a sus características de contenido elemental de C, N y P necesario para las bacterias anaerobias, y que es factible el aprovechamiento para la generación de energía en forma de biogás a través del proceso de digestión anaerobia.

2.3 Pretratamientos

El tratamiento aplicado a los residuos previo a la digestión y la codigestión anaerobia, tiene como objetivo acelerar el rendimiento de biodegradación, así como aumentar la solubilidad del sustrato y el contenido de metano presente en el biogás (Mirmohamadsadeghi, Karimi, Tabatabaei, & Aghbashlo, 2019). Existen diferentes tipos de pretratamientos que también se pueden combinar entre sí.

2.3.1 Pretratamiento mecánico

La desintegración de partículas sólidas se puede lograr mediante el pretratamiento mecánico, lo que conduce a un aumento de la superficie de contacto entre las bacterias y el sustrato que mejora directamente la etapa hidrolítica (Ren et al., 2018), una reducción del tamaño de las partículas sólidas a 2,5–8 mm puede dar como resultado una mayor producción de metano presente en el biogás (Agyeman & Tao, 2014).

2.3.2 Pretratamiento químico

Durante este pretratamiento, las paredes y membranas celulares se hidrolizarán mediante el uso de ácidos y bases fuertes (Appels, Baeyens, Degreève, & Dewil, 2008). Se ha demostrado que el uso de productos alcalinos como la cal puede provocar un aumento del rendimiento de biogás en un 172% en comparación con el grupo de control (López Torres & Espinosa Lloréns, 2008). Por el contrario, el pretratamiento ácido ha mostrado una disminución del rendimiento de biogás en un 66% (Tahezadeh & Karimi, 2008).

2.3.3 Pretratamiento térmico

Para este tratamiento, los sustratos se pueden solubilizar desintegrando la membrana celular y la pared celular y se puede lograr la eliminación de patógenos en los residuos de alimentos (Prorot, Julien, Christophe, & Patrick, 2011). La aplicación de temperatura provoca que el rendimiento del biogás y la degradabilidad del SV tengan un incremento del 30 al 36 % (Y. Li & Jin, 2015) y la producción de metano aumente en un 52 % (Ariunbaatar, Panico, Esposito, Pirozzi, & Lens, 2014). Otra ventaja de utilizar este método de pretratamiento es que el proceso aumenta las tasas de carga de los digestores (Barber, 2016), también puede mejorar el rendimiento de la deshidratación y reducir la viscosidad para mejorar el manejo del digestato (Ariunbaatar et al. 2014).

2.4 Digestión anaerobia

El proceso de digestión anaerobia (Figura 1) consiste en transformar la materia orgánica mediante la actividad de microorganismos en biogás en ausencia de oxígeno, obteniendo como resultado materia orgánica disuelta y nuevos microorganismos (Fernández - Polanco & Seghezzi, 2015).

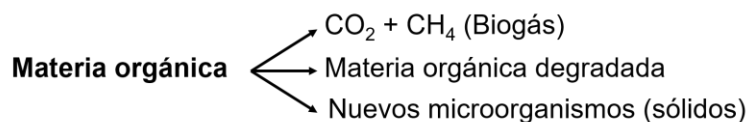


Figura 1. Conversión de la materia orgánica en la anaerobiosis.

Las reacciones bioquímicas que tiene lugar en la degradación anaerobia pueden clasificarse en 4 etapas en función de la actividad que realizan los microorganismos (Figura 2):

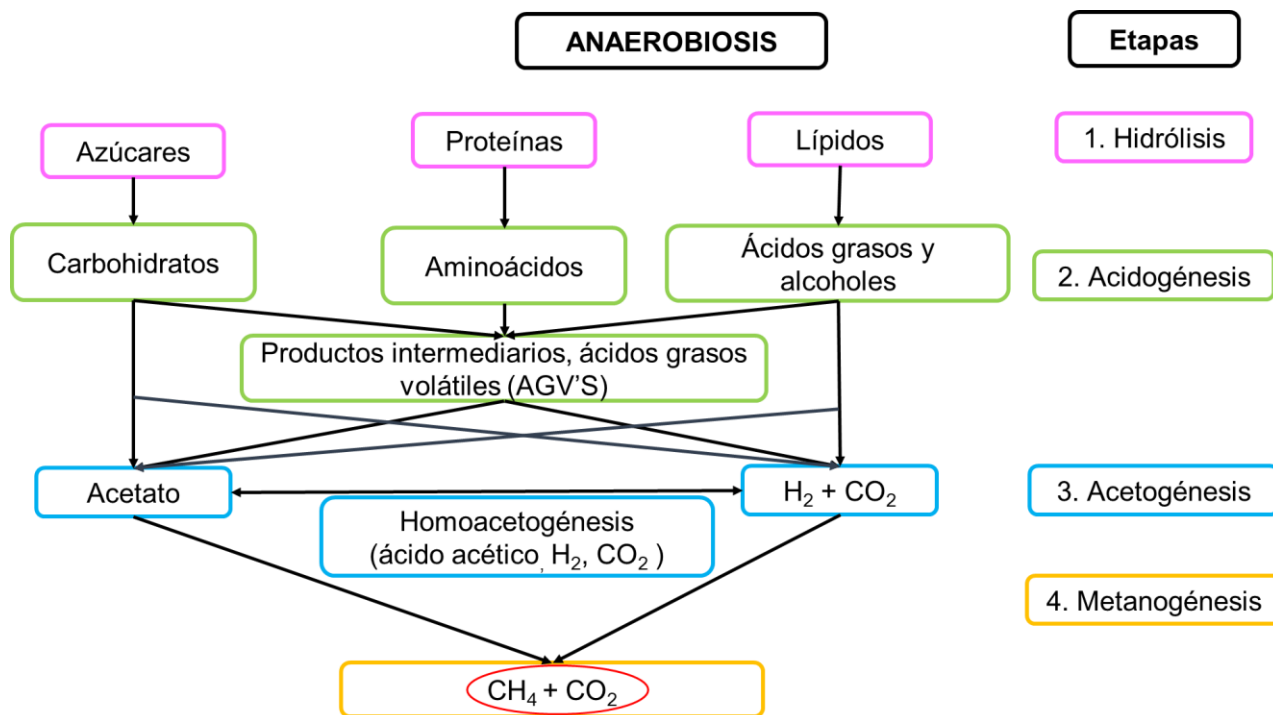


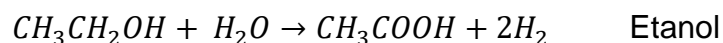
Figura 2. Esquema de reacciones de la digestión anaerobia.

- 1. Hidrólisis:** La hidrólisis es la fase en la cual los consorcios bacterianos (*Clostridium*, *Bacteroides*, *Bacillus*, *Enterobacter*, *Pelobactery*, *Acetobacterium*, *Micrococcus* y *Staphylococcus*) transforman los azúcares, proteínas y lípidos en carbohidratos, aminoácidos, ácidos grasos de cadena larga (AGCL) y alcoholes (A, 1994; Bermúdez, Rodríguez, Martínez, 2010; Guitiérrez, L, A, & C, 2001). El mecanismo de degradación comienza con la formación de “celulosoma”, una complejo multienzimático formado por bacterias hidrolíticas para la degradación de sustratos orgánicos, en el que se liberan diferentes enzimas hidrolíticas como glucanasas, hemicelulasas, quitinasas y liganasas. En el celulosoma, se forman diversos enlaces complejos entre bacterias, enzimas y sustratos, y los enlaces covalentes de los polímeros de los sustratos se dividen en una reacción química en presencia de H₂O. Normalmente, el O₂ disuelto es utilizado por anaerobios facultativos, lo que provoca un bajo potencial redox necesario para las bacterias hidrolíticas obligatoriamente anaeróbicas. La degradabilidad de diferentes polímeros depende del tipo, composición y complejidad de los polímeros; por ejemplo, la hidrólisis de los carbohidratos tiene lugar en unas

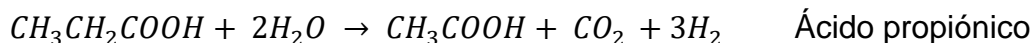
pocas horas, mientras que la hidrólisis de las proteínas y los lípidos puede tardar unos días. De manera similar, la degradación de la lignocelulosa y la lignina es lenta e incompleta (Laiq et al., 2019).

2. Acidogénesis: La acidogénesis es la fase posterior a la hidrólisis en la cual los consorcios bacterianos (*Syntrophomonas wolfei*, *Syntrophobacter wolinii*, *Syntrophomonas sapovorans*, *Syntrophosparabryantii* y *Syntrophus buswelli*, *Acetobacterium wodii*, *Acetobacterium wieringae*, *Clostridium aceticum*, *Clostridium formicoaceticum*) (A, 1994) transforman la materia orgánica disuelta producida por las hidrolíticas (azúcares y aminoácidos) en ácidos grasos volátiles (AGV's), dióxido de carbono (CO₂) e hidrógeno (H₂). Los ácidos orgánicos que se forman durante esta etapa son el ácido butírico, el ácido propiónico, ácido valérico y el ácido acético con la liberación de algunos otros compuestos como alcoholes, H₂ y CO₂. Normalmente, la concentración de los iones de hidrógeno formados intermedicamente afecta el tipo de productos de fermentación; es decir, cuanto menos compuesto reducido se forma con el aumento de la presión parcial del hidrógeno y viceversa. Generalmente, en la digestión anaerobia están presentes dos tipos de comunidades bacterianas acidogénicas: anaeróbicos acidogénicos facultativos y anaeróbicos acidogénicos obligatorios (Laiq et al., 2019).

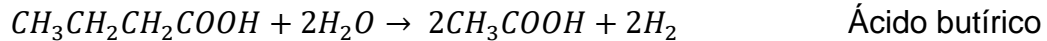
3. Acetogénesis: La Acetogénesis es la etapa en la cual los consorcios bacterianos (*Syntrophomonas wolfei*, *Syntrophobacter wolinii*, *Syntrophomonas sapovorans*, *Syntrophosparabryantii* y *Syntrophus buswelli*, *Acetobacterium wodii*, *Acetobacterium wieringae*, *Clostridium aceticum*, *Clostridium formicoaceticum*) (A, 1994) transforman los AGV's en acetato, H₂ y CO₂. Las bacterias acetogénicas transforman el etanol, el ácido propiónico y el ácido butírico en ácido acético a través de las siguientes reacciones (1, 2 y 3):



(Reacción 1)



(Reacción 2)



Ácido butírico

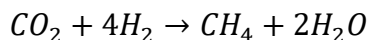
(Reacción 3)

La formación de acetato se produce mediante un mecanismo que se realiza por bacterias acetogénicas. El primer grupo de bacterias, normalmente se denomina bacterias homoacetogénicas y reducen constantemente el H₂ y el CO₂ a acetato, si la presión parcial de H₂ aumenta debido a la acumulación de H₂, entonces cesa la actividad de las bacterias formadoras de acetato, lo que resulta en la pérdida de producción de acetato. La conversión de ácidos grasos volátiles (AGV's) en acetato también depende de la presión parcial de H₂, que debe ser muy baja para una conversión eficiente de AGV's en acetatos. Cualquier variación en dicha interacción resultaría en la acumulación de AGV's en el sistema y afectaría el rendimiento general de la anaerobiosis. Algunas bacterias llamadas bacterias oxidantes de acetato sintróficas rara vez están presentes en el paso acetogénico; estas bacterias normalmente estabilizan el proceso de digestión anaerobia, particularmente cuando el proceso pasa por fluctuaciones ambientales. Por ejemplo, bajo concentraciones elevadas de amoníaco, AGV's, metales pesados y sulfuros, las bacterias oxidantes de acetato sintróficas convierten predominantemente el acetato en H₂ y CO₂, que frecuentemente son consumidos por los metanogénicos hidrogenotróficos para la producción de metano. La disminución en la concentración de acetato, a su vez, respalda la actividad de los metanogénicos acetotróficos que contribuyen con más del 70% (Algapani et al., 2019).

4. Metanogénesis: La Metanogénesis es el paso final de la anaerobiosis y es única etapa estrictamente anaerobia en la cual los consorcios bacterianos (*Methanosarcinamazei*, *Methanosarcinabarker*, *Methanosaetaoehngeni* y *Methanosaetaconcilli*) (A, 1994; Gerardi, 2003) utilizan una cantidad restringida de sustratos que contienen acetato, H₂ y CO₂ para convertirlos en CH₄.

Los consorcios metanogénicos se subdividen en dos categorías:

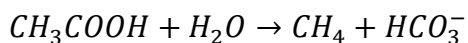
1. Los metanogénicos hidrogenotróficos (quimiolitotrofos que utilizan hidrógeno) convierten el hidrógeno y el CO₂ en CH₄ y H₂O:



$$\Delta G^\circ = -32.5 \text{ kcal/mol}$$

(Reacción 4)

2. Los metanogénicos acetotróficos (metanógenos acetoclastos o de división de acetato) convierten el acetato en CH₄ y HCO₃⁻:



$$\Delta G^\circ = -7.44 \text{ kcal/mol}$$

(Reacción 5)

Los metanogénicos acetotróficos son responsables de la mayor parte de la producción de metano y son relativamente más altos en su abundancia, como el género *Methanosaeta* (X. Li et al., 2017; Zhang, Xiao, Peng, Su, & Tan, 2013), y tiene vías metabólicas versátiles que son relativamente tolerantes a las dificultades (pH bajo y AGV's altos) (Da Silva, Astals, Peces, Campos, & Guerrero, 2018; Khan et al., 2018). Por el contrario, los metanogénicos hidrogenotróficos tienen una abundancia relativamente menor en la digestión anaerobia en comparación con los metanogénicos acetotróficos. Además, los metanogénicos hidrogenotróficos son más tolerantes en condiciones adversas que los metanogénicos acetotróficos. Normalmente, se observa un cambio drástico de población en la comunidad metanogénica de acetotrófica a hidrogenotrófica en condiciones perturbadas (Guermazi-Toumi, Chouari y Sghir, 2018; Kadier et al., 2018; Ziels et al., 2018).

2.5 Producción de biogás

Una característica esencial de los sistemas anaerobios es la producción de una combinación de gases denominada biogás. Los componentes clave de esta combinación son el CO₂ y el CH₄, desechos derivados del metabolismo anaerobio de los microorganismos. La existencia de gases traza como el monóxido de carbono (CO), el ácido sulfhídrico (H₂S), el H₂ y otros, entre estos elementos, el CH₄ es el componente que proporciona las propiedades de combustión (Curry & Pillay, 2012).

El CH_4 es conocido como el hidrocarburo más sencillo debido a su estructura. La molécula de CH_4 está compuesta por un átomo de carbono vinculado a cuatro átomos de hidrógeno. En la industria química se le considera materia prima para la creación de productos sintéticos, recientemente ha demostrado resultados positivos como fuente de energía alterna, a partir del biogás producido en la descomposición de desechos orgánicos, el cual contiene alrededor del 55 al 70% de CH_4 y del 30 al 45% de CO_2 .

2.6 Tipos de reactores anaerobios

2.6.1 Reactor de mezcla completa

El reactor de mezcla completa se compone de un contenedor cerrado que recibe alimentos y expulsa la masa digerida y el biogás generado. La alimentación puede ser administrada de manera constante o en periodos de tiempo previamente establecidos. El reactor cuenta con un sistema de agitación para lograr una adecuada homogeneización. Debido a la hidrodinámica de mezcla completa que se lleva a cabo, resulta imprescindible trabajar con tiempos hidráulicos de residencia adecuados, usualmente de 20 d, para evitar el lavado de la biomasa activa. El uso primordial de estas tecnologías es la descomposición de desechos sólidos o semi-sólidos con alta carga orgánica, como pueden ser los lodos de plantas de tratamiento aeróbicos, la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos, desechos agroganaderos y residuos industriales.

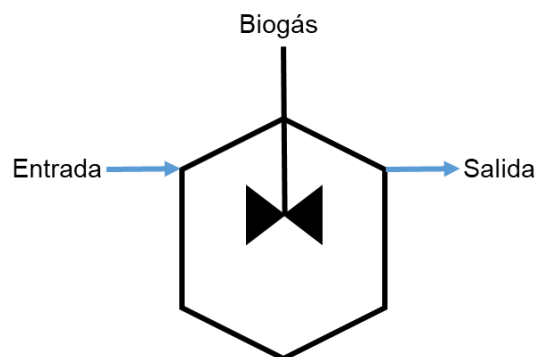


Figura 3. Reactor de mezcla completa

2.6.2 Reactor de contacto anaerobio

El reactor de mezcla completa es un reactor de mezcla completa al cual se le adiciona una etapa de sedimentación con el fin de separar y recircular los

gránulos anaerobios y de esta manera evitar su lavado, estos reactores se aplican principalmente cuando se pretende digerir líquidos, cuya etapa limitante no es la hidrólisis, y la cinética global se caracterizan por la rapidez adecuada para funcionar con periodos hidráulicos de residencia de pocos días o incluso horas.

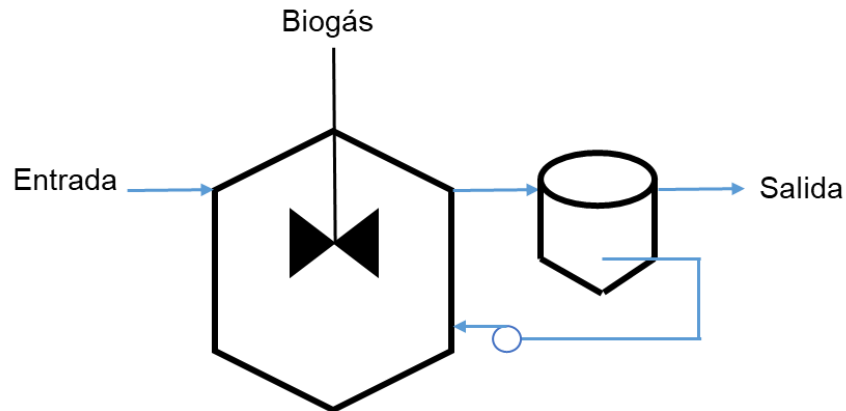


Figura 4. Reactor de contacto anaerobio

2.6.3 Reactor anaeróbico con membranas (AnMBR)

Los reactores con membranas, debido a sus particularidades, tienen la capacidad de retener completamente los sólidos, evitando así la pérdida total de biomasa activa. Con esta tecnología se puede incrementar significativamente el tiempo de residencia de los sólidos, situación particularmente relevante en sistemas con baja velocidad de crecimiento de los microorganismos.

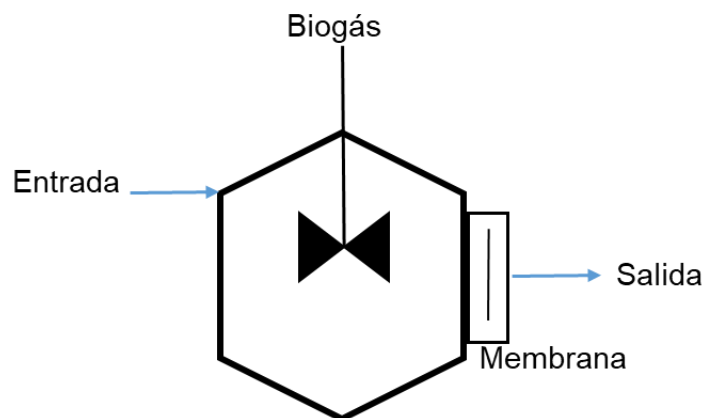


Figura 5. Reactor anaeróbico de membrana

2.6.4 Filtros anaerobios

Los filtros utilizan un material de relleno que permite que el fluido que se busca depurar fluya. En los filtros, existen dos tipos de procesos que mantienen la biomasa activa, generan biopelículas y mantienen la biomasa libre. Microorganismos se adhieren al material de relleno, creando una biopelícula de biomasa activa. Además, en el espacio que se conserva como fisuras entre las partículas de soporte, se retiene biomasa.

Existen dos tipos de flujo, ascendente y descendente. En ambos, se pueden realizar recirculaciones para aumentar la velocidad de flujo del líquido y mejorar el contacto, la transferencia del sustrato y la liberación del biogás generado.

La principal dificultad de la tecnología radica en el incremento de la caída de presión, causado por la acumulación de sólidos dentro del filtro, que en situaciones extremas puede llegar a saturarse, obstaculizando el paso del líquido. Por la misma situación, los filtros no son idóneos para el tratamiento de aguas con un alto porcentaje de sólidos suspendidos.

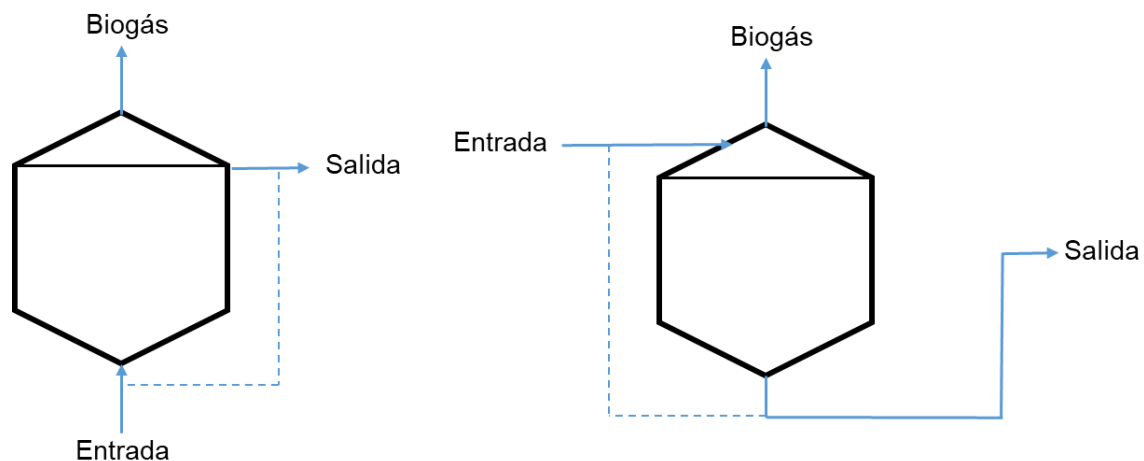


Figura 6. Filtros anaerobios

2.6.5 Lechos fluidizados y expandidos

Estos reactores también funcionan con biomasa inmovilizada en forma de biopelícula, siendo posible crear una biopelícula sobre una pequeña partícula de material de soporte, lo que resulta en la obtención de una biopartícula. Cuando un lecho poroso compuesto por biopartículas se encuentra en contacto con un líquido

de flujo ascendente, la conducta del lecho varía dependiendo de la velocidad ascendente. Inicialmente, a velocidades bajas, las partículas permanecen inmóviles, preservando así la estructura de este. El lecho "se esponja" a una velocidad específica y, desde ese instante, cualquier incremento en la velocidad ascendente del fluido se expresa en una expansión del lecho, que se percibe en un incremento de su longitud. Según el nivel de expansión, el lecho generalmente se denomina expandido (aumento del orden del 15%) o fluidizado (aumento del orden del 30%).

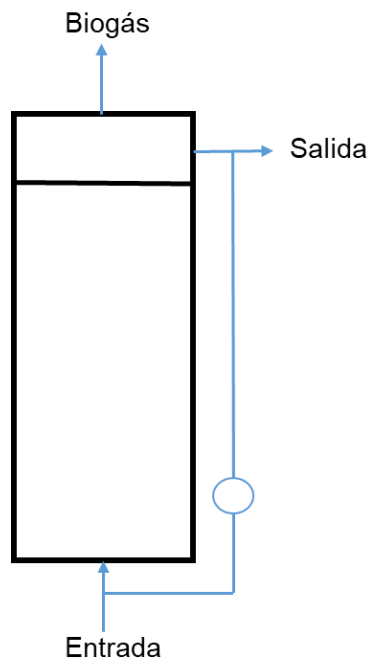


Figura 7. Lechos fluidizados y expandidos

2.6.6 Reactores expandidos granulares

En esencia, los reactores expandidos granulares son lechos ampliados que, en vez de manipular biopartículas creadas en materia de soporte, lo realizan con gránulos de tipo UASB. La diferencia principal con UASB radica en que para ampliar el lecho se requiere operar con velocidades ascendentes, que son aproximadamente 10 veces mayores.

2.6.7 RAFA (Reactor de Flujo Ascendente)

El reactor RAFA, también conocido en inglés como Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB), se basa en la formación de un espeso manto de lodo en la parte

baja del reactor, donde se desarrollan los procesos bacterianos que llevan a la eliminación de la contaminación orgánica. Este manto o manto de lodos se genera a partir de la acumulación de sólidos suspendidos y bacterias en desarrollo. El flujo de aguas residuales provoca turbulencia y el frecuente burbujeo debido a la producción de biogás son suficientes para garantizar un adecuado contacto entre el agua residual y la biomasa bacteriana. La estructura de un RAFA se muestra en la siguiente Figura 8:

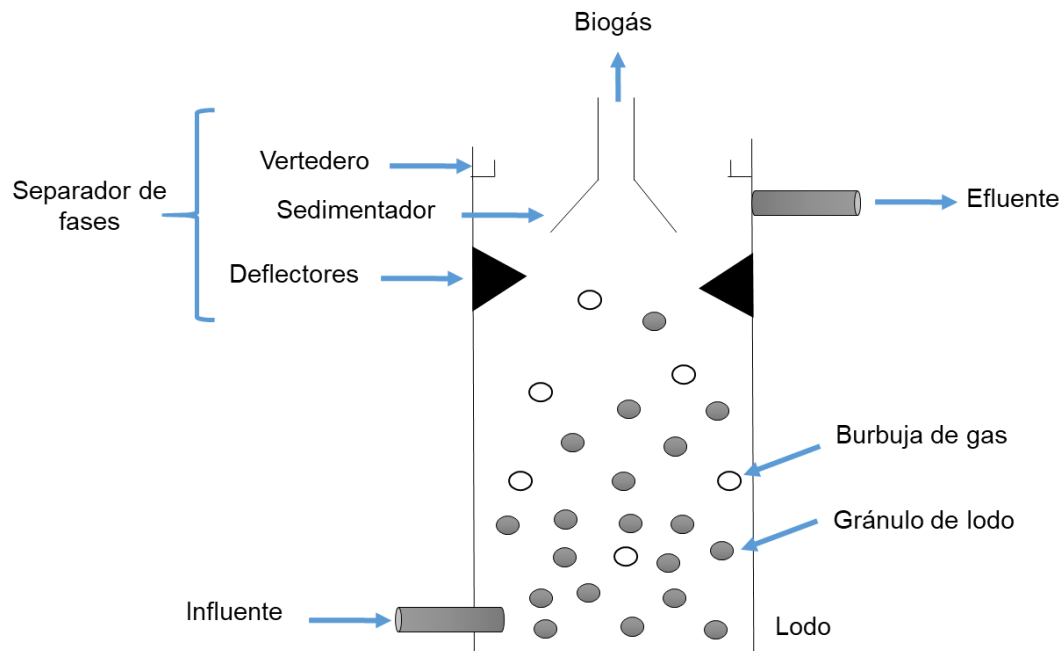


Figura 8. Estructura del reactor anaerobio RAFA

El reactor UASB tiene diferentes ventajas a comparación con procesos aerobios como son: una alta eficiencia en remoción de cargas, fácil construcción y operación, ocupación de poco espacio, requiere un bajo consumo energético, baja producción de lodos a comparación de los procesos aerobios y bajos tiempos de retención hidráulica (Fernández - Polanco & Seghezzeo, 2015).

2.7 Parámetros para reactores anaerobios

La digestión anaerobia está influenciada principalmente por pH, alcalinidad, concentración de AGV's, relación AGV's/alcalinidad (alk), temperatura, composición del sustrato y toxicidad. A continuación, se describen las principales variables de

diseño que deben de tomarse en cuenta para lograr la adecuada operación del proceso anaerobio.

2.7.1 pH

Se considera un parámetro de control común debido a su sencillez para medir, proporcionando datos de forma indirecta sobre la concentración de AGV's, el potencial redox, la presión parcial de hidrógeno y la alcalinidad (Robles, 2008). El crecimiento de microorganismos mantiene una fuerte correlación con un rango específico de pH, que varía entre 6.8 y 7.5 (X. Li et al., 2017); sin embargo, también es posible que el proceso de digestión ocurra en el rango 6.0-8.0, cuando se cuentan con reactores estabilizados y adaptados. (Fernández - Polanco & Seghezzo, 2015).

2.7.2 Alcalinidad

La alcalinidad (ALK) está compuesta principalmente por hidróxidos, carbonatos y bicarbonatos que tienen la capacidad buffer para la amortiguación de los cambios drásticos en el pH, permitiendo la operación estable del reactor, por lo que la concentración de alcalinidad debe ser superior a los 1000 mg CaCO₃ L⁻¹, con un rango que varía típicamente entre 1000 y 5000 mg CaCO₃ L⁻¹; para altas concentraciones de sustrato la alcalinidad puede estar en el rango de 12 000 a 18 000 mg CaCO₃ L⁻¹, esto con el fin de evitar la acidificación del reactor por la producción de AGV's en la etapa acidogénica; la alcalinidad es favorecida por la etapa metanogénica (reacción 5) en donde se producen bicarbonatos que contribuyen con su concentración (Diaz, Madejón, López, López, & Cabrera, 2002; Fernández - Polanco & Seghezzo, 2015; Sandoval & Castillo, 2007; Tchobanoglous, G., Theisen, H. y Vigil, 1994)

2.7.3 Concentración de AGV's

La acumulación de AGV's en el reactor indica una desestabilización provocada por el aumento de la actividad de los microorganismos acidogénicos y un desajuste en las cinéticas de las reacciones en las etapas acetogénica y metanogénica. Por ende, se considera que un reactor está estable cuando la concentración de AGV's es menor a 500 mg AGV's L⁻¹ (Komemoto et al., 2009).

2.7.4 Relación de ácidos grasos volátiles/alcalinidad (AGV's/ALK)

La relación entre los ácidos grasos volátiles (AGV's) y la alcalinidad del sistema es adecuada cuando se encuentra en valores menores a 0.2, cuando este valor es superior indica desestabilización del proceso, debido al aumento de AGV's que provocan una disminución de pH, causando la inhibición de la actividad en los microorganismos metanogénicos (Caicedo & Marín., 2006).

2.7.5 Temperatura

La temperatura es un parámetro de importancia debido a que su control permite mantener estables las velocidades de reacción y como consecuencia el proceso anaeróbico, el rango de temperatura en el cual se ha observado mayor velocidad de degradación es entre 35 y 38° C, valores que se encuentran clasificados en el rango mesofílico (Catalán & Corvalan, 2002; Latif, M. A., Ahmad, A., Ghufuran, R., y Wahid, 2014; Metcalf & Eddy, 2003).

2.7.6 Composición del sustrato

Los contenidos de los residuos alimentados al reactor deben contener los macronutrientes (C, N, S, P, K, Mg, Ca, Fe, Na y Cl) y micronutrientes (Zn, Mn, Se, Co, Cu, Ni, W) que son requeridos para el desarrollo de los microorganismos (Mata, 2003; Robles, 2008; Tchobanoglous, G., Theisen, H. y Vigil, 1994), además estos deben de estar libres de oxígeno disuelto, concentraciones inhibitorias de amoníaco, metales pesados y sulfitos. La relación recomendada de C/N/P al inicio de la operación es 600/5/1 respectivamente, y durante la operación en estado estable es recomendable que la relación sea de 300/5/1 (Mata, 2003). El nitrógeno amoniacal presente en el reactor deben ser concentraciones máximas entre el intervalo de 600-900 mg L⁻¹, por encima de estas concentraciones inhibe los microorganismos y se eleva el valor de pH. Los microorganismos asimilan el fósforo en forma de ión fosfato; sin embargo, suele ser un obstáculo para el crecimiento de los microorganismos debido a la baja solubilidad de diversos fosfatos inorgánicos. Además, puede actuar como inhibidor a concentraciones superiores a 200 mg L⁻¹ (Robles, 2008; Tchobanoglous, G., Theisen, H. y Vigil, 1994).

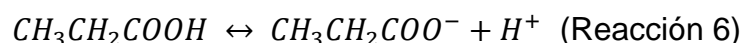
2.7.7 Toxicidad

Algunos compuestos tóxicos promueven la actividad biológica cuando se hallan en ciertas concentraciones. Si se excede este límite, el incremento en la concentración provoca la inhibición de las fases anaerobias. Entre los nutrientes a controlar se incluyen el nitrógeno, fósforo, azufre, hierro, níquel, zinc, sodio, potasio y calcio, entre otros (Fernández - Polanco & Seghezzi, 2015).

Existe una variedad de compuestos que pueden inhibir los procesos anaeróbicos. Para su estudio, se pueden categorizar en tres grupos principales: compuestos que se producen como productos intermedios en las reacciones metabólicas y compuestos que de manera accidental ingresan al reactor:

1. Sustancias que se generan como productos intermediarios en las reacciones metabólicas.

- AGV's: la acumulación de AGV's causa una disminución del pH, lo que implica inhibición, ya que la forma no disociada del ácido tiene la capacidad de infiltrarse en la membrana celular, generando toxicidad en los microorganismos internos.
- H₂: un alto nivel de hidrógeno tiene la capacidad de generar valores positivos dependiendo de la energía libre de Gibbs ($G > 0$), ocasionando así un bloqueo en el proceso de reacción.



- H₂S: es producido por las bacterias sulfato-reductoras a partir del sulfato presente en la alimentación y posee propiedades inhibitorias de la acidificación del sistema, el cual se puede encontrar en la fase líquida del reactor debido a su solubilidad.
- Amoníaco: el pH desempeña un rol fundamental en el balance de disociación entre amoníaco/amonio. La forma NH₃ provoca graves problemas de toxicidad en los procesos anaerobios, por lo que resulta crucial desplazar la reacción hacia la derecha.

2. Sustancias que de forma accidental penetran en el reactor.

- Oxígeno: no se considera un problema la introducción de pequeñas cantidades de oxígeno junto con la alimentación, ya que los microorganismos que inician el proceso de degradación son capaces de hacerlo. No obstante, la introducción a gran escala de oxígeno resulta en la pérdida de la condición de anaerobiosis.

Para el correcto proceso del biorreactor con buena eficiencia de producción de biogás, se realizan diversos tipos de pruebas dependiendo del parámetro a cuantificar, aunque en la práctica, para todos estos se emplean los mismos dispositivos experimentales, incluyendo las pruebas BMP.

2.8 Pruebas BMP

Para llevar a cabo pruebas y/o ensayos de anaerobiosis se requieren de sustratos para aportar alimento a los microorganismos que llevaran a cabo el proceso, por lo que una de las alternativas son el aprovechamiento de residuos; en los ensayos, llamados en inglés “*Biochemical Methane Potential*” (BMP), permiten evaluar la capacidad que tiene el sustrato para convertirse en metano, y la velocidad con la que un gramo de sustrato puede generar metano o la velocidad con la que la DQO relacionada disminuye, cuyas unidades del potencial metanogénico son:

mL CH₄ producido/g SSV sustrato.

g DQO_{ELIMINADA} /g SSV sustrato.

Los ensayos de medición del potencial bioquímico de metano (BMP) se utilizan principalmente para determinar: (1) la porción biodegradable de un residuo; (2) la producción de CH₄ o biogás de un residuo; y (3) la posibilidad del tratamiento anaeróbico. La Tabla 2 contiene las condiciones habituales del ensayo.

Tabla 2. Condiciones estándar del ensayo de BMP.

Temperatura
30 – 35 °C
Sustrato
Sustrato (Sólidos o líquidos)
Nutrientes
Macronutrientes (N, P, Ca, Mg)
Micronutrientes (Fe, Co, Mn, B, Cu, Mo, Se, Ni, Zn)
Inóculo
Varios orígenes (Cervecera, Papelera, Azucarera, Plantas municipales)
5000 mg SSV/ L (o concentración en planta)

2.9 Diseño de experimentos Taguchi

Un diseño de experimentos (DOE) es una metodología utilizada en la investigación científica y en la industria para planificar y ejecutar experimentos de manera sistemática y eficiente. El objetivo principal de un DOE es obtener la máxima cantidad de información relevante utilizando el menor número posible de experimentos, que permite a los investigadores y científicos obtener conclusiones sólidas y confiables sobre cómo ciertas variables afectan un proceso o un sistema, lo que a su vez puede conducir a mejoras en la eficiencia, calidad y rentabilidad de productos y procesos industriales.

Los diseños ortogonales son un tipo específico de diseño de experimentos que se caracterizan por tener ciertas propiedades matemáticas importantes. En un diseño ortogonal, cada nivel de cada factor se combina igualmente con cada nivel de los otros factores, lo que significa que las interacciones entre los factores se distribuyen de manera equitativa en todo el diseño, uno de estos diseños es el diseño Taguchi, que utiliza los arreglos ortogonales, estos calculan los impactos de los factores en la media de respuesta y en la variación; cada factor puede ser evaluado sin tener en cuenta todos los demás factores, de tal forma que el impacto de un factor no influye en la estimación de otro, lo que disminuye el tiempo y el costo vinculados al experimento al emplear diseños fraccionados.

Los diseños de Taguchi reconocen que no se pueden regular todos los elementos que provocan variabilidad. Estos elementos que no son controlables se conocen como factores de ruido. Los diseños de Taguchi buscan identificar elementos controlables que disminuyan la influencia de los factores de ruido. En el experimento, se manejan los factores de ruido para generar variabilidad y posteriormente se establece la configuración ideal de los factores de control para que el proceso o producto sea robusto frente a la variación provocada por los factores de ruido.

3. ANTECEDENTES

3. ANTECEDENTES

3.1 Antecedentes de energía a partir de biogás

En la actualidad, se buscan alternativas de energías para reducir el consumo de combustibles fósiles. Una opción es la generación de biogás, que es un recurso renovable. Este puede ser adquirido mediante el tratamiento de aguas residuales con elevados niveles de carga orgánica, mediante la digestión anaerobia.

Un beneficio de los procesos anaerobios en comparación con los tratamientos aerobios radica en la reducción del uso de energía requerido para la degradación de la carga orgánica, al no necesitar la adición de oxígeno. Además, la generación de biogás puede ser empleada en el proceso de producción o en el propio tratamiento. (Cuetos, M., Gómez, X., Otero, M. and Morán, 2008).

Las configuraciones de los diferentes tipos de reactores que se han empleado en el proceso anaeróbico tienen un impacto directo sobre la eficiencia de reacción y uno de los objetivos del aprovechamiento de los residuos es maximizar la generación de biogás y su contenido de metano. Particularmente cuando se requiere el proceso de degradación de materia orgánica en aguas residuales, el reactor frecuentemente utilizado es el UASB, por sus siglas en inglés "Blanket Anaerobic Sludge Upflow" o RAFA por sus siglas en español "Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente" (Bermúdez, Rodríguez, Martínez, 2010).

La producción de biogás de los procesos anaeróbicos se comenzó a implementar en la iluminación y calefacción en los procesos de tratamiento de aguas residuales, buscando posibles usos en efluentes de diversas industrias. (Bermúdez, Rodríguez, Martínez, 2010) y puede ser utilizado todo el año para satisfacer los requerimientos de energía en tecnologías de tratamiento de aguas residuales (Zhenjie R., Zhili C., Hou L., Wang W., Xiong K., Xiao X., 2012).

Debido a la necesidad de la implementación de tecnologías que favorezcan el desarrollo sustentable del país, es preciso impulsar el uso de energías renovables, y el aprovechamiento de residuos, que además de disminuir el impacto al medio ambiente también se contribuye con la generación de nuevos empleos (Mayagoitia, 2007).

Con la finalidad de generar el conocimiento que permita la producción de energía limpia, se han desarrollado investigaciones en las cuales se evalúa el potencial de producción de CH₄, a partir de diferentes sustratos.

Derbal y col. (2009) investigaron un proceso de codigestión anaeróbica para el tratamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos junto con los residuos de lodos activados procedentes de una planta de tratamiento de aguas residuales municipal. La operación se realizó en un digestor de 2000 m³ de volumen a un tiempo promedio de retención hidráulica de 26.9 días con una tasa de carga orgánica promedio de 1.01 kg SV/m³ día, a una temperatura de 37 °C, y con un promedio de producción de gas de 0.296 m³/m³ día. Los resultados de la experimentación tuvieron un buen ajuste contra los resultados simulados, para el pH, los porcentajes de metano y dióxido de carbono, el volumen de biogás, la demanda química de oxígeno, los ácidos grasos volátiles totales, el nitrógeno inorgánico y el carbono inorgánico (Derbal, K., Bencheikh-lehocine, M., Cecchi, F., Meniai, A. and Pavan, 2009).

3.2 Antecedentes de residuos de alimentos

Zhu y col. (2008), estudiaron la coproducción de H₂ y CH₄ a partir de desechos de papa, el proceso de producción de hidrógeno se realizó en una primera etapa y posteriormente la producción de metano se realizó en una segunda etapa. La etapa de CH₄ fue operada tanto en flujo continuo como semicontinuo bajo TRH de 30 h y 90 h, respectivamente, a pH controlado de 7. Las tasas de producción de biogás máximas y promedio en el reactor de CH₄ durante los 74 días de flujo semicontinuo fueron 187 y 141 mL h⁻¹, respectivamente, con concentración promedio de CH₄ del 76%, remoción del 70% de sólidos volátiles y el 64% de la DQO total en la materia prima. Los rendimientos de CH₄ de los residuos de papa fueron 30 L kg⁻¹ sólidos totales (con un máximo de 68 L kg⁻¹) para el TRH de 30 h y 183 L kg⁻¹ sólidos totales (con máximo de 225 L kg⁻¹) para el TRH de 90 h. El rendimiento energético total obtenido fue 2.14 kW h kg⁻¹ sólidos totales, con máximo de 2.74 kW h kg⁻¹ sólidos totales (Zhu, Seto, Stadnyk, & Be, 2008).

Park y colaboradores (2010), realizaron dos etapas para la producción de H₂ y CH₄, utilizando la melaza como única fuente de carbono para proceso de

producción de biogás en dos etapas. El proceso de dos etapas consistió en dos partes, el reactor de H₂ de la primera etapa a pH 5.5 y 35 °C y el reactor de CH₄ de segunda etapa a pH 7.0 y 35 °C. En la primera etapa, el H₂ fue producido eficientemente de melaza diluida con la tasa de producción más alta de 2.8 ±0.22 L-H₂ / L-reactor / d para un TRH de 6 h. En la segunda etapa, se produjo CH₄ a partir de azúcares residuales y ácidos grasos volátiles con una tasa de producción de 1.48 ±0.09 L-CH₄ / L-reactor / d en el TRH de 6 d, con eficiencia general de eliminación de DQO del proceso de dos etapas de 79.8%. Además, se realizó análisis de la comunidad microbiana en el cual se encontró que el *Clostridium butyricum* era la principal bacteria productora de hidrógeno y metano, seguido de las bacterias hidrotróficas *Methanobacterium beijingense* y bacterias acetotróficas *Methanotherix soehngeni* (Park, Jo, Park, Lee, & Park, 2010).

Djalma Nunes Ferraz Júnior y col (2016); evaluaron el desempeño de reactores termófilos metanogénicos de flujo ascendente de lodos (UASB), operados continuamente en sistemas de vinaza de una sola etapa (UASB I) y dos etapas (UASB II) durante la temporada de cosecha de caña de azúcar (180 días). Los rendimientos máximos de metano fueron 250.9 NmL CH₄ g 1COD eliminado y 316.0 NmL CH₄.g 1COD eliminado para UASB I y II, respectivamente, correspondientes al 71.7% y 90.3% del rendimiento máximo teórico de metano (350 NmL CH₄ g 1COD eliminado). Además, la producción de energía del sistema de dos etapas fue 25.7% mayor que la del sistema de una sola etapa, lo que indica la necesidad de una fase acidogénica para mejorar la eliminación de materia orgánica y la extracción de energía de la vinaza de caña de azúcar (Djalma Nunes Ferraz Júnior, A., Koyama, M., de Araújo Júnior, M. and Zaiat, 2016).

Pavi y colaboradores (2017) investigaron la codigestión anaeróbica de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) y los residuos de frutas y verduras (RFV) se evaluaron en términos de biogás y rendimiento de CH₄, tasa de eliminación de sólidos volátiles (SV) y estabilidad del proceso. El experimento por lotes fue realizado en condiciones mesofílicas (35 °C), con cuatro relaciones FORSU / RFV diferentes. El rendimiento de CH₄ de la co - digestión fue mayor que

la mono - digestión para FORSU y RFV. La relación de mezcla óptima de se encontró que FORSU / RFV era 1/3. El biogás acumulado promedio y el rendimiento de CH₄ en esta condición fue 493.8 N mL g⁻¹ SV y 396.6 N mL g⁻¹ SV, respectivamente, y el SV tasa de eliminación fue del 54,6%. En comparación con la mono-digestión de FORSU y RFV. El aumento promedio en el rendimiento de CH₄ fue 141% y 43.8%, respectivamente (Pavi, Kramer, Gomes, & Miranda, 2017).

Algapani y colaboradores (2018), desarrollaron la investigación para la producción de CH₄, a partir de residuos de comida en dos etapas de digestión anaerobia con recirculación, esto con el fin de determinar los efectos de la recirculación del sustrato sobre la eficiencia energética y la estabilidad del proceso. La energía recuperada del proceso de recirculación disminuyó la producción de CH₄ de 526 L Kg⁻¹ SV sin recirculación a 234 L Kg⁻¹ SV con recirculación (Algapani et al., 2019).

Choudhury y Lansing (2019), de Producción de CH₄ y sulfuro de hidrógeno a partir de co-digestión de residuos gomosos con un desperdicio de alimentos, desechos de grasa y mezcla de estiércol lácteo. Un producto gomoso de desechos vitamínicos (GDV) se evaluó como un sustrato de codigestión mediante pruebas de digestión anaerobia por lotes. El producto GDV fue agregado a cuatro niveles de inclusión (0%, 5%, 9% y 23% en masa húmeda) a una mezcla de sustrato de co-digestión de estiércol (MSCE), desperdicio de alimentos (DA) y desperdicio de grasa (DG) y en comparación con la mono-digestión de los sustratos GDV, MSCE, DA y DG. Todos los tratamientos de codigestión GDV aumentaron significativamente el rendimiento de CH₄ en 126 – 151% (336–374 mL de CH₄ g⁻¹ de sólidos volátiles (SV) en comparación con el tratamiento solo con MSCE (149 ml de CH₄ / g SV). Los tratamientos de codigestión GDV también disminuyeron significativamente el ácido sulfhídrico (H₂S) en el biogás en un 66–83% (35.1–71.9 mL H₂S kg⁻¹ SV) en comparación con solo CE (212 mL H₂S kg⁻¹ SV) debido al bajo contenido de azufre (S) en los desechos de GDV. El estudio mostró que GDV es un sustrato de co - digestión potencialmente valioso para el estiércol lácteo. La alta densidad de SV y baja la humedad y el contenido de S de GDV resultaron en mayores rendimientos de CH₄ y menores concentraciones de H₂S (Choudhury & Lansing, 2019).

3.3 Antecedentes de residuos de la industria licorera

Por otra parte, también hay investigaciones para la generación de biogás a partir de vinazas, residuo de la producción de alcoholes de diferentes precursores; para el aprovechamiento de dicho deshecho.

Fu y colaboradores (2017), produjeron H_2 y CH_4 , con vinazas de cerveza como sustrato, a partir de la digestión anaeróbica, utilizando una y dos etapas. Durante la digestión, el rendimiento de H_2 y CH_4 anaeróbico en dos etapas fue de 14,8 y 274 mL g^{-1} de sustrato SV, respectivamente. El rendimiento de CH_4 de la digestión anaeróbica en dos etapas fue 10.8% mayor que el de una etapa. Durante el proceso de producción de CH_4 , la fase de retraso de la anaerobiosis fue en dos etapas. La digestión fue 9.1 días menos que la de una etapa. También, la eficiencia de eliminación de SV y la recuperación de energía de la digestión anaeróbica en dos etapas fueron 10.4% y 12.9% más altas que las de una etapa (Fu, Xu, Dai, Yuan, & Guo, 2017).

Toledo-Cervantes y colaboradores (2018), realizaron el rendimiento y dinámica microbiana en reactores de lecho empacado durante el tratamiento anaerobio en dos etapas para degradar vinazas de tequila. Se evaluaron dos reactores de lecho empacado continuo de flujo ascendente, conectados en serie durante 335 días para el tratamiento de vinazas de tequila. Se evaluaron diferentes tasas de carga orgánica que fueron desde 7.7 a 29 g-DQO $L^{-1} d^{-1}$ para el reactor acidogénico (reactor A) y de 2.7 a 12 g DQO $L^{-1} d^{-1}$ para el metanogénico (M-reactor). Los resultados mostraron que el reactor A permaneció estable baja DQO de hasta 19.4 g-DQO $L^{-1} d^{-1}$, mientras que los productos fermentativos (ácidos grasos volátiles, AGV's) se transformaron efectivamente en biogás en el reactor M (87% del rendimiento teórico de metano). Una DQO más alta (29.0 g DQO $L^{-1} d^{-1}$) en el reactor A resultó en una sobreproducción de AGV's (7.1 g ácido acético L^{-1}), lo que disminuyó la diversidad y la uniformidad de las poblaciones metanogénicas en el reactor (Toledo-Cervantes, Guevara-Santos, Arreola-Vargas, Snell-Castro, & Méndez-Acosta, 2018).

Las investigaciones anteriores fundamentan que la utilización de co-sustratos como son los residuos de la industria restaurantera de mariscos y pescados y las vinazas mezcaleras, tienen potencial para la producción de energía en forma de biogás rico en CH₄.

4. JUSTIFICACIÓN

4. JUSTIFICACIÓN

La generación y utilización de energía son la causa principal de las emisiones de gases de efecto invernadero, que son unas de los causantes del cambio climático. Las fuentes primarias de energía usadas son los hidrocarburos y corresponden al 80% de toda la energía producida y consumida, por lo que es necesario obtener energía a través de fuentes renovables, una de ellas es la producción de biogás, el cual está compuesto por H₂S, CO₂, CH₄ y componentes traza.

En las últimas décadas, entre las biomásas que han cobrado interés se encuentra la FORSU y los residuos agroindustriales, en México para el año 2020, se generaron 327.3 millones de toneladas de residuos orgánicos, con un potencial para producción de biogás, al ser rica en carbohidratos (Lay J.J., Fan K.S., 2003), un segmento de la FORSU son los residuos generados por la industria restaurantera de pescados y mariscos, los cuales además contienen alto contenido de nitrógeno y fósforo; por otro lado, las vinazas del mezcal son residuos industriales, que se han incrementado debido al aumento en la producción de mezcal en México (en 2023 se produjeron 80 millones de litros de vinazas), que contienen alta concentración de carbohidratos, sales (40 mS/cm), ácido acético, ácido láctico, glicerina, nitrógeno amoniacal, compuestos fenólicos y polifenólicos (0.450- 0.469 g de ácido gálico L⁻¹) (Diaz et al., 2002; Tejada, M., García-Martínez, A.M., 2009; Villalobos Castillejos, 2009),

Dadas las características de ambos residuos se considera que la mezcla de ambos, bajo condiciones anaerobias favorecerá la producción de biogás de alta calidad, por el complemento en nutrientes (C, N y P) y se disminuirán los daños a cuerpos de agua y suelos.

En este proyecto, tiene como principal objetivo de la obtención de energía renovable a partir de la utilización como co-sustratos los residuos sólidos urbanos provenientes de la industria restaurantera de pescados y mariscos y el residuo líquido industrial de las vinazas que provienen de la producción del mezcal.

5. HIPÓTESIS

5. HIPÓTESIS

La mezcla de vinazas mezcaleras y residuos de la industria restaurantera de pescados y mariscos, generarán el balance adecuado de carbono, nitrógeno y fósforo, con las condiciones adecuadas por los pretratamientos químico y térmico, en conjunción con el lodo enriquecido y estabilizado, favorecerá las condiciones para que mediante el proceso de anaerobiosis, se obtenga un biogás con una concentración de metano superior al 70 %.

6. OBJETIVOS

6. OBJETIVOS

6.1 Objetivo general

Desarrollar un proceso anaerobio para la producción de biogás rico en metano, a partir de la codigestión de los sustratos de un restaurante de mariscos y pescados y vinazas mezcateras.

6.2 Objetivos específicos

- I. Obtener un inóculo enriquecido y estabilizado, con las condiciones adecuadas para ser utilizado en pruebas BMP y en un reactor escala piloto.
- II. Conocer las características fisicoquímicas de las vinazas mezcateras y de los residuos de la industria restaurantera de pescados y mariscos.
- III. Evaluar la producción y composición del biogás mediante pruebas BMP, a diferentes condiciones de pretratamientos.
- IV. Determinar la producción y composición del biogás en un reactor escala piloto a partir de las mejores condiciones de pretratamiento obtenidas de las pruebas BMP.

7. METODOLOGÍA

7. METODOLOGÍA

La presente investigación se llevó a cabo en la ciudad de Morelia Michoacán, México, la cual se encuentra localizada a 19°46'06" Latitud Norte, 101° 11' 22" Longitud Oeste con una altitud media de 1920 m sobre el nivel del mar y un clima templado húmedo.

En la Figura 9 se muestran las etapas de la metodología con la cual se realizaron las pruebas experimentales.

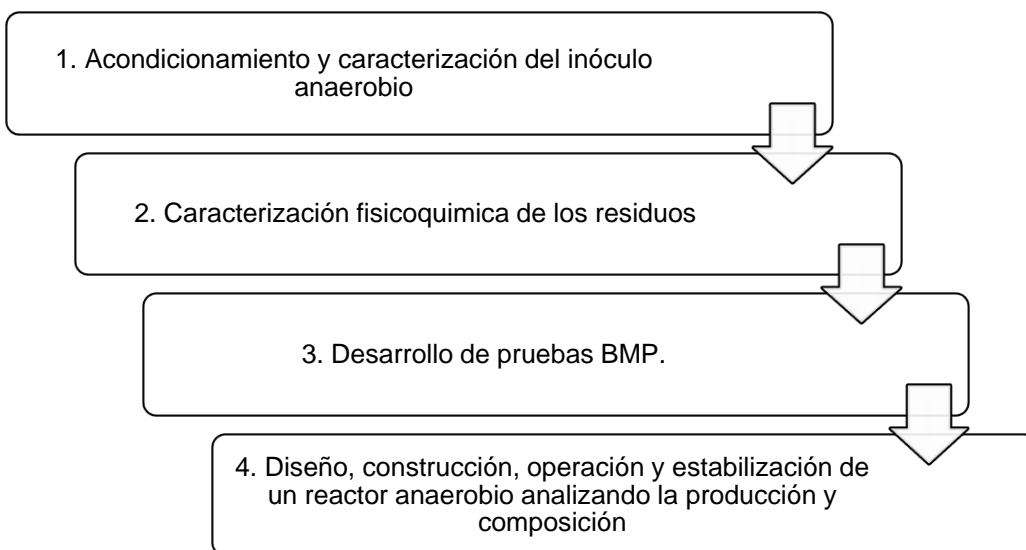


Figura 9. Diagrama general de la metodología a seguir.

7.1 Acondicionamiento y caracterización del inóculo anaerobio

El inóculo se obtuvo de una planta de tratamiento de aguas residuales municipales ubicada en Morelia, Michoacán, México, con coordenadas 19° 40' 31.3" N – 101° 12' 55.3" W, al cual fue necesario realizar un enriquecimiento con estiércol porcino que se obtuvo del "Frigorífico y Rastro de Morelia S.A de C.V" (Peu et al., 2006)(Holliger et al., 2016), por un periodo de 2 meses con una frecuencia de alimentación de cada 15 días (Castillo, 2012). Previo a la alimentación del inóculo, el estiércol se filtró con un tamiz de 1 mm de apertura para retirar materia flotante, además se le agregó agua para disminuir su concentración de sólidos volátiles totales e incrementar su fluidez; con el fin de acondicionar el pH y la alcalinidad del inóculo se adicionó con CaO (Castillo, 2012; Holliger et al., 2016; Raposo, De La Rubia, Fernández-Cegrí, & Borja, 2012). Posterior a los 2 meses y hasta los 5 meses

se monitoreo el inóculo enriquecido con los parámetros pH, relación alfa, conductividad, alcalinidad AGV's, sólidos totales, volátiles y fijos para conocer su grado de estabilización.

7.2 Caracterización de los residuos

Los parámetros analizados y los métodos de caracterización del inóculo y los residuos previo de la prueba BMP y la mezcla final después de aplicar la prueba BMP se muestran en la Tabla 3. El parámetro de alcalinidad se realizó por el método descrito por APHA Method 2520 con una solución de H₂SO₄ a concentración de 0.02N, el pH se midió por el método APHA Method 4500-H⁺ usando un potenciómetro marca Thermo Scientific ® modelo Orion Versastar Pro Advanced Electrochemistry Meter, la conductividad se evaluó con el método APHA Method 2320 se utilizó un conductímetro marca Thermo Scientific ® modelo Orion Star A325, los sólidos totales, disueltos, suspendidos, volátiles y fijos se determinaron por la metodología APHA method 2540B,C,D y E respectivamente, la DQO se evaluó por el método HACH 8000, los AGV's se realizaron con método HACH EZ7201, el carbono orgánico total (COT) se analizó con método HACH 10129, el nitrógeno se midió con método HACH 10072 y el fósforo se obtuvo con el método HACH 10127. El análisis elemental (CHONS) de los residuos de la industria restaurantera de mariscos y pescados se realizó con el equipo marca LECO ® modelo CHN628 con modulo externo de azufre, la caracterización de la relación alfa se realizó por gravimetría para el inóculo (D. Li et al., 2018).

Tabla 3. Parámetros utilizados para la caracterización de los sustratos y el inóculo.

Parámetro de caracterización	Inóculo	Vinazas mezcaleras	Residuo de industria restaurantes de mariscos y pescados	Caracterización después de la prueba BMP
pH	✓	✓	✓	✓
Conductividad (mS cm ⁻¹)	✓	✓	✓	✓
Alcalinidad (g CaCO ₃ L ⁻¹)	✓	✓	✓	✓
Relación alfa	✓	ND	ND	✓
AGV's (g L ⁻¹)	✓	✓	✓	✓
DQO (g L ⁻¹)	✓	✓	✓	✓
COT (g L ⁻¹)	✓	✓	✓	ND
N (g L ⁻¹)	✓	✓	✓	ND
P (g L ⁻¹)	✓	✓	✓	ND
SVT (g L ⁻¹)	✓	✓	✓	✓
SST (g L ⁻¹)	ND	ND	ND	✓
SSV (g L ⁻¹)	ND	ND	ND	✓

ND – No Determinado.

7.3 Desarrollo de pruebas BMP.

7.3.1 Diseño de experimentos Taguchi L₄ para pruebas BMP

El número de pruebas BMP realizadas se llevó a cabo con base en un diseño experimental Taguchi L₄ que se obtuvo en el programa de MINITAB 19®, el cual se aplicara de manera independiente para las concentraciones de 30 g L⁻¹ DQO y de 15 g L⁻¹ DQO, cada prueba se realizó por duplicado. En la Tabla 4 se muestran los niveles, bajo y alto utilizados en el diseño de experimentos para los 3 factores: pH bajo 6.5 y alto 11, temperatura bajo 25°C y alto 50 °C, y relación de volumen vinazas (V_{VM}) y volumen de residuos de la industria restaurantera de mariscos y pescados (V_{MP}) bajo 1/1 y alto 1/2. Se muestra en la Tabla 4 el diseño de experimentos generado en MINTIAB 19® con la combinación de los niveles bajo y alto en los tres factores mencionados, mostrando 4 experimentos con una réplica, y 3 controles sin pretratamientos, C₁ es el control del residuo de la industria restaurantera de mariscos y pescados, C₂ es el control de las vinazas mezcaleras y C₃ el control del inóculo, cada uno con una réplica; con la variable respuesta de mayor producción de metano es mejor.

Tabla 4. Diseño de experimentos Taguchi L₄ para prueba BMP para producción de metano.

Prueba	Relación (V_{MP}/V_{VM})	pH inicial	Temperatura (°C)
T ₁ (T _{1R})	1 / 1	6.5	25
T ₂ (T _{2R})	1 / 2	11.0	25
T ₃ (T _{3R})	1 / 2	6.5	50
T ₄ (T _{4R})	1 / 1	11.0	50
C ₁ (C _{1R})	-	8.2	25
C ₂ (C _{2R})	-	3.2	25
C ₃ (C _{3R})	-	4	25

7.3.2 Pretratamientos para residuos

Las combinaciones que se llevaron a cabo para los pretratamientos son indicadas en el diseño de experimentos en la Tabla 4, primero, se hizo la mezcla de la relación V_{MP} / V_{VM} de acuerdo con la concentración 30 o 15 g L⁻¹ DQO. Posteriormente se realizó la dilución de la mezcla con agua desionizada previo calentamiento (con una resistencia eléctrica de 25 W) a 25 o 50°C dependiendo del nivel de evaluación de la variable, por último, se ajustó el pH a valores de 6.5 y 11, con adición de CaO (reacción 1), cuya medición se realizó con un potenciómetro marca Thermo Scientific modelo Orion Versastar Pro Advanced Electrochemistry Meter (Filer, Ding, & Chang, 2019).

7.3.3 Pruebas BMP

Para determinar las mejores condiciones de la codigestión de los residuos y los pretratamientos aplicados a estos se realizó la correspondiente prueba BMP, donde se mezclaron 200 mL de los residuos pretratados con 200 mL de inóculo y se colocaron en reactores batch de 500 mL (Holliger et al., 2016). Las pruebas y controles con su respectiva replica se introdujeron en una incubadora marca Shaking Incubator modelo LSI 1005R a temperatura de 35 °C con agitación continua de 60 rpm (Raposo et al., 2012). Cada reactor batch fue conectado herméticamente por medio de una manguera acoplada a un recipiente de 1 L con agua, con el cual se cuantificó el volumen desplazado por el biogás generado, la prueba se concluyó en el momento en que la producción de biogás fue menor al 10% del volumen

durante 5 días o más (Filer et al., 2019; Pham, Triolo, Cu, Pedersen, & Sommer, 2013).

7.3.4 Constante cinética de BMP y del reactor anaerobio

Las evaluaciones de las constantes cinéticas para la producción de biogás fueron ajustadas a Gompertz (Ecuaciones 1 y 2); donde Y es la producción acumulada de metano en el tiempo (t), Y_m es el potencial máximo de metano (NmL CH₄) en un tiempo de digestión infinito ($t = \infty$ días), μ es la tasa de crecimiento específica de los microorganismos (por día). K_B es la tasa máxima de producción de metano (NmL CH₄ d⁻¹), e es una constante matemática (2.718) y λ es la constante de tiempo de la fase de decaimiento (d) (Shamurad et al., 2020).

$$Y = Y_m [1 - \exp(-\mu t)] \dots (Eq. 1)$$

$$Y = Y_m \times \exp \left\{ - \exp \left[\frac{K_B \times e}{Y_m} (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \dots (Eq. 2)$$

Las constantes cinéticas de primer orden de degradación de la materia orgánica medida como el consumo de los sólidos volátiles totales (SVT) en los residuos, se calculó a través de la ecuación 3, en donde: SVT_0 (mg L⁻¹) es la concentración inicial de sólidos volátiles totales, SVT (mg L⁻¹) es la concentración final de sólidos volátiles totales, t (día) es el tiempo de la prueba y k_d (día⁻¹) es la constante cinética (Texier & Gomez, 2004).

$$SVT = SVT_0 e^{-k_d t} \dots (Eq. 3)$$

7.3.5 Análisis estadístico de los resultados de los diseños de experimentos

Taguchi L₄

Los resultados obtenidos de La prueba BMP realizada con base en los diseños experimentales Taguchi L₄ se analizaron estadísticamente en el programa de MINITAB 19 ®, mediante los efectos principales de las medias y los análisis ANOVA de una vía.

7.3.6 Análisis estadístico de T-Student

A partir de los resultados que se obtuvieron de los diseños de experimentos Taguchi L₄ en las pruebas BMP se realizó el análisis estadístico de la T-student en

el programa de Excel para determinar si los resultados obtenidos son estadísticamente diferentes.

7.4 Diseño, construcción, operación y estabilización de un reactor anaerobio analizando la producción y composición

7.4.1 Diseño, construcción y operación de reactor anaerobio

El volumen del reactor especificado fue de 28 L, de forma cilíndrica, en el cual se cuenta con una tubería de alimentación, de descarga, de purga, de salida de biogás y toma de muestreo; además con el fin de controlar la temperatura dentro del reactor se le introdujeron 2 resistencias eléctricas de 30 W con sistema de control de temperatura.

Para la operación del reactor se les dio seguimiento a los parámetros de pH, conductividad, temperatura, sólidos totales, sólidos volátiles, sólidos fijos, alcalinidad, relación alfa, generación de biogás (CH₄).

7.4.2 Caracterización del reactor anaerobio

Los parámetros analizados y métodos de caracterización de la operación del reactor, se muestran en la Tabla 3. El parámetro de alcalinidad (Alk) se realizó por el método descrito por APHA Method 2520 con una solución de H₂SO₄ a concentración de 0.02N; el pH se midió por el método APHA Method 4500-H⁺, con un potenciómetro marca Thermo Scientific® modelo Orion Versastar Pro Advanced Electrochemistry Meter; la conductividad (σ) se evaluó con el método APHA Method 2320 con un conductímetro marca Thermo Scientific® modelo Orion Star A325; sólidos suspendidos (SS) y sólidos volátiles (SV) se determinaron por la metodología APHA method 2540 B,C y E, respectivamente; la caracterización de la relación alfa se realizó por gravimetría para el inóculo del reactor (D. Li et al., 2018).

7.4.3 Producción y composición del biogás del reactor escala piloto

La producción del biogás fue cuantificada por desplazamiento volumétrico, y la cuantificación de CH₄ y CO₂ en el biogás se llevó a cabo en un cromatógrafo de gases modelo 910 de BUCK SCIENTIFIC, con una columna de sílice SS de un metro de longitud y un diámetro externo de 3.17 mm, con una unión finger-tight (Filer et al., 2019; Pham et al., 2013).

8. RESULTADOS

8. RESULTADOS

8.1 Acondicionamiento y caracterización del inóculo anaerobio

De acuerdo con la metodología propuesta, el inóculo se obtuvo de la planta de tratamiento con coordenadas 19° 40' 31.3" N – 101° 12' 55.3" W. y se enriqueció con estiércol de cerdo mezclado con agua. El estiércol se obtuvo del "Frigorífico y Rastro de Morelia S.A de C.V", y se seleccionó como fuente de enriquecimiento de inóculo, ya que posee bacterias anaerobias adaptadas, que disminuyen el tiempo de arranque de los reactores anaerobios. (Domínguez M., 2006; Fajardo, M. C., Monroy H. O., 1997).

Los resultados de la caracterización previa del inóculo se muestran en la Tabla 5, la cual se observa que el pH se encontraba en el intervalo adecuado para la anaerobiosis (Bermúdez-Savón, Hoyos-Hernández, & Rodríguez-Pérez, 2000); el parámetro de la alcalinidad al inicio era adecuado para la el proceso anaerobio (Van Langerak et al., 2000), la relación α estuvo por debajo (0.2) de la mínima recomendable (0.5) (Ceron et al., 2005; Moreno C., 2003; Pacheco J., 2003); el valor inicial de los AGV's del inóculo fue de 0.9 g CH₃-COOH L⁻¹ el cual es considerado bajo (Ceron et al., 2005). Dado que la relación α y los AGV's estuvieron por debajo del requerido para el adecuado funcionamiento del inóculo, este se alimentó con el estiércol de cerdo para adecuar ambos parámetros, el inóculo se monitoreo por 6 meses y se alimentó en el transcurso de cada 15 días o 3 semanas.

Tabla 5. Caracterización previa del inóculo anaerobio de la planta de tratamiento de GEA.

Parámetro	Inóculo
pH	6.8
Alcalinidad (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	35
Relación α	0.2
AGV's (g CH ₃ -COOH L ⁻¹)	0.9

En la Figura 10, se observa la relación α en el transcurso del periodo en el que se llevó a cabo el enriquecimiento del inóculo, la gráfica muestra el inicio del

inóculo con una relación α de 0.2, es baja en comparación de lo recomendando que es mayor a 0.5 (Ceron et al., 2005; Moreno C., 2003; Pacheco J., 2003), se observa la tendencia en la que la relación α tiene incrementos, esto es debido a que el inóculo fue alimentado, y posteriormente disminuye en los 2 o 3 días después de la alimentación. Al final del tiempo en el que se caracterizó el inóculo se observa una disminución de la variación del parámetro al pasar el día de alimentación, mientras que en los días 120 a 160 la relación α se estabilizó, dando como resultado un lodo anaerobio con la relación α apta para la producción de biogás.

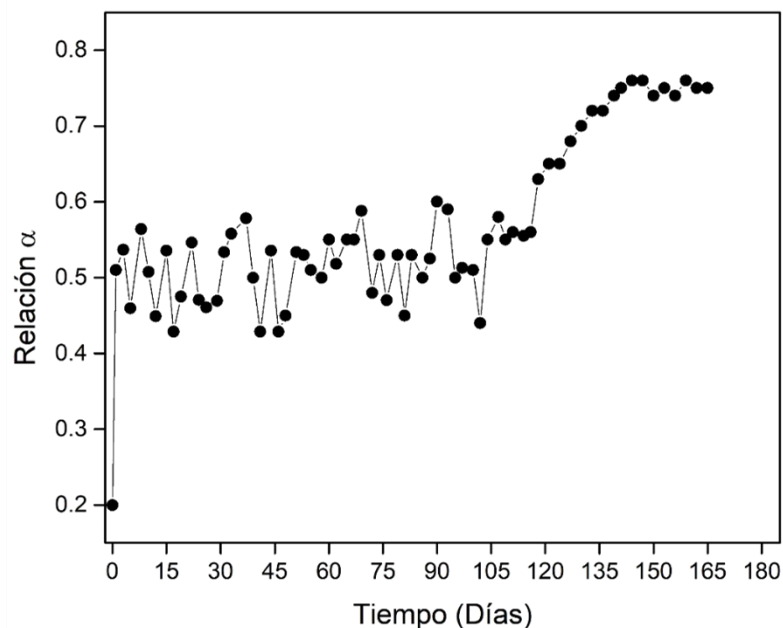


Figura 10. Seguimiento de la relación alfa durante el enriquecimiento del inóculo.

En conjunto con la relación se realizó el parámetro de alcalinidad al inóculo; se observa en la Figura 11 un comportamiento similar al parámetro anterior, esto se debe a la producción de AGV's; conforme aumenta la cantidad de AGV's presentes, disminuye la capacidad de amortiguamiento del inóculo debido a la neutralización para la producción de los AGV's, es decir, una vez que se ha alimentado el inóculo, los microorganismos hidrolíticos comienzan su función, manteniéndose una alcalinidad alta, posteriormente, comienzan a trabajar los microorganismos acidogénicos, acidificando el sistema, ocasionando disminución en la alcalinidad, esto se puede apreciar en los primeros 60 días, posteriormente en el siguiente tiempo de adaptación del inóculo se observa mayor estabilidad, esto es un indicador de que

las bacterias acetogénicas y metanogénicas que comenzaron a trabajar, las acetogénicas aprovechan los AGV's producidos, obteniendo acetatos, hidrogeno y dióxido de carbono y posteriormente las metanogénicas aprovechan los acetatos para la producción biogás, sin embargo, siguen ocurriendo decaimientos en la alcalinidad, esto debido a que el inóculo en ese momento requiere nuevamente de alimentación.

Por otra parte, en la parte media del tiempo, entre los días 60 y 80 existen aumentos drásticos en la alcalinidad, esto puede ser atribuido al contenido de cal añadida al sistema (Van Langerak et al., 2000).

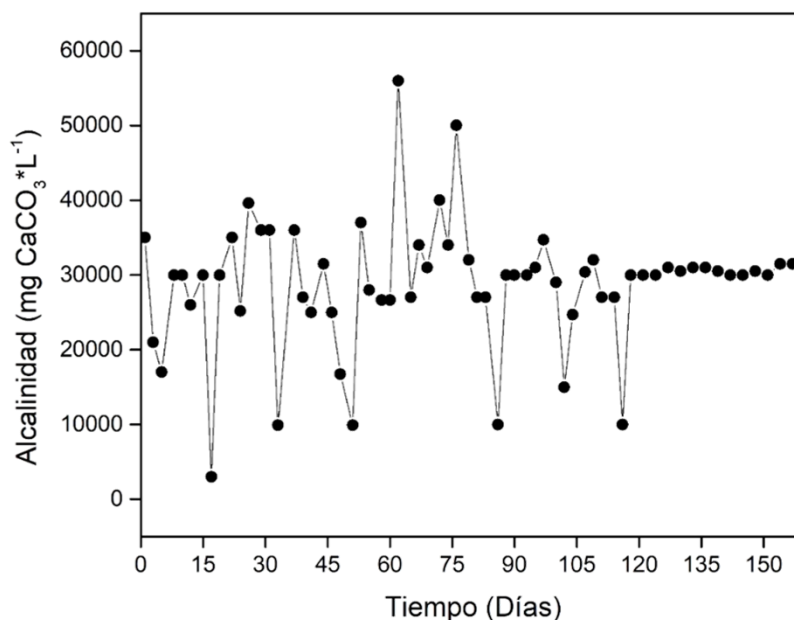


Figura 11. Seguimiento de la alcalinidad durante el enriquecimiento del inóculo.

En la Figura 12 se aprecian las variaciones del pH, al inicio de los días, en el periodo del día 1 al 30 el decaimiento del pH fue gradual, en el siguiente lapso de tiempo el día 31 al 79 ocurrieron los días con mayores elevaciones y disminuciones del pH, la causa es por la adaptación del sistema anaerobio, las elevaciones es por la adición de cal, que aumenta el pH, y las disminuciones de pH es que mayormente haya mayor producción de AGV's por los microorganismos acidogénicos, y al mismo tiempo comenzaban a trabajar lentamente las acetogénicas y metanogénicas en los

días que se presenta mayor pH, consumiendo los AGV's por los microorganismos (Ceron et al., 2005).

Por último, en los últimos días de enriquecimiento del inóculo, se percibe que hay variaciones, sin embargo, en los días 120 a 165 el rango del pH se encuentra dentro del recomendado que es de 6.4 a 7.8, y mayormente estable (Bermúdez-Savón et al., 2000).

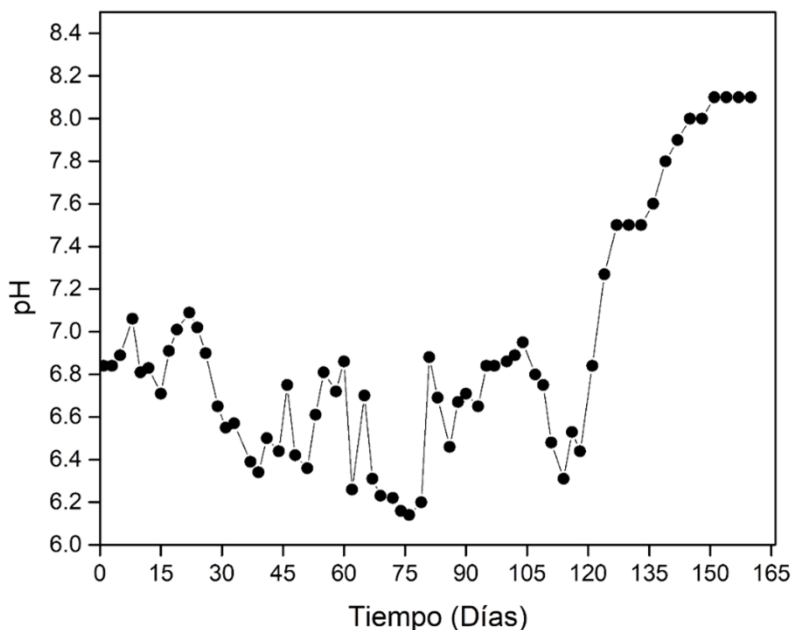


Figura 12. Seguimiento del pH durante el enriquecimiento del inóculo.

La conductividad del inóculo (Figura 13), muestra un comportamiento similar a los anteriores; los primeros días está relativamente estable, el día 15 muestra un cambio drástico, por la adición de cal al sistema para contribuir con el amortiguamiento y evitar la acidificación del sistema por los AGV's producidos por las bacterias acidogénicas, en la parte media de tiempo del día 40 al 70, hubo variaciones notorias, se debe a la estabilización del sistema, atribuyendo este comportamiento a los microorganismos acidogénicos y acetogénicos principalmente (Ceron et al., 2005).

Al final del tiempo en que se monitoreo la conductividad, se observa mayormente estable con pocas variaciones a excepción del día 93 que la conductividad aumento hasta 30 mS cm^{-1} , este día aumento atribuyendo el aumento

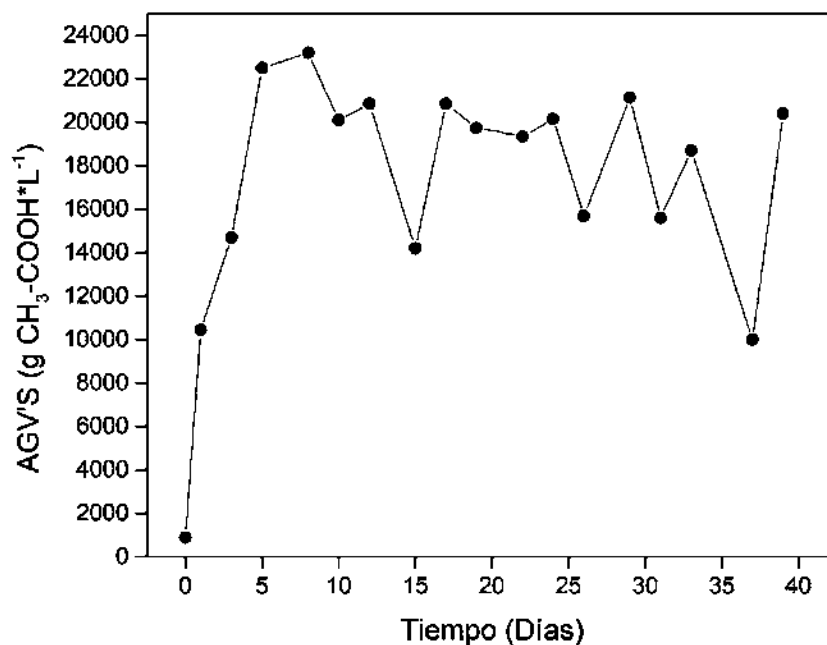


Figura 14. Seguimiento de la producción de AGV's durante el enriquecimiento del inóculo.

Se realizó la caracterización del inóculo anaerobio en el transcurso que se estuvo alimentado, cuyos resultados se muestran en la Tabla 6 que se encuentra a continuación. Según la metodología, se utilizó la relación α para calcular la capacidad amortiguadora del sistema para el inicio del reactor, la cual tuvo un valor final de 0.75, y aumento 0.55 de cómo se encontraba en un inicio el inóculo, indicando que el inóculo posee la capacidad de amortiguación adecuada para comenzar el suministro de agua residual para la generación de biogás, lo que se aconseja un valor que mínimo 0.5, para el arranque y el incremento de la carga orgánica en un reactor anaerobio. (Ceron et al., 2005; Moreno C., 2003; Pacheco J., 2003). Entre los parámetros importantes está el pH del inóculo, cuyo valor de 8.18 (Bermúdez-Savón et al., 2000; Saelor, Kongjan, & O-Thong, 2017). Por otro lado, la conductividad tiene el valor de 19.24 mS cm⁻¹, esto es debido a que en el transcurso de monitoreo del inóculo se agregó ocasionalmente oxido de calcio (cal) para aumentar el amortiguamiento del lodo a los posibles cambios o acidificaciones del sistema, ocasionados por la acidogénesis producida por el proceso de anaerobiosis de las bacterias. Otro parámetro que también se modificó al añadir cal fue la alcalinidad, con un valor de 31 g CaCO₃ L⁻¹, es adecuado para comenzar con el arranque de pruebas anaerobias (Castillo, 2012).

Por otra parte, el valor de 20.75 g SSV L⁻¹ del inóculo que indica la cantidad de biomasa disponible, se encuentra por arriba del valor mínimo recomendado de 15 g SSV L⁻¹ (Pacheco J., 2003; Pérez & Torres P, 2008). Este parámetro está relacionado a la densidad de bacterias anaerobias presentes en el inóculo, el cual se asocia con la producción de AGV's por las bacterias acidogénicas principalmente, se observa un notable aumento del inóculo inicial al inóculo final con un valor de 0.9 g CH₃COOH L⁻¹ a 20.4 g CH₃-COOH L⁻¹.

Tabla 6. Caracterización del inóculo final para la producción de metano.

Parámetro	Inóculo
pH	8.18
Conductividad (mS cm ⁻¹)	19.24
Relación α	0.75
AGV's (g CH ₃ -COOH L ⁻¹)	20.4
Alcalinidad (g CaCO ₃ L ⁻¹)	31
SST (g L ⁻¹)	27.916
SSV(g L ⁻¹)	20.75

8.2 Caracterización del sustrato

Se realizó la caracterización del residuo de restaurantes de mariscos y pescados y las vinazas mezcaleras, con la finalidad de conocer su composición en los distintos parámetros, los resultados se reflejan en la Tabla 7.

Comenzando por el parámetro del pH muestra que en ambos sustratos son muy ácidos, en las vinazas con un valor de 3.79 y en el residuo restaurantero de mariscos y pescados es de 4, esto indica en la normatividad vigente no es posible

desechar ninguno de los dos residuos, debido a que el pH más bajo permitido está en la NOM 001 que está establecido en el rango de 5 a 10, y ambos sustratos están por debajo de este; es importante destacar que valores altos o bajos pueden ocasionar que los organismos se estresen y afecten su función en el ecosistema. En la parte de la anaerobiosis no es recomendable utilizar los residuos a éste pH en el proceso anaerobio para la producción de metano, debido a que los microorganismos acetogénicos y metanogénicos inhiben su actividad metabólica (Wang, Chen, Huang, & Huang, 2013). Por otro lado, la caracterización de la conductividad es más alta en los residuos restauraneros de mariscos y pescados con un valor de 11.27 mS cm^{-1} y menor en las vinazas con 8.362 mS cm^{-1} , esto se atribuye a que el residuo restauranero de mariscos y pescado contiene mayormente agua y sustancias disueltas en el líquido, debido a que proviene de un proceso de mezcla de diversos ingredientes alimenticios, cocimiento y elevadas temperaturas; y las vinazas provienen de cocimientos a altas temperaturas y destilaciones, lo que en ambos procesos provocan dichas conductividades.

La alcalinidad es un parámetro que representan el contenido de concentraciones de OH^- , CO_3^{2-} y HCO_3^- , lo cual nos muestra que los residuos de mariscos y las vinazas contienen bajas concentraciones 4.46 y $0.3 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ respectivamente, por lo cual es recomendado añadir el pretratamiento químico con adición de CaO . El cual atribuirá al amortiguamiento por las variaciones de la producción de AGV's (Ceron et al., 2005; Solé-Bundó, Eskicioglu, Garfí, Carrère, & Ferrer, 2017).

Se presenta el alto contenido de DQO en los sustratos, $187.2 \text{ g DQO L}^{-1}$ para los residuos restauraneros de mariscos y pescados y 69 g DQO L^{-1} para las vinazas, la DQO que contienen ambos residuos muestran un alto contenido de materia oxidable y refleja que son altamente contaminantes para los mantos acuíferos. El carbono orgánico total refleja un aproximado de la cantidad de materia orgánica que contienen, en las vinazas de 17.1 g L^{-1} y en los residuos restauraneros de mariscos y pescados 19.9 g L^{-1} ; reflejando un alto contenido de carbono orgánico total que

puede afectar la cantidad de oxígeno disuelto en un manto acuífero, y que podría ser consumido en el proceso de anaerobiosis.

En cuanto a los AGV's presente en las vinazas es atribuido a que son sometidas a un proceso de fermentación donde hay descomposición por bacterias y de esta manera la posibilidad de producción de $11 \text{ g CH}_3\text{-COOH L}^{-1}$; y los residuos restauraneros de mariscos y pescados presenta $8 \text{ g CH}_3\text{-COOH L}^{-1}$ que es cantidad baja de AGV's, posiblemente presente por una mínima descomposición natural del sustrato.

Se observa (Tabla 7), ambos sustratos también están constituido por nutrientes como el fósforo y el nitrógeno principales causantes de la eutrofización en mantos acuíferos, los residuos restauraneros de mariscos y pescados presenta la cantidad de fósforo de 1.660 g L^{-1} y 0.500 g L^{-1} de Nitrógeno total, en cuanto a las vinazas contiene 0.184 g de fósforo total L^{-1} y 0.5 g de nitrógeno total L^{-1} ; lo que muestra que los residuos restauraneros de mariscos y pescado puede complementar en estos nutrientes a las vinazas mezcaleras debido a su bajo contenido de fósforo y nitrógeno y siendo necesarios para digestión anaerobia.

Por el lado de los sólidos totales, los residuos restauraneros de mariscos y pescado contienen 183.97 g L^{-1} y las vinazas mezcaleras 36.32 g L^{-1} , es decir 4 veces menos que los residuos restauraneros de mariscos y pescados; y esto aplica de igual manera a los a los sólidos totales volátiles; $5.01 \text{ g SVT L}^{-1}$ para las vinazas mezcaleras y para los residuos restauraneros de mariscos y pescados $25.21 \text{ g SVT L}^{-1}$; el sustrato de los residuos restauraneros de mariscos y pescados tiene mayor cantidad de sólidos atribuido a que contiene mayor cantidad de materia por ser residuos de comida que posteriormente son sometidos a un pretratamiento de molienda para disminuir el tamaño, sin embargo, da como resultado un tipo puré; y las vinazas son separadas del bagazo que son la mayor parte de la materia flotante, restando mayormente los sólidos disueltos presentes en las vinazas mezcaleras.

Por otra parte, se calcularon las relaciones recomendadas de C/N/P de ambos sustratos, las cuales deben tener la relación de 300/5/1 al arranque del digestor (Mata, 2003), y como resultado para las vinazas fue de 283.2/0.8/1, para el

residuo de restaurante de mariscos y pescados fue de 49.5/7.4/1; comparando ambas relaciones, la de vinazas es baja en nitrógeno y fósforo y alta en C, mientras que los residuos restauranteros de mariscos y pescados es mayor en nitrógeno y fosforo y baja en C, lo cual fundamenta que se pueden complementar en nutrientes ambos sustratos.

Tabla 7. Caracterización de los sustratos de residuos de la industria restaurantera de mariscos y pescados y vinazas mezcaleras.

Parámetro	SUSTRATO	
	Vinazas mezcaleras	Residuos de mariscos y pescados
pH	3.79	4
Conductividad (mS cm ⁻¹)	8.362	11.27
Alcalinidad (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	0.3	4.46
DQO (g L ⁻¹)	69	187.2
Carbono Orgánico Total (g L ⁻¹)	17.1	19.9
AGV's (g CH ₃ -COOH L ⁻¹)	11	8
Fósforo Total (g L ⁻¹)	0.184	1.060
Nitrógeno Total (g L ⁻¹)	0.050	0.5
SVT (g L ⁻¹)	5.01	25.21

En la tabla 8 se muestra los análisis bromatológicos para ambos residuos, se puede observar que los mariscos tienen mayor porcentaje de grasa total 3.32% y proteínas 2.30% que las vinazas, y estas tiene mayor porcentaje en carbohidratos 23.86% que los residuos de mariscos y pescados. La caracterización anterior (tabla 6 y 7) brinda soporte para la investigación presente, que es posible que se complementen ambos sustratos para brindar los nutrientes que requieren las bacterias anaerobias para la producción de la energía conocida como biogás.

Tabla 8. Caracterización bromatológica de los residuos.

Parámetros analizados	Residuo de Vinazas mezcaldas	Residuos de mariscos y pescados
Humedad	72.92%	87.20%
Cenizas	0.40%	1.05%
Grasa total	0.45%	3.32%
Proteína	1.88%	2.30%
Fibra	0.50%	4.90%
Carbohidratos totales	23.86%	1.23%

8.3 Pruebas BMP

Se realizaron dos diseños de experimentos Taguchi L₄ para la obtención de metano a concentraciones de DQO de 15 y 30 g L⁻¹. En ambas pruebas BMP se observa un alto contenido de porcentaje en CH₄, esto es debido a los residuos de mariscos y pescados que son sometidos a proceso de cocción, además contienen alta concentración de lípidos por frutas y verduras que se encuentran dentro de los residuos, debido a que los lípidos exhiben un potencial de biogás mucho mayor que carbohidratos y proteínas, lo que confirma el hecho de que la presencia de frutas ricas en lípidos en una mezcla de verduras tiene el efecto más fuerte sobre el potencial de metano (Edwiges et al., 2018).

En ambos diseños de experimentos se observa que los residuos de mariscos y pescados por si solos producen biogás, Bouallagui, Lahdheb, y col., (2009), en su investigación utiliza residuos de pescado y co digestiones con residuos de frutas y verduras, muestra que se obtiene mejoras en la producción de CH₄ cuando lleva a cabo la codigestión, lo que significa que la codigestión de los residuos de mariscos y pescados con las vinazas mezcaldas potencializa la producción del biogás (Bouallagui, Lahdheb, Ben Romdan, Rachdi, & Hamdi, 2009).

8.3.1 Concentración de 30 g DQO L⁻¹

En la Figura 15 se observan los resultados del volumen total del biogás (CH₄ y CO₂) para el diseño de experimentos de 30 g L⁻¹ DQO. De forma general se observa que todas las pruebas detuvieron su producción entre los días 26 y 29 con producción de biogás de T₁, T₂, T₃, T₄ y C₁, 1638.44 ± 0.016, 1516.03 ± 0.044, 1742.02 ± 0.038, 1629.02 ± 0.025, 1619.61 ± 0.066 respectivamente, excepto la prueba C₂ (blanco de vinazas con inóculo) la cual detuvo su producción el día 3 con la producción de 470.82 ± 0.170, atribuible probablemente a la deficiencia de nutrientes de N y P (Romero-Güiza, Vila, Mata-Alvarez, Chimenos, & Astals, 2016), y C₃ (blanco del inóculo) el cual no tuvo producción de biogás por falta de alimento (López Velarde Santos, Ventura Ramos, Rodríguez Morales, & Hensel, 2019). Las mejores condiciones de pretratamiento fueron: pH de 6.5, temperatura de 50 °C y relación 1 V_{MP} /2 V_V para la prueba T₃.

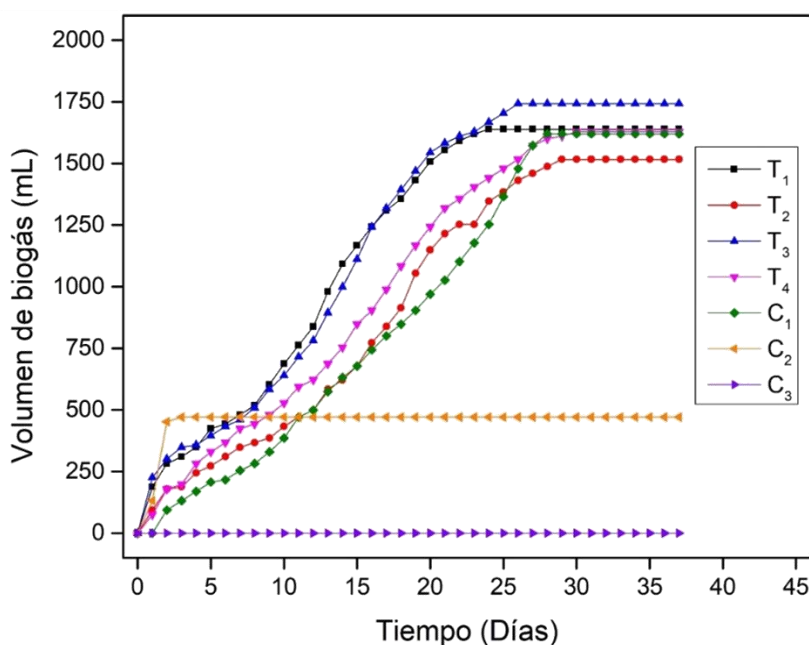


Figura 15. Producción de biogás del diseño de experimentos Taguchi L₄ a concentración de DQO de 30 g L⁻¹.

En la Figura 16 se muestran los resultados del volumen total de CH₄ producido; la mejor prueba fue la T₃, en la cual se produjeron 1420.51 ± 0.038 NmL

de CH₄ con una concentración en el biogás de 81.5% de CH₄ y 18.5% de CO₂, valores similares a los obtenidos por Kafle, Kim, & Sung, 2013 y Diaz-Cruces, García-Depraect, & León-Becerril, 2020. Este mayor volumen de CH₄ producido con respecto a las otras pruebas puede ser debido a que los pretratamientos, químico pH de 6.5, térmico 50 °C y la relación 1V_{MP} /2 V_V, generaron las mejores condiciones de degradación por los microorganismos presentes en el inóculo; el efecto del pH de la mezcla de los residuos e inóculo generó un pH de mezcla de 7.62 ± 0.06 parámetro que se encuentra dentro del rango adecuado para el trabajo de los microorganismos (Appels et al., 2008; Chew et al., 2021), con respecto a la temperatura contribuyo con solubilización de compuestos orgánicos, condición que incrementa su biodisponibilidad (Appels et al., 2008), con la mezcla de alimentación de 1 V_{MP} /2 V_V, se obtuvo la relación de C/N/P de 308/4.6/1, la cual se considera funcional para el desarrollo de las actividades metabólicas de los microorganismos (Ammary, 2004; Braguglia, Gallipoli, Gianico, & Pagliaccia, 2018; Hussain, Kumar, & Mehrotra, 2015). La segunda mejor prueba es la T₁ en la cual se obtuvo un volumen de CH₄ de 1314.65 ± 0.016 NmL, la diferencia de ésta prueba con respecto de la prueba T₃ fueron los pretratamientos de temperatura a 25 °C y relación de 1 V_{MP} /1 V_V, menor producción provocada por la disminución en la temperatura y solubilidad, además de que la relación en volumen de los residuos tiene deficiencia en N y P, recomendada por la literatura (Ammary, 2004; Appels et al., 2008; Kumar P., 2015). La prueba T₄ produjo 1301.75 ± 0.025 NmL de CH₄ a las condiciones de pretratamiento de temperatura 50°C, pH de 11 y relación de 1 V_{MP} /1 V_V; el efecto combinado de los pretratamientos a diferente pH y relación V_{MP} / V_V ocasionaron que las condiciones a las cuales se llevó a cabo la degradación no fueran las más adecuadas (Ammary, 2004; Kumar P., 2015). Y por último, la T₂ que produjo de CH₄ 1208.95 ± 0.044 NmL. Con respecto de los controles, el que mayor produjo fue el C₁ que la producción de CH₄ de 1063.76 ± 0.066 NmL, atribuida a que el inóculo tuvo la suficiente alcalinidad para que el pH de la mezcla se encuentra cercano al valor adecuado (6.5 a 7.8), además de contar con el suficiente N y P para llevar a cabo la DA. El control C₂ de vinazas e inóculo tuvo una producción de CH₄ de 129.45 ± 0.04 NmL, por la rápida acidificación del medio. De los resultados obtenidos en

esta prueba se observa que el proceso de codigestión a las mejores condiciones (50°C, 1/2 y pH 6.5) mostradas en la prueba T₃ con respecto del control C₁, incrementa la producción de CH₄ 33 % y su concentración en 15.8 %.

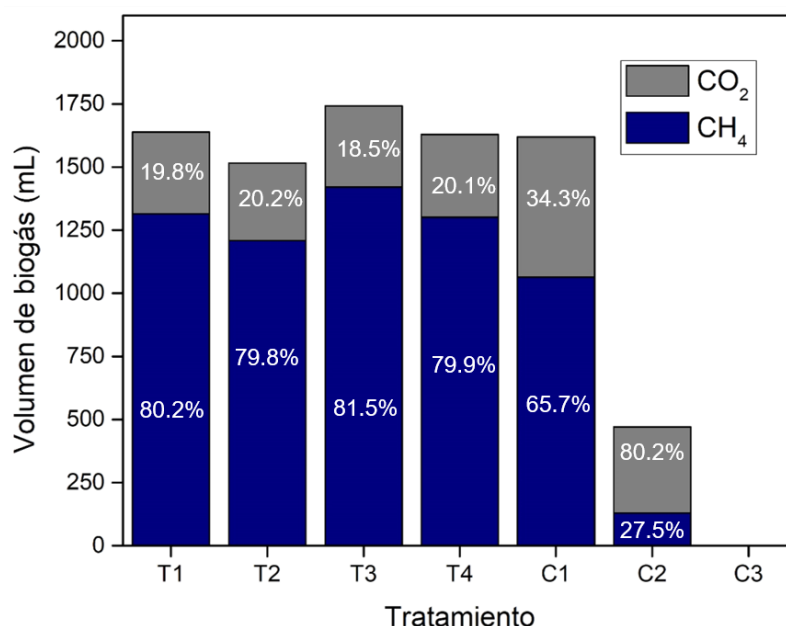


Figura 16. Producción de CH₄ y CO₂ del diseño de experimentos Taguchi L₄ a concentración de DQO de 30 g L⁻¹.

8.3.2 Concentración de 15 g DQO L⁻¹

En el segundo diseño de experimentos Taguchi L₄, donde se fijó concentración de 15 g L⁻¹, se muestra en la Figura 17 los resultados del volumen producido de biogás; de manera general se observa que las pruebas detuvieron su producción entre el día 20 y 25, con producción total de biogás medido en NmL de: 659.14 ± 0.118, 790.97 ± 0.101, 725.06 ± 0.018, 753.31 ± 0.141, 913.38 ± 0.015, 649.73 ± 0.102, para las pruebas T₁, T₂, T₃, T₄, C₁, C₂ respectivamente. El blanco C₃ no tuvo producción de biogás. Comparando los días de producción, la producción y la concentración de metano en el biogás entre las pruebas de concentración inicial de 30 y 15 g DQO L⁻¹, se observa que: El número de días de producción de biogás a la concentración de 15 g DQO L⁻¹ fue menor en rango de 4 a 9 días y la producción de biogás se redujo en el orden de un 100% con respecto de la concentración de 30 g DQO L⁻¹, esto se atribuye a la disminución en la concentración, que se refleja

en la menor materia disponible para los microorganismos (Caillet, Lebon, Akinlabi, Madyira, & Adelard, 2019).

El diseño de experimentos muestra que el mejor tratamiento en la producción de biogás fue el C₁ debido a que produjo 913.38 ± 0.015 NmL sin ningún pretratamiento, por el contrario, el que menos produjo fue el experimento C₂ con un volumen de 649.73 NmL ± 0.102 de biogás.

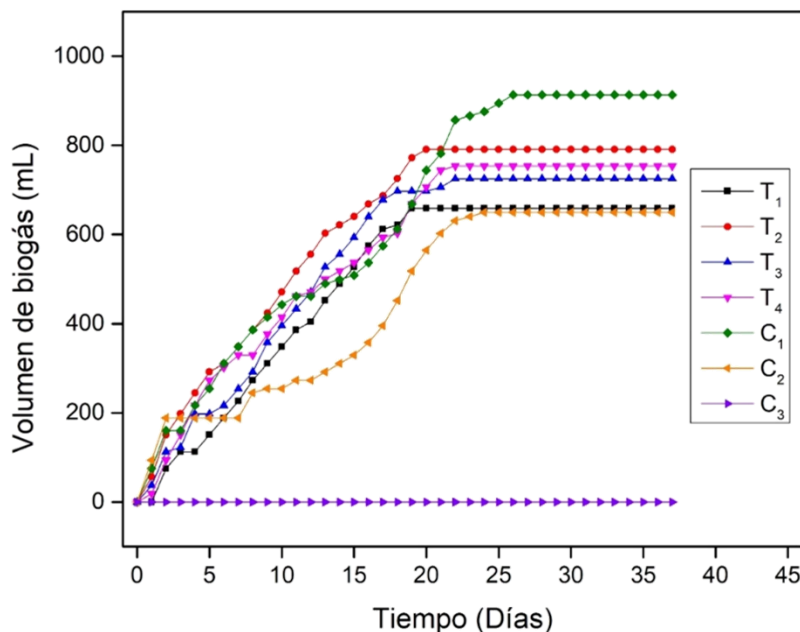
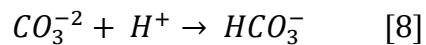
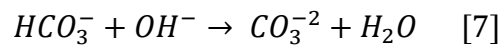
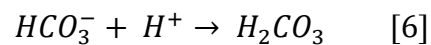


Figura 17. Producción de biogás del diseño de experimentos Taguchi L₄ a concentración de DQO de 15 g L^{-1} .

En la Figura 18 se muestran los resultados del volumen total de CH₄ producido, en donde se observa que la mejor prueba fue T₂, en la cual se produjeron 669.89 ± 0.101 NmL de CH₄ con una concentración en el biogás de 84.7% de CH₄ y 15.3% de CO₂, valores similares a los obtenidos por Kafle y col., (2013) y Díaz-Cruces y col., (2020) (Díaz-Cruces et al., 2020; Kafle et al., 2013). Este mayor volumen de CH₄ producido es debido a que los pretratamientos, químico pH de 11, térmico 25 °C y la relación $1 V_{MP} / 2V_V$, con respecto al pH a pesar de que es alcalino, el inóculo enriquecido tuvo la capacidad de amortiguarlo (acción buffer) (reacción 7), atribuido a que en conjunto se generó un pH de mezcla de 7.65 ± 0.04 parámetro que está dentro del rango adecuado para el metabolismo de los microorganismos

(Appels et al., 2008; Chew et al., 2021). Durante la digestión anaerobia al inhibir la etapa limitante es la hidrólisis, se genera la rápida producción de AGV's, que fueron neutralizados con el pH del pretratamiento (reacción 8) y se evitó la inhibición de las etapas acetogénica y metanogénica (Hassan, Williams, & Jaiswal, 2018; Mirmohamadsadeghi et al., 2019; The Scientific World Journal, 2017). La mezcla de alimentación de $1 V_{MP} / 2 V_V$, generó la relación de C/N/P de 308/4.6/1, la cual se considera funcional para el desarrollo de las actividades metabólicas de los microorganismos (Ammary, 2004; Braguglia et al., 2018; Hussain et al., 2015).



La segunda mejor prueba es la T₄, obtuvo un volumen de CH₄ de 625.39 ± 0.141 NmL, la diferencia de ésta prueba con respecto de la prueba T₂, fue temperatura de pretratamiento de 50 °C, significa que debido a la concentración de 15 g DQO L⁻¹ que fue menor que la del primer diseño (30 g DQO L⁻¹), no fue necesario solubilizar por medio de la temperatura mayor cantidad de materia (Parthiba Karthikeyan et al., 2018). Y la relación de $1 V_{MP} / 1 V_V$, es debido al déficit de nutrientes presentes, y la relación recomendaba por la literatura la cumple la relación $1 V_{MP} / 2 V_V$ (Ammary, 2004; Kumar P., 2015). La prueba T₃ produjo 596.81 ± 0.018 NmL de CH₄ a condiciones de pretratamiento de temperatura 50°C, pH de 6.5 y relación de $1 V_{MP} / 2 V_V$. Con respecto de los controles, el que mayor produjo fue el C₁ el cual es con residuo de mariscos e inculo sin ningún tipo de pretratamiento, en el cual la producción de CH₄ fue de 558.36 ± 0.015 NmL, de los resultados obtenidos en esta prueba se observa que el residuo de mariscos tiene potencial para el proceso de digestión anaerobia, cuya producción es 23.6 % menor con respecto de la mejor prueba de codigestión T₁; el control C₂ de vinazas e inculo, produjo 450.37 ± 0.102 NmL de CH₄. Lo cual corrobora que los pretratamientos a los que se llevaron a cabo los residuos contribuyeron al aumento de la producción del CH₄ (Braguglia et al., 2018; Parthiba Karthikeyan et al., 2018), a diferencia de la Figura 17 que muestra el mejor experimento con mayor biogás es

el C₁, en cambio, en la Figura 18 se observa que ese experimento fue el cuarto en producción de volumen de CH₄, esto se debe a que en la primeras dos etapas de la anaerobiosis (hidrolisis y acidogénesis) los microorganismos trabajan de manera adecuada sin embargo, los microorganismos acetogénicos y metanogénicos no produjeron el biogás con alta concentración de CH₄ (Srisowmeya, Chakravarthy, & Nandhini Devi, 2020). Los resultados obtenidos en ésta prueban, con el proceso de codigestión a las mejores condiciones (25°C, 1V_{MP}/2V_V y pH 11) mostradas en la prueba T₂ con respecto del control C_{2,15}, incrementa la producción total en volumen de CH₄ 48.74 % y su concentración en porcentaje con respecto C_{1,15} que fue el de menor porcentaje de CH₄, aumenta el 23.6 %. (Diaz-Cruces et al., 2020; Kafle et al., 2013).

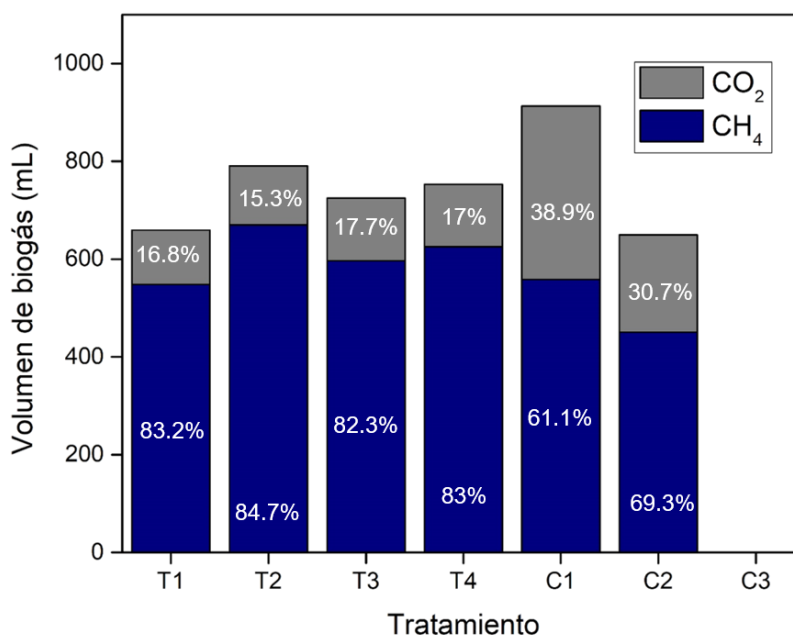


Figura 18. Producción de CH₄ y CO₂ del diseño de experimentos Taguchi L₄ a concentración de DQO de 15 g L⁻¹.

En ambas pruebas BMP se observa alto contenido en porcentaje de CH₄, esto es debido a la co-digestión, los residuos de mariscos y pescados que son sometidos a proceso de cocción que favorece el rompimiento y dilución de las moléculas, el alto contenido de proteínas que tienen una buena capacidad amortiguadora debido a la producción de amoníaco y lípidos, aumenta la producción de biogás además la concentración de carbohidratos que son buenos productores

de AGV's (Edwiges et al., 2018), presentes en las vinazas mezcaleras; estas moléculas con una mezcla adecuada tiene potencial de producción de mayor porcentaje de CH₄ en el biogás (Bouallagui et al., 2009). También se observó que los controles de residuos de mariscos y pescados producen alto volumen de biogás sin alto contenido de CH₄ pero con la codigestión se obtuvieron mejoras en la producción debido a la complementación de nutrientes (Koch, Lippert, & Drewes, 2017), y los pretratamientos (químico, térmico, relación V_{MP} / V_V) (Braguglia et al., 2018; Parthiba Karthikeyan et al., 2018).

El mejor diseño de experimentos de ambas concentraciones fue el Taguchi L₄ a concentración de 30 g L⁻¹ debido a la obtención de mayor producción en volumen de biogás y CH₄, y el tratamiento que se seleccionó como el mejor fue el T₃, el volumen obtenido de biogás (1638.5 N mL) y CH₄ (1420.51 ± 0.038 NmL) cuyo porcentaje fue de 81.5% CH₄ y su producción aumento el 33% de CH₄ en comparación del control C₁ que fue el que mayor produjo de los controles.

8.3.3 Rendimientos de las pruebas BMP

La Tabla 9 presenta los rendimientos para el diseño de experimentos Taguchi L₄ con una concentración de 30 g L⁻¹; el mejor rendimiento fue de 175.37 ± 0.014 mL CH₄ g⁻¹ SVT (Koch et al., 2017; Saelor et al., 2017). Y en la misma tabla se presenta los rendimientos para el diseño de experimentos Taguchi L₄ con una concentración de 15 g L⁻¹; el mejor rendimiento fue de 136.55 ± 0.14 mL CH₄ g⁻¹ SVT (Koch et al., 2017; Saelor et al., 2017). Se observa que existe un aumento en ambos diseños de experimentos en la producción de metano a comparación con los blancos que solamente contienen el residuo solo en contacto con el inóculo esto se ha atribuido a mitigar los niveles de sustancias tóxicas, mejorar el equilibrio de nutrientes o mejorar la actividad microbiana (Kafle et al., 2013).

Tabla 9. Rendimiento de las pruebas BMP para los diseños de experimentos Taguchi L₄ con concentración de 30 y 15 g L⁻¹ de DQO.

Prueba	Rendimiento (mNL CH ₄ g ⁻¹ SVT)	
	30 g L ⁻¹ DQO	15 g L ⁻¹ DQO
T ₁	168.11 ± 0.39	105.83 ± 0.07
T ₂	160.77 ± 0.19	125.92 ± 0.08
T ₃	175.37 ± 0.014	125.64 ± 0.06
T ₄	169.06 ± 0.07	136.55 ± 0.14
C ₁	139.41 ± 0.03	109.91 ± 0.05
C ₃	87.47 ± 0.13	95.01 ± 0.09
C ₂	0	0

8.3.4 Constante cinética de la prueba BMP

El análisis de la constante cinética de degradación (K_d) fue de primer orden para ambos diseños de experimentos se muestra en la tabla 10, cuya cinética indica la rapidez en biodegradarse los residuos. A concentración de 30 g DQO L⁻¹, donde la prueba con la cinética más alta, fue el tratamiento T₃ de 0.14 d⁻¹, la segunda cinética fue el tratamiento T₁ de 0.11 d⁻¹, estos valores significan que los residuos son moderadamente biodegradables ($0.1 < K_d < 0.2$ d⁻¹) y tienen tiempos de prueba mínimos de 8 a 15 días, la tercera fue el tratamiento T₂ de 0.08 d⁻¹, y la última, fue el tratamiento T₄ cuya cinética de degradación fue 0.06 d⁻¹, e indica que estos últimos dos tratamientos son lentamente biodegradables ($K_d < 0.1$) y tienen tiempo de pruebas mayor a 15 días (Da Silva et al., 2018). En cuanto los controles C₁ y C₂ tuvieron K_d de 0.14 d⁻¹ y 2.32 d⁻¹ respectivamente. Lo cual significa que el C₁ es moderadamente biodegradable ($0.1 < K_d < 0.2$ d⁻¹) y C₂ rápidamente biodegradables ($K_d > 0.2$ d⁻¹). La mayor K_d del diseño fue C₂, pero fue el que menor produjo biogás del diseño y no tenía alto porcentaje de CH₄, lo que hizo que la K_d fuera mayor a las demás es debido al tiempo en que llegó al equilibrio por la concentración utilizada que acidificó rápidamente el sistema y la ausencia de pretratamientos para los residuos (Lorenzo Acosta, Y., & Obaya Abreu, 2005). El análisis cinético del diseño

de concentración 15 g DQO L⁻¹, la K_d mayor fue la T₁, con la cinética de degradación de 0.15 d⁻¹, el segundo valor fue del tratamiento T₃ de 0.14 d⁻¹, estos valores significan que los residuos son moderadamente biodegradables (0.1 < K_d < 0.2 d⁻¹) y tienen tiempos de prueba mínimos de 8 a 15 días, el tercer valor fue del tratamiento T₂ y T₄ de 0.08 d⁻¹, estos tratamientos son lentamente biodegradables (K_d < 0.1) y tienen tiempo de pruebas mayor a 15 días (Da Silva et al., 2018). Los controles C₁ y C₂ con K_d de 0.18 d⁻¹ y 0.11 d⁻¹ respectivamente, significa que los residuos son moderadamente biodegradables (0.1 < K_d < 0.2 d⁻¹) con tiempos de prueba mínimos de 8 a 15 días (Da Silva et al., 2018).

Las cinéticas para la producción de biogás (K_B) fueron ajustadas a Gompertz para ambos diseños de experimentos. A concentración de 30 g L⁻¹ DQO, el Control C₂ presentó un valor constante cinético de 163.9 N mL d⁻¹, esta era la tasa máxima de producción de metano debido a los días de producción del biogás que sólo produjo 3 días con volumen de biogás de 470.82 ± 0.170 N mL, pero en concentración de metano era la más baja; el λ de los microorganismos era de 0.77 d, lo que significa que la adaptación fue rápida, pero con condiciones ácidas los microorganismos fueron inhibidos. La mejor prueba de la tasa máxima de producción de metano fue la prueba T₃, con un valor de 80.28 N mL d⁻¹, fue la más alta K_B, que coincide con la mayor producción de biogás de 1742.02 ± 0.038 N mL en 26 días y la fase lag fue de 2.33 d; la K_B de T₁ fue de 79.03 N mL d⁻¹ y el λ fue de 1.91 d, con un volumen de biogás de 1638.44 ± 0.016 N mL. La tercera K_B fue de 64.11 N mL d⁻¹ de la prueba T₄, y la λ fue de 2.92 d con producción de biogás de 1629.02 ± 0.025 N mL. El cuarto fue de 61.17 N mL d⁻¹ de la prueba T₂ y el λ era de 4.09 d, y la producción de biogás de 1516.03 ± 0.044 N mL, y el quinto era de 52.35 N mL d⁻¹ del control C₁ y λ fue de 5.61 d. Sin embargo, las dos últimas pruebas fueron más altas en el λ, lo que significa que su adaptación fue más lenta y, por consiguiente, la tasa máxima de producción de metano también fue menor.

Los resultados del análisis cinético de la producción de biogás (K_B) del diseño de concentración 15 g DQO L⁻¹, obtuvo como mejor prueba la T₂ con la K_B de 44.75 N mL d⁻¹, y λ fue de 5.63 d, esta es la segunda mejor en la producción de biogás

con 790.97 N mL, pero en la producción de concentración y volumen de CH₄ la mejor es esta prueba (T₂), la segunda K_B fue T₃ con 42.5474 N mL d⁻¹ y λ fue 6.7252 d, esta es la cuarta mejor prueba en producción de biogás con 725.06 N mL y en la producción de CH₄. La tercera K_B fue T₁ con 41.11 N mL d⁻¹ y λ 7.23 d, cuya prueba corresponde a la quinta en producción de biogás con 659.14 N mL. La cuarta fue la prueba T₄ con 36.7906 N mL d⁻¹ y λ 6.39, y fue la tercera en producción de biogás 753.31 N mL y la segunda en concentración y volumen de CH₄. Y por último fueron los controles C₁ y C₂ 26.23 N mL d⁻¹ y λ 7.78 20.83 N mL d⁻¹ y λ 8.18, respectivamente. Las variaciones del orden de la K_B y la producción de biogás en este diseño, se deben a los sólidos consumidos y las condiciones de los pretratamientos aplicados que impactaron de diferente manera en el diseño de concentración a 30 g DQO L⁻¹ y este diseño.

Las diferencias de los resultados de las cinéticas K_d y K_B para ambos diseños, es debido al volumen, el tiempo de la producción de CH₄ y a la concentración inicial del de los residuos (Lorenzo Acosta, Y., & Obaya Abreu, 2005).

Tabla 10. Constante cinética para ambos diseños de (30 y 15 g DQO L⁻¹).

	Cinética de degradación (primer orden)	Cinética de producción de biogás (Gompertz)			
Diseño de 30 g DQO L⁻¹					
Prueba	K _d (d ⁻¹)	K _B (NmLCH ₄ g ⁻¹ SV d ⁻¹)	λ	R ²	Biogás (N mL)
T ₁	0.11	79.03	1.91	0.97	1638.44 ± 0.016
T ₂	0.08	61.17	4.09	0.96	1516.03 ± 0.044
T ₃	0.14	80.28	2.33	0.97	1742.02 ± 0.038
T ₄	0.06	64.11	2.92	0.97	1629.02 ± 0.025
C ₁	0.14	52.35	5.61	0.97	1619.61 ± 0.066
C ₂	2.32	163.9	0.77	1	649.73± 0.170
C ₃	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Diseño de 15 g DQO L⁻¹					
T ₁	0.15	41.11	7.23	0.99	659.14 ± 0.118
T ₂	0.08	44.75	5.63	0.99	790.97 ± 0.101
T ₃	0.14	42.54	6.72	0.99	725.06 ± 0.018
T ₄	0.08	36.79	6.39	0.98	753.31± 0.141
C ₁	0.18	26.23	7.78	0.96	913.38 ± 0.015
C ₂	0.11	20.82	8.18	0.92	649.73 ± 0.102
C ₃	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A

8.3.5 Análisis estadístico de las pruebas BMP

En la Figura 19, se observan los efectos principales estadísticos del diseño Taguchi L₄ a 30 g DQO L⁻¹, muestra el primer efecto dado por el pH de 6.5, el segundo por la temperatura de 50 °C y el último de la relación de 1 V_{MP}/2 V_{VM}. Este orden refleja la importancia de los pretratamientos aplicados, atribuyendo a un pH de 6.5 aplicado como pretratamiento a los sustratos, que se neutraliza con el pH del inóculo con alta capacidad buffer, y se obtuvo un pH final de 7.62 ± 0.06 en la mejor prueba (T₃) con mayor producción de CH₄. La mayor temperatura contribuye a la solubilización de materia orgánica (Appels et al., 2008), que favoreció la etapa de hidrólisis, provocando mayor concentración de materia biodisponible para el consumo de los microorganismos (Parthiba Karthikeyan et al., 2018), y la 1V_{MP}/2V_V volumen de residuos de mariscos y pescados y volumen de vinazas, que mostro que estadísticamente el efecto es menor a los otros dos parámetros, sin embargo, la relación aporta los nutrientes necesarios para el funcionamiento de las bacterias (Braguglia et al., 2018).

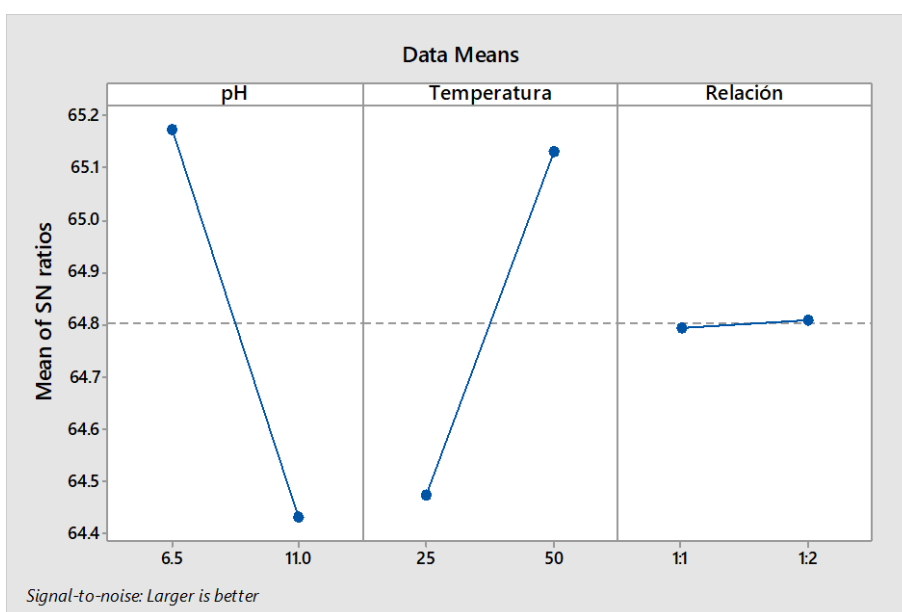


Figura 19. Gráficos de efectos principales del diseño de experimentos Taguchi L₄ a concentración de DQO de 30 g L⁻¹.

El análisis ANOVA de una vía se muestra en la Tabla 11 (diseño 30 g DQO L⁻¹), el valor P da un nivel de confianza del 95% en la significancia de los parámetros

del pH y temperatura, lo cual indico que son los pretratamientos que tuvieron mayor efecto significativo en el análisis del diseño Taguchi L₄ para la producción de CH₄.

Tabla 11. Análisis ANOVA de las pruebas BMP para los diseños de experimentos Taguchi L₄ con concentración de 30 g L⁻¹ de DQO (C₁ Control de mariscos y pescados; C₂ Control de vinazas mezcleras; C₃ Control de inóculo).

Fuente	GL	SC Ajust.	MC Ajust.	Valor F	Valor P
Temperatura	1	19732.9	19732.9	10.90	0.030
pH	1	25188.9	25188.9	13.91	0.020
Relación ($V_{\text{mariscos}}/V_{\text{vinazas}}$)	1	85.3	85.3	0.05	0.839
Error	4	7242.7	1810.7		
Total	7	52249.8			

Se realizó la T-student, y se obtuvo la mayor producción de volumen de CH₄, con el fin de verificar la diferencia significativa que existe entre cada prueba. Los resultados mostrados en la Tabla 12, indicaron que las medias de todos los experimentos son significativamente diferentes comparándola con la t-student de tablas, con una significancia del 95%, lo cual indica que las pruebas con las combinaciones de pretratamientos son significativamente distintas entre cada prueba.

Tabla 12. T-Student para pruebas BMP del diseño de experimentos Taguchi L₄ con concentración de 30 g L⁻¹ DQO.

Prueba	Relación (V_{MP}/V_V)	pH	Temperatura (°C)	CH ₄ (NmL)	P vs Testigo
1	1/1	6. 5	25	1314.65 ± 0.016	54.69
2	½	11	25	1208.96 ± 0.044	26.56
3	½	6. 5	50	1420.51 ± 0.038	31.17
4	1/1	11	50	1301.75 ± 0.025	42.78
Testigo				129.45	
GL				2	
t estándar (5%)				4.30	

En la Figura 20 se muestran los efectos principales estadísticamente, el primer efecto dado por el pH de 11, el segundo la relación de 1 $V_{MP}/2 V_{VM}$, y por último temperatura de 25 °C. El efecto del pH 11 a diferencia con el primer diseño

que se obtuvo de pH 6.5, se atribuye a varios factores, el primero es a la menor concentración de alimentación, significa que había más cantidad de agua disponible que reaccionó con el CaO añadido y se obtuvo $\text{Ca}(\text{OH})_2$, contribuyendo con la alcalinidad disponible e impactando la etapa acidogénica, que reaccionó con los ácidos acéticos y daba como productos los acetatos, estos eran consumidos por los metanogénicos y producían biogás (CH_4 y CO_2). El segundo factor, es que para el primer diseño que tenía menor concentración de agua disponible para disolver el CaO, fue necesario añadir mayor cantidad para ajustar el pH 11, lo que sucedió es que cuando la cal es usada como agente alcalino (en saturación), si no está totalmente mezclada esta puede precipitar y solidificarse, esto causa problemas en la salida del sólido o inóculo, o se crea una zona de alta alcalinidad y puede destruir la actividad microbiana, por esto sucedió que el efecto principal del pH fuera distinto para ambos diseños (Braguglia et al., 2018), y por último, el tercer factor más importante, fue el inóculo, que contenía alta capacidad buffer y favoreció al amortiguamiento de las condiciones ácidas o alcalinas de las pruebas, dio como resultado que los pH finales de las mezclas para las mejores pruebas en ambos diseños fueran prácticamente iguales, para el de 30 g DQO L^{-1} de la mejor prueba T_3 (50°C, pH 6.5 y 1 $V_{\text{MP}}/2 V_V$) fue de 7.62 ± 0.06 , y para este diseño, en la mejor prueba T_2 (25°C, pH 11 y 1 $V_{\text{MP}}/2 V_V$) fue 7.65 ± 0.04 .

La relación de 1 $V_{\text{MP}}/2 V_V$, que muestra que el efecto estadísticamente es el segundo en importancia, aportó los nutrientes necesarios para el funcionamiento adecuado de las bacterias, con la relación 308/4.6/1 (Ammary, 2004; Kumar P., 2015). Y, por último, la temperatura que fue el efecto estadísticamente con menor significancia a 25°C, fue debido a que la menor cantidad de materia biodisponible en comparación con el primer diseño (50°), fue consumida con mayor facilidad para el funcionamiento de la anaerobiosis e innecesario el aumento de temperatura para solubilizar materia orgánica y aumentar la producción de CH_4 , por lo contrario, para el primer diseño se requirió una temperatura mayor para la solubilización de los compuestos y mejorar la disponibilidad del alimento para la DA, teniendo énfasis en que la temperatura favorece a la disolución de los componentes del alimento e impacta a la etapa de hidrólisis y acidogénicos principalmente, ocasionando que la

dilución variara directamente con la temperatura y a mayor concentración se requiere mayor temperatura para disolver los compuestos disponibles para los microorganismos (Appels et al., 2008; Bolzonella, Cavinato, Fatone, Pavan, & Cecchi, 2012; Cavinato, Bolzonella, Pavan, Fatone, & Cecchi, 2013; Gou et al., 2014; Siddique & Wahid, 2018).

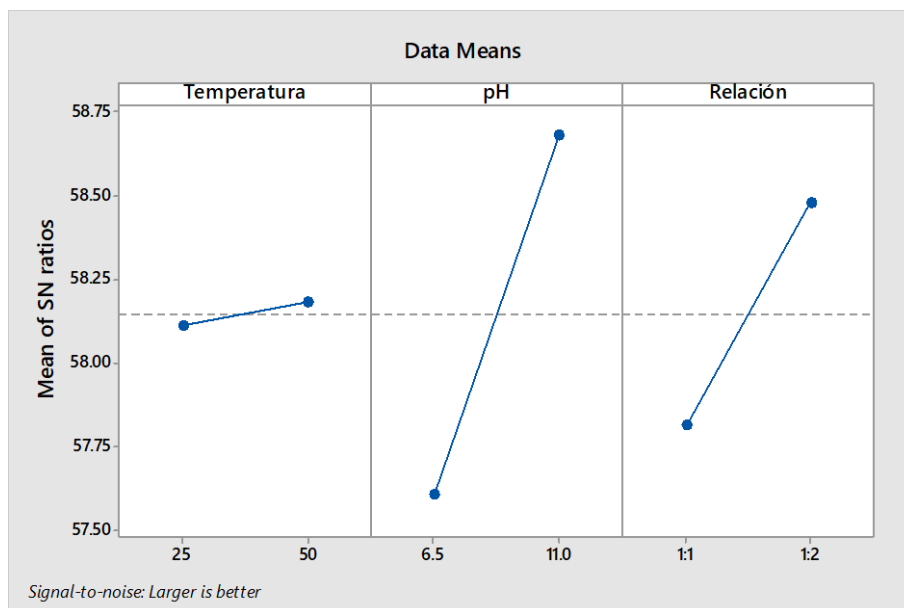


Figura 20. Gráficos de efectos principales del diseño de experimentos Taguchi L₄ a concentración de DQO de 15 g L⁻¹.

8.4 Diseño y operación de sistema piloto

8.4.1 Diseño del sistema piloto

El reactor a escala piloto (Figura 21) tuvo un volumen de 28 L, de los cuales 25 L se consideran como volumen útil y los 3 L restantes para la campana de recolección del biogás producido. El reactor cuenta, con influente (1), efluente (2), purga de lodos (3), termopar (4), pantalla digital de control de temperatura (5), 2 resistencias (6), salida de biogás (7), toma de muestreo (8) y un bidón (9) de 20 L conectado a la campana del biogás para el almacenamiento y cuantificación de la producción, el cual funciona por desplazamiento volumétrico.



Figura 21. Reactor anaerobio

8.4.2 Caracterización y operación del sistema piloto

La operación del reactor piloto inició el 27 de octubre y se mantuvo por un periodo de 444 días. Los resultados de la operación se encuentran representados y separados por líneas de diferentes colores en cada una de las variables de monitoreo. El inicio de la operación se realizó colocando 5 L de inóculo estabilizado y 5 L de residuos pretratados (PH 6.5, temperatura 50 °C y 1 V_{MP} / 2 V_{VM}), posteriormente se continuo hasta el llenado del reactor (20 L) alimentando 5 L de los residuos por semana (línea roja). La primera etapa en la cual se estabilizó la operación del reactor, se realizó alimentando 5 L por semana de residuo, con un Tiempo de Retención Hidráulica (TRH) de 21 días por un periodo de 2 meses (hasta línea amarilla); posteriormente se ajustó la frecuencia de alimentación a 5 L cada 4 días con un TRH de 12 días (segmento comprendido entre las líneas amarilla a azul) y se mantuvo con este tiempo para las recirculaciones de 50% (de línea azul a verde) y posteriormente 75% (de línea verde a la morada), después se volvió a ajustar el TRH a 6 días (de la línea morada a la rosa) con este tiempo se comenzó acidificar el sistema y disminuir la producción de biogás y por consecuente el metano, y por último se volvió al segundo tiempo de TRH que fue de 12 días (de la línea rosa en adelante). El influente tiene pretratamientos con las mejores condiciones obtenidos en las pruebas BMP a concentración de 30 g L⁻¹, que es térmico (50°C), relación de residuos de mariscos y vinazas mezcaleras (1 V_{MP} /2 V_{VM}) y químico que es ajuste de pH a 6.5 con adición de CaO.

En la Figura 22 se observa el monitoreo del parámetro de pH, el cual se controló debido a que las bacterias del proceso de anaerobiosis que son sensibles a las variaciones, el pH del reactor estuvo en el rango de 6.3 a 7.6 (Bermúdez-Savón et al., 2000; González-Ugalde & Durán-Herrera, 2014) durante los primeros 30 días de estabilización, posteriormente se observaron ciclos de disminución e incremento de 0.5 unidades de pH, esta disminución se atribuye a la etapa acidogénica por producción de AGV's a pesar de que el pH de la alimentación se ajustó con $\text{Ca}(\text{OH})_2$, el incremento se dio a partir del segundo o tercer día, esto debido al consumo de AGV's por las bacterias acetogénicas las cuales convierten en acetatos principalmente. El comportamiento del pH se mantuvo estable durante la operación del reactor, incluyendo en las recirculaciones (50% y 75%). Al modificar el TRH a 10 días se observa acidificación del sistema, esto es atribuido al corto tiempo que tenían las bacterias para procesar el alimento, por lo cual hubo una acumulación de AGV's que disminuyeron el pH (Bermúdez Savón y col., 2000), por lo cual se regresó el TRH a 20 días y se observó el aumento en el parámetro y la estabilización del mismo.

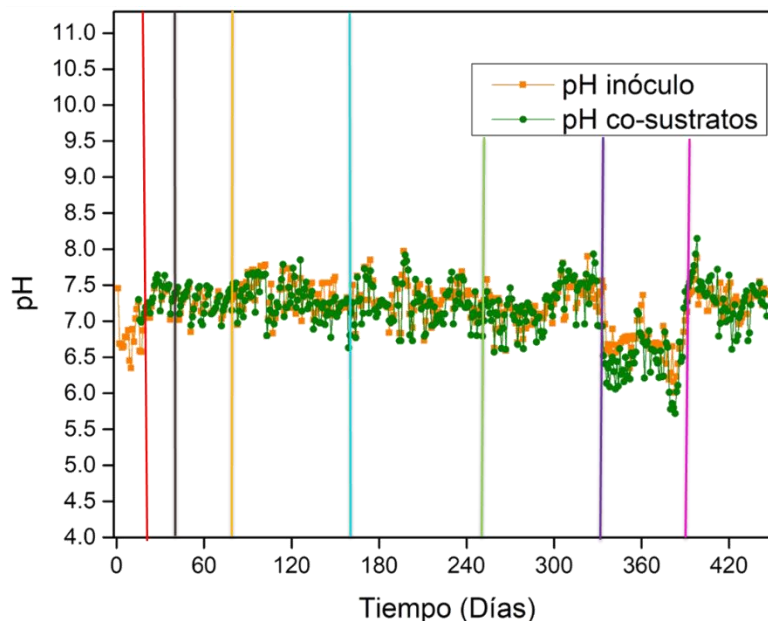


Figura 22. Seguimiento del parámetro de pH para el reactor escala piloto.

El siguiente parámetro que se presenta es la conductividad que es la medición de sales presentes en el inóculo y/o en los residuos. En la Figura 23 se observa que el reactor comenzó en los primeros días con una alta concentración de conductividad de 18 mS cm^{-1} . Posteriormente, al transcurrir los días y comenzar la estabilización del reactor, la conductividad comenzó a nivelarse en un rango de 9 a 2.5 mS cm^{-1} , lo cual favorece para evitar un proceso de plasmólisis provocando a las bacterias anaeróbicas mueran y se inhibiría el proceso de producción de biogás. Se observa que hay aumento en la conductividad, esto es debido a la alimentación, al agregar nuevo alimento ocasiona el incremento, posteriormente conforme comienzan las bacterias a degradar los residuos, el parámetro empieza a disminuir y sucede cada que se alimenta como un ciclo, esto se debe a que el reactor se estabilizó y las variaciones comienzan a ser cíclicas. A la mitad del tiempo de la primera recirculación (50%) en el día 202 de muestra nuevamente un aumento en la conductividad esto es debido al cambio de alimentación y a la adaptación de las bacterias para la nueva alimentación con recirculación, sin embargo, en los días posteriores se vuelve a observar que se estabiliza el parámetro y se mantiene en el rango recomendado (De Vrieze et al., 2017; Zhao et al., 2017), incluso al inicio de la segunda etapa de recirculación (75%) se observa estable la conductividad. Posteriormente el TRH se modificó a 10 días (de la línea morada a la rosa), lo cual provoco la disminución de la conductividad y de manera indirecta muestra que la concentración de la alcalinidad también disminuyo debido al amortiguamiento de los AGV's producidos por las bacterias acidogénicas.

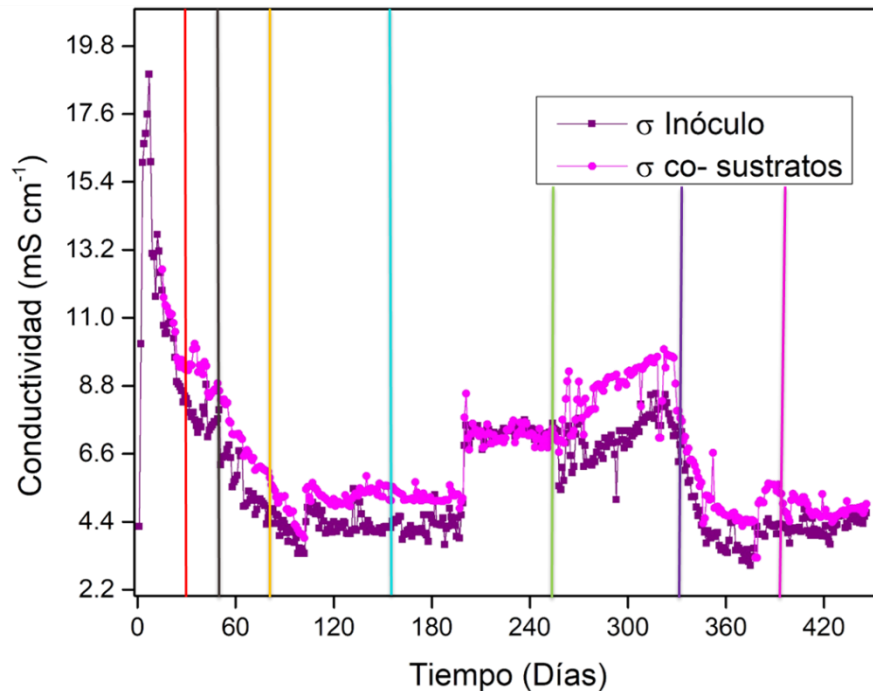


Figura 23. Seguimiento del parámetro de conductividad para el reactor escala piloto.

El parámetro de alcalinidad que se muestra en la Figura 24, se observó que al comienzo del funcionamiento del reactor se registraron niveles de alcalinidad considerablemente altos, esto se debe a que el inóculo por sí solo contaba con altas concentraciones de alcalinidad. Además, se añadió cal en el pretratamiento de los residuos, este elemento es el responsable del incremento en la alcalinidad. Posteriormente se aprecia que la alcalinidad empieza a reducirse dado que los microorganismos empiezan a utilizar la alcalinidad existente para amortiguar el sistema. El reactor puede caracterizarse como estable debido a su funcionamiento cíclico, tal como se muestra en la Figura 24, cuando se proporciona alimento, la alcalinidad se incrementa ocasionado por el pretratamiento químico de los desechos con CaO, y con el transcurso del tiempo, la alcalinidad añadida es utilizada por las bacterias para aprovecharla, por este motivo los picos de aumento y disminución que se presentan. El intervalo de alcalinidad para el inóculo cuando el sistema se estabiliza y empieza a ser cíclico, se encontró entre 10 y 18 g CaCO₃ L⁻¹, mientras que la alcalinidad en los residuos dentro del reactor se sitúa entre 3 y 5 g CaCO₃ L⁻¹ (Castillo, 2012), en la primera y segunda etapa del reactor (primer TRH de 30 días y segundo de 20 días). Significa que tanto el inóculo como los residuos poseen

niveles de alcalinidad necesarios para el correcto funcionamiento de las bacterias en el proceso de anaerobiosis. La alcalinidad se mantiene estable durante todo el proceso del reactor incluyendo en las etapas de la recirculación (50% y 75%), la alcalinidad está en el rango de 8 a 16 g CaCO₃ L⁻¹ en el lodo, y para el sustrato dentro del reactor está en 3 a 3.5 g CaCO₃ L⁻¹. En la etapa del tercer TRH (10 días) se observa que la alcalinidad disminuye debido al consumo de esta por la alta producción de AGV's. Posterior, se regresó el TRH a 20 días (de la línea rosa en adelante), para volver a estabilizar el reactor y se muestra que la alcalinidad en un inicio de esta etapa aumento hasta 14 g CaCO₃ L⁻¹ y después se volvió a estabilizar.

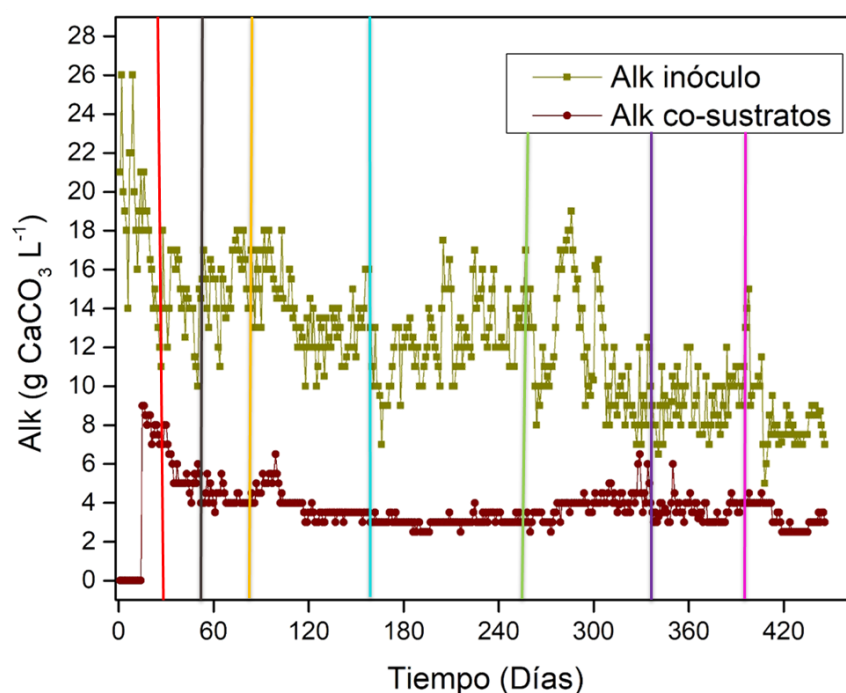


Figura 24. Seguimiento del parámetro de alcalinidad para el reactor escala piloto.

El parámetro de la relación alfa (α) muestra la capacidad de amortiguamiento que tiene el sistema de reacción (inóculo), en la Figura 25 se observa el monitoreo de la relación α en el inóculo, el cual comienza con una relación α de 0.64, cuando se añaden los residuos y se encuentran en contacto con el inóculo, se produce un proceso de adaptación que provoca desequilibrios en las bacterias, causando alteraciones y modificaciones en el valor de la relación α , cuando comienzan a transcurrir los días el inóculo empieza a adaptarse para la correcta degradación de

los desechos y para la generación de biogás rico en CH_4 . Se observó que el reactor se estabiliza cuando las fluctuaciones del parámetro empiezan a ser constantes, la relación α disminuye cuando se alimenta el reactor, después de 3 o 4 días de degradación la relación α vuelve a incrementar, ocurre al inicio de cada alimentación, la producción de agv's aumenta y posteriormente de 2 o 3 días los microorganismos acetogénicos y metanogénicos comienzan a aprovechar los agv's y aumenta el amortiguamiento, lo cual establece un proceso cíclico e indica la estabilización del sistema y la correcta adaptación de los microorganismos para consumir los residuos. El rango de la relación α en el sistema es 0.57 a 0.70, siendo el valor superior a 0.5 (Ceron et al., 2005; Pérez & Torres P, 2008), tanto para el arranque como para el consumo de carga orgánica en un reactor anaerobio (Ceron et al., 2005; Moreno C., 2003; Pacheco J., 2003). En las etapas de las recirculaciones el amortiguamiento del inóculo se mantiene, y se observa que la relación α continua en rango de 0.56 a 0.67, que significa la relación α del inóculo tiene buena capacidad buffer, que incluso con las variaciones en las etapas de alimentación y recirculación se mantiene estable. En la última etapa, que fue con el tercer TRH de 10 días (de la línea morada a la rosa) se observa que la relación alfa siguió en el intervalo adecuado, pero tuvo una disminución y repercusión, la relación (α) alfa, fue superior a 0.55 y con este TRH disminuyó a 0.5, estuvo en el límite inferior del intervalo debido a que la capacidad de amortiguamiento en el inóculo disminuyó por consecuencia del consumo de la alcalinidad por los AGV's. Después, se regresó el TRH a 20 días, y la relación alfa volvió a aumentar superior a 0.55 en promedio.

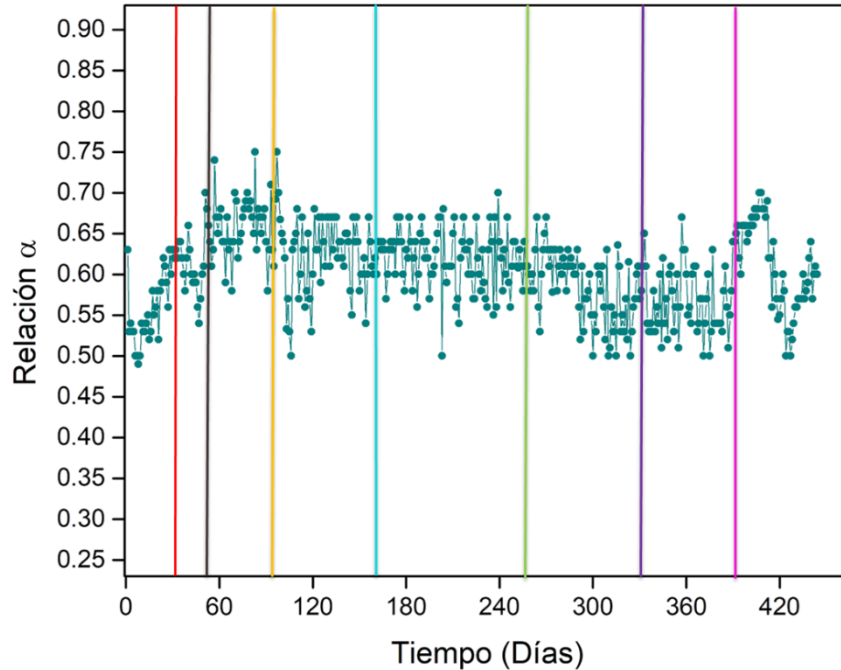


Figura 25. Seguimiento del parámetro de relación α para el reactor escala piloto.

El parámetro de Agv's señala la producción de ácidos grasos volátiles, principalmente el ácido acético, por los microorganismos acidogénicos, es importante la producción de estos ácidos, debido a que si hay un aumento se acidifica el sistema, causando inhibición en los acetogénicos y metanogénicos, por lo tanto, inhibe la producción del biogás que contenga elevada concentración de CH_4 . En la Figura 26, se muestran las concentraciones de Agv's antes y después de agregar los residuos, lo cual indica que anteriormente de agregar los residuos la concentración de Agv's es alta, sin embargo, posterior a añadir el nuevo alimento la concentración de agv's disminuye, significa que existe una dilución con el nuevo alimento, provocando la disminución en la concentración debido a las bacterias acetogénicas que comienzan a producir acetatos que toman las bacterias metanogénicas para producir el metano.

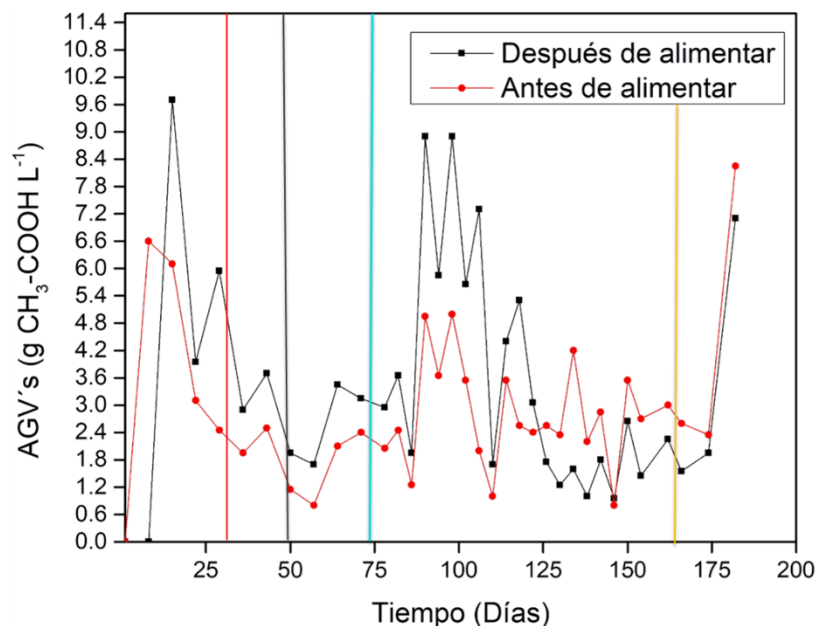


Figura 26. Seguimiento del parámetro de AGV's para el reactor escala piloto.

El parámetro de los sólidos volátiles totales (SVT), muestra de manera indirecta la cantidad de microorganismos presentes en el inóculo y la cantidad de materia biodisponible para las bacterias. En la Figura 27, se muestra en las primeras alimentaciones los sólidos del efluente no se obtuvieron, debido a que era la estabilización y llenado del reactor, en los días siguientes, los SVT disminuyeron hasta 80.14% en la alimentación número 11, y mínimo a 68.12% en la alimentación número 6.

La alimentación del influente contiene la concentración aproximada de 18 g SVT L⁻¹, la cantidad se seleccionó a partir de las pruebas BMP, realizando una relación con la DQO de 30 g L⁻¹, siendo los 18 g SVT L⁻¹ lo equivalente a la concentración de DQO utilizada para la prueba con la cual se obtuvo mayor cantidad y concentración de metano. Durante la alimentación en el influente estuvieron en el rango de 15 a 21 g SVT L⁻¹, las concentraciones se encuentran por arriba del valor mínimo recomendado de 15 g SVT L⁻¹, para una digestión anaerobia adecuada (Pacheco J., 2003; Pérez & Torres P, 2008; Rodríguez, Villaseñor, Fernández, & Buendía, 2007). Para el segundo tiempo de TRH el rango de los sólidos en el influente estuvieron entre 9 y 22 g L⁻¹ y en el efluente fue más constante, en un

rango de 3 a 4 g L⁻¹. En la tercera y cuarta etapa de que fue la recirculación del 50% y 75%, los sólidos estuvieron más variables debido a la recirculación y adaptación del reactor, en el influente en el rango de 8 a 27 g L⁻¹ y en el efluente estuvo más estable en el rango de 2 a 6 g L⁻¹. En la última etapa del reactor con el TRH de 10 días (línea morada a rosa) se observa un aumento en los SVT del efluente, es atribuido a que hace falta tiempo para degradar lo que quedaba en los residuos. Posterior que se regresó al TRH de 20 días (de la línea rosa en adelante), se observa de manera notable que los SVT en el efluente volvieron a disminuir, lo que significó un tiempo adecuado para la degradación de los residuos.

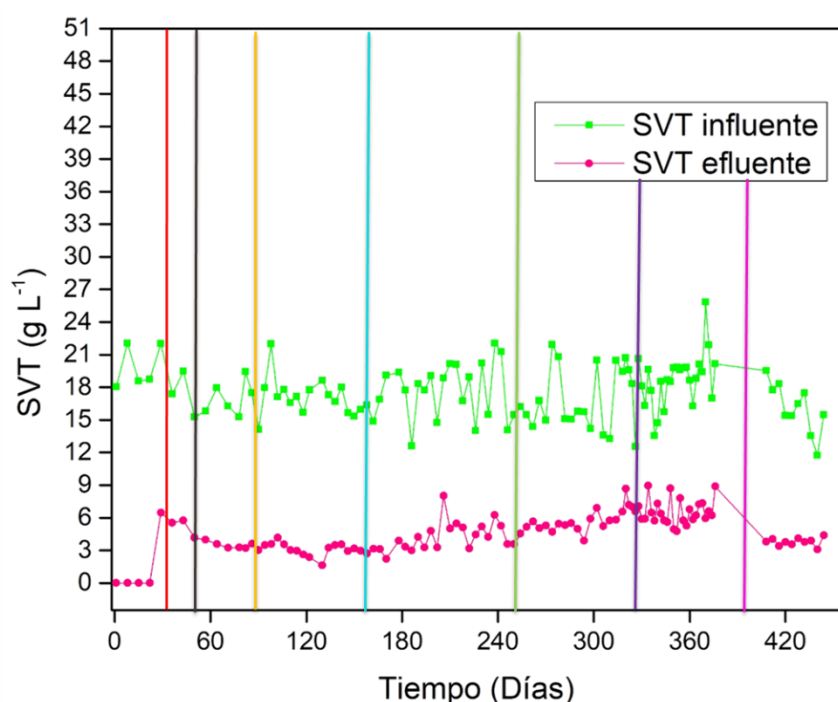


Figura 27. Seguimiento del parámetro de SVT para el influente y efluente en el reactor escala piloto.

8.4.3 Producción y composición del biogás en sistema piloto

Para la producción del biogás se cuantificó en el cromatógrafo gases BUCK SCIENTIFIC modelo 910. En la Figura 28, se muestra la producción total de biogás por día y la concentración de CH₄ presente, en el cual se observa que el comportamiento de la gráfica llega a ser de manera cíclica, en la primer etapa de estabilización y llenado del reactor se obtuvo la concentración del biogás de 76.49% de CH₄ y 23.51% CO₂, cuando se alimentaba el reactor la producción de biogás se

producía en promedio 18 L por día, posteriores a los 4 o 5 días de alimentación se producían de 6 a 9 L por día se observa que el reactor llega a estar estable debido a que la producción ya era cíclica. En la segunda etapa con el TRH de 20 días, se conservó el comportamiento del reactor y su concentración de metano, e incluso aumento la producción de biogás (77.58% de CH₄ y 21.42% de CO₂) atribuido a que se disminuyó el tiempo de alimentación provocando la producción de volumen constante de 18 a 20 L por día, esto es debido a que con el primer TRH los microorganismos consumían el alimento en los primeros 4 a 6 días posteriormente la producción de biogás comenzaba a ser menor por la falta de alimento, y con el segundo TRH (20 días) la alimentación era en menor tiempo y contribuía a que continuara con la producción de biogás y cuando podría comenzar a disminuir la alimentación siguiente tenía que realizarse, esto ayudaba a que los microorganismos tuvieran siempre alimento para producir biogás rico en metano. En la primera etapa de recirculación al 50%, la producción de biogás en la primera mitad del tiempo se mantuvo con el comportamiento similar, sin embargo, disminuyó la concentración de metano a 62.65%, esto se atribuye a la disminución en alimento crudo de los residuos y a la recirculación aplicada. El metano disminuyó 13.84%. Y para la segunda etapa de recirculación al 75%, la producción de biogás se mantuvo con el comportamiento igual que en la primera etapa de recirculación, sin embargo, disminuyó la concentración de metano a 58.82%, esto se atribuye al aumentar la recirculación. Posteriormente, se aplicó un TRH de 10 días sin recirculación, para observar si el metano aumentaba (línea morada a rosa), se muestra que la producción de biogás se mantiene constante pero la concentración de metano disminuyó a 51.55%, lo que corroboro que el mejor TRH fue de 20 días debido a la alta concentración de metano presente en el biogás. Y, por último, se regresó la operación del reactor a TRH de 20 días (de la línea rosa en adelante) para volver a estabilizar el reactor y aumentar la producción de metano a 77.58%.

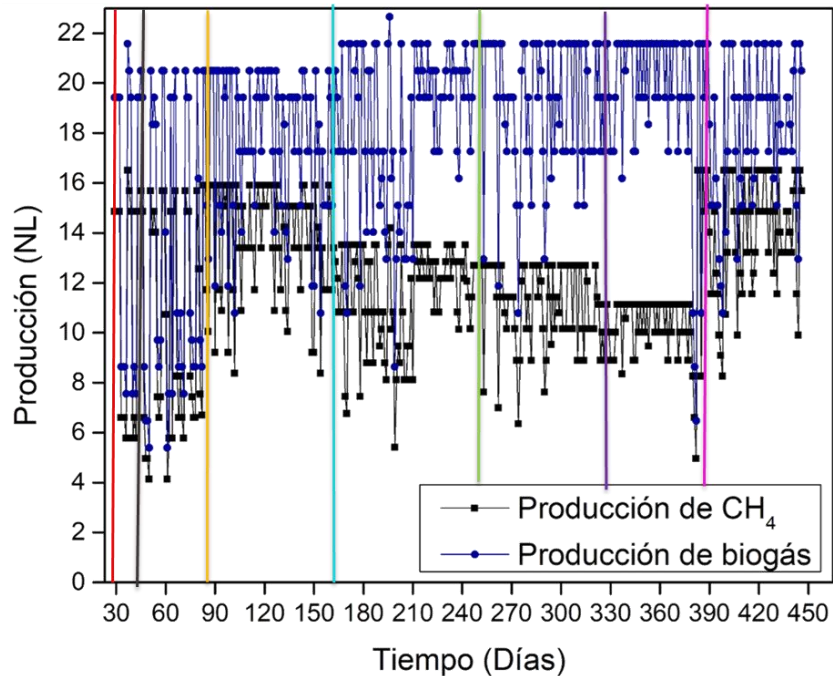


Figura 28. Producción de biogás y metano.

8.4.4 Rendimientos en la producción del biogás en sistema piloto

Como se observa en los resultados anteriores, el mejor TRH fue de 20 días, que concuerda con el mejor rendimiento en el reactor a escala piloto, que fue 190.33 a 195.30 NL CH₄ g⁻¹ SV, este es debido a que de los TRH analizados, el de 20 días fue el adecuado para que los cuatro consorcios bacterianos del proceso de digestión anaerobia trabajaran en simbiosis y se obtuviera un biogás con alto contenido de CH₄. El segundo mejor rendimientos fue el del TRH de 20 días y la recirculación del 50% y 75% cuyos valores fueron 134.05 NL CH₄ g⁻¹ SV y 139.28 NL CH₄ g⁻¹ SV respectivamente. El cuarto TRH con mejor rendimiento fue el de 30 días con 132.38 NL CH₄ g⁻¹ SV, el quinto fue el TRH de 10 días con 125.76 NL CH₄ g⁻¹ SV y, por último, el menor rendimiento fue en la estabilización del reactor con 111.24 NL CH₄ g⁻¹ SV.

Tabla 13. Rendimientos de cada tiempo de retención hidráulica en el reactor anaerobio.

TRH	Rendimiento (N L CH ₄ g ⁻¹ SV)
Estabilización del reactor	111.24
30 días	132.38
20 días	190.33
20 días – 50% de recirculación	134.05
20 días – 75% de recirculación	139.28
10 días	125.76
20 días	195.30

8.4.5 Cinéticas del reactor

En la Figura 29, se observan las cinéticas de degradación de primer orden obtenidas en cada TRH operado en el reactor anaerobio; en el primer TRH de 30 días la cinética fue en promedio de 0.173 d⁻¹, en el segundo TRH de 20 días 0.427 d⁻¹, en el tercer TRH de 20 días y recirculación del 50% 0.373 d⁻¹, en el cuarto TRH de 20 días y recirculación del 70% 0.30 d⁻¹, y por último en el TRH de 10 días 0.51 d⁻¹; la mejor cinética fue TRH de 10 días pero la producción de biogás y concentración de CH₄ fue la menor, y la segunda mejor cinética fue la de TRH de 20 días que concuerda con la mejor producción de biogás y de CH₄ presente en el biogás (Maleki, Bokhary, & Liao, 2018).

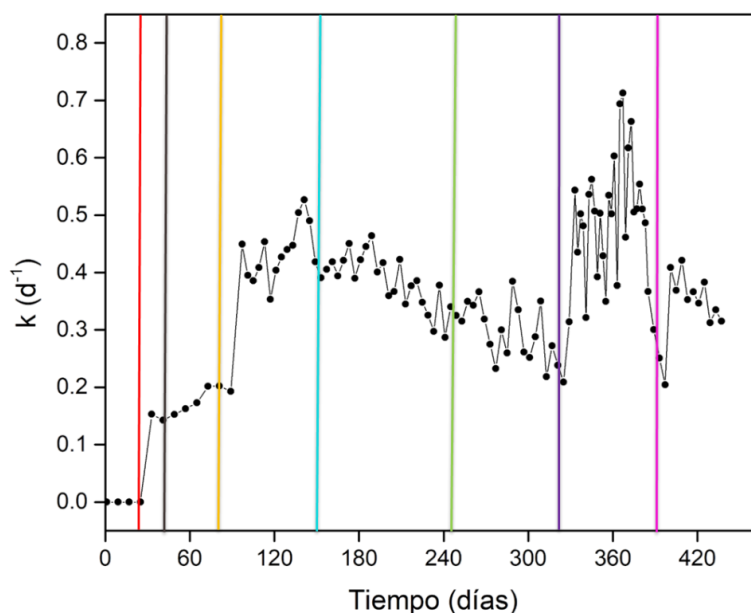


Figura 29. Cinéticas del reactor en cada TRH y recirculación.

9. CONCLUSIONES

9. CONCLUSIONES

Con base en los resultados obtenidos se concluye que la co digestión de los residuos de vinazas mezcaleras y de la industria restaurantera de pescados y mariscos con los pretratamientos térmico y químico con ajuste de pH aunado con el inóculo estabilizado y enriquecido se potencializo la generación de biogás con un contenido de CH₄ de 85% en reactores tipo batch escala laboratorio (prueba BMP).

Se desarrolló un proceso que permite la obtención de biogás con alto contenido de CH₄ (mayor al 70%), a partir de un inóculo enriquecido y estabilizado para la codigestión anaeróbica de los residuos de vinazas mezcaleras y de pescados y mariscos.

10. BIBLIOGRAFÍA

10. BIBLIOGRAFÍA

- A, P. (1994). *Degradación Anaerobia de Surfactantes. Tesis de Maestría. Depto. De Biotecnología*. Universidad Autónoma Metropolitana.
- Agyeman, F. O., & Tao, W. (2014). Anaerobic co-digestion of food waste and dairy manure: Effects of food waste particle size and organic loading rate. *Journal of Environmental Management*, 133, 268–274.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.12.016>
- Algapani, D. E., Qiao, W., Ricci, M., Bianchi, D., M. Wandera, S., Adani, F., & Dong, R. (2019). Bio-hydrogen and bio-methane production from food waste in a two-stage anaerobic digestion process with digestate recirculation. *Renewable Energy*, 130, 1108–1115.
<https://doi.org/10.1016/j.renene.2018.08.079>
- Ammary, B. Y. (2004). Nutrients requirements in biological industrial wastewater treatment. *African Journal of Biotechnology*, 3(4), 236–238.
<https://doi.org/10.5897/ajb2004.000-2042>
- Appels, L., Baeyens, J., Degreève, J., & Dewil, R. (2008). Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. *Progress in Energy and Combustion Science*, 34(6), 755–781.
<https://doi.org/10.1016/j.pecs.2008.06.002>
- Ariunbaatar, J., Panico, A., Esposito, G., Pirozzi, F., & Lens, P. N. L. (2014). Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste. *Applied Energy*, 123, 143–156. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2014.02.035>
- Barber, W. P. F. (2016). Thermal hydrolysis for sewage treatment: A critical review. *Water Research*, 104, 53–71. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.07.069>
- Bermúdez-Savón, R. C., Hoyos-Hernández, J. A., & Rodríguez-Pérez, S. (2000). Evaluación de la disminución de la carga contaminante de la vinaza de destilería por tratamiento anaerobio. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 16(3), 103–107.

- Bermúdez, Rodríguez, Martínez, B. (2010). *Ventajas del empleo de reactores UASB en el tratamiento de residuales líquidos para la obtención de biogás*. Universidad de Oriente Santiago de Cuba.
- Bolzonella, D., Cavinato, C., Fatone, F., Pavan, P., & Cecchi, F. (2012). High rate mesophilic, thermophilic, and temperature phased anaerobic digestion of waste activated sludge: A pilot scale study. *Waste Management*, 32(6), 1196–1201. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.01.006>
- Bouallagui, H., Lahdheb, H., Ben Romdan, E., Rachdi, B., & Hamdi, M. (2009). Improvement of fruit and vegetable waste anaerobic digestion performance and stability with co-substrates addition. *Journal of Environmental Management*, 90(5), 1844–1849. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2008.12.002>
- Braguglia, C. M., Gallipoli, A., Gianico, A., & Pagliaccia, P. (2018). Anaerobic bioconversion of food waste into energy: A critical review. *Bioresource Technology*, 248, 37–56. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.145>
- Caicedo, & Marín. (2006). *Diseño, construcción y arranque de un reactor UASB piloto para el tratamiento de lixiviados. Tesis de especialidad (Especialización en Ingeniería Ambiental)*. Universidad Nacional de Colombia. Manizales, Colombia.
- Caillet, H., Lebon, E., Akinlabi, E., Madyira, D., & Adelard, L. (2019). Influence of inoculum to substrate ratio on methane production in biochemical methane potential (BMP) tests of sugarcane distillery waste water. *Procedia Manufacturing*, 35, 259–264. <https://doi.org/10.1016/j.promfg.2019.05.037>
- Castillo, C. G. (2012). Evaluation of the organic matter removal capacity of wastewater from slaughterhouses in a UASB reactor. <https://doi.org/10.22201/ceiich.24485691e.2016.17.58151>
- Catalán, & Corvalan. (2002). *Modelación del proceso de digestión anaerobia en un reactor UASB para aguas residuales*. Universidad de Santiago de Chile.

- Cavinato, C., Bolzonella, D., Pavan, P., Fatone, F., & Cecchi, F. (2013). Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of waste activated sludge and source sorted biowaste in pilot- and full-scale reactors. *Renewable Energy*, *55*, 260–265. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2012.12.044>
- Ceron, C., Andres, A., Vidal, P., Lozada, T., Del, I., La, Y., ... Las, A. D. E. (2005). Importancia del pH y la alcalinidad en el tratamiento anaerobio de las aguas residuales del proceso de extracción de almidón de Yuca. *Scientia Et Technica*, *XI*(27), 243–248. <https://doi.org/10.22517/23447214.6955>
- Chew, K. R., Leong, H. Y., Khoo, K. S., Vo, D. V. N., Anjum, H., Chang, C. K., & Show, P. L. (2021). Effects of anaerobic digestion of food waste on biogas production and environmental impacts: a review. *Environmental Chemistry Letters*, *19*(4), 2921–2939. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01220-z>
- Choudhury, A., & Lansing, S. (2019). Methane and hydrogen sulfide production from co-digestion of gummy waste with a food waste, greasewaste, and dairy manure mixture. *Energies*, *12*(23). <https://doi.org/10.3390/en12234464>
- Christine, A., Mathis, G., Gallardo Valdez, J., & Villanueva Rodríguez, S. (2020). El proceso de elaboración de mezcal en el estado de Michoacán. *La Producción de Mezcal En El Estado de Michoacán*, 87–109.
- Clementine., Forbes., & Tom, H. (2021). Food Waste Index Report 2021. In *Unep*.
- Cuetos, M., Gómez, X., Otero, M. and Morán, A. (2008). *Anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste (SHW) at laboratory scale : Influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW)*. *40*, 99–106. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2007.11.019>
- Curry, N., & Pillay, P. (2012). Biogas prediction and design of a food waste to energy system for the urban environment. *Renewable Energy*, *41*, 200–209. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2011.10.019>
- Da Silva, C., Astals, S., Peces, M., Campos, J. L., & Guerrero, L. (2018). Biochemical methane potential (BMP) tests: Reducing test time by early

parameter estimation. *Waste Management*, 71, 19–24.

<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.009>

Dahiya, S., Kumar, A. N., Shanthi Sravan, J., Chatterjee, S., Sarkar, O., & Mohan, S. V. (2018). Food waste biorefinery: Sustainable strategy for circular bioeconomy. In *Bioresource Technology* (Vol. 248).

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.176>

De Vrieze, J., Christiaens, M. E. R., Walraedt, D., Devooght, A., Ijaz, U. Z., & Boon, N. (2017). Microbial community redundancy in anaerobic digestion drives process recovery after salinity exposure. *Water Research*, 111, 109–117. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2016.12.042>

De Vrieze, J., Gildemyn, S., Vilchez-Vargas, R., Jáuregui, R., Pieper, D. H., Verstraete, W., & Boon, N. (2015). Inoculum selection is crucial to ensure operational stability in anaerobic digestion. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 99(1), 189–199. <https://doi.org/10.1007/s00253-014-6046-3>

Derbal, K., Bencheikh-lehocine, M., Cecchi, F., Meniai, A. and Pavan, P. (2009). Application of the IWA ADM1 model to simulate anaerobic co-digestion of organic waste with waste activated sludge in mesophilic condition. *Bioresource Technology*, 100(4), 1539–1543.

Diaz-Cruces, V. F., García-Depraect, O., & León-Becerril, E. (2020). Effect of Lactate Fermentation Type on the Biochemical Methane Potential of Tequila Vinasse. *Bioenergy Research*, 13(2), 571–580.

<https://doi.org/10.1007/s12155-020-10093-z>

Diaz, M. J., Madejón, E., López, F., López, R., & Cabrera, F. (2002). Optimization of the rate vinasse/grape marc for co-composting process. *Process Biochemistry*, 37(10), 1143–1150. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(01\)00327-2](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(01)00327-2)

Djalma Nunes Ferraz Júnior, A., Koyama, M., de Araújo Júnior, M. and Zaiat, M. (2016). *Thermophilic anaerobic digestion of raw sugarcane vinasse Ant o. 89.* <https://doi.org/10.1016/j.renene.2015.11.064>

- Domínguez M., D. F. J. y A. M. P. (2006). *Influencia de los inóculos en el arranque de la digestión anaerobia*. Tratamiento de aguas residuales. Ingeniería química. Matanzas, Cuba.
- Edwiges, T., Frare, L., Mayer, B., Lins, L., Mi Triolo, J., Flotats, X., & de Mendonça Costa, M. S. S. (2018). Influence of chemical composition on biochemical methane potential of fruit and vegetable waste. *Waste Management*, 71, 618–625. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.030>
- Fajardo, M. C., Monroy H. O., G. J. J. (1997). *Producción de inóculos para reactores anaerobios*. Universidad Autónoma Metropolitana. Iztapalapa, México, D.F. México.
- Fernández - Polanco, F., & Seghezzo, L. (2015). Diseño de reactores Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB). *Mejora de Las Economías Regionales y Desarrollo Local*, 1–124.
- Filer, J., Ding, H. H., & Chang, S. (2019). Biochemical methane potential (BMP) Assay method for anaerobic digestion research. *Water*, 11(921), 921. <https://doi.org/10.3390/w11050921>
- Fu, S. F., Xu, X. H., Dai, M., Yuan, X. Z., & Guo, R. B. (2017). Hydrogen and methane production from vinasse using two-stage anaerobic digestion. *Process Safety and Environmental Protection*, 107(189), 81–86. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2017.01.024>
- Gerardi. (2003). *The microbiology of anaerobic digesters*. (WileyInter). New Jersey.
- Gómez Guerrero, A. V. (2014). Producción de biogás a partir de bagazo y vinaza del Agave angustifolia haw generada como residuo en la elaboración de mezcal.
- González-Ugalde, C., & Durán-Herrera, J. E. (2014). Producción de hidrógeno a partir del tratamiento anaerobio de vinazas en un reactor UASB. *Revista Tecnología En Marcha*, 27(3), 3. <https://doi.org/10.18845/tm.v27i3.2061>
- Gou, C., Yang, Z., Huang, J., Wang, H., Xu, H., & Wang, L. (2014). Effects of

temperature and organic loading rate on the performance and microbial community of anaerobic co-digestion of waste activated sludge and food waste. *Chemosphere*, 105, 146–151.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.01.018>

Guitiérrez, A., L, S., A, T., & C, C. (2001). Efecto de la descarga de lodo y el tiempo de retención hidráulico en la remoción de sólidos suspendidos en un reactor UASB. *Avancs En Energías y Medio Ambiente*, 5, 50–57.

Hassan, S. S., Williams, G. A., & Jaiswal, A. K. (2018). Emerging technologies for the pretreatment of lignocellulosic biomass. *Bioresource Technology*, 262(April), 310–318. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.04.099>

Holliger, C., Alves, M., Andrade, D., Angelidaki, I., Astals, S., Baier, U., ... Wierinck, I. (2016). Towards a standardization of biomethane potential tests. *Water Science and Technology*, 74(11), 2515–2522.

<https://doi.org/10.2166/wst.2016.336>

Hussain, A., Kumar, P., & Mehrotra, I. (2015). Nitrogen and phosphorus requirement in anaerobic process: A review. *Environmental Engineering and Management Journal*, 14(4), 769–780. <https://doi.org/10.30638/eemj.2015.086>

Jiménez, A.M., Borja, R., Martín, A., Rasposo, F. (2006). Kinetic analysis of the anaerobic digestion of untreated vinasses and vinasses previously treated with *Penicillium decumbens*. *Journal of Environmental Management*, 80, 306–310.

<https://doi.org/10.1016/j.procbio.2004.12.011>

Kafle, G. K., Kim, S. H., & Sung, K. I. (2013). Ensiling of fish industry waste for biogas production: A lab scale evaluation of biochemical methane potential (BMP) and kinetics. *Bioresource Technology*, 127, 326–336.

<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.09.032>

Khan, M. A., Ngo, H. H., Guo, W., Liu, Y., Zhang, X., Guo, J., ... Wang, J. (2018). Biohydrogen production from anaerobic digestion and its potential as renewable energy. *Renewable Energy*.

<https://doi.org/10.1016/j.renene.2017.04.029>

- Koch, K., Lippert, T., & Drewes, J. E. (2017). The role of inoculum's origin on the methane yield of different substrates in biochemical methane potential (BMP) tests. *Bioresource Technology*, 243, 457–463.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.142>
- Komemoto, K., Lim, Y. G., Nagao, N., Onoue, Y., Niwa, C., & Toda, T. (2009). Effect of temperature on VFA's and biogas production in anaerobic solubilization of food waste. *Waste Management*, 29(12), 2950–2955.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.07.011>
- Kumar P., M. I. H. A. (2015). Nitrogen and phosphorus requirement in anaerobic procees: A review. *Environmental Engineering and Management Journal*, 14(4), 769–780. <https://doi.org/10.30638/eemj.2015.086>
- Laiq, M., Rehman, U., Ju, M., Iqbal, A., Chang, C. C., Li, W., ... Ju, M. (2019). Anaerobic digestion. *Water Environment Research*, 1253–1271.
<https://doi.org/10.1002/wer.1219>
- Latif, M. A., Ahmad, A., Ghufuran, R., y Wahid, Z. A. (2014). Effect of temperature and organic loading rate on upflow anaerobic sludge blanket reactor and CH₄ production by treating liquidized food waste. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 33(3), 676–680. <https://doi.org/10.1002/ep>
- Lay J.J., Fan K.S., C. J. I. and K. C. H. (2003). Influence of chemical naure of organic wastew on their conversion to hydrogen by heat-shock digested sludge. *International Journal Hydrogen Energy.*, 28, 1361–1367.
- Lay J.J., Fan K.S., C. J. I. and K. C. H., Lay, J. J., Fan, K. S., & Chang, J. I. and K. C. H. (2003). Influence of chemical naure of organic wastew on their con1. Lay J.J., Fan K.S. CJI and KCH, Lay JJ, Fan KS, Chang JI and KCH (2003) Influence of chemical naure of organic wastew on their conversion to hydrogen by heat-shock digested sludge. Int J Hydrog . *International Journal Hydrogen Energy.*, 28, 1361–1367.
- Li, D., Ran, Y., Chen, L., Cao, Q., Li, Z., & Liu, X. (2018). Instability diagnosis and syntrophic acetate oxidation during thermophilic digestion of vegetable waste.

- Water Research*, 139, 263–271. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.04.019>
- Li, L., Peng, X., Wang, X., & Wu, D. (2018). Anaerobic digestion of food waste: A review focusing on process stability. *Bioresource Technology*, 248(174), 20–28. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.07.012>
- Li, X., Peng, Y., He, Y., Wang, S., Guo, S., & Li, L. (2017). Anaerobic stabilization of waste activated sludge at different temperatures and solid retention times: Evaluation by sludge reduction, soluble chemical oxygen demand release and dehydration capability. *Bioresource Technology*, 227, 398–403. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.12.069>
- Li, Y., & Jin, Y. (2015). Effects of thermal pretreatment on acidification phase during two-phase batch anaerobic digestion of kitchen waste. *Renewable Energy*, 77, 550–557. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2014.12.056>
- López Torres, M., & Espinosa Lloréns, M. del C. (2008). Effect of alkaline pretreatment on anaerobic digestion of solid wastes. *Waste Management*, 28(11), 2229–2234. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.10.006>
- López Velarde Santos, M., Ventura Ramos, E. J., Rodríguez Morales, J. A., & Hensel, O. (2019). Inoculum adaptation for the anaerobic digestion of mezcal vinasses. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 35(2), 447–458. <https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.02.15>
- Lorenzo Acosta, Y., & Obaya Abreu, M. cristina. (2005). La digestión anaerobia. Aspectos teóricos. Parte I. ICIDCA. Sobre Los Derivados de La Caña de Azúcar, XXXIX. *Redylac*.
- Maleki, E., Bokhary, A., & Liao, B. Q. (2018). A review of anaerobic digestion bio-kinetics. *Reviews in Environmental Science and Biotechnology*, 17(4), 691–705. <https://doi.org/10.1007/s11157-018-9484-z>
- Mata. (2003). Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes. *IWA Publishing*, 322.
- Mayagoitia. (2007). *Energías alternativas y cambio climático*. Instituto Politécnico

Nacional.

Metcalf, & Eddy. (2003). *Wastewater engineering treatment and reuse*. (4th ed.). New York.

Mirmohamadsadeghi, S., Karimi, K., Tabatabaei, M., & Aghbashlo, M. (2019). Biogas production from food wastes: A review on recent developments and future perspectives. *Bioresource Technology Reports*, 7(March), 100202. <https://doi.org/10.1016/j.biteb.2019.100202>

Moreno C., S. R. (2003). *Tratamiento de aguas residuales en la embotelladora coca-cola mediante un reactor de lecho fluidizado inverso*. Tesis de grado (Ingeniería Química). Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa.

Pacheco J., M. A. (2003). Arranque de un reactor anaerobio. *Ingeniería Revista Académica*, 7, 21–25.

Park, M. J., Jo, J. H., Park, D., Lee, D. S., & Park, J. M. (2010). Comprehensive study on a two-stage anaerobic digestion process for the sequential production of hydrogen and methane from cost-effective molasses. *Renewable Energy*, 35(12), 6194–6202. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2010.03.135>

Parthiba Karthikeyan, O., Trably, E., Mehariya, S., Bernet, N., Wong, J. W. C., & Carrere, H. (2018). Pretreatment of food waste for methane and hydrogen recovery: A review. *Bioresource Technology*, 249, 1025–1039. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.105>

Pavi, S., Kramer, L. E., Gomes, L. P., & Miranda, L. A. S. (2017). Biogas production from co-digestion of organic fraction of municipal solid waste and fruit and vegetable waste. *Bioresource Technology*. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.01.003>

Pérez, P., & Torres P. (2008). *Alkalinity indices for control of anaerobic treatment of readily acidifiable wastewaters*. 41–52.

- Peu, P., Brugère, H., Pourcher, A. M., Kérourédan, M., Godon, J. J., Delgenès, J. P., & Dabert, P. (2006). Dynamics of a pig slurry microbial community during anaerobic storage and management. *Applied and Environmental Microbiology*, *72*(5), 3578–3585. <https://doi.org/10.1128/AEM.72.5.3578-3585.2006>
- Pham, C. H., Triolo, J. M., Cu, T. T. T., Pedersen, L., & Sommer, S. G. (2013). Validation and recommendation of methods to measure biogas production potential of animal manure. *Asian-Australasian Journal of Animal Sciences*, *26*(6), 864–873. <https://doi.org/10.5713/ajas.2012.12623>
- Prorot, A., Julien, L., Christophe, D., & Patrick, L. (2011). Sludge disintegration during heat treatment at low temperature: A better understanding of involved mechanisms with a multiparametric approach. *Biochemical Engineering Journal*, *54*(3), 178–184. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2011.02.016>
- Raposo, F., De La Rubia, M. A., Fernández-Cegrí, V., & Borja, R. (2012). Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to methane yields and experimental procedures. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, *16*(1), 861–877. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.09.008>
- Ren, Y., Yu, M., Wu, C., Wang, Q., Gao, M., Huang, Q., & Liu, Y. (2018). A comprehensive review on food waste anaerobic digestion: Research updates and tendencies. *Bioresour Technol*, *247*(September), 1069–1076. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.09.109>
- Robles-González, V., Galíndez-Mayer, J., Rinderknecht-Seijas, N., & Poggi-Varaldo, H. M. (2012). Treatment of mezcal vinasses: A review. *Journal of Biotechnology*, *157*(4), 524–546. <https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2011.09.006>
- Robles, F. (2008). *Generación de biogás y lixiviados en los rellenos sanitarios*. Instituto Politécnico Nacional., México.
- Rodríguez, L., Villaseñor, J., Fernández, F. J., & Buendía, I. M. (2007). Anaerobic co-digestion of winery wastewater. *Water Science and Technology*, *56*(2), 49–54. <https://doi.org/10.2166/wst.2007.471>

- Romero-Güiza, M. S., Vila, J., Mata-Alvarez, J., Chimenos, J. M., & Astals, S. (2016). The role of additives on anaerobic digestion: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 58, 1486–1499. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.094>
- Saelor, S., Kongjan, P., & O-Thong, S. (2017). Biogas Production from Anaerobic Co-digestion of Palm Oil Mill Effluent and Empty Fruit Bunches. *Energy Procedia*, 138, 717–722. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.10.206>
- Sandoval, C. J., & Castillo, E. F. (2007). Caracterización microbiológica de lodos anaerobios utilizados en el tratamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos. *Scientia et Technica*, (35), 509–514.
- Shamurad, B., Gray, N., Petropoulos, E., Tabraiz, S., Membere, E., & Sallis, P. (2020). Predicting the effects of integrating mineral wastes in anaerobic digestion of OFMSW using first-order and Gompertz models from biomethane potential assays. *Renewable Energy*, 152, 308–319. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.01.067>
- Siddique, M. N. I., & Wahid, Z. A. (2018). Achievements and perspectives of anaerobic co-digestion: A review. *Journal of Cleaner Production*, 194, 359–371. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.05.155>
- Solé-Bundó, M., Eskicioglu, C., Garfí, M., Carrère, H., & Ferrer, I. (2017). Anaerobic co-digestion of microalgal biomass and wheat straw with and without thermo-alkaline pretreatment. *Bioresource Technology*, 237, 89–98. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.03.151>
- Srisowmeya, G., Chakravarthy, M., & Nandhini Devi, G. (2020). Critical considerations in two-stage anaerobic digestion of food waste – A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 119(November), 109587. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.109587>
- Taherzadeh, M. J., & Karimi, K. (2008). Pretreatment of lignocellulosic wastes to improve ethanol and biogas production: A review. In *International Journal of Molecular Sciences* (Vol. 9). <https://doi.org/10.3390/ijms9091621>

- Tchobanoglous, G., Theisen, H. y Vigil, S. (1994). *Gestión integral de residuos sólidos* (McGraw-Hil). México.
- Tejada, M., García-Martínez, A.M., P. (2009). Effects of a vermicompost composted with beet vinasse on soil properties, soil losses and soil restoration. *CATENA.*, 77(3), 238–247.
- Texier, A. C., & Gomez, J. (2004). Settleability and kinetics of a nitrifying sludge in a sequencing batch reactor. *Canadian Journal of Microbiology*, 50(11), 943–949. <https://doi.org/10.1139/w04-078>
- The Scientific World Journal. (2017). Retracted: Microbial Ecology of Anaerobic Digesters: The Key Players of Anaerobiosis. *TheScientificWorldJournal*, 2017, 3852369. <https://doi.org/10.1155/2017/3852369>
- Toledo-Cervantes, A., Guevara-Santos, N., Arreola-Vargas, J., Snell-Castro, R., & Méndez-Acosta, H. O. (2018). Performance and microbial dynamics in packed-bed reactors during the long-term two-stage anaerobic treatment of tequila vinasses. *Biochemical Engineering Journal*, 138, 12–20. <https://doi.org/10.1016/j.bej.2018.06.020>
- Van Langerak, E. P. A., Ramaekers, H., Wiechers, J., Veeken, A. H. M., Hamelers, H. V. M., & Lettinga, G. (2000). Impact of location of CaCO₃ precipitation on the development of intact anaerobic sludge. *Water Research*, 34(2), 437–446. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00154-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00154-2)
- Villalobos Castillejos, F. (2009). *Disminución De La Materia Orgánica Biodegradable Presente En Vinazas Mezcaleras Mediante Digestión Anaerobia.*
- Wang, K. S., Chen, J. H., Huang, Y. H., & Huang, S. L. (2013). Integrated Taguchi method and response surface methodology to confirm hydrogen production by anaerobic fermentation of cow manure. *International Journal of Hydrogen Energy*, 38(1), 45–53. <https://doi.org/10.1016/j.ijhydene.2012.03.155>
- Zhang, C., Xiao, G., Peng, L., Su, H., & Tan, T. (2013). The anaerobic co-digestion

of food waste and cattle manure. *Bioresource Technology*, 129, 170–176.
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.10.138>

Zhao, J., Liu, Y., Wang, D., Chen, F., Li, X., Zeng, G., & Yang, Q. (2017). Potential impact of salinity on methane production from food waste anaerobic digestion. *Waste Management*, 67, 308–314.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.016>

Zhenjie R., Zhili C., Hou L., Wang W., Xiong K., Xiao X., Z. W. (2012). Design and realization of 3-DOF welding manipulator control system based on motion controller. *Energy Procedia*, 14, 931–936.
<https://doi.org/10.1016/j.egypro.2011.12.887>

Zhu, H., Seto, P., Stadnyk, A., & Be, M. (2008). *Co-production of hydrogen and methane from potato waste using a two-stage anaerobic digestion process*. 99, 5078–5084. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.08.083>

Formato de Declaración de Originalidad y Uso de Inteligencia Artificial

Coordinación General de Estudios de Posgrado
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo



A quien corresponda,

Por este medio, quien abajo firma, bajo protesta de decir verdad, declara lo siguiente:

- Que presenta para revisión de originalidad el manuscrito cuyos detalles se especifican abajo.
- Que todas las fuentes consultadas para la elaboración del manuscrito están debidamente identificadas dentro del cuerpo del texto, e incluidas en la lista de referencias.
- Que, en caso de haber usado un sistema de inteligencia artificial, en cualquier etapa del desarrollo de su trabajo, lo ha especificado en la tabla que se encuentra en este documento.
- Que conoce la normativa de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, en particular los Incisos IX y XII del artículo 85, y los artículos 88 y 101 del Estatuto Universitario de la UMSNH, además del transitorio tercero del Reglamento General para los Estudios de Posgrado de la UMSNH.

Datos del manuscrito que se presenta a revisión

Programa educativo	Doctorado en Ciencias en Ingeniería Química	
Título del trabajo	Generación de metano a partir de residuos alimenticios de las industrias: restaurantera de mariscos y pescados y de vinazas mezcaleras	
	Nombre	Correo electrónico
Autor/es	Kathia Amital Lemus Sagrero	1731183c@umich.mx
Director	Dr. José Apolinar Cortés	jose.apolinar@umich.mx
Codirector	Dra. Ma. Del Carmen Chávez Parga	cparga@umich.mx
Coordinador del programa	Dr. José Apolinar Cortés	jose.apolinar@umich.mx

Uso de Inteligencia Artificial

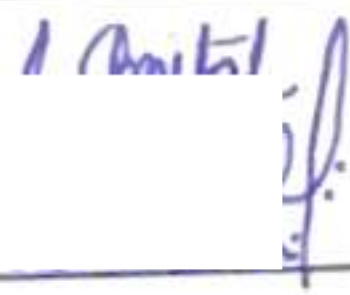
Rubro	Uso (sí/no)	Descripción
Asistencia en la redacción	No	

Formato de Declaración de Originalidad y Uso de Inteligencia Artificial

Coordinación General de Estudios de Posgrado
Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo



Uso de Inteligencia Artificial		
Rubro	Uso (sí/no)	Descripción
Traducción al español	No	
Traducción a otra lengua	No	
Revisión y corrección de estilo	No	
Análisis de datos	No	
Búsqueda y organización de información	No	
Formateo de las referencias bibliográficas	No	
Generación de contenido multimedia	No	
Otro		

Datos del solicitante	
Nombre y firma	Kathia Amital Lemus Sagrero. 
Lugar y fecha	Morelia, Michoacán. 26 de noviembre del 2024

Kathia Amital Lemus Sagrero

Generación de metano a partir de residuos alimenticios de las industrias restaurantera de mariscos y

Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo

Detalles del documento

Identificador de la entrega

trn:oid:::3117:410506510

Fecha de entrega

29 nov 2024, 11:25 a.m. GMT-6

Fecha de descarga

29 nov 2024, 11:35 a.m. GMT-6

Nombre de archivo

Generación de metano a partir de residuos alimenticios de las industrias restaurantera de maris....pdf

Tamaño de archivo

4.6 MB

112 Páginas




27,254 Palabras

148,077 Caracteres

32% Similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para ca...

Fuentes principales

- 31%  Fuentes de Internet
- 18%  Publicaciones
- 0%  Trabajos entregados (trabajos del estudiante)

Marcas de integridad

N.º de alertas de integridad para revisión

No se han detectado manipulaciones de texto sospechosas.

Los algoritmos de nuestro sistema analizan un documento en profundidad para buscar inconsistencias que permitirían distinguirlo de una entrega normal. Si advertimos algo extraño, lo marcamos como una alerta para que pueda revisarlo.

Una marca de alerta no es necesariamente un indicador de problemas. Sin embargo, recomendamos que preste atención y la revise.