



INSTITUTO TECNOLÓGICO SUPERIOR DE HUATUSCO

PRODUCCIÓN DE BIOGÁS POR CODIGESTIÓN ANEROBIA DE RESIDUOS AGRICOLAS DE MAÍZ- ESTIÉRCOL DE CERDO A NIVEL LABORATORIO

TESIS

PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

INGENIERIA AMBIENTAL

PRESENTA:

C. GUADALUPE VAZQUEZ RODRÍGUEZ

DIRECTOR DE TRABAJO RECEPTACIONAL

DR. SALVADOR PARTIDA SEDAS

CO-DIRECCIÓN

DRA. CINTHYA ALEJANDRA SOSA VILLALOBOS

HUATUSCO, VER.

OCTUBRE, 2023.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Salvador Partida Sedas por su apoyo, comprensión, por la oportunidad de trabajar y aprender de él como persona y sobre todo por su paciencia en la realización de este trabajo.

Al Dr. Jesús Atenodoro Alonso por ser un buen amigo, por todo su apoyo moral y en el laboratorio, por ejercer hasta último momento su labor como docente.

A mis Tíos por siempre estar al pendiente de mí.

Al Dr. Adán Cabal Prieto por su amistad y tolerancia.

A María Eugenia, mi compañera y amiga en esta etapa tan complicada, siempre hay que aprender de ella como persona y académicamente, por las risas durante todo este tiempo. Por ser un gran ser humano.

DEDICATORIA

A mis padres, ellos son mi fuente de inspiración en este camino llamado vida

Contenido

AGRADECIMIENTOS	3
DEDICATORIA.....	4
Índice de cuadros y figuras	7
Lista de abreviaturas.....	9
RESUMEN	12
ABTRACT	13
I. INTRODUCCIÓN	14
II. ESTADO DEL ARTE.....	15
2.1 Historia de la digestión anaerobia.....	15
2.2 Estudios sobre digestión anaerobia.....	17
III. MARCO TEÓRICO	20
3.1 Emisiones de gases de efecto invernadero en México	20
3.2 Energía en México	21
3.4 Digestión anaerobia	24
3.5 composición del biogás.....	29
3.6 Factores ambientales y operativos que influyen en el proceso de digestión anaerobia.....	30
3.7 Microbiología de la digestión anaerobia.....	34
3.8 Tecnologías para el tratamiento anaerobio.....	36
3.9 Tipos de residuo con potencial de Biogás	41
3.10 Potencial Bioquímico Metanogénico	46
3.11 Actividad Metanogenica Especifica.....	47
IV. JUSTIFICACION Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	48
4.1 Justificación	48

4.2 Planteamiento del problema	49
V. HIPOTESIS	51
VI. OBJETIVOS	52
7.1 Determinación de pH	54
7.2 Determinación de ST y STV.....	54
7.3 Determinación de sólidos suspendidos volátiles	55
7.4 Determinación de Demanda Química de Oxígeno.....	56
7.5 Determinación de nitrógeno total Kjeldahl.....	57
7.6 Ensayo de actividad Metanogenica Especifica	60
7.7 Ensayo de potencial bioquímico Metanogénico.	63
VIII. RESULTADOS Y DISCUSIONES	64
8.1 Determinación de pH	65
8.2 Determinación solidos.....	65
8.3 Determinación de DQO.....	66
8.4 Determinación de nitrógeno total Kjeldahl	68
8.5 Actividad metanogénica especifica.....	68
8.6 Ensayo de potencial bioquímico metanogénico	70
IX. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	74
9.1 Conclusiones	74
9.2 Recomendaciones	74
X. BIBLIOGRAFIA.....	76

Índice de cuadros y figuras

FIGURA 1. DIAGRAMA DEL INVENTARIO NACIONAL DE EMISIONES DE GASES DE EFECTO INVERNADERO.	21
FIGURA 2. PRODUCCIÓN DE ENERGÍA PRIMARIA EN MÉXICO	22
FIGURA 3. PRODUCCIÓN DE ENERGÍAS ALTERNAS EN MÉXICO	23
FIGURA 4. ESQUEMA DE REACCIONES DE LA DIGESTIÓN ANAERÓBICA DE MATERIALES POLIMÉRICOS.	26
FIGURA 5. COMPOSICIÓN QUÍMICA DE BIOGÁS.	29
FIGURA 6. CLASIFICACIÓN DE REACTORES	37
FIGURA 7. CLASIFICACIÓN DE LA BIOMASA.....	42
FIGURA 8. MAPA DE UBICACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIOFIGURA 8. MAPA DE UBICACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO.....	49
FIGURA 9. METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN DESARROLLADA.	53
FIGURA 10. CONFIGURACIÓN DEL MONTAJE DEL ENSAYO DE ACTIVIDAD METANOGENICA ESPECIFICA.....	61
FIGURA 11. CURVA DE CALIBRACIÓN DE DQO, FUENTE DE CONSULTA: <i>ELABORACIÓN PROPIA</i>	67
FIGURA 12. GRAFICA DE OBTENCIÓN DE PENDIENTE CON EL DESPLAZAMIENTO DE NaOH PARA EL LODO (INOCULO).....	69
FIGURA 13. GRAFICA DE OBTENCIÓN DE PENDIENTE CON EL DESPLAZAMIENTO DE NaOH PARA EXCREMENTO DE CERDO SOLO	¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
FIGURA 14. GRAFICA DE OBTENCIÓN DE PENDIENTE CON EL DESPLAZAMIENTO DE NaOH PARA EXCREMENTO DE CERDO- RESIDUOS AGRÍCOLAS.....	¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
FIGURA 15. GRAFICA DE OBTENCIÓN DE PENDIENTE CON EL DESPLAZAMIENTO DE NaOH PARA RESIDUOS DE MAÍZ SOLO.....	¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
FIGURA 16. DETERMINACIÓN DE DQO.....	84
FIGURA 17. DETERMINACIÓN DE SOLIDOS SUSPENDIDOS.....	84
FIGURA 18. MATRAZ KJELDAHL CON MUESTRA.	85
FIGURA 19. MATRAZ ERLLENMEYER CON SOLUCIÓN INDICADORA DE ÁCIDO BÓRICO	85
FIGURA 20. MONTAJE DEL EXPERIMENTO MBP.	86

TABLA 1. MICROBIOLOGÍA DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA	35
TABLA 2. ESTADOS DE OXIDACIÓN DE COMPUESTOS NITROGENADOS.....	57
TABLA 3. CONDICIONES OPERACIONALES DE PRUEBA DE POTENCIAL BIOQUÍMICO METANOGÉNICO.	64
TABLA 4. VALORES DE PH.	65
TABLA 5. RESULTADOS DE DETERMINACIÓN DE SOLIDOS	65
TABLA 6. DATOS PARA LA CURVA DE CALIBRACIÓN DE DQO	66
TABLA 7. RESULTADOS DE DQO	67

Lista de abreviaturas

AGV ácidos grasos volátiles

AME Actividad Metanogenica Especifica

BNE Balance Nacional de Energía

CEBIot Centro de Estudios Biotecnológicos

CH₃COO⁻ Acetato

CH₄ Metano

CN Carbono negro

CO₂ Dióxido de carbono

CO₂eq Dióxido de carbono equivalente

CONAGUA Comisión Nacional de Agua

DA Digestión anaerobia

DQO Demanda química de oxígeno

EPA Environmental Protection Agency

GEI Gases de efecto invernadero

GTZ Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit

GyCEI Gases y Componentes de Efecto Invernadero

H₂ Hidrogeno molecular

H₂S Sulfuro de hidrógeno

INECC Instituto Nacional de Cambio Climático

INEGI Instituto Nacional de Estadística

Kt Kilotonnedas

M.E. Ministerio de Energía

ME Molecular weight (peso molecular)

MIENERGIA ministerio de energía

MtCO₂ Millones de Toneladas de dióxido de carbono

m³ Metro cubico

NH₃ Amoníaco

NO₃- Nitritos

NTK Nitrógeno Total Kjeldahl

O₂ Oxígeno molecular

PBM Potencial bioquímico metanogénico

PH Potencial de hidrógeno

PTAR Planta de Tratamiento de Aguas Residuales

RAFA Reactor Anaerobio de Flujo Ascendente

RSU Residuos Sólidos Urbanos

s.f. sin fecha

SBR Sequencing Batch Reactors

SENER secretaria de energía

SIAP Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera

SO₄- Sulfatos

ST solidos totales

SV solidos volátiles

θ_C tiempo de retención celular

TCMA tasa de crecimiento anual

TRH tiempo de retención hidráulico

UASB upflow anaerobic sludge blanket

FAO Organización para la Alimentación y la Agricultura de las Naciones Unidas

RESUMEN

El desarrollo e investigación de la digestión anaerobia alrededor del mundo ha sido amplio y muy variado, hay estudios realizados para evaluar y comparar la eficiencia de distintos tipos de reactores anaerobios con sustratos específicos. El uso de la digestión anaerobia como generación de energía alterna representa buena opción pues en las ultima décadas el consumo de energía primaria se ha incrementado exponencialmente. El presente trabajo de investigación se centró en evaluar el proceso de digestión anaerobia de residuos provenientes del Municipio de Calcahualco en la región de las altas montañas del estado de Veracruz donde el clima predominante es templado-húmedo con una temperatura promedio anual de 13° C. El uso de la digestión anaerobia en México no es tan ampliamente difundido sobre todo a nivel familiar, en comparación con otros países como China, India, Alemania e Incluso Nepal y Taiwán, donde predomina el clima frio. Realizar este proceso bajo estas condiciones es complicado pues existe una baja actividad microbiana, por tal razón, el objetivo fue evaluar la evolución del proceso de generación de biogás mediante sustratos provenientes de la zona (excremento de cerdo y residuos agrícolas de Maíz) que permita obtener en el corto plazo, un desarrollo tecnológico de biodigestores para comunidades rurales con clima templado y utilizar el biogás como combustible. Una herramienta útil para evaluar la capacidad de un sustrato para producir biogás, es el ensayo de potencial bioquímico metanogénico para identificar si el inoculo cuenta con la actividad de población metanogénica aceptable para el arranque de un reactor anaerobio. El resultado de la AME reveló la efectividad para la productividad de metano por acción de los microorganismos adaptados al clima del lugar, el lodo objeto de estudio presenta buena capacidad para ser utilizado en nuevos reactores y con respecto a la generación de metano se puede observar que, durante los primeros siete días, la producción fue casi constante, pero para el octavo día la producción incrementó considerablemente. Los resultados obtenidos indican que es posible generar biogás bajo condiciones psicrófilas, pero con tiempos de retención mayores a 60 días y con ayuda de agitación.

ABTRACT

The development and research of anaerobic digestion around the world has been extensive and varied, and studies have been conducted to evaluate and compare the efficiency of different types of anaerobic reactors with specific substrates. The use of anaerobic digestion as an alternative energy generation represents a good option because in the last decades the consumption of primary energy has increased exponentially. The present research work was focused on evaluating the anaerobic digestion process of waste from the municipality of Calcahualco in the high mountain region of the state of Veracruz where the predominant climate is temperate-humid with an average annual temperature of 13° C. The use of anaerobic digestion in Mexico is not as widespread, especially at the family level, compared to other countries such as China, India, Germany and even Nepal and Taiwan, where cold climates predominate. Performing this process under these conditions is complicated because there is a low microbial activity, for this reason, the objective was to evaluate the evolution of the process of biogas generation using substrates from the area (pig excrement and agricultural residues of corn) to obtain in the short term, a technological development of biodigesters for rural communities with temperate climate and use biogas as fuel. A useful tool to evaluate the capacity of a substrate to produce biogas is the biochemical methanogenic potential test to identify if the inoculum has the acceptable methanogenic population activity for the start-up of an anaerobic reactor. The result of the SMA revealed the effectiveness for methane productivity by the action of microorganisms adapted to the climate of the place, the sludge under study presents good capacity to be used in new reactors and with respect to methane generation it can be observed that during the first seven days, the production was almost constant, but for the eighth day the production increased considerably. The results obtained indicate that it is possible to generate biogas under psychrophilic conditions but with retention times longer than 60 days and with the help of agitation.

I. INTRODUCCIÓN

El uso de la digestión anaerobia como generación de energía alterna representa buena opción pues en las ultima décadas en consumo de energía primaria ha seguido un aumento con tendencia exponencial (Ramos, 2019). De acuerdo con las estadísticas de las naciones unidas la población en 2050 superará los 9 mil millones de habitantes, lo que conlleva una mayor demandada de energía.

Los residuos orgánicos (estiércoles, restos de cultivos, la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos) tienen un gran potencial para la producción de biogás. Además, de reducir el volumen, minimizar los malos olores. Desde el punto de vista práctico, económico, medio ambiental y social, resulta de gran interés el concepto de residuos como recurso. Esto es, su valorización tanto agrícola (aplicación al suelo, como energética) (Mora, 2017)

El uso de la digestión anaerobia en México no es tan ampliamente difundido sobre todo a nivel familiar, en comparación con otros países como China, India, Alemania e Incluso Nepal y Taiwán, donde predomina el clima frio, llevar a cabo la digestión anaerobia es más complicado que donde hay climas cálidos, la codigestión es una alternativa, se basa en el contratamiento de distintos flujos de residuos orgánicos (dos o más residuos de distinta naturaleza) como cosustratos en el proceso, un hecho que habitualmente presenta efectos positivos , los beneficios pueden ser: un aumento en el rendimiento metanogénico, mejoras a la estabilización del proceso y una mejora de la calidad.

Una herramienta útil para evaluar la capacidad de un sustrato para producir biogás, es el ensayo de potencial bioquímico metanogénico para identificar si el inóculo cuenta con la actividad de población metanogénica aceptable para el arranque de un reactor anaerobio. El resultado de la AME reveló la efectividad para la productividad de metano por acción de los microorganismos adaptados al clima del lugar, el lodo objeto de estudio presenta buena capacidad para ser utilizado en nuevos reactores y con respecto a la generación de metano se puede observar que durante los primeros siete días, la producción fue casi constante, pero para el octavo día la producción incrementó considerablemente. Los resultados obtenidos indican que es posible generar biogás bajo condiciones psicrófilas, pero con tiempos de retención mayores a 60 días y con ayuda de agitación

II. ESTADO DEL ARTE

2.1 Historia de la digestión anaerobia

La historia del biogás se remonta a las épocas de Plinio el viejo en el siglo I, cuando observó que de las zonas pantanosas emergían luces y fuegos fatuos, este fenómeno se atribuyó por muchos años a seres míticos y hasta 1630 no se indicó una explicación científica, fue van Helmont científico originario de Bélgica, quien entre 15 diferentes tipos de gases inflamables identificó uno generado durante la putrefacción de restos orgánicos el cual también estaba contenido en gases intestinales (Red Española de Compostaje, 2016).

Sin embargo, Van Brekel (1980) consideró el inicio de la historia de la digestión anaerobia en 1776 con el científico italiano Alessandro Volta, concluyó que la cantidad de biogás emitido por los pantanos tenía relación directa con la cantidad de materia orgánica existente en los estos, y que cierta proporción de este gas en el aire producía una mezcla explosiva; así mismo aisló el metano del gas (Abbasi *et. al* 2012). Y en 1804, Dalton describió la fórmula química correcta del metano (CH_4), sin imaginar la importancia que tendría este gas en los siglos venideros (Weber, 2012).

La investigación sistemática empezó en la segunda mitad del siglo XIX y en 1884 Pasteur presentó los resultados de su equipo con la fermentación de estiércoles a 35°C en la Academia de Ciencias en París, concluyó que este proceso significaría una nueva fuente de energía para la iluminación y calor, aunque su equipo consideraba el hallazgo como una investigación preliminar recibió muchos encargos de plantas de biogás, las cuales no se aceptó (Martínez, 2013). Más tarde en 1895, un ingeniero municipal de Exeter, Inglaterra diseñó una fosa séptica en la que se recogían aguas residuales urbanas y con el gas colectado alimentó parte de la red de alumbrado público de la ciudad (Red Española de Compostaje, 2016), durante la segunda Guerra y Mundial, muchos granjeros de Inglaterra, Francia e incluso Alemania construyeron digestores para

producir biogás y con el alimentar tractores y producir electricidad, aunque a finales de los años 1950 decayeron por el uso de los combustibles fósiles (Flotats *et.al.* 1997).

La primera instalación que se tiene registrada se construyó en Bombay en 1859 y, desde entonces, en la India se han promovido pequeñas plantas a nivel familiar o local, tratando estiércol de ganado vacuno con el objetivo de producir gas para cocinar y obtener un producto fertilizante, este tipo de instalaciones se encuentran en países como Taiwán, este país cuenta con un diseño de reactor sencillo que lleva su nombre, Corea, Tailandia , Kenya, Sudáfrica y China que también cuenta con su propio diseño de reactor (Coombs,1990).

En México, los proyectos de conversión de energía iniciaron en la década del setenta en el siglo XXI por parte del Instituto de Investigaciones Eléctricas con la producción de biogás a partir de residuos de ganado bovino en digestores anaerobios para la aplicación del medio rural (Fernández, 2015).

Para (Monroy, *et. al.* 2000) citado por (González., 2011) la digestión anaerobia inició tardíamente en México en comparación con los países europeos e incluso Norteamérica. El primer digestor se construyó en 1987 con un desarrollo posterior muy lento; pues en el período 1987 -1991, se tenía una tasa de construcción de uno a cuatro reactores al año. En el año 1992, se alcanzó un crecimiento del 400% al construirse 16 reactores y durante los siguientes dos años, la tasa de construcción se mantuvo en 10 reactores al año, alcanzando un máximo de 19 en 1993. Sin embargo, hubo una disminución abrupta debido a la crisis económica de 1994.

Desde 1996, se ha presentado una recuperación, a pesar de la reducción de la disponibilidad de fondos públicos y privados para resolver problemáticas ambientales (Gonzales, 2011). Al 2008, existían 130 reactores anaerobios de flujo ascendente (RAFA's) en el país, el estado con mayor cantidad de ellos era Querétaro con 37, seguido de Puebla con 27. Otros estados que cuentan con este sistema de tratamiento son Guanajuato, Jalisco, Tlaxcala, Estado de

México, Michoacán, Colima, Morelos, Nayarit y Nuevo León; los últimos cuatro con solo un reactor. (CONAGUA, 2008).

2.2 Estudios sobre digestión anaerobia

El desarrollo e investigación de la digestión anaerobia alrededor del mundo ha sido muy variado, hay estudios realizados para evaluar y comparar la eficiencia de los distintos tipos de reactores con sustratos específicos como el realizado en la universidad de Universidad Católica de Santo Toribio De Mogrovejo en el cual se compararon dos tipos de reactores: Biodigestor Tubular o de Flujo Pistón y Biodigestor Tipo Laguna Cubierta en el tratamiento de purín de cerdo. Se analizaron diversos factores a fin de cumplir con el objetivo planteado, tales como: tiempo de retención del agua residual, área mínima, consumo de energía, flexibilidad para tratar cargas de residuales variables, operación sencilla, eficacia de operación, costos mínimos de operación y minimización en los costes generados, finalmente se optó por elegir el Biodigestor Tipo Laguna que, según una ponderación del autor, obtuvo un puntaje más alto (Paiva, 2016).

Por su parte Xavier Flotats Ripoll de la Universitat Politècnica de Catalunya, se ha centrado en la gestión y tratamiento de residuos orgánicos, especialmente digestión anaerobia y deyecciones ganaderas, así como en la modelización matemática de procesos biológicos de reducción de materia orgánica y nutrientes, profundizó en la codigestión como elemento básico para aumentar la eficiencia de la digestión y convertirla en eficiente (Chiva *et al.*, 2018).

También se han realizado investigaciones de digestión anaerobia en zonas frías (rango Psicrófilo), aunque escasos todavía, ya que llevar a cabo la digestión a bajas temperaturas resulta ser más tardado y con mayor complejidad, aun así, se encuentran algunos estudios como los que se presentan a continuación:

a) Evaluación de un Sistema de Biodigestión en Serie para Clima Frio

El centro agropecuario San Pablo de la Universidad Nacional de Colombia localizada en Medellín a una altitud de 2,100 m sobre el nivel del mar con una temperatura promedio 16.7 °C, evaluó un sistema en serie de dos biodigestores, uno de estructura rígida tipo GTZ y otro con estructura flexible tipo Taiwán, dentro de estos dos reactores se separaron las fases de hidrólisis y acidogénesis en el primer reactor tipo GTZ conocido este, como el punto de entrada al sistema y la fase de acetogénesis y metanogénesis en el reactor tipo Taiwan en donde se identificó el punto de salida, el volumen de cada biodigestor fue de 12m³, se realizó un seguimiento por cuatro meses posterior al arranque. El sistema se cargó tres veces por semana con una relación de agua/estiércol de 3:1, registrando diariamente la temperatura ambiental y la temperatura a la entrada del sistema utilizando termopares conectados a un equipo de adquisición de datos. A los 49 días de iniciado el proceso se tomó una muestra al efluente del reactor GTZ para calcular la capacidad metanogénica específica y determinar la cantidad de materia removida, el biogás se midió de manera directa dos veces por semana. La medida de la producción de biogás fue de 62.30 m³ por semana la cual se incrementó y se estabilizó entre los meses tres y cuatro. Para los meses dos y tres se obtuvo una producción de 3m³ de biogás por m³ de biodigestor por lo tanto se considera una alta producción. (Osorio *et. al*, 2007).

b) Análisis del arranque y estabilización de un biodigestor anaerobio Taiwán en condiciones psicrófilas en el SENA (Nariño, Colombia).

Se analizó el arranque y estabilización de un biorreactor anaerobio, teniendo en cuenta las condiciones psicrófilas del ambiente a través de un inóculo idóneo, así como el procedimiento adecuado para el arranque. El arranque de este biodigestor consistió en el análisis de un proceso de actividad metanogénica específica (AME) sobre tres lodos anaerobios con el fin de reconocer la capacidad máxima de metano que se puede producir con un tipo de inóculo

específico. Se pudo concluir según análisis estadísticos que no hay diferencia en utilizar cualquiera de estos 3 lodos, por lo cual se procedió a elaborar un protocolo de inoculación, teniendo en cuenta el caudal de aguas residuales generadas, los parámetros fisicoquímicos de mezcla entre sustrato e inóculo, y posteriormente, haciendo la medición de la eficiencia del biodigestor con la cantidad y calidad de biogás producido en comparación con la literatura técnica (Enríquez& Jurado,2015)

III. MARCO TEÓRICO

3.1 Emisiones de gases de efecto invernadero en México

El inventario de emisiones de gases y compuestos de efecto invernadero elaborado por el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC) muestra que México emitió 683 millones de toneladas de bióxido de carbono equivalente (MtCO₂e) (GEI) en el 2015. En el inventario se indican las emisiones de bióxido de carbono, metano, óxido nitroso, hidrofluorocarbonos, perfluorocarbonos, hexafluoruro de azufre y carbono negro en el periodo 1990-2015. El gas más relevante que emite nuestro país es el bióxido de carbono con 71.3% seguido del metano con 20.8% (INECC,2018). Este último gas tiene un potencial de calentamiento de 24 veces más elevado que el dióxido de carbono (Myhre *et.al.* 2013)

Del total de las emisiones, 64% correspondieron al consumo de combustibles fósiles; 10% se originaron por los sistemas de producción pecuaria; 8% provinieron de los procesos industriales; 7% se emitieron por el manejo de residuos; 6% por las emisiones fugitivas por extracción de petróleo, gas y minerías y 5% se generaron por actividades agrícolas. En el inventario también se contabilizaron 148 MtCO₂e absorbidas por la vegetación, principalmente en bosques y selvas. El balance neto entre emisiones y absorciones para el año 2015 fue de - 535 MtCO₂e (megatoneladas de dióxido de carbono equivalente) También se incluye un inventario de carbono negro (CN), partículas contaminantes que se producen por la combustión incompleta de los combustibles fósiles, uso residencial de la leña, incendios forestales, quemas agrícolas y de residuos. Se estimó que en el 2015 se generaron 112,240 toneladas de este forzador climático de vida corta. (INECC,2018).

En 1990, las emisiones de GEI en México fueron 445 MtCO₂e. Es decir, entre 1990 y el 2015 las emisiones de México se incrementaron 54%, con una tasa de

Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero 2015

Sector	Categorías/subcategorías	Fuentes	Gas	Emisiones netas
171	Transporte 25.1%	Autotransporte 23.4%	HFC, PFC, SF ₆ , 1.9% Óxido nítrico (N ₂ O) 6.6%	11
165	Industrias de la energía 24.1%	Carboeléctrica 4.7% Ciclo combinada 3.8% Térmica convencional 3.8% Petróleo y gases naturales 5.6% Refinería del petróleo 1.3% Plantas de generación de electricidad y otros combustibles de la energía 4.0% Cogeneración 1.3% Industria no especificada 4.3%	HFC, PFC, SF ₆ , 2.4% Óxido nítrico (N ₂ O) 7.7%	41
64	Industrias manufacturera y de la construcción 9.3%	Aluminio 1.3% Acero 1.3% Química 1.3% Industria no especificada 4.3%	Metano (CH ₄) 20.8%	142
37	Otros sectores 5.4%	Residencial 0.1% Agricultura 1.3% Ganadería 1.3%	Metano (CH ₄) 26.6%	142
44	Emisiones fugitivas 6.5%	Extracción de hidrocarburos 1.3% Procesamiento de hidrocarburos 1.3% Combustión de residuos sólidos 1.3% Combustión de residuos líquidos 1.3% Combustión de residuos gaseosos 1.3%	Bióxido de carbono (CO ₂) 63.3%	339
54	Residuos 6.7%	Tratamiento biológico de residuos orgánicos 1.3% Incineración de residuos sólidos 1.3% Incineración de residuos líquidos 1.3% Incineración de residuos gaseosos 1.3%	Absorciones netas -148	-148
71	Ganado 10.3%	Extracción de hidrocarburos 1.3% Procesamiento de hidrocarburos 1.3% Combustión de residuos sólidos 1.3% Combustión de residuos líquidos 1.3% Combustión de residuos gaseosos 1.3%	Bióxido de carbono (CO ₂) 71.3%	535 Mt de CO _e
31	Uso del suelo, cambio de uso del suelo y silvicultura (Absorciones netas por permanencias)	Permanencias en uso del suelo	Bióxido de carbono (CO ₂) (100% de absorciones netas)	-148 Mt de CO _e

Total emisiones: 683 Mt de CO_e

3.2 Energía en México

De acuerdo con datos de la SENER (2020), en el año 2020, los hidrocarburos representaron el 84.07% de toda la producción nacional de energía primaria mientras que las fuentes de energías renovables constituyen el 11.25% y con respecto al 2019, hubo un incremento, en la producción de energías renovables del 10.46% y, según datos establecidos en el Balance Nacional de Energía (BNE) de 2019 y 2020, la producción de energía nuclear representó un 1.85% y el carbón con un 2.83% como se muestra en la figura 2.

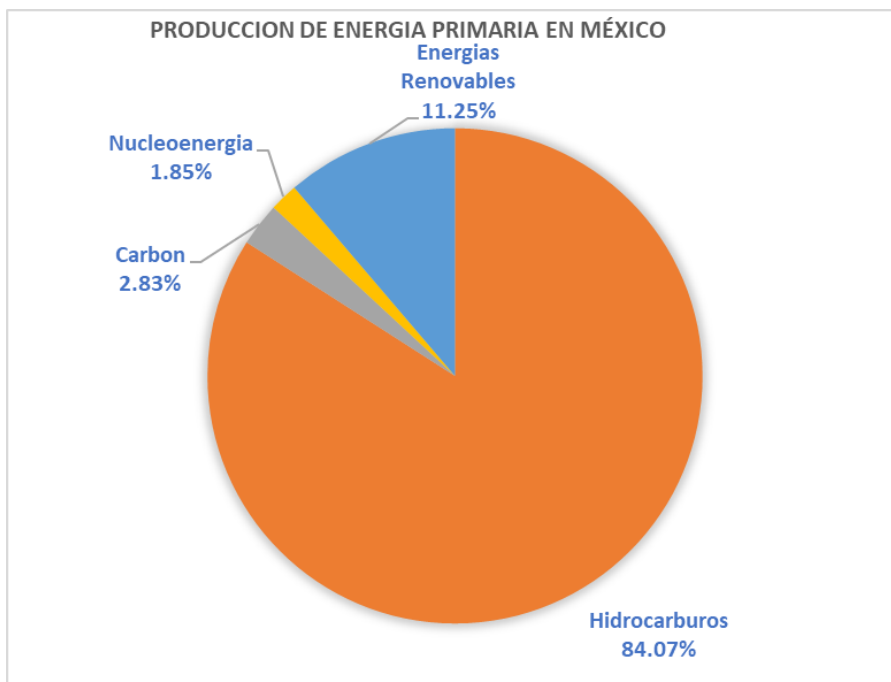


Figura 2. Producción de energía primaria en México (Fuente: SENER, 2020).

Imagen de elaboración propia

3.2.2. Producción de energía renovable

La generación de energía renovable la ocupa principalmente la biomasa con un 56.26%, específicamente combustión de bagazo de caña y leña, la energía geotérmica ocupa un 14.67%, la energía hidroeléctrica ocupa un 12.71%, la energía solar ocupa un 9.33%, la energía solar ocupa un 6.67% y el biogás tiene una participación de tan solo un 0.355% (SENER, 2020).

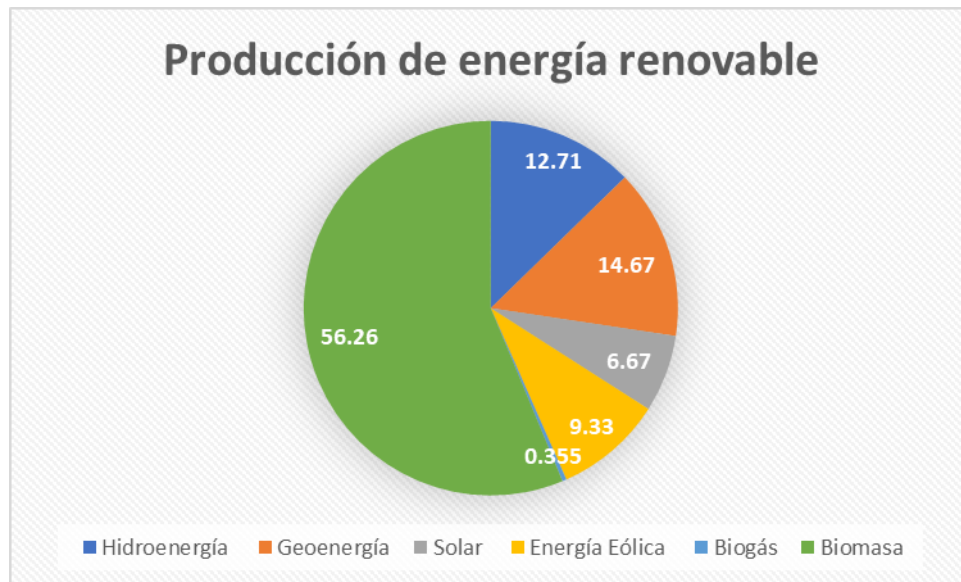


Figura 3. Producción de energías alternas en México (Fuente: SENER,2020).

Imagen elaboración propia

México tiene un gran potencial en cuanto al uso de recursos renovables, en los últimos años se ha dado un incremento crucial en la generación de energía de fuentes alternativas. (SENER,2018)

3.2.3 Tipos de energía renovable

Con el fin de disminuir las emisiones de GEI, México ha emprendido una búsqueda de nuevas energías alternas y renovables, puesto que las principales emisiones provienen del uso de combustibles fósiles entre las cuales se encuentran:

- **Energía Hidroeléctrica.** Se aprovecha la energía potencial asociada a las caídas de agua y a la diferencia de alturas entre dos puntos del curso de un río, así como su energía cinética, alimentándose el fluido a una turbina (hidráulica) para generar electricidad (Téllez & Valdez, 2010).
- **Energía solar:** La tecnología fotovoltaica busca convertir directamente la radiación solar en electricidad. Basada en el efecto fotoeléctrico, en el proceso emplea unos dispositivos denominados celdas fotovoltaicas, los

cuales son semiconductores sensibles a la luz solar; de manera que cuando se expone a esta, se produce en la celda una circulación de corriente eléctrica entre sus dos caras. (SENER, 2008).

- **Energía eólica:** La energía eólica se origina del movimiento de las masas de aire, es decir, el viento. Al igual que la mayoría de las fuentes de energía renovables, proviene del sol, ya que son las diferencias de temperatura entre las distintas zonas geográficas de la tierra las que producen la circulación de aire. (Rudnick,2012)
- **Energía geotérmica:** Se refiere a la energía que se encuentra en el interior de la Tierra. En México existe un potencial muy alto de recursos geotérmicos y experiencia en su explotación (Santoyo y Barragán, 2010)
- **Energía mareomotriz:** La energía mareomotriz se debe a las fuerzas gravitatorias entre la Luna, la Tierra y el Sol, que originan las mareas, es decir, la diferencia de altura media de los mares según la posición relativa entre estos tres astros. Esta diferencia de alturas puede aprovecharse en lugares estratégicos como golfos, bahías o estuarios utilizando turbinas hidráulicas que se interponen en el movimiento natural de las aguas, junto con mecanismos de canalización y depósito, para obtener movimiento en un eje. (González, 2010)

3.4 Digestión anaerobia

3.4.1 Proceso de la digestión anaerobia

La digestión anaerobia es un proceso bioquímico en el cual diferentes tipos de microorganismos en ausencia de oxígeno molecular, promueven la transformación de compuestos orgánicos complejos en compuestos más simples (Torres *et.al.*,2010). El proceso se lleva a cabo en un reactor completamente cerrado (Metcalf y Eddy, 1995) y, dependiendo del tipo de aceptor de electrones, el proceso anaeróbico puede ser clasificado como fermentación o respiración anaeróbicas (Angelidaki *et al.*, 2011).

En la fermentación anaeróbica, la materia orgánica es catabolizada en ausencia de un aceptor de electrones inorgánicos por bacterias estrictas o facultativas anaeróbicas mediante un balance de reacciones de óxido-reducción y bajo condiciones de oscuridad (Angelidaki *et.al.* 2011) La mayor parte de la formación del metano se produce vía fermentación anaeróbica, dónde el acetato actúa como dador y aceptor de electrones a esto se le conoce como metanogénesis acetoclástica (Angelidaki *et.al.* 2011). En la respiración anaeróbica se requiere aceptores de electrones inorgánicos para la disposición de los electrones liberados durante la degradación de la materia orgánica. El aceptor de electrones puede ser CO_2 , SO_4^- o NO_3^- . Cuando el CO_2 acepta los electrones liberados por la materia orgánica, se reduce a CH_4 . La producción de metano a través de esta vía es conocida como la metanogénesis hidrogenotrófica (Khanal, 2008).

En el proceso de digestión anaerobia los diferentes grupos de microorganismos que intervienen de manera intervienen de manera coordinada y secuencial para transformar la materia orgánica presente en el medio lo hacen por cuatro vías metabólicas (figura 4)

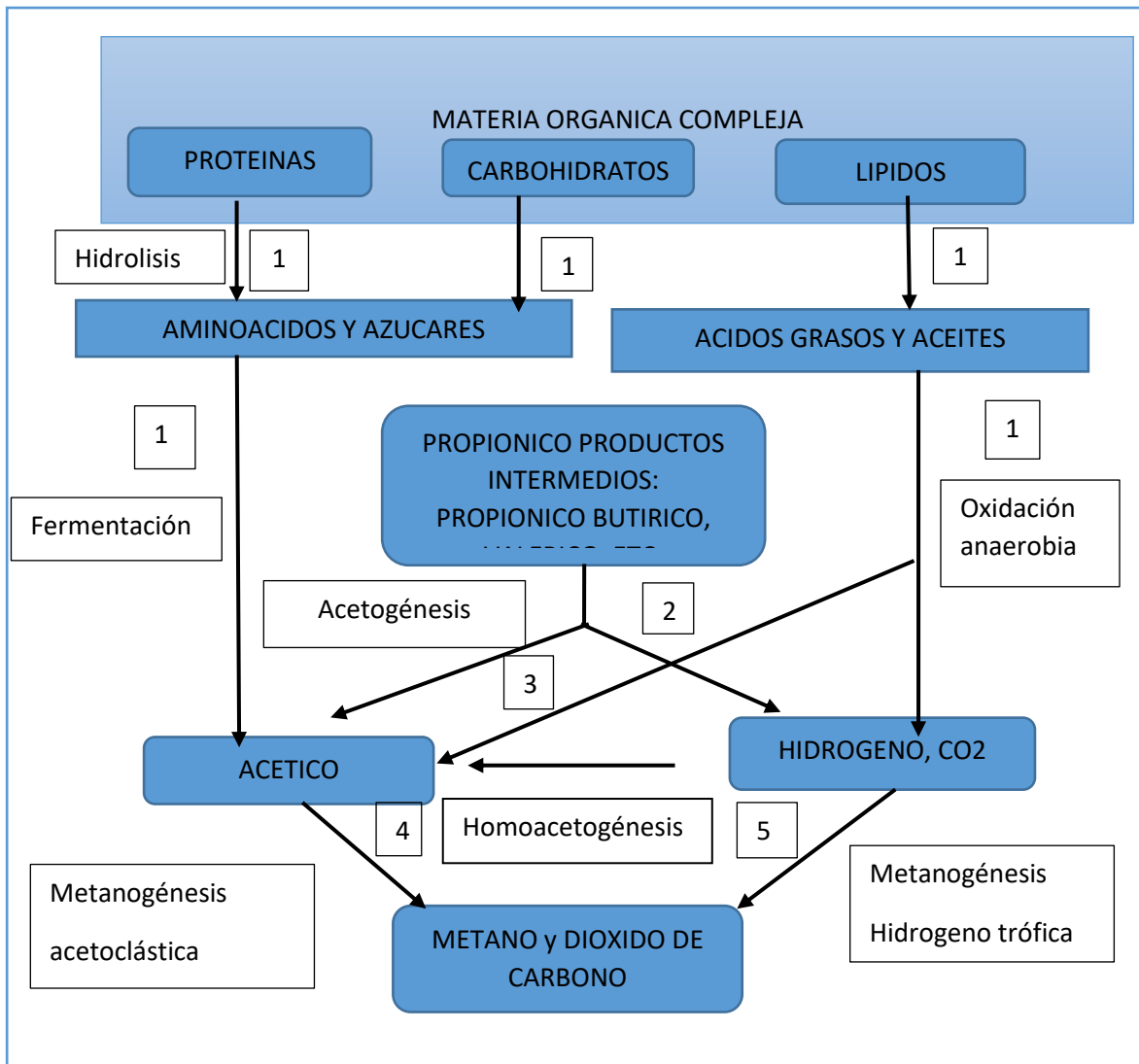


Figura 4. Esquema de reacciones de la digestión anaeróbica de materiales poliméricos.

(Pavlostathis y Giraldo-Gómez, 1991). Los números indican la población bacteriana responsable del proceso: 1: bacterias fermentativas; 2: bacterias acetogénicas que producen hidrógeno; 3: bacterias homoacetogénicas; 4: bacterias metanogénicas hidrogenotróficas; 5: bacterias metanogénicas acetoclásticas.

Hidrólisis

Los sustratos orgánicos contienen polímeros complejos (largas moléculas insolubles) (Bres,2019) que no pueden atravesar la membrana celular (M.E de

Chile., 2011) lo cual los hace inaccesibles para los microorganismos sin una ruptura previa de las uniones químicas, de esta manera, las grandes moléculas con un peso molecular de entre MW (molecular weight) 10^3 - 10^9 pasan a ser reducidas a monómeros o moléculas más pequeñas y simples con un peso, molecular de entre MW 100 – 350 para que puedan ser metabolizadas por los microorganismos anaerobios (Weber,2012). Durante la hidrólisis, las bacterias hidrolíticas excretan enzimas extracelulares para convertir las macromoléculas de carbohidratos, lípidos y proteínas en monosacáridos, ácidos de cadena larga y aminoácidos, respectivamente (Meegoda *et. al.*, 2018).

La hidrólisis puede ser el paso limitante, principalmente cuando los sustratos son complejos como estiércoles, lodos, residuos agrícolas y residuos domiciliarios (Meegoda *et. al.*,2018). Debido a la importancia de esta etapa se hace hincapié a las alternativas de pretratamiento para que se optimice, especialmente cuando se van digerir sustratos con lignocelulosa (Kumar & Sharma ,2017).

Acidogénesis

Al absorber los productos de la hidrólisis a través de sus membranas celulares, los microorganismos acidogénicos pueden producir ácidos grasos volátiles intermedios, (AGV) y otros productos como hidrógeno, etanol y ácido láctico (De Lemos,2007). Los AGV constituyen una clase de ácidos orgánicos como los acetatos y ácidos orgánicos más grandes como el propionato y el butirato, normalmente en una proporción que varía de 75:15:10 a 40:40:20 (Meegoda *et. al.*,2018), su concentración es muy importante para la eficiencia de la metanogénesis (Corrales *et. al.*,2015). En esta etapa también se produce ácido acético que es utilizado directamente por las bacterias metanogénicas (Quiroga,2014)

La acidogénesis es la vía metabólica más rápida, donde las bacterias son capaces de regenerarse en un tiempo relativamente corto (Deublin & Steinhauser, 2011), debido a esto se suelen presentar problemas de acidificación en el medio, para contrarrestar sus efectos se deben agregar sales al medio tales como sosa cáustica o carbonato de calcio. Los procesos acetogénicos son energéticamente difíciles, por

lo que necesitan ser “ayudados” por los organismos metanogénicos u otros organismos consumidores de hidrógeno (Schink, 1997).

Acetogénesis

El acetato puede ser producido no solo a través de la fermentación de compuestos orgánicos solubles sino también por la acetogénesis. En este paso se sintetiza acetato a través de la reducción de dióxido de carbono (CO_2) y de la degradación de ácidos orgánicos y alcoholes producidos en la acidogénesis (Quiroga, 2014), el ácido acético es producido por dos diferentes mecanismos: acetogénesis por hidrogenación, en la cual se produce acetato (CH_3COO^-) como producto final de la reducción de carbono (CO_2) más hidrógeno (H_2) y la acetogénesis por deshidrogenación en donde las bacterias son inhibidas por pocas cantidades de oxígeno (O_2) y por lo tanto solo sobreviven en asociaciones con microorganismos que consumen hidrógeno como bacterias homoacetogénicas y las bacterias sulfato reductoras (Corrales *et. al.* 2015)

Metanogénesis

La metanogénesis marca el final del proceso de la digestión anaerobia, en esta etapa participan un grupo de microorganismos especiales denominadas arqueas, estas representan una línea divergente en la evolución a las bacterias y eucariotas, por lo que tienen características específicas, una bioquímica única (en contraste con los sistemas enzimáticos idénticos para el resto de las especies), sobre todo a nivel de sus coenzimas (Ferry, 1992), todas las bacterias anaerobias estrictas y su tasa de crecimiento es menor que del resto de microorganismos implicados en la digestión (Mora, 2017). La producción de metano se da por tres vías: metanogénesis acetoclástica, metanogénesis hidrogenotrófica y metanogénesis metilotrófica (Bress, 2019) aunque solo las dos primeras son más representativas en el proceso; en la vía acetoclástica se produce la mayor cantidad de metano en un 70%, el sustrato principal es el acetato, en la vía hidrogenotrófica, el principal sustrato es el H_2 y produce entre 27 y 30%, por último en la metanogénesis metilotrófica, las bacterias se alimentan de metanol, metilaminas y metilmercaptopropianato en un pequeño porcentaje (Bres, 2019).

3.5 composición del biogás

Los componentes del biogás dependen del tipo de biomasa utilizada, las condiciones y la tecnología empleada, pero generalmente encontramos la composición que aparece en la imagen siguiente.

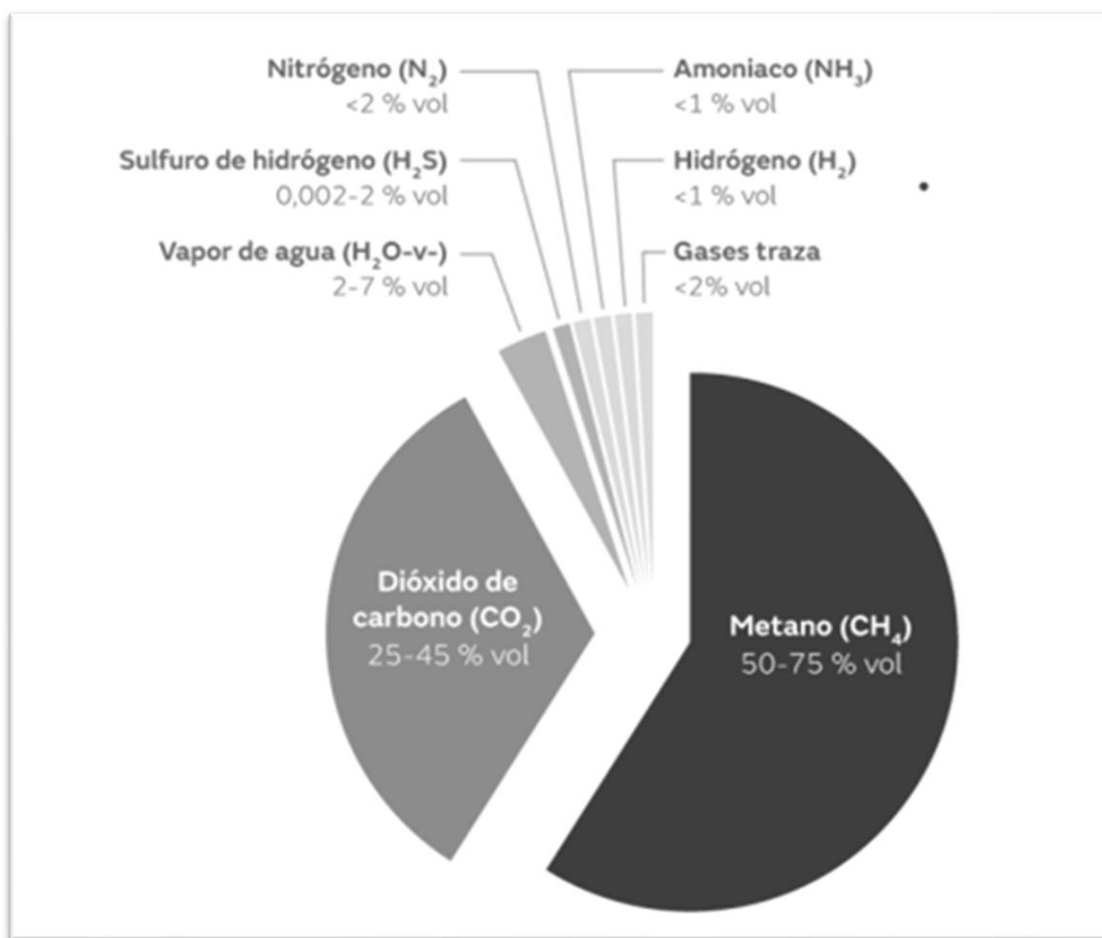


figura 5. Composición química de biogás. (Fuente :MIENERGIA, 2011)

3.6 Factores ambientales y operativos que influyen en el proceso de digestión anaerobia

3.6.1 Temperatura

La temperatura tiene influencia sobre los procesos fisicoquímicos y bioquímicos dentro la digestión anaerobia, donde los fenómenos de transferencia de materia, energía y cantidad de movimiento se ven influenciados por las condiciones atmosféricas de su entorno y por la configuración del biodigestor en el cual se desarrolla (Sossa y Álvarez, 2016). Así mismo los microorganismos son muy sensibles a los cambios de temperatura, un decaimiento puede genera una disminución de ácidos grasos volátiles (AGV), de la concentración de nitrógeno amoniacal, la tasa de utilización del sustrato y la tasa de metabolismo de los microorganismos por el contrario un aumento de temperatura aumenta los niveles de pH, de la hidrólisis y de los materiales orgánicos (Bres,2019), así como también la producción de nitrógeno amoniacal que puede ser inhibidor del proceso , es por esto que es necesario que la temperatura se mantenga constante dentro del biodigestor ya cada grupo bacteriano se desarrolla en rango óptimo de temperatura especifico. Si la temperatura fluctúa demasiado no se podrá mantener ninguna población metanogénica en forma estable y una disminución de población en la población de un determinado grupo puede afectar el proceso, reduciendo los niveles de generación de metano (Chen *et al.*,2008).

El proceso de digestión anaerobia puede darse en tres rangos de temperatura:

1. **Rango psicrófilo:** Inferior a 25°C. La producción de biogás a temperaturas bajas se puede considerar independiente de la temperatura; sin embargo, entre 15 y 25°C, la producción aumenta linealmente con la temperatura. A bajas temperaturas el proceso de aclimatación de los microorganismos es lento. La digestión anaerobia en el rango psicrófilo se aconseja en ocasiones para el tratamiento de algunos residuos ganaderos e incluso vertidos industriales o urbanos, siempre que las condiciones ambientales no sean extremas. (CEBIot, 2014).

2. **Rango mesófilo:** En este rango la digestión anaerobia se desenvuelve bien a temperaturas desde 28°C hasta 36°C, siendo la temperatura óptima de operación entre 30° y 33°C, mucho más importante que operar sin variaciones significativas (Mandujano, 2001). En este rango es más fácil de operar dado que no necesita de calefacción para aumentar su temperatura, y tiene tiempos de arranque más cortos que en el rango psicrófilo el medio anaerobio más estable.
3. **Rango termófilo:** Superior a 45°C (CEBlot,2014) en este rango la temperatura optima esta entre los 57°y 62°C (Mandujano, 2001). La velocidad de digestión es mayor a temperaturas termofílicas con relación a las mesofílicas, y existe una mayor remoción de patógenos operando en este rango, sin embargo, debido las variaciones afectan más el proceso de las bacterias que se desarrollan y esas temperaturas son más susceptibles a los cambios bruscos de alimentación y los costos relativos al acondicionamiento y operación, no compensan en general la utilización de temperaturas termófilas.

Por otra parte, las bacterias mesofílicas se producen más fácilmente y permanecen activas, si no dan cambios bruscos en la temperatura (Mandujano, 2001)

3.6.2 pH.

El pH, al igual que la temperatura, ejerce un marcado efecto sobre la velocidad decrecimiento y la actividad enzimática de los microorganismos. En el proceso anaeróbico existen diversos grupos microbianos cuyas actividades metabólicas dependen del pH y están sincronizadas para que el proceso ocurra en estado de equilibrio. Si bien diferentes grupos microbianos responsables de la degradación anaeróbica presentan distinto grado de sensibilidad al pH, el rango óptimo para el proceso anaeróbico es cercano a la neutralidad, entre 6,5-7,2 (Appels et al., 2008; Kumar et al., 2013) o entre 6,8-7,4 (Mao et al., 2015). La acumulación de Ácidos Grasos Volátiles provoca una disminución de pH con lo que disminuirá la concentración de amoníaco libre y por tanto el efecto inhibitor (Gonzalez,2015).

En el mantenimiento del pH es de vital importancia el sistema formado por las diferentes formas del carbono inorgánico, en equilibrio -dióxido de carbono,

bicarbonato, carbónico-. En algunas aguas residuales con bajo poder tampón puede llegar a ser necesario controlar exteriormente el pH, a fin de evitar su disminución debida a los ácidos generados en la segunda fase. No es así para los residuos orgánicos complejos, como los ganaderos o los municipales, para los cuales su alta alcalinidad permite una autorregulación permanente del pH (Campos & Flotats, 2004).

3.6.3 Tiempo de retención celular

Es el tiempo promedio que un volumen elemental de agua residual permanece en un tanque, desde la entrada hasta la salida. El TRH en el reactor es de gran importancia, pues define el tiempo promedio durante el cual el sustrato orgánico está sometido a tratamiento (Osorio,2014).

3.6.4 Carga orgánica volumétrica

Se refiere a la cantidad de materia orgánica carbonácea que ingresa al sistema por unidad de volumen y que es susceptible de ser adsorbida por la biomasa en el reactor de contacto y posteriormente, utilizada en el reactor de estabilización para la producción de nuevo material celular (Osorio,2014).

3.6.5 Naturaleza de los materiales

Las materias primas para utilizar pueden ser de distintos orígenes tanto como animal, vegetal o industrial. Las características bioquímicas que presenten estos residuos deben permitir el desarrollo y la actividad microbiana del sistema anaeróbico. El proceso microbiológico no solo requiere de fuentes de carbono y nitrógeno, sino que también deben estar presentes en un cierto equilibrio sales minerales (azufre, fósforo, potasio, calcio, magnesio, hierro, manganeso, molibdeno, zinc, cobalto, selenio, tungsteno, níquel y otros menores) (MIENERGIA,2011)

En general, debe evitarse el uso de sustratos de alto contenido de lignina, como aserrín, hojas secas, etc., dado que ésta no se descompone fácilmente por métodos biológicos y genera una barrera que impide la degradación de los otros compuestos. Esto puede generar como efecto colateral la formación de capas flotantes en los

reactores, las que impiden la mezcla del sustrato al interior del mismo y, con ello, se inhibe hasta grados muy significativos la actividad bacteriana (Vivanco, 2007).

En el caso de estiércoles animales, la degradación de cada uno de ellos dependerá fundamentalmente del tipo de animal y la alimentación que hayan recibido los mismos. Los valores tanto de producción como de rendimiento en gas de los estiércoles presentan grandes diferencias. Esto es debido al sin número de factores que pueden intervenir en el proceso, que hacen difícil la comparación de resultados

En términos generales, se pueden clasificar los sustratos en cuatro clases en función de su apariencia física, nivel de dilución, grado de concentración y características cuantitativas, como el porcentaje de sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV) y demanda química de oxígeno (DQO):

- a) Los sustratos de clase 1 pueden degradarse eficientemente en digestores tipo Batch o por lotes.
- b) Los sustratos de la clase 2 son degradados de manera eficiente en digestores mezcla completa de operación continua.
- c) Por presentar una dilución mayor y en consecuencia una DQO menor, los sustratos de clase 3 deben tratarse con digestores de alta eficiencia, como los de filtro anaerobio.
- d) En cuanto a los sustratos de clase 4, debido a su alto contenido de DQO deben ser degradados en digestores aerobios intensivos para mayor eficiencia.

3.5.6 Relación Carbono/Nitrógeno

Existe una gran diversidad de criterios acerca del cuál es la relación óptima que debe existir entre la materia orgánica a degradar (carbono) y la cantidad de los principales macronutrientes en un proceso anaerobio dependiendo del cada tipo de sustrato que se esté utilizando (Briseño, 2017).

3.5.7 Sustancias inhibitorias

Durante el proceso de digestión anaerobia se pueden generar subproductos que son tóxicos, estas sustancias también pueden estar contenidos en los sustratos con

los que se está alimentando, debido a esto el proceso puede ser inhibido, algunas de estas sustancias se describen a continuación:

- Amoníaco: La concentración varía en función directa a los niveles de pH y temperatura. El NH_3 afecta principalmente a bacterias metanogénica acetoclásticas, donde, al aumentar la concentración de NH_3 aumenta la concentración de acético (Angelidaki y Ahring, 1993; Hansen et al., 1998), que a su vez puede inhibir la acetogénesis y la consiguiente acumulación de otros AGV, como propiónico, butírico y valérico (Fukuzaki *et al.*, 1990), lo que puede provocar un bajo pH en el sistema (Colos, 2015)
- Sulfuros y sulfatos: La DA puede ser inhibida por concentraciones elevadas de sulfato, especialmente la fase metanogénica, en la que bacterias metanogénicas y sulfato reductoras compiten por los mismos sustratos útiles (acetato e H_2), mostrando las últimas, ventajas termodinámicas y cinéticas sobre las primeras (Hulshoff Pol *et al.*, 1998), cuyo resultado determinará la proporción de sulfhídrico y CH_4 en el biogás producido (Omil *et al.*, 1995). El sulfuro puede producirse durante la degradación de la materia orgánica que contiene azufre (proteínas). Una concentración alta de sulfuro resulta tóxica para muchos grupos bacterianos; principalmente para bacterias metanogénicas no aclimatadas a sulfuros a partir de una concentración de 50 mg/L. Se considera que la forma tóxica es la no ionizada (H_2S), ya que es la que puede atravesar la membrana celular, por lo que la inhibición se ve favorecida a una baja temperatura y pH (predomina la forma no ionizada y una mayor solubilidad en la fase líquida). Por lo que, a un alto pH la inhibición de las metanogénicas es mayor que las sulfato reductoras, mientras que a un bajo pH no hay diferencia entre ambos grupos (Hulshoff Pol *et al.*, 1998).

3.7 Microbiología de la digestión anaerobia.

Los microorganismos que participan en el proceso pertenecen a dos dominios diferentes el dominio bacteria y el dominio Archaea, en la primera 3 fases del proceso participan solamente bacterias, mientras que en la cuarta fase participa el

dominio archaeae con una pequeña participación del dominio bacteria, los grupos de bacterias que participan en cada fase se describen a continuación (Corrales,2015)

Tabla 1. Microbiología de la digestión anaerobia

Fase	Tipo de bacterias que participan
Hidrólisis	Bacillus
	Peptostreptococcus
	Propionibacterium
	Bacteroides
	Micrococcus
	Clostridium
	Syntrophomonas sapovorans
Acidogénesis	Syntrophobacter wolinii
	Syntromonas wolfei
	Syntrophospora bryantii
	Syntrophus buswellii
Acetogénesis	Lactobacillus spp
	Clostridium aceticum,
	Clostridium formicoaceticum
	Acetobacterium woodii
	Methanosaeta (Methanotrix)
Metanogénesis	Methanococcoides burtonii
	Methanogenium frigidum
	(L'Haridon,2014)
	Methanosarcina mazei,
	Methanosarcina barkeri,
	Methanosarcina acetivorans,
	Methanobrevibacter smithii

(Fuente de consulta:Corrales,2015)

3.8 Tecnologías para el tratamiento anaerobio

Para que el proceso de digestión anaerobio se lleve a cabo, se requiere de un conjunto de materiales equipos, con lo cual se obtiene como resultado un biodigestor. Un biodigestor es un sistema cerrado herméticamente dentro del cual se deposita el material orgánico, como excremento de animales y desechos vegetales a excepción de los cítricos los cuales acidifican el medio (Rivas, 2009).

Otra definición dada es la de J. Villermaux (2000) define un reactor de la siguiente manera: “un reactor es cualquier porción del espacio donde la materia circula, se intercambia y se transforma”. Los materiales orgánicos se ponen a fermentar con un porcentaje de agua con respecto a la cantidad de sólidos, obteniendo como resultado final biogás y bioabono rico en fosforo, nitrógeno y potasio.

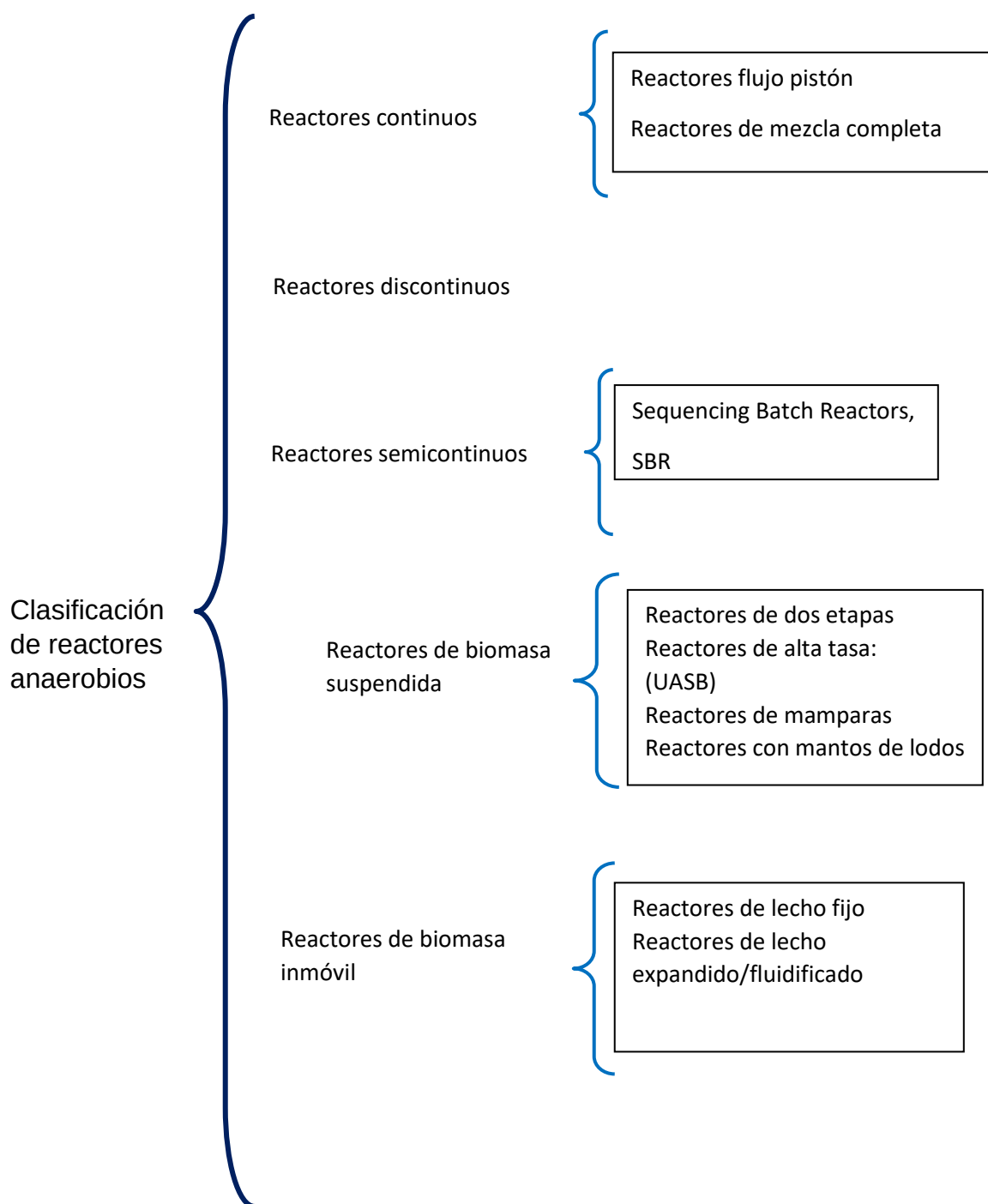
La selección de la configuración del reactor depende de los siguientes factores

- a) Tiempo de retención hidráulico, (TDH),
- b) Tiempo de retención celular (θ_C),
- c) Carga orgánica e hidráulica,
- d) Factores ambientales,
- e) Disponibilidad de área, entre otros.

Los biodigestores pueden ser a) De sistema convencional, que son los que trabajan de manera convencional con cargas volumétricas bajas, tiempo de retención hidráulica altos y no cuentan con mecanismo de retención de sólidos o b) De sistema de alta tasa, estos reactores cuentan con un mecanismo de retención de biomasa lo que permite la operación con bajos TRH y altos θ_C . Existen dos tipos de reactores: de crecimiento disperso y de crecimiento adherido, (Ortiz, 2014).

Los biodigestores anaerobios se pueden clasificar como se muestra en el diagrama y de describen posteriormente.

Figura 6. Clasificación de reactores (Fuente de elaboración propia a partir de Metcalf y Eddy,1995)



Los biodigestores se clasifican también de acuerdo con el modo de operación:

1. Continuos: Funcionan en régimen estacionario ya que la composición y las propiedades físicas de la mezcla de reacción en ningún caso varía con el tiempo. Se utilizan para llevar a cabo reacciones a gran escala y resulta relativamente sencillo establecer sistemas de control y automatización que permiten mantener la constancia de las condiciones de operación (Barba & Clausen, 2014) sin embargo requieren de elevadas inversiones iniciales. Un concepto importante de este tipo de reactores es el tiempo de retención ($\theta = \text{volumen/caudal}$) (Bertola & Contreras, 2007).

Los reactores continuos pueden ser diseñados y operados como reactores de mezcla completa y reactores de flujo pistón o una combinación de estas dos formas, en los reactores de mezcla completa, el contenido de este es completamente homogéneo mediante el uso de agitadores. Se asume que la alimentación se homogeniza inmediatamente en el seno del líquido y la corriente de salida del reactor tiene la misma composición que el líquido en el reactor ya que la composición y las propiedades físicas de la mezcla de reacción en ningún caso varían con el tiempo (Bertola & Contreras, 2007). Se utilizan para llevar a cabo reacciones a gran escala y resulta relativamente sencillo establecer sistemas de control y automatización que permiten mantener la constancia de las condiciones de operación, sin embargo, se requieren elevadas inversiones iniciales. (Barba & Clausen, 2014). En el reactor de flujo pistón o tubular es de movimiento estacionario de la masa reaccionante en una dirección espacial y es el tipo de donde el fluido se mueve a través de él en forma similar a un pistón, se caracterizan por una variación continua de la concentración de los reactivos en la dirección del flujo. En reactor puede consistir en solo tubo o muchas decenas de tubos en paralelo (Castro *et. al.*, 2020)

2. Discontinuo: Se denomina así porque las cargas de materia orgánica entran al reactor de una sola vez y permanecen allí el tiempo que sea necesario esperar el tiempo necesario para que se dé la reacción y vaciar el contenido.

Por lo tanto, durante el tiempo de operación, propiamente dicho, no entra ni sale ningún flujo de materia del reactor, y por lo tanto la masa total de la mezcla de reacción se mantiene constante (Grau,1999)

3. Semicontínuos: También conocidos como tipo batch, son una mezcla del continuo y del discontinuo, consta de más de un digestor el objetivo de esto, es tener siempre uno de ellos con carga o en descarga mientras lo demás están en producción de biogás (MIENERGIA,2011). Un tipo de reactor que opera bajo este sistema es Sequencing Batch Reactor (SBR) o reactor discontinuo secuencial, aquí las cargas se añaden a un reactor “discontinuo” y posteriormente se vierten a otro reactor (EPA,1999), generalmente se separan las primeras dos etapas del proceso y en otro las últimas dos.

Dentro de la clasificación de los reactores se encuentra otra que consiste en la manera en la que se lleva a cabo el tratamiento dentro del sistema (Metcalf & Eddy,1995) a continuación se describen:

- a) Reactores de biomasa suspendida. Los microorganismos se adhieren y agregan unos a otros formando flocs o gránulos que se mantienen suspendidos en el reactor debido a las condiciones hidráulicas. Dentro de este tipo de reactores podemos encontrar los reactores de dos etapas; físicamente se separan las etapas de solubilización y metanización, el reactor utilizado para la segunda etapa es generalmente de tipo granular, aptos para concentraciones de sólidos menores y en los que la mezcla se realiza a través de movimiento de burbujas de biogás emanadas del sustrato mismo (Vivanco *et. al.*, 2007)
- b) Reactor de mamparas: El reactor de mamparas se asemeja a un tanque séptico, con múltiples cámaras en serie y con dispositivos más eficaces de alimentación a las diferentes cámaras. Para conseguir esta configuración el reactor está equipado con pantallas verticales que le imponen un movimiento secuencial descendente ascendente, para garantizar un mayor contacto del agua residual con la biomasa presente en el fondo de la unidad. Este reactor no tiene separador de gases, por lo tanto, tiene una menor profundidad, que

facilita su construcción enterrada y reduce los costos de construcción. En este tipo de reactor puede ocurrir una excesiva pérdida de sólidos, en caso de que reciba grandes picos de caudal (Ortiz,2014) y,

- c) Reactores de alta tasa por que debido a modo de operación son capaces de procesar grandes cantidades de aguas residuales con altas cargas orgánicas con un bajo tiempo de retención hidráulico. Entre ellos podemos encontrar el UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), o reactor anaerobio de flujo ascendente, el agua residual a tratar es conducida desde la parte superior del reactor (tanque) hacia el fondo del mismo por medio de un sistema de tuberías. El afluente fluye en sentido ascendente a través de un manto de lodos (microorganismos anaerobios) llevándose a cabo de esta forma el tratamiento del agua residual. El biogás producido en condiciones anaerobias genera una circulación interior (mezclado). El biogás, el lodo y el líquido tratado ascienden a la parte superior del reactor, en donde entran en contacto con deflectores que permiten la separación del biogás y la sedimentación del lodo. El biogás es capturado en la campana de recolección que se encuentran en la parte superior del reactor (CONAGUA, 2009)
4. Reactores de biomasa inmóvil o fija. Las bacterias se adhieren a un medio soporte formado por material inerte como arena, piedra, plástico. Dentro de estos reactores podemos encontrar el *reactor de lecho fijo*, en este reactor las bacterias se adhieren a un medio de soporte solido pueden ser arena, piedra plástica (Ortiz,2014) o incluso carbón activado, las están inmovilizadas, y por tanto están en contacto unos con otras (Iborra *et. al.*, 2013), por su parte en el reactor de lecho fluidificado o expandido o las partículas están en suspensión, pero la velocidad del fluido no es suficiente para arrastrarlas (Iborra *et.al.*,2013).

3.9 Tipos de residuo con potencial de Biogás

Se define como biomasa a la fracción biodegradable de los productos, desechos y residuos de origen biológico procedentes de actividades agrarias (incluidas las sustancias de origen vegetal y de origen animal), de la silvicultura y de las industrias conexas, incluidas la pesca y la acuicultura, así como la fracción biodegradable de los residuos industriales y municipales (Directiva 2009/28/CE).

En consecuencia, también tiene consideración de biomasa la materia orgánica de las aguas residuales, los lodos de depuradora y la fracción orgánica biodegradable de los residuos sólidos urbanos, aunque dadas las características específicas de estos residuos se suelen considerar como un grupo aparte. La biomasa como materia orgánica originada en un proceso biológico, espontáneo o provocado, tiene carácter de energía renovable porque su contenido energético procede en última instancia de la energía solar fijada por los vegetales en el proceso fotosintético (Romero,2010).

La biomasa se clasifica TIPOS en diferentes grupos de acuerdo a su composición, origen y estado como se muestra en el diagrama.

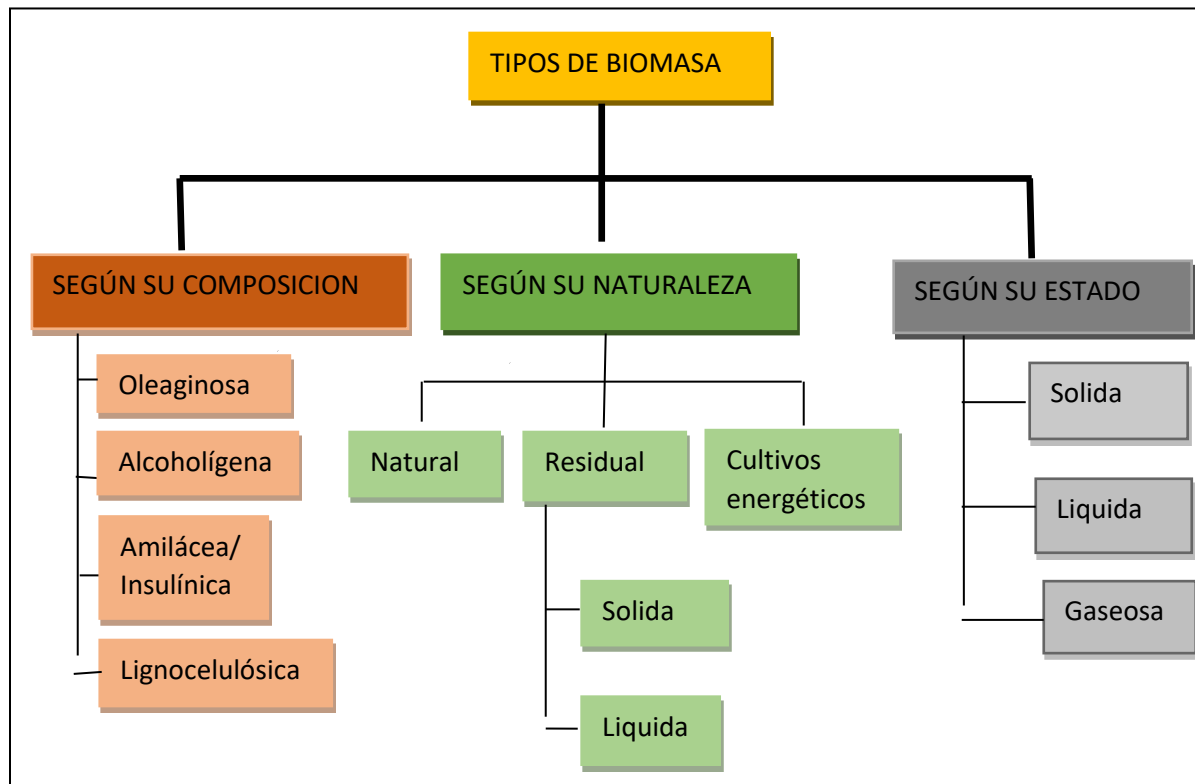


Figura 7. Clasificación de la biomasa

(Fuente de consulta: Lucas *et.al.*, 2012)

3.9.1 Biomasa natural

La biomasa natural que se da de manera espontánea en la naturaleza sin que haya sufrido la intervención del hombre, la explotación de este tipo de biomasa no es aprovechada por razones económicas ya que la gestión de la adquisición y transporte de las materias primas al lugar de utilización no son rentables (Lucas *et al.*, 2012)

3.9.2 Biomasa residual

Son los subproductos derivados de las actividades agrícolas, ganaderas y forestales. También se incluyen los materiales biodegradables como afluentes ganaderos o los fangos de las plantas de tratamiento de aguas residuales (Castells, 2005). En la actualidad se evalúa el potencial de producir biogás de las aguas residuales.

Entre la biomasa residual que podemos los siguientes tipos de residuos:

- Forestal: restos que proceden de los tratamientos y aprovechamientos de masas forestales existentes (ramas, hojas, serrín etc.) (Margarit,2011)
- Agroindustriales: son generados por las diferentes industrias alimentarias y agrícolas y de forma general no son de interés en el proceso que los genera, se pueden dividir en siete grupos: cereales, raíces y tubérculos, plantas oleaginosas, frutas y verduras, productos cárnicos, pescados y mariscos y productos lácteos (Casas & Barrera, 2021)
- Fermentación alcohólica: residuos provenientes de la elaboración de bebidas alcohólicas. México es el quinto exportador más grande de productos destilados y el cuarto productor de cerveza (M&A México, 2017) las bebidas más producidas son cerveza con un 76%, destilados de agave con 21%, destilados de uva 2%y destilados de caña con un 1% (PROMEXICO,2017)
- Industria láctea: son los desechos provenientes de la industria láctea son principalmente los descartes de cortes de quesos y granos de cuajada perdidos por derrame. (Vivanco *et. al.*, 2007)
- Residuos de beneficio de ganado: en el 2019 México se posiciono como el sexto consumidor de carne en el mundo 8723 toneladas, en primer lugar, está la carne de pollo con 4468 toneladas, seguida por la de cerdo con 2390 toneladas y en último lugar está la de res con 1865 toneladas. como productor se ubica en séptimo lugar con un total de 7050 toneladas siendo la de pollo la que se produce en mayor cantidad con 3625 mil toneladas, seguida por la de res con 2020 mil toneladas y por último se posiciona la carne de cerdo con 1045 mil toneladas.
- Residuos de frutas y verduras: Los residuos de frutas y verduras son producidos en grandes cantidades en mercados y centros de distribución de alimentos y constituyen una problemática al ser dispuestos en sitios no controlados. Los problemas ambientales y sanitarios ligados al manejo inadecuado de estos residuos se traducen en la proliferación de fauna nociva y de vectores de enfermedades, la generación de lixiviados; potencialmente contaminantes de suelo y mantos acuíferos, así como la emisión de gases nocivos y partículas al ambiente (Ros et al. 2013).

- Lodos generados en plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR): Se denominan lodos residuales a los biosólidos resultantes del tratamiento y limpieza de las aguas residuales (Vásquez & Vargas, 2018). Para que pueda emplearse como sustrato en la digestión anaerobia, el lodo residual municipal debe presentar elevadas concentraciones de materia orgánica biodegradable. Esto se aplica sobre todo a los lodos generados en los clarificadores primarios y a los lodos secundarios producidos en el tratamiento biológico aerobio. Los lodos secundarios están compuestos predominantemente por biomasa; es decir, células bacterianas que crecieron como resultado del proceso de conversión biológica (CONAGUA,2017)
- Residuos sólidos y urbanos (RSU): El sector de residuos es de gran relevancia dentro de la política nacional de cambio climático por sus emisiones de gases y compuestos de efecto invernadero (GyCEI), tan solo en 2013 emitió 30,903 Gg de CO₂eq, (Giga gramos de dióxido de carbono equivalente) que representan un 4.6% del total de emisiones en el país; en comparación al 2015, este sector emitió 45,909 Gg de CO₂eq lo que representa un 7% del total de emisiones. Para el caso del carbono negro, considerado un contaminante climático de vida corta proveniente de la quema incompleta de residuos, se estimó que el sector generó 204 kt. (EnRes,2018)

Existe una amplia área de oportunidad en el tratamiento de residuos para la mitigación de los GEI, a través del aprovechamiento energético de los mismos. Se considera que en México se generan alrededor de 42 millones de toneladas anuales de RSU, existe un potencial de reemplazo de energía térmica en la industria del cemento hasta del 30%, es decir, el aprovechamiento de 3.1 millones de toneladas anuales de RSU, equivalente al 8.2% del total de este tipo de residuos generados en el país, (EnRes,2018).

3.9.3 Biomasa residual líquida.

Residuo industrial líquido. Este tipo de residuos refiere a las aguas residuales industriales que generan las empresas en su proceso productivo, cuentan con un importante contenido de materia orgánica (vivanco et. al., 2007.)

Aguas residuales. Según La NOM-001-SEMARNAT-2021, son aquellas aguas de composición provenientes de las descargas de usos municipales, industriales, comerciales, de servicios, agrícolas, pecuarios, domésticos, incluyendo fraccionamientos y en general de cualquier otro uso, así como la mezcla de ella.

3.9.4. Estiércol porcino

En 2022 México produjo un total de 1,730,051,364 toneladas de carne de cerdo con un total de 20,894,799 de cabezas sacrificadas (SIAP, 2022).

Las granjas porcícolas industriales emplean grandes cantidades de agua. Para producir 1kg de cerdo se requieren cerca de 6,000 l de agua y 3.5 kg de grano para alimentarlo, lo cual hace que la porcicultura sea una actividad que atenta contra el bienestar de los animales, el ambiente, la biodiversidad y la calidad de vida de las comunidades cercanas, además de potenciar los efectos negativos del cambio climático (Cardoso *et. al.*, 2021),

3.9.5 Cultivos energéticos

Son cultivos de especies vegetales destinados específicamente a la producción de biomasa para usos energéticos (IDEA,2007), entre las distintas especies agrícolas herbáceas susceptibles de convertirse en cultivos energéticos destacan el cardo y el sorgo.

Cultivos oleaginosos: el cultivo de oleaginosas está constituido en México, por Soya, Cártamo, Girasol y Canola, que son los vegetales de cuya semilla o fruto puede extraerse aceite para uso industrial o comestible (SAGARPA, 2017). México es uno de los países productores de Cártamo en el mundo

3.9.6 Cultivos alcoholígenos

Para la producción de etanol utilizable en sustitución total o parcial de las gasolinas de automoción o para la producción de aditivos antidetonantes exentos de plomo como el Etil-Terbutil-Eter (ETBE). Los cultivos más utilizados para esta finalidad, hasta ahora han sido: la caña de azúcar y los cereales, principalmente maíz y otros cultivos que están en fase de investigación como el sorgo sacarino, la patata, y la chumbera entre otros (Fernández, 2008)

3.9.7 Cultivos amiláceos y/o inulínicos

Cultivos lignocelulósicos: especies leñosas cultivadas en densidades altas y rotaciones cortas (chopo, sauce, eucalipto, paulownia, acacia, etc.), y especies herbáceas con alto contenido en celulosa y de alta producción (cardo, miscanto, panizo o switchgrass, sorgo papelerero, etc.). Estos cultivos lignocelulósicos se pueden utilizar tanto para producir biocarburantes de segunda generación como para producir energía eléctrica o térmica (Lucas *et al*, 2012).

3.10 Potencial Bioquímico Metanogénico

La biodegradabilidad intrínseca de una sustancia, hace referencia a la tendencia que esta tiene de ser degradada biológicamente (Beily, 2019) y la biodegradabilidad anaeróbica es comúnmente evaluada por ensayo llamado Potencial Bioquímico Metanogénico (BMP, por sus siglas en inglés). Permite determinarla máxima cantidad de metano por un gramo de biomasa y la cinética y de producción (sin cita) en condiciones conocidas en reactores batch, el PBM se calcula como la máxima cantidad de metano acumulada en el periodo ensayado dividida por la cantidad de sustrato agregado, expresado comúnmente como CH₄/g DQO o gSV. Sus múltiples aplicaciones son:

- a) Determinar la biodegradabilidad anaeróbica producción de metano en residuos orgánicos.
- b) Evaluar el efecto de la codigestión de diferentes sustratos y definir la relación sustrato- cosustrato optima
- c) Determinar la cinética de degradación que mediante el uso de diferentes modelos matemáticos permite predecir el funcionamiento de digestores a escala real

3.11 Actividad Metanogenica Especifica

En el tratamiento biológico anaerobio, la AME (Actividad Metanogenica Especifica) es una herramienta que se utiliza para determinar la capacidad de asimilación que tienen las bacterias metanogénicas para producir biogás, permitiendo clasificar el potencial de la biomasa para convertir el sustrato en metano y gas carbónico bajo diferentes condiciones ambientales así mismo puede ser definida como “la máxima capacidad de producción de metano por un consorcio de microorganismos anaerobios por unidad de tiempo y unidad de biomasa realizada en condiciones controladas de laboratorio, con el fin de validar la actividad bioquímica máxima de conversión de sustratos orgánicos a biogás”(Beily,2019) .

Es un parámetro muy importante para ensayar la evolución del arranque de un reactor anaeróbico; además determina la carga orgánica volumétrica máxima a ser aplicada por unidad de tiempo y unidad de biomasa durante la operación de cualquier sistema de tratamiento anaeróbico (Beily, 2019)

IV. JUSTIFICACION Y PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

4.1 Justificación

En los últimos años las fuentes no renovables o combustibles fósiles han liderado en cuanto a la demanda energética, sin embargo, en vista de que la producción de estos combustibles fósiles está disminuyendo y que contribuye fuertemente al calentamiento global, la tendencia mundial es a la producción de energías renovables (Pichs, 2011), uno de estos tipos de energías renovables es la producción de biogás a partir de residuos orgánicos por digestión anaerobia.

México tiene mucho potencial para la producción de biogás tanto en el sector industrial que genera residuos de diferente naturaleza, por ejemplo, los residuos de la industria de alcoholera que consta de la elaboración de vino y cerveza, la industria azucarera, la industria de alimentos se genera residuos orgánicos de frutas (limón, peras, manzanas, papaya, piña, plátano, naranja) y vegetales (maíz, frijol, col, zanahoria, tomate, lechuga, papa) (González et. al., 2014). Por su parte la actividad agropecuaria genera diariamente grandes cantidades de biomasa, constituida por estiércol de animales, forestales, entre otros que son fácilmente disponibles (Ávila, 2012).

El municipio de Calcahualco, está ubicado a una altitud entre los 1,400 y 5,500 msnm y tiene un clima Templado húmedo con abundantes lluvias en verano (55%), semifrío subhúmedo con lluvias en verano (19%), semicálido húmedo con lluvias todo el año (19%) y frío (7%), con una temperatura promedio de entre 1-19°C(INEGI,2015). En el municipio las actividades agropecuarias que predominan son: la agricultura con el cultivo de maíz en grano y la ganadería la crianza de ganado porcino ocupa el primer lugar (INEGI,2015). La razón principal es que este tipo de ganado no requiere de extensiones de terrenos para su crianza, pueden estar como animales de traspatio, y se puede criar en pocas unidades.



figura 8. Mapa de ubicación de la zona de estudio.

(Fuente: *elaboración propia*)

4.2 Planteamiento del problema

Uno de los principales factores ambientales que gobiernan el proceso de digestión anaerobia es la temperatura, debido a que influye en la velocidad de reacción y las actividades enzimáticas de las bacterias (Bress,2019). Existe una basta investigación en los rangos mesófilos y termófilos de la digestión anaerobia, sin embargo, en el rango psicrófilo la investigación que existe esta empobrecida y casi no hay reactores que operen en este rango por la baja actividad microbiana (Ramos, 2014). El estiércol de cerdo que producen las familias es un sustrato que representa una excelente opción para la producción de biogás, pero debido a su alto contenido de amoniaco es necesario equilibrarlo con otro sustrato rico en carbono en este caso los residuos agrícolas de maíz.

La disposición final del estiércol es a cielo abierto lo que acarrea problemas que incluyen la contaminación del agua y el suelo, así como problemas sanitarios debido al contenido de microorganismos patógenos en los desechos. Aunado a ello se encuentran los olores causados por los gases producidos por la descomposición en instalaciones de manejo o bien al momento de su disposición en el suelo, La aplicación excesiva de efluentes porcinos, puede llevar a la formación de costras superficiales, reduciéndose la permeabilidad y, por lo tanto, favoreciéndose su erosión; como así también originar una acumulación excesiva de sales, con efectos negativos en la estructura del suelo, que pueden ser tóxicos para los microorganismos del suelo (Expósito Vélez, 2004). El manejo del agua en general en las granjas es completamente arbitrario y muy particular a cada establecimiento.

Es por ello que la presente investigación se centra en encontrar una alternativa para poder operar reactores en rango psicrófilo y a nivel familiar pues en el municipio de Calcahualco uno de los principales combustibles para cocinar es la leña, lo que significa también, tala de árboles para poder abastecer a la mayoría de población que dependen de ella, en menor proporción se utiliza también el gas, pero por su grado de marginación el acceso es limitado.

V. HIPOTESIS

La combinación de residuos agrícolas de maíz con estiércol de cerdo, provenientes del municipio de Calcahualco con clima predominantemente frío, mejorara la producción de biogás

VI. OBJETIVOS

General

Cuantificar mediante un ensayo de Potencial Bioquímico Metanogénico el biogás generado en una mezcla de residuos proveniente de una región con clima templado.

Específicos

- Caracterizar fisicoquímicamente el inóculo y los sustratos a utilizar
- Evaluar la calidad de un inóculo generado a partir de excremento de cerdo de la zona.
- Evaluar en diferentes proporciones de excremento de cerdo- residuos de maíz, la cantidad de biogás producido
- Establecer cuál es la proporción adecuada para el arranque

VII. METODOLOGIA

De acuerdo con lo anteriormente planteado, en la figura siguiente, se presenta la metodología planteada para cumplir con los objetivos de la investigación:

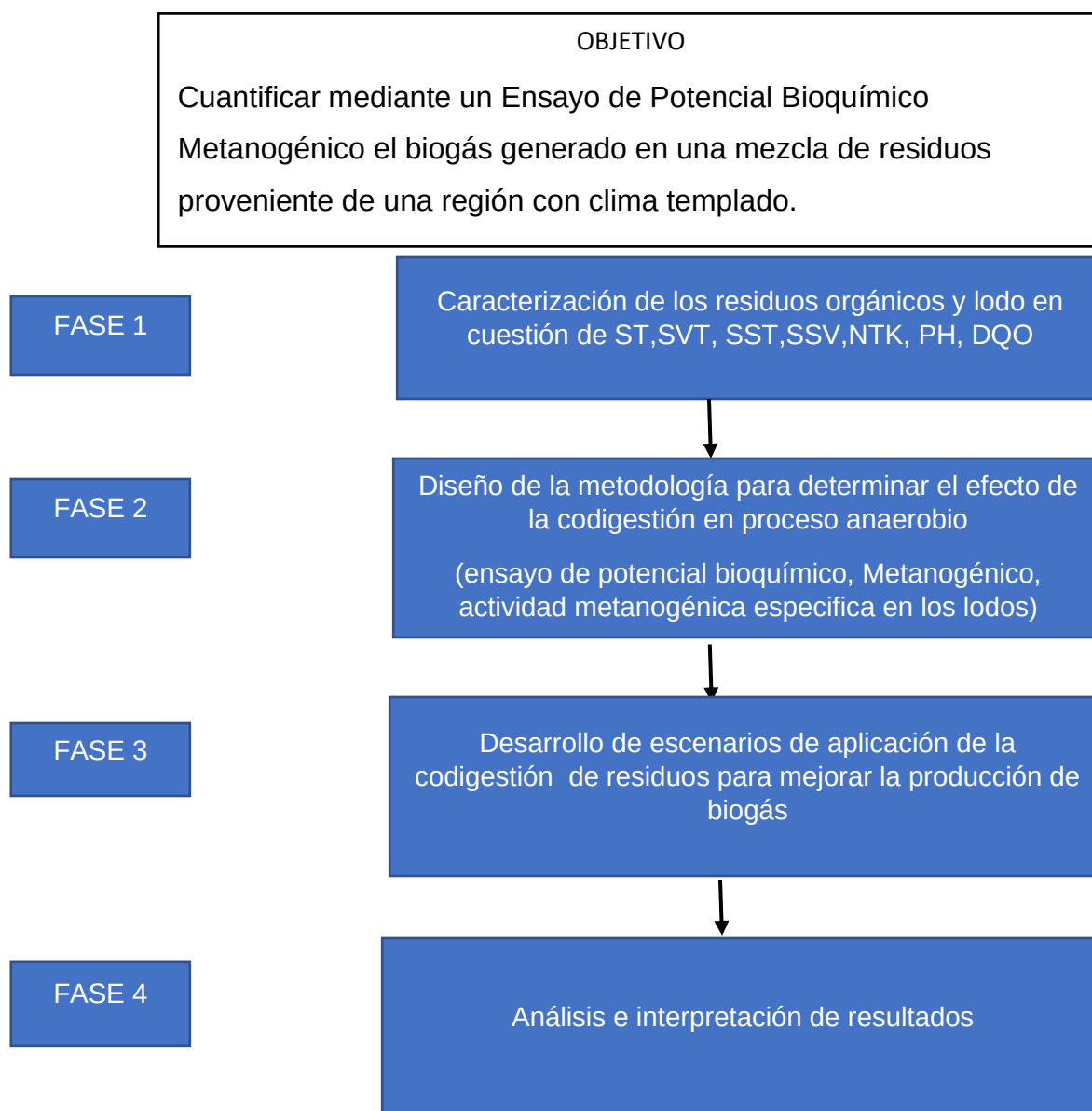


Figura 8. Metodología de la investigación desarrollada.

Fuente de consulta: *elaboración propia*

METODOLOGIA FASE 1: Caracterización de residuos y lodos

7.1 Determinación de pH

Se midió el pH acuerdo con la norma NMX-AA-008-SCFI-2016. Análisis de agua. – medición del pH en aguas naturales y residuales tratadas. Método de prueba.

Para ello se calibro el potenciómetro con los patrones de referencia: 4.01, 7.00, 10.01, una vez que se calibro el potenciómetro; sumergir el electrodo en la muestra agitar la muestra suavemente hasta que de estabilice. Registrar el valor de PH de la muestra.

7.2 Determinación de ST y STV

Los sólidos totales (ST) se definen como la fracción de residuos que permanecen después de evaporar una muestra a $150 \pm 2^\circ\text{C}$

Los sólidos totales volátiles (SVT) son la cantidad de materia orgánica e inorgánica que se volatiliza de la calcinación a $550 \pm 50^\circ\text{C}$

Para la determinación de ST y STV se usó el método estándar 2540G de la APHA-AWWA-WPFC (1999). Cada muestra se hizo por triplicado

Como primer paso, se realizó la preparación de capsulas, llevándolas a peso constante para ello se introdujeron al horno de convección Felisa oven FE-291 a una temperatura de 105 grados por 20 minutos y después se enfriaron en desecador por 20 minutos para posteriormente pesarse. Este ciclo se repitió hasta que se obtuvo una diferencia de 0.0005 g en dos pesadas consecutivas.

Los resultados se obtienen sustituyendo los valores en las siguientes formulas:

$$ST = (m_2 - m_1) * 1000 / v$$

$$SVT = (m_3 - m_1) * 1000 / v$$

7.3 Determinación de sólidos suspendidos volátiles

La determinación de sólidos suspendidos volátiles es esencial en los lodos utilizados como inoculo, porque así podemos conocer la concentración de biomasa inicial del inoculo (Aquino et. al.,2007), es decir la cantidad de microorganismos en gramos por litro (g/L) presentes en el lodo. El soporte de filtración se preparó llevando del horno al desecador hasta tener un peso con una diferencia de 0.0005 g en dos pesadas consecutivas, después se pasar la muestra a través del filtro.

Se introdujo el soporte de secado al horno y se llevó a masa constante.

Por último, el soporte de secado con el residuo obtenido en el proceso anterior se pasó por una mufla Noberthem, a una temperatura de 550° C, durante 15 minutos.

$$SST = (m_4 - m_5) * 1000 / v$$

$$SSV = (m_4 - m_6) * 1000 / v$$

Donde.

ST son los sólidos totales.

SVT son los sólidos suspendidos totales.

SST son los sólidos suspendidos totales.

SSV son los sólidos suspendidos volátiles

V volumen de la muestra.

M₁ es la masa de la cápsula vacía a masa constante en g.

M₂ es la masa de la capsula con residuo después de la evaporación.

M₃ es la masa de la capsula con residuo después de la calcinación.

M₄ es la masa del soporte de secado con el filtro.

M₅ es la masa del soporte de secado con el filtro antes de filtración.

M₆ es la masa del soporte de secado con el filtro después de la calcinación.

7.4 Determinación de Demanda Química de Oxígeno

Es una medida equivalente de oxígeno necesario para oxidar la materia orgánica disuelta o en suspensión en una muestra líquida susceptible a ser oxidada (Lluminiquinga, 2018), las muestras de agua pueden tanto de aguas naturales como de aguas residuales (Metcalf y Eddy, 1995). En el ensayo se emplea un agente químico fuertemente oxidante en un medio ácido para la determinación del equivalente de oxígeno de la materia orgánica que puede oxidarse, el dicromato de potasio proporciona excelentes resultados en este sentido, el procedimiento debe hacerse a elevadas temperaturas (Metcalf y Eddy, 1995). Para que el proceso se acelere es necesario utilizar un catalizador: el sulfato de plata.

El método para realizar la prueba de apega al método colorimétrico por reflujo cerrado del APHA, 1992. El procedimiento se describe a continuación:

- Se agrega dos mililitros de muestra a un tubo de ensayo si la muestra está muy concentrada se debe llevar hasta una dilución adecuada para después tomar los dos mililitros a utilizar.
- Agregar un mililitro de solución de dicromato de potasio (Kr_2O_3K), sulfato de mercurio ($HgSO_4$), y ácido sulfúrico (H_2SO_4).
- Agregar dos mililitros de ácido con plata y tapar los tubos de ácido con plata
- Homogenizar los tubos mediante una agitación suave
- Colocar los tubos en una placa digestora previamente calentada hasta $150^{\circ}C$, por dos horas
- Después de transcurridas las dos horas sacarlas de la placa digestora y dejarlos enfriar por aproximadamente 15 minutos.
- Leerlos en el espectrofotómetro a una longitud de onda de 620 nm
- Nota: preparar un blanco con dos mililitros de agua destilada

La concentración de DQO se calcula en mg /L despejando y x según la siguiente fórmula:

$$y=mx+b; \quad x=y-b/m$$

donde:

x es la concentración de DQO

y es la absorbancia registrada del espectrofotómetro

m es la pendiente obtenida en curva patrón

b es el punto de intersección

7.5 Determinación de nitrógeno total Kjeldahl

El nitrógeno es uno de los cuatro elementos con más presencia en la atmósfera terrestre, es un elemento biogénico que se encuentra presente incorporado en las moléculas orgánicas que desempeñan funciones vitales en todas las células. Es un constituyente básico de aminoácidos nucleicos, azúcares amidas y los polímeros que estas moléculas forman (Osorio, 2014). Pero esta no es la única forma en la cual se puede encontrar el nitrógeno; su química es tan compleja que puede asumir varios estados de oxidación en la naturaleza, dando lugar tanto a compuestos orgánicos como inorgánicos. La tabla 2 muestra las diferentes formas químicas de nitrógeno en la naturaleza.

Tabla 2. Estados de oxidación de compuestos nitrogenados

Compuesto	Nomenclatura química	Estado de oxidación
Nitrógeno orgánico	R-NH ₂	-3
Amoníaco	NH ₃	-3
Nitrógeno gaseoso	N ₂	0
Óxido nitroso	N ₂ O	1
Óxido de nitrógeno	NO	2
Nitrito	NO ₂ ⁻	3
Dióxido de Nitrógeno	NO ₂	4
Nitrato	NO ₃ ⁻	5

Fuente: Osorio, 2014

El contenido de nitrógeno se determina con el método Kjeldahl. Se hierve la muestra acuosa con el objetivo de eliminar el amoníaco, para dar paso al proceso de digestión en donde que el nitrógeno orgánico se convierte en amoníaco (Metcalf & Eddy, 1995). Para obtener el resultado final de nitrógeno total Kjeldahl se suma el resultado del contenido de nitrógeno amoniacal más el resultado de la determinación de nitrógeno orgánico.

Para ello se utiliza la norma NMX-AA-026-SCFI-2010

- Se empieza por determinar el nitrógeno amoniacal de la muestra. Se determina el volumen de muestra a utilizar, a partir de la concentración teórica de la muestra, se ajusta el volumen a 50 ml y se neutraliza el pH a 7 con hidróxido de sodio a 12.5 mol/L o con ácido sulfúrico a 5 mol/L, según sea el caso.
- se añade una solución amortiguadora de boratos, compuesta de tetraborato de sodio e hidróxido de sodio, se ajusta pH a 9.5 con solución de hidróxido de sodio a 6 mol/L, la muestra se transfiere a un matraz Kjeldahl, se pone a ebullición y se conecta a un condensador para que la muestra se destile. El condensador no debe superar una temperatura de 29°C.
- recolectar el destilado en recipiente que contenga 10 ml de solución indicadora de ácido bórico, cuidando que la punta del condensador quede sumergida bajo la superficie del líquido.
- Retirar el recipiente cuando haya alcanzado un volumen de 40 mL de destilado contando los 10 mL de solución indicadora de ácido bórico, y titular con una solución de ácido sulfúrico al 0.03 mol/L. Se registra este volumen como volumen A.
- Dejar que la muestra se evapore casi hasta sequedad.

Continuar con la determinación de nitrógeno orgánico

Dejar enfriar el contenido del matraz Kjeldahl.

- Adicionar 10 mL de reactivo de digestión, compuesta de una solución de solución de sulfato de potasio, sulfato de cobre (II) anhidro y ácido sulfúrico, mezclar cuidadosamente, (si la muestra contiene una cantidad apreciable adicionar 10 mL más de reactivo de digestión) conectar al equipo de digestión Kjeldahl, dejar que la muestra haga ebullición hasta que se reduzca el volumen hasta la mitad.
- Enfriar el matraz con el contenido y diluir hasta 30 mL con agua destilada y mezclar, añadir 10 mL de solución de hidróxido-tiosulfato de sodio para formar una capa alcalina en el fondo del matraz.
- Conectar el matraz Kjeldahl al condensador y destilar la muestra, cuidar la temperatura del condensador para que no pase de 29°C, recolectar el condensado en un recipiente que contenga 10 ml de solución indicadora de ácido bórico.
- Retirar el matraz colector y titular con disolución de ácido sulfúrico hasta que la solución vire de verde esmeralda a morado registrar este volumen como volumen C
- Se debe preparar un blanco, aplicando todo el procedimiento al igual que la muestra, el volumen gastado en el blanco debe registrarse como volumen B.

Para los cálculos se aplican las siguientes ecuaciones:

Para nitrógeno amoniacal

$$N(N-NH_3) = (V_A - V_B) * c(H_2SO_4) + Ar(N) / V_m$$

Para nitrógeno orgánico

$$N-org = (V_C - V_B) * c(H_2SO_4) + Ar(N) / V_m$$

Para nitrógeno total Kjeldahl:

$$NTK = N(N-NH_3) + N-org$$

Donde:

N (N-NH₃) es la concentración de nitrógeno amoniacal

N-org es la concentración de nitrógeno orgánico

NTK concentración de nitrógeno total Kjeldahl

V_A son los ml de ácido sulfúrico gastados en la titulación de la muestra, en la determinación de nitrógeno amoniacal.

V_B son los ml de ácido sulfúrico gastados en el blanco

V_C son los mL de ácido sulfúrico gastados en la determinación de nitrógeno orgánico

c(*H₂SO₄*) concentración de la solución de ácido sulfúrico

Ar(N) es la masa atómica del nitrógeno

V_m es el volumen de la muestra

Fase 2. Diseño de la metodología para determinar el efecto de la codigestión en proceso anaerobio

7.6 Ensayo de actividad Metanogenica Especifica

El conocimiento de la actividad Metanogénica especifica permite determinar la concentración de mínima de un reactor para garantizar la reducción de la carga orgánica aplicada, este ensayo no cuenta con un protocolo bien establecido, porque las formas de realizarse difieren, en este trabajo se ajustó a los recursos disponibles para llevarlo a cabo.

Para cuantificar la cantidad de metano existen tres métodos: por medición manométrica, por cromatografía de gases, y por método volumétrico (Torres et. al, 2010), este último es más fácil y sencillo de aplicar porque no requiere de equipos costosos, por lo tanto, se optó por utilizar este tipo de medición, se basa en la cuantificación de metano producido el uso de una sustancia desplazante, se utilizó una solución de hidróxido de sodio (NaOH) al 6 mol/L lo cual absorbe el CO₂, el volumen de solución desplazada se recolecto en unos recipientes presente el biogás de donde se midió el volumen permitiendo una medición aproximada del metano producido (Torres et. al. 2010). El volumen de solución de hidróxido de sodio desplazado equivale a la cantidad de biogás producido.

Para el método volumétrico se necesita un montaje en pequeños reactores batch como se muestra en la figura 9.

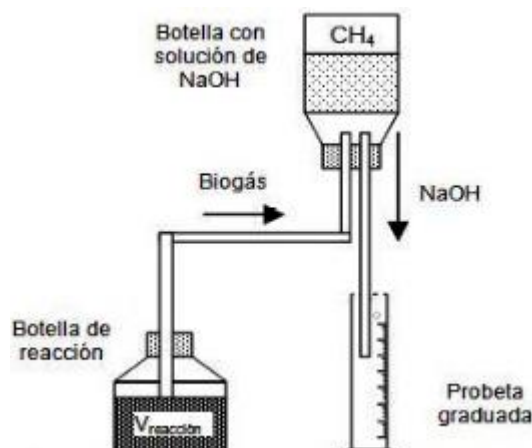


figura 9. Configuración del montaje del ensayo de actividad metanogénica específica (Fuente de consulta: *Torres et. al., 2010*)

Para el montaje del experimento en cuestión se usaron botellas de vidrio de 350 ml de volumen, el lodo a utilizar fue incubado durante 1 año en la zona de estudio, el sustrato de origen fue estiércol de cerdo.

La concentración de sólidos suspendidos volátiles en el lodo fue de 1.5 g/L para saber la cantidad del volumen de lodo a utilizar se emplea la siguiente formula:

$$V_{\text{LODO}} = \frac{V_{\text{MEZCLA}} * C_{\text{fija}}}{C_{\text{inicialLODO}}}$$

V_{LODO} = volumen de lodo a adicionar

V_{MEZCLA} = volumen total de reacción o de mezcla

C_{fija} = concentración fija (1.0 -1.5 gsvt/L)

$C_{\text{inicialLODO}}$ = concentración de SVT inicial de lodo (g/L)

Sustituyendo la ecuación

$$V_{\text{LODO}} = 360\text{ml} * 1.5\text{gsvt} / 3.22\text{gsvt}$$

Volumen final del lodo = 163 ml

Como el valor de pH es muy neutro no se añadió solución tampón, se trabajó con un lodo incubado dentro del mismo municipio de Calcahualco en condiciones psicrófilas.

7.7 Ensayo de potencial bioquímico Metanogénico.

Para el ensayo de potencial bioquímico metanogénico, se utilizó la misma configuración que para el ensayo de actividad Metanogenica específica, las botellas tenían un volumen total de 350 ml con un espacio de cabeza de 10 ml, para evitar la menor cantidad de aire posible dentro del sistema. Como se desea conocer la capacidad intrínseca del sustrato se decidió no agregar ningún tipo de sustrato en el medio.

La producción teórica de metano debe ser calculada teniendo en cuenta las condiciones de temperatura y presión bajo las cuales se realizó el ensayo. Considerando la ecuación de combustión de metano, teniendo una oxidación completa del metano, un mol de CH₄ consume dos moles de O₂. Por lo tanto, a condiciones normales de presión y temperatura 22.4 litro de metano corresponden a 64 g de DQO (0.35 l por 1 g de DQO). Esta equivalencia nos permite saber la fracción de materia orgánica que ha sido convertida a metano.

De acuerdo con la producción de metano, el cálculo de la actividad metanogénica específica se calcula con la siguiente expresión:

$$\text{AME (g/ DQO/ g SSV*d)} = m \cdot 24 / V_{\text{CH}_4} \cdot M$$

Donde:

m = es la pendiente máxima en la curva de producción de metano (volumen acumulado CH₄ vs tiempo)

M = masa del lodo (Volumen de lodo adicionado *concentración inicial del lodo) (g)

Fase 3. Desarrollo de escenarios de aplicación

de la codigestión de residuos para mejorar la producción de biogás

Se realizo cada experimento por triplicado con su respectiva cantidad de inoculo (163 ml), los sustratos a utilizar son estiércol de cerdo y residuos agrícolas de Maíz

Experimento número 1. Solo excremento de cerdo

Experimento número 2. 50% del volumen en excremento de cerdo y 50% de en volumen de 50 % de residuos de maíz finamente triturados.

Experimento número 3. Solo residuos de maíz

El tiempo a evaluar será de una semana después del arranque

El experimento se realizó bajo las siguientes condiciones:

Tabla 3. Condiciones operacionales de prueba de potencial bioquímico metanogénico.

Parámetro, Unidad	Valor
Temperatura	Ambiental
Sistema de mezcla	Sin sistema de mezcla
Sistema de medición de biogás	Desplazamiento de volumen
Volumen útil	350 ml
Volumen de espacio de cabeza	10 ml
Concentración de inoculo	1.5 g SVT

(Fuente de consulta: *elaboración propia*)

VIII. RESULTADOS Y DISCUSIONES

Fase 4. Análisis de resultados

Los resultados obtenidos difieren a los resultados reportados por otros autores principalmente porque los análisis realizados en presente trabajo fueron aplicados

en excremento en bruto, es decir sin mezcla alguna, se diluyo solamente en el laboratorio con cantidades de agua conocidas. A diferencia de los resultados reportados por (Beily 2019) que son aguas de lavado de corrales.

8.1 Determinación de pH

El lodo presenta un pH que se encuentran cerca de la neutralidad según MIENERGÍA 2011 son valores óptimos para un buen funcionamiento del reactor, ya que el rango óptimo para la metanogénesis esta entre 6.5 y 8.2, el pH del excremento de cerdo también se encuentra dentro del rango de tolerancia para las bacterias. De acuerdo con Angelidaki (2003), la alta capacidad del estiércol es muy útil para evitar cambios repentinos en el valor del pH.

Tabla 4. Valores de pH.

Muestra	Valores
Lodo	7.3
Muestra	6.8

Fuente de consulta: *elaboración propia*

8.2Determinación solidos

Los resultados para la determinación de sólidos se resumen en la tabla 5

Tabla 5. Resultados de determinación de sólidos

parámetro	muestra	ST (g/l)	SVT (g/l)	SST	SSV
Lodo		37.32	31.93	13.0065	3.2222
Excremento de cerdo		358.96	298.69	NA	NA
Residuos de maíz		140.88.	114.26	NA	NA

Fuente de consulta: *elaboración propia*

Los sólidos totales se definen como la materia que obtiene después de someter una muestra a evaporación a los 105 °C de ahí tenemos los sólidos digeribles y los no

digeribles que son los de interés en este trabajo. Entre los cuales se encuentran los sólidos coloidales (filtrables) y sólidos en suspensión (no filtrables), los últimos desarrollan tendencia al depósito de fango y favorecen las condiciones anaerobias, por otra parte, cada uno de los tipos de sólidos se divide de acuerdo a su volatilidad a 550°C, a esta temperatura la fracción orgánica se oxida y desaparecerá, quedando la fracción inorgánica de ahí sólidos fijos y sólidos volátiles respectivamente (Metcalf & Eddy, 1995), es por ello que la determinación de sólidos suspendidos volátiles se usa para determinar la estabilidad de un lodo es decir entre más g/L tenga un lodo más apto será para usarse como inóculo de nuevos reactores. Para los sustratos no es indispensable medir la concentración de sólidos suspendidos volátiles, basta conocer la cantidad de materia digerible que teóricamente debe ser convertida a metano.

8.3 Determinación de DQO

Para obtener el valor de la DQO, se requiere de una curva de calibración que se describe a continuación en la siguiente tabla y gráfica:

Tabla 6. Datos para la curva de calibración de DQO

No. De muestra	Concentración teórica DQO g/l	Absorbancia
1	0	0
2	150	0.063
3	250	0.07
4	500	0.151
5	750	0.241
6	1000	0.296
7	1500	0.46

Fuente de consulta: *elaboración propia*

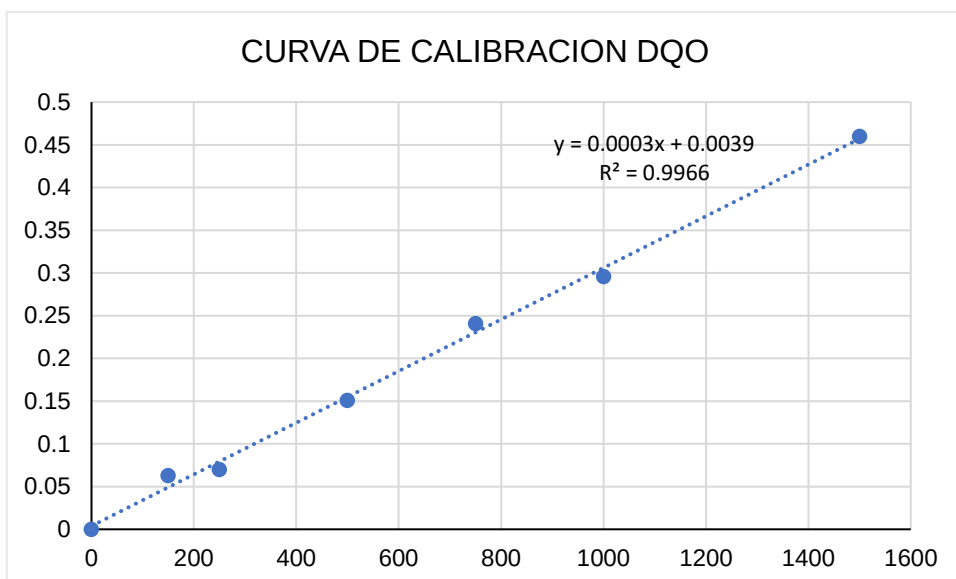


Figura 10. Curva de calibración de DQO, Fuente de consulta: *elaboración propia*

Los resultados para los sustratos se obtuvieron despejando la ecuación obtenida en la curva

$$y = 0.0003x + 0.0039$$

$$x = (y - 0.0039) / 0.0003$$

Los resultados obtenidos después de haber sustituido los valores en la ecuación se presentan en la siguiente tabla:

Tabla 7. Resultados de DQO

Tipo de muestra	Concentración DQO mg/L
Lodo	56628.8
Excremento	136990.66
Residuos de Maíz	NA

Fuente de consulta. *Elaboración propia*

Los valores de DQO reflejan un alto contenido de materia orgánica, comparado con los resultados obtenidos por (Beily ,2019) quien obtuvo valores de 27700 mg/l y 33100 mg/l. Entre más alta este la DQO, se necesitará diluir el sustrato.

8.4 Determinación de nitrógeno total Kjeldahl

Este análisis se aplicó solo al excremento donde se obtuvo un valor de 418.605 mg/L. que comparado con los resultados obtenidos por Beily (2019) con un valor 240 mg/L es alto, la diferencia radica en que el autor le aplicó aguas de lavado. La fracción de nitrógeno orgánico se encuentra fundamentalmente en la fase sólida del purín y es por ello que resulta ser mayor en purines con mayor contenido de materia seca.

Lo que se demuestra en los resultados obtenidos en este trabajo pues el valor para nitrógeno amoniacal fue de 218.50 mg/l y para el nitrógeno orgánico es de 210.105 mg/l, es decir 52.20 % y 47.80% respectivamente, predominando por poco el nitrógeno orgánico. Según la misma autora en sus estudios la forma de nitrógeno que más encontró fue el nitrógeno amoniacal con un 90.9% en muestras con más diluidas y 75% de nitrógeno en muestras más secas. A sí mismo (MIENERGIA, 2011) reportó que una cantidad de amoníaco de entre 200 y 1000 mg/L no presenta efectos adversos en el proceso.

8.5 Actividad metanogénica específica

Las mediciones de desplazamiento de solución de hidróxido de sodio (NaOH) se midieron diariamente durante 7 días, según Torres et. al. 2010, durante la primera semana la medición debe hacerse diariamente. Ya obtenidos los resultados se procedió a obtener el promedio del volumen desplazado de las repeticiones, para así poder graficar y obtener el valor de la pendiente.

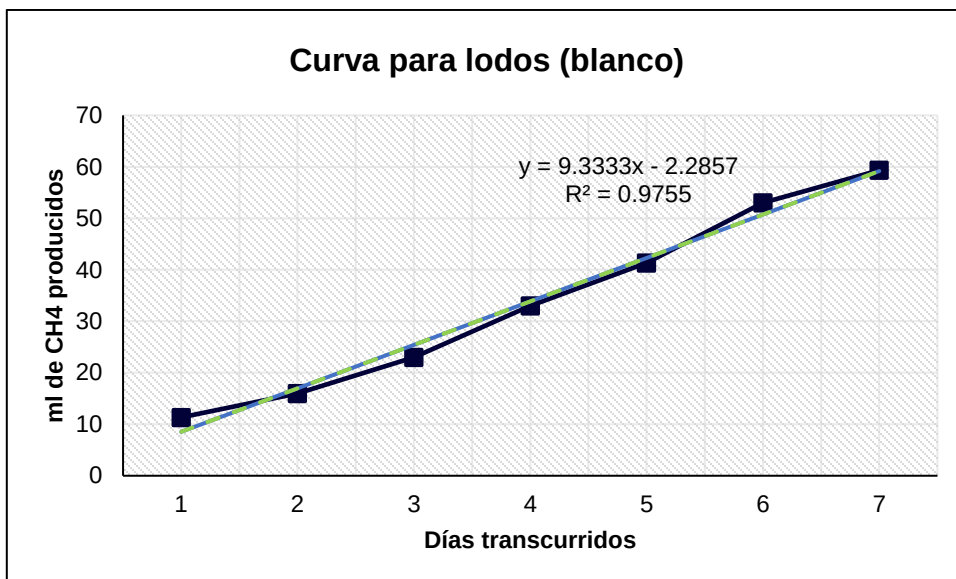


Figura 11. Grafica de obtención de pendiente con el desplazamiento de NaOH para el lodo (Inoculo)

Fuente de consulta: *Elaboración propia*

Para la obtención del valor de la actividad metanogénica específica se sustituye la siguiente formula:

$$\text{AME (gDQO/g SSV*d)} = m \cdot 24 / V_{\text{CH}_4} \cdot M$$

Sustituyendo tenemos:

$$\text{AME (g DQO/ g SSV*d)} = (0.09333 \cdot 24) / (67.66 \cdot 0.52486)$$

$$\text{AME (g DQO/ g SSV*d)} = 2.23992 / 35.5120276$$

$$\text{AME (g DQO/ g SSV*d)} = 0.0630$$

El resultado de la AME revela la efectividad para la productividad de metano por acción de los microorganismos adaptados al clima del lugar. La cual comparada estudios realizados con otros autores (Guerra *et. al.*, 1999) que obtuvieron una actividad metanogénica de 0.11 g DQO/ g SSV en lodos provenientes de un UASB

y (Álvarez *et. al.* 2012) obtuvieron un resultado de 0.024y 0.015 gDQO/g SSV*d en lodos procedentes de una laguna. Como tal no hay alguna norma que nos de un valor de referencia que establezca que un lodo cuenta con un valor optimo para ser utilizado como inculo en nuevos reactores nos sirve para darnos una idea de cuanto biogás se produce por cada gramo de solidos suspendidos volátiles presente en ellos por lo tanto si lo referenciamos con estos valores el lodo objeto de estudio presenta buena capacidad para ser utilizado en nuevos reactores y buena capacidad para soportar altas cargas orgánicas.

8.6 Ensayo de potencial bioquímico metanogénico

En las siguientes gráficas, se presentan las curvas de producción de biogás, correspondiente a la fase temporal de 8 días en los que se realizó la prueba. La primera gráfica (Figura 13) corresponde a la digestión de excremento de cerdo, la medición volumétrica de desplazamiento de solución alcalina fue a cada 24 horas.

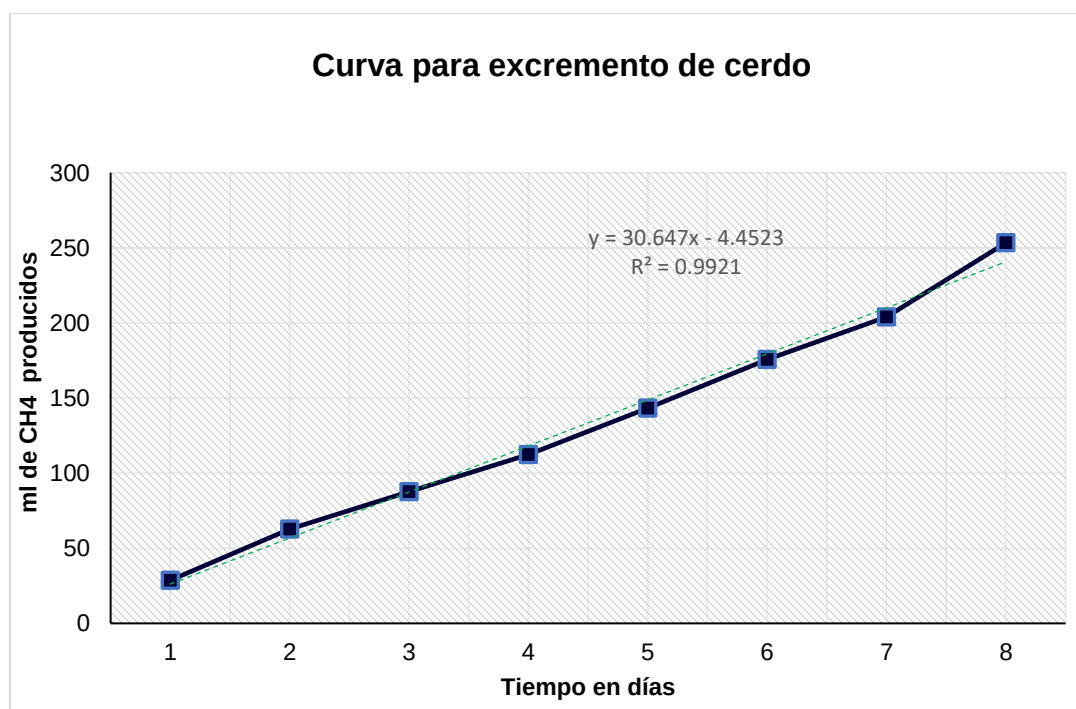


Figura 12. Gráfica de obtención de la pendiente con el desplazamiento de NaOH para excremento de cerdo solo. Fuente. *Elaboración propia*

El tiempo de arranque de los biodigestores fue de 72 días, datos reportados por (MIENERGIA, 2011), el tiempo completo de fermentación de un reactor anaerobio en rango psicrófilo esta sobre los 100 días y el tiempo de retención hidráulico de 60 días. Los resultados obtenidos resultan coherentes pues si sumamos en tiempo de arranque más el tiempo de retención se obtendría un total de 152 días por ciclo.

Con respecto a la evolución de metano se puede observar que durante los primeros 7 días, la producción fue casi constante, pero para el octavo día la producción incrementó considerablemente con respecto a la línea de tendencia. El aumento en la producción de biogás probablemente se deba a la degradación del nitrógeno amoniacal como se mencionó anteriormente. Las muestras no presentan cantidades de nitrógeno orgánico amenazantes y dado que se estuvo trabajando en rango de temperatura psicrófilo, el nitrógeno amoniacal se degrada a menor velocidad permitiendo a las bacterias utilizarlo más eficientemente (Osorio,2014).

La segunda grafica (Figura 14) corresponde a la evolución en la generación de biogás de la codigestión de residuos, la producción de biogás es más constante con respecto a la línea de tendencia, aunque el volumen de producción es menor con respecto a la curva de excremento de cerdo, la disminución en el volumen desplazado probablemente se debe a la adición de los residuos agrícolas ya que estos contienen componentes celulósicos los cuales resultan de difícil degradación para las bacterias.

La tercera gráfica (Figura 15) representa la producción de biogás que se genera en la digestión de residuos agrícolas de maíz, en esta grafica se observa que en los primeros dos días no se registra producción de biogás debido a que los residuos forman costras en la parte superior del reactor, lo cual impide que el biogás fluya. También se observa que al final del proceso, la producción aumenta con respecto a la línea de tendencia. En un estudio realizado por (Mora, 2017), quien realizó un ensayo de potencial bioquímico metanogénico a cascara de arroz, la producción de

metano en la cascara de arroz es incluso menor que la del inoculo, el fango mixto produce 263 mL de biogás y cascara de arroz que tan solo produce 181 mL y el estudio fue realizado en condiciones mesófilas. Aunque el volumen de producción de biogás es menor.

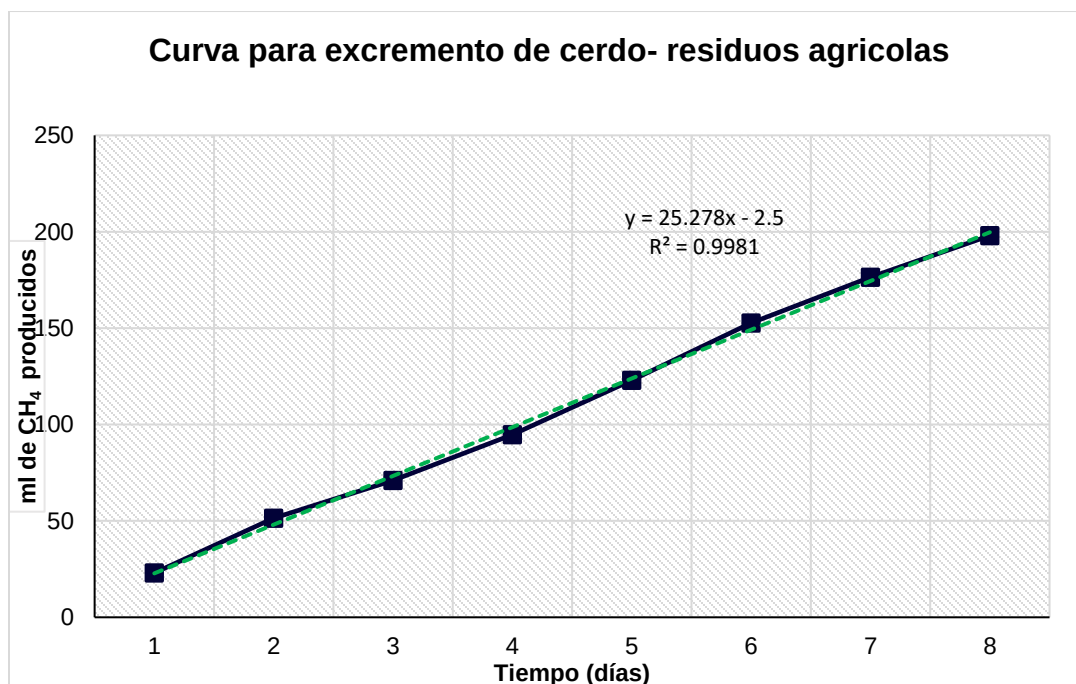


Figura 13. Gráfica de obtención de pendiente con el desplazamiento de NaOH para excremento de cerdo- residuos agrícolas. Fuente de consulta:

Elaboración propia

El volumen total de producción de biogás de los residuos bajo estudio fue de 69 ml mientras que para el lodo fue de 59.33 ml, lo que quiere decir que los residuos si contribuyen, aunque en menor proporción a la producción de biogás, incluso mejor que los de arroz.

De forma general, los resultados obtenidos difieren a los resultados reportados por otros autores, principalmente porque los análisis realizados en este estudio fueron aplicados en excremento en bruto, es decir sin mezcla alguna, se diluyó solamente en el laboratorio con cantidades de agua conocidas a diferencia de los resultados reportados por (Beily 2019) que son aguas de lavado de corrales.

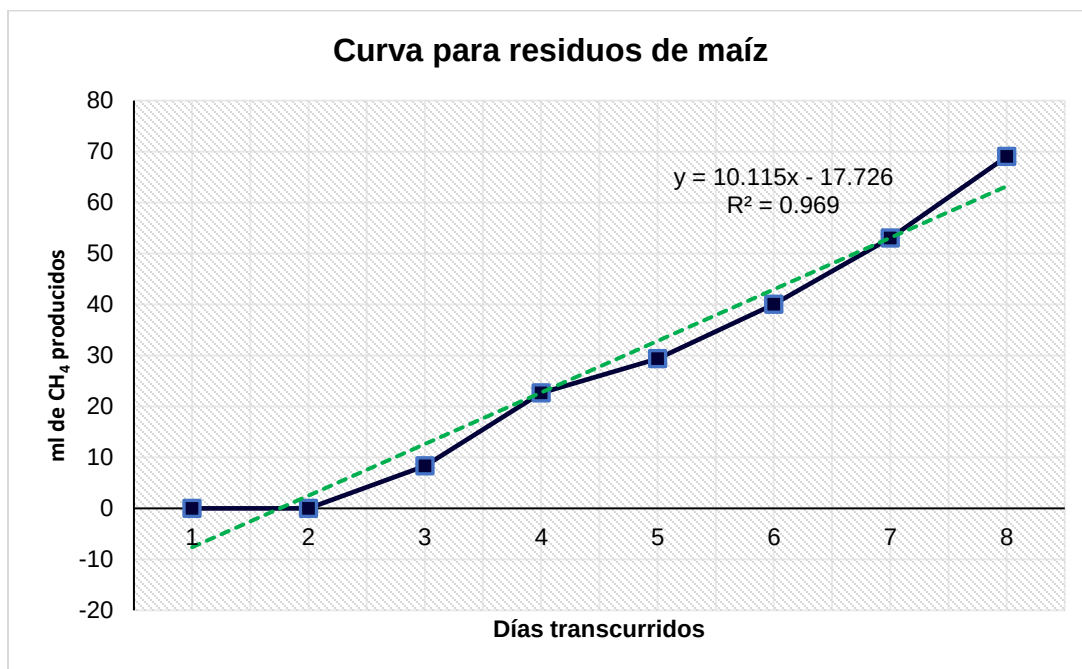


Figura 14. Grafica de obtención de pendiente con el desplazamiento de NaOH para residuos de maíz solo. Fuente. Elaboración propia

IX. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

9.1 Conclusiones

La producción fue casi constante durante la realización del estudio, pero para el octavo día, la producción incrementó considerablemente. Los resultados obtenidos indican que es posible generar biogás bajo condiciones psicrófilas, pero con tiempos de retención mayores a 60 días y con ayuda de agitación. En esta investigación la adición de los residuos orgánicos utilizados a la digestión anaerobia no resulta positiva en términos del objetivo inicial planteado; al contrario, se disminuye la producción de biogás pues el experimento donde se utiliza solo estiércol de cerdo, el volumen diario es mayor que donde se utilizó la mezcla con residuos agrícolas.

El valor para el nitrógeno está dentro del rango, no presenta amenazas para que la digestión anaerobia solo de excremento de cerdo sea viable. Por su parte, la digestión de residuos agrícolas resulta posible, aunque es más compleja. Para futuras investigaciones en zonas con clima semejante es indispensable un sistema de agitación pues durante el proceso se observó encostramiento en las paredes del reactor, provocando que el gas generado no fluya de manera constante. El lodo utilizado en este trabajo se comparó con otros autores y si tiene una buena actividad Metanogenica comparada con otros autores.

9.2 Recomendaciones

Para futuras investigaciones se recomienda probar con lodos provenientes de otros lugares para evaluar su actividad metanogénica específica. En la literatura se menciona que el reactor UASB es capaz de tolerar altas cargas orgánicas frente a otros sistemas (Álvarez, 2003), lo cual significa que este tipo de reactor representa una buena opción para ser utilizado con los sustratos estudiados pues contienen una alta carga orgánica. Se recomienda también dar a conocer la tecnología de digestión anaerobia a nivel familiar en la zona de estudio debido a que no es muy

conocida, además se plantea experimentar con nuevos sustratos para tener otras alternativas y que el uso de la digestión anaerobia sea de mayor interés.

X. BIBLIOGRAFIA

Abbasi T, Tauseef SM, Abbasi S a. (2012) Anaerobic digestion for global warming control and energy generation—An overview. Renewable and Sustainable Energy

Álvarez Y., Vega R., Pérez R., Bermúdez C., Suyen R. (2012). Evolución de la biodegradabilidad anaerobia de aguas residuales de cárnicos.

Álvarez J. (2003). Tratamiento anaerobio de aguas residuales en planta piloto.

Angelidaki, I., Ahring, B.K. (1993). Thermophilic anaerobic digestion of livestock waste: the effect of ammonia. Applied Microbiology and Biotechnology.

Appels, L., Baeyens, J., Degre, J., Dewil, R., 2008. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge.

<https://doi.org/10.1016/j.pecs.2008.06.002>

Aquino, S., Chernicharo, C., Foresti, E., Florencio, Dos Santos, M. y Monteggia, L. (2007). Metodologias para determinação da Atividade Metanogênica Específica (AME) EM Lodos Anaeróbios. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol. 12 –No. 2.

Aquino, S.; Chernicharo, C.; Foresti, E.; Dos Santos, M.; Moneteggia L.; 2007. Metodologias para determinação da atividade metanogénica específica (AME) en lodos anaeróbios. Eng. Sanitária Ambiental, 12(2): 192-201.

Balance Nacional de Energía. (2020).

Barba A & Clausell C. (2014) Reactores Químicos y Bioquímicos, Universitat Jaume

Beily M.E. (2015) Caracterización de efluentes de cerdo con énfasis en su biodegradabilidad anaeróbica, Argentina and its potential, 1st ed, Methods in Enzymology. Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385112-3.00016-0>

Bertola N. & Contreras E. (2007) Análisis de reactores biológicos

- Bres P. (2019) Optimización de la digestión anaerobia
- Briseño L., (2017). Producción de biogás a través de una codigestión de residuos sólidos y semisólidos: hacia una planta centralizada de biogás para la generación de energía.
- Campos E. & Flotats X. (2004) Procesos biológicos: La digestión anaerobia y el compostaje
- Cardoso M., Escalante V., Ramírez M., Tomasini A. (2021). Guía para el tratamiento de las aguas residuales porcinas. SEMARNAT.
<https://doi.org/10.24850/b-imta-2021-01>
- Casas L. & Barrera I., (2021). Revalorización de residuos agroindustriales: Caso Jalisco
- Castells XE. 2005. Tratamiento y valorización energética de residuos.
- Castro A., de Miguel S., Garetto T. Sad M. (2020) Reactores Químicos
- Chen, Y., Cheng, J.J., Creamer, K.S. 2008. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. Bioresource Technology.
- Chiva S., Berlanga J.G., Martinez R., Climent J. (2018). Depuración de aguas residuales: digestión anaerobia
- Colos A. (2015). Relación entre el potencial bioquímico de metano y la actividad enzimática medida con la técnica de Miller en inóculos anaerobios de purín de vacuno.
- CONAGUA. (2017). Guía técnica para el manejo y aprovechamiento de biogás en plantas de tratamiento de aguas residuales. Programa de aprovechamiento energético de residuos urbanos en México.
- CONAGUA. (s.f.). Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento. Diseño de Plantas de Tratamiento de Aguas Residuales Municipales: Reactores Anaerobios de Flujo Ascendente

Coombs, J. (1990). The present and future of anaerobic digestion, in anaerobic digestion: a waste treatment technology. Ed. Wheatley A. Critical Reports on Applied Chemistry. Elsevier applied science LTD 31, 93 - 138.

Coombs,J. (1990). The present and future of anaerobic digestion. En Wheatley, A. Ed. Anarobic Digestion: a Waste Treatment Technology. Critical Reports on Applied Chemistry, Volume 31. Elsevier Science, pp 1-42.

Cornejo E. (2012). Producción de biogás a nivel de laboratorio, utilizando estiércol de ganado vacuno y residuos agroindustriales (torta de piñón cascarilla de arroz y rumen de ganado vacuno) en la E.E.A. El Porvenir-Distrito de Juan Guerra). T

Corrales L., Antolínez D., Bohórquez J., Corredor A., (2015). Bacterias anaerobias: bacterias que realizan y contribuyen a la sostenibilidad en el planeta

Daza B., Salas D., Vargas A., (2019). Actividad metanogénica de lodos procedentes de Villacencio, Busbanza y Boyacá

De Lemos, C.,2007, Anaerobics Reactors. In: Biological wastewater treatment series.

Deublein, D., Steinhauser, A., 2011. Biogas from waste and renewable resources: an introduction. John Wiley & Sons.

EPA. (1999). Wastewaterm Technology Fact Sheet, Sequencing Batch Reactors. Estraído de https://www3.epa.gov/npdes/pubs/sbr_new.pdf

Fernández J. (2008). Agro energética un motor de desarrollo sostenible

Ferry, J.G. (1992). "Biochemistry of Methanogenesis". Critical Reviews in Biochemistry and Molecular Biology"

Flotats, X, Campos, E., Bonmatí, A. (1997) Aprovechamiento Energético de Residuos ganaderos

Flotats, X. (2010). Biogás y gestión de deyecciones ganaderas.

Fundación Naturgy. (s.f.) Gases renovables: tecnologías, usos y beneficios. Bloque 1. Introducción al biogás

Global Warming Potential Values recuperado de
https://ghgprotocol.org/sites/default/files/ghgp/Global-Warming-Potential-Values%20%28Feb%2016%202016%29_1.pdf

González L. (2015). Evaluación de un sistema de codigestión anaerobia de residuos agropecuarios

González M., Pérez S., Wong A., Bello R., Yañez G. (2014). Residuos agroindustriales con potencial para la producción de metano mediante la digestión anaerobia. Elsevier

González V. (2010) Energía Mareomotriz

Grau M., (1999) Estudio del comportamiento de reactores discontinuos y semicontinuos: modelización y comprobación experimental

Hansen, K., Angelidaki, I., Ahring, B.K. (1998). Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia. Water Research

Hussain, A., Dubey, S.K., 2017. Specific methanogenic activity test for anaerobic degradation of influents. Appl. water Sci. 7, 535–542

Iborra M., Tejero J., Cunill F., (2013). Reactores Multifásicos, Apuntes

IDAE. 2001. Energía de la biomasa. instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía.

Jørgensen, P. J. 2009. Biogas green energy: process-design-energy supply-environment. Faculty of Agricultural Sciences, Aarhus University, 2nd edition. Denmark, pp. 4-14.

Khanal, S.K., 2008. Anaerobic Biotechnology for Bioenergy Production Anaerobic

Kumar, A. K., Sharma, S., 2017 Recent Updates on different methods of pretreatment of lignocellulosic feedstocks: a review. Bioresour. Bioprocess. 4.
<https://doi.org/10.1186/s40643-14079>.

Lluminiquinga S., (2018) Evaluación de la eficiencia de la producción de biogás a partir de lodos y grasas residuales de la industria Tecopesca mediante codigestión anaerobia.

Lucas A., Del Peso C, Rodríguez E., Sanz E., Sánchez M. (2012). BIOMASA, BIOCOMBUSTIBLES Y SOSTENIBILIDAD.

Mandujano P., (2001) Digestión anaerobia de sólidos en alta concentración.

Manobanda S. D. & Heras V.A. (2015). Cuantificación de metano utilizando la técnica de actividad metanogénica específica en lodos provenientes de la planta de tratamiento de aguas residuales de Ucumbamba. Ecuador

Mao, C., Feng, Y., Wang, X., Ren, G., 2015. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 45, 540–555.
<https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.032>

Margarit J (Coord). 2011. Evaluación del potencial de energía de la biomasa. Estudio Técnico PER 2022-2020.

Márquez M., & Martínez S. (2011). Reactores anaerobios de flujo ascendente (RAFA'S O UASB). Antología.

Martínez A. (2013). Optimización de la producción de metano a partir de la codigestión anaerobia de residuos orgánicos.

Martínez A. (2013). Optimización de la producción de producción de metano a partir de la codigestión anaerobia de residuos orgánicos.

Meegoda, J.N., Li, B., Patel, K., Wang, L.B., 2018. A review of the processes, parameters,

México. Instituto nacional de ecología y cambio climático (2018). Inventario de emisiones.

MINENERGIA / PNUD / FAO / GEF (2011). Manual de biogás

Mora C. B., (2017). desarrollo de la tecnología bmp para ensayos de codigestión anaerobia de residuos agroalimentarios con fangos mixtos de edar.

Mora. C., (2017). Desarrollo de la tecnología BMP para ensayos de codigestión anaerobia de residuos agroalimentarios con fangos mixtos de EDAR.

Myhre, G., D. Shindell, F.-M. Bréon, W. Collins, J. Fuglestedt, J. Huang, D. Koch, J.-F. Lamarque, D. Lee, B. Mendoza, T. Nakajima, A. Robock, G. Stephens, T. Takemura and H. Zhang, (2013). Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.

Nava L., Gasperín R., Duran A., (2013). Comparación de un reactor de biomasa suspendida y un reactor de biomasa adherida para la biodegradación de compuestos tóxicos presentes en aguas residuales de refinerías de petróleo.

Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. (2019). guía teórico-práctica sobre el biogás y los biodigestores

Osorio g. (2014) Estudio de la influencia del tiempo de retención celular sobre la reducción de materia orgánica carbonácea y nitrógeno en una nueva configuración del sistema de estabilización por contacto tratando agua residual doméstica

Payva P.F. (2016). Propuesta de aprovechamiento del biogás obtenido a partir del tratamiento de las aguas residuales generadas en la empresa Rico Cerdo F&G S.A.C., para su uso como biocombustible en los sistemas de calefacción de las áreas de maternidad.

Pichs R. (2011) - Tendencias energéticas mundiales

Quiroga, G., 2014. Codigestión anaerobia de residuos ganaderos con residuos urbanos e industriales

Ramos J. (2014). Producción de biogás a partir de biomasa de la microalga *Scenedesmus* sp. Procedente de diferentes procesos. Tesis doctoral.

Red de Compostaje Española. (2016). De residuo a recurso, Ingeniería de biotransformación de la materia orgánica.

Romero S. (2010). APROVECHAMIENTO DE LA BIOMASA COMO FUENTE DE ENERGÍA ALTERNATIVA A LOS COMBUSTIBLES FÓSILES

Rosales C. (2019). Diseño de un Tanque UASB para el Tratamiento de Aguas Residuales en la Universidad Estatal del Sur de Manabí del Cantón Jipijapa. Tesis

Rudnick H. (2012). ENERGÍA EÓLICA, LA GENERACIÓN EÓLICA

S. G. Pavlostathis & E. Giraldo-Gomez (1991): Kinetics of anaerobic treatment: A critical review, Critical Reviews in Environmental Control.

SAGARPA. (2017). Planeación Agrícola Nacional 2017-2030

Santoyo E. y Barragán M. (2010). Energía geotérmica.

Schink, B., (1997). "Energetic of syntrophic cooperation in methanogenic degradation." Microbiol. Mol. Biol.Rev. 61, pp.262-280.

Secretaria de energía portal digital: <https://www.gob.mx/sener>

Servicio de Información Agroalimentaria y Pesquera (SIAP). 2023. Anuario Estadístico de la Producción Ganadera. Sitio web:

<https://nube.siap.gob.mx/cierrepecuario/>

Sossa J.J., Álvarez R., (2016) Modelación matemática del proceso de digestión anaerobia en condiciones de clima frio utilizando biodigestores tubulares.

Torrecilla A., (2021). Potencial de distintos residuos orgánicos para la producción de biogás vía digestión y cogestión anaerobia

Torres P., Pérez A. (2010) Actividad Metanogénica Especifica: Una Herramienta de Control y Tratamiento Anaerobio de Aguas Residuales

Varnero M.T., (2011). Manual de biogás.

Vasquez J., Vargas G., (2018). Aprovechamiento de lodos planta de tratamiento de aguas residuales municipio de Funza, como insumo de cultivo y mejoramiento del suelo. Tesis

Vivanco E., Yaya R., Chamy R., (2007). Manual técnico sobre tecnologías biológicas anaerobias aplicadas a tratamiento de aguas y residuos industriales

Weber B., Rojas M., Torres M., Pampillon L. (2012). Producción de Biogás en México. Estado actual y perspectivas.

Weber, B. (2012). Producción de Biogás en México.

APENDICES



Figura 15. Determinación de DQO.

Fuente de consulta: *elaboración propia.*



Figura 16. Determinación de Solidos Suspendidos.

Fuente de consulta: *elaboración propia*



figura 17. Matraz Kjeldahl con muestra.

Fuente de consulta: *elaboración propia*

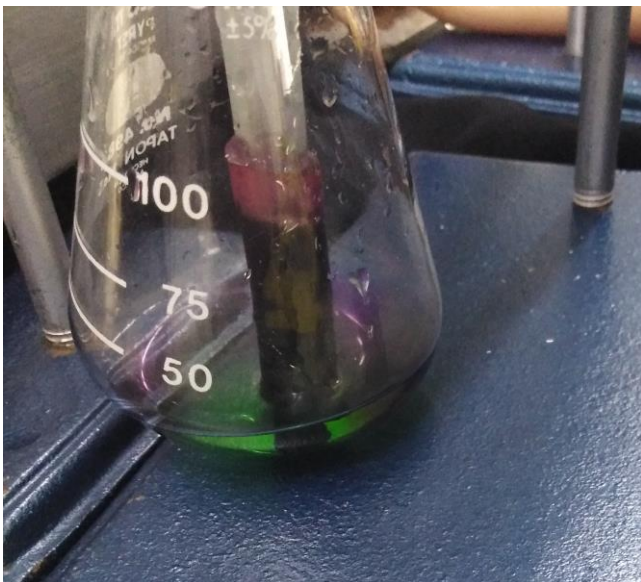


Figura 18. Matraz Erlenmeyer con solución indicadora de ácido bórico

Fuente de consulta: *elaboración propia*



Figura 19. Montaje del experimento MBP.

Fuente de consulta: *elaboración propia*