



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
INGENIERÍA AMBIENTAL – RESIDUOS SÓLIDOS

POTENCIAL DE GENERACIÓN DE BIOGÁS DE LA CODIGESTION ANAEROBIA DE
RESIDUOS SÓLIDOS ORGÁNICOS URBANOS CON ACEITE COMESTIBLE USADO

TESIS,
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRA EN INGENIERÍA

PRESENTA:
Q.A. Irazema Alcántar González

TUTOR PRINCIPAL
Dr. Alfonso Durán Moreno, Facultad de Química

COMITÉ TUTOR
Dr. Enrique César Valdez, Facultad de Ingeniería
Dr. Germán Buitrón Méndez, Instituto de Ingeniería

MÉXICO, D. F. OCTUBRE 2014

JURADO ASIGNADO:

Presidente: Dr. Buitrón Méndez Germán
Secretario: Dr. Moreno Andrade Iván
1er. Vocal: Dr. César Váldez Enrique
2do. Vocal: Dra. Moeller Chávez Gabriela Eleonora
3er. Vocal: Dr. Durán Moreno Alfonso

Lugar o lugares donde se realizó la tesis:
Laboratorio 301, Conjunto E. Facultad de Química, UNAM.

TUTOR DE TESIS:

Dr. Alfonso Durán Moreno

FIRMA

AGRADECIMIENTOS

- A CONACYT (Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología) por los recursos recibidos a través de la beca otorgada durante el curso de la Maestría, así como al GDF (Gobierno del Distrito Federal) por su contribución como parte del proyecto FORDECYT 174710 "Generación de un sistema piloto de tratamiento de residuos sólidos orgánicos municipales (RSOM)" .
- Al Dr. Alfonso Durán Moreno por la oportunidad y los recursos otorgados para realizar mi proyecto de tesis y por el apoyo y la dirección brindados durante mi estancia en la Torre de Ingeniería, UNAM y en el Laboratorio 301 del Conjunto E, Facultad de Química.
- A los doctores Germán Buitrón Méndez y Enrique César Valdéz por su valiosa y oportuna contribución recibida durante las evaluaciones semestrales y en la revisión final de mi proyecto de tesis.
- Al Dr. Iván Moreno Andrade por su valiosa aportación en la revisión de mi trabajo escrito y por participar como parte de mi jurado. Del mismo modo, agradezco a la Dra. Gabriela Moeller Chávez, por el tiempo invertido en la revisión y evaluación de mi tesis y por participar como parte de mi jurado.
- Al Maestro Sergio Adrian García por su valiosa asesoría y apoyo brindado durante la realización de este proyecto.
- A la Doctora Martha Roa y a la maestra Julieta Sandoval por sus comentarios y ayuda recibida.
- A mis compañeros y colegas del Laboratorio 301, por el equipo de trabajo que formamos y la convivencia y camaradería siempre necesaria.
- A mis padres y hermanos por el amor y apoyo recibido siempre, especialmente a mi mamá y su amor y apoyo incondicional y reconfortante. Hermanos los quiero y admiro mucho, gracias por todo.



DEDICATORIA

Cuando finalice mis estudios de Licenciatura, estuviste muy cerquita de mí compartiendo alegrías y cansancios para lograr concluir tan importante etapa, hoy seguimos compartiendo esas alegrías y a pesar de que ahora eres incansable, estoy muy agradecida contigo porque de nueva cuenta concluyo otra etapa importante en mi vida, que no estoy segura de haberla iniciado sino estuvieras aquí, te quiero hija.



Contenido

1	INTRODUCCIÓN	13
	GENERACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS...	13
	DIGESTIÓN ANAEROBIA	14
	CO-DIGESTIÓN ANAEROBIA	15
2	OBJETIVO GENERAL	17
2.1	Objetivos particulares	17
2.2	Alcances	17
3	ANTECEDENTES	18
3.1	SISTEMA DE GESTIÓN INTEGRAL DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	18
3.2	TRATAMIENTO AEROBIO	20
3.3	TRATAMIENTO ANAEROBIO	23
3.3.1	Etapas de la digestión anaerobia.....	23
	Hidrólisis.....	24
	Acidogénesis.....	27
	Acetogénesis.....	28
	Metanogénesis	29
3.3.2	Condiciones del proceso	31
3.3.3	Factores inhibitorios	32
3.3.4	Parámetros de operación.....	33
3.4	CO-DIGESTIÓN ANAEROBIA.....	34
3.4.1	tratamiento de residuos de aceite comestible empleando el proceso de co-digestión anaerobia	35
3.4.2	Composición de las grasas	39
3.4.3	Mecanismo de digestión anaerobia de grasas	40
3.4.4	Factores inhibitorios en la digestión anaerobia de grasas	42
3.5	PRUEBA DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO	43
4	METODOLOGÍA	45
4.1	OBTENCIÓN DE SUSTRATOS E INÓCULO	46



4.2	CARACTERIZACIÓN DE LAS MUESTRAS.....	47
4.3	PRUEBA DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO	49
4.3.1	PRUEBAS EN DISCONTINUO	50
4.3.2	PRUEBA EN CONTINUO A NIVEL LABORATORIO	52
5	RESULTADOS	55
5.1	CARACTERIZACIÓN DE LOS SUSTRATOS E INÓCULO	55
5.2	PRUEBA DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO	57
5.2.1	RELACIÓN SUSTRATO-MICROORGANISMO	58
5.2.2	PRUEBA DE CO-DIGESTIÓN POR LOTES.....	59
5.2.3	PRUEBA DE CO-DIGESTIÓN EN SEMICONTINUO	61
6	CONCLUSIONES	67
7	REFERENCIAS	68



INDICE DE TABLAS

TABLA 1.	RENDIMIENTO TEÓRICO DE METANO (WILKIE, 2008)	16
TABLA 2.	COMPARACIÓN DEL PROCESO DE COMPOSTAJE AEROBIO Y EL PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA PARA EL TRATAMIENTO DE FORSU (ADAPTADO DE TCHOBANOGLIOUS, 1993)	19
TABLA 3.	CONSIDERACIONES PARA EL PROCESO AERÓBICO DE COMPOSTAJE (ADAPTADO DE TCHOBANOGLIOUS, 1993)	20
TABLA 4.	PLANTAS DE COMPOSTA EXISTENTES EN EL PAÍS EN 2012 (INECC-SEMARNAT, 2012)	22
TABLA 5.	GRUPOS DE ENZIMAS HIDROLÍTICAS Y SUS FUNCIONES (SCHNÜRER, 2009)	25
TABLA 6.	REACCIONES EN LA ETAPA DE ACETOGÉNESIS (DEUBLEIN Y STEINHAUSER, 2008).	29
TABLA 7.	PROCESOS DE CO-DIGESTIÓN DE RESIDUOS RICOS EN GRASA	38
TABLA 8.	PORCENTAJE DE LOS PRINCIPALES AGCL EN GRASAS DE DIFERENTES FUENTES Y MATERIAS PRIMAS.....	40
TABLA 9.	CONCENTRACIONES INHIBITORIAS DE AGCL PARA EL PROCESO ANAEROBIO.....	43
TABLA 10.	SITIOS DE MUESTREO	46
TABLA 11.	PARÁMETROS EVALUADOS PARA LA CARACTERIZACIÓN DE LOS SUSTRATOS	48
TABLA 12.	PARÁMETROS EVALUADOS EN LA CARACTERIZACIÓN DEL INÓCULO.....	49
TABLA 13.	DISEÑO DE LA PRUEBA DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO PARA LA RELACIÓN SUSTRATO-MICROORGANISMO EN TÉRMINOS DE SÓLIDOS VOLÁTILES.....	49
TABLA 14.	COMPOSICIÓN DE LOS TRATAMIENTOS EN LA PRUEBA DE PBM DEL PROCESO DE CO-DIGESTIÓN FORSU:ACU.....	51
TABLA 15.	CUANTIFICACIÓN DE VARIABLES DE INTERÉS.....	54
TABLA 16.	RESULTADOS DEL ANÁLISIS FÍSICOQUÍMICO DE LA FORSU.....	55
TABLA 17.	RESULTADOS DE LA CARACTERIZACIÓN DEL RESIDUO DE ACEITE COMESTIBLE USADO.....	57
TABLA 18.	RESULTADOS DE LA CARACTERIZACIÓN DEL INÓCULO.....	57
TABLA 19.	ANÁLISIS DE PH Y ALCALINIDAD	59
TABLA 20.	EVALUACIÓN DE EFLUENTES DE LA PRUEBA DE PBM DEL PROCESO DE CO-DIGESTIÓN.	61



TABLA 21.	ALIMENTACIÓN DE RESIDUOS DE ACEITE POR PULSOS Y EN RÉGIMEN SEMICONTINUO	63
TABLA 22.	PARÁMETROS DE OPERACIÓN Y PROCESO DE LA CO-DIGESTIÓN ANAEROBIA DE FORSU Y RESIDUOS DE ACEITE VEGETAL USADO.	65
INDICE DE FIGURAS		
FIGURA 1.	COMPOSICIÓN POR TIPO DE RESIDUO DE LOS RSU	18
FIGURA 2.	CATEGORÍA DE RESIDUOS PARA SU VALORIZACIÓN().....	19
FIGURA 3.	ETAPAS DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA Y MICROORGANISMOS QUE INTERVIENEN EN CADA ETAPA. BACTERIAS FERMENTATIVAS 1, BACTERIAS ACETOGÉNICAS PRODUCTORAS DE HIDRÓGENO 2, BACTERIAS ACETOGÉNICAS CONSUMIDORAS DE HIDRÓGENO 3, ORGANISMOS METANOGÉNICOS REDUCTORES DE DIÓXIDO DE CARBONO 4, ORGANISMOS METANOGÉNICOS ACETOCLÁSTICOS 5. MODIFICADO DE (PAVLOSTATHIS Y GIRALDO GÓMEZ, 1991).....	24
FIGURA 4.	ETAPAS DE LA HIDRÓLISIS ENZIMÁTICA (ADAPTACIÓN DE BATSTONE, 2011).	25
FIGURA 5.	DIFERENTES RUTAS DE PRODUCCIÓN DE METANO, A (ACETOTRÓFICA) Y B (HIDROGENOTRÓFICA).	29
FIGURA 6.	ESQUEMA DE LA ESTRUCTURA DE LOS LÍPIDOS. (ADAPTADO DE MASSON, 1994)	39
FIGURA 7.	ESQUEMA GENERAL DE LA METODOLOGÍA EXPERIMENTAL	46
FIGURA 8.	COMPONENTES DEL AMPTS II, EQUIPO AUTOMATIZADO PARA LA PRUEBA DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO. (A) BAÑO DE AGUA CON REACTORES, (B) FRASCOS CON NAOH 3N, (C) DISPOSITIVO CON CELDAS MULTIFLUJO.	50
FIGURA 9.	DISPOSITIVOS DEL EQUIPO DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO MANUAL (A) BOTELLAS CON SEPTO EN INCUBADORA, (B) PROBETAS INVERTIDAS CON NAOH 3N	51
FIGURA 10.	REACTORES ANAEROBIOS EN SERIE, CONECTADOS A UN RECIRCULADOR.....	53
FIGURA 11.	(A) TAPA Y (B) BASE DEL REACTOR ANAEROBIO.....	54
FIGURA 12.	RESULTADOS COMPARATIVOS DE LA CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA DE LAS MUESTRAS EMPLEADAS DURANTE EL DESARROLLO DEL TRABAJO EXPERIMENTAL. (A) HUMEDAD (%), (B) ST, SV Y SF, (C) DQO Y DBO, (D) N-K, COD Y PT, (E) GRASAS, PROTEÍNAS, CARBOHIDRATOS Y FIBRAS.	56
FIGURA 13.	GENERACIÓN DE METANO EN LA PRUEBA DE PBM PARA OBTENER LA RELACIÓN SUSTRATO/MICROORGANISMO.	58



FIGURA 14.	PRODUCCIÓN DE METANO EN LA PRUEBA DE PBM PARA EL PROCESO DE CO-DIGESTIÓN FORSU:GRASA	59
FIGURA 15.	PRODUCCIÓN DE METANO (NML CH ₄) CON DIFERENTES CARGAS ORGÁNICAS (KG _{SV} /M ³ D)	62
FIGURA 16.	ESTRATEGIA DE ALIMENTACIÓN DEL CO-SUSTRATO (RESIDUOS DE ACEITE COMESTIBLE) AL PROCESO DE CO-DIGESTIÓN CON RESIDUOS SÓLIDOS ORGÁNICOS URBANO.	64
FIGURA 17.	MONITOREO DE LA RELACIÓN ALFA (A), PH (B), Y RELACIÓN TAMPÓN (C) DURANTE EL MONITOREO DEL PROCESO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA.	66

GLOSARIO DE ABREVIATURAS

SIGLA	SIGNIFICADO
ACU	Aceite comestible usado
AGCL	Ácido graso de cadena larga
AGV	Ácido graso volátil
AMPTS	Automatic Methane Potential Test System
ATP	Adenosin trifosfato
C/N	Relación carbono-nitrógeno
CO	Carga orgánica
D	Días
DA	Digestión anaerobia
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno
DQO	Demanda química de oxígeno
FORSU	Fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos
Kg	Kilogramo
m ³	Metro cúbico
N-K	Nitrógeno Kjeldahl
PBM	Potencial bioquímico de metano
PT	Fósforo Total
PTAR	Planta de tratamiento de aguas residuales
Q	Flujo
Rpm	Revoluciones por minuto
RSU	Residuos sólidos urbanos
S/X	Relación sustrato/microorganismo
SF	Sólidos Fijos
ST	Sólidos totales
SV	Sólidos volátiles
THR	Tiempo de retención hidráulico
UASB	Upflow Anaerobic Sludge Blanket



GLOSARIO DE SIGLAS

ANSA	Acuerdo Nacional para la Salud Alimentaria
ANIAME	Asociación Nacional de Industriales de Aceites y Mantecas Comestibles, A. C.
DGGMAR	Dirección General de Gestión de Materiales y Actividades Riesgosas
INECC	Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático
SAGARPA	Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación
SEMARNAT	Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales
SENER	Secretaría de Energía
SIAP	Servicio de Información Agroalimentarias y Pesquera



Resumen

El tratamiento biológico de los residuos sólidos urbanos mediante el proceso de digestión anaerobia es una alternativa para disminuir el impacto ambiental provocado por la disposición final de estos residuos en rellenos sanitarios. El biogás, producido por la degradación de la materia orgánica, es una mezcla de gases compuesta principalmente de metano (55-70%) y dióxido de carbono (30-45%). Entre otros factores el rendimiento de metano depende principalmente del tipo de sustrato que se trate en el proceso, por ello la combinación de 2 o más sustratos puede promover un sinergismo y producir un incremento en la producción de biogás.

Este trabajo tiene como objetivo evaluar la influencia de los residuos de aceite comestible usado (ACU) en el proceso de co-digestión anaerobia con la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU), considerando que los residuos de grasa son un sustrato valioso para el tratamiento anaerobio debido a su alto potencial teórico de metano.

Se determinaron las características físicas y químicas de los sustratos e inóculo, para conocer sus aportes para la biomasa anaerobia, posteriormente se realizó una prueba de potencial bioquímico de metano para determinar la relación sustrato-microorganismo, y se seleccionó aquella que generó la mayor producción de metano. La relación seleccionada fue 0.5. En la siguiente etapa, se realizaron pruebas de potencial bioquímico de metano en discontinuo, empleando 5 diferentes relaciones de FORSU:ACU, A) 1:0, B) 6:1, C) 2:1, D) 1:1, E) 0:1 respectivamente, en reactores de 250 mL de capacidad, a partir de esta prueba se eligió la relación de sustratos con la que se obtuvo la mayor producción de metano para utilizarla en un reactor semicontinuo de 5L completamente mezclado, en la prueba digestión anaerobia húmeda con un 10% de sólidos totales y bajo condiciones mesofílicas ($35 \pm 2^\circ\text{C}$). Como parte del monitoreo diario del reactor anaerobio, se determinó el pH, alcalinidad, la remoción de sólidos volátiles y la DQO, asimismo se realizó el análisis cuantitativo de los ácidos grasos volátiles generados durante el proceso de digestión anaerobia. Con base en este análisis se estableció una estrategia de alimentación de los residuos de aceite comestible usado, para evitar la inhibición del proceso de co-digestión. Para las pruebas de digestión anaerobia se utilizaron lodos granulares anaerobios como inóculo.

Las muestras de FORSU utilizadas para las pruebas de digestión anaerobia por lotes y en proceso semicontinuo, provienen de diferentes estaciones de transferencia ubicadas en la Ciudad de México y el estado de Morelos, se seleccionaron de acuerdo a la relación carbono-nitrógeno que presentaron que en promedio fue de 36.1 ± 2.6 .

Durante la prueba por lotes, se observó la mayor producción de metano ($0.750 \text{ LCH}_4/\text{gSV}$ alimentado) con la relación 2:1 de los sustratos (FORSU:ACU), que en términos de porcentaje de sólidos volátiles se tiene FORSU 70% Y ACU 30%. Por el contrario, la relación 0:1 presentó un periodo de latencia prolongado respecto al resto de los tratamientos, esto debido a la aclimatación de los lodos al único sustrato alimentado, siendo el aceite comestible usado. El tratamiento que tenía FORSU como única fuente de carbono generó $0.557 \text{ LCH}_4/\text{gSV}$ alimentado.

La prueba en semicontinuo en el reactor anaerobio, se monitoreo durante 154 días, los primeros 80 días corresponden a la estabilización del proceso de digestión anaerobia, obteniendo una producción de $0.377 \text{ LCH}_4/\text{gSV}$ alimentado, empleando una carga orgánica inicial de $3.5 \text{ kgSV}/\text{m}^3\text{d}$ e incrementándola a 4,



posteriormente se disminuyó hasta $1.6 \text{ kgSV/m}^3\text{d}$ debido a una inhibición del proceso, para emplear finalmente una carga de $2 \text{ kgSV/m}^3\text{d}$ para el proceso de co-digestión anaerobia, donde se obtuvo una producción de metano igual a $0.402 \text{ L}_{\text{CH}_4}/\text{g}_{\text{SV}}$, lo que representa un incremento 6.2% con respecto al proceso de digestión anaerobia utilizando FORSU como única fuente de carbono.



1 Introducción

GENERACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

La generación de residuos sólidos urbanos (RSU) se incrementa en México en promedio 2.3% anual (SENER, 2012). El Estado de México ocupa el primer lugar en la generación de residuos con casi 19 mil toneladas diarias y el Distrito Federal es la segunda entidad con mayor generación de RSU a nivel nacional con más de 13 mil toneladas diarias Base de Datos Estadísticos - Badesniarn (SEMARNAT, 2013). Respecto al tipo de residuos generados, aproximadamente el 52.44% corresponde a la fracción orgánica, los residuos de papel, cartón y productos de papel representan el 13.83%, los plásticos un 10.89%, vidrio 5.88%, metales como aluminio 1.7%, metales ferrosos 0.62%, y otros como residuos finos, pañal desechable, etc. representan aproximadamente el 12.11%.

La SEMARNAT reporta que en el 2012 cerca del 75% de los RSU generados a nivel nacional se depositaron en sitios controlados, el 25% restante corresponde a la disposición en sitios no controlados y al reciclaje de los mismos, esta última actividad puede ser consecuencia de la pepena en estos sitios y de la separación en fuente por parte de los generadores que dirigen los residuos a centros de acopio o debido a la separación que se hace en los contenedores o vehículos de recolección.

Debido al depósito permanente de residuos sólidos orgánicos en los sitios de disposición final, los procesos de biodegradación de estos residuos provocan la formación o liberación de diversos compuestos químicos que pueden contaminar el agua, aire y suelo del medio circundante, en el caso de la fracción orgánica de los RSU la degradación de estos residuos se lleva a cabo principalmente en condiciones anaerobias lo que genera cantidades significativas de biogás y lixiviados (Robles, 2005). En el 2010, se estimó una generación anual nacional de CH₄ de 166,716 Toneladas de equivalente de CO₂ (SEMARNAT, 2013) y la disposición final de los RSU en rellenos sanitarios, rellenos de tierra controlados y sitios no controlados, contribuyó con el 13.26 % de las emisiones totales de metano, CH₄.

La situación descrita plantea la necesidad de integrar tecnologías que permitan valorizar los RSU, proporcionando un tratamiento adecuado con el que se logre la disminución de su impacto ambiental adverso, además de promover beneficios económicos y sociales.

Una de las alternativas de aprovechamiento de los RSU, consiste en la obtención de energía renovable a partir del tratamiento de los mismos. La bioenergía utiliza materia orgánica como energético; empleando la combustión directa o la conversión de materia orgánica de desecho en combustible gaseoso como el biogás o líquidos como bioetanol o biodiesel (Torres, 2006), considerando que de los RSU generados, la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) representa aproximadamente el 50% de la generación de los RSU, la generación de energía a partir de estos residuos puede llegar a ser una opción viable de tratamiento final de estos residuos.

El proceso de digestión anaerobia es usado a nivel mundial y desde hace muchos años, el impulso de su aplicación se debe a la factibilidad que tiene para cubrir diferentes necesidades



como la escasez de combustibles a través de la obtención de fuentes de energía renovables, por otra parte también los criterios medioambientales han tenido influencia en la aplicación de esta tecnología, ya que a través del tratamiento de los residuos se logra la disminución de las emisiones de gases de efecto invernadero y al mismo tiempo la reducción de los residuos generados.

En México, la obtención de energía eléctrica a partir de biogás proviene principalmente de sistemas de captación en rellenos sanitarios, así como de biodigestores que utilizan los desechos orgánicos producidos por los animales en las granjas porcinas, establos lecheros y corrales de engorda, y finalmente de las plantas de tratamiento de aguas residuales cuyo sistema permite obtener biogás a partir del tratamiento anaerobio de las mismas (SENER, 2012).

DIGESTIÓN ANAEROBIA

La Digestión Anaerobia (DA) es un proceso que permite convertir gran diversidad de residuos, como residuos vegetales, estiércol, efluentes de la industria alimentaria y fermentativa, de la industria papelera y de algunas industrias químicas, en subproductos útiles (Varnero M. , 2011) y es a partir de la biodegradabilidad de estos residuos que se puede recuperar energía mediante la obtención de biogás, el cual es una mezcla de gases cuyos principales componentes son el metano (55-70%) y el dióxido de carbono (30-45%) (Kossman *et al*, 1999). El impacto ambiental adverso de esta tecnología es limitado (Mata-Alvarez, 2000) y puede considerarse más adecuada en comparación con tecnologías de conversión termoquímica, como la combustión o la gasificación (Zhang *et al*, 2007).

Las aplicaciones del uso de biogás son similares a las del gas natural en estufas, lámparas o como combustible para motores, su composición depende del tipo de material biodegradable utilizado.

En un principio la digestión anaerobia tenía su principal aplicación en el tratamiento de aguas residuales de las industrias alimenticias, farmacéutica, del papel, por mencionar las principales, después se vislumbró que se podían tratar los residuos biológicos de los animales de granjas y posteriormente también se introdujeron a los digestores anaerobios residuos sólidos para potenciar la obtención del biogás (Deublein y Steinhauser, 2008), esta práctica ha ido en aumento debido a regulaciones más estrictas relacionadas con la disposición de residuos así como por la necesidad de encontrar nuevas fuentes de energía alternativas a combustibles fósiles (Esposito et al, 2012), es por ello que la amplia variedad de tratamientos anaerobios, se pueden clasificar en dos grandes grupos:

1) Los procesos destinados al tratamiento de aguas residuales y 2) los procesos orientados a la producción de energía. En general, el primer grupo involucra tecnología sofisticada que opera con bajos contenidos de sólidos, cargas altas y tiempos de retención de lodos más altos que los tiempos de retención hidráulicos. El segundo incluye a las plantas de digestión anaerobia cuyo objetivo es la producción de bioenergía, en este caso se utilizan reactores completamente mezclados o sin agitación y de diferentes configuraciones y diseño (Alves *et al*, 2009). Sin embargo, uno de los objetivos de las plantas de digestión anaerobia, es la estabilización de los residuos orgánicos y la redistribución de los nutrientes, más allá de la producción de energía.



Entre los países pioneros en la implantación de esta tecnología, se encuentran Alemania, China, e India y la ejecución de plantas de biogás está comenzando a desarrollarse en América Latina, en países como Argentina, Perú, Brasil, Chile y México por mencionar algunos. (Torres, 2006).

CO-DIGESTIÓN ANAEROBIA

Diferentes factores físicos y químicos intervienen en el desarrollo de la digestión anaerobia y en lo que respecta al sustrato empleado, varios residuos pueden ser objeto de tratamiento. Sin embargo, la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos constituye un sustrato útil para el proceso de digestión anaerobia, debido a su alta biodegradabilidad, la cual está determinada principalmente por el contenido de carbohidratos, proteínas y lípidos presentes, además de considerarse una materia prima de fácil adquisición dependiendo de la fuente de generación y volumen generado.

Una de las alternativas para incrementar la generación de biogás a partir de la digestión anaerobia de la FORSU es la co-digestión de este residuo con otro, de modo que se propicie un sinergismo y el equilibrio de nutrientes y humedad, evitando posibles inhibiciones del proceso (Mata-Alvarez *et al*, 2011). La co-digestión contribuye al mismo tiempo con el tratamiento simultáneo de diferentes residuos, reduciendo costos de operación y el volumen de residuos.

En este contexto, los residuos ricos en grasas, debido a su alto potencial de metano teórico (Martín González *et al*, 2010), pueden ser aprovechados como co-sustrato en el proceso de digestión anaerobia, como una fuente adicional de carbono en combinación con los carbohidratos (Peters, 2007), proporcionando de este modo una alternativa de tratamiento para este tipo de residuos.

Existen diferentes fuentes de generación de residuos de grasa, las cuales pueden ser tratadas en co-digestión con la FORSU, para generar biogás; por ejemplo, residuos de grasas y aceites provenientes del tratamiento de aguas residuales (Martín González *et al*, 2010), (Li *et al*, 2002), los subproductos de la producción de biodiésel como el glicerol crudo (Kolesarova *et al*, 2011), residuos de grasa provenientes de procesos de freído (Fernández *et al*, 2005), residuos de grasa generados en rastros y los derivados en la industria lechera, son utilizados en los procesos de generación de biogás (Schnürer, 2009).

Las grasas presentan un rendimiento mayor de metano en comparación con las proteínas y carbohidratos, como se observa en la Tabla 1, lo que sugiere que los residuos constituidos mayoritariamente de grasas, sean de gran valor o ideales para el proceso de digestión anaerobia. Sin embargo, las grasas pueden provocar problemas de estabilidad en el proceso, debido a la absorción de una capa delgada de grasa alrededor de las partículas de biomasa, provocando la flotación y el lavado de la misma biomasa (Palatsi *et al*, 2009) y la inhibición de los microorganismos como resultados de la adsorción de los ácidos grasos de cadena larga en la pared y membrana celular afectando el proceso metabólico de transporte.

En algunas plantas de biogás es una práctica común, la adición de grasas de forma discontinua, sin embargo, cuando esto se realiza de forma empírica puede provocar fallas en el sistema (Cavaleiro *et al*, 2009), por lo que es necesario determinar el tipo, la cantidad y frecuencia de adición de la grasa, así como el comportamiento del sistema frente a este sustrato.



Tabla 1. Rendimiento teórico de metano (Wilkie, 2008)

Componente	Rendimiento de metano (m ³ /kg _{sv})
Carbohidratos	0.35
Grasas	0.95
Proteínas	0.57

Con base en esta información se pretende emplear residuos de aceite comestible usado generados en un proceso de preparación de alimentos, como co-sustrato en el tratamiento de digestión anaerobia de la FORSU, para establecer las condiciones de operación del proceso de co-digestión como un tratamiento alternativo a estos residuos y determinar el potencial de generación de biogás.



2 Objetivo general

- Determinar la proporción adecuada de aceite comestible usado (ACU), empleado como co-sustrato en el proceso de digestión anaerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU), para incrementar la generación de biogás.

2.1 **OBJETIVOS PARTICULARES**

- Caracterizar muestras de FORSU y de ACU para establecer una relación entre la producción de biogás y el contenido de carbohidratos, proteínas y lípidos
- Determinar la relación FORSU:ACU que proporcione la mayor producción de biogás a partir de la prueba de potencial bioquímico de metano del proceso de co-digestión, para definir la composición de la alimentación de reactores semicontinuos a nivel laboratorio.
- Determinar el rendimiento de metano y la remoción de sólidos volátiles, en un reactor anaerobio a nivel laboratorio, funcionando bajo el principio de co-digestión FORSU:ACU.

2.2 **ALCANCES**

- Caracterizar la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos y los residuos de aceite comestible usado generado en un proceso de preparación de alimentos.
- Emplear diferentes relaciones de FORSU:ACU en la prueba de potencial bioquímico de metano para determinar la mayor producción de metano.
- Establecer la estrategia de adición de los residuos de aceite comestible en un reactor de digestión anaerobia a nivel laboratorio.
- Realizar el monitoreo y la evaluación de un reactor de digestión anaerobia a nivel laboratorio, empleando la relación FORSU:ACU, determinada en la prueba de potencial bioquímico de metano.

3 Antecedentes

3.1 **SISTEMA DE GESTIÓN INTEGRAL DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS**

La gestión integral de residuos debe representar un conjunto de estrategias que permita afrontar la problemática desde la generación creciente de los residuos sólidos en México hasta el tratamiento de los mismos, de modo que este mecanismo sea eficiente desde las perspectivas técnica y económica y a la vez socialmente equitativo (INE-SEMARNAT, 2006).

El enfoque principal actual en países en desarrollo sobre del manejo de los residuos es la disposición final de éstos, lo que provoca daños inminentes al medio ambiente. Considerando que se tiene actualmente vasta información acerca de tecnologías y métodos alternativos que se aplican para el tratamiento de los residuos, es necesario evaluar éstas opciones y adecuarlas conforme las características fisicoquímicas de los residuos que se generan, con la finalidad de valorizarlos y disminuir su impacto ambiental.

Es necesario conocer la composición de los residuos sólidos urbanos para evaluar el tipo de tratamiento al que pueden ser susceptibles y dimensionar de esta forma la infraestructura requerida, en la Figura 1 se observa la composición de los RSU generados a nivel nacional.

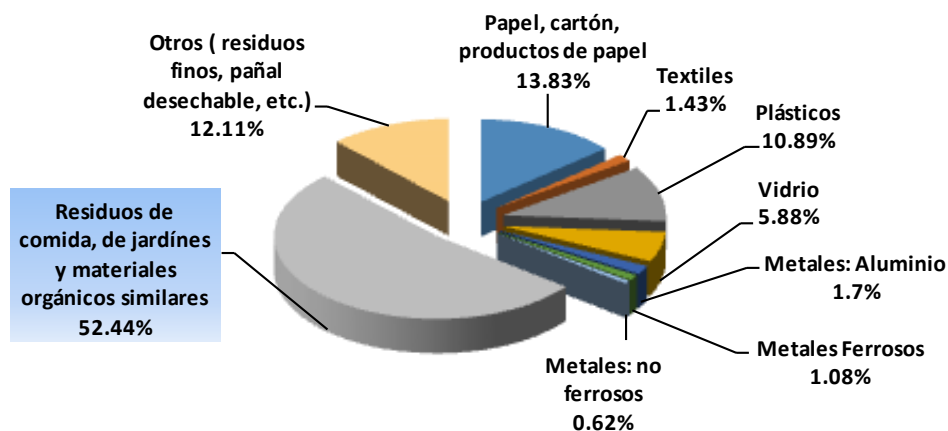


Figura 1. Composición por tipo de residuo de los RSU (elaboración propia a partir de SEMARNAT, 2013)

A partir de esta información se pueden clasificar los RSU por categoría en fracción susceptible de aprovechamiento, fracción orgánica y otros, Figura 2, para evaluar el tipo de manejo que se puede emplear en el tratamiento de los residuos y limitar así el volumen de residuos que se envía a disposición final. De este modo deben ser evaluadas las alternativas de Reducción, Reúso y Reciclaje (3R's) o recuperación del poder calorífico de manera ambientalmente adecuada (DGGMAR, 2014).

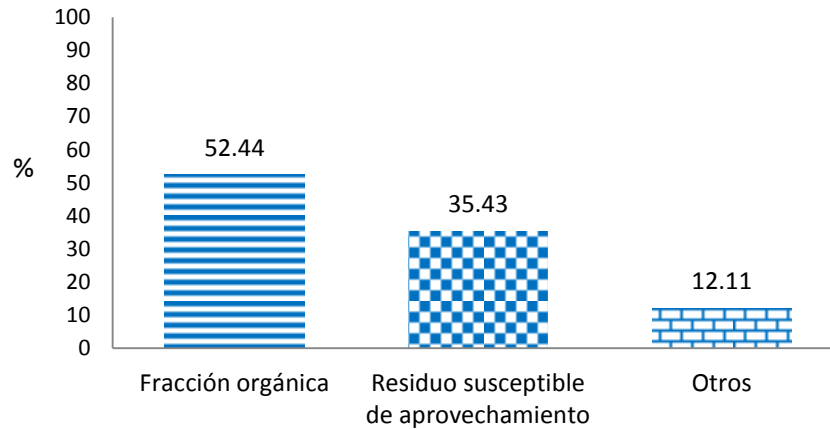


Figura 2. Categoría de residuos para su valorización (elaboración propia a partir de SEMARNAT, 2013, DGGMAR, 2014)

El reciclaje de los residuos es una forma de tratamiento enfocada a convertir un residuo en un producto útil y puede clasificarse en tratamiento físico, químico o biológico, de acuerdo a los cambios que se generan en el residuo.

Dentro del tratamiento físico se tiene la reducción de tamaño y de volumen, procesos de molido y prensado, respectivamente; el secado y la separación por medios mecánicos, el efecto de estos procesos no cambia la estructura química de los residuos. La combustión es el método químico más empleado y este proceso sí altera la estructura del residuo. El tratamiento biológico cambia la estructura química del residuo a través de seres vivos y según las condiciones en que se lleve a cabo se clasifica en aerobio y anaerobio (Rodríguez, 2006).

Considerando que más de la mitad de los RSU corresponde a la fracción orgánica, esta materia prima puede ser empleada en tratamientos biológicos, aprovechando su biodegradabilidad.

La realización del tratamiento anaerobio suele ser más compleja en comparación con el proceso aerobio, sin embargo, también ofrece ventajas como la recuperación de energía en forma de metano, CH₄. En la Tabla 2 se presentan algunas ventajas de estos tratamientos.

Tabla 2. Comparación del proceso de compostaje aerobio y el proceso de digestión anaerobia para el tratamiento de FORSU (adaptado de Tchobanoglous, 1993)

Característica	Proceso aerobio	Proceso anaerobio
Uso de energía	Consumidor neto de energía	Productor neto de energía
Producto final	Humus, CO ₂ , H ₂ O	Lodo, CO ₂ , CH ₄
Reducción de volumen	>50%	>50%
Tiempo de reacción	20-30 días	20-40 días
Objetivo principal	Reducción de volumen	Producción de energía
Objetivo secundario	Producción de composta	Reducción de volumen, estabilización de residuos



3.2 TRATAMIENTO AEROBIO

La composta es un material inodoro, estable y parecido al humus y se define como el producto de la degradación aerobia de residuos orgánicos (Rodríguez, 2006), tales como desechos de cocina y jardinería como, paja, ramas y hojas, así como residuos ganaderos como estiércoles y lodos. Este tratamiento se puede realizar a nivel doméstico o industrial.

Durante el tratamiento aerobio de los residuos participa un consorcio de microorganismos que está presente de forma natural en la mayoría de los residuos orgánicos (Pichtel, 2005).

- Las bacterias mesófilas prevalecen al inicio del proceso y tienen el mayor efecto en la descomposición de componentes biodegradables tales como proteínas, azúcares, lípidos.
- Las bacterias fijadoras de nitrógeno, captan el nitrógeno atmosférico para su incorporación a las células.
- Las especies de hongos presentes en el proceso, pueden tolerar ambientes con poca humedad mejor que las bacterias y algunas especies presentan requerimientos de nitrógeno inferiores a las bacterias e incluso pueden degradar materiales celulósicos y lignina.
- Los actinomicetes pertenecen a las bacterias y son organismos Gram positivos, de estructura vegetativa de tipo micelar. El género *Thermoactinomyces* produce esporas resistentes al calor, y la temperatura máxima de crecimiento es de 65-68°C. son activos en compostajes o abonos. Cuando abundan los compuestos simples son débiles competidores frente a bacterias y hongos, su participación aumenta cuando quedan materiales resistentes (Frioni, 1999). Estas especies degradan compuestos aromáticos, esteroides, fenoles, y otras moléculas complejas.
- Los macroorganismos como los rotíferos, nemátodos, ácaros, colémbolos, cochinillas, escarabajos y las lombrices de tierra, también participan en el proceso de compostaje reduciendo el tamaño de la materia prima cortando y moviendo el forraje, o cortando partículas de gran tamaño lo que produce mayor superficie de contacto y sitios para el ataque microbiano (Pichtel, 2005).

En la Tabla 3 se muestran las condiciones y requerimientos necesarios para el proceso de compostaje.

Tabla 3. Consideraciones para el proceso aerobio de compostaje (adaptado de Tchobanoglous, 1993)

Parámetro	Observaciones
Tamaño de partícula	25-75 mm
Relación carbono-nitrógeno	25-50
Inoculación	1-5 % peso de material en descomposición para acortar tiempo de reacción
Contenido de humedad	50—60%
Mezclado	Variable, depende del tipo de operación
Temperatura	50-55°C-primeros días 55-60°C resto del tratamiento >66°C reduce la actividad biológica



Control de patógenos	60-70°C (por 24 h.)
Aireación	Estimación teórica Suministro de oxígeno (concentración en aire de 50%)
Control de pH	7-7.5
Grado de descomposición	Indicadores: Medición de la caída de temperatura Capacidad de autocalentamiento Cantidad de materia orgánica biodegradable y resistente Potencial redox Consumo de oxígeno Crecimiento de la especie <i>Chaetomium gracilis</i> Prueba de yodo-almidón
Requerimiento de espacio	6000-8000 m ² / capacidad de 50 ton/d

Los usos finales de la composta son generalmente limitados y se enfocan al mejoramiento y remediación de suelos y al uso agrícola, en algunos casos también se emplea como material de cobertura para rellenos sanitarios (Tchobanoglous, 1993). En la Tabla 4 se enlistan las plantas de compostaje que operan actualmente a nivel nacional.



Tabla 4. Plantas de composta existentes en el país en 2012 (INECC-SEMARNAT, 2012)

Ubicación	Cap. instalada	Cap. de operación	Observaciones
Bordo Poniente	73000 ton/año	32120 ton/año	
Álvaro Obregón, DF	1836 ton/año	1836 ton/año	
Cuajimalpa, DF	1200 ton/año	960 ton/año	
Iztapalapa, DF	1838 ton/año	1127 ton/año	
Milpa Alta, DF	1380 ton/año	1380 ton/año	
Xochimilco, DF	1295 ton/año	446 ton/año	
55 plantas de composta a lo largo del país (no se cuenta con información sobre su ubicación)	ND	ND	Hojarasca que se genera por la poda de árboles y de césped, así como el empleo de residuo orgánicos de los comedores y el estiércol.
FONATUR, Benito Juárez. Quintana Roo	100 m ³ /día	15 m ³ /día	Lodos de tratamiento de aguas residuales y residuos orgánicos
Centro de Educación Ambiental Ecoguardas DF	ND	ND	
Centro de Educación Ambiental de Xochimilco DF	ND	ND	
Unidad Habitacional Nonoalco-Tlatelolco	ND	ND	
CU-UNAM, DF		24 m ³ /día	ramas, pasto y hojas
Aguascalientes, Ags.	2 ton/día	ND	
Querétaro, Qro.	ND	ND	
Cooperativa Orgánica del Centro Ecol. Akumal Quintana Roo	ND	ND	
Xcaret Quintana Roo	ND	ND	
Zacatepec de Hidalgo, Morelos	ND	ND	
Tepoztlán, Morelos	ND	ND	
Yautepec, Morelos	ND	ND	
Cuernavaca, Morelos	48 m ³ /día	24 m ³ /día	
Mérida, Yucatán	1,200 ton/año	ND	
Nicolás Romero. Edo. México	ND	ND	bioabono

ND: No disponible

El tratamiento anaerobio tiene diversas ventajas frente al proceso de compostaje, adicionalmente se requieren espacios más pequeños y el impacto ambiental es menor, (Nayono, 2010). Phong



describe un estudio comparativo de las emisiones de metano, óxido nitroso, amoníaco y equivalentes de dióxido de carbono, en relación a procesos de compostaje en pilas descubiertas y procesos de digestión anaerobia con biofiltros, determinando que los procesos de compostaje presentan emisiones de gases de efecto invernadero mayores a las generadas en el tratamiento anaerobio puesto que existen zonas libres de oxígeno que promueven la formación y liberación de gas metano adicional a la liberación de dióxido de carbono, por el contrario, en los procesos de digestión anaerobia se puede aprovechar el biogás generado realizando la captación de este gas, sin embargo los procesos de digestión anaerobia aunados a un post-tratamiento del digestato sólido, pueden generar un volumen mayor de gases de efecto invernadero en comparación con los procesos de compostaje (Phong, 2012).

3.3 **TRATAMIENTO ANAEROBIO**

La digestión anaerobia (DA) es un proceso biológico que se lleva a cabo en ausencia de oxígeno, y con la intervención de diferentes comunidades microbianas, a través de este tratamiento la fracción biodegradable de la materia orgánica es convertida en una mezcla de gases constituida principalmente por dióxido de carbono y metano (Tchobanoglous, 1993), denominada biogás, que por su alto contenido de metano posee un alto poder calorífico de aproximadamente 6 kWh/m³ lo que corresponde a 0.5 L de diesel (Kossmann *et al*, 1999).

3.3.1 **ETAPAS DE LA DIGESTIÓN ANAEROBIA**

Foster Carneiro, 2005, describe la digestión anaerobia como un proceso que se lleva a cabo en 4 etapas; hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis, durante las cuales ocurre la transformación de la materia biodegradable a biogás, como se muestra en la Figura 3.

Los productos de la degradación de estas reacciones son el hidrógeno y el acetato, y compuestos como ácidos volátiles (propionato, butirato), los cuales pueden también ser degradados a acetato e H₂, los principales precursores de las *archaeas* metanogénicas.

Durante la etapa de hidrólisis se logra la solubilización de las partículas y los substratos que no pueden ser utilizados directamente por los microorganismos, por medio de la etapa acidogénica o fermentación se realiza la conversión de los substratos solubles como aminoácidos y azúcares en ácidos orgánicos y alcoholes. La acetogénesis sintrófica es la degradación o fermentación de productos a acetato usando iones hidrógeno o bicarbonato como aceptor de electrones externo. La metanogénesis acetoclástica es la escisión del acetato a metano y dióxido de carbono.

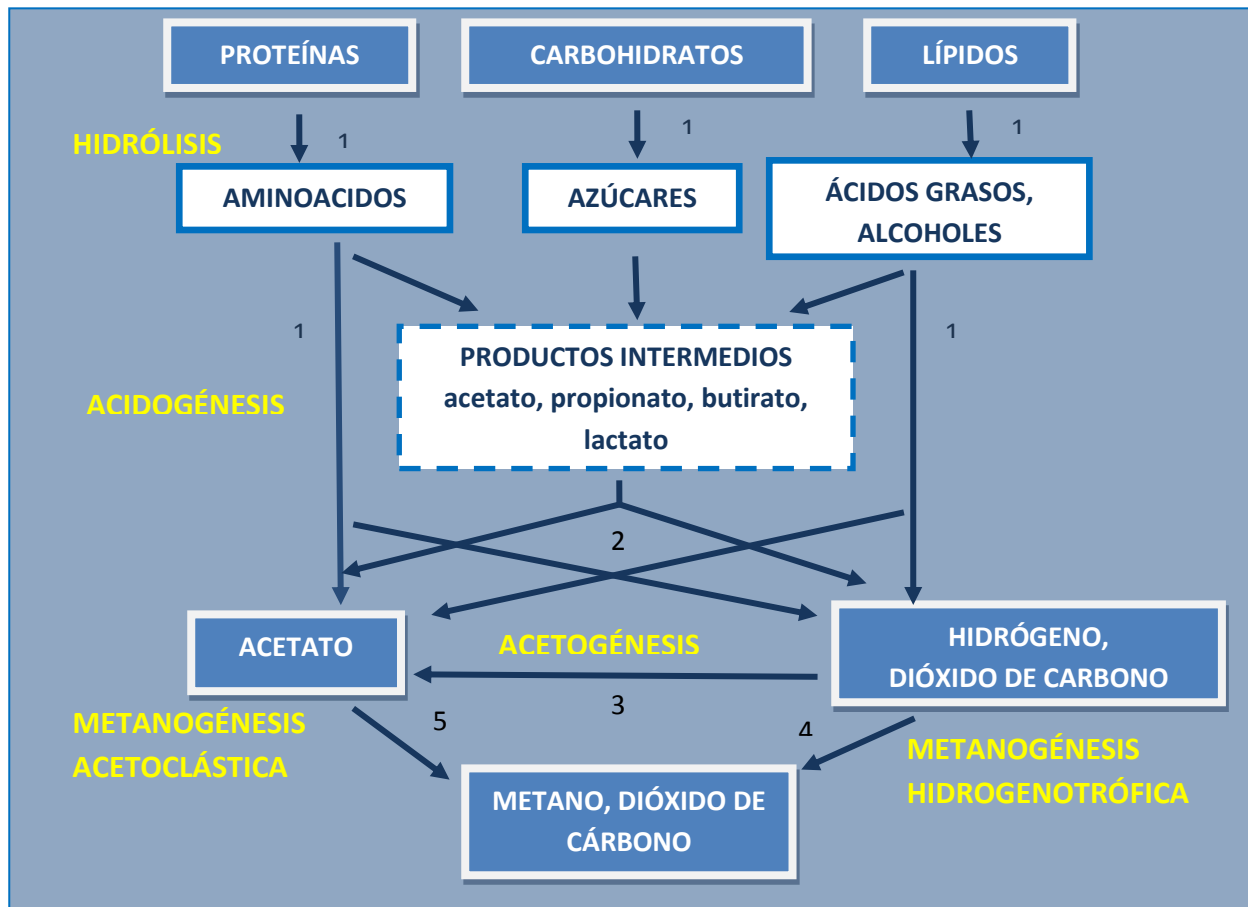


Figura 3. Etapas de la digestión anaerobia y microorganismos que intervienen en cada etapa. Bacterias fermentativas 1, bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno 2, bacterias acetogénicas consumidoras de hidrógeno 3, organismos metanogénicos reductores de dióxido de carbono 4, organismos metanogénicos acetoclásticos 5. Modificado de (Pavlostathis y Giraldo Gómez, 1991).

HIDRÓLISIS

En esta fase las moléculas orgánicas complejas y no disueltas se rompen en compuestos más simples (aminoácidos, azúcares y ácidos grasos, alcoholes, CO_2 e H_2), mediante la acción de enzimas extracelulares, Figura 4, secretadas por los microorganismos. En la Tabla 5 se hace referencia al sustrato sobre el que actúan algunas enzimas y sus correspondientes productos.

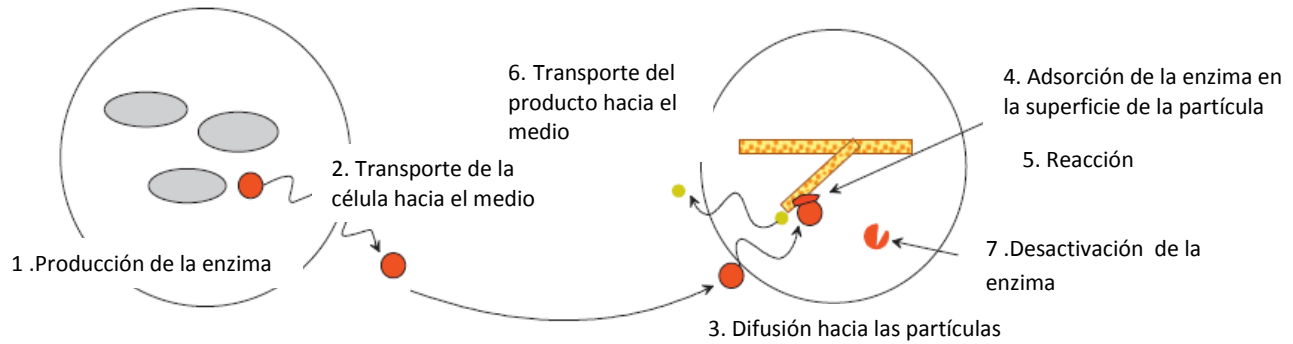


Figura 4. Etapas de la hidrólisis enzimática (Adaptación de Batstone, 2011).

Los compuestos solubles, diferentes tipos de oligosacáridos y azúcares, alcoholes, aminoácidos y ácidos grasos, atraviesan la pared celular y constituyen las principales fuentes de carbono y energía para las células de los microorganismos.

Se considera que esta etapa es decisiva para la biodegradación de los RSU, convirtiéndose en la etapa limitante para los residuos con gran cantidad de sólidos volátiles. La velocidad de descomposición durante la etapa de hidrólisis depende de la naturaleza del sustrato. La transformación de la celulosa y hemicelulosa es más lenta que la descomposición de las proteínas (Schnürer, 2009).

En un digestor de mezcla continua, sin retención de sólidos, la hidrólisis puede ser la etapa limitante cuando la velocidad de carga orgánica es muy alta, ya que no hay tiempo de hidrolizar los sólidos presentes. Por otra parte, en el caso de un sistema por lotes, la hidrólisis puede ser la etapa limitante, si el tiempo de retención por lote es insuficiente y en el caso de un sistema de flujo pistón, la hidrólisis será limitante si el volumen del reactor es inadecuado (Batstone, 2011).

Tabla 5. Grupos de enzimas hidrolíticas y sus funciones (Schnürer, 2009)

ENZIMA	SUSTRATO	PRODUCTOS FINALES
Proteinasa	Proteínas	Aminoácidos
Celulasa	Celulosa (componentes importantes de plantas, se encuentran en frutas, granos, vegetales, etc)	Celobiosa y glucosa
Hemicelulolasa	Hemicelulosa (componentes importantes de plantas, se encuentran en frutas, granos, vegetales, etc)	Azúcar como glucosa, xilosa manosa y arabinosa
Amilasa	Almidón	Glucosa
Lipasa	Grasas	Ácidos grasos y glicerol
Pectinasa	Pectina (se encuentra principalmente en frutas, tienen estructura compleja)	Azúcar galactosa, arabinosa, y ácido poligalacturónico



Hidrólisis de carbohidratos

Los polisacáridos son compuestos formados por cadenas de azúcares, entre los más comunes se encuentra la celulosa, hemicelulosa y almidón que son componentes importantes de varios elementos entre otros, de las plantas, frutas, granos y vegetales. Otro polisacárido es el glucógeno, que funciona como azúcar de reserva, primordialmente en animales, y la pectina que está presente en las frutas, posee una estructura muy compleja la cual varía dependiendo del fruto y de su grado de madurez (Schnürer, 2009). Algunos microorganismos tienen diferentes tipos de enzimas combinadas, denominadas celulosomas, que están situadas en la pared celular del organismo, estas enzimas contienen proteínas con la capacidad de unirse a la celulosa, lo que facilita la descomposición de este sustrato (Batstone, 2011).

Hidrólisis de proteínas

Estos polímeros están compuestos por cadenas de aminoácidos, cadenas de menos de 50 aminoácidos son denominadas péptidos o cadenas de péptidos, algunas proteínas contienen en su estructura algunos carbohidratos, éstas se denominan glicoproteínas, las cuales se encuentran en las membranas celulares y corresponden a 80% de su peso (Schnürer, 2009). La hidrólisis de proteínas puede ser limitante en el proceso general, dependiendo de la facilidad para degradar su estructura, siendo éste uno de los principales factores que afectan la velocidad de hidrólisis. Las proteínas globulares son fácilmente hidrolizables, mientras que las proteínas fibrosas son difíciles de degradar (Batstone, 2011).

Hidrólisis de lípidos

Las grasas difieren en su composición, dependiendo del origen de las mismas. La estructura general de las grasas consiste en una molécula de glicerol a la cual están unidos diferentes ácidos grasos de cadena larga mediante un enlace éster o éter. La hidrólisis es catalizada por las éster hidrolasas, mejor conocidas por lipasas. Una característica particular de las lipasas es que estas enzimas incrementan su actividad con las grasas insolubles en comparación con las grasas solubles, lo que significa que existe una gran actividad cuando la concentración de triglicéridos alcanza la saturación y forma una segunda fase (Batstone, 2011). Las bacterias que producen estas enzimas son microorganismos en su mayoría anaerobios obligados y la minoría son facultativos (Juanga, 2005).

Microorganismos de diferentes géneros están presentes en la etapa de hidrólisis, entre estos destacan:

Bacteroides, Lactobacillus, Propionibacterium, Sphingomonas, Sporobacterium, Megasphaera Bifidobacterium (Varnero, 2011).



ACIDOGÉNESIS

En esta etapa de fermentación o acidogénesis, se metabolizan los productos de la hidrólisis en el interior celular y se obtienen compuestos de peso molecular intermedio tales como los ácidos orgánicos (acetato, propionato, butirato, lactato, etc.) y alcoholes, además de otros subproductos importantes para etapas posteriores (amoníaco, hidrógeno, dióxido de carbono, etc.). En esta etapa se encuentran activos más organismos en comparación con el resto de las etapas (Schnürer, 2009), aproximadamente un 90% del total de los microorganismos involucrados en el proceso de digestión anaerobia son acidogénicos (Neves, 2008).

La fermentación se define como la conversión de compuestos orgánicos sin un aceptor específico de electrones, para producir compuestos oxidados o reducidos. Los dos mayores grupos sujetos a la fermentación bajo condiciones anaerobias son los azúcares y los aminoácidos (Batstone, 2011).

Unos de los parámetros que provee información sobre un desbalance en el proceso, son los ácidos grasos volátiles (AGV) y el H_2 . La acumulación de AGV, baja el pH y provoca la inhibición de la actividad metanogénica (Neves, 2008).

Los azúcares son fermentados vía Embden-Meyerhof-Parnas a piruvato y subsecuentemente a moléculas de 3 carbonos (propionato o lactato), o compuestos de 2 a 6 carbonos vía acetilCoA. Estas reacciones son reguladas por las condiciones del medio, incluyendo el pH, concentración de hidrógeno en fase gas, temperatura, tiempo de retención celular. Las reacciones ricas en hidrógeno pueden verse favorecidas a bajas concentraciones de hidrógeno, asimismo la producción de alcoholes, se favorece en un pH bajo (Batstone, 2011).

Por otra parte, la fermentación de aminoácidos puede ser por oxidación directa o por fermentación en pares, mediante una vía acoplada, denominada "Digestión Stickland" la cual presenta las siguientes características:

- Los aminoácidos son degradados en pares
- Uno de los aminoácidos del par actúa como electrón aceptor y el otro como electrón donador.
- El aminoácido donador es oxidado a NH_3 , CO_2 y un ácido carboxílico con un átomo de carbono, más corto que el aminoácido donador.
- El aminoácido aceptor es reducido a NH_3 y a ácido carboxílico con una cadena de longitud igual a la del aminoácido original.
- En general, hay una deficiencia del 10% en aminoácidos aceptores de electrones en las proteínas que se encuentran comúnmente (Batstone, 2011).

Las bacterias implicadas en esta etapa son anaerobias obligadas o facultativas, muy abundantes en la naturaleza y bacterias proteolíticas.

Para producir ácido acético estas bacterias necesitan oxígeno y carbono, para ello utilizan el oxígeno disuelto en la solución, propiciando condiciones anaerobias, lo cual es esencial para los microorganismos productores de metano.



Se pueden citar bacterias acidogénicas de los géneros:

Clostridium, Bacillus, Pseudomonas y Micrococcus (Fernández, 2010)

El grupo Cytophaga-Flavobacterium-Bacteroides representa el segundo grupo más grande de microorganismos durante las dos primeras fases de la descomposición. Sin embargo, en la fase metanogénica representan menos del 5% del total de microorganismos. Esto indica que estos grupos son los principales responsables de la degradación de compuestos monoméricos (Varnero, 2011).

ACETOGÉNESIS

En esta etapa los productos finales de la etapa acidogénica se transforman en acetato, así la actividad principal de los microorganismos presentes en esta fase, es la de proporcionar donantes de hidrógeno, dióxido de carbono y acetato a las *archaeas* metanogénicas. Estos microorganismos son capaces de convertir los productos finales de la microbiota acidogénica en acetato a partir de dos rutas diferentes:

1.- Deshidrogenación acetogénica, como producto de la fermentación de ácidos grasos volátiles o lactato y alcoholes; estas reacciones dependen de la concentración de hidrógeno existente, por lo tanto para que la acetogénesis tenga lugar en los digestores anaerobios, es necesario que el hidrógeno generado en la misma sea utilizado y consumido con igual velocidad a la que se produce.

Cuando la producción de hidrógeno en el gas es muy baja (5-50 ppm), las reacciones que ocurren son termodinámicas favorables, existirá mayor formación de acético y su energía libre será suficiente para permitir la síntesis de ATP y el crecimiento bacteriano. Al contrario, cuando la eliminación de hidrógeno es menos eficiente, aumenta su concentración y, por lo tanto, la proporción de ácidos grasos de cadena corta, como el ácido propiónico, butírico, valérico, isovalérico, heptanóico, etc., lo que puede llevar a una acidificación de reactores anaerobios.

2.- Hidrogenación acetogénica, algunos autores admiten la existencia de otras bacterias denominadas *homoacetogénicas*, que pueden crecer autotróficamente con dióxido de carbono e hidrógeno para producir acetato (reacciones de *hidrogenación acetogénica*) cuando las metanogénicas utilizadoras de H₂ están inhibidas debido a un pH bajo. Así, se considera que el intercambio de hidrógeno es tan rápido en el digestor que originan diferentes micro ambientes con diferentes presiones de hidrógeno, donde ambas reacciones (acetogénicas y homoacetogénicas) se dan conjuntamente (Fernández, 2010). En la Tabla 6, se presentan las posibles reacciones de acetogénesis que tienen lugar en la DA.



Tabla 6. Reacciones en la etapa de acetogénesis (Deublein y Steinhauser, 2008).

Nombre Químico	Sinónimo	Reacción Química
Dióxido de carbono/hidrógeno		$2\text{CO}_2 + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_3\text{COOH} + 2\text{H}_2\text{O}$
Formiato	Ácido Fórmico	HCOOH
Acetato	Ácido Acético	CH_3COOH
Propionato	Ácido Propiónico	$\text{CH}_3(\text{CH}_2)\text{COOH} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COOH} + \text{CO}_2 + 3\text{H}_2$
Butirato	Ácido Butírico	$\text{CH}_3(\text{CH}_2)_2\text{COOH} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{CH}_3\text{COOH} + 2\text{H}_2$
	Ácido Valérico	$\text{CH}_3(\text{CH}_2)_3\text{COOH} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COOH} + \text{CH}_3\text{CH}_2\text{COOH} + 2\text{H}_2$
	Ácido Isovalérico	$(\text{CH}_3)_2\text{CHCH}_2\text{COOH} + \text{HCO}_3\text{H} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow 3\text{CH}_3\text{COOH} + \text{H}_2$
	Ácido Caproico	$\text{CH}_3(\text{CH}_2)_4\text{COOH} + 4\text{H}_2\text{O} \rightarrow 3\text{CH}_3\text{COOH} + 5\text{H}_2$
	Glicerina	$\text{C}_3\text{H}_8\text{O}_3 + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COOH} + 3\text{H}_2 + \text{CO}_2$
Lactato	Ácido Láctico	$\text{CH}_3\text{CHOHCOOH} + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COOH} + \text{HCO}_3^- + \text{H}^+ + 2\text{H}_2$
	Etanol	$\text{CH}_3(\text{CH}_2)\text{OH} + \text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COOH} + 2\text{H}_2$

METANOGÉNESIS

La metanogénesis es el último paso del proceso de descomposición anaerobia de la materia orgánica. En esta etapa los microorganismos metanogénicos son los responsables de la formación de metano a partir de sustratos monocarbonados o con dos átomos de carbono unidos por un enlace covalente: acetato, H_2 , CO_2 , formiato, metanol, y algunas metilaminas.

La degradación metanogénica de cada sustrato depende tanto de la naturaleza del mismo como de la ruta metabólica seleccionada por los microorganismos para su degradación (Poggio, 2007). Las *archaeas* metanogénicas constituyen el único grupo de microorganismos altamente especializado ya que son anaerobias estrictas, existiendo dos grupos fundamentales de *archaeas* metanogénicas, las cuales siguen rutas distintas de producción de metano, Figura 5.:

- A) Metanogénicas acetoclásticas que transforman el acetato en metano y dióxido de carbono.
- B) Metanogénicas hidrogenotróficas, que utilizan el hidrógeno como donador de electrones y el CO_2 como aceptor para producir metano (Metcalf, 2003).

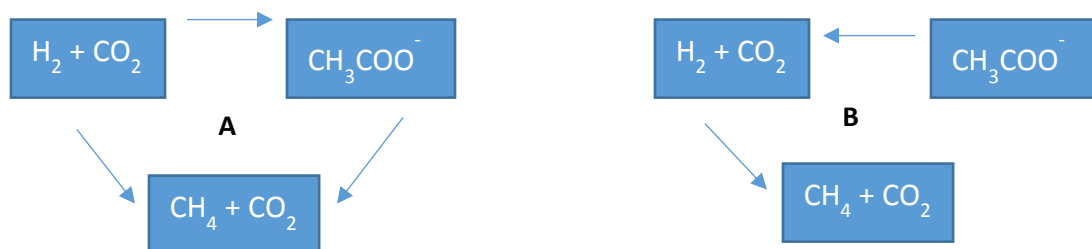


Figura 5. Diferentes rutas de producción de metano, A (acetotrófica) y B (hidrogenotrófica).



Durante la transformación de metano por esta última vía, el biogás no es generado directamente del acetato, ya que esta molécula es primero convertida en hidrógeno y CO₂ por bacterias no productoras de metano, los productos resultantes son entonces asimilados por las bacterias metano hidrogenotróficas (consumidoras de hidrógeno), para formar biogás.

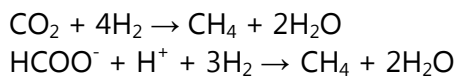
Esta cooperación entre los microorganismos, es llamada *oxidación sintrófica de acetato* (Schnürer, 2009). Para que la conversión de acetato en hidrógeno y CO₂ se lleve a cabo, la presión de hidrógeno debe mantenerse baja para evitar la inhibición de las archeas metanogénicas. Esta vía de transformación de metano, es más lenta que la vía acetotrófica, lo que resulta en una digestión de materia orgánica y producción de biogás más lenta.

Aproximadamente el 70% del CH₄ producido en un digestor, se obtiene por la vía acetotrófica, mediante la actividad de los metanógenos acetoclásticos (Schnürer, 2009).

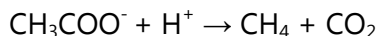
Las *archaeas* metanogénicas son extremadamente sensibles al cambio de temperatura así como a las fluctuaciones de pH. Si el sustrato empleado es fácilmente hidrolizado, la última etapa de degradación es frecuentemente la etapa limitante, ya que el crecimiento de las *archaeas* metanogénicas es más lento que las acidogénicas. En condiciones estándar, la producción teórica de metano es aproximadamente 0.35 m³/kg de DQO agregado.

Hay por lo menos 10 sustratos que se convierten en metano por la acción de un organismo metanogénico, los cuales liberan energía adecuada para la síntesis de ATP, incluyendo formiato (HCOO⁻), acetato (CHCOO⁻), metanol (CH₃OH), metilcarptano (CH₃SH) y metilamina (CH₃NH₃). A continuación se presentan algunas de estas reacciones:

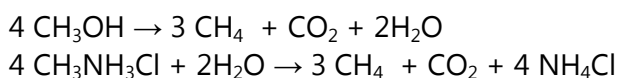
En la siguiente reacción, el metano es formado por la reducción de dióxido de carbono y del formiato debido al hidrógeno proveniente de varios sustratos usados por la bacteria.



La conversión de acetato a metano aparece como un proceso ecológico muy importante en digestores de residuos y en medios anóxicos de agua dulce, donde no hay una competencia excesiva por el acetato.

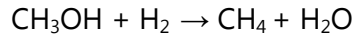


En los sustratos con un grupo metilo, este se reduce a metano, mediante las siguientes reacciones:





En estas reacciones, algunas moléculas del sustrato funcionan como donantes de electrones y se oxidan a CO_2 , mientras que otras se reducen y son por tanto, aceptores de electrones. En las reacciones con compuestos de metilo, el poder reductor también puede provenir del H_2 (Carrillo, 2004).



La clasificación de las *archaeas* metanogénicas utilizadoras de hidrógeno realizada por Stafford (1982) se compone de seis géneros principales:

Methanobacterium, *Methanosarcina*, *Methanococcus*, *Methanobacillus*, *Methanotrix*, *Methanospirillum*.

Todas las *archaeas* metanogénicas utilizan NH_4^+ como fuente de nitrógeno, pero se sabe que algunas especies fijan N_2 (*Methanosarcina*, *Methanococcus*). El níquel, componente de la coenzima metanogénica F430, es requerido por todas estas bacterias y también está presente en las enzimas hidrogenasa y CO-deshidrogenasa. También requieren hierro y cobalto para su crecimiento (Carrillo, 2004).

3.3.2 CONDICIONES DEL PROCESO

3.3.2.1 Temperatura

La digestión anaerobia puede desarrollarse en un amplio intervalo de temperaturas: entre los 10°C y los 70°C . Así, se han identificado dos intervalos de máxima actividad:

Condiciones mesófilas que incluyen las temperaturas de 30°C y 40°C y las condiciones termófilas, entre 45°C y 60°C .

Las bacterias termofílicas son más sensibles a las variaciones térmicas con lo que requieren un control del sistema más preciso y costoso (Blanco, 2003).

3.3.2.2 Nutrientes

La biomasa destinada al tratamiento anaerobio requiere de una serie de nutrientes minerales y compuestos orgánicos especiales, como vitaminas, además de una fuente de carbono y de energía. Se puede distinguir entre macronutrientes (carbono, nitrógeno, fósforo, potasio y azufre) y micronutrientes (cobalto, cobre, hierro, molibdeno, níquel, selenio, tungsteno y zinc) (Blanco, 2003). Altas concentraciones de algunas sustancias pueden causar efectos inhibitorios (Kossman *et al*, 1999).

3.3.2.3 pH



La acidez del medio tiene una alta influencia sobre la producción de biogás debido, fundamentalmente, a su efecto sobre la actividad enzimática de los microorganismos y a su influencia sobre varios equilibrios químicos como el $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$. El intervalo óptimo de pH se encuentra entre el 6.7 y el 7.6. La acumulación de ácidos grasos volátiles debido a un desequilibrio entre su producción y su consumo, afecta significativamente el control del pH (Blanco, 2003). Si el pH desciende de 6.2 unidades, el medio tendrá un efecto tóxico sobre las *archeas* metanogénicas (Kossman *et al*, 1999).

3.3.2.4 Relación C/N

Los microorganismos requieren de carbono y nitrógeno para la síntesis de sus estructuras celulares, el carbono es a su vez su principal fuente de energía y siendo abundante en los sustratos orgánicos, este compuesto no suele ser el nutriente limitante. Por otra parte, el nitrógeno puede ser fácilmente limitante, utilizado por los microorganismos en su forma amino para la síntesis de proteínas (Blanco, 2003).

Si la relación C/N es muy alta (superior a 35), la biodegradación se verá limitada por la carencia de nitrógeno y el resultado será una baja producción de biogás, por el contrario, si la relación es baja (inferior a 5), el nitrógeno excedente es liberado en forma de amoníaco (Robles, 2005), lo que provocará un aumento de pH excediendo las 8.5 unidades, lo cual representa condiciones tóxicas para las *archeas* metanogénicas (Juanga, 2005).

Los residuos originados en los cultivos, como tallos, pajas, cortezas y cáscaras, tienen típicamente altos contenidos en lignocelulosa y una alta relación C/N que da lugar a bajas producciones de biogás (Blanco, 2003).

3.3.3 FACTORES INHIBITORIOS

La principal sustancia tóxica de la digestión anaerobia es el oxígeno. Los microorganismos metanogénicos se encuentran entre los más estrictamente anaerobios que se conocen y concentraciones de 0.01 ppm de oxígeno inhiben completamente su crecimiento. El resto de inhibidores más frecuentes son el NH_3 libre, los ácidos grasos y el sulfuro de hidrógeno (H_2S). Algunas sustancias que pueden acompañar a los residuos (disolventes, pesticidas, detergentes, etc.) también pueden ser tóxicas para el proceso.

El ión amonio (NH_4^+) y el amoníaco libre (NH_3) son las dos formas principales de nitrógeno inorgánico en solución acuosa. Se ha indicado que el amoníaco libre es el principal causante de inhibición por amonio (Blanco, 2003), ya que esta molécula penetra directamente en las células dificultando su metabolismo, la inhibición por NH_3 comienza generalmente a partir de 150mg NH_3/L (Dong-Hoon, 2011).

La concentración de amoníaco libre depende principalmente de tres parámetros: la concentración de amoníaco total, la temperatura y el pH. Un aumento del pH provoca un aumento de la toxicidad asociado al aumento de la relación $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$.



La inestabilidad causada en el proceso por dicha razón hace que se acumulen los ácidos grasos volátiles, lo que nuevamente conduce a un descenso del pH y a un descenso en la concentración de amoníaco libre. La interacción entre el amoníaco libre, los ácidos grasos, y el pH puede conducir a un "estado estacionario inhibido", en el cual el proceso se mantiene estable pero con una baja tasa de producción de metano (Blanco, 2003).

3.3.3.1 *Potencial Redox*

Las bacterias acetogénicas y las *arqueas* metanogénicas son las más sensibles al oxígeno y a otros oxidantes como nitritos, nitratos y sulfatos, y su inhibición es causa de la autooxidación de cofactores necesarios para su metabolismo. Es por ello que estos microorganismos requieren un potencial redox muy bajo y algunos autores consideran que el potencial redox debe ser inferior a -320 mV y un nivel óptimo puede ser -520 mV para el crecimiento de las *archaeas* (Robles, 2005).

3.3.4 **PARÁMETROS DE OPERACIÓN**

3.3.4.1 *Carga orgánica*

El término de carga orgánica ($\text{kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\text{d}$), se refiere a la cantidad de sustrato que se agrega al proceso por unidad de tiempo y usualmente la expresión empleada es carga orgánica o velocidad de carga orgánica. La velocidad de carga se puede incrementar, pero depende en cierta medida del tipo de sustrato utilizado, de forma más específica del grado de biodegradabilidad que presente, por ello es necesario determinar la composición del sustrato para evitar la generación de compuestos inhibitorios como ácidos grasos, amoníaco y sulfuro de hidrógeno (Schnürer, 2009). En experimentos correspondientes con el proceso de digestión anaerobia de residuos de comida en condiciones mesófilicas, se reportan cargas de $6 \text{ kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3$ en el reactor de digestión, con un tiempo de retención de 20 días.

Una vez que el proceso alcance la carga deseada, es importante continuar con ese régimen de alimentación y no variar más de 10%-15% por semana, asimismo es necesario no variar demasiado el tipo de sustrato alimentado, debido a la adaptación de los microorganismos al mismo (Schnürer, 2009). Una carga orgánica alta puede provocar desestabilización en el proceso, si las bacterias fermentativas se multiplican rápidamente y por este hecho se incrementa la producción de ácidos. (Buekens, 2005).

3.3.4.2 *Tiempo de retención*

Otro de los parámetros de operación de un reactor de digestión anaerobia, es el tiempo de retención, que se define como el tiempo que se requiere para reemplazar el contenido total del



reactor. El volumen de material sólido agregado es en ocasiones mayor que el volumen de sólidos removido, ya que otra cantidad de gas se remueve durante el proceso.

El tiempo de retención es usualmente referido como tiempo de retención hidráulico (TRH) y para la producción de biogás se requiere un periodo de 10 a 25 días o en ocasiones se prolonga el tiempo de retención.

Este parámetro también depende en cierta medida del tipo de sustrato, ya que un sustrato de fácil degradación requerirá tiempos de retención cortos, por el contrario los microorganismos necesitarán más tiempo para degradar sustratos menos biodegradables como el material lignocelulósico (Schnürer, 2009). Estos parámetros, deben ser controlados uno en relación al otro para lograr la máxima producción de biogás.

La mayoría de los digestores emplean algún tipo de mezclado para reducir la sedimentación en el tanque, para mantener las condiciones constantes y para asegurar que las bacterias tienen un acceso rápido a las superficies digeribles. Un mezclado deficiente podría ocasionar la formación de capas estratificadas, reducir el volumen útil y aumentar los tiempos de retención. Un método es la agitación, y otro lo constituye la recirculación de agua y/o biogás en el digestor.

La disminución del contenido de sólidos, reduce también el tiempo de retención, debido a que las bacterias tienen mayor facilidad de acceso en el medio y por otra parte, el mezclado es completo y facilitado (Buekens, 2005).

3.4 **CO-DIGESTIÓN ANAEROBIA**

La co-digestión es un mecanismo utilizado para incrementar el rendimiento de metano en el biogás, es un proceso que consiste en la introducción de dos o más sustratos en el proceso de la DA con la finalidad de crear una sinergia, ya que se aporta principalmente un complemento de nutrientes necesarios para hacer más eficaz la actividad microbiana o bien ayuda a establecer un contenido adecuado de humedad en el medio (Mata-Alvarez, 2000).

Sin embargo, existen ciertos inconvenientes al utilizar un sustrato adicional en el proceso de digestión anaerobia, que están relacionados con los costos de transporte, la aplicación de tratamientos adicionales o problemas correspondientes con la compatibilidad del residuo.

Algunos de los requisitos que debe presentar un buen sustrato, son los siguientes:

- 1.- La concentración de sustancias orgánicas, debe ser comparable con el biosólido, de modo que no se altere el tiempo de retención hidráulico.
- 2.- Debe presentar material orgánico fácilmente biodegradable y con un alto potencial de biogás.
- 3.- No debe contener sustancias tóxicas o peligrosas las cuales afecten la composición del biogás.
- 4.- Debe tener un contenido de micro y macro nutrientes adecuado, el cual mejore las características del sustrato principal.
- 5.- Se debe disponer de una cantidad suficiente y a un precio accesible, debe almacenarse de forma sencilla.
- 6.- Su adición no debe constituir algún peligro (Nayono, 2010).



Por otra parte, la relación apropiada del sustrato que se adicione como co-sustrato, permitirá lograr las siguientes condiciones:

- a) Interacciones positivas (sinergismos y equilibrio de nutrientes y humedad)
- b) Evitar inhibiciones (contenido elevado de amonio o de ácidos grasos)
- c) Optimización de la producción de metano.

En muchos casos, la producción de biogás a partir de la mezcla de sustratos es más alta que la suma de de producción de biogás de cada sustrato por separado (Mata-Alvarez et al, 2011).

El tipo de sustrato destinado al proceso de digestión anaerobia influye de manera directa en el rendimiento de la producción de biogás, los residuos orgánicos cuya composición mayoritaria son frutas y vegetales, se caracterizan por presentar un elevado contenido de humedad (>80%), un alto contenido orgánico (sólidos volátiles >95% de los sólidos totales) y una tasa de biodegradación alta, esto implica un rendimiento óptimo de metano en comparación con otros residuos sólidos, sin embargo, el uso de este sustrato conlleva ciertas limitaciones en el proceso de la digestión anaerobia (Jiang *et al*, 2012) .

Una aproximación de la composición de la fracción orgánica de frutas y vegetales (Jiang et al, 2012) incluye de forma típica 75% de azúcares y hemicelulosa, 9% de celulosa y 5% de lignina; los sustratos ricos en carbohidratos muestran una producción acelerada de ácidos grasos volátiles, lo que a su vez provoca la acidificación del medio, una disminución del pH y la subsecuente inhibición del proceso, este hecho ocurre principalmente debido a la cinética más alta que presenta la microflora fermentativa en comparación con las *archaeas* metanogénicas (Schievano *et al*, 2010), por ello es indispensable mantener una relación adecuada de C/N (25 a 30) (Jiang *et al*, 2012) para el desarrollo adecuado de la digestión.

3.4.1 TRATAMIENTO DE RESIDUOS DE ACEITE COMESTIBLE EMPLEANDO EL PROCESO DE CO-DIGESTIÓN ANAEROBIA

Los residuos de "aceite de cocina" , que provienen generalmente de aceites comestibles empleados en la preparación de alimentos, generados en fuentes domésticas, comerciales o industriales se consideran de manejo especial de acuerdo a la regulación actual correspondiente y deben ser sujetos a un Plan de Manejo ya que cumplen con los criterios que enuncia la norma oficial mexicana NOM-161-SEMARNAT-2011 .

Los aceites comestibles usados, utilizados en acciones de cocción o fritura, se desnaturalizan por efecto del tratamiento térmico al cual son sometidos y sufren modificaciones de sus propiedades organolépticas y fisicoquímicas, produciendo cambios en su estructura original, convirtiéndose en un producto no apto para consumo humano (Rangel A. *et al*, 2011).

Los cambios principales y alteraciones que se pueden advertir son:

- Hidrólisis, que se produce en presencia de agua o humedad y calor, promoviendo la ruptura del enlace éster de los triglicéridos, produciendo mono y diglicéridos así como ácidos grasos



libres y en menor cantidad metilcetonas y lactonas, en aceites reusados estos compuestos pueden representar hasta un 30% del aceite total. También se pueden formar monómeros cíclicos que contienen un anillo intramolecular de ácidos grasos libres o que formen parte de un triglicérido, estos compuestos presentan alta toxicidad en comparación con los polímeros debido principalmente a sus altos índices de absorción en el cuerpo (Boatella y Codony, 2000).

- Oxidación, que consiste en la acción del oxígeno sobre los ácidos grasos, formando compuestos inestables llamados hidroperóxidos o peróxidos y radicales libres.

Estos cambios producen aumento de la viscosidad del aceite, disminución del punto de humo, formación de espuma, presencia de olores y sabores indeseables (Yagüe, 2003).

El manejo inadecuado de los aceites comestibles usados puede provocar daños considerables al medio ambiente e incrementos en los costos de tratamiento:

- Contaminación de cuerpos de agua y deterioro de infraestructura hidráulica.
- Eliminación de productividad de la tierra, cuando son arrojados al suelo.
- Daños a la salud, cuando se reutilizan o se mezclan con aceites nuevos (Boatella y Codony, 2000)

3.4.1.1 *ÍNDICES DE CONSUMO DE ACEITE VEGETAL EN MÉXICO*

El aceite embotellado es el principal insumo de grasas comestibles en México, aproximadamente el 60% del aceite vegetal producido se destina a la producción de aceites embotellados usados principalmente para freír ya que su consumo en crudo es escaso, el resto se destina a usos industriales como la fabricación de aderezos, ensaladas y mayonesa, en la producción de alimentos enlatados (sopas, consomés, atunes, etc.), derivados lácteos (quesos, cremas, helados, etc.) y en las industrias de botanas, panificación y galletas (ANSA, 2011).

En el 2005, la producción nacional de aceite vegetal se registró en 1.22 millones de toneladas, el volumen de aceites vegetales importados fue de 703 MT (miles de toneladas) y el consumo del producto para este año fue de 1.89 millones de toneladas, siendo el aceite de soya el de mayor consumo (44%) (ANIAME, 2006). Sin embargo, en el reporte de Balanza mensualizada de disponibilidad-consumo por año del SIAP en 2013, registró que la producción nacional de aceites fue de 234.5 MT y la importación de este producto se registró en 442.5 MT, estimándose un consumo de 581.6 MT.

3.4.1.2 *GENERACION DE RESIDUOS DE GRASAS Y ACEITES*

Los procesos en donde se emplea el aceite vegetal son diversos, se pueden considerar 3 generadores principales; las casas, los comercios y la industria, a partir de esta clasificación se pueden estimar los volúmenes de generación de residuos de aceite, dependiendo del volumen de



alimentos o capacidad de producción con que se cuente, sin embargo, actualmente no existen reportes sobre el volumen de generación de este tipo de residuos.

3.4.1.3 *TRATAMIENTO Y DISPOSICION DE GRASAS Y ACEITES*

De acuerdo a la descripción de residuo de manejo especial que refiere la norma oficial mexicana NOM-161-SEMARNAT-2011, estos residuos son susceptibles de un Plan de Manejo ya que se menciona en el punto 7.3, ... Que el residuo como tal o los materiales que lo componen tengan un alto valor económico para el generador o para un tercero, es decir, que genere un beneficio en su manejo integral, a través de la reducción de costos para el generador o que sea rentable para el generador o para el tercero, con base en las posibilidades técnicas y económicas del residuo para:

- a.** Su aprovechamiento mediante su reutilización, reciclado o recuperación de materiales secundarios o de energía;
- b.** Su valorización o co-procesamiento a través de su venta o traslado a un tercero, o
- c.** La recuperación de sus componentes, compuestos o sustancias.

Los residuos de aceite son susceptibles de ser aprovechados en diversos tratamientos como el reciclaje para obtener:

- Grasa mecánica multiusos
- Grasa mecánica para chasis, rodajes o palieres
- Jabones industriales
- Ceras
- Velas
- Abono orgánico
- Alimento para ganado

También pueden ser usados en co-procesamiento en procesos de incineración o en el proceso de obtención de biodiesel.

Actualmente residuos de grasa como los generados en rastros, establecimientos de preparación de comida, los derivados en la industria lechera, y varios aceites, como los generados en procesos de freído, son utilizados en los procesos de generación de biogás (Schnürer, 2009) Tabla 7.



Tabla 7. Procesos de co-digestión de residuos ricos en grasa

Tipo de sustrato	Temp. (°C)	CO (kg _{sv} /m ³ d)	TRH (d)	Rend. Biogás (m ³ /kg _{sv})	Metano (%)	Escala	Referencia	País
Aceites vegetales y grasas animales (<20% SV) + Residuos de comida	36°	<0.02kg DQO/m ³ d	15	NR	60-65	Lab. 5L	Li et al, 2002	Japón
FORSU+grasa animal, sustituida posteriormente por grasa vegetal (28% SV)	35°C	0.97	17	0.8	58	Planta piloto 14L	Fernández et al, 2005	España
Aceites y grasas de tanque de desnatado (PTAR) + FORSU (1:7)	37°C (Húmeda)	3	16	0.55	63	Lab. 5L	Martín-González, 2010	España
FORSU + Aceite vegetal (83:17)	37°	NR	21	NR	0.699 (m ³ CH ₄ /kg _{sv})	Lab. 1L	Ponsa et al, 2011	España
Aceites y grasas de restaurante (23% SV) + lodos (PTAR)	36°C	1.58 o 3.99 kg DQO/m ³ d	20	1.83 (m ³ /d) vs control (1.1 m ³ /d)	65.5	Planta piloto 1300L	Razaviarani et al, 2013	Canadá

*NR=No Reportado

La mayoría de los estudios sobre la evaluación de la co-digestión de FORSU-ACU se ha aplicado a nivel laboratorio seguido de escala piloto y las cargas orgánicas evaluadas son generalmente pequeñas (Tabla 7). Para cargas orgánicas elevadas (3kg_{sv}/m³d), sólo se ha encontrado el reporte de Martin Gonzalez et al. (2010) donde el tipo de residuo de grasa que utilizaron provenía del tanque de desnatado de una planta de tratamiento de aguas residuales. En el caso de Ponsa et al. (2011) emplearon FORSU y aceites comestibles usados en reactores continuos con una proporción de (83:17).

Es necesario realizar estudios a nivel laboratorio y piloto sobre los procesos de co-digestión con la finalidad de obtener información sobre la capacidad de producción de los procesos y

dimensionar de este modo las plantas de biogás empleadas para tal efecto, así como para conocer las dificultades que se presentan a lo largo del proceso.

3.4.2 COMPOSICIÓN DE LAS GRASAS

Las grasas y los aceites son subgrupos de los lípidos que tienen el grupo alcohol esterificado con ácidos grasos, predominantemente en forma de triglicéridos, Figura 6. Las grasas contienen ácidos grasos de cadena larga saturados, lo que incrementa su punto de fusión y dificulta su biodegradación, los aceites están conformados principalmente de ácidos grasos insaturados, lo que les confiere un punto de fusión más bajo (Alves *et al*, 2009).

Las grasas saturadas se encuentran principalmente en la carne y en productos lácteos, las grasas monoinsaturadas están presentes en aceites vegetales y en nueces, y las grasas poliinsaturadas se encuentran en los pescados y en el aceite de maíz.

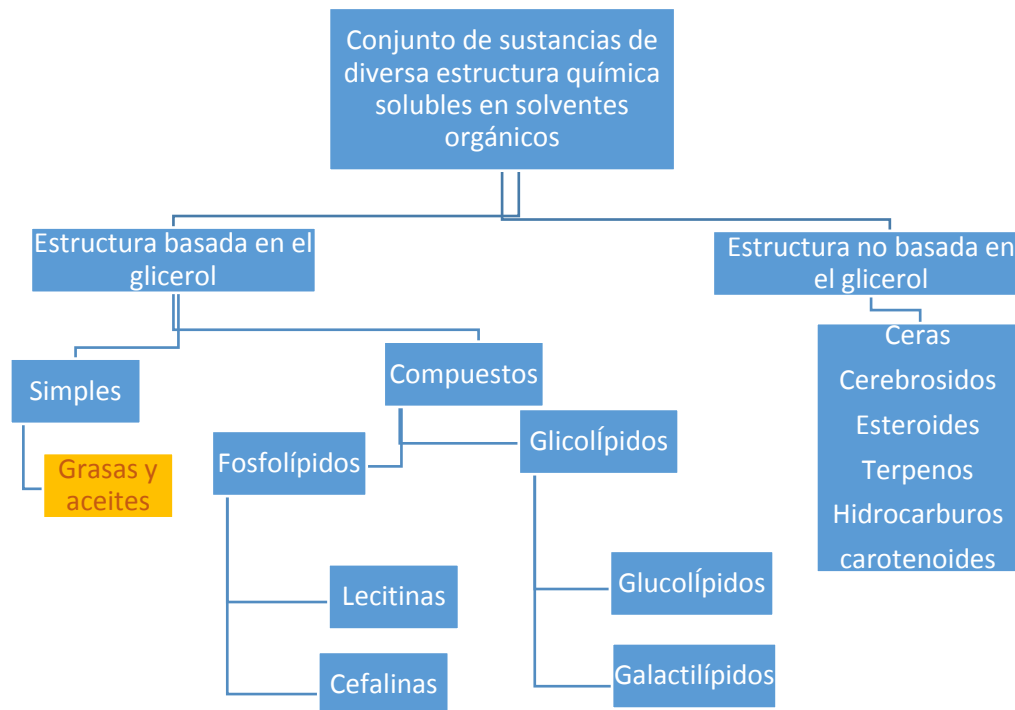


Figura 6. Esquema de la estructura de los lípidos. (Adaptado de Masson, 1994)

Los ácidos grasos pueden clasificarse en saturados, por ejemplo los ácidos láurico, palmítico, esteárico e insaturados como el ácido oleico, linoléico, linolénico, una de las características de los AGCL es que todos contienen más de 12 átomos de carbono.



En la Tabla 8, se muestra el perfil de ácidos grasos de cadena larga de diferentes productos.

Tabla 8. Porcentaje de los principales AGCL en grasas de diferentes fuentes y materias primas

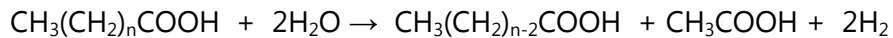
FUENTE	Laúrico (C12:0)	Mirístico (C14:0)	Palmítico (C16:0)	Esteárico (C18:0)	Oléico (C18:1)	Linoléico (C18:2)	Otros AGCL (<1%)	Referencias
Comida para mascotas	0.2	2.2	32.9	14.9	33.8	5.6	10.4	(Fernandez et al, 2005)
Grasas animales	ND	3.0	30.0	17.0	38.0	6.0	6.0	
Grasas vegetales	45.5	18.5	10.4	3.3	8.7	2.2	11.4	
Fracción grasa de PTAR		3.1	23.8	6.0	7.0			(Alves et al, 2009)
Aceite de palma		1.4	42.9	4.8	39.0	10.0	0.7	
Aceite de oliva			14.3	2.4	71.4	5.5	1.4	
Aceite de Soya		1.0	11.0	4.8	21.9	49.0		
Grasa de pollo		1.4	21.0	4.3	42.4	20.0	6.7	
Cebo vacuno	1.0	2.6	28.1	20.0	37.6	2.9	3.8	
Leche entera	7.0	6.0	21.0	6.0	39.0	13.0	2.0	
FORSU		3.3	41.3	33.3	22.2			(Martin Gonzalez et al, 2010)

3.4.3 MECANISMO DE DIGESTIÓN ANAEROBIA DE GRASAS

En sistemas anaerobios y mediante enzimas extracelulares llamadas lipasas, las grasas son hidrolizadas rápidamente a ácidos grasos de cadena larga (AGCL) y glicerol, la siguiente conversión tiene lugar en las células. El glicerol es convertido a acetato mediante la acidogénesis, mientras que los AGCL son convertidos a acetato e hidrógeno a través del proceso de β -



oxidación por las bacterias acetogénicas productoras de hidrógeno, “bacterias acetogénicas sintróficas, la oxidación comienza cuando el ácido graso es activado con la coenzima A dando como resultado la formación del acetyl-coenzima A y la formación de una cadena de ácido graso reducida en 2 átomos de carbono. El acetyl-coenzima A es oxidado en el ciclo del ácido cítrico y el proceso se repite (Hunter et al, 2012). La expresión siguiente denota el proceso descrito.



Las bacterias acetogénicas, requieren que los organismos metanogénicas remuevan el hidrógeno molecular generado, para evitar niveles inhibitorios (Cirne *et al*, 2007).

Durante la degradación de los ácidos grasos de cadena corta (AGCC), como el propionato, butirato, por mencionar algunos, se requiere la presencia de organismos productores de metano, *archaeas* hidrogenotróficas, que asimilen la molécula de hidrógeno, que es uno de los principales productos generados durante su degradación, así como el acetato (Pavlostathis, 1991). Esto es, se requiere de un proceso sintrófico, de lo contrario, se puede presentar la acumulación de ácidos grasos, provocando un efecto inhibitorio sobre los diferentes grupos de microorganismos, incluyendo los productores de metano (Sousa et al, 2008). Estas reacciones forman parte de la etapa de acetogénesis, ya que el principal producto carbonado generado, es el acetato (Pavlostathis, 1991).

En estas complejas reacciones químicas, las primeras etapas transcurren fácilmente y de forma rápida y usualmente no son la etapa limitante en la digestión anaerobia de las grasas. La conversión total es considerada la etapa limitante ya sea por el proceso físico de disolución y transferencia de masa de grasas insolubles o la conversión biológica de los AGCL (Li *et al*, 2002).

La presencia de los diferentes tipos de comunidades microbianas que participan en el proceso de degradación de grasas, dependerá del tipo de sustrato, en este caso, del tipo de AGCL ya sea saturado o insaturado (Sousa *et al*, 2008).

Algunos estudios sugieren que la adaptación de los microorganismos a altas concentraciones de grasa, requiere de un crecimiento lento y que la adición de las grasas se realice de forma gradual, por ello es necesario contar con una estrategia para adicionar las grasas en el proceso de digestión anaerobia, de modo que se evite la inhibición durante el desarrollo del proceso, debida principalmente por la acumulación de AGCL (Alves *et al*, 2009). Neves *et al*. (2009) proponen una alimentación de grasas una vez por semana en un reactor de digestión anaerobia de FORSU, estiércol de vaca y residuos de grasa.

Por otra parte, se menciona que otra de las estrategias para evitar la inhibición de la digestión anaerobia es inocular periódicamente el sistema para incrementar la actividad microbiana, esto en reactores de digestión anaerobia de alta tasa.

Se han establecido tiempos de estabilización en reactores a nivel laboratorio previos a la adición de residuos de grasa como co-sustrato en el proceso de co-digestión de FORSU, de aproximadamente 1-3 meses (Razaviarani *et al*, 2013) (Martin Gonzalez *et al*, 2010), y relaciones máximas de concentración de este sustrato respecto a la carga orgánica ($\text{kg}_{\text{sv}}/\text{m}^3 \text{d}$) de 23-28% (Razaviarani *et al*, 2013) (Martin Gonzalez *et al*, 2010) determinadas para evitar la inhibición del proceso.



De acuerdo a Neves, 2009; Palatsi *et al*, 2009, la degradación de residuos de grasa o aceite, se ve facilitada si la adición del sustrato se realiza por pulsos, es decir, de forma puntual ya que se promueve la asociación de los ácidos grasos de cadena larga con la biomasa y la subsecuente aclimatación de los microorganismos a este sustrato, provocando una mayor tolerancia a este tipo de residuo. Algunos estudios describen que la absorción de los ácidos grasos de cadena larga sobre la superficie de la biomasa es un requisito para su biodegradación (Hwu *et al*, 1998) y ocurre aproximadamente durante las primeras 24 horas (Hanaki *et al*, 1981).

Asimismo, Cavaleiro *et al*, 2009, describe en su estudio que la combinación de regímenes continuos con discontinuos en la etapa de aclimatación del proceso de digestión anaerobia de grasas y aceites permite disminuir el riesgo de inhibición del proceso, ya que se promueve la resistencia de la biomasa frente a la acumulación inminente de ácidos grasos y también se obtiene una mayor eficiencia en la remoción del sustrato en regímenes continuos posteriores.

3.4.4 FACTORES INHIBITORIOS EN LA DIGESTIÓN ANAEROBIA DE GRASAS

Las grasas, pueden provocar problemas de estabilidad en el proceso, debido a la absorción de una capa delgada de grasa alrededor de las partículas de biomasa, provocando la flotación y el lavado de la misma biomasa (Palatsi *et al*, 2009) y la inhibición de los microorganismos como resultado de la adsorción de los ácidos grasos de cadena larga en la pared y membrana celular afectando el proceso metabólico de transporte, en la Tabla 9 se reportan algunos valores inhibitorios de AGCL .

El hidrógeno molecular (H_2) producido en la digestión anaerobia, constituye un compuesto reductor para el CO_2 o para la sulfato reducción que puede ser realizada por las *archaeas* o las bacterias sulfato-reductoras. Una presión parcial de hidrógeno relativamente alta, traerá como resultado la acumulación de ácidos propiónico y butírico, siendo el metabolismo del ácido propiónico más sensible a una alta presión de hidrógeno, se determina que el intervalo límite para que pueda efectuarse la degradación de este ácido es de 10^{-6} a 10^{-4} atm.

La acumulación de propionato, es indicador de una sobrecarga al reactor o un desequilibrio en el proceso (Tale *et al*, 2011).

Otro tipo de inhibiciones se asocia a la interferencia con la cadena de electrones, a la inhibición de la actividad enzimática, a la generación de productos tóxicos de la autooxidación o peroxidación, lo que provoca inhibición de la actividad microbiana, el lavado de la biomasa y la flotación de lodos (Palatsi, 2012).

Estos problemas resultan mayoritariamente por la acumulación de AGCL en agregados microbianos debido a mecanismos de adsorción, precipitación y atrapamiento (Cavaleiro *et al*, 2009). La estructura de los ácidos grasos de cadena larga les confiere un comportamiento anfifílico, ya que se componen de un cuerpo hidrofóbico y un extremo hidrofílico, esto propicia la desintegración de gránulos anaerobios a pH neutro, ya que los AGCL actúan como surfactantes, disminuyendo la tensión superficial (Alves *et al*, 2009).



La adhesión de las células hidrofílicas se incrementa debido al efecto de una baja tensión superficial de la fase líquida, mientras que la adhesión de las células hidrofóbicas se favorece en una alta tensión superficial, de este modo, las bacterias acetogénicas al presentar una estructura hidrofóbica, presentan desprendimiento de los lodos granulares y un lavado selectivo de estos microorganismos, al verse disminuida la tensión superficial en el medio (Alves *et al*, 2009).

Se ha demostrado que las archeas metanogénicas se inhiben a concentraciones cercanas a 0.2-0.5 g/L de los ácidos oleico y esteárico (Schnürer, 2009) y de 30 mg/L de ácido linoléico (Fernandez *et al*, 2005). En este sentido, también se ha reportado que los ácidos grasos insaturados presentan un efecto inhibitorio mayor que los saturados (Alves *et al*, 2009).

La inhibición por AGCL, es parcialmente reversible, y el proceso puede recuperarse, cuando las concentraciones disminuyen debajo de los niveles tóxicos.

Tabla 9. Concentraciones inhibitorias de AGCL para el proceso anaerobio.

AGCL	VALOR INHIBITORIO	REFERENCIA
Oleico y esteárico	0.2-0.5 g/L	Schnürer, 2009
Oléico	0.5 g/L	Palatsi <i>et al</i> , 2012
Palmitico	0.11 g/L	Palatsi <i>et al</i> , 2009
Esteárico	0.15 g/L	Palatsi <i>et al</i> , 2009
Oléico	0.236 g/L	Alves <i>et al</i> , 2009

3.5 **PRUEBA DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO**

La prueba de Potencial Bioquímico de Metano (PBM) es comúnmente utilizada para determinar el grado de biodegradabilidad de los sustratos que pueden ser utilizados en el proceso de digestión anaerobia. Asimismo, a través de esta prueba se analiza la calidad de la materia orgánica y del inóculo utilizados en la digestión anaerobia (Schievano *et al*, 2010), también proporciona elementos que permiten determinar el tiempo de retención requerido para llevar a cabo la digestión completa en un reactor de digestión anaerobia.

El PBM de los residuos destinados al proceso de digestión anaerobia, depende de la composición relativa de cuatro componentes principales; proteínas, grasas, carbohidratos y contenido de fibras (Neves *et al*, 2008).

Las fuentes de generación como, restaurantes, mercados e incluso los hogares generan a diario residuos de composición heterogénea, por ello es importante contar con un análisis adecuado que permita predecir la influencia que representan estas variaciones en el proceso de digestión anaerobia (Neves *et al*, 2008).

Por otra parte, una de las variables más importantes en las pruebas de PBM es el tipo de inóculo utilizado, ya que dependiendo de su origen se puede determinar la actividad inicial de los microorganismos usados en la prueba, además de la adaptación al sustrato y los residuos generados del sustrato anaeróticamente biodegradable (Elbeshbishy *et al*, 2012)



La determinación de la relación sustrato-microorganismo (S/X), es un parámetro que proporciona información acerca de la cinética de la reacción y no sobre el rendimiento de metano, el cual depende de la composición y biodegradabilidad del material orgánico del sustrato (Juanga, 2005). Por otra parte la relación (S/X), presenta relevancia dependiendo del objetivo principal que se desee alcanzar en el proceso de digestión anaerobia, esto es, producción de metano o control en la producción de ácidos grasos volátiles (AGV) (Fernández *et al*, 2001), de este modo, dependiendo del tipo de sustrato utilizado, una relación alta de (S/X), en la fase de hidrólisis, puede inducir una generación acrecentada de AGV y provocar inhibición de la digestión completa.



4 Metodología

Para estudiar el proceso de co-digestión de FORSU-ACU se plantearon experimentos a nivel de laboratorio, tanto en reactores por lotes como en reactores discontinuos. La FORSU y los ACU fueron previamente caracterizados para conocer sus aportes en tanto que sustratos para la biomasa anaerobia y se midieron parámetros convencionales de control de reactores anaerobios para evaluar el desempeño de los reactores.

El desarrollo de la metodología incluyó 4 etapas principales (Figura 7):

1. Obtención y caracterización de los sustratos (FORSU y ACU) e inóculo (lodos granulares anaerobios) empleados.
2. Determinación de la relación sustrato/microorganismo a través de pruebas de potencial bioquímico de metano
3. Desarrollo de pruebas en discontinuo del proceso de co-digestión de FORSU:ACU.
4. Desarrollo de prueba en continuo a nivel laboratorio del proceso de co-digestión de FORSU:ACU empleando un reactor de 5L.

En la primera etapa, se determinaron las características físicas y químicas de los sustratos e inóculo, para identificar la carencia o exceso de nutrientes, con base en esta caracterización se establecieron las condiciones de alimentación iniciales para el arranque del reactor.

En la siguiente etapa, se realizó la primera prueba de potencial bioquímico de metano para determinar la relación sustrato-microorganismo, y se seleccionó aquella que generó la mayor producción de metano. Posteriormente se realizó la prueba de potencial bioquímico de metano en discontinuo, empleando 5 diferentes relaciones de FORSU:ACU, y se eligió aquella en la que se obtuvo la mayor producción de metano, empleando en todos los casos la misma cantidad de inóculo.

En la cuarta etapa, se realizó la prueba en continuo de la co-digestión FORSU:ACU en un reactor de digestión anaerobia de 5L. Durante el arranque del reactor anaerobio, la alimentación se hizo de forma semicontinua y consistió únicamente en FORSU, hasta la estabilización del mismo, posteriormente se adicionaron residuos de aceite comestible como co-sustrato de la FORSU.

Se realizó un monitoreo diario del reactor anaerobio determinando el pH, alcalinidad, la remoción de sólidos volátiles y la DQO, asimismo se realizó el análisis cuantitativo de los ácidos grasos volátiles generados durante el proceso de digestión anaerobia. Con base en este análisis se estableció una estrategia de alimentación de los residuos de aceite vegetal para evitar la inhibición del proceso de co-digestión.

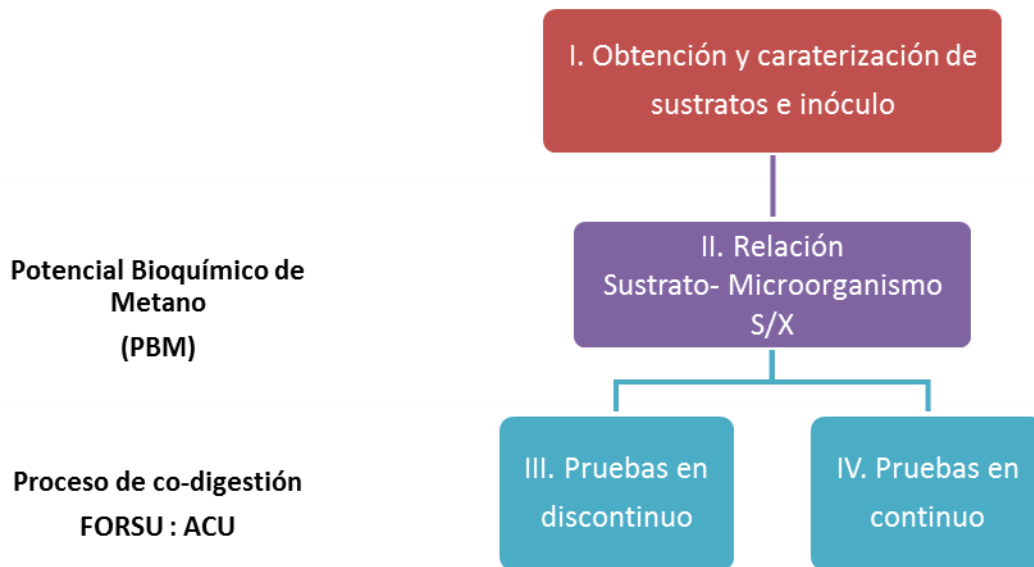


Figura 7. Esquema general de la metodología experimental

4.1 ***OBTENCIÓN DE SUSTRATOS E INÓCULO***

a) Fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos

Como parte del proyecto FORDECYT 174710 “Generación de un sistema piloto de tratamiento de residuos sólidos orgánicos municipales (RSOM)” , se realizó la caracterización de RSU en 3 diferentes entidades (Tabla 10), de las cuales se eligieron dos sitios de muestreo para obtener muestras representativas. La caracterización física y química de la FORSU, se realizó con la finalidad de analizar su influencia en la producción de biogás y evaluar su comportamiento durante el proceso de digestión anaerobia.

Tabla 10. Sitios de muestreo

Entidad	Sitio de muestreo
Estado de México	Amecameca Metepec
Distrito Federal	Gustavo A Madero Benito Juárez Planta de composta de Bordo Poniente
Estado de Morelos	Cuernavaca Jiutepec Temixco



El muestreo se hizo de acuerdo a la Norma Mexicana NMX-AA-15-1985. Protección al Medio Ambiente - Contaminación del Suelo - Residuos Sólidos Municipales - Muestreo - Método de Cuarteo. La determinación del peso volumétrico *in situ*, se realizó de acuerdo a la norma NMX-AA-19-1985.

Las muestras recolectadas se trituraron en un molino para granos, marca Nixtamatic, posteriormente se guardaron en bolsas de plástico y se refrigeraron para su análisis posterior a una temperatura aproximada de 4°C.

b) Residuos de aceite comestible usado

Los residuos de aceite comestible usado se recolectaron en la cafetería de la Facultad de Química de la UNAM. La generación semanal de este residuo es de aproximadamente 80 L, actualmente se colecta en bidones de plástico de 20L. El tipo de aceite recolectado es de origen vegetal y proviene mayoritariamente de aceite de soya, cártamo o girasol y en menor proporción de maíz. Una vez recolectadas las muestras, éstas se colocaron en recipientes de plástico y se conservaron en refrigeración para su posterior análisis y manipulación.

c) Inóculo

El inóculo empleado para realizar las pruebas de Potencial Bioquímico de Metano así como para la inoculación inicial de la prueba en continuo en el reactor de digestión anaerobia, fue obtenido de un reactor UASB de la planta de tratamiento de aguas residuales de la cervecera Grupo Modelo SA de CV. , consistió en lodos granulares anaerobios. El inóculo se conservó en refrigeración para su posterior análisis y empleo.

4.2 CARACTERIZACIÓN DE LAS MUESTRAS

Se determinó la composición de cada una de las muestras provenientes de los diferentes sitios de muestreo, con respecto al contenido de nutrientes que influyen en el desarrollo del proceso de digestión anaerobia. Se realizó una dilución inicial de las muestras de FORSU para llevar a cabo las determinaciones de los diferentes parámetros evaluados. Se diluyeron 100 g de la muestra de FORSU con 300 mL de agua destilada, mezclándose en una licuadora industrial para permitir la homogeneización de la muestra.

Las muestras de aceite vegetal usado tenían pequeñas partículas de carbón suspendidas por lo que se filtraron tres veces a través de papel filtro Whatman No. 42, antes de iniciar el análisis de las mismas. En lo que respecta al inóculo, para obtener una muestra homogénea de los lodos, inicialmente se eliminó el líquido que tenía la muestra decantando el agua de los lodos, posteriormente se disgregó el lodo empleando una batidora de inmersión por un periodo de 2 a 3 minutos.



En la Tabla 11 se reportan los parámetros analizados en los sustratos así como el método utilizado y en la Tabla 12 los correspondientes para el inóculo.

Tabla 11. Parámetros evaluados para la caracterización de los sustratos

Determinación	Método	Observaciones	FORSU	Residuos de aceite comestible
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)	NMX-AA-028-1981	Diferencia entre el oxígeno inicial y final	X	
Demanda química de oxígeno total (DQO)	APHA 5220-D	Colorimétrico. Digestión por reflujo a 150°C. Lectura a 620nm.	X	
Fósforo total	APHA 4500-P C	Digestión ácida con ácido sulfúrico y nítrico. Método colorimétrico de ácido vanadomolibdofosfórico. Lectura a 410 nm.	X	
Humedad	APHA 2540 B	Gravimetría, se obtiene por diferencia entre la masa inicial y los sólidos totales determinados	X	
Humedad	Termobalanza	Gravimetría, se obtiene por diferencia entre la masa inicial y los sólidos totales determinados, secados a 105°C durante 30 minutos		X
Nitrógeno Kjeldahl	Titulación Wieninger	Digestión ácida con pastillas catalizadoras y posterior titulación con H ₂ SO ₄ 0.02N.	X	
Proteínas	Indirecto	Para convertir el nitrógeno a proteína se emplea el factor de 6.25 el cual proviene de la consideración de que la mayoría de las proteínas tienen una cantidad aproximada de 16% de nitrógeno.	X	
Sólidos totales	APHA 2540-B	Gravimetría. Sólidos secados a 103 ± 2°C	X	
Sólidos volátiles y fijos	APHA 2540-E	Gravimetría. Sólidos secados a 103-105°C e incinerados a 550°C. Los SV se determinan por diferencia con respecto al peso perdido.		X
Grasas	NMX-F-089-S-1978	Gravimetría. Extracción con éter a reflujo. Muestra remanente después de la evaporación del éter.	X	
Fibras crudas	NMX-F-090-S-1978	Gravimetría. Por diferencia entre el peso de muestra inicial seca y la masa final después de digestiones y calcinación	X	
Índice de acidez	NMX-F-101-1987	Este método se basa en la titulación de los ácidos grasos libres, con un álcali.		X
Índice de saponificación	NMX-F-101-1987	Este método se basa en la titulación de los ácidos grasos libres, con un álcali.		X

Se efectuaron dos análisis por muestra analizada.



Tabla 12. Parámetros evaluados en la caracterización del inóculo.

Determinación	Método	Observaciones
Demanda química de oxígeno total (DQO)	APHA 5220-D	Colorimétrico. Digestión por reflujo a 150°C. Lectura a 620nm.
Humedad	APHA 2540 B	Gravimetría, se obtiene por diferencia entre la masa inicial y los sólidos totales determinados
Sólidos totales	APHA 2540-B	Gravimetría. Sólidos secados a 103 ± 2°C
Sólidos volátiles y fijos	APHA 2540-E	Gravimetría. Sólidos secados a 103-105°C e incinerados a 550°C. Los SV se determinan por diferencia con respecto al peso perdido.

4.3 PRUEBA DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO

La prueba de Potencial Bioquímico de Metano, se aplicó para determinar la relación sustrato-microorganismo en el proceso de digestión anaerobia de la FORSU y lodos anaerobios que genere la mayor producción de metano. Con el valor determinado, posteriormente se realizaron las pruebas en régimen discontinuo del potencial bioquímico de metano para el proceso de co-digestión anaerobia de FORSU:ACU.

La FORSU empleada en esta prueba se obtuvo del Municipio de Temixco ubicado en el estado de Morelos y se obtuvieron valores de 315 y 209 g/L para los sólidos totales y volátiles respectivamente, se eligió esta muestra por presentar el valor más alto de sólidos volátiles del total de las muestras, así como una relación de C/N igual a 35.

Los sólidos totales y volátiles para el inóculo empleado fueron 56 y 47 g/L respectivamente.

Para la realización de esta prueba, se emplearon las 4 relaciones siguientes de sustrato/microorganismo en términos de sólidos volátiles, 1) 0.25:1, 2) 0.5:1, 3) 1:1 y 4) 2:1. En cada prueba, para obtener el volumen neto de metano generado se descontó el blanco que sólo tenía inóculo. En la Tabla 13, se presenta el diseño de la prueba en términos de sólidos volátiles.

Tabla 13. Diseño de la prueba de potencial bioquímico de metano para la relación sustrato-microorganismo en términos de sólidos volátiles.

Tratamiento	SV [g]		RELACIÓN S/X
	Inóculo	FORSU	
1	6	1.5	0.25
2	6	3	0.5
3	6	6	1
4	6	12	2
BLANCO	6	0	-

El equipo utilizado para esta prueba fue el AMPTS II (Automatic Methane Potential Test System), Figura 8, marca Bioprocess Control, el cual está conformado por 15 reactores con capacidad de 500 mL, cada uno con sistema de agitación individual. En este dispositivo los reactores se mantienen en un baño de agua con temperatura controlada, el metano generado pasa a través de una solución de NaOH 3N, para permitir la fijación de CO₂ y cuantificar el volumen de metano generado a través del dispositivo de medición, el cual cuantifica el flujo de gas húmedo con una disposición de celdas multiflujo. Una vez que un volumen definido de gas fluye a través del dispositivo, se genera un pulso digital y mediante un sistema integrado de adquisición de datos, se registran y analizan los resultados. El volumen útil empleado en cada reactor fue de 60%, las pruebas de potencial de metano se realizaron a una temperatura de 35 °C, manteniendo una agitación de 40 rpm durante 10 segundos, cada 10 segundos.

Una vez finalizada la prueba, se analizaron los efluentes de las pruebas, determinando pH, alcalinidad, remoción de sólidos volátiles y DQO.

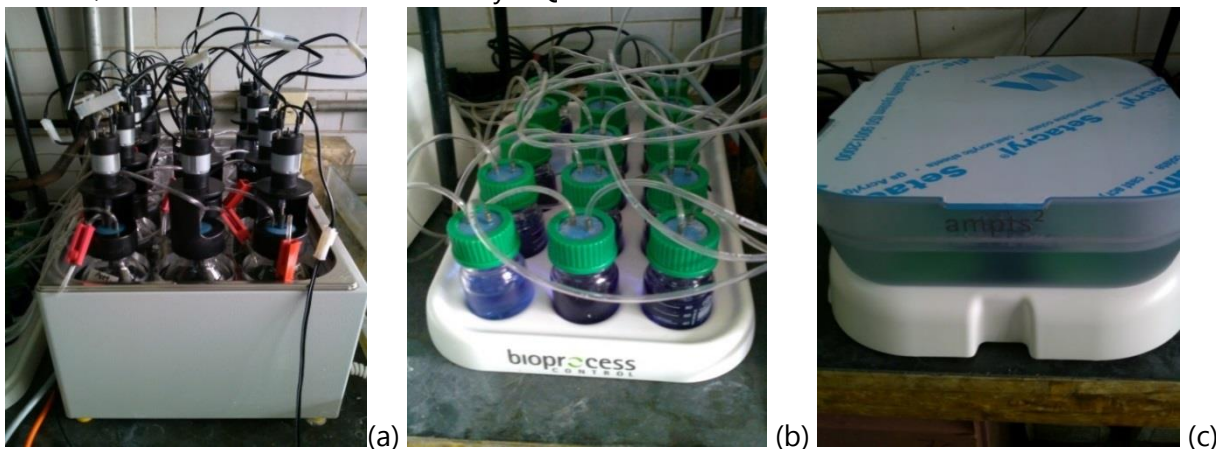


Figura 8. Componentes del AMPTS II, equipo automatizado para la prueba de potencial bioquímico de metano. (a) baño de agua con reactores, (b) frascos con NaOH 3N, (c) dispositivo con celdas multiflujo.

4.3.1 PRUEBAS EN DISCONTINUO

Posteriormente se desarrollaron las pruebas de potencial bioquímico de metano en régimen discontinuo para evaluar el efecto de la co-digestión de los residuos de aceite comestible usado (ACU) con la FORSU y determinar la proporción adecuada de ambos sustratos para realizar la prueba de co-digestión en continuo a nivel laboratorio.

Con base en diferentes estudios (Martin Gonzalez *et al*, 2010; Fernandez *et al*, 2005; Razaviarani *et al*, 2013), se consideró que la adición máxima de residuos de aceite que no ocasiona inhibición del proceso de digestión anaerobia es igual al 30% de los sólidos volátiles de la carga orgánica.

Para esta prueba se empleó una relación sustrato-microorganismo (S/X) igual a 0.5 y se utilizó el inóculo mencionado anteriormente, en este caso se emplearon las 5 relaciones de sustrato siguientes (Tabla 14), FORSU:ACU; A) 1:0, B) 6:1, C) 2:1, D) 1:1, E) 0:1 en términos de sólidos

volátiles. El porcentaje de ACU en relación a la carga orgánica ($\text{kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\text{d}$) en cada prueba fue: A) 0%, B) 15% C) 30%, D) 50% y E) 100%. Se realizaron un total de 5 pruebas, por triplicado.

Tabla 14. Composición de los tratamientos en la prueba de PBM del proceso de co-digestión FORSU:ACU.

Tratamiento	[%] [SV]		Cantidad sustrato [g]	
	FORSU	ACU	FORSU	ACU
A	100	0	17.4	0
B	85	15	14.8	0.5
C	70	30	12.2	0.9
D	50	50	8.7	1.5
E	0	100	0	3.0
BLANCO	0	0	0	0.0

Esta prueba se desarrolló en un equipo no automatizado, utilizando una incubadora con baño maría y sistema de agitación, modelo bagi_6090 Vichi, con temperatura controlada. Se utilizaron frascos ámbar con capacidad de 240 mL y tapa con septo (Figura 9).

En cada reactor se colocaron 68 g de inóculo y una mezcla de sustratos equivalente a $3 \text{ kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\text{d}$. El aire presente en el espacio de cabeza fue desplazado mediante la adición de nitrógeno libre de oxígeno, el gas se inyectó por un periodo de 2 minutos en cada frasco. Posteriormente se colocaron los recipientes en la incubadora a una temperatura de $35 \pm 2 \text{ }^\circ\text{C}$.

Para la medición del volumen de metano producido, se empleó una técnica volumétrica a partir del desplazamiento de una solución de NaOH 3N en una probeta invertida.

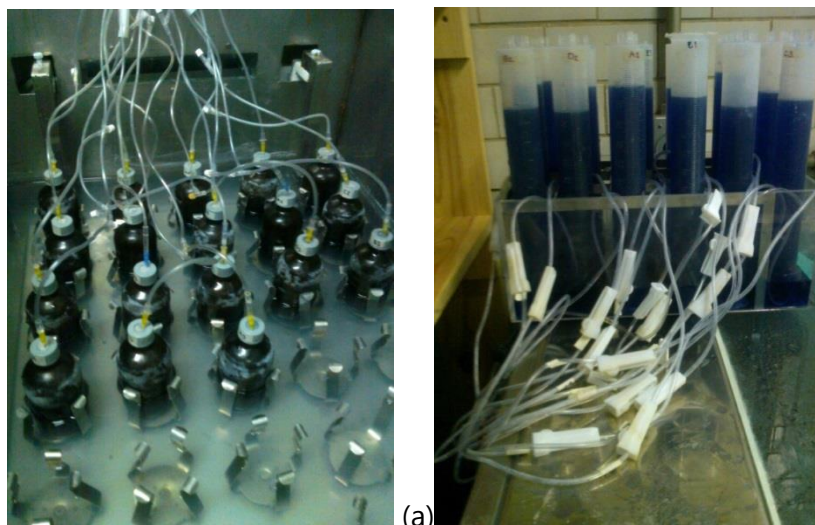


Figura 9. Dispositivos del equipo de potencial bioquímico de metano manual (a) botellas con septo en incubadora, (b) probetas invertidas con NaOH 3N



4.3.2 PRUEBA EN CONTINUO A NIVEL LABORATORIO

Para realizar la prueba de co-digestión anaerobia en un reactor a nivel laboratorio, se seleccionó la relación de sustratos que presentó la mayor producción de metano en la prueba en discontinuo del potencial bioquímico de metano del proceso de co-digestión FORSU:ACU.

El reactor anaerobio que se utilizó, es de vidrio y de forma cilíndrica, con capacidad de 5 L., altura de 55 cm y diámetro de 14 cm, está encaquetado para permitir el calentamiento del contenido, (Figura 10). La tapa del reactor presenta 5 perforaciones, en una de ellas se coloca la flecha del motor de agitación, tres propelas fabricado en acero inoxidable, en otra abertura se coloca la manguera que permitirá el desplazamiento del biogás generado, por otra de las aberturas se lleva a cabo la alimentación del reactor y en otra abertura se coloca una manguera para permitir la recirculación del contenido a través de una bomba peristáltica. En la parte inferior del reactor hay una salida en "Y" para el efluente, la cual consiste en un émbolo con rosca, por una salida se colectan la muestra del efluente y la otra permite la recirculación del contenido del reactor (Figura 11).

El inóculo empleado, como en las pruebas anteriores, se obtuvo de un reactor UASB de la planta de tratamiento de aguas residuales de la cervecería del Grupo Modelo. Los lodos se disgregaron con una batidora de inmersión, lo que permitió el rompimiento de los gránulos, propiciando mayor contacto con el sustrato.

Incubación de lodos anaerobios

Previo a la alimentación del reactor anaerobio con la FORSU, se permitió la incubación de los lodos a una temperatura de 35°C durante 5 días, sin adición de sustrato, esto con la finalidad de readaptar a los lodos a temperatura mesofílicas, asegurar la degradación de materia orgánica y remover el metano generado durante su almacenamiento. El biogás generado durante la incubación de los lodos se desfogaba diariamente. Los lodos dentro del reactor ocuparon inicialmente un 75% del volumen útil del reactor. Inicialmente la concentración de sólidos volátiles dentro del reactor era de 61 g SV/L.

Estabilización de reactor anaerobio (80 días)

Previamente a la adición de residuos de aceite comestible usado en el proceso de co-digestión anaerobia, se estabilizó un reactor anaerobio completamente mezclado por un periodo de 80 días, con la adición de FORSU como único sustrato, posteriormente se adicionaron de forma gradual los residuos de aceite vegetal y se realizó el monitoreo del reactor, cuantificando la generación de metano, así como el porcentaje de remoción de sólidos volátiles.

La alimentación del reactor se hacía una vez al día con FORSU preparada al 10% ST, el flujo de alimentación variaba de acuerdo a la carga orgánica establecida. La digestión húmeda de los residuos, con un máximo de 10% ST, permitió el mezclado completo del contenido del reactor. Se empleó una jeringa de plástico de 60 mL para agregar el sustrato al reactor.

La preparación de la FORSU requirió diluir el residuo hasta un 10% de sólidos totales, agregando solución buffer de fosfatos pH=7. La FORSU preparada se mantuvo en refrigeración hasta su uso.

De acuerdo a la determinación de los sólidos totales y volátiles de la FORSU, se procedió al cálculo del flujo de alimentación de la FORSU al 10% de ST:

$$FORSU\ 10\% = \left(\frac{kg\ FORSU}{kg\ ST} \times 100\ kg\ ST \right) = kg\ FORSU \quad (1)$$

$$C_{sv}\ FORSU = \left(\frac{kg\ FORSU}{m^3} \right) \times \left(\frac{kg\ SV}{kg\ FORSU} \right) = kg\ \frac{SV}{m^3} \quad (2)$$

$$CO = \frac{(Q, m^3/d) \times (C_{sv}, kg\ SV/m^3)}{(V, m^3)} = kg\ SV/m^3 d \quad (3)$$

$$Q = \frac{(CO, kg\ SV/m^3 d) \times (V, m^3)}{(C_{sv}, kg\ SV/m^3)} = m^3 d \quad (4)$$

Donde C_{sv} =Concentración de sólidos volátiles, CO= carga orgánica, Q= flujo de alimentación.

El proceso de digestión anaerobia se realizó en condiciones mesofílicas, con temperatura controlada de 35°C y con una agitación de 45 rpm. La captación de metano se realizó en contenedores de 10 L, previamente graduados, donde se midió el desplazamiento de una solución alcalina de NaOH 3N una vez que el biogás pasa a través de esta solución para permitir la retención del CO₂.

La purga del reactor se hizo diariamente para conservar el volumen inicial, se analizó el efluente determinando los parámetros de acuerdo a la 0, tales como: pH, sólidos totales y volátiles, relación alfa, relación tampón y DQO total y soluble.



Figura 10. Reactores anaerobios en serie, conectados a un recirculador.

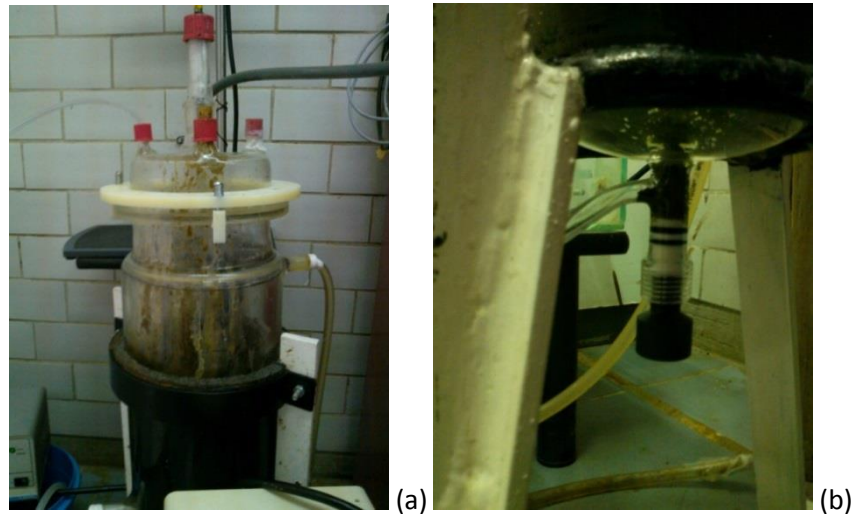


Figura 11. (a) Tapa y (b) base del reactor anaerobio

Proceso de codigestión anaerobia

El día 81 de operación, inició el proceso de co-digestión en el reactor y los residuos de aceite fueron alimentados en combinación con la FORSU de forma gradual en un tipo de alimentación por pulsos adicionándose la mezcla de sustratos una vez por semana, alcanzando una concentración de 30% de los sólidos volátiles respecto a una carga orgánica igual a $2 \text{ kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\text{d}$, para posteriormente establecer una alimentación en régimen semicontinuo.

Tabla 15. Cuantificación de variables de interés

Determinación	Método	Observaciones	Frecuencia de medición
Producción de metano	Volumétrico	Desplazamiento de columna de líquido en una probeta invertida.	Diario
Sólidos volátiles	APHA 2540-E	Gravimetría. Sólidos secados a $103-105^{\circ}\text{C}$ e incinerados a 550°C . Los SV se determinan por diferencia con respecto al peso perdido.	3 veces/semana
Demanda química de oxígeno total (DQO)	APHA 5220-D	Colorimétrico. Digestión por reflujo a 150°C . Lectura a 600nm .	3 veces/semana
pH	Potenciométrico		diario
Relación alfa	Potenciométrico	Alcalinidad bicarbonática / alcalinidad total. Ref.: (Jenkins et al, 1983)	diario
Relación tampón	Potenciométrico	Alcalinidad bicarbonática AGV/alcalinidad total. Ref.: (Jenkins et al, 1983)	diario



5 RESULTADOS

5.1 CARACTERIZACIÓN DE LOS SUSTRATOS E INÓCULO

El análisis fisicoquímico reportado en la Tabla 16 y trazado en la Figura 12 para su mejor comprensión, permite identificar diferencias apreciables entre cada muestra, lo que indica la heterogeneidad en la composición de los residuos recolectados. El contenido de humedad es determinante para evaluar la concentración de los componentes presentes en los residuos, en términos de sólidos totales y volátiles. De este modo la caracterización realizada permite determinar la idoneidad de los residuos como sustrato para la digestión anaerobia y en caso de alguna deficiencia o exceso de algún componente, lograr mantener un equilibrio.

Tabla 16. Resultados del análisis fisicoquímico de la FORSU

PARÁMETRO	ENTIDAD				
	Gustavo A	Benito J	Cuernavaca	Jiutepec	Temixco
Humedad (%)	78.97	76.95	74.40	78.65	68.45
ST (g/kg FORSU)	210.50	231	256.03	213.35	315.35
SF (g/kg FORSU)	35.93	49.25	58.30	46.45	105.9
SV (g/kg FORSU)	174.57	181.75	197.73	166.9	209.45
DQO (g/kg FORSU)	248.87	237.95	278.23	319.85	336.75
PT (g/kg FORSU)	1.13	1.55	0.87	0.85	1.5
N-K (g/kg FORSU)	6.43	6.1	8.77	8.9	9.55
Grasas (g/kg FORSU)	17.47	22.5	11.33	10.4	24.7
Proteínas (g/kg FORSU)	40.27	37.9	54.73	55.55	59.6
COD (g/kg FORSU)	15.60	15.75	15.20	16.6	14.5
DBO (g/kg FORSU)	114.77	99.7	102.63	103.2	115.15
Carbohidratos (g/kg FORSU)	126.10	128.1	148.43	114.65	149.25
Fibras (g/kg FORSU)	40.20	47.7	55.27	45.4	57.7
C/N	38.68	39.01	31.74	35.94	35.26

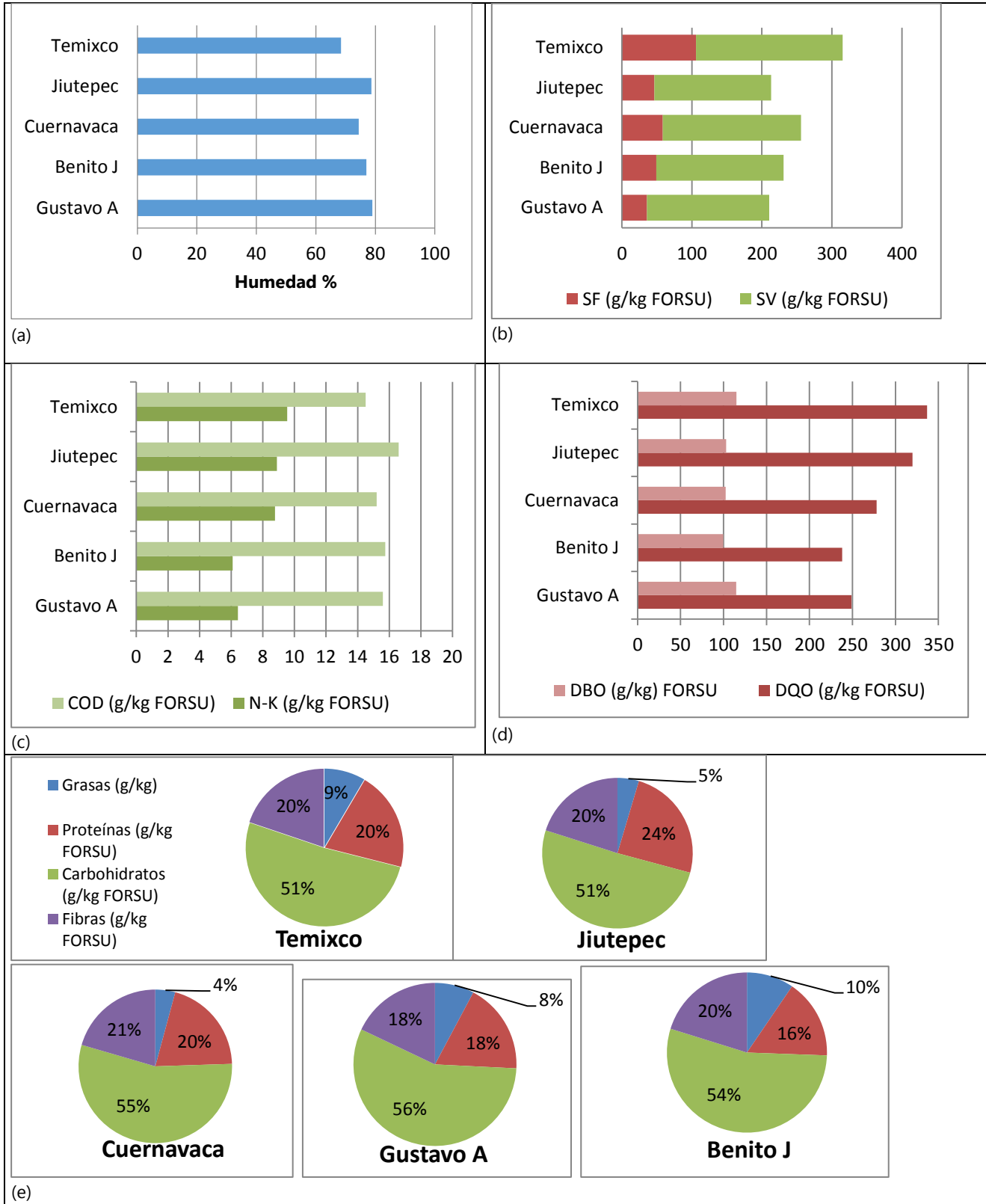


Figura 12. Resultados comparativos de la caracterización fisicoquímica de las muestras empleadas durante el desarrollo del trabajo experimental. (a) Humedad (%), (b) SF y VF, (c) COD y N-K, (d) DBO Y DQO, (e) grasas, proteínas, carbohidratos y fibras.



Se eligieron las muestras de las entidades numeradas en la Tabla 16 por presentar una relación C/N adecuada para el proceso de digestión anaerobia (31-39), y una composición semejante respecto a la cantidad de macronutrientes presentes (carbohidratos, proteínas, grasas y fibras). En un principio se seleccionó la FORSU de la entidad de Temixco para determinar la relación sustrato-microorganismo mediante la prueba de potencial bioquímico de metano, ya que presentó la mayor cantidad de sólidos volátiles y un adecuado balance de nutrientes con respecto al resto de las entidades. La muestra seleccionada de la delegación Gustavo A. Madero, se empleó como sustrato para la prueba en discontinuo del potencial bioquímico de metano del proceso de co-digestión de la FORSU:ACU y el resto de las muestras se utilizaron como sustrato para el reactor anaerobio en la prueba en continuo.

Los resultados más sobresalientes de la caracterización de los residuos de grasa Tabla 17, indican la baja humedad del sustrato y por otra parte la alta cantidad de sólidos volátiles que presenta el residuo. Por otra parte, se determinó el índice de acidez que es un indicador de la cantidad de ácidos grasos de cadena larga que se encuentran libres en la grasa en términos del ácido oleico, considerando que este ácido se encuentra presente de forma mayoritaria en el aceite de soya.

Tabla 17. Resultados de la caracterización del residuo de aceite comestible usado.

Humedad (%)	ST (g/kg)	SV (g/kg)	% AG _{oleico}
0.37	99.63	99.63	0.6246

En la Tabla 18, se observan los valores obtenidos para los lodos después de que fueron incubados a 35 °C, por un periodo de 4 días.

La muestra de lodos se decantó del bidón de muestreo para eliminar el agua presente, lo que permitió obtener un inóculo más concentrado.

Tabla 18. Resultados de la caracterización del inóculo.

Humedad (%)	pH	ST (g/kg)	SV (g/kg)
92.5	7.12	73.5	61

5.2 ***PRUEBA DE POTENCIAL BIOQUÍMICO DE METANO***

La prueba de potencial bioquímico de metano realizada para establecer la relación sustrato/microorganismo permitió evaluar la producción de metano en cada tratamiento, así como la producción de acidez durante el proceso de digestión debido a una posible inhibición por efecto de la acumulación de ácidos grasos volátiles, esto al efectuarse la determinación de la relación alfa al finalizar la prueba.

5.2.1 RELACIÓN SUSTRATO-MICROORGANISMO

A continuación se presenta un gráfico del comportamiento de la prueba que duró 12 días, los volúmenes mostrados de los tratamientos corresponde al promedio real de las réplicas menos el volumen del blanco, mostrándose este último tratamiento en la Figura 13 en la cual se observa que el comportamiento de la relación 0.5 es la más estable al presentar una meseta que indica producción constante de metano seguida de un aumento en la producción de éste, los valores trazados en la gráfica están expresados en condiciones de referencia a 1 atm y 0°C (volumen normalizado, NmL), considerando la propiedad de compresibilidad del gas metano.

Los efluentes de todas las pruebas se analizaron y en la Tabla 19 aparece el análisis de pH, la relación alfa y tampón, concluyendo que la relación 2 se inhibió posiblemente a causa de un exceso de sustrato, ya que al final de la prueba se aprecia una disminución de la alcalinidad. La relación 0.5 se empleó en la prueba de potencial bioquímico de metano en continuo para el proceso de co-digestión de FORSU:ACU.

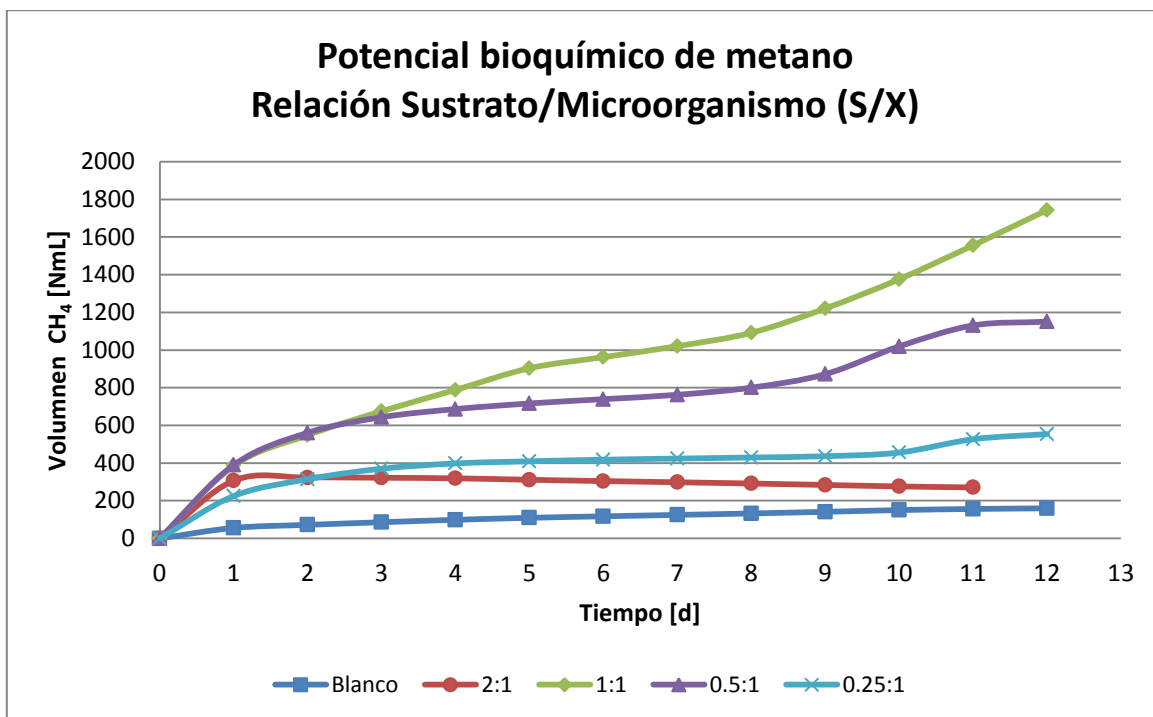


Figura 13. Generación de Metano en la prueba de PBM para obtener la relación sustrato/microorganismo.



Tabla 19. Análisis de pH y alcalinidad

Tratamiento	Parámetros		
	pH	Relación alfa	Relación tampón
BLANCO	7.14	0.82	0.18
1.5:6	7.23	0.78	0.22
3:6	7.36	0.87	0.13
6:6	7.56	0.77	0.23
12:6	5.40	----	---

5.2.2 PRUEBA DE CO-DIGESTIÓN POR LOTES

La Figura 14, muestra el comportamiento de la relación FORSU:ACU a lo largo de 75 días que duró la prueba de potencial bioquímico de metano, observándose la mayor generación volumétrica de gas metano con la relación 2:1, seguida de la relación 6:1, por el contrario la relación 0:1, presentó un periodo de latencia prolongado respecto al resto de los tratamientos, esto debido a la aclimatación de los lodos al único sustrato alimentado, siendo el aceite comestible usado. En la Tabla 20, se presenta la generación específica de metano de cada tratamiento (NmL CH₄/g_{SV} alimentado).

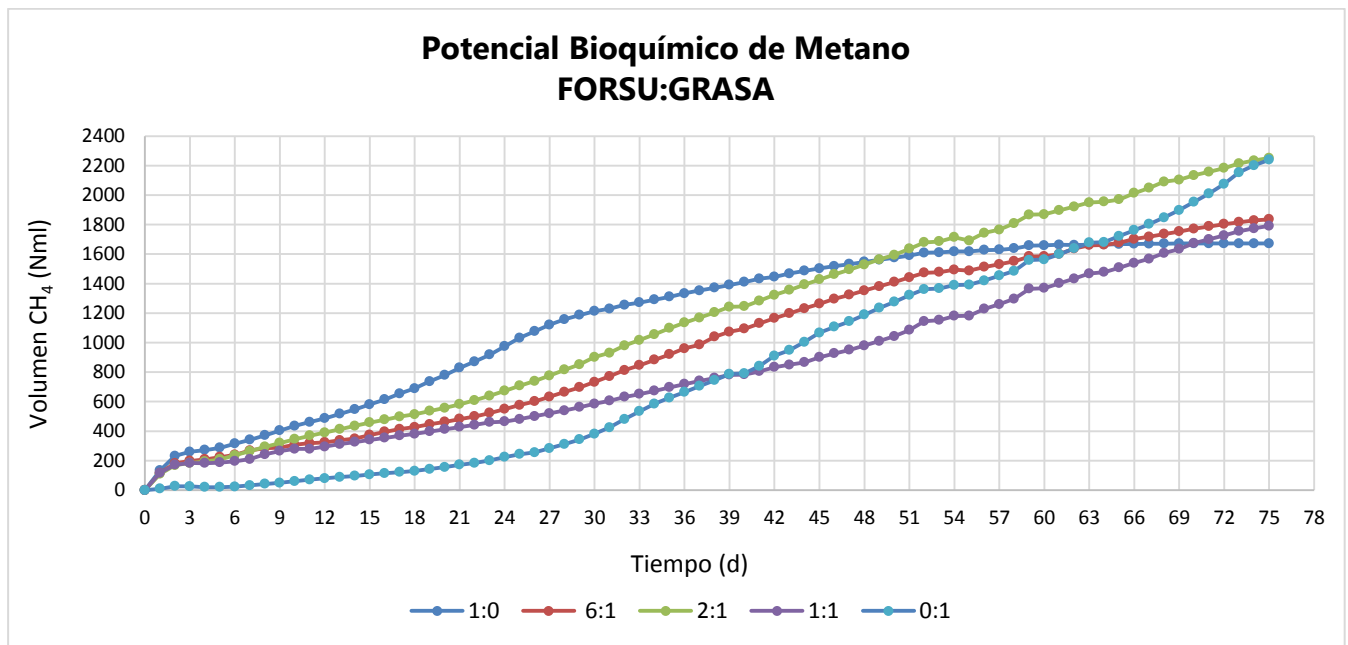


Figura 14. Producción de metano en la prueba de PBM para el proceso de co-digestión FORSU:GRASA

El tiempo de retención que presentó el tratamiento que sólo contenía FORSU como único sustrato, es aproximadamente de 25 días en comparación con el tiempo determinado para el resto de los tratamientos, donde figuran tiempos de retención más amplios y aún no se aprecia



un comportamiento estable respecto a la generación de metano en presencia de FORSU y residuo de aceite vegetal usado.

La alimentación de sustrato en todos los tratamientos fue de 3g de SV, con una proporción distinta de FORSU y de ACU de acuerdo al siguiente diseño:

Tabla 20. Producción específica de metano en la prueba por lotes del proceso de codigestión anaerobia de FORSU:GRASA.

Tratamiento	[%SV]		[gSV]		Producción específica de metano [NmL CH ₄ /g _{sv}]
	FORSU	ACU	FORSU	ACU	
A	100	0	3	0	557.43
B	85	15	2.55	0.45	611.77
C	70	30	2.1	0.9	750.32
D	50	50	1.5	1.5	597.15
E	0	100	0	3	746.27

De acuerdo a los resultados de la tabla 20, se observa que la producción específica de metano en el tratamiento C, donde un 30% de los SV alimentados correspondía al residuo de aceite vegetal, es mayor en relación a la producción generada en el resto de los tratamientos, cabe destacar que esta producción se alcanzó a los 75 días de la prueba y superó hasta el día 51, el volumen de metano en el tratamiento que sólo contenía FORSU como único sustrato. Esto indica los grandes tiempos de retención que se requieren para la degradación de macromoléculas como las grasas.

Durante el desarrollo de la prueba se presentaron contingencias respecto al control de temperatura de la incubadora donde se encontraban los reactores, lo que permite observar la influencia de la temperatura en la producción de metano ya que en cuando esto se presentaba la producción de metano decaía considerablemente

Cabe destacar que no se observó inhibición en alguno de los tratamientos de co-digestión, esto se concluye del análisis de pH y relación alfa reportado en la Tabla 21, incluso en el tratamiento que tenía únicamente como sustrato residuos de aceite comestible usado como única fuente de carbono, este comportamiento pudo estar influenciado por el tipo de inóculo empleado ya que los lodos granulares disgregados, así como los lodos floculentos o suspendidos, pueden ser más eficientes en la remoción de grasa debido principalmente a que una mayor cantidad de sustrato se encuentre asociada a la biomasa facilitando con ello su degradación, en comparación con lodos granulares que presentan una estructura más densa (Pereira *et al*, 2004), (Neves L. *et al*, 2009), sin embargo el periodo amplio de latencia que se presentó en este tratamiento pudo ser consecuencia de la acumulación de ácidos grasos de cadena larga en la biomasa (Cavaleiro *et al*, 2009).



Tabla 21. Evaluación de efluentes de la prueba de PBM del proceso de co-digestión.

Tratamiento	Parámetros	
	pH	Relación alfa
A	7.14	0.77
B	8.3	0.80
C	7.64	0.75
D	7.84	0.70
E	7.43	0.82
BLANCO	6.93	0.76

5.2.3 PRUEBA DE CO-DIGESTIÓN EN SEMICONTINUO

El periodo de estabilización del reactor anaerobio (periodo I) se desarrolló con una carga orgánica igual a $3.5 \text{ kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\text{d}$ y con una alimentación de FORSU al 10% ST. Transcurridos 7 días del arranque se observó un comportamiento favorable del proceso, registrándose un pH de 8 y una relación alfa de 0.82, y se procedió a incrementar la carga orgánica a $4 \text{ kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3 \text{ d}$ (periodo II), en este periodo se alcanzó una producción de metano promedio de $359.71 \text{ mL de metano}/\text{g}_{\text{SV FORSU}} \text{ d}$, a partir del día 55 de operación del reactor se registró un decremento en el valor de pH y la relación alfa, 7.43 y 0.64, respectivamente, y con ello una disminución en la producción de metano, en el día 58 se registró un pH y relación alfa de 7.18 y 0.59, por lo que se disminuyó la carga orgánica hasta $1.6 \text{ kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3 \text{ d}$ (periodo III), en el día 80 el reactor presentó un valor de pH de 7.37 y la relación alfa se registró en 0.65, hasta este punto, el reactor fue alimentado únicamente con FORSU.

El proceso de co-digestión inició el día 81 con una carga orgánica de $2 \text{ kg}_{\text{SV}}/\text{m}^3\text{d}$ (periodo IV), el pH y la relación alfa aumentaron gradualmente, así como la producción de metano promedio, que alcanzó un valor de $401.96 \text{ mL}_{\text{metano}}/\text{g}_{\text{SV FORSU}} \text{ d}$. En la Figura 15, se observan los cuatros periodos descritos anteriormente.

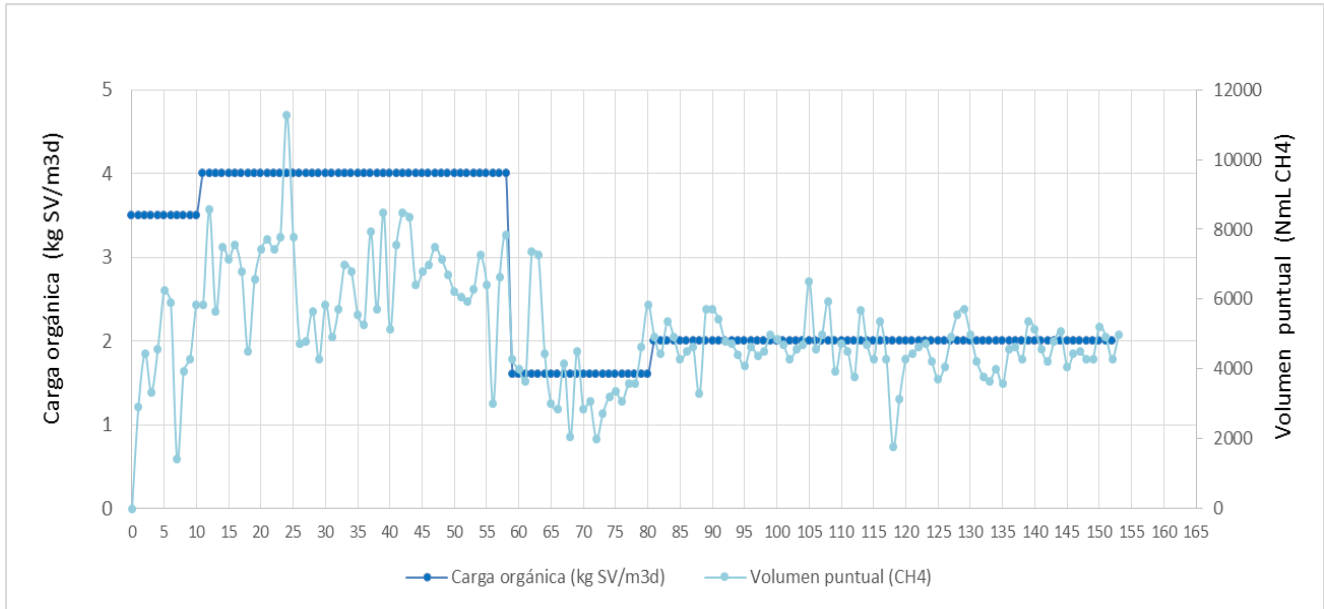


Figura 15. Producción de metano (NmL CH₄) con diferentes cargas orgánicas (kg_{SV}/m³d)

En referencia a los resultados de la prueba de potencial bioquímico de metano, se eligió adicionar el co-sustrato en una proporción máxima del 30% respecto a los SV de la carga orgánica. La adición de residuos de aceite vegetal usado, se hizo de forma gradual hasta alcanzar la proporción mencionada, el proceso de co-digestión se monitoreo durante 72 días a partir de la adición del co-sustrato.

La alimentación del reactor anaerobio se hizo de forma semicontinua durante el periodo de arranque y estabilización, día 1 a 80, durante este periodo se adicionó FORSU al 10% ST como única fuente de carbono, al iniciar el proceso de co-digestión, se hicieron adiciones puntuales del co-sustrato, los días 81 y 88, se alimentó el residuo de aceite vegetal usado en una proporción del 10% respecto a los sólidos volátiles de la carga orgánica, el día 93 la relación alimentada de este co-sustrato fue de 20% respecto a los sólidos volátiles de la carga orgánica y los días 106, 115 y 125, se adicionó una relación igual al 30% respecto a los SV de la carga orgánica, durante el periodo de alimentación entre estos pulsos sólo se alimentó FORSU al 10% ST.

Para realizar la adición del co-sustrato, la cantidad de aceite correspondiente se mezclaba con la FORSU, sin embargo a partir del día 128 la alimentación del co-sustrato ya no se hizo por pulsos y entonces la cantidad de grasa correspondiente con el 30% de los SV de la carga orgánica se mezcló con la cantidad de FORSU correspondiente a 7 días de alimentación, esto para adicionar la misma cantidad de co-sustrato pero distribuida en 7 días (día 128 a 134), posteriormente se siguió el mismo procedimiento ahora para 5 días (día 135 a 139) y finalmente para 3 días (día 140 a 154). En la Tabla 22 se detalla la estrategia de alimentación del co-sustrato, durante el proceso de co-digestión.

La producción de metano promedio durante el proceso de co-digestión fue de 401.96 mL_{CH4}/g_{SV} alimentador, lo que indica un aumento del 6.2% con respecto al proceso de digestión anaerobia de la



FORSU como única fuente de carbono, en la Tabla 23 se listan los parámetros de operación del reactor anaerobio.

Es probable que el origen de la grasa vegetal empleada en las pruebas de co-digestión anaerobia con la FORSU influya en el desarrollo y estabilidad del proceso, ya que en comparación con los estudios de Fernández et al. (2005), donde reportan una producción de metano igual a 0.464 L_{CH_4}/g_{SV} empleando la co-digestión de sustratos FORSU:aceite de coco y adicionando este último sustrato en un 28% de SV respecto a la carga orgánica de $0.97kg_{sv}/m^3d$ en un reactor de 14 L a 37°C, empleando un régimen semicontínuo, y Ponsa et al. (2011) que reportan una producción de 0.699 L_{CH_4}/g_{SV} con la co-digestión de FORSU:aceite de coco en una relación de 83:17 respecto a la carga orgánica, empleando régimen discontinuo en un reactor anaerobio de 1 L a 35°C, la producción de metano es inferior a lo reportado en literatura, bajo condiciones de operación similares.

Los procesos de co-digestión permiten el tratamiento simultáneo de diferentes residuos en el mismo reactor, sin embargo es probable que sea necesario implementar tratamientos previos al co-sustrato con la finalidad de incrementar el potencial de generación de biogás, tales como trituración mecánica, separación sólido-líquido, tratamientos enzimáticos, adición de álcalis a alta temperatura, tratamientos ultrasónicos y térmicos (Li *et al*, 2002, Esposito *et al*, 2012).

Tabla 22. Alimentación de residuos de aceite por pulsos y en régimen semicontínuo

Día de operación	FORSU	ACU	Tipo de alimentación
%SV respecto a la carga orgánica			
Pulsos			
80	90	10	Puntual
86	90	10	Puntual
91	80	20	Puntual
104	70	30	Puntual
115	70	30	Puntual
125	70	30	Puntual
Semicontinua			
128 a 134	70	30	(distribuido en 7 días)
135 a139	70	30	(distribuido en 5 días)
140 a 154	70	30	(distribuido en 3 días)

En la Figura 16 se observan las adiciones puntuales del co-sustrato durante el proceso de co-digestión, así como las adiciones subsecuentes que refieren una alimentación semicontinua del co-sustrato.

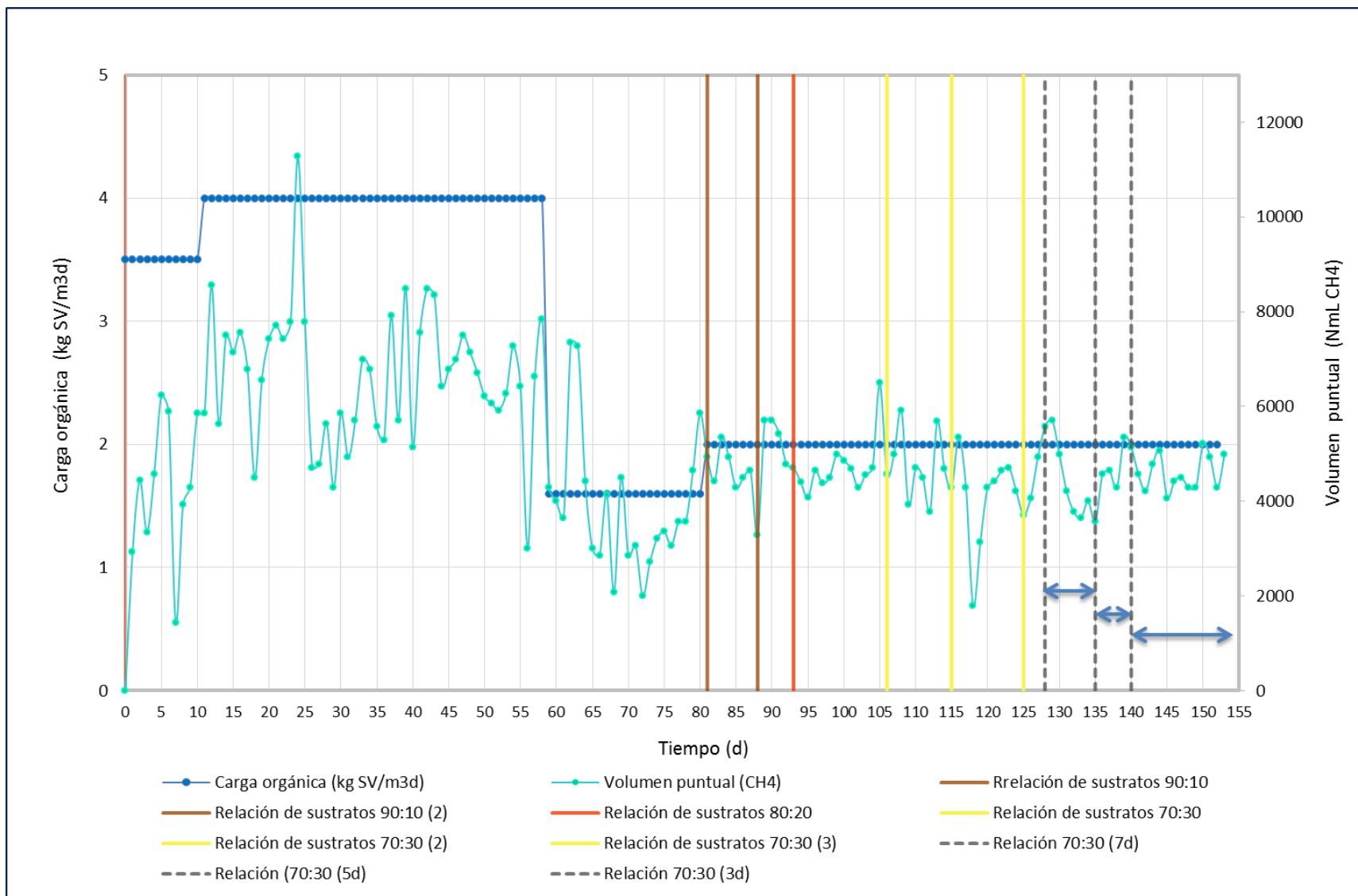


Figura 16. Estrategia de alimentación del co-sustrato (residuos de aceite comestible) al proceso de co-digestión con residuos sólidos orgánicos urbano



Tabla 23. Parámetros de operación y proceso de la co-digestión anaerobia de FORSU y residuos de aceite vegetal usado.

Parámetros	Unidades	Periodo I (0-7 días)	Periodo II (8-57 días)	Periodo III (58-80 días)	Periodo IV (81-153 días)
Carga orgánica	kg _{SV} /m ³ d	3.5	4	1.6	2
Remoción SV	%	35.47	76.86	61.11	62.24
Producción CH ₄	mL/g _{SV} alimentado	209.17	367.32	377.29	402.11
pH	--	7.7	7.8	7.3	7.5
Relación alfa (0.5-0.7)	--	0.77	0.75	0.62	0.73
Relación tampón (0.2-0.4)	--	0.21	0.25	0.38	0.27

La evaluación de parámetros como el pH y la relación alfa y tampón permiten determinar la estabilidad del proceso de digestión anaerobia, la determinación de estos parámetros permite evaluar el equilibrio que existe entre las especies químicas que se generan y las que son consumidas en el proceso anaerobio, hecho que influye directamente el pH. En sistemas acuosos las especies carbonatadas proporcionan una capacidad amortiguadora impidiendo cambios bruscos de pH, y por otra parte la cantidad de microorganismos involucrados en el proceso anaerobio debe ser proporcional a la cantidad de especies generadas en cada etapa del sistema (Rojas O. C., 1987).

El descenso apreciable de los parámetros pH y relación alfa registrados al final del periodo II e inicio del periodo III, donde se aumentó la carga orgánica de 3.5 a 4 kg_{SV} m³d, pudo ser causa de una purga inadecuada, ya que se estaba purgando un volumen mayor al flujo de alimentación porque fue necesario realizar análisis adicionales al digestato. Durante el arranque de un reactor anaerobio y hasta la estabilización del proceso de digestión es necesario promover la retención de biomasa viable dentro del reactor para su posterior acumulación (Pacheco *et al.*, 2003).

En el periodo III, se observa un aumento en la relación tampón, que es la relación entre la alcalinidad bicarbonática de los ácidos grasos volátiles (AGV's) y la alcalinidad total, debido a que la cantidad de AGV's aumentó en casi un 40%. Para evitar la inhibición del proceso se disminuyó la carga orgánica a 1.6 kg_{SV} m³d para promover la reducción de la cantidad de los ácidos grasos volátiles posiblemente acumulados, el incremento de la relación alfa y el pH fue gradual.



Durante el periodo IV, que corresponde con el proceso de co-digestión, el pH y la relación alfa y tampón no se vieron afectados, lo que mostró la estabilidad del sistema frente al cambio parcial de alimentación, considerando que esta modificación se hizo de forma gradual. En la Figura 17 se observa el comportamiento de las relaciones alfa, tampón y pH a lo largo del experimento.

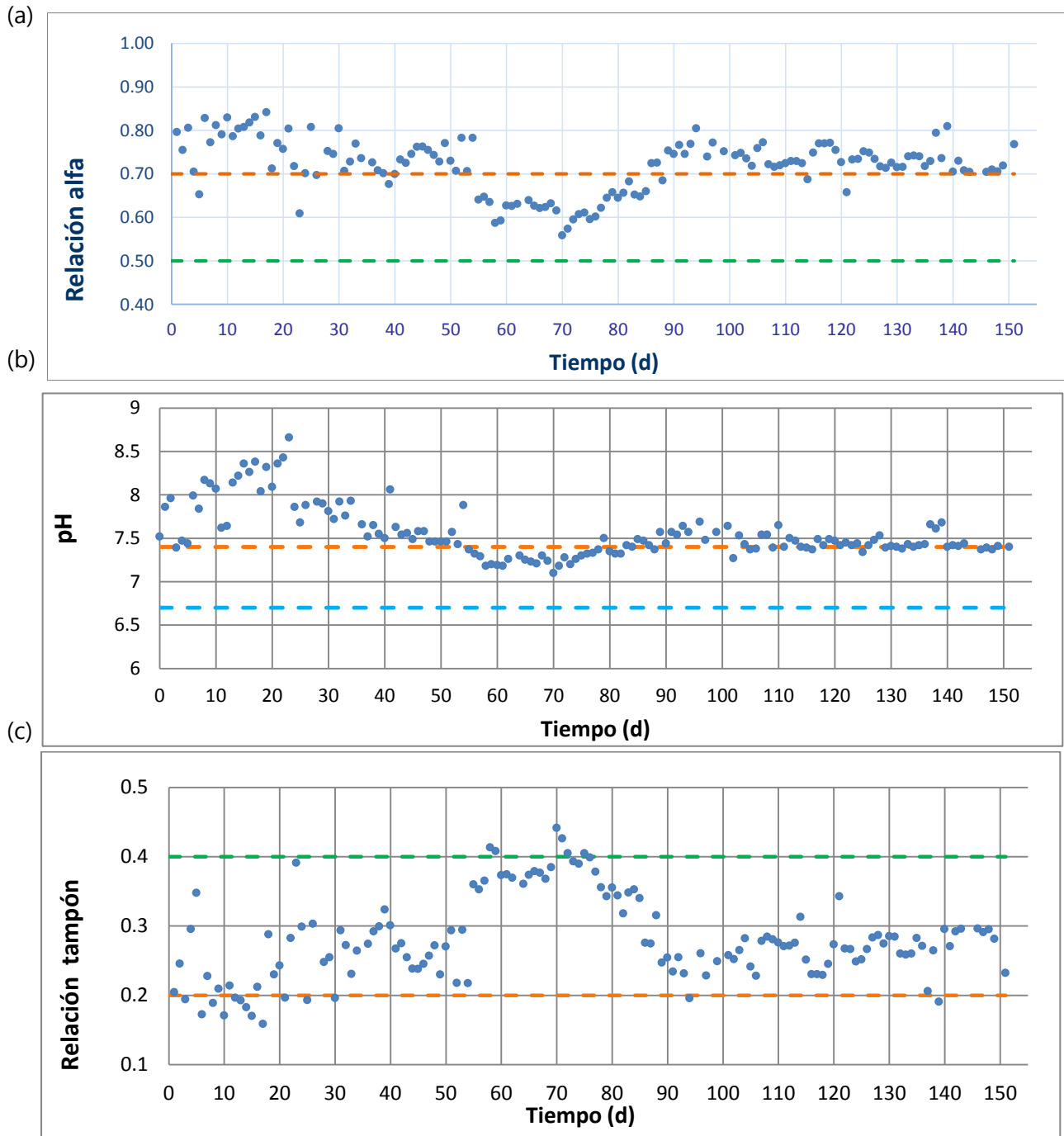


Figura 17. Monitoreo de la relación alfa (a), pH (b), y relación tampón (c) durante el monitoreo del proceso de digestión anaerobia, el trazo de las líneas horizontales en las figuras, representan el rango dentro de los cuales la digestión anaerobia se ve favorecida.



6 Conclusiones

1. La caracterización de la FORSU y de los residuos de aceite comestible usado permite obtener información para establecer la cantidad necesaria de cada sustrato para realizar de forma adecuada y equilibrada el tratamiento de digestión anaerobia. A partir de las pruebas de caracterización, la obtención de la relación C/N es determinante para seleccionar de forma adecuada el sustrato para el proceso de digestión anaerobia.
2. Mediante la prueba de potencial bioquímico de metano, realizada para conocer la relación sustrato/microorganismo, fue posible determinar que la relación 0.5 generó la mayor producción de metano y por el contrario la relación 2, ocasionó la inhibición del tratamiento.
3. En la prueba del proceso de codigestión anaerobia en régimen discontinuo la relación FORSU:ACU (70:30), en términos de porcentaje de SV por carga orgánica, generó la mayor producción de metano ($0.750 L_{CH_4}/g_{SV \text{ alimentado}}$) a los 75 días de tratamiento, alcanzando un valor de pH y relación alfa al finalizar el tratamiento de 7.6 y 0.75, en comparación con el tratamiento que tenía FORSU como única fuente de carbono ($0.557 L_{CH_4}/g_{SV \text{ alimentado}}$).
4. La estabilización de los reactores anaerobios es fundamental para adicionar un co-sustrato como los residuos de grasa y trabajar en régimen semicontinuo, ya que de este modo la biomasa del reactor se encuentra aclimatada a las condiciones de alimentación y soporta modificaciones de la misma. Durante el periodo de operación del reactor anaerobio de 5 L en régimen semicontinuo y a temperatura de $35\text{ }^{\circ}\text{C}$, con el proceso de codigestión FORSU:ACU (70:30) y una carga orgánica de $2\text{ kg}_{sv}/m^3d$ se obtuvo una producción de $0.402 L_{CH_4}/g_{SV \text{ alimentado}}$, alcanzando una relación alfa de 0.77 y un pH igual a 7.4.
5. La adición de residuos de aceite comestible empleado en el proceso de co-digestión anaerobia de la FORSU, no inhibe el proceso e incrementa el rendimiento de metano en un 6.2 % respecto a las adición de FORSU como única fuente de carbono, siguiendo una estrategia de adición gradual del co-sustrato e incluyendo un tipo de alimentación por pulsos y posteriormente en régimen semicontinuo.



7 Referencias

- Alves et al. (2009). Waste lipids to energy: how to optimize methane production from long-chain fatty acids (LCFA). *Microbial Biotechnology*, 2(5), 538-550.
- ANIAME, A. N. (Marzo de 2006). *Principales características del mercado mexicano de aceites y grasas*. Recuperado el 28 de Abril de 2014, de www.comexpalma.org/comexpalma2010
- ANSA. (9 de Noviembre de 2011). www.canilec.org.mx. Recuperado el 28 de Abril de 2014
- Batstone, D. (2011). *Anaerobic Processes*. QLD Australia: Elsevier, 615-637.
- Blanco, D. C. (2003). Tratamiento biológico aerobio-anaerobio-aerobio de residuos ganaderos para la obtención de biogás y compost. *Tesis*, 3-264. España.
- Boatella y Codony. (2000). *Recycled Cooking Oils: Assessment of risks for public health*. Barcelona, España: Documento de trabajo del STOA- Panel, 3-71.
- Carrillo. (2004). *Energía de Biomasa*. S.S Jujuy, 16-64.
- Cavaleiro et al. (2009). Continuous High Rate Anaerobic Treatment of Oleic Acid Based Wastewater is Possible after a Step Feeding Start-Up. *Environmental Science and Technology*, 43, 2931-2936.
- Cirne et al. (2007). Anaerobic digestion of lipid-rich waste—Effects of lipid concentration. *Renewable Energy*, 32, 6830-6836.
- Deublein y Steinhauser. (2008). *Biogas from Waste and Renewable Resources*. Weinheim, Alemania: WILEY-VCH, 93-137.
- DGGMAR. (10 de Abril de 2014). *Materiales y Actividades Riesgosas*. Recuperado el 14 de Mayo de 2014, de <http://www.semarnat.gob.mx/temas/gestion-ambiental/materiales-y-actividades-riesgosas/residuos-peligrosos>
- Dong-Hoon. (2011). Continuous high-solids anaerobic co-digestion of organic solid wastes under mesophilic conditions. *Waste Management*, 127, 1943-1948.
- Elbeshbishy et al. (2012). Biochemical methane potential (BMP) of food waste and primary sludge: Influence of inoculum pre-incubation and inoculum source. *Bioresource Technology*, 116, 18-25.
- Esposito et al, L. F. (2012). Anaerobic co-digestion of organic wastes. *Environmental Science Biotechnology*, 11, 325-341.
- Fernández et al. (2001). Effect of inoculum-substrate ratio on the start-up of solid waste anaerobic digesters. *Water Science and Technology*, 103-108.
- Fernandez et al. (2005). Anaerobic co-digestion of a simulated organic fraction of municipal solid wastes and fats of animal and vegetable origin. *Biochemical Engineering Journal*, 26, 22-28.



- Fernandez, R. J. (2010). Optimización de la digestión anaerobia seca de la Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) en reactores en fases de temperatura. *Tesis*, 1-300. España.
- Forster, C. T. (2005). Digestión anaerobia termofílica seca de Residuos Sólidos Urbanos: Estudio de las variables de proceso en el arranque y estabilización del bio-reactor. *Tesis*. España.
- Forster-Carneiro. (2007). Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of the municipal solid waste: Focusing on the inoculum sources. *Bioresource Technology*, 98, 3195-3203.
- Froni, L. (1999). *Procesos Microbianos*. Argentina: Editorial de la Fundación Universidad Nacional Rio de Cuarto.
- Hanaki et al. (1981). Mechanism of inhibition caused by long chain fatty acids in anaerobic digestion process. *Biotechnology Bioengineering*, 23, 1591-1610.
- Hunter et al, T. N. (2012). Anaerobic co-digestion of fat, oil, and grease (FOG): A review of gas production and process limitations. *Process Safety and Environmental Protection*, 90, 231-245.
- Hwu et al. (1998). Biosorption of long chain fatty acids in UASB treatment process. *Water Research*, 32, 1571-1579.
- INECC-SEMARNAT. (2012). *Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos*.
- INE-SEMARNAT. (2006). *Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos*. México: INE-SEMARNAT.
- Jenkins et al. (1983). Measuring anaerobic sludge digestion and growth by a simple alkalimetric titration. *Water Pollution Control Federation*, 55, 448-453.
- Jiang et al. (2012). Strategies for stable anaerobic digestion of vegetable waste. *Renewable Energy*, 66.4, 206-214.
- Juanga. (2005). Optimizing dry anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Tesis*. Tailandia.
- Kolesarova et al. (2011). Utilization of Biodiesel By-Products for Biogas Production. *Journal of Biomedicine and Biotechnology*, 2011, 1-15.
- Kossman et al. (1999). Biogas Digest. *Reporte GTZ*. Leipzig: ISAT_GTZ.
- Li et al. (2002). High-rate methane fermentation of lipid-rich food wastes by a high-solids co-digestion process. *Water Science and Technology*, 45, 143-150.
- Martin Gonzalez et al. (2010). Anaerobic co-digestion of the organic fraction of municipal solid waste with FOG waste from a sewage treatment plant: Recovering a wasted methane potential and enhancing the biogas yield. *Waste Management*, 30, 1854-1859.



- Masson, L. (1994). *Control de calidad de insumos y dietas acuícolas*. Obtenido de Sitio web de la FAO: <http://www.fao.org/docrep/field/003/AB482S/AB482S00.htm>
- Mata-Alvarez. (2000). Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. *Bioresource Technology*, 74, 3-16.
- Mata-Alvarez et al. (2011). Codigestion of solid wastes: A review of its uses and perspectives including modeling. *Critical Reviews in Biotechnology*, 2, 99-111.
- Metcalf y Eddy. (2003). *Waste Water Engineering* (4ta. ed.). EUA: Mc Graw Hill.
- Moller et al. (2004). Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. *Biomass and Bioenergy*, 26, 485-495.
- Nayono, S. E. (2010). *Anaerobic digestion of organic solid waste for energy production*. Karlsruhe: KIT Scientific Publishing.
- Neves et al. (2008). Influence of composition on the biomethanation potential of restaurant waste at mesophilic temperatures. *Waste Management*, 28, 965-972.
- Neves L. et al. (2009). Anaerobic co-digestion of organic wastes. *Tesis*.
- Neves, e. a. (2009). Fate of LCFA in the co-digestion of cow manure food waste. *Water Research*, 43, 5142-5150.
- Pacheco et al. (2003). Arranque de un reactor anaerobio. *Ingeniería*, 7(1), 21-25.
- Palatsi et al. (2009). Strategies for recovering inhibition caused by long chain fatty acids on anaerobic thermophilic biogas reactors. *Bioresource Technology*, 100, 4588-4596.
- Palatsi et al. (2012). Influence of adsorption and anaerobic granular sludge characteristics on long chain fatty acids inhibition process. *Water Research*, 46, 5268-5278.
- Pavlostathis y Giraldo Gómez. (1991). Kinetics of anaerobic treatment. *Water Science and Technology*, 24, 35-59.
- Pereira et al. (2004). Mineralization of LCFA associated with anaerobic sludge: kinetics, enhancement of methanogenic activity, and effect of VFA. *Biotechnology and Bioengineering*, 88, 502-511.
- Peters. (2007). Raw Material. *Advances in Biochemical Engineering*, 105, 1-30.
- Phong, N. T. (1 de Agosto de 2012). Recuperado el 1 de Agosto de 2014, de <http://hss.ulb.uni-bonn.de/2012/3002/3002.pdf>
- Pichtel, J. (2005). *Waste Management practices: Municipal, hazardous and industrial*. Florida EUA: CRC Press.
- Poggio. (2007). Diseño y Construcción de dos digestores anaeróbicos en el altiplano andino peruano. *Tesis*, 1-125. Perú.



- PROFECO. (2010). Estudio de calidad: Aceites vegetales comestibles. *PROFECO*, 36-48.
- Rangel A. et al. (27 de Agosto de 2011). Recuperado el 15 de Mayo de 2014, de slideshare:
<http://www.slideshare.net/girfish/reciclado-y-usos-del-aceite-usado-de-cocinappt-grupo-wiki-hugo-jaime-lina-9034115#>
- Razaviarani et al. (2013). Pilot-scale anaerobic co-digestion of municipal wastewater sludge with restaurant grease trap waste. *Journal of Environmental Management*, 123, 26-33.
- Robles. (2005). *Generación de biogas y lixiviados en los rellenos sanitarios*. México: Dirección de Publicaciones IPN.
- Rodríguez, S. (2006). *Manual de compostaje municipal*. México: INE-SEMARNAT.
- Rojas, O. C. (1987). *Biblioteca virtual de desarrollo sostenible y salud ambiental*. Recuperado el 2 de Abril de 2014, de <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd68/000866/000866d.pdf>
- Schievano et al. (2010). Evaluating inhibition conditions in high-solids anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 101, 5728-5732.
- Schnürer, A. (2009). *Microbiological Handbook for Biogas Plants*. Suiza: Avfall Sverige.
- SEMARNAT. (Julio de 2012). *Base de Datos Estadísticos - Badesniarn*. Recuperado el 20 de Noviembre de 2012, de
http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D3_RSM01_04&IBIC_user=dgeia_mce&IBIC_pass=dgeia_mce
- SEMARNAT. (Noviembre de 2013). *Base de Datos Estadísticos - Badesniarn*. Recuperado el 20 de Noviembre de 2012, de
http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D3_RSM01_04&IBIC_user=dgeia_mce&IBIC_pass=dgeia_mce
- SENER. (2012). *www.sener.gob.mx*. Recuperado el 1 de Mayo de 2014, de
http://sener.gob.mx/res/PE_y_DT/pub/2012/PER_2012-2026.pdf
- Sousa et al. (2008). Anaerobic microbial LCFA degradation in bioreactors. *Water Science and Technology*, 57.3, 439-444.
- Tale et al. (2011). Methanogen community structure-activity relationship and bioaugmentation of overloaded anaerobic digesters. *Water Research*, 45, 5249-5256.
- Tchobanoglous, G. (1993). *Intergrated Solid Waste Management*. Estados Unidos: McGraw Hill.
- Torres, R. F. (2006). Energías Renovables para el Desarrollo Sustentable en México. *Documento SENER-GTZ*. México: SENER-GTZ.
- Varnero, M. (2011). *Manual de Biogás*. Santiago : FAO, 9-114.



Wilkie, A. (2008). *Biomethane from biomass, biowaste and biofuels*. Washington DC: ASM Press, 198-204.

Yagüe, A. M. (2003). *Estudio de utilización de aceites para fritura en establecimientos alimentarios de comidas preparadas*. Bellaterra.

Zhang et al. (2007). Characterization of food waste as feedstock for anaerobic digestion. *Bioresource Technology*, 98, 929-935.