



Casa abierta al tiempo

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

UNIDAD IZTAPALAPA

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD

Departamento de Biotecnología

***“DIGESTIÓN ANAEROBIA DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS
SÓLIDOS URBANOS (FORSU) EN DOS ETAPAS: efecto de la tasa de escurrimiento y
del inóculo”***

TESIS PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRA EN BIOTECNOLOGÍA

PRESENTA

IBI. CINTHIA TOLENTINO ESPINOSA

COMITÉ TUTORIAL

DIRECTORA: DRA. FLORINA RAMÍREZ VIVES

ASESORES: DRA. MA. DEL ROCÍO TORRES ALVARADO

DR. ÓSCAR A. MONROY HERMOSILLO

Ciudad de México a 30 de julio de 2018

La maestría en Biotecnología de la Universidad Autónoma Metropolitana está incluida en el Padrón Nacional de Posgrados de Calidad (PNPC) de CONACyT con la referencia 001465.

CIUDAD DE MÉXICO A 30 DE JULIO DE 2018

El jurado designado por la División de Ciencias Biológicas y de la Salud de la Unidad Iztapalapa aprobó la tesis:

“DIGESTIÓN ANAEROBIA DE LA FRACCIÓN ORGÁNICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS (FORSU) EN DOS ETAPAS: efecto de la tasa de escurrimiento y del inóculo”

Que presentó:

IBI. CINTHIA TOLENTINO ESPINOSA

Comité tutorial:

Directora de Tesis: Dra. Florina Ramírez Vives

Asesora: Dra. María del Rocío Torres Alvarado

Asesor: Dr. Oscar Armando Monroy Hermosillo

Jurado:

Presidente:

Dr. Óscar Armando Monroy Hermosillo

Universidad Autónoma Metropolitana

Secretaria:

Dra. María del Rocío Torres Alvarado

Universidad Autónoma Metropolitana

Vocal:

Dra. Rosalinda Campuzano Ángeles

Universidad Autónoma Metropolitana

Vocal:

Dra. Mónica del Pilar Bonilla Salinas

Universidad Autónoma Metropolitana

AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca recibida para la realización de mis estudios de maestría.

A mí directora de Tesis, Dra. Florina Ramírez V. muchas gracias por todo su apoyo y dedicación, por compartir conmigo sus conocimientos, he aprendido mucho de usted es una gran directora y una excelente persona.

A los doctores Rocio Torres y Óscar Monroy por su colaboración en el comité tutorial, por su orientación y comentarios para mejorar este trabajo de tesis, gracias por los días dedicados y sus conocimientos compartidos.

A las doctoras Rosalinda Campuzano y Mónica Bonilla por su participación en el jurado y por el tiempo que dedicaron a la revisión de este documento, gracias por sus comentarios.

A mis amigos y compañeros del laboratorio W-106, Cony, Chayito, Betza, Pepe, Paco, Iván y Vianka que me apoyaron e hicieron amena mi estancia en el laboratorio.

A Rafa, Fer, Diana y Jonathan por su apoyo en este trabajo.

DEDICATORIA

Mi tesis la dedico con todo mi amor y cariño...

A Dios

Por darme la oportunidad de llegar a este punto de mi vida, por poner en mi camino a todas aquellas personas que me han apoyado y orientado durante todo este recorrer.

A mis padres Tere y Jaime

Por el apoyo incondicional, por todo su amor, sus cuidados, sus consejos, sus valores y por todas las limitaciones que tuvieron que pasar con tal de brindarme lo mejor, gracias a ustedes soy la persona que soy, los amo.

A mis hermanos Xóchitl y Diego

Por estar conmigo y apoyarme en todo momento, por todo el tiempo compartido, las risas y todas las anécdotas que me hacen recordar la hermosa infancia que pasamos juntos, ustedes son uno de los pilares esenciales en mi vida para seguir adelante.

A mi esposo Aurelio

Por estar conmigo en cada paso que doy, por apoyarme y contribuir incondicionalmente en el logro de mis metas, por impulsarme a seguir adelante, por tu compañía y por todo el amor que me brindas, te amo.

Sin ustedes no lo hubiera logrado

Mil gracias...

Contenido

ÍNDICE DE TABLAS	I
ÍNDICE DE FIGURAS	II
ACRÓNIMOS	III
RESUMEN	IV
ABSTRACT.....	V
1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Residuos sólidos urbanos	1
1.2 Digestión anaerobia.....	3
1.2.1 Fases de la digestión anaerobia.....	4
1.3 Parámetros que afectan el proceso de digestión anaerobia	7
1.4 Digestión anaerobia en dos etapas (DA2E)	10
1.4.1 Antecedentes.....	11
1.5 Justificación.....	12
1.6 Hipótesis.....	13
1.7 Objetivos	13
1.7.1 General.....	13
1.7.2 Particulares.....	13
2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	14
2.1 Recolección y caracterización de la FORSU	14
2.1.1 Configuración de los reactores	14
2.2 Hidrólisis-acidogénesis en sistemas en lote	17
2.2.1 Efecto de la tasa de escurrimiento	17
2.2.2 Efecto del inóculo	18
2.3 Operación de un sistema de DA2E en continuo.....	18

2.3.1	Etapa 1: Hidrólisis-acidogénesis.....	19
2.3.2	Etapa 2: Metanogénesis de los lixiviados del RHALE en mezcla con agua residual municipal	20
2.4	Métodos analíticos	21
2.5	Análisis estadístico.....	22
2.5.1	Hipótesis para “Efecto de la tasa de escurrimiento”	22
2.5.2	Hipótesis para “Efecto del inóculo”.....	22
3.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	23
3.1	Recolección y caracterización de la FORSU	23
3.2	Hidrólisis-acidogénesis en sistemas en lote	24
3.2.1	Efecto de la tasa de escurrimiento	24
3.2.2	Efecto del inóculo	29
3.3	Operación de un sistema de DA2E en continuo.....	33
3.3.1	Etapa 1: Hidrólisis-acidogénesis.....	34
3.3.2	Etapa 2: Metanogénesis de los lixiviados del RHALE en mezcla con agua residual municipal	38
4.	CONCLUSIONES.....	41
5.	RECOMENDACIONES	42
	REFERENCIAS.....	43
	ANEXOS	i

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Entidades que generan mayor cantidad de residuos en México (INEGI 2016).....	1
Tabla 2. Factores de emisión de CO ₂ para diferentes tratamientos de los RSU	3
Tabla 3. Diseño experimental “Efecto de la tasa de escurrimiento”.....	17
Tabla 4. Diseño experimental "Efecto del inóculo"	18
Tabla 5. Cargas orgánicas alimentadas al UASB	20
Tabla 6. Métodos analíticos	21
Tabla 7. Caracterización FORSU (n=86)	23
Tabla 8. Caracterización de la FORSU y digestato “Efecto de la tasa de escurrimiento”	25
Tabla 9. Caracterización de la FORSU y digestato “Efecto del inóculo”	30
Tabla 10. Eficiencias de remoción de sólidos y DQO de la hidrólisis de la FORSU en lote .	34

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Composición de RSU en México (SEMARNART, 2013).....	2
Figura 2. Fases de la DA adaptación Castells, (2012).....	4
Figura 3. Molino utilizado para la trituración de la FORSU y FORSU triturada.....	14
Figura 4. Diseño de reactores RHALE para las pruebas en lote.....	15
Figura 5. Configuración del RHALE.....	16
Figura 6. Configuración del reactor UASB	16
Figura 7. Operación de los reactores RHALE y UASB en forma continua. Ramírez-Víves y col. (2014).....	20
Figura 8. Hongos en el tratamiento sin la adición de una tasa de escurrimiento	25
Figura 9. Tasa de escurrimiento adicionado y de lixiviados recuperados.	26
Figura 10. Cambios en el pH de lixiviados de los RHALE a diferentes volúmenes de escurrimiento	27
Figura 11. DQO acumulada en lixiviados de los RHALE a diferentes volúmenes de escurrimiento	28
Figura 12. AGV acumulados en los lixiviados en los diferentes volúmenes de escurrimiento	29
Figura 13. Volumen de lixiviados acumulado con y sin inoculación en la hidrólisis de la FORSU.....	31
Figura 14. Tendencia de pH en los lixiviados en presencia y ausencia de inóculo	32
Figura 15. DQO acumulada en lixiviados en presencia y ausencia de inóculo	33
Figura 16. A) Volumen acumulado en el lixiviado, B) Perfil de pH en los lixiviados, C) g AGV acumulados en el lixiviado del RHALE en lote.....	35
Figura 17. Remoción de SV de la FORSU en el RHALE	36
Figura 18. g de DQO de la FORSU y digestato en el RHALE.....	37
Figura 19. Perfil del volumen de lixiviados en el RHALE en continuo	37
Figura 20. Concentración diaria de DQO en los lixiviados del RHALE.....	38
Figura 21. Eficiencias de remoción de la DQO a las diferentes cargas	39
Figura 22. Producción de biogás en el UASB	40

ACRÓNIMOS

AGV	Ácidos grasos volátiles
ANOVA	Análisis de varianza
DA	Digestión anaerobia
DA2E	Digestión anaerobia en dos etapas
DQO	Demanda química de oxígeno
FORSU	Fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos
I-AE	Inóculo aerobio
I-AN	Inóculo anaerobio
pH	potencial de Hidrógeno
PP9	Planta piloto número 9
RHALE	Reactor de hidrólisis anaerobia de lecho escurrido
RSO	Residuos sólidos orgánicos
RSU	Residuos sólidos urbanos
SF	Sólidos fijos
ST	Sólidos totales
SV	Sólidos volátiles
TRH	Tiempo de residencia hidráulica
TRS	Tiempo de retención de sólidos
UAM-I	Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa
UASB	Upflow anaerobic sludge blanket (Reactor anaerobio de manto de lodos de flujo ascendente)

RESUMEN

En este trabajo se estudió la digestión anaerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) en dos etapas: en la primera, la hidrólisis y acidogénesis en reactores de hidrólisis anaerobia de lecho escurrido (RHALE) en lote y en continuo para evaluar el efecto de la tasa de escurrimiento y de la inoculación; en la segunda etapa, la metanogénesis de los lixiviados del RHALE en mezcla con agua residual municipal (ARM) en un reactor anaerobio de manto de lodos de flujo ascendente (UASB).

En un primer estudio se evaluaron tres tasas de escurrimiento: 0.025, 0.05 y 0.1 L/L_r*día en reactores de hidrólisis anaerobia de 300 mL en lote. Bajo estas condiciones las mejores eficiencias en la remoción de los SV, DQO y recuperación de la DQO en los lixiviados fueron del 55 %, 73 % y 45 % respectivamente, con la tasa de escurrimiento de 0.1 L/L_r*día.

En un segundo estudio se evaluó el efecto del inóculo, utilizando un inóculo anaerobio y otro aerobio en reactores de hidrólisis anaerobia de 300 mL en lote. Se observó que en presencia de inóculo no se mejoró la remoción de los SV ya que los dos tratamientos mostraron eficiencias similares al control (sin inóculo), sin embargo, la remoción de la DQO soluble fue 13.5 % mayor en el tratamiento sin inóculo mostrando con esto que la FORSU contiene bacterias hidrolíticas y fermentadoras capaces de llevar a cabo la hidrólisis y fermentación de la FORSU con altas eficiencias de remoción en la DQO (81 %).

Con los resultados obtenidos en lote, se evaluaron las dos etapas de la digestión anaerobia de la FORSU en reactores en continuo: la hidrólisis y acidogénesis en un RHALE de 5 L y la metanogénesis de los lixiviados en mezcla con ARM en un UASB de 1.4 L, obteniéndose en el RHALE eficiencias de remoción de los SV y de la DQO del 68 % y 58 %, respectivamente. Los lixiviados en mezcla con ARM a cargas orgánicas volumétricas de 1, 2.8 y 4.5 g_{DQO}/L_r*día fueron alimentados al UASB obteniéndose la mayor producción de biogás con la mayor carga orgánica, siendo de 9 L_{biogás}/L_r*día de los cuales 7 L/L_r*día correspondieron a metano.

ABSTRACT

In this work the anaerobic digestion of the organic fraction of urban solid waste (OFUSW) was studied in two stages: in the first stage, the hydrolysis and acidogenesis in anaerobic hydrolytic leach bed (AHLB) reactor in batch and continuous to evaluate the effect of the rate runoff and inoculation; in the second stage, the methanogenesis of the leachate from the AHLB in admixture with municipal wastewater (MWW) in an upflow anaerobic sludge blanket reactor (UASB).

In a first study, three runoff rates were evaluated: 0.025, 0.05 and 0.1 L/L_r*day in anaerobic hydrolysis reactors of 300 mL in batch. Under these conditions, the best efficiencies in the removal of volatile solids (SV), chemical oxygen demand (COD) and recovery of COD in the leachate were 55 %, 73 % and 45 % respectively, with the runoff rate of 0.1 L/L_r*day.

In a second study the effect of the inoculum was evaluated, using an anaerobic inoculum and another aerobic inoculum in anaerobic hydrolysis reactors of 300 mL in batch. It was observed that in the presence of inoculum the removal of the VS was not improved since the two treatments showed efficiencies similar to the control (without inoculum), however, the removal of the soluble COD was 13.5 % higher in the treatment without inoculum showing with this that the OFUSW contains hydrolytic and fermenting bacteria capable of carrying out the hydrolysis and fermentation of the OFUSW with high removal efficiencies in the COD (81 %).

With the results obtained in batch, the two stages of the anaerobic digestion of OFUSW in continuous reactors were evaluated: the hydrolysis and acidogenesis in a 5 L AHLB and the methanogenesis of the leachates in mixture with MWW in a UASB of 1.4 L, obtaining in the AHLB removal efficiencies of the SV and the COD of 68 % and 58 %, respectively. The leachates in mixture with MWW at volumetric organic loads of 1, 2.8 and 4.5 g COD/L_r*day were fed to the UASB obtaining the highest production of biogas with the highest organic load, being 9 L_{biogas}/L_r*day of which 7 L/L_r*day corresponded to methane.

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Residuos sólidos urbanos

Los residuos sólidos urbanos (RSU) son los que se generan en las casas habitación como resultado de la disposición de los materiales que se utilizan en las actividades domésticas como los productos de consumo y sus envases, embalajes y/o empaques o los que provienen de cualquier otra actividad que se desarrolla dentro de los establecimientos o en la vía pública con características domiciliarias, así como los resultantes de las vías y lugares públicos siempre que no sean considerados como residuos de otra índole (DOF, 2003).

En México se recolectan diariamente 86,343 toneladas de basura, es decir, 770 g/persona y son generadas principalmente en hogares, calles, avenidas, parques y jardines (INEGI, 2006). EL 87% de los sitios de disposición son tiraderos a cielo abierto y el 13% restante lo conforman los rellenos sanitarios.

Más del 50% de los RSU se generan en solo 7 entidades del país, donde diariamente se generan en promedio más de 50g/persona, los cuales se muestran en la Tabla 1, la composición promedio de los RSU se presenta en la Figura 1, sobresaliendo los residuos orgánicos con un porcentaje de 53%.

Tabla 1. Entidades que generan mayor cantidad de residuos en México (INEGI 2016)

Entidad federativa	%	Toneladas	No. habitantes	g/habitante*día
Ciudad de México	19.7	17 043	8 918 653	1 911
Estado de México	9.6	8 285	16 187 608	512
Jalisco	7.6	6 524	7 844 830	832
Veracruz	5.2	4 451	8 112 505	549
Guanajuato	4.3	3 719	5 853 677	635
Tamaulipas	3.7	3 175	3 441 698	923
Nuevo León	3.6	3 077	5 119 504	601
Total	53.7	46 275		

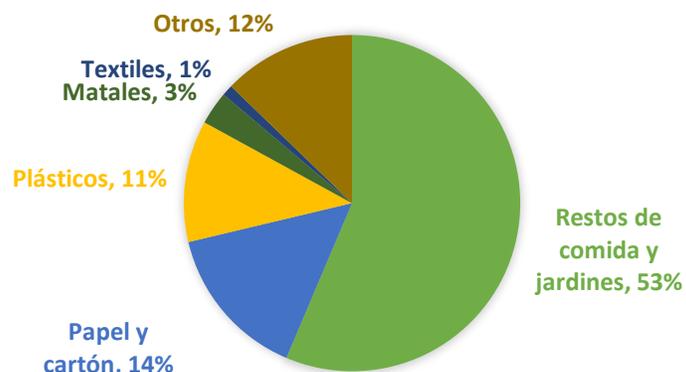


Figura 1. Composición de RSU en México (SEMARNART, 2013)

La problemática que ocasionan los RSU como consecuencia de su incremento y una inadecuada gestión se asocia con la falta de control de emisiones de gas de efecto invernadero a la atmosfera ocasionados por la disposición de los residuos en vertederos a cielo abierto. Las implicaciones que tienen los RSU sobre la contaminación ambiental, así como el agotamiento de los recursos, conlleva a la necesidad de búsquedas para su tratamiento desde el punto de vista social y ambiental.

Existen diversas alternativas para el tratamiento de los RSU, como por ejemplo la incineración, sin embargo, requiere de instalaciones de gran tamaño además de un gran requerimiento de potencial calorífico debido al gran contenido de humedad que contienen los residuos; el compostaje es otra alternativa para el procesamiento de los residuos orgánicos y su posterior uso en suelos sin embargo, este proceso genera una mayor emisión de metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2) a la atmósfera; el tratamiento aerobio es otra alternativa donde no se tiene un control o tratamiento de los gases generados, los cuales también ocasionan impactos nocivos al ambiente (Mata-Álvarez y col., 2000).

En la Tabla 2 se muestran los factores de emisión de CO_2 para diferentes tratamientos de los RSU. Se observa que la disposición directa en rellenos sanitarios posee la mayor cantidad de emisión de equivalentes de CO_2 a la atmósfera, por otra parte, las alternativas que incluyen la separación de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos antes del tratamiento tienen una cantidad menor de emisión; sin embargo,

las opciones que utilizan el proceso de digestión anaerobia (DA) para la obtención de metano son las que menor emisión de CO₂ generan, además de que la materia digerida (digestato) puede utilizarse como compostaje por su contenido en nutrientes como el fósforo y nitrógeno (Mata-Álvarez y col., 2000).

Tabla 2. Factores de emisión de CO₂ para diferentes tratamientos de los RSU

Tratamiento	Factor de emisión (Ton equivalente de CO ₂ / Ton RSU)
Disposición en rellenos sanitarios	1.97
Incineración	1.67
Separación, compostaje y disposición en relleno sanitario	1.61
Separación, compostaje e incineración	1.41
Separación, biometanización seca y disposición en relleno sanitario	1.42
Separación, digestión anaerobia húmeda, incineración y disposición en relleno sanitario	1.19

La DA como alternativa de tratamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos (FORSU) es atractiva ya que permite la recuperación de energía en forma de metano y a su vez se reduce el volumen de los residuos que son enviados a vertederos para su disposición final (Vikas y col., 2001).

1.2 Digestión anaerobia

La DA incluye la ruptura de casi todos los tipos de materia orgánica por la acción concertada de una amplia variedad de microorganismos principalmente bacterias en ausencia de oxígeno u otros agentes oxidantes fuertes. La DA es una tecnología actual que consiste en una serie de reacciones bioquímicas complejas catalizadas por diversos consorcios microbianos. Por una parte, es un tratamiento para los residuos sólidos orgánicos (RSO) y por otra es un proceso que permite la obtención de un gas de alto nivel calorífico denominado biogás (San Miguel y col., 2015). La

composición del biogás producido varía dependiendo del sustrato disponible de los microorganismos, la composición típica es 70 % CH₄ y 25–30 % CO₂ con cantidades menores (0.5%) de N₂, NH₃, H₂ y H₂S (Bermúdez y col.,1988).

1.2.1 Fases de la digestión anaerobia

Durante la digestión anaerobia, las moléculas complejas como los polisacáridos, proteínas y lípidos se descomponen en moléculas más pequeñas para dar como productos finales metano y dióxido de carbono principalmente (Figura 2). Este proceso consta de cuatro fases, en cada una de las fases son llevadas a cabo un conjunto de reacciones por los microorganismos presentes en los reactores, cada una de las cuales cataliza cierto número de reacciones. La mayoría de los microorganismos oxidan determinados compuestos orgánicos con la finalidad de obtener energía para su crecimiento y utilizan compuestos carbonados para la síntesis de sus componentes celulares. Los productos finales de un grupo de microorganismos suelen ser alimento del grupo siguiente, originando así procesos consecutivos de hidrólisis, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis dando el balance que mantiene correctamente el proceso de la DA (Castells y col., 2012).

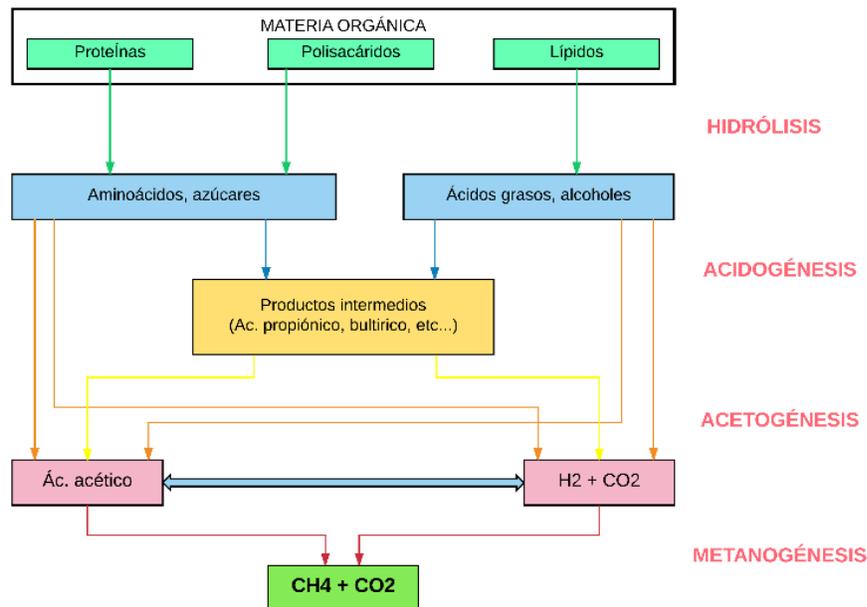


Figura 2. Fases de la DA adaptación Castells, (2012)

Hidrólisis

La primera fase de la DA es la hidrólisis, durante ésta se rompen las cadenas largas de materia orgánica en otras más cortas generándose productos intermediarios. La materia orgánica es despolimerizada por la acción de bacterias hidrolíticas que hidrolizan las moléculas mayormente insolubles en agua tales como las proteínas, los carbohidratos y las grasas degradándolas en monómeros y dímeros más sencillos estructuralmente como aminoácidos, azúcares y ácidos grasos (Figura 2). Los compuestos orgánicos son solubilizados por enzimas extracelulares excretadas por las bacterias hidrolíticas (Shah y *col.*, 2014).

Durante la hidrólisis ya hay producción de CO₂, el grado de hidrólisis y la velocidad del proceso dependerá del tamaño de partícula y el tipo de sustrato, de la concentración de la biomasa hidrolítica y de factores ambientales tales como pH y temperatura, el pH óptimo en esta etapa es de 5.3 a 6.7, dependiendo del tipo de sustrato y del tiempo de retención de sólidos (TRS) el pH puede disminuir a valores de 4.

La hidrólisis es considerada la fase limitante del proceso de DA esto se debe a que la presencia de compuestos difícilmente degradables como la celulosa que puede estar contenida en la FORSU retrasa la tasa de digestión debido a la ausencia de enzimas que puedan degradar este tipo de compuestos.

Acidogénesis

La segunda fase es la acidogénesis o fermentación, en esta etapa las moléculas orgánicas solubles son fermentadas por bacterias acidificantes formando ácidos orgánicos de cadena corta (fórmico, acético, propiónico, butírico), alcoholes (metanol, etanol), aldehídos, CO₂ e H₂ (Shah y *col.*, 2014) (Figura 2).

El pH óptimo para que se desarrolle la etapa de acidogénesis está alrededor de 5.5 – 6.7, el pH en esta fase puede estar en el intervalo de 6 a 7.5, esto dependerá del tiempo de retención y del tipo de sustrato. La acumulación de electrones por compuestos como lactato, etanol, propionato, butirato y ácidos grasos volátiles (AGV) es la respuesta al aumento en la concentración de hidrógeno en el biorreactor.

Acetogénesis

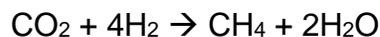
Esta fase es desarrollada por bacterias acetogénicas obligadas de producir hidrógeno (OHPA, por sus siglas en inglés) que realizan la degradación de los ácidos orgánicos donde los alcoholes, ácidos grasos y compuestos aromáticos se degradan para producir ácido acético y liberan como producto H₂ y CO₂ los cuales son precursores para las arqueas metanogénicas.

Las bacterias acetogénicas convierten al ácido propiónico y butírico en ácido acético (Figura 2), estas bacterias tienen un crecimiento lento, tardan entre 1.5 a 5 días en duplicarse (Wesley, 2000). Las reacciones bioquímicas producidas son muy complejas energéticamente y son muy susceptibles a interrumpirse por la presencia de H₂ acumulado en el medio.

En esta fase se puede representar la eficiencia de la producción del biogás debido a que aproximadamente el 70 % de metano es producto de la reducción de acetatos producidos en la acetogénesis (Schink, 1997).

Metanogénesis

La metanogénesis constituye la fase final en la degradación de la materia orgánica en condiciones anaeróbicas, durante esta fase los aceptores de electrones como el oxígeno, el hierro, el sulfato y el nitrato se reducen y a su vez hay una acumulación de H₂ y CO₂. Este proceso es llevado a cabo por acción de arqueas metanogénicas acetoclásticas e hidrogenofílicas para la producción de CH₄, según los precursores, el proceso puede llevarse a cabo por dos rutas, en la primera, el hidrógeno es usado como donador de electrones mientras que el bicarbonato (HCO₃⁻) es el aceptor para formar metano y agua:



En la segunda ruta el acetato (CH₃COO⁻) se rompe y forma metano a través de la reacción acetoclástica.



En esta fase se produce el 90 % del CH₄, el valor óptimo del pH para que ocurra la metanogénesis está en el intervalo de 6.8 a 7.5 y en algunos casos puede llegar a valores de 8 (Díaz, 2002).

1.3 Parámetros que afectan el proceso de digestión anaerobia

En el proceso de DA se requiere de condiciones ambientales y operacionales adecuadas para un buen funcionamiento, debido a que la actividad de los microorganismos presentes en cada etapa depende de factores que pueden ser controlados de manera práctica (Zupančič y Grilc, 2012).

Temperatura

El proceso de digestión anaerobia puede realizarse en un amplio intervalo de temperatura (5- 65 ° C), se han establecido tres intervalos de operación: psicrófilo (menor a 20 °C), mesófilo (entre 30 y 40 °C) y termófilo (entre 50 y 70 °C), los intervalos más empleados son el mesófilo y el termófilo.

La temperatura ejerce efectos sobre la cinética enzimática, el crecimiento de los microorganismos, la velocidad de crecimiento, la solubilidad del sustrato y la producción de biogás (Mata-Álvarez, 2003).

Se ha demostrado que trabajando en un intervalo termófilo se asegura la destrucción de patógenos, se incrementa la producción de biogás, se mejora la velocidad de hidrólisis hasta 5 veces comparado con el intervalo mesófilo, hay mayor remoción de los sólidos volátiles y se pueden operar altas cargas orgánicas en los biorreactores, sin embargo, trabajar con sistemas termófilos requiere un mayor control y seguimiento (De Baere y col. 2010).

pH

El pH es un parámetro fundamental para la óptima actividad de los microorganismos presentes en cada una de las etapas de la digestión anaerobia, ya que una mínima variación puede inhibir su actividad. Para mantener el pH, es importante el equilibrio

de las distintas formas de carbono inorgánico como el bicarbonato, el dióxido de carbono, etc.

El pH óptimo en las dos etapas en las que se puede separar la DA es distinta. Para etapa 1 donde se lleva a cabo la hidrólisis y acidogénesis el pH óptimo depende del sustrato que sea utilizado, sin embargo, si se desea evitar la metanogénesis debe operarse el biorreactor a pH menor a 6. Para la etapa 2 acetogénesis-metanogénesis, el pH óptimo es de 6.8 a 7.5 para favorecer la producción de metano (Zupančič y Grilc, 2012).

Los residuos orgánicos complejos son capaces de regular el pH en las fases donde se generan mayor cantidad de ácidos, en caso de que no llegara a suceder esta regulación, es necesaria una regulación externa, se admite una alcalinidad entre 2 y 3 g de CaCO_3/L (Moreno y *col.*, 2014).

Ácidos Grasos Volátiles (AGV)

Los AGV son fuentes de carbono potencialmente renovable, pueden ser utilizados para la eliminación de nutrientes y para la producción de biogás (Fontanille y *col.*, 2012). Los AGV son producidos en las primeras dos fases de la DA (hidrólisis-acidogénesis), sin embargo, el pH, la temperatura, el tiempo de residencia hidráulica (TRH) son factores que controlan su producción (Lee y *col.*, 2014).

La producción de los AGV tiene un papel importante en la degradación de la FORSU, ya que, si se llegan a acumular en altas concentraciones, la etapa hidrolítica tiende a inhibirse. Las altas cantidades de AGV en los digestores contribuye a la disminución del pH y por ende la etapa metanogénica también se inhibe, principalmente por el ácido propiónico que es inhibitorio a concentraciones de 900 mg/L (Dhar y *col.*, 2016).

Se ha informado que, en la digestión anaerobia de desperdicios de comida, la producción de los AGV a pH 6 es mayor que a pH menores, sin importar la adición de un inóculo de origen aerobio o anaerobio, prevaleciendo en mayor proporción el ácido butírico seguido del ácido acético y el ácido propiónico (Whang y *col.*, 2013).

En el caso de los reactores de hidrólisis anaerobia de lecho escurrido (RHALE) los AGV no se acumulan, ya que son arrastrados del lecho de la FORSU en los lixiviados, evitando así la inhibición de la etapa hidrolítica-acidogénica (Rodríguez- Pimentel y *col.*, 2015).

Tiempo de retención de sólidos (TRS)

El tiempo de retención de sólidos es el tiempo promedio en el que los microorganismos permanecen dentro de un reactor durante el tratamiento. La importancia del TRS radica en la existencia de un TRS mínimo para que los microorganismos tengan la oportunidad de reproducirse y mantenerse en concentración igual o mayor al inicio del tratamiento, de tal forma que no ocurra un “lavado” y sean eliminados del sistema ocasionando una disminución en el proceso de la DA (Rizvi y *col.*, 2015).

Tiempo de residencia hidráulica (TRH)

El tiempo de residencia hidráulica es un parámetro influyente en la producción de biogás, es el tiempo promedio durante el cual el sustrato está sometido al tratamiento; se ha reportado que este parámetro puede afectar la actividad de las comunidades microbianas que se encuentran presentes en los reactores, (Andreas y *col.*, 2015 y Rizvi y *col.*, 2015).

Carga orgánica

La carga orgánica se define como la masa de sustrato orgánico de SV o DQO alimentado por volumen de reactor por día. Las máximas cargas que se pueden alimentar al biorreactor dependen de la biodegradabilidad del sustrato, la temperatura de operación, la biomasa disponible en el biorreactor, el tiempo de retención hidráulico deseado (Zupančič y Grilc, 2012).

La carga orgánica puede variarse con el cambio en la concentración del influente, sin embargo, si se incrementa la carga por arriba del valor óptimo, también se pueden obtener incrementos en la concentración de AGV lo que puede inhibir la degradación

de los sólidos o de la DQO y como consecuencia una baja producción de metano (Del Real Olvera y Lopez-Lopez, 2012).

1.4 Digestión anaerobia en dos etapas (DA2E)

En el caso de residuos con alto contenido de materia orgánica no solubilizada como es el caso de la FORSU separar las fases de la DA en dos reactores es una alternativa para su tratamiento. La separación de fases se refiere a mantener dos reactores en serie, en el primer reactor se realizan la hidrólisis y acidogénesis y en el segundo reactor la metanogénesis, con la separación es posible evitar problemas de inhibición por altas concentraciones de AGV, ya que en cada reactor se busca controlar las condiciones que favorezcan la actividad de los consorcios microbianos implicados en cada una de las etapas (Cirne y *col.*, 2007).

Con la separación de las etapas se puede controlar el TRS en el reactor hidrolítico-acidogénico o el TRH en el reactor acetogénico-metanogénico, la producción y el consumo de los AGV logrando también el control del pH óptimo para las bacterias en la primera etapa y para las arqueas de la segunda etapa (Mata-Álvarez, 2003), la temperatura es otro parámetro que se puede controlar; todo esto con la finalidad de dar estabilidad operacional al proceso de digestión anaerobia comparado con la digestión anaerobia realizada en una sola fase.

Las ventajas que se tienen al realizar la DA en dos etapas en el tratamiento de la FORSU son las siguientes (Arriunbaatar y *col.*, 2014):

- I. Mayor control del pH, lo que incrementa la estabilidad operacional y metabólica de los microorganismos en cada etapa
- II. Velocidades de carga mayores
- III. Incremento de la eficiencia en la reducción de la DQO y de los SV, con alta producción de compuestos solubles como los AGV
- IV. Especificidad en la actividad de la metanogénesis, dando como resultado una alta velocidad de producción

1.4.1 Antecedentes

Zhang y col. (2007) llevaron a cabo la DA2E de residuos sólidos orgánicos y mencionan que el efluente obtenido en los reactores metanogénicos y adicionados a reactores hidrolíticos-acidogénicos incrementa la hidrólisis debido a que la población microbiana se fija en la superficie de los residuos aumentando su degradación.

Xu y col. (2011) llevaron a cabo un tratamiento anaerobio de residuos sólidos en dos fases, utilizando un reactor en lecho escurrido (LE) de 6.4 L para la primera fase y un reactor UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) de 10 L para la segunda. La alimentación del primer reactor consistió en una mezcla de los residuos sólidos con agua y para el UASB, mezclas del efluente del primer reactor diluido con agua. Bajo estas condiciones se obtuvieron eficiencias de remoción del 63 % de los sólidos volátiles.

Zuo y col. (2013) estudiaron la DA de residuos sólidos en dos reactores y mencionan que el volumen del efluente del reactor metanogénico adicionado al reactor acidogénico incrementa el pH y la capacidad amortiguadora de los lixiviados mejorando la degradación de los sólidos volátiles, dando estabilidad de operación al reactor y disminuyendo el crecimiento de los hongos.

Ramírez-Víves y col. (2014) en un estudio con reactores de LE en lote para la primera fase y un UASB para la segunda fase, reportan que recirculando un 10 % de los lixiviados al lecho del reactor LE se aumenta la producción de DQO y de los AGV en los lixiviados y que estos lixiviados en mezcla con agua residual municipal son alimentados al UASB con altas cargas orgánicas para producir hasta 11 LCH₄ /Lr*día.

Whang y col. (2014) realizan el estudio de la producción de AGV en la DA de desperdicios de alimento adicionando un inóculo, probaron el efecto de un inóculo aerobio y un inóculo anaerobio. Este estudio se realizó en una sola fase y los resultados a los que llegan es que a condiciones de pH 4 la hidrólisis es mayor en el tratamiento con el inóculo anaerobio, sin embargo, la mayor producción de AGV la obtuvieron a pH sin importar el tipo de inóculo utilizado. Con estos resultados llegan a la conclusión de que pH ácidos favorecen la hidrólisis de los residuos de comida.

Rodríguez-Pimentel y col. (2015) evalúan la DA en dos fases de la FORSU, la hidrólisis y acidogénesis en un reactor de hidrólisis anaerobia de lecho escurrido (RHALE) y la metanogénesis de los lixiviados en mezclas con agua residual municipal en un UASB, demostrando que con $6 \text{ g}_{\text{SV}}/\text{L}_r \cdot \text{día}$ y 20 % de recirculación de lixiviado se obtiene una eficiencia de destrucción de sólidos volátiles mayor al 70 % en el RHALE y una producción de metano de $3.2 \text{ LCH}_4/\text{L}_r \cdot \text{día}$ en el UASB.

1.5 Justificación

La producción de los residuos sólidos orgánicos en México se ha incrementado en gran medida en los últimos años, lo que ha generado un gran problema de contaminación y por ende ha surgido la gran necesidad de buscar alternativas para su tratamiento. La descomposición de la FORSU concentrada en los rellenos sanitarios y tiraderos a cielo abierto genera gran parte de la contaminación del aire por los gases de efecto invernadero producidos; en el suelo por la alta concentración de materia orgánica y en el agua por el líquido generado en la degradación (lixiviado), el cual arrastra gran cantidad de materia orgánica y trazas de metales a los mantos acuíferos.

La digestión anaerobia es una alternativa viable en el tratamiento de la FORSU ya que permite la reducción del volumen de los residuos que son enviados a vertederos para su disposición final, el factor de emisión de CO_2 a la atmósfera es menor comparada con otros tratamientos y a su vez, se tiene la recuperación de energía en forma de metano (Mata-Álvarez y col., 2000).

El proceso de DA de la FORSU en dos etapas, es una alternativa viable, ya que se ha reportado que existe una reducción mayor del 70% de los sólidos volátiles en el reactor de hidrólisis-acidogénesis y una producción de metano mayor a $4 \text{ LCH}_4/\text{L}_r \cdot \text{día}$ en un reactor metanogénico (Rodríguez, 2015).

1.6 Hipótesis

- A un mayor volumen del efluente del UASB adicionado como escurrimiento sobre el lecho de la FORSU en el RHALE se incrementará la velocidad de destrucción de los sólidos volátiles y la concentración de la DQO y AGV en los lixiviados
- La presencia de un inóculo en la fermentación de la FORSU en el RHALE aumentará la tasa de destrucción de los SV y un aumento en la concentración de DQO en los lixiviados

1.7 Objetivos

1.7.1 *General*

Evaluar el efecto la tasa de escurrimiento y de un inóculo en la hidrólisis y acidogénesis de la FORSU en un reactor de hidrólisis anaerobia de lecho escurrido (RHALE).

1.7.2 *Particulares*

- Evaluar tres distintos volúmenes de escurrimiento en la hidrólisis y acidogénesis en reactores RHALE en lote.
- Evaluar el efecto del inóculo en la hidrólisis y acidogénesis en reactores RHALE en lote.
- Bajo las mejores condiciones obtenidas en los objetivos anteriores evaluar la DA2E de la FORSU en reactores continuos: hidrólisis y acidogénesis en un RHALE de 4 L y metanogénesis en un UASB a diferentes cargas orgánicas.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Recolección y caracterización de la FORSU

La FORSU fue recolectada de la cafetería de la Universidad Autónoma Metropolitana Unidad Iztapalapa (UAM-I), con la finalidad de homogeneizar la composición heterogénea de la FORSU, ésta fue triturada a través de un molino de carne marca TORREY para obtener un tamaño de partícula de 0.5 cm. La caracterización de cada muestra de FORSU se realizó con base a la determinación de los parámetros: pH, humedad ST, SV, DQO, proteínas, carbohidratos y lípidos.



Figura 3. Molino utilizado para la trituración de la FORSU y FORSU triturada

2.1.1 Configuración de los reactores

Para el estudio del efecto de la tasa de escurrimiento y el efecto del inóculo, las cuales se operaron en un sistema en lote, se utilizaron columnas de vidrio cuya configuración se describe en el punto 2.1.1.1 pruebas en lote. Para el sistema en continuo de la DA2E se utilizó un reactor de hidrólisis anaerobia de lecho escurrido (RHALE) para las fases de hidrólisis-acidogénesis y un reactor UASB para la etapa metanogénica, su configuración se describe en el punto 2.1.1.2.

2.1.1.1 Pruebas en lote

Para el estudio del efecto de la tasa de escurrimiento y el efecto del inóculo en la hidrólisis y acidogénesis de la FORSU se utilizaron columnas de vidrio de 300 mL con un volumen de trabajo de 200 mL (L_r), las columnas contaban con una placa en la parte inferior, esta placa contaba con orificios para evitar la salida de la FORSU empacada, además de una manguera para la recolección del lixiviado y en la parte

superior tenían un tapón de hule para mantener el sistema en condiciones anaerobias, adaptado con una manguera para la adición de la tasa de escurrimiento (Figura 4).

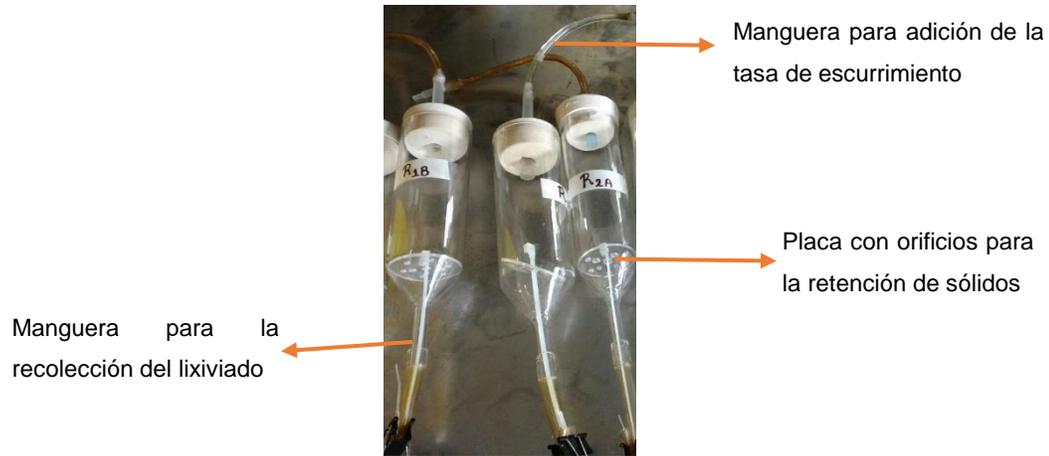


Figura 4. Diseño de reactores RHALE para las pruebas en lote

2.1.1.2 Pruebas en continuo

La hidrólisis y acidogénesis de la FORSU en continuo se llevó a cabo en un reactor de hidrólisis anaerobia de lecho escurrido (RHALE) con un volumen de 5 L y un volumen de trabajo de 4 L (L_r).

Se trata de un cilindro adaptado con una placa en la parte inferior con orificios los cuales permiten el paso del lixiviado y evitan la salida de la FORSU empacada, los lixiviados son arrastrados por gravedad y son recuperados en la parte inferior del reactor, el cual tiene una forma cónica. En la parte superior tiene un cilindro el cual sirve para la adición de la FORSU y dos mangueras, una para la salida del biogás producido y otra para la adición de la tasa de escurrimiento. Para la remoción de la FORSU digerida (digestato), el reactor tiene adaptado un cilindro a un costado de la placa que permite la salida de los lixiviados (Figura 5).

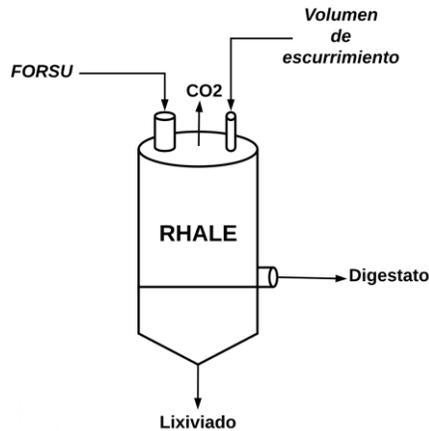


Figura 5. Configuración del RHALE

La etapa metanogénica se realizó en un reactor UASB, la configuración del reactor consistió en un cilindro de vidrio con un volumen de 1.4 L al cual se inoculó con el 30 % (V/V) de lodos anaerobios provenientes del reactor metanogénico de la Planta de tratamiento de aguas residuales (PP9) de la UAM-I. Los lodos fueron adaptados previamente con la mezcla (95-5 %) de agua residual municipal y lixiviados generados en el RHALE.

El reactor cuenta con una manguera de alimentación por la parte inferior, donde con ayuda de una bomba peristáltica se alimenta la mezcla de agua residual-lixiviado con un flujo que permita un TRH de 1 día. El efluente sale en la parte superior por un costado, el biogás producido sale por la parte superior donde un cono invertido retiene el lodo y solo permite la salida del biogás y el efluente. (Figura 6).

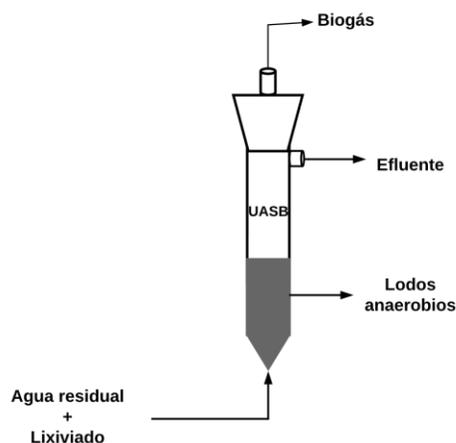


Figura 6. Configuración del reactor UASB

2.2 Hidrólisis-acidogénesis en sistemas en lote

La primera parte del estudio consistió en evaluar el efecto de la cantidad de agua utilizada (tasa de escurrimiento) y la adición de inóculo en la operación en lote de reactores RHALE, la evaluación de cada factor se realizó de forma independiente.

2.2.1 Efecto de la tasa de escurrimiento

Se utilizaron 10 reactores, cada uno de los reactores fue empacado con 200 g de FORSU previamente triturada. Previo a la incubación, la FORSU triturada fue caracterizada con base en pH, DQO, ST y SV. La incubación de los RHALE se llevó a cabo a una temperatura de 28 ± 2 °C, durante 21 días. Diariamente se recolectó y cuantificó el lixiviado generado y se determinaron los parámetros de pH, DQO y AGV. El líquido adicionado como tasa de escurrimiento fue el efluente del reactor UASB de la planta piloto 9 (PP9) de la UAM-I, con un pH de 7.5 ± 0.3 en promedio. Se probaron 3 tasas de escurrimiento por triplicado cada uno. El escurrimiento del lecho se adicionó diariamente a cada uno de los reactores como se presenta en la Tabla 3:

Tabla 3. Diseño experimental "Efecto de la tasa de escurrimiento"

Tratamientos	Tasa de escurrimiento
Control	0 L/L _r *día
1	0.025 L/L _r *día
2	0.050 L/L _r *día
3	0.100 L/L _r *día

L_r = litro de reactor, volumen de trabajo

Los tratamientos 1, 2 y 3 se realizaron por triplicado y el Control solo fue monitoreado en un reactor.

Transcurridos los 21 días de fermentación a la FORSU digerida (digestato) de cada tratamiento se pesó la masa y fue caracterizada con base en el pH, humedad, ST, SV y DQO.

2.2.2 Efecto del inóculo

Para evaluar el efecto de la inoculación se usaron dos inóculos: un inóculo anaerobio (I-AN), proveniente del reactor UASB que trata las aguas residuales de la UAMI y un inóculo aerobio, proveniente de lodos de purga de la planta de tratamiento de aguas residuales Cerro de la Estrella ubicada en Iztapalapa, CDMX (I-AE). Para evaluar este objetivo se usaron los reactores RHALE como se describió en el apartado 2.2, inoculados con un 10 % (M/V). Este estudio fue llevado a cabo durante 19 días, durante los cuales se cuantificó el lixiviado y se determinaron los parámetros de pH y DQO. La tasa de escurrimiento adicionado fue el que presentó los mejores resultados del objetivo anterior.

Los lodos aerobios (I-AE) fueron centrifugados a 3000 rpm durante 30 minutos para eliminar el exceso de agua y de esta forma concentrarlos. Los lodos anaerobios (I-AN) fueron utilizados tal como fueron muestreados.

Se estudiaron entonces 3 tratamientos por duplicado los cuales se presentan en la Tabla 4.

Tabla 4. Diseño experimental "Efecto del inóculo"

TRATAMIENTO	FORSU (g)	Inóculo (g)
FORSU	200	----
FORSU + I-AN	180	20
FORSU + I-AE	180	20

Para los 3 tratamientos, al inicio y final de las pruebas se determinaron los parámetros de pH, ST, SV y DQO a la FORSU y al digestato, así como el peso de la masa final.

2.3 Operación de un sistema de DA2E en continuo

Para evaluar de forma integral el efecto de los dos parámetros estudiados (tasa de escurrimiento e inóculo) se operó un sistema en continuo. En la primera etapa se realizó la hidrólisis-acidogénesis de la FORSU de acuerdo con las condiciones

determinadas en las pruebas en lote. Para la segunda etapa se operó un reactor UASB para producir metano a partir de los lixiviados generados en la fase anterior.

2.3.1 Etapa 1: Hidrólisis-acidogénesis

Para el arranque del RHALE inicialmente se operó en lote para determinar el TRS de la FORSU, la eficiencia de degradación de SV para conocer los g de SV a alimentar en el sistema en continuo.

La FORSU fue previamente triturada y se empacaron 4 kg en el reactor, durante los 21 días que duró el estudio el reactor se mantuvo en cuarto de temperatura controlada (30 ± 2 °C). Diariamente se cuantificó el volumen generado del lixiviado, el pH, la DQO y AGV. Se cuantificó el peso de la masa final, el pH, humedad, ST, SV, y DQO a la FORSU y digestato al finalizar la prueba.

Una vez determinadas las condiciones de operación en continuo del RHALE de acuerdo con los resultados de su arranque como un sistema en lote, se comenzó nuevamente su llenado como un sistema en continuo. Se alimentó con 200 g FORSU/día, durante 20 días para obtener el lecho empacado con 4 kg de FORSU y posteriormente comenzar a operarlo en estado estacionario (Figura 7). Durante la etapa de llenado para cada lote de FORSU alimentada se determinaron los parámetros de pH, ST y SV y la tasa de escurrimiento se adicionó de acuerdo con el volumen de reactor empacado (L_r) que tenía en ese día. El volumen de lixiviado, el pH y la DQO fueron cuantificados diariamente durante los 20 días. A partir del día 21 el RHALE fue alimentado con 50 g de FORSU/ L_r *día (200 g FORSU/día) para mantener un TRS de 20 días y se retiraba la cantidad de digestato de acuerdo con los resultados de su arranque en lote.

Durante toda la operación en continuo la FORSU alimentada, el digestato y el lixiviado retirado fueron cuantificados y caracterizados con base en pH, ST, SV, DQO para FORSU y digestato y pH, DQO y AGV para los lixiviados.

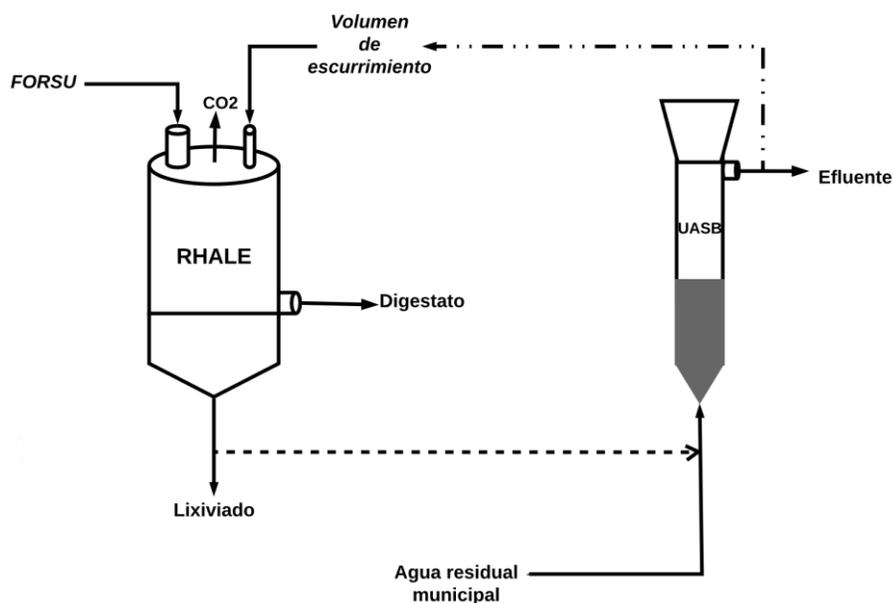


Figura 7. Operación de los reactores RHALE y UASB en forma continua. Ramírez-Vives y col. (2014)

2.3.2 Etapa 2: Metanogénesis de los lixiviados del RHALE en mezcla con agua residual municipal

Para alimentar el reactor UASB de 1.4 L con un TRH de 24 horas (Figura 7), se recolectó el lixiviado generado del RHALE y se mezcló con agua residual recolectada de la planta de tratamiento de agua residuales PP9 de la UAM-I, bajo las diferentes cargas orgánicas reportadas en la Tabla 5.

Tabla 5. Cargas orgánicas alimentadas al UASB

Etapa	No. de día de operación	Mezcla Lixiviado-Agua Residual (%)	Carga orgánica (g _{DQO} /L·día)
I	1 - 7	5 - 95	1.1 ± 0.07
II	8 - 25	10 - 90	2.8 ± 0.23
III	26 - 46	20 - 80	4.5 ± 0.15

Tanto el influente como al efluente se les determinó pH y DQO para determinar las eficiencias de remoción de DQO. El biogás se midió por desplazamiento de volumen

en una columna de vidrio la cual contenía salmuera a un pH de 2 y su composición fue determinada por cromatografía de gases.

2.4 Métodos analíticos

La Tabla 6 describe los métodos analíticos empleados para cada determinación.

Tabla 6. Métodos analíticos

Determinación	Método
AGV	Por cromatografía de gases con detector de ionización de flama (FID) y una columna capilar AT 1000 usando N ₂ como gas acarreador a 5mL*min ⁻¹ , temperatura del detector e inyector de 200°C, con rampa de 25°C min ⁻¹ .
DQO	Fotometría. Digestión por reflujo cerrado a 150 °C con reactivos preparados, lectura a 620 nm (APHA 2005, 5220-D)
Humedad	Gravimetría, se obtiene por diferencia entre la masa inicial y los sólidos totales (APHA 2005, 2540-B)
pH	Medido con potenciómetro marca Oakton PC 2700
Sólidos totales (ST)	Gravimetría. Sólidos secados a una temperatura de 105 °C (APHA 2005, 2540-B)
Sólidos Fijos (SF)	Gravimetría. Sólidos previamente secados a 105 °C e incinerados a 550 °C (APHA 2005, 2540-B)
Sólidos volátiles (SV)	Diferencia entre los ST y SF (APHA, 2540-B)
Carbohidratos	Técnica colorimétrica: Fenol-sulfúrico (Dubois, 1956)
Nitrógeno Kjeldahl	Titulación. Digestión ácida con catalizador de selenio por el método de Wieninger y posterior neutralización, destilación y titulación con H ₂ SO ₄ 0.02 N (APHA 2005,4500-NH ₃ C y 4500-NH ₃ E)
Proteínas	Nitrógeno Kjeldahl multiplicado por factor de 6.25
Lípidos	Gravimetría. Extracción con éter y posterior evaporación
Composición de gases	Cromatografía de gases con un detector de conductividad térmica (TCD). Temperatura de la columna, detector e inyector: 140°C, 190°C, y 170°C respectivamente con una rampa de 25°C min ⁻¹ . gas de acarreo He a una presión de 40 psi, un flujo de 25 mL.min ⁻¹ , y polaridad de 120 mA.

2.5 Análisis estadístico

El análisis estadístico se realizó para evaluar el efecto de la tasa de escurrimiento y del inóculo en la hidrólisis y acidogénesis de la FORSU.

Las herramientas estadísticas utilizadas fueron un análisis de varianza (ANOVA) de un factor y un análisis post hoc de Tukey con un nivel de significancia de $\alpha=0.05$. Las hipótesis sometidas a prueba se presentan a continuación

2.5.1 Hipótesis para "Efecto de la tasa de escurrimiento"

Para comparar el efecto de la tasa de escurrimiento en la recuperación de la DQO en los lixiviados generados durante el estudio las hipótesis fueron:

$$H_0 = \mu_{0.0} = \mu_{0.025} = \mu_{0.050} = \mu_{0.100}$$

$$H_A = \text{al menos una media de recuperación de DQO difiere}$$

Las hipótesis para comparar la recuperación de AGV en cada tratamiento de tasa de escurrimiento fueron:

$$H_0 = \mu_{0.0} = \mu_{0.025} = \mu_{0.050} = \mu_{0.100}$$

$$H_A = \text{al menos una media de recuperación de AGV difiere}$$

2.5.2 Hipótesis para "Efecto del inóculo"

En el estudio del efecto del inóculo se comparó la cantidad de DQO recuperada en los lixiviados de los tratamientos de FORSU y FORSU más el inóculo anaerobio y aerobio, las hipótesis de prueba fueron:

$$H_0 = \mu_{\text{FORSU}} = \mu_{\text{FORSU+I-AN}} = \mu_{\text{FORSU+I-AE}}$$

$$H_A = \text{al menos una media de recuperación de DQO difiere}$$

Para la realización de este análisis se utilizó el programa estadístico informático SPSS, los resultados generados se muestran en ANEXOS.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Recolección y caracterización de la FORSU

Para cada estudio se realizó la caracterización de la FORSU, debido a que los alimentos preparados en la cafetería de la UAM-I son distintos, la composición de la FORSU también presentó una alta variación.

En la Tabla 7 se presentan los datos obtenidos de la caracterización promedio de las 86 muestras FORSU utilizadas para los estudios de este trabajo.

Tabla 7. Caracterización FORSU (n=86)

FORSU	
Humedad (%)	81 ± 4
pH	5.2 ± 0.8
ST (%)	19.5 ± 4.5
SV (%)	17 ± 3.5
DQO (% ST)	94 ± 15
Proteínas (% ST)	21 ± 7.2
Carbohidratos (% ST)	45 ± 8.5
Lípidos (% ST)	8 ± 3.4

El contenido de humedad promedio de la FORSU fue de 81 %, trabajos anteriores como los de Wang y *col.*, (2006) y Hernández-Berriel y *col.*, (2008) reportan que con un porcentaje de humedad entre 70 y 80 % puede llevarse a cabo una digestión anaerobia evitando condiciones secas aptas para la aparición de hongos y por consecuencia el retraso o inhibición de la actividad de las bacterias hidrolíticas-acidogénicas para la degradación de la FORSU. La relación SV/ST promedio fue de 87 % lo que indica que las muestras están constituidas principalmente de compuestos orgánicos con un bajo aporte de compuestos inorgánicos (SF), lo cual es favorable para su uso como sustrato en el proceso de DA.

La variación de la cantidad de proteínas, carbohidratos y lípidos depende de la composición de la comida que se sirva el día de recolección de la muestra; la composición mayoritaria de los carbohidratos se debe a la gran cantidad de frutas y vegetales que contenían los residuos de comida y la poca comida preparada se ve reflejado en la baja composición de lípidos y proteínas.

El pH de la FORSU es ácido lo que lo hace apta para que se realice la hidrólisis y acidogénesis en un sistema en dos etapas, ya que si se desea realizar la DA en una sola etapa es necesario su neutralización mediante la adición de bicarbonato de calcio.

3.2 Hidrólisis-acidogénesis en sistemas en lote

El seguimiento de los lixiviados obtenidos durante la evaluación de la tasa de escurrimiento e inóculo, se presentan en los siguientes subcapítulos, así como la degradación de la FORSU al finalizar cada prueba. Los resultados indican que a mayor tasa de escurrimiento se incrementó el grado de degradación de la FORSU, mientras que la adición de inóculo tuvo un efecto contrario al disminuir la remoción de SV en comparación con la prueba sin adicionar inóculo.

3.2.1 Efecto de la tasa de escurrimiento

En la Tabla 8 presentan los resultados de la FORSU al inicio y el digestato después de 21 días de fermentación a los diferentes volúmenes de escurrimiento evaluados en la cual se observa que al incrementar la tasa de escurrimiento se incrementó la humedad en los digestatos de forma proporcional por lo cual la masa final de cada digestato también fue incrementando con respecto a la tasa de escurrimiento. Sin embargo, al analizar los sólidos totales y volátiles, así como la DQO final se observa que la remoción de los tres parámetros es mayor con el volumen de 0.1 L/L_r*día. Por otro lado, el control y el tratamiento 2 (0.05 L/L_r*día) presentaron remociones similares de ST y SV y únicamente hubo diferencia en la remoción de DQO. Las menores eficiencias de remoción de ST y SV se observaron con el volumen de 0.025 L/L_r*día, pero la remoción de DQO fue alta, tan solo por debajo del tratamiento 3.

Tabla 8. Caracterización de la FORSU y digestato "Efecto de la tasa de escurrimiento"

	FORSU	CONTROL	TRATAMIENTO	TRATAMIENTO	TRATAMIENTO
		0 L/L _r *día	1	2	3
			0.025 L/L _r *día	0.050 L/L _r *día	0.100 L/L _r *día
Día	0	21			
masa (g)	200	110.5	152	185	203
pH	4.6	3.8	3.9	4.3	4.9
Humedad (%)	86.6	87.5	90.3	92.8	94.2
ST (%)	13.4	12.5	9.7	7.5	5.8
SV (%)	12	11	8.7	6.7	5.3
DQO (%)	14.2	19.8	6.9	6.8	3.7
η ST (%)		48.7	45.3	48.6	56.2
η SV (%)		49.4	45.3	48.5	55.3
η DQO (%)		22.9	63.3	55.4	73.3

η = eficiencia de destrucción

De manera similar el mayor porcentaje de remoción de la DQO en el sólido ocurrió en el Tratamiento 3, siendo del 73 %. Hernández-Berriel y *col.*, (2008) mencionan que la DA se lleva a cabo en condiciones de humedad del 70 al 80 %, de no contar con una masa húmeda, con el paso del tiempo puede presentarse contaminación con hongos filamentosos, esta situación ocurrió en el control (Figura 8) al cual no se le adicionó una tasa de escurrimiento para restaurar la humedad. Los hongos comenzaron a aparecer en la parte superior de la FORSU empacada en el día 7 y conforme transcurrieron los días éstos se propagaron a la parte media del lecho, los hongos pudieron alterar la remoción de los SV y ocasionar un aumento en la masa empacada.



Figura 8. Hongos en el tratamiento sin la adición de una tasa de escurrimiento

En la Figura 9 se presenta el volumen de lixiviación recuperado al finalizar el estudio comparado con el volumen de lixiviación adicionado en cada tratamiento. Se observa que al control no se adicionó una tasa de escurrimiento, pero se recolectó 53.7 mL de lixiviado lo que indica que provenían de la humedad contenida en la FORSU. Para el Tratamiento 1 se logró recuperar casi 27 mL más de lo adicionado esto se atribuye a la humedad propia de la FORSU. Para el Tratamiento 2 solo se recuperó el 70 % del volumen adicionado, y para el Tratamiento 3 se recuperó el 69 %.

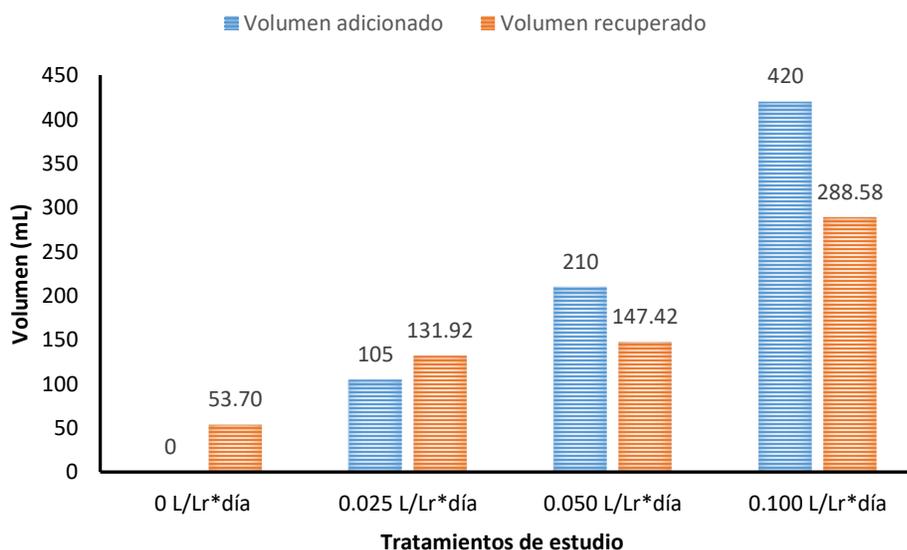


Figura 9. Tasa de escurrimiento adicionado y de lixiviados recuperados.

Con los resultados mostrados en la Figura 9 se puede explicar el incremento en la humedad de los digestatos de los Tratamientos 2 y 3 debido a que el líquido adicionado quedó retenido en el lecho empacado. Para el Control y el Tratamiento 1 la humedad de los digestatos incrementó debido a que existió una reducción de los sólidos y el lixiviado generado quedó atrapado en el lecho.

En la Figura 10 se presenta el comportamiento del pH durante los 21 días de pruebas, se observa que en todos los tratamientos se mantuvieron condiciones ácidas entre 3 y 5, debido a la concentración de AGV producidos durante la acidogénesis. En los primeros 10 días se presentó una disminución en todos los tratamientos, sin embargo,

en todos los casos a partir del día 15 comenzó un aumento en el pH registrándose el valor más alto en el tratamiento con 0.1 L/Lr*día. Una mayor tasa de escurrimiento podría mejorar la hidrólisis de la FORSU, ya que Kim y col., (2006) y Chen y col., (2007) han reportado que a pH entre 4 y 6 se mejora la acción de las enzimas que llevan a cabo la hidrólisis. El incremento del pH en los lixiviados puede atribuirse al pH que contenía el efluente de escurrimiento (7.63 ± 0.2) y a la presencia de amonio ($276 \pm 25 \text{ mgNH}_3/\text{L}$) que puede ser un amortiguador del pH (Stabnikova, 2008).

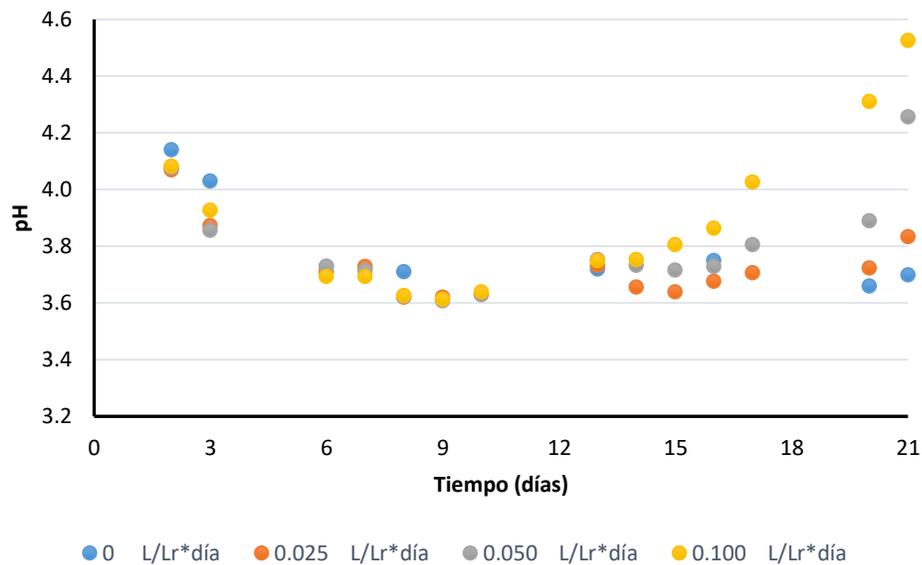


Figura 10. Cambios en el pH de lixiviados de los RHALE a diferentes volúmenes de escurrimiento

La cantidad de DQO recuperada en los lixiviados de cada tratamiento al finalizar el estudio se presentan en la Figura 11. La FORSU empacada en los reactores de cada tratamiento estudiado contenía 28.4 g de DQO, en la Figura 11 se observa que en el Control se recuperó 5.74 g_{DQO}, en el Tratamiento 1 y 2 se recuperaron 10.9 g_{DQO} y en el Tratamiento 3 se recuperó 12.73 g_{DQO}.

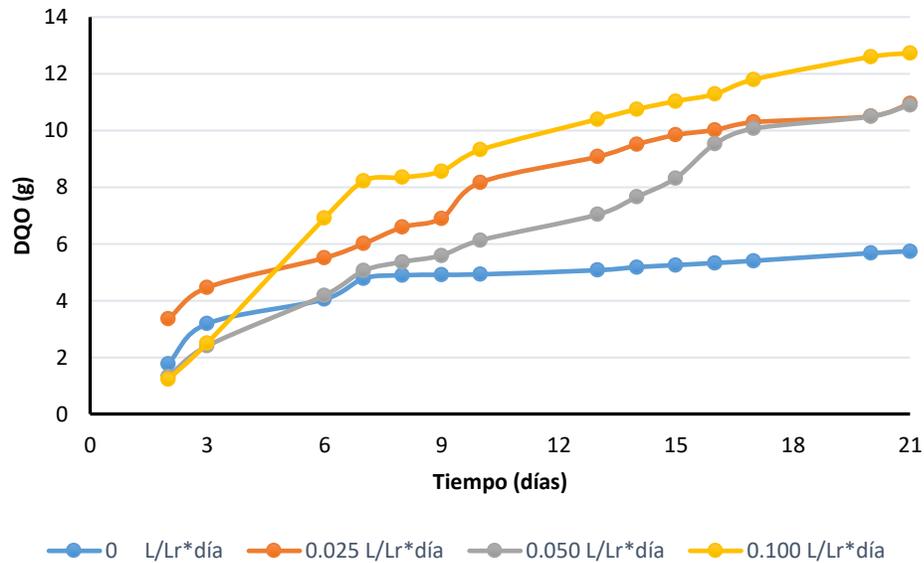


Figura 11. DQO acumulada en lixiviados de los RHALE a diferentes volúmenes de escurrimiento

Para conocer si la diferencia en la cantidad de recuperación de DQO en los distintos tratamientos era significativa o no, se realizó un análisis de ANOVA con un nivel de significancia de $\alpha=0.05$ (Anexo 1), mediante el cual se probó diferencia significativa en la recuperación de DQO en los lixiviados, siendo los tratamientos 0.025 y 0.05 L/Lr*día iguales, el Tratamiento 3 (0.1 L/Lr*día) fue el mejor tratamiento con la mayor recuperación de DQO en los lixiviados. Esto muestra que el tratamiento con la mayor tasa de escurrimiento es el que mayor hidrólisis de la FORSU presentó, por lo que la hidrólisis se mejora con el aumento en la tasa de escurrimiento adicionado.

Para conocer la cantidad de AGV presentes en la DQO recuperada en los lixiviados se realizó un análisis por cromatografía de gases, en la Figura 12 se presenta la generación acumulada de AGV durante los 21 días de estudio.

Se observa que en el Control se obtuvo 0.76 g_{AGV} esto corresponde al 13.28 % de la DQO contenida en los lixiviados recuperados, en el Tratamiento 1 se obtuvieron 1.83 g_{AGV} correspondientes al 16.75 % de la DQO de los lixiviados, para el Tratamiento 2 se obtuvieron 1.75 g_{AGV} correspondiente al 16 % de la DQO y finalmente para el Tratamiento 3 se obtuvieron 2.85 g_{AGV} correspondientes al 26.6 % de los g DQO recuperados en los lixiviados de este tratamiento.

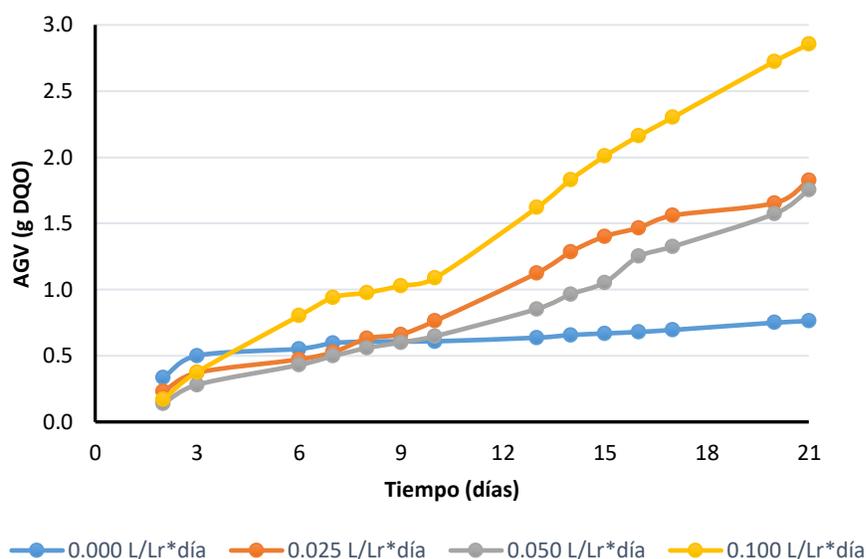


Figura 12. AGV acumulados en los lixiviados en los diferentes volúmenes de escurrimiento

Para conocer si existía diferencia significativa en la composición de AGV en los lixiviados generados se realizó un análisis de ANOVA con un nivel de significancia de $\alpha=0.05$ (Anexo 2). Mediante el análisis post hoc de Tukey se prueba que el mejor tratamiento en la producción de AGV ocurre en los lixiviados del tratamiento donde se le agregó 0.1 L/Lr*día como tasa de escurrimiento.

3.2.2 Efecto del inóculo

Con la mejor tasa de escurrimiento obtenido anteriormente, se evaluó el efecto de la adicionar inóculo a las columnas de hidrólisis-acidogénesis, con la finalidad de observar si se incrementa la eficiencia de degradación de los SV y la recuperación de DQO en los lixiviados en comparación con la prueba sin adicionar inóculo. Considerando que la literatura reporta que las bacterias hidrolíticas y acidogénicas de la digestión anaerobia son principalmente facultativas se probó un inóculo de lodos activados (I-AE) y uno de lodos granulares (I-AN), dado que Rodríguez-Pimentel y *col.*, (2015) reportan una mayor destrucción de los SV y de DQO en un reactor similar que fue inoculado con lodos anaerobios.

Las mezclas de FORSU con inóculo y el control (sin inóculo), se caracterizaron al inicio y al final del estudio obteniéndose los resultados mostrados en la Tabla 9.

Tabla 9. Caracterización de la FORSU y digestato "Efecto del inóculo"

	FORSU		FORSU + I-AN		FORSU + I-AE	
	0	19	0	19	0	19
Día	0	19	0	19	0	19
masa (g)	200	151.2	200.2	142.7	193.2	153.5
pH	4.8	4.1	5.3	3.9	5.3	3.8
Humedad (%)	82.3	90	85.1	90.8	80.5	89
ST (%)	17.7	10	14.9	9.2	19.5	11
SV (%)	16.2	9.6	13.2	8.7	17.8	10.5
DQO (%)	22.7	5.5	18	8	11.7	4.6
η ST (%)		57.2		56.2		55
η SV (%)		55		53.1		53.2
η DQO (%)		81.7		68.3		69.2

η = eficiencia de destrucción

Se observa que en los tres tratamientos estudiados existe una eficiencia de degradación de SV mayor al 50 %, no observándose diferencias significativas entre el control y las mezclas de FORSU con inóculo (Anexo 3). Con estos resultados se entiende que para la hidrólisis y acidogénesis de la FORSU no es necesaria la adición de un inóculo ya que ésta puede contener de forma nativa bacterias que puedan realizar la hidrólisis y acidogénesis lo que concuerda con el estudio metataxonómico que Cuetero (2015) realizó en un RHALE a nivel piloto sin inocular, reporta la presencia de una gran variedad de bacterias hidrolíticas y acidogénicas. Por otro lado, Fernández y col., (2008) y Kun Wang y col., (2014), estudiando la DA de FORSU en una sola etapa, mencionan que es necesaria la adición de un inóculo para la favorecer la remoción de la DQO de la parte sólida y para la producción de biogás. Rafieenia (2018), menciona que para obtener mejores eficiencias en un sistema en dos etapas de la DA con la adición de un inóculo, es necesario hacer un pretratamiento del inóculo, esto con la finalidad de tener presentes solamente las bacterias encargadas de realizar la hidrólisis y acidogénesis, este autor estudió 4 tipos de pretratamientos: choque térmico, aireación, alcalinidad y utilización de aceite para freír; llegando a la conclusión de que cualquier pretratamiento da mejores eficiencias en la remoción de

la DQO de la FORSU y mayor producción de AGV que la utilización de un inóculo sin pretratar.

El volumen de lixiviación recuperado en los tratamientos estudiados comparado a la tasa de escurrimiento adicionado se muestra en la Figura 13:

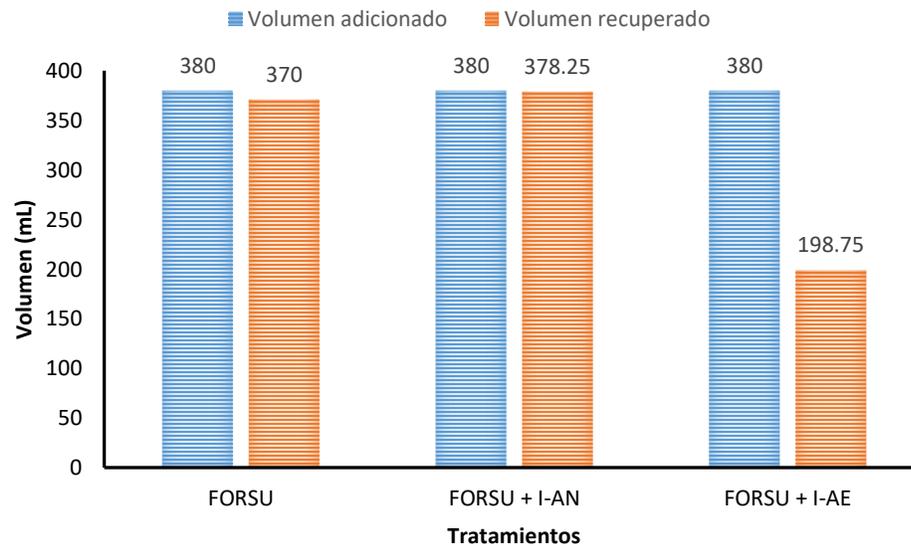


Figura 13. Volumen de lixiviados acumulado con y sin inoculación en la hidrólisis de la FORSU

Los resultados muestran que para los RHALE en ausencia y presencia de lodos anaerobios el volumen de lixiviados fue similar 370 y 378 mL respectivamente, siendo casi el 100 % del volumen de lixiviación adicionado, el volumen recuperado en los lixiviados del RHALE con lodos activados fue 50 % menor a los otros tratamientos, lo anterior pudo deberse a que los lodos activados debido a su tamaño fueron drenados en el lixiviado y mezclados en éste, lo que redujo el volumen total del lixiviado.

El pH de los lixiviados en los tratamientos se mantuvo en un pH ácido (3.2-4.3), durante los primeros 10 días hubo una disminución de manera similar al estudio de la tasa de escurrimiento, para los tres tratamientos FORSU y FORSU + I-AN a partir del día 13 comienza un aumento en el pH teniendo el mayor en el tratamiento con el inóculo anaerobio seguido del tratamiento sin inóculo, esto pudo mejorar la actividad de las enzimas encargadas de realizar la hidrólisis, sin embargo en el tratamiento con

el inóculo aerobio (I-AE) el pH no aumentó, lo que pudo haber sucedido fue una inhibición en la actividad hidrolítica de las enzimas por el pH con valores menores a 3.5 el cual no es óptimo para su actividad. Durante los 19 días de estudio no se logró observar un amortiguamiento del pH aun con la adición de amonio contenida en la tasa de escurrimiento.

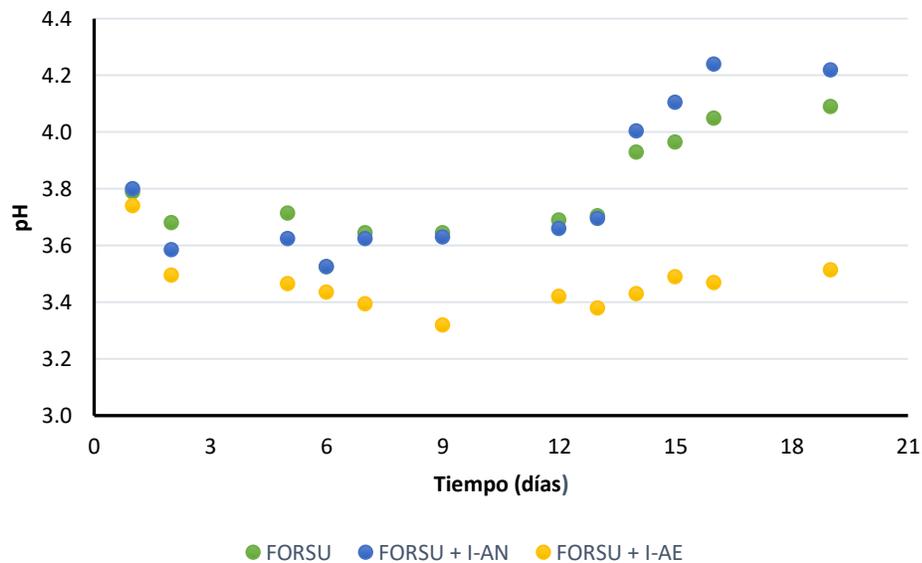


Figura 14. Tendencia de pH en los lixiviados en presencia y ausencia de inóculo

La cantidad de DQO transferida de la parte sólida y recuperada en los lixiviados se muestra en la Figura 15, donde se puede observar que en el tratamiento sin inóculo se recuperó en los lixiviados 14.91 g_{DQO} de los 45.43 g_{DQO} que contenía la FORSU con la que fue empacado, es decir, el 33 % fue recuperado en los lixiviados; para el tratamiento con inóculo anaerobio (I-AN) se recuperó 11.41 g_{DQO} en los lixiviados de los 36 g_{DQO} que tenía la mezcla de FORSU+I-AN; para el tratamiento con el inóculo aerobio (I-AE) se recuperó 12.35 g_{DQO} en los lixiviados sin embargo, debido a que se observó una gran cantidad de sólidos arrastrados en el lixiviado esto pudo alterar la cantidad real del contenido de materia orgánica en los lixiviados del tratamiento con el inóculo aerobio.

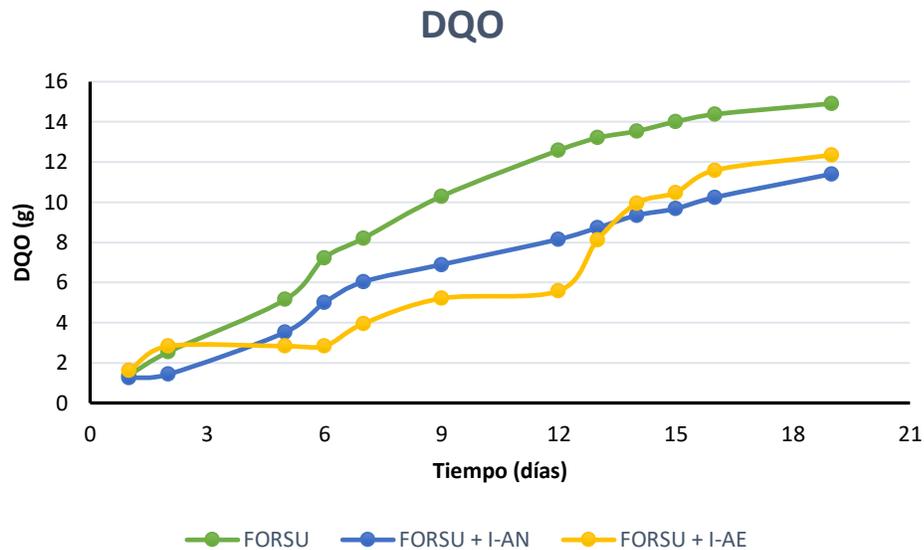


Figura 15. DQO acumulada en lixiviados en presencia y ausencia de inóculo

Debido a que no se observó diferencia en los tratamientos con respecto a la eficiencia de remoción de los SV, se realizó un ANOVA para observar si respecto a la remoción de DQO existía diferencia entre los tratamientos. Al comparar la DQO recuperada en los lixiviados (Anexo 3) se observó que la adición de un inóculo no favoreció la degradación de los SV, ni la DQO en los lixiviados, lo que puede ser explicado por la gran cantidad y variedad de bacterias hidrolíticas y acidogénicas reportadas por Cuetero (2015), quién hace el estudio de las poblaciones presentes en un RHALE que hidroliza la FORSU a nivel piloto.

3.3 Operación de un sistema de DA2E en continuo

Con los datos obtenidos con los estudios ya descritos se trabajó con dos reactores en continuo: un RHALE para la hidrólisis y acidogénesis de la FORSU y un UASB para la metanogénesis de los lixiviados en mezcla con agua residual del campus universitario. Los resultados obtenidos se presentan en los siguientes puntos.

3.3.1 Etapa 1: Hidrólisis-acidogénesis

Para el arranque del sistema en dos etapas, primero se evaluó la hidrólisis y acidogénesis en un RHALE de 5 L en lote para encontrar las condiciones de la operación en continuo. El RHALE se empacó con 4 kg de FORSU sin inóculo y con un volumen adicionado de escurrimiento de 0.1 L/Lr*día. El tiempo de la fermentación fue de 21 días, por lo que se realizó una caracterización al inicio y final de la FORSU y el digestato. La Tabla 10 muestra los resultados obtenidos.

Tabla 10. Eficiencias de remoción de sólidos y DQO de la hidrólisis de la FORSU en lote

	FORSU	DIGESTATO
masa (g)	4,184	2,014
pH	6.6	5.8
Humedad (%)	78.8	86.2
ST (%)	21.2	13.8
SV (%)	16.2	10.0
DQO (%)	10.8	6.8
η ST (%)		68.6
η SV (%)		70.1
η DQO (%)		69.7

η = eficiencia de destrucción

Se puede observar que las eficiencias de remoción de los sólidos y de la DQO fueron del 70 %, valores 20 % mayores que los reportados por Ramírez-Víves y *col.*, (2014) y Rodríguez (2015) en un sistema similar quienes utilizaron una tasa de escurrimiento 4 veces menor (0.025 L/Lr*día); lo que indica que al aumentar la tasa de escurrimiento se pueden obtener mayores eficiencias en la hidrólisis de la FORSU.

Las Figuras 16A, 16B y 16C muestran las tendencias del volumen de lixiviados, el pH, la DQO y los AGV acumulados en el lixiviado del RHALE en lote.

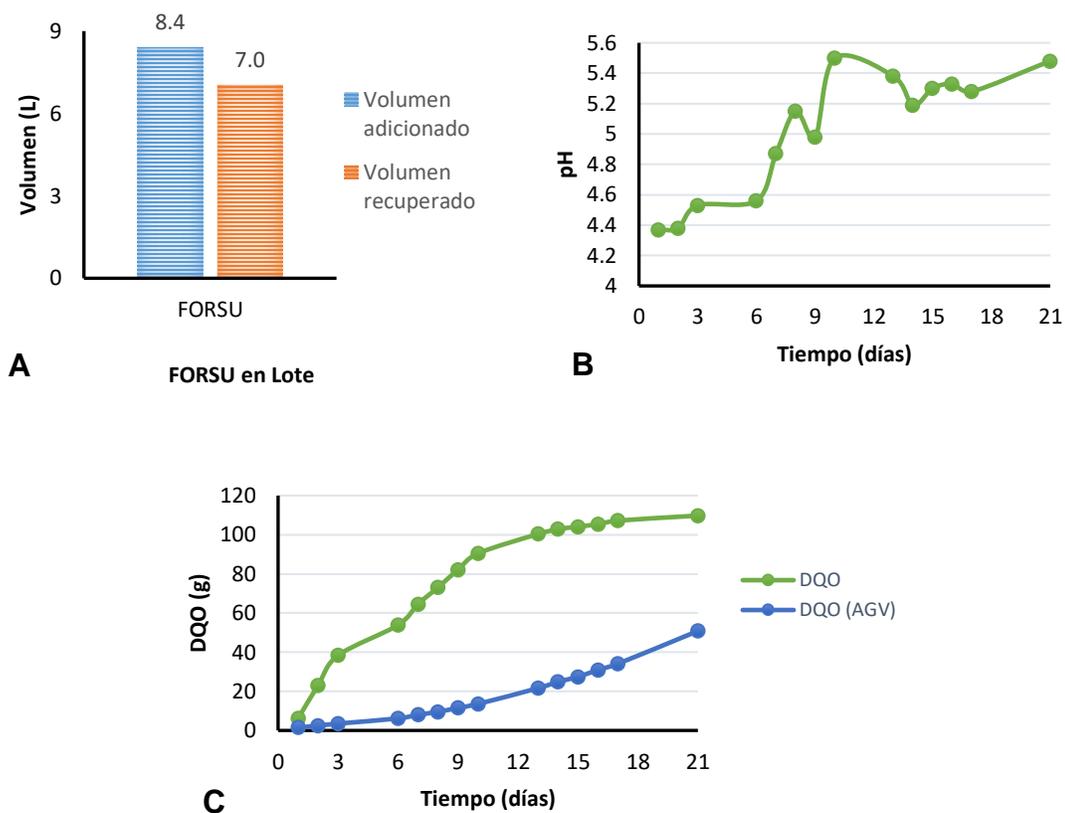


Figura 16. A) Volumen acumulado en el lixiviado, B) Perfil de pH en los lixiviados, C) g AGV acumulados en el lixiviado del RHALE en lote

En la Figura 16A se observa que hubo una recuperación del volumen de lixiviados del 83 % respecto a la tasa de escurrimiento adicionado, ya que la cantidad de agua retenida en el lecho se vio reflejada en el aumento en la humedad del digestato al finalizar el estudio.

La tendencia de los valores de pH se observa en la Figura 16B donde se muestra que se mantuvo en un intervalo de 4.4 – 5.6 los cuales son condiciones que favorecen la actividad enzimática de las bacterias que realizan la hidrólisis y acidogénesis (Goswami y *col.*, 2016) lo que favoreció la hidrólisis de la FORSU y evitó la metanogénesis.

En la Figura 16C se muestra que en los lixiviados se recuperó 109.8 g_{DQO} de los 451.8 g_{DQO} contenidos en la FORSU empacada en el RHALE al inicio del estudio, es decir, se logró recuperar el 24 % de la DQO, de los 109.8 g_{DQO} recuperados en el lixiviado, el 43 % estuvo conformado de AGV con una mayor concentración de ácido acético (45 %), ácido propiónico (20 %) y ácido butírico (16 %) lo que resulta favorable para la operación del reactor metanogénico en la segunda fase de la DA.

Con los resultados obtenidos en el RHALE en lote se inició la operación del RHALE en continuo adicionando diariamente FORSU considerando un TRS de 20 días, lo que equivale a 200 g de FORSU alimentadas por día. Durante el llenado del reactor se evaluaron algunos de los parámetros en el lixiviado, los cuales presentaron valores de 7.6 g_{DQO}/día y un 50 % de conversión a AGV, valores similares a los obtenidos en lote. El pH se mantuvo en un intervalo de 4.2–5.6 resultando favorable para la hidrólisis.

Después de los 20 días de llenado del RHALE, se operó en continuo con 200 g de FORSU por día. La Figura 17, muestra la remoción de los sólidos volátiles de la FORSU, durante 63 días de operación. Se observa que los valores de la alimentación muestran una gran variación, debido a que la composición de la FORSU en la cafetería es muy variada, como se observó en la Tabla 7. En promedio el valor de remoción de los SV fue del 68 %, con una carga promedio de SV de 8 g_{SV}/L_r*día.

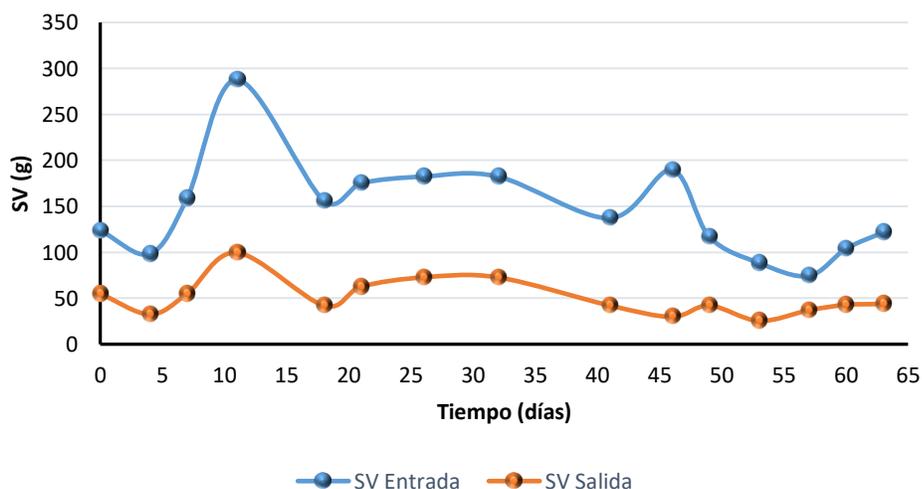


Figura 17. Remoción de SV de la FORSU en el RHALE

El perfil de la DQO en la FORSU y en el digestato se muestra en la Figura 18, donde se observa que la concentración de DQO removida promedio fue del 58 %.

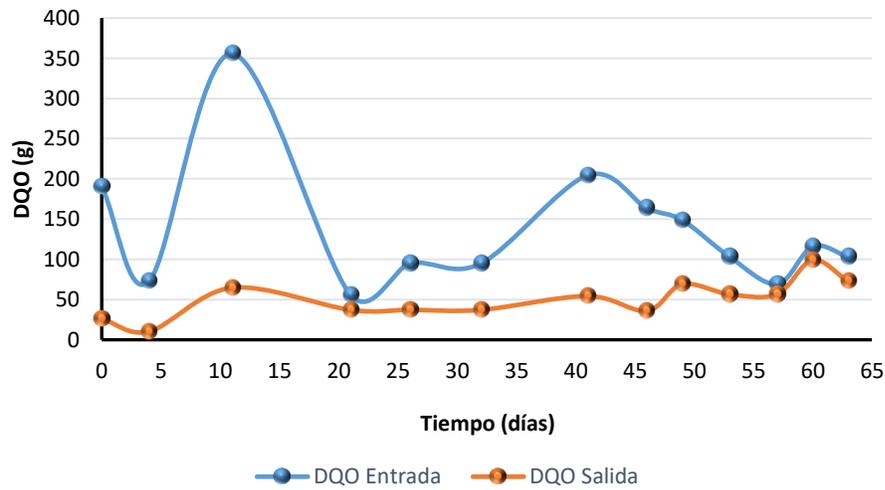


Figura 18. g de DQO de la FORSU y digestato en el RHALE

En la Figura 19 se muestra el perfil de volumen de los lixiviados generados durante este estudio, éstos se mantuvieron en un intervalo de pH de 4 a 5.5 y en un volumen promedio de lixiviación de 355 mL/día y el volumen adicionado de tasa de escurrimiento fue de 400 mL/día, es decir, en promedio el 89 % del volumen adicionado fue recuperado en los lixiviados.

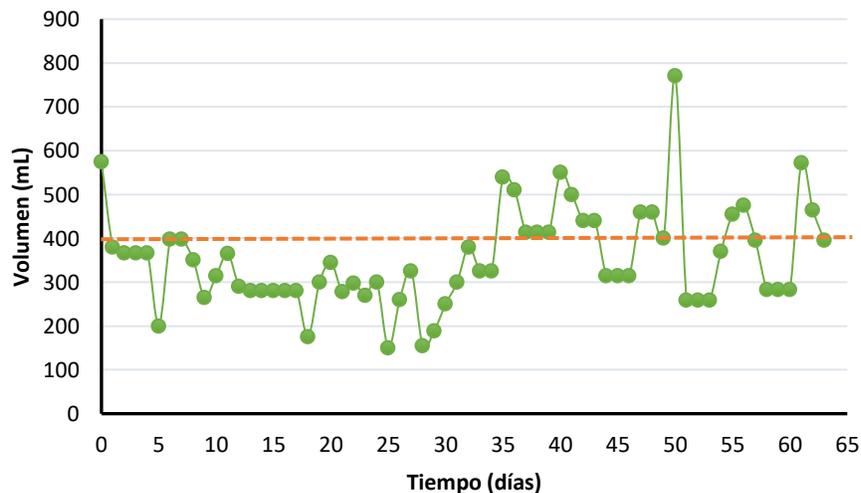


Figura 19. Perfil del volumen de lixiviados en el RHALE en continuo

La concentración de DQO en los lixiviados se presenta en la Figura 20, donde la concentración promedio fue de $44 \text{ g}_{\text{DQO}}/\text{L}\cdot\text{día}$, con una conversión a AGV del 42 %. La composición de los AGV fueron principalmente los ácidos: acético (44 %), butírico (25 %), propiónico (14 %) y valérico (12 %); esta composición favorece la velocidad de producción de metano en el UASB, dado que el ácido acético es el principal precursor del metano.

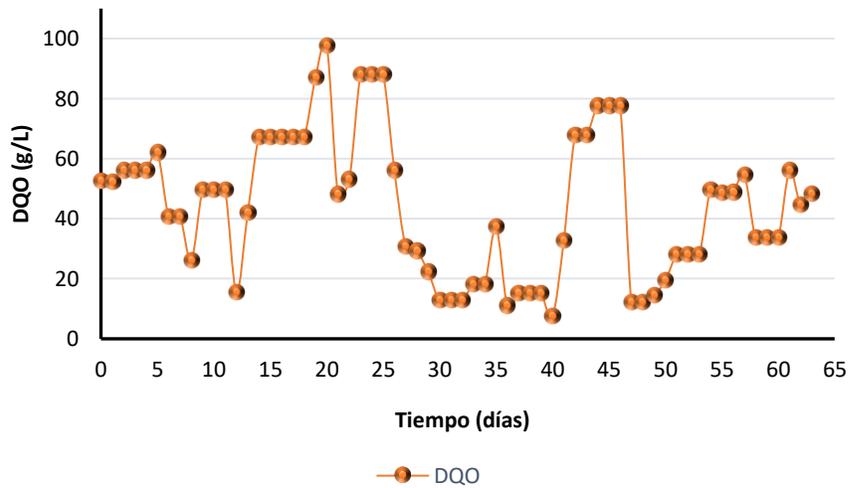
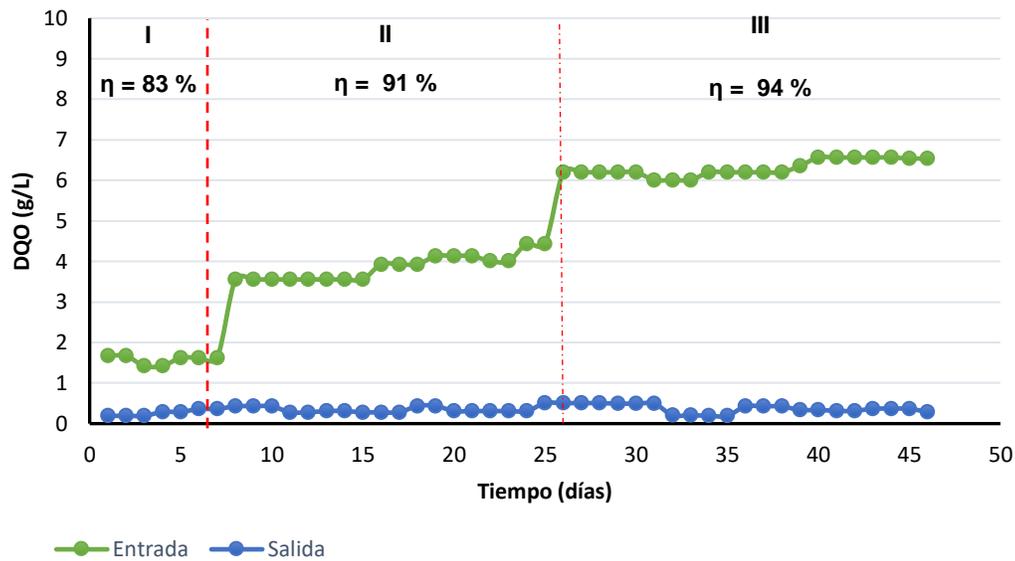


Figura 20. Concentración diaria de DQO en los lixiviados del RHALE

3.3.2 Etapa 2: Metanogénesis de los lixiviados del RHALE en mezcla con agua residual municipal

La metanogénesis de los lixiviados y sus mezclas con agua residual municipal se llevaron a cabo en un reactor UASB con un volumen de 1.4 L y un TRH de 1 día. La concentración de la DQO de las mezclas alimentadas al reactor en cada etapa, fueron las descritas en la Tabla 5. En la Figura 21 se muestra las distintas cargas orgánicas volumétricas (COV) de 1.1, 2.8 y $4.5 \text{ g}_{\text{DQO}}/\text{L}\cdot\text{día}$ para las etapas I, II y III respectivamente, alimentadas al UASB y sus eficiencias de remoción de DQO. Se puede observar que la eficiencia de remoción es directamente proporcional a la carga alimentada, siendo de 83, 91 y 94 % ,estos valores son parecidos a los reportados por Ramírez-Vives y *col.*, (2014) y Rodríguez-Pimentel y *col.*, (2015) en un sistema similar.



I = COV 1.1, II = COV 2.8, III = COV 4.5, η = Eficiencia de remoción de la DQO

Figura 21. Eficiencias de remoción de la DQO a las diferentes cargas

Para mantener las condiciones adecuadas de pH en este reactor, se ajustó el pH de la alimentación con bicarbonato de sodio para la carga de 4.5 g_{DQO}/L_r*día, dado que la mezcla de lixiviado más el agua residual presentó valores por debajo de 6, ya que las arqueas metanogénicas crecen a pH neutros 6.7–7.5 (Dhar y col. 2016).

La producción de biogás a las diferentes cargas orgánicas volumétricas se muestra en la Figura 22. Se observa que la producción de biogás aumenta en relación con la COV; sin embargo, la composición de metano (CH₄) en el biogás disminuye con la COV mayor, esto puede ser debido a que la mezcla de lixiviado más agua residual para esta COV presentó un valor de pH menor a 6.7, con esta COV se obtuvo en promedio 9.1 L_{biogás}/L_r*día de los cuales 7.1L_{CH₄}/L_r*día corresponden a metano; alcanzando un rendimiento de 0.4 gCH₄/g DQO_{removida}.

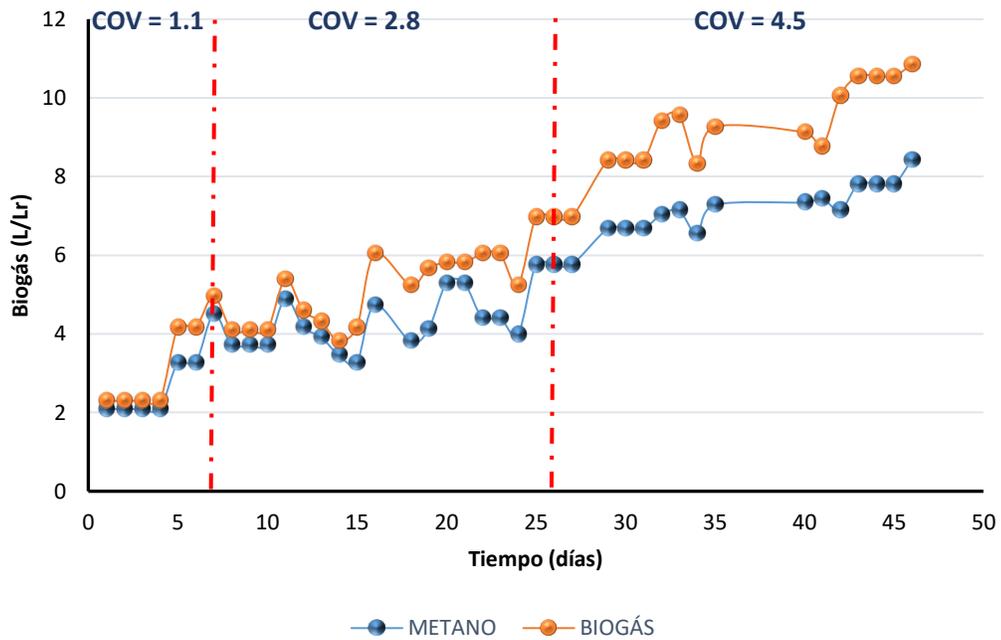


Figura 22. Producción de biogás en el UASB

La disminución en la composición de CH₄ en el biogás se le atribuyó al ajuste en los valores de pH que se realizó, Rodríguez-Pimentel y col., (2015), trabajando bajo condiciones similares y con cargas hasta de 13 g_{DQO}/Lr*día, no reportan disminución del metano contenido en el biogás.

4. CONCLUSIONES

El aumento de la tasa de escurrimiento en el RHALE amortigua el pH, favoreciendo las reacciones enzimáticas de las bacterias fermentadoras y obteniendo mayores eficiencias en la remoción de los SV (70 %) y DQO (80 %), con un aumento significativo de la concentración de los AGV en los lixiviados, predominando el ácido acético.

No hubo una influencia significativa en el RHALE con la adición de un inóculo, debido a que la FORSU contiene microorganismos nativos que presentan la capacidad para realizar la hidrólisis y acidogénesis.

Aumentando la carga de sólidos en el RHALE se aumenta también la eficiencia de remoción de éstos, recuperando una alta concentración de DQO en los lixiviados.

Al aumentar la carga orgánica volumétrica se aumenta la producción de metano con rendimientos del 40 % en relación con la DQO degradada en el UASB.

5. RECOMENDACIONES

- Dada la importancia que tienen los microorganismos nativos en la FORSU es recomendable continuar con el estudio de la dinámica poblacional, para poder comprender mejor el papel que desempeñan estos microorganismos en la hidrólisis y fermentación de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos.
- Aumentar las cargas orgánicas en el UASB mejoraría la producción de metano, a valores que representen una buena alternativa para la recuperación de energía.

REFERENCIAS

- Andreas, M. & Kornaros, M. (2015). *Anaerobic mesophilic co-digestion of ensiled sorghum, cheese whey and liquid cow manure in a two-stage CSTR system: Effect of hydraulic retention time*. *Bioresource Technology*, 175, 553-562.
- APHA. (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater 21a ed*. Washington D.C., EEUU: American Public Health Association, American Water Works Association Water Pollution Control Federation.
- Ariunbaatar, J., Panico, A., Esposito, G., Pirozzi, F. & Lens, P. (2014). *Pretreatment methods to enhance anaerobic digestion of organic solid waste*. *Applied Energy*, 123, 143-146.
- Castells, X., Campos, E., & Flotats, X. (2012). *Procesos biológicos: la digestión anaerobia y el compostaje*. En *Tratamiento y valorización energética de residuos* (618-681). Madrid: Díaz de Santos.
- Cirne, D., Lehtomäki, A., Björnsson, L. & Blackall, LL. (2007). *Hydrolysis and microbial community analyses in two-stage anaerobic digestion of energy crops*. *Journal of Applied Microbiology*, 103, 516-527.
- Cuetero, Y. (2015). *Caracterización molecular de las comunidades bacterianas presentes en un bioreactor hidrolítico anaerobio de lecho escurrido implicadas en la degradación de residuos sólidos orgánicos*. Tesis de Maestría. México. Universidad Autónoma Metropolitana.
- Del Real Olvera, J., Lopez-Lopez, A. (2012). *Biogas production from anaerobic treatment of agro-industrial wastewater, Biogas*. (91-112). México: InTech.
- Dhar, H., Kumar, P., Kumar, S., Mukherjee, S. & Vaidya, A. (2016). *Effect of organic loading rate during anaerobic digestion of municipal solid waste*. *Bioresource Technology*, 217, 56-61.
- Díaz, B. (2002). *Estado del arte sobre el tratamiento biológico para los residuales de Punta Periquillo II. Digestión anaerobia*. (34-37). Ingeniería Hidráulica y ambiental, XXIII.
- DOF. (2003). *Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos*. 19-07-2018, de Dia rio Oficial de la Federación Sitio web: http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/263_190118.pdf
- Fernández, J., Pérez.& Romero, L. (2008). *Effect of substrate concentration on dry mesophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW)*. *Bioresource Technology*, 99, 6075-6080.
- Fontanille, P., Kumar, V., Christophe, G., Nouaille, R. & Larroche, C. (2012). *Bioconversion of volatile fatty acids into lipids by the oleaginous yeast *Yarrowia lipolytica**. *Bioresource Technology*, 114, 443-449.

- Hernández-Berriel, M., Márquez-Benavides, L., González-Pérez, D. & Buenrostro-Delgado, O. (2008). *The effect of moisture regimes on the anaerobic degradation of municipal solid waste from Metepec (México)*. Waste Management, 28, S14-S20.
- INEGI. (2016). *Medio ambiente*. 15-07-2018, de Instituto Nacional de Estadística y Geografía Sitio web: <http://cuentame.inegi.org.mx/territorio/ambiente/basura.aspx?tema=T>
- Wang, K., Yin, J., Shen, D. & Li, N. (2014). *Anaerobic digestion of food waste for volatile fatty acids (VFAs) production with different types of inoculum: Effect of pH*. Bioresource Technology, 161, 395-401.
- Lee, W., Chua, A., Yeoh, H. & Ngoh, G. (2014). *A review of the production and applications of waste-derived volatile fatty acids*. Chemical Engineering Journal, 235, 83-99.
- Mata-Álvarez (2003). *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes*. (1-180).Londres, Inglaterra: IWA publishing.
- Mata-Álvarez, J., Macé, S. & Llabrés, P. (2000). *Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives*. Bioresource Technology, 74, 3-16.
- Moreno, J., Morales, R., Pascual, J. & Bernal, M. (2014). *Dinámica del proceso de digestión anaeróbica. En De Residuo a Recurso El Camino hacia la Sostenibilidad* (43-101). Madrid: Mundi Prensa.
- Rafieenia, R., Pivato, A. & Lavagnolo, M. (2018). *Effect of inoculum pre-treatment on mesophilic hydrogen and methane production from food waste using two-stage anaerobic digestion*. International Journal of Hydrogen Energy, 43, 12013-12022.
- Ramírez-Vives, F., Rodríguez-Pimentel, R., de Jesús-Rojas, A., Martínez-Valdez, F., Rodríguez-Pérez, S. & Monroy-Hermosillo, O. (2014). *Two-Phase Anaerobic Digestion of Municipal Organic Solid Wastes*. Journal of Advances in Biotechnology, 3, 210-218.
- Rizvi, H., Ahmad, N., Abbas, F., Bukhari, I., Yasar, A., Ali, S., Yasmeen, T. & Riaz, M. (2015). *Start-up of UASB reactors treating municipal wastewater and effect of temperature/sludge age and hydraulic retention time (HRT) on its performance*. Arabian Journal of Chemistry, 8, 780-786.
- Rodríguez, R. (2015). *Digestión anaerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos en dos fases*. Tesis de doctorado. México. Universidad Autónoma Metropolitana.
- Rodríguez-Pimentel, R., Rodríguez-Pérez, S., Monroy-Hermosillo, O. & Ramírez-Vives, F. (2015). *Effect of organic loading rate on the performance of two-stage anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW)*. Water Science & Technology, 72, 384-390.
- San Miguel, G., Gutiérrez, F. & Fernández, J. (2015). *Digestión anaerobia para la producción de biogás*. En *Tecnologías para el uso y transformación de biomasa energética*(317-356). Madrid: Mundi Prensa.
- Schink, B. (1997). *Energetics of Syntrophic Cooperation in Methanogenic Degradation*. Microbiology and Molecular Biology Reviews, 61, 262-280.

- SEMARNART. (2013). *Composición de los Residuos Sólidos Urbanos*. 20-06-18. Sitio Web: http://apps1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_12/pdf/Cap7_residuos.pdf
- Shah, F., Mahmood, Q., Shah, M., Pervez, A. & Asad, S. (2014). *Microbial Ecology of Anaerobic Digesters: The Key Players of Anaerobiosis*. The Scientific World Journal, 2014, 1-21.
- Stabnikova, O., Liu, X. & Wang, J. (2008). *Anaerobic digestion of food waste in a hybrid anaerobic solid-liquid system with leachate recirculation in an acidogenic reactor*. Biochemical Engineering Journal, 41, 198-201.
- Wang, B., Li, Y. & Ren, N. (2013). *Biohydrogen from molasses with ethanol-type fermentation: Effect of hydraulic retention time*. International Journal of Hydrogen Energy, 38, 4361-4367.
- Whang, J., Shen, D. & Xu, Y. (2006). *Effect of acidification percentage and volatile organic acids on the anaerobic biological process in simulated landfill bioreactors*. Process Biochemistry, 41, 1677-1681.
- Xu, S., Lam, H., Karthikeyan, P. & Wong, J. (2011). *Optimization of food waste hydrolysis in leach bed coupled with methanogenic reactor: Effect of pH and bulking agent*. Bioresource Technology, 102, 3702-3708.
- Zhang, B., He, P., Lü, F., Shao, L. & Whang, P. (2007). *Extracellular enzyme activities during regulated hydrolysis of high-solid organic wastes*. Water Research, 41, 4468-4478.
- Zuo, Z., Wu, S., Zhang, W. & Dong, R. (2013). *Effects of organic loading rate and effluent recirculation on the performance of two-stage anaerobic digestion of vegetable waste*. Bioresource Technology, 146, 556-561.
- Zupančič, G. & Grilc, V. (2012). *Anaerobic Treatment and Biogas Production from Organic Waste*. En Management of Organic Waste (1-26). Slovenia: Dr. Sunil Kumar.

ANEXOS

1 DQO, EFECTO DE LA TASA DE ESCURRIMIENTO

Descriptivos

	N	Media	Desviación típica	Error típico	Intervalo de confianza para la media al 95%		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
					0.00 L/L _r *día	3		
0.025 L/L _r *día	3	10.95	.24	.13	10.35	11.54	10.71	11.19
0.050 L/L _r *día	3	10.90	.63	.36	9.33	12.46	10.27	11.53
0.100 L/L _r *día	3	12.73	.55	.31	11.36	14.09	12.18	13.28
Total	12	10.08	2.75	.79	8.33	11.82	5.74	13.28

Prueba de homogeneidad de varianzas

Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.
1.782	3	8	.228

ANOVA

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	81.86	3	27.28	144.18	.00
Intra-grupos	1.51	8	.19		
Total	83.37	11			

HSD de Tukey^a

TRATAMIENTO	N	Subconjunto para alfa = 0.05		
		1	2	3
0.00 L/L _r *día	3	5.74		
0.050 L/L _r *día	3		10.90	
0.025 L/L _r *día	3		10.90	
0.100 L/L _r *día	3			12.73
Sig.		1.00	.99	1.00

2 AGV, EFECTO DE LA TASA DE ESCURRIMIENTO

Descriptivos

	N	Media	Desviación típica	Error típico	Intervalo de confianza para la media al 95%		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
					0.00 L/L _r *día	3		
0.025 L/L _r *día	3	1.82	.30	.17	1.08	2.57	1.52	2.12
0.050 L/L _r *día	3	1.75	.20	.11	1.25	2.24	1.55	1.95
0.100 L/L _r *día	3	2.85	.40	.23	1.86	3.84	2.45	3.25
Total	12	1.79	.80	.23	1.28	2.31	.76	3.25

Prueba de homogeneidad de varianzas

Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.
1.609	3	8	.26

ANOVA

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	6.572	3	2.19	30.21	.00
Intra-grupos	.580	8	.073		
Total	7.152	11			

HSD de Tukey^a

TRATAMIENTO	N	Subconjunto para alfa = 0.05		
		1	2	3
0.00 L/L _r *día	3	.76		
0.050 L/L _r *día	3		1.75	
0.025 L/L _r *día	3		1.82	
0.100 L/L_r*día	3			2.85
Sig.		1.00	.98	1.00

3 DQO, EFECTO DEL INÓCULO

Descriptivos

	N	Media	Desviación típica	Error típico	Intervalo de confianza para la media		Mínimo	Máximo
					al 95%			
					Límite inferior	Límite superior		
FORSU	2	14.90	.76	.54	7.98	21.81	14.35	15.44
FORSU+I-AN	2	11.41	2.11	1.49	7.62	30.44	9.91	12.91
FORSU+I-AE	2	12.33	.27	.19	9.83	14.82	12.13	12.52
Total	6	12.88	1.91	.77	10.87	14.88	9.91	15.44

ANOVA

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	13.087	2	6.54	3.80	.15
Intra-grupos	5.158	3	1.71		
Total	18.245	5			

HSD de Tukey^a

TRATAMIENTO	N	Subconjunto para alfa = 0.05
		1
FORSU+I-AN	2	11.41
FORSU+I-AE	2	12.33
FORSU	2	14.90
Sig.		.14



Casa abierta al tiempo
UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

ACTA DE EXAMEN DE GRADO

No. 00253
Matrícula: 2163803390

Digestión anaerobia de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos en dos etapas. Efecto de la tasa de escurrimiento y del inóculo.

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA
UNIDAD IZTAPALAPA

31 JUL 2018

COORDINACIÓN DE SISTEMAS ESCOLARES



CINTHIA TOLENTINO ESPINOSA
ALUMNA

REVISÓ

LIC. JULIO CESAR DE LARA ISASSI
DIRECTOR DE SISTEMAS ESCOLARES

En la Ciudad de México, se presentaron a las 12:00 horas del día 30 del mes de julio del año 2018 en la Unidad Iztapalapa de la Universidad Autónoma Metropolitana, los suscritos miembros del jurado:

DR. OSCAR ARMANDO MONROY HERMOSILLO
DRA. MONICA DEL PILAR BONILLA SALINAS
DRA. ROSALINDA CAMPUZANO ANGELES
DRA. MARIA DEL ROCIO TORRES ALVARADO

Bajo la Presidencia del primero y con carácter de Secretaria la última, se reunieron para proceder al Examen de Grado cuya denominación aparece al margen, para la obtención del grado de:

MAESTRÍA EN BIOTECNOLOGÍA

DE: CINTHIA TOLENTINO ESPINOSA

y de acuerdo con el artículo 78 fracción III del Reglamento de Estudios Superiores de la Universidad Autónoma Metropolitana, los miembros del jurado resolvieron:

APROBAR

Acto continuo, el presidente del jurado comunicó a la interesada el resultado de la evaluación y, en caso aprobatorio, le fue tomada la protesta.

DIRECTORA DE LA DIVISIÓN DE CBS

DRA. SARA LUCIA CAMARGO RICALDE

PRESIDENTE

DR. OSCAR ARMANDO MONROY
HERMOSILLO

VOCAL

DRA. MONICA DEL PILAR BONILLA SALINAS

VOCAL

DRA. ROSALINDA CAMPUZANO ANGELES

SECRETARIA

DRA. MARIA DEL ROCIO TORRES ALVARADO