

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

IZTAPALAPA

DIVISIÓN DE CIENCIAS BIOLÓGICAS Y DE LA SALUD



Casa abierta al tiempo

METANOGENÉISIS DE LIXIVIADOS PROVENIENTES DE REACTORES ANAEROBIOS QUE TRATAN RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

TESIS DE ESPECIALIZACIÓN EN BIOTECNOLOGÍA

PRESENTA

I.B.I. FRANCISCO JAVIER MARTÍNEZ VALDEZ

ASESORES

Dra. FLORINA RAMIREZ VIVES

Dr. J. GERARDO SAUCEDO CATANEDA

AGOSTO DE 2009

El jurado designado por la **división de ciencias biológicas y de la salud** de la **universidad autónoma metropolitana unidad Iztapalapa** aprobó la tesis: **"METANOGENESIS DE LIXIVIADOS PROVENIENTES DE REACTORES ANAEROBIOS QUE TRATAN RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS"**, que presentó el alumno de la especialización en biotecnología **I.B.I. Francisco Javier Martínez Valdez**.

Asesora de Tesis:

Dra. Florina Ramírez Vives

Universidad Autónoma Metropolitana- Unidad Iztapalapa

Asesor de Tesis:

Dr. Gerardo Saucedo Castañeda

Universidad Autónoma Metropolitana- Unidad Iztapalapa



Casa abierta al tiempo

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA METROPOLITANA

ACTA DE IDÓNEA COMUNICACIÓN DE RESULTADOS

No. 00053

Matricula: 208383713

METANOGENESIS DE LIXIVIADOS
PROVENIENTES DE REACTORES
ANAEROBIOS QUE TRATAN
RESIDUOS SOLIDOS URBANOS.

En México, D.F., se presentaron a las 12:00 horas del día 5 del mes de agosto del año 2009 en la Unidad Iztapalapa de la Universidad Autónoma Metropolitana, los suscritos miembros del jurado:

DRA. FLORINA RAMIREZ VIVES
DR. JESUS GERARDO SAUCEDO CASTAÑEDA

siendo la primera asesora del alumno y lector el segundo, de la Idónea Comunicación de Resultados, se reunieron a evaluar la presentación cuya denominación aparece al margen, para la obtención del diploma de:

ESPECIALIZACION EN BIOTECNOLOGIA
DE: FRANCISCO JAVIER MARTINEZ VALDEZ

y de acuerdo con el artículo 79 fracción II del Reglamento de Estudios Superiores de la Universidad Autónoma Metropolitana, los miembros del jurado resolvieron:

Aprobar

Acto continuo, se comunicó al interesado el resultado de la evaluación y, en caso aprobatorio, le fue tomada la protesta.



FRANCISCO JAVIER MARTINEZ VALDEZ
ALUMNO

REVISOR

LIC. JULIO CESAR DE LARA ISASSI
DIRECTOR DE SISTEMAS ESCOLARES

DIRECTOR DE LA DIVISION DE CBS

DR. JOSE FRANCISCO FLORES PEDROCHE

ASESORA

DRA. FLORINA RAMIREZ VIVES

LECTOR

DR. JESUS GERARDO SAUCEDO
CASTAÑEDA

Índice

	Pág.
ÍNDICE DE TABLAS	4
ÍNDICE DE FIGURAS	4
CAPITULO I: INTRODUCCIÓN	
1.) INTRODUCCIÓN.	6
1.1). DIGESTION ANAEROBIA.	8
1.2). REACTOR UASB.	9
1.3). LIXIVIADOS.	12
1.4). ANTECEDENTES.	17
1.5). JUSTIFICACIÓN.	21
1.6). OBJETIVO GENERAL.	21
1.7). HIPOTESIS.	21
CAPITULO II: MATERIALES y METODOS	
2.1). ESTANDARIZACIÓN DE TECNICAS ANALITICAS.	21
2.1.1.) CURVA ESTANDAR PARA LA DETERMINACION DE DQO.	21
2.1.2.) CURVA ESTANDAR DE ACIDOS GRASOS VOLATILES.	22
2.1.3.) CURVA ESTANDAR DE BIOGAS.	23
2.1.4.) CURVA ESTÁNDAR DE CARBOHIDRATOS (CHO'S) TOTALES.	24
2.2). ECUACIONES DE LAS CURVAS DE DQO, AGV, BIOGAS y CHO'S.	25
2.3). DETERMINACIÓN DE SÓLIDOS SUSPENDIDOS VOLATILES.	25
2.4). DETERMINACIÓN DE pH.	26
2.5). ALCALINIDAD.	27
2.6). CARACTERIZACION DE LIXIVIADOS.	27
2.7). CINETICAS EN LOTE.	27
2.8). PUESTA EN MARCHA DEL REACTOR UASB.	29
CAPITULO III: RESULTADOS y DISCUSION	
3.1). CARACTERIZACION DE LIXIVIADOS ORGANICOS y 50/50.	30
3.2). METANOGENESIS DE LIXIVIADOS EN LOTE.	31
3.2.1.) REMOCION DE DQO.	31
3.2.2.) REMOCION DE LOS AGV EN LAS CINETICAS.	32
3.2.2.1.) Cinética orgánica.	32
3.2.2.2.) Cinética 50/50.	33
3.2.3.) PRODUCCION DE BIOGAS.	34
3.2.4.) ACTIVIDAD METANOGENICA.	35
3.3). REMOCION DE LIXIVIADOS ORGANICOS EN UN REACTOR UASB.	36
3.3.1.) CARACTERIZACION DEL LIXIVIADO.	36

3.3.2.) pH y ALCALINIDAD DEL REACTOR.	37
3.3.3.) REMOCION DE DQO.	38
3.3.4.) REMOCION DE AGV.	40
3.3.5.) PRODUCCIÓN DE METANO.	41
CAPITULO IV: CONCLUSIONES	43
BIBLIOGRAFIA	44

INDICE DE TABLAS

CAPITULO I. INTRODUCCIÓN

Tabla 1. Parámetros de tres tipos de lixiviados según su edad.	13
Tabla 2. Actividad metanogénica específica de AGV.	15
Tabla 3. Energía libre de Gibbs en la degradación de cada AGV.	15
Tabla 4. Factores que más influyen en la metanogénesis de los RSU .	20

CAPITULO II: MATERIALES y METODOS

Tabla 5. Curva estándar de DQO.	22
Tabla 6: Preparación de la curva patrón de CH ₄ y CO ₂ .	24
Tabla 7: Estandarización de parámetros .	25
Tabla 8: Preparación de la cinética en lote orgánica.	28
Tabla 9: Preparación de la cinética en lote 50/50.	28

CAPITULO III: RESULTADOS y DISCUSION

Tabla 10: Caracterización de lixiviados .	31
Tabla 11: Determinación de DQO de la cinética.	32
Tabla 12: Caracterización lixiviados orgánicos.	37
Tabla 13: Alcalinidad del Reactor.	38
Tabla 14: Consumo de AGV en el reactor UASB.	41
Tabla 15: Medición de Metano producido real como teórico.	42
Tabla 16: Resumen de resultados.	43

INDICE DE FIGURAS

CAPITULO I. INTRODUCCIÓN

Figura 1: Etapas de la digestión anaerobia.	9
Figura 2: Esquema de un reactor UASB.	10

CAPITULO II: MATERIALES y METODOS

Figura 3: Tratamiento de muestras al realizar DQO.	22
Figura 4: Cromatograma de AGV.	23
Figura 5: Reactor UASB con lixiviado.	29

CAPITULO III: RESULTADOS y DISCUSION

Figura 6: Remoción de los AGV en las cinética de lixiviado 100% orgánico.	33
Figura 7: Remoción de AGV de lixiviado 50% orgánico y 50% inorgánico.	33
Figura 8: Producción de biogas en la cinetica de lixiviado orgánico.	35
Figura 9: Producción de biogas en la cinetica de lixiviado inorgánico.	35
Figura 10: Actividad metanogénica para los dos tipos de lixiviado.	36
Figura 11: Evolución de pH en el reactor UASB.	37
Figura 12: Remoción de DQO (g/L).	39
Figura 13: Remoción de AGV en el reactor.	40
Figura 14: Litros de metano producido en el reactor UASB.	42

CAPÍTULO I

1) INTRODUCCIÓN:

Los residuos sólidos, comprenden todos los residuos que provienen de las actividades humanas y animales, que contienen muy bajo contenido de humedad (25%) y que son desechados como inútiles o superfluos. La generación y el manejo de los residuos sólidos es, quizás, el problema más agudo y generalizado que se presenta en el orden ambiental en la gran mayoría de las ciudades del mundo, sean grandes, medianas o pequeñas, habiéndose estimado que la producción de estos residuos por habitante está entre 0.5 y 2 kg/d (Montalvo 2003).

Cada año se generan en México alrededor de 40 millones de toneladas de residuos, de las cuales, 35.3 millones corresponden a residuos sólidos urbanos (RSU) y se estima que entre 5 y 6 millones de toneladas a residuos peligrosos (RP). La problemática asociada con los RP presenta dos grandes líneas: por un lado, la que se refiere a la presencia de sitios ya contaminados que requieren una solución; y por otro, la que se orienta a prevenir la contaminación proveniente de las fuentes en operación que los generan. La disposición inadecuada de los residuos peligrosos provoca diferentes afectaciones a los ecosistemas. En el año 2004 se identificaron en el país 297 sitios contaminados con RP, de los cuales 119 fueron caracterizados y 12 se encuentran en proceso de rehabilitación (Montalvo 2003, Borzacconi y col 1996).

La infraestructura para dar un manejo adecuado a los residuos sólidos urbanos y peligrosos es aún insuficiente. La capacidad instalada en el país debe ser optimizada para contar con sistemas efectivos de manejo que permitan, por ejemplo, su

aprovechamiento, recolección y reciclaje de los residuos. La gestión integral de éstos constituye una fuente de oportunidades para generar mercados y cadenas productivas formales, mismas que requerirán de criterios de desempeño ambiental para aprovechar los materiales y el contenido energético de los residuos (Borzacconi y col. 1996).

Históricamente los vertederos o rellenos sanitarios han sido el método más económico y ambientalmente aceptable para la evacuación de residuos sólidos en el mundo. De esta forma se crea un ambiente totalmente anaerobio lo que posibilita la generación del biogás a partir de un largo periodo de tiempo; con el objetivo de utilizarlo con fines industriales, generación de electricidad o para incorporarlo a la red de gas manufacturado. Sin embargo existe la problemática de tener un exceso de lixiviados. La peligrosidad de los lixiviados se incrementa por el exceso de residuos sólidos en los depósitos, lo cual se debe al crecimiento poblacional y los elevados índices de consumismo actuales, además del riesgo de los componentes de algunos desechos como limpiadores, pinturas, solventes y microorganismos, entre otros (Montalvo 2003, Borzacconi y col. 1998).

Uno de los métodos más prometedores como tratamiento de los RSU es la digestión anaerobia, para lo cual hay que separar previamente los materiales orgánicos biodegradables de los orgánicos no biodegradables y los inorgánicos y tener muy en cuenta que la composición de los RSU es compleja y muy variable, dependiendo de las características de la localidad (Montalvo 2003).

Para entender mejor el tratamiento de los RSU por digestión anaerobia, a continuación se explica este tipo de proceso.

1.1). Digestión anaerobia

La digestión anaerobia es la utilización de microorganismos en ausencia de oxígeno para estabilizar la materia orgánica (M.O.) por conversión a metano y otros productos inorgánicos incluyendo dióxido de carbono (Edward 1977).

El proceso global está representado por la siguiente ecuación:



El proceso anaerobio ha sido ampliamente estudiado para el tratamiento de residuos con elevadas concentraciones de materia orgánica, generalmente como un tratamiento secundario preliminar ya que algunos efluentes de los sistemas de tratamiento de RSU requieren un postratamiento debido a la alta concentración de M.O. en los lixiviados. Es importante disponer de información sobre la biodegradabilidad de RSU para compararlos sobre la base de su tratabilidad anaerobia; los ensayos de biodegradabilidad anaerobia permiten determinar el potencial biodegradable del residuo en diferentes condiciones. Además, el lixiviado pretratado anaeróbicamente todavía contiene una importante concentración de materia orgánica recalcitrante (Cruz y col. 1997).

En la digestión anaerobia inicialmente, la masa de polímeros complejos como proteínas, hidratos de carbono, lípidos, grasas y aceites se hidrolizan por la acción de enzimas extracelulares en productos solubles más sencillos de tamaño tan pequeño que les permite atravesar la membrana celular de algunos

microorganismos. Estos compuestos sencillos contienen aminoácidos, azúcares, ácidos grasos, alcoholes que se pueden fermentar en ácidos grasos de cadena corta, alcoholes, amoníaco, hidrógeno y dióxido de carbono entre otros. Los ácidos grasos de cadena corta se convierten en acetato, hidrógeno y dióxido de carbono por la acción de los microorganismos. La etapa final es la producción de metano a partir de hidrógeno mediante metanógenos hidrogenotrofos y a partir de acetato mediante metanógenos acetoclásticos (Pavlosthastis y Giraldo- Gómez, 1991) (Figura 1).

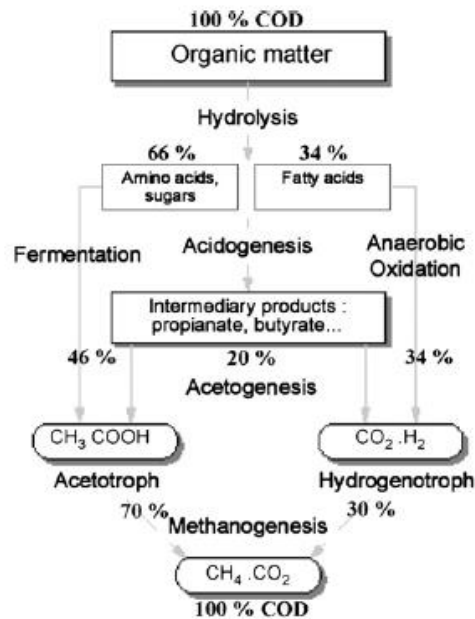


Figura 1: Etapas de la digestión anaerobia (Renou 2008)

1.2). Reactor anaerobio UASB

El proceso de digestión anaerobia es una buena alternativa para el tratamiento de aguas residuales debido a las ventajas que presenta con relación a los sistemas aerobios: poca formación de biomasa, degradación de desechos con la formación de una fuente alterna de energía como es el metano y que representa un proceso económico (Ramírez, 1993).

La necesidad de mejorar la eficiencia en la digestión anaerobia ha dado lugar al desarrollo de diversos reactores. Uno de los más importantes es el reactor anaerobio de lecho de lodos y flujo ascendente (UASB por sus siglas en inglés) desarrollado por (Lettinga y col. 1980).

El reactor UASB opera con flujo ascendente a través de un lecho de lodos de la columna permitiendo que los microorganismos presentes en él floculen y sedimenten en el fondo del reactor. El aspecto fundamental de los reactores UASB lo constituyen los lodos granulares indispensables para su correcto funcionamiento. La característica de éstos, es contar con una elevada actividad metanogénica y a su capacidad de sedimentación lo que les permite tener un alto grado de retención en el reactor, lográndose por lo tanto, separar el tiempo de residencia hidráulica del tiempo de retención celular (Ramírez, 1993).

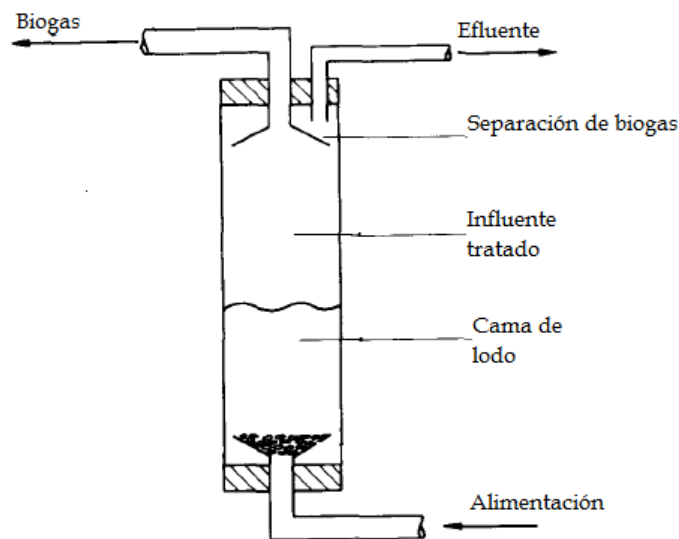


Figura 2: Esquema de un reactor UASB (Forster, 1991).

Los digestores anaeróbicos son frecuentemente utilizados en el tratamiento anaerobio de aguas residuales, en particular, con concentraciones altas de materia orgánica ($\text{kg DQO m}^{-3} \text{d}^{-1}$), debido a que la biomasa se encuentra inmovilizada y retenida en

el reactor, el contaminante es transformado en metano y dióxido de carbono. Otra de las ventajas que presenta este tipo de tecnología es el tamaño del contenedor el cual ocupa menos espacio respecto a los reactores aeróbicos (V. Saravanan, 2006).

Los flóculos biológicos anaerobios en reactores han sido una parte integral de las aguas residuales. Digestores anaeróbicos convierten la materia orgánica contaminante, que se mide como demanda química de oxígeno (DQO), en metano y dióxido de carbono. Los requisitos en el diseño de estos reactores de alta tasas de carga orgánica ($\text{kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$) significa que la biomasa se encuentra inmovilizada y retenida en el reactor. En un diseño, del reactor UASB, la biomasa es sometida tanto a la fuerza hidráulica como a la velocidad del flujo del líquido que pasa por el lecho del lodo (Forster, 1991).

El lodo en una forma altamente floculada trata de soportar estas fuerzas y mantenerse en el reactor. El flóculo adopta una forma compacta con gránulos que pueden ser de hasta 5 mm de diámetro. Las velocidades de asentamiento de estos gránulos son altas para agregados biológicos alrededor de 0.012 ms^{-1} . Debido a esto, una enorme atención se centra en los criterios necesarios para el éxito de la puesta en marcha (y de granulación), de los reactores UASB. Las mejores condiciones para la puesta en marcha se refieren a la naturaleza de los lodos, características de las aguas residuales y el régimen de funcionamiento, así como los factores ambientales (temperatura, pH, etc.). Sin embargo, parece que la adhesión a estas "normas" no necesariamente garantizan que la biomasa resultante flocule de la manera deseada. Quizás una razón de ello es que los requerimientos nutricionales de la población bacteriana del gránulo no se han aclarado, aunque hay pruebas de que algunos elementos son esenciales para obtener un rendimiento óptimo (Forster, 1991).

Cantidades adecuadas de nitrógeno y fósforo son necesarias. Souza (1986) sugiere que una relación DQO / N por debajo de 70 y una relación DQO / P inferiores a 350 debería ser suficientes. La concentración de calcio en el influente también ha recibido especial atención como un factor que parece influir en la granulación (Forster, 1991).

Un reactor anaerobio debe de ser considerado como un sistema trifásico, compuesto por una fase sólida (microorganismos, sólidos orgánicos y precipitados orgánicos), una fase líquida (agua y solutos) y una fase gaseosa (principalmente metano y dióxido de carbono). La descripción de muchas de las reacciones que ocurren en el reactor debe ser explicada en este contexto, utilizando equilibrios fisicoquímicos (Cruz 1997).

Los principales parámetros utilizados para evaluar el proceso anaerobio son: volumen y composición del biogás producido, temperatura, pH, alcalinidad, ácidos grasos volátiles, demanda química de oxígeno, sólidos suspendidos totales y volátiles, metales pesados y metales alcalinos y alcalinotérreos (Bernhard Schink 1997).

1.3). Lixiviados

Los lixiviados de un relleno sanitario son considerados, generalmente, un problema ambiental, por lo que deben ser manejados de forma segura mediante un sistema de tratamiento. La producción de lixiviados tiene dos orígenes, uno biológico asociado al fenómeno de descomposición de los desechos dentro del relleno, y otro hidrológico asociado a la cantidad de agua que se infiltra en el relleno (Bernhard Schink 1997).

Los lixiviados producidos en rellenos sanitarios difieren en composición y caudal según una serie de factores entre los cuales

destacan: la composición de la basura, las condiciones climáticas, la operación del relleno y el tiempo transcurrido desde que se dispuso la basura. Debido a la gran variabilidad en la composición del lixiviado es necesario realizar ensayos para cada efluente en particular (Canche, 1995; Méndez, 1999).

Aunque la composición de los lixiviados puede variar ampliamente dentro de las etapas sucesivas de estabilización de los residuos (aeróbica, acidogénica, acetogénica y metanogénica). Pueden definirse tres tipos de lixiviados de acuerdo a la edad (tabla 1). La relación existente entre la edad del relleno sanitario y la composición de la materia orgánica puede ser de utilidad para elegir un tratamiento adecuado (Susan y col. 2007).

Tabla 1: Parámetros de tres tipos de lixiviados según su edad.

	Reciente	Intermedio	Viejo
Edad (años)	< 5	5 a 10	> 10
pH	6.5	6.5 - 7.5	> 7.5
DQO (g/L)	> 10	4 a 10	< 4
DBO ₅ /DQO	> 0.3	0.1 - 0.3	< 0.1
Composición orgánica	80% AGV	5 - 30% AGV + lluvia acida	humedad y lluvia acida
Metales pesados	Baja		Baja
Biodegradabilidad	Importante	Media	Baja

Debido a la contaminación que este tipo de desechos representa, es necesario su tratamiento antes de ser vertidos al medio ambiente. Para lixiviados con alto contenido de material biodegradable se encuentran referencias de tratamientos anaerobios y aerobios. Si la concentración del lixiviado a tratar es alta es recomendable realizar una primera etapa anaerobia para reducir la carga, sin los inconvenientes de los sistemas aerobios (consumo de energía e importante producción de lodos). Como postratamiento puede utilizarse una etapa aerobia para alcanzar

las condiciones de vertido (Borzacconi *y col.*, 1996; Borzacconi *y col.*, 1998).

Debido a su fiabilidad, sencillez y alta relación costo-eficacia, los tratamientos biológicos son comúnmente utilizados para la eliminación de la mayor parte de los lixiviados que contienen una gran concentración en la demanda química o bioquímica de oxígeno (DQO, DBO). La biodegradación se lleva a cabo por microorganismos, que pueden degradar los compuestos orgánicos a dióxido de carbono y lodo en condiciones aeróbicas, y biogás (una mezcla compuesta principalmente de CO₂ y CH₄) en condiciones anaeróbicas. Procesos biológicos han demostrado ser eficaces en la eliminación de materia orgánica y nitrógeno en lixiviados jóvenes cuando la DBO / DQO tiene una relación (> 0,5). Con el tiempo, la mayor presencia de compuestos recalcitrantes (principalmente ácidos) tiende a limitar la eficacia del proceso (Renou y Givaudan 2008).

Se han realizado varios estudios al respecto encontrando valores de DQO de 81 a 71 g /L. Así como la composición de ácidos grasos volátiles (AGV) con valores de 25%, 40%, 75%, 79%, y 80% con respecto a la DQO. La interacción de amonio libre presente en los lixiviados y AGV así como el decremento en el pH causa una inhibición de la metanogénesis (Susan y col. 2007).

Durante el tratamiento de lixiviados que contienen altas concentraciones de nitrógeno amoniacal proveniente del amonio libre, éste es considerado como un agente tóxico, incrementando el sistema por la acumulación de los AGV. La interacción entre amonio libre, AGV, y pH puede provocar un estado inhibitorio, una condición donde el proceso está funcionando estable pero con un menor rendimiento de metano (Renou y Givaudan 2007).

Para poder explicar mejor la inhibición de la metanogénesis por la acumulación de los AGV, se presenta en la Tabla 2 la actividad metanogénica específica para cada AGV, así como las reacciones por las cuales transcurre su degradación hasta CH₄ y CO₂. (S. Renou y Givaudan 2007)

Tabla 2: Actividad metanogénica específica de AGV (Shin, 2001).

Sustrato suministrado a los lodos	AME (g DQO CH ₄ /g SSV) usando los siguientes sustratos						Sustrato inicial
	Acetato	Propionato	Butirato	Valerato	Capronato		
Lixiviado de desechos orgánicos	0.81	0.69	1.1	0.87	0.99	0.94	
Mezcla de AGV ^a	1.17	0.35	0.81	---	---	1.03	
Sacarosa	1.2	0.52	0.61	---	---	0.85	
Propionato	1.89	1.78	1.32	---	---	---	
Azucar	0.9	0.41	---	---	---	---	

La Tabla 3 presenta valores de la energía libre de Gibbs (ΔG), para cada una de las reacciones involucradas en los procesos anaerobios (Perry y col. 1986).

Tabla 3: Energía libre de Gibbs en la degradación de cada AGV

	ΔG° (KJ)
PROPIONATO	
$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COO}^-(\text{aq}) + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow \text{CH}_3\text{COO}^-(\text{aq}) + 3\text{H}_2(\text{g}) + \text{CO}_2(\text{g})$	71
HIDROGENO	
$3\text{H}_2(\text{g}) + \frac{3}{4}\text{CO}_2(\text{g}) \rightarrow \frac{3}{4}\text{CH}_4(\text{g}) + \frac{3}{2}\text{H}_2\text{O}(\text{l})$	-98.06
ACETATO	
$\text{CH}_3\text{COO}^-(\text{aq}) + \text{H}^+(\text{aq}) \rightarrow \text{CH}_4(\text{g}) + \text{CO}_2(\text{g})$	-35.83
BALANCE	
$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COO}^-(\text{aq}) + \text{H}^+(\text{aq}) + \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}(\text{l}) \rightarrow \frac{7}{4}\text{CH}_4(\text{g}) + \frac{5}{4}\text{CO}_2(\text{g})$	-62.22
BUTIRATO	
$\text{CH}_3(\text{CH}_2)_2\text{COO}^-(\text{aq}) + 2\text{H}_2\text{O}(\text{l}) \rightarrow 2\text{CH}_3\text{COO}^-(\text{aq}) + 2\text{H}_2(\text{g}) + \text{H}^+(\text{aq})$	48.30
HIDROGENO	
$2\text{H}_2(\text{g}) + \frac{1}{2}\text{CO}_2(\text{g}) \rightarrow \frac{1}{2}\text{CH}_4(\text{g}) + \text{H}_2\text{O}(\text{l})$	-65.37
ACETATO	
$2\text{CH}_3\text{COO}^-(\text{aq}) + \text{H}^+(\text{aq}) \rightarrow 2\text{CH}_4(\text{g}) + 2\text{CO}_2(\text{g})$	-71.66
BALANCE	
$\text{CH}_3(\text{CH}_2)_2\text{COO}^-(\text{aq}) + \text{H}_2\text{O}(\text{l}) + \text{H}^+(\text{aq}) \rightarrow \frac{5}{2}\text{CH}_4(\text{g}) + \frac{3}{2}\text{CO}_2(\text{g})$	-88.73

Se puede ver en la Tabla 3 que el propionato puede causar un fuerte efecto inhibitorio en la actividad metanogénica específica independientemente del reactor que se opere, ya que la ΔG . Se ha reportado que en la digestión anaerobia es inhibida a concentraciones cercanas de 3g/L. Teóricamente la degradación de propionato es posible únicamente a presiones parciales de hidrogeno de 10^{-4} a 10^{-6} atm (Susan y col. 2007).

El butirato puede ser degradado más eficientemente que los otros AGV debido a su alta energía generada durante su degradación. En contraste, el acetato puede ser degradado como un eficiente sustrato con alto rendimiento debido a su degradación en un solo paso a metano (Susan y col. 2007).

En ocasiones se ha detectado que algunas especies químicas en el lixiviado de los productos de solubilización, que pueden ser tóxicas, como por ejemplo los metales, que han ido aumentando con el tiempo; sobre todo en la etapa de formación de ácidos en el relleno, lo que ha causado problemas en el tratamiento anaerobio de algunos lixivios, por lo que hay que estar alerta en este sentido cuando se opere un reactor con este líquido residual y muy en especial, si ya se conoce que en el relleno se dispone de una cantidad significativa de materiales metálicos (Susan y col 1993).

A pesar de que actualmente se trata de diseñar, construir y operar los vertederos de forma tal que se eliminen o se reduzca al mínimo los problemas antes mencionados, se mantiene la dificultad fundamental: la vida limitada del vertedero y la consecuente búsqueda sistemática de nuevos terrenos para la

construcción de estos sistemas, lo que cada día se hace más difícil (Montalvo 2003).

Por lo que el objetivo de este trabajo es disminuir el impacto de las altas concentraciones de AGV en los lixiviados en la digestión anaerobia por medio de la dilución con agua residual domestica.

1.4). ANTECEDENTES

Speece en 1985, investigó los efectos que tienen los AGV en las bacterias que intervienen en la digestión anaerobia ya que estas crecen a rangos de pH entre 6 y 8 con un valor próximo a 7 para su actividad óptima. Los AGV disminuyen el pH a menos que la alcalinidad bicarbonatada sea suficiente para neutralizar dichos ácidos.

Sánchez y col en 1985, investigaron la inhibición por nitrógeno amoniacal y encontraron que provoca frecuentemente una disminución de AGV. Los efectos inhibitorios del amonio, influyen fundamentalmente en la fase metanogénica de un reactor anaerobio.

Calzada en 1990, estudió el principio de digestión anaerobia para la producción de biogás a partir de residuos orgánicos, así como los factores que influyen en ella como son: la temperatura, la humedad, el pH, la alcalinidad, presencia de compuestos, tóxicos y las concentraciones de AGV.

Del Baere y col en 1985 y Brummeler y col 1991, mencionan que la hidrólisis pudiera estar inhibida por altas concentraciones de AGV.

Shin en 2001, este estudio fue realizado para investigar la actuación de un reactor UASB en el tratamiento de lixiviados en las dos fases de digestión anaeróbica en residuos de alimentos. La eficiencia de eliminación de la demanda DQO fue más del 96% en tasas con carga volumétrica de 15.8 g DQO/L d. La tasa de producción de metano fue 5.5 L/L d. Del total de DQO eliminado, el 92% se convirtió en metano y el resto presumiblemente en biomasa. En las tasas de carga volumétrica de 18.7 g DQO/L d, la eficiencia de remoción de DQO se redujo debido posiblemente a un lavado en el reactor, que es el resultado de TRH cortos menos de 10.6 h. En el efluente el AGV de mayor concentración fue el propionato. El análisis de la actividad metanogénica específica (AME) mostró que el butirato presentó la actividad mas alta y la más baja fue la del propionato.

Biing-Teo Wong y Kuan-Yeow Show en 2008, estudiaron los efectos de las tasas de carga orgánica y de AGV en la digestión anaeróbica en reactores UASB de 2.5 L. Cuatro reactores UASB fueron alimentados por mezcla de AGV de 20 g DQO/L inicialmente, posteriormente, alimentados con diferentes composiciones de AGV. En la fase inicial del experimento en que los reactores fueron operados con cargas orgánicas volumétricas entre 0.82 y 10.4 gDQO/Ld con sustrato compuesto por una mezcla de acetato / propionato / butirato, la eficiencias de remoción de DQO estuvieron en el rango de 83 y 99%. En reactores alimentados con acetato y butirato mostraron mayor producción de gas y de remoción de DQO que en reactores alimentados con propionato como se esperaba. El resultado en que se examinó la composición de AGV tiene una influencia significativa sobre el rendimiento del reactor. El propionato presenta una inhibición importante en el proceso.

Jolanta Bohdziewicz y Anna Kwarciakb en 2008, mostraron que un sistema híbrido en el proceso anaeróbico-osmosis inversa no presenta una evidencia suficiente para ser usados en procesos de lixiviados.

Dae Hee Lee y col 2009, Este artículo examina la aplicabilidad de los residuos de alimentos de lixiviados (FWL) en los vertederos o biorreactor anaerobio para producir metano como una solución sostenible a la gestión de lixiviados. Teniendo en cuenta el efecto de los principales parámetros, a saber., la temperatura, la alcalinidad y la salinidad sobre el rendimiento de metano. El experimento bajo condiciones estándar en la digestión demostraron la producción de metano a 358 y 478 ml/gSV después de 10 y 28 días de digestión, respectivamente, con un promedio de metano del 70%. El mayor rendimiento de metano fue de 403 ml/g de SV se obtuvo en 35°C debido a la adaptación los microorganismos mesófilos, mientras que los rendimientos a 25, 45 y 55°C fueron 370, 351 y 275 ml/gSV, respectivamente, al término de 20 días. Además la alcalinidad tuvo un efecto favorable sobre la producción de metano. Teniendo en cuenta su alta biodegradabilidad (82,6%) y potencial producción de metano, la digestión anaeróbica en reactor o digestores anaerobios con un control de la alcalinidad puede ser considerada como una solución sostenible al presente problema emergente.

La Tabla 4 presenta los factores que mas influyen el la digestión anaerobia.

Tabla 4: Factores que más influyen en la metanogénesis de los RSU.

FACTOR	CRITERIO	REFERENCIA
Humedad	60%	Swati (2006)
	83%	Chiemchaisri
	40-70%	Gurijala (1993)
Potencial redox	Optimo potencial redox	Swatí (2005)
	100mv	
pH	6.0-8.0	Swatí (2005)
	6.8-7.4	Kasali(1998)
	6.5-8.2	Anderson (1992), Speece (1996)
Alcalinidad	Alrededor de 200mg/L son favorables para la metanogénesis	Chybowet and Pullammanappalli (1987)
		Swatí (2005)
Temperatura	20°C	Filipkowaka (2004)
	38°C	Chung S(1998)
	25-40°C	Chiemchaisri
	35°C a 45°C	Swatí (2005), Francois(2007)
AGV's	2000mg/L ácido acético	Castillo M y col. (2003)
	1000mg/L ácido propiónico	
Nutrientes	La existencia o ausencia de cantidades suficientes de nutrientes puede ser evaluada en los lixiviados, aunque se ha encontrado limitaciones en la cantidad de fosfatos presentes en los rellenos	Montalvo (2005)
	Nitrógeno y fósforo son los mejores nutrientes requeridos para la digestión anaerobia. Otros nutrientes necesarios en intermedia concentración, incluye sodio, potasio, calcio, magnesio cloro y sulfuro	Juanga (2005)
Inhibidores	En (mg/L) :	Chynowet and Pullammanappalli (1987), Yuen (2002)
	Fenol 2400	
	Sodio 3500-5500	
	Potasio 2500	Juanga (2005)
	Magnesio 1000-1500	Mosy and Hughes (1975)
Amonio (total) 1500-3000		
	Metales pesados: Zn ⁺² 160, Fe ⁺³ 1750, Cd ⁺² 180, Cu ⁺² 170, Cr ⁺³ 450, Cr ⁺⁶ 530 y Níquel 250.	Christensen and Kjelden (1989)

1.5) JUSTIFICACION.

La producción de CH_4 a partir de la degradación anaerobia de los RSU es una etapa limitante, ya que las bacterias metanogénicas requieren ciertas condiciones de cultivo para su actividad (pH, alcalinidad, concentración de AGV, etc.).

Debido a que altas concentraciones de AGV en los lixiviados de los RSU pueden ser inhibitorias para la producción de metano, en este trabajo se pretende tratar los lixiviados por separado para lograr de mejor manera la metanogénesis.

1.6) OBJETIVO GENERAL

Evaluar en reactores en lote y en un reactor UASB la metanogénesis de lixiviados orgánicos y en reactores en lote lixiviados 50% orgánicos y 50% inorgánicos.

1.7) HIPOTESIS

Debido a la retención de una mayor cantidad de biomasa en un reactor UASB, es posible incrementar la eficiencia de remoción de los AGV presentes en los lixiviados.

CAPÍTULO II

2) MATERIALES y MÉTODOS:

2.1) Estandarización de técnicas analíticas.

2.1.1) Curva estándar para la determinación de DQO

Para llevar a cabo la determinación de la concentración de materia orgánica expresada en DQO_T y DQO_5 se realizó una curva estándar elaborada a partir de una solución madre con glucosa en una concentración de 1000 mg/L como se muestra en

la Tabla 5. La determinación se hizo en base al método de reflujos cerrado (APHA, 1995).

Tabla 5: Curva estándar de DQO

Volumen Total (mL)	Concentración (mg/L)	Volumen (mL) de solución patrón 1000 mg/L	Volumen de H ₂ O (mL)
2	0	0	2
2	100	0.4	1.8
2	200	0.4	1.6
2	300	0.6	1.4
2	400	0.8	1.2
2	500	1	1
2	600	1.2	0.8
2	700	1.4	0.6
2	800	1.6	0.4
2	900	1.8	0.2
2	1000	2	0

Las muestras se prepararon por triplicado, se midió la absorbancia a 620nm.



Figura 3: Tratamiento de muestras al realizar DQO

2.1.2) Curva estándar de ácidos grasos volátiles.

Se elaboraron curvas estándar de acetato, propionato, butirato y valerato. Se preparó una solución madre de los compuestos de 1000 mg/L, haciendo diluciones para tener intervalos de concentración de 100 mg/L a 1000 mg/L de cada ácido graso volátil, en un volumen final de 950 μ L. Posteriormente se adicionó 50 μ L de HCl al 50% para acidificar la muestra antes de realizar la determinación por cromatografía de gases utilizando

un cromatógrafo de gases HP 5890, con detector de ionización de flama (FID) con una columna capilar AT 1000 y usando nitrógeno como gas acarreador a un flujo de 4.5 mL/min.

El método de determinación de los compuestos se eligió tomando en cuenta aquel que identificará y separará mejor los compuestos. El método fue el siguiente:

Rampa de Temperatura:

- Temperatura inicial = 50 °C.
- Temperatura final = 120 °C.
- Incremento de Temperatura = 10 °C / minuto.

Tiempo de análisis:

- El tiempo total de la corrida fue de 5.7 minutos.

La figura 3 muestra un cromatograma típico de AGV

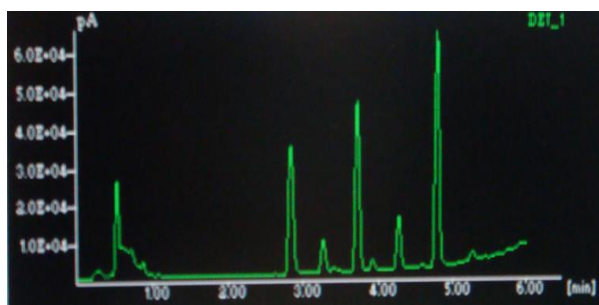


Figura 4: Cromatograma de AGV

2.1.3) Curva estándar de biogás

Se determinó la composición del biogás en un cromatógrafo GOW-MAC con un detector de conductividad térmica (TCD), y una columna de acero empacada con Carbosphere malla 80/100, usando helio como gas acarreador.

Las condiciones de operación fueron:

- Temperatura de la columna: 140 °C.

- Temperatura del detector: 190 °C.
- Temperatura del inyector: 170 °C.
- Presión: 40 psi.
- Flujo: 25 mL/min.
- Polaridad: 120 mA.

Para la determinación se tomó 0.1 mL de biogás en fase gas, directamente de los tubos que contenían solución salina a una concentración de 250g/L a un pH de 2.5 más los volúmenes de cada uno de los gases según la Tabla 6.

Tabla 6: Preparación de la curva patrón de CH₄ y CO₂

Tubo	Volumen Total (mL)	Volumen de CH ₄ (mL)	Volumen CO ₂ (mL)
1	10	10	0
2	10	9	1
3	10	8	2
4	10	7	3
5	10	6	4
6	10	5	5
7	10	4	6
8	10	3	7
9	10	2	8
10	10	1	9
11	10	0	10

2.1.4) Curva estándar de carbohidratos totales (CHO'S).

La metodología consistió en la preparación de una solución estándar de 100mg de glucosa por litro, y a ésta se le hicieron diluciones de 10, 20, 40, 60, 80 y 100mg/L. Un mL de muestra se deposita en un tubo de ensayo y se le agregó 1 ml de solución de fenol al 5%. Posteriormente se adicionó por las paredes del tubo y muy lentamente 5 ml de ácido sulfúrico concentrado, con

sulfato de hidracina 0.5%, se dejó enfriar y midió la absorbancia a una longitud de onda de 490 nm, (Dubois 1995). Las muestras se trataron de la misma manera que los estándares.

2.2) Ecuaciones de las curvas estándar de DQO, AGV, biogás y CHO'S.

Se graficó el promedio de cada una de las absorbancias contra su respectiva concentración y se obtuvo la ecuación y el coeficiente R² de las rectas el cual fue aceptable ya que fue cercano a 1 (Tabla 9). Estas ecuaciones se utilizaron durante todo este trabajo experimental para calcular las concentraciones de cada una de las variables de medición.

Tabla 7. Estandarización de parámetros

CURVAS ESTADAR		
PARAMETRO	ECUACION	R ²
DQO	$y = 0.0005x + 0.0049$	0.999
Carbohidratos	$y = 0.0069x + 0.1929$	0.9921
Metano	$Y = 0.9937x + 0.0098$	0.9973
Acético	$Y = 868.71x + 13610$	0.9965
Propiónato	$Y = 1828.1x - 1437,6$	0.9964
Butírico	$Y = 1508.3x + 5984$	0.9971
Valérico	$Y = 1918.6x - 7533.7$	0.9968

2.3) Determinación de sólidos suspendidos volátiles

Los sólidos suspendidos volátiles se indican como un índice de la concentración de biomasa. Se determinaron los sólidos suspendidos totales (SST) que son los sólidos totales que presenta la muestra, los sólidos fijos (SF) son los sólidos que pertenecen a compuestos inorgánicos y los sólidos volátiles (SV) son sólidos correspondientes a biomasa así como compuestos biodegradables presentes en los lixiviados orgánicos e inorgánicos, por la técnica gravimétrica (APHA, en 1995).

Se colocaron papeles filtro en una estufa a 105 °C hasta obtener un peso constante. Se tomaron 20 mL de lodo o lixiviado y se procedió a colocar los papeles en la estufa a 105 °C durante 2 horas, al enfriarse en un desecador se registró el peso (sólidos secos). Posteriormente, se colocaron en una mufla a 550°C por 30 minutos. Al enfriarse se registró el peso nuevamente (sólidos fijos). La diferencia entre sólidos totales y fijos son los sólidos suspendidos volátiles.

2.4) **Determinación de pH.**

El pH, se determinó mediante un potenciómetro Corning HI 255 Combined Meter pH/mV & EC/TDS/NACl De acuerdo a los pasos siguientes:

- a) Colectar en un vaso de precipitado 20 mL de muestra.
- b) El electrodo se calibra con soluciones buffer de pH 4, 7 y 10
- c) Verificar que el potenciómetro se encuentre calibrado.
- d) Sacar el electrodo de la disolución de reposo y enjuagarlo con agua destilada
- e) Proceder a realizar la medición de pH de la muestra, la lectura aparecerá en pantalla.

Al terminar la medición, el electrodo debe enjuagarse con agua destilada y almacenarlo en la disolución de reposo.

2.5) **Alcalinidad.**

La alcalinidad se determinó por titulación (APHA, 1995). Se realizó determinando los iones hidroxilo presentes en una muestra como resultado de la disociación o hidrólisis de solutos reactivos con adición de ácido valorado. Se calculó la alcalinidad con la siguiente fórmula:

$$\text{Índice de Alcalinidad } (\alpha) = \frac{\text{mL Ac. Sulfúrico (0.2N) a pH de 5.75}}{\text{mL Ac. Sulfúrico (0.2N) a pH de 4.3}}$$

El valor de alcalinidad determinado por este método no debe ser menor o igual que 0.5. En caso de alcanzar estos valores, se debe adicionar inmediatamente el NaHCO_3 necesario para aumentar la relación de alcalinidad.

2.6) Caracterización de lixiviados.

A los lixiviados provenientes de un RSU 100% orgánicos y 50% orgánicos/50% inorgánicos se les determinó pH, DQO, AGV, SSV al inicio de las cinéticas y durante la alimentación del reactor.

2.7) Cinéticas en lote para determinar la actividad metanogénica a diferentes concentraciones de lixiviados.

Se realizaron 2 cinéticas en lote en botellas serológicas de 60 mL con 40 mL de volumen con diferentes concentraciones de lixiviados orgánicos y 50/50 provenientes de cuatro reactores en lote de 70 Kg que trataban RSU (Pimentel 2009). Se inocularon con lodo granular proveniente de un reactor UASB metanogénico en estado estacionario que fue alimentado con medio Balch y glucosa como fuente de carbono y energía.

La cinética en lote se realizó según las diluciones de DQO como se indica en la Tabla 7 y 8 cada una se aforó a 100 mL con agua residual proveniente de la planta de tratamiento de la UAM-I, se tomaron 36 mL para cada una de las diluciones y 4 mL de lodo metanogénico. De esta manera se tubo un volumen operacional de 40 mL en botellas serológicas de 60 mL.

Tabla 8: Preparación de las cinéticas en lote 100% orgánica

Dilución	Concentración DQO _{inicial} (g/L).	Volumen (mL) lixiviado
2.5%	2.63	2
5%	5.25	4
10%	10.50	8
20%	21	16
25%	26.23	20
50%	52.47	40
100%	105	100

Tabla 9: Preparación de las cinéticas en lote 50/50

Dilución	Concentración DQO _{inicial} (g/L).	Volumen (mL) lixiviado
2.5%	0.88	2.5
5%	1.76	5
10%	3.52	10
20%	7.00	20
25%	8.80	25
50%	17.60	50
100%	35.18	100

Los parámetros que se evaluaron en las cinéticas al inicio y final fueron: pH, DQO, AGV. Así como cuantificación de biogás por desplazamiento y por cromatografía de gases. A

partir de los resultados obtenidos en las cinéticas en lote se montó un reactor UASB

2.8) Puesta en marcha del reactor UASB

Se trabajó con un reactor UASB de 2.2 L que fue inoculado con 30% de lodo metanogénico. Fue alimentado con lixiviados con una dilución del 25% con agua residual equivalente a (20 g/L DQO y 30 g/L DQO) de la planta de tratamiento de la UAM-I; se trabajó con un TRH de 24 y 36 h. Los parámetros medidos a través del tiempo fueron: pH, alcalinidad, SSV, DQO, AGV, producción y por composición de biogás.

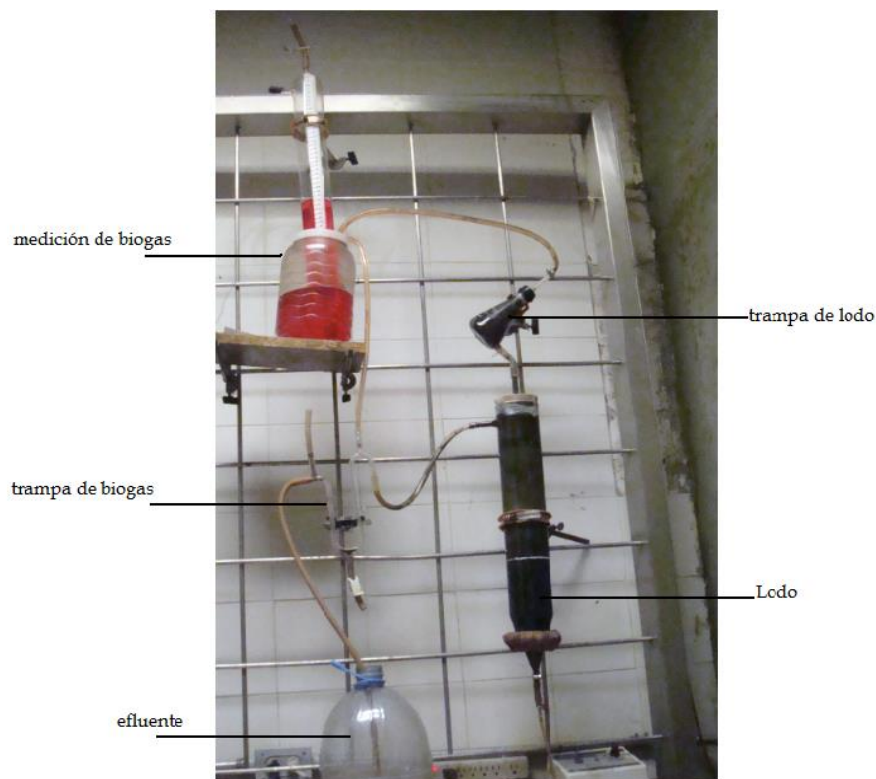


Figura 5: Reactor UASB con lixiviado.

CAPÍTULO III

3) RESULTADOS y DISCUSIÓN:

3.1) Caracterización de lixiviados orgánicos y 50/50.

La Tabla 10 presenta los resultados de la caracterización de los lixiviados. Se puede observar que los lixiviados que se obtuvieron del tratamiento anaerobio de RSU (Pimentel 2009) con la composición 100% orgánica presentó valores más altos en los parámetros determinados (DQO, AGV, SSV y CHO'S) que los obtenidos en los lixiviados provenientes de la degradación de los RSU de un 50% de fracción orgánica y 50% de fracción inorgánica, debido probablemente al material inorgánico presente en estos residuos inorgánicos. La composición de los lixiviados depende de, la edad del vertedero, la calidad y cantidad de sólidos vertidos así como el tipo de sólido si es biodegradable o recalcitrante de los procesos biológicos y químicos ocurridos en el vertedero además de la cantidad de precipitación y percolación del agua (Renoua y col 2008).

Se puede observar también que el lixiviado orgánico contiene una concentración muy alta de SSV y carbohidratos y el lixiviado inorgánico una concentración alta de sólidos suspendidos fijos debido a una cantidad mayor de compuestos no biodegradables o minerales.

Tabla 10: Caracterización de lixiviados

PARAMETRO	LIXIVIADO ORGANICO	LIXIVIADO 50/50
pH	4.15	5.81
DQO	105 g/L	35 g/L
AGV	61 g/L	26.5 g/L
SST	1.3 g/L	2.3 g/L
SSF	0.3 g/L	2.2 g/L
SSV	1 g/L	0.01g/L
Carbohidratos	3 g/L	0.5 g/L

3.2) Metanogénesis de lixiviados en lote

Para evaluar el efecto de los dos tipos de lixiviado se realizaron pruebas en lote como se describe en la metodología. En el desarrollo de las cinéticas los parámetros que se evaluaron fueron el pH, sólidos suspendidos totales (SST), sólidos suspendidos volátiles (SSV), demanda química de oxígeno total y soluble (DQO_T y DQO_S), ácidos grasos volátiles (AGV) al inicio y final de cada una de las cinéticas. El biogás (CH₄ Y CO₂) fue medido por desplazamiento en una columna con solución salina (300 g/L) a diferentes intervalos de tiempo.

3.2.1) Remoción de DQO

En la Tabla 11 se presentan los valores de DQO_{inicial} y su eficiencia de remoción para cada una de las cinéticas. Comparando los resultados se puede observar que existe una mayor eficiencia de remoción de DQO en las cinéticas inorgánicas comparadas con las eficiencias de los lixiviados 100% orgánicos. Estos resultados pueden ser debidos a que la concentración inicial de DQO en los lixiviados orgánicos era mucho mayor que en los inorgánicos. En el caso de las muestras con la dilución de (100%), las eficiencias en ambos casos fueron

de cero debidos probablemente a la alta concentración de DQO y en el caso de los lixiviados inorgánicos a la presencia de material no biodegradable.

Tabla 11: Determinación de DQO de la cinética.

DILUCION	LIXIVIADO ORGANICO		LIXIVIADO 50/50	
	DQO _{Inicial} (g/L)	Eficiencia (%)	DQO _{Inicial} (g/L)	Eficiencia (%)
2.5%	1.9	90	1.3	71
5%	3.2	95	1.5	100
10%	5.9	71	2.0	78
20%	10.8	15	3.0	65
25%	12.6	17	8.7	80
50%	26.4	8	20.8	53
100%	105.4	0	25.4	0

Altos niveles de AGV pueden causar inhibición de la metanogénesis y en ocasiones fallas en el reactor. Propionato y Butirato son los AGV de C₃ y C₄, los cuales son convertidos en acetato e hidrogeno en la etapa acetogénica antes de la conversión final en metano (Montalvo y col 2007). El acetato es degradado posteriormente en metano y dióxido de carbono en la etapa final de la metanogénesis. La producción de metano proviene en un (70-75%) de acetato y (30-25%) de H₂ y CO₂. La estabilidad del reactor depende en gran medida a la degradación de los ácidos grasos volátiles (Biing-Teo Wong y col 2007).

3.2.2) Remoción de los AGV en las cinéticas.

3.2.2.1) Remoción de AGV en lixiviados 100% orgánicos.

Las Figuras 6 y 7 presentan la remoción de los AGV en las cinéticas de lixiviado 100% orgánico y 50/50%.

Para el caso del acetato, butirato y valerato las eficiencias de remoción fueron del 50 al 90% para concentraciones de DQO de 1.86 a 5.38 g/L. Las concentraciones de DQO de 10.8 a 100% no presentaron una remoción significativa debida probablemente a una inhibición por altas concentraciones de propionato que es el AGV mas inhibitorio dado que a concentraciones de 1 g/L inhibe la metanogénesis y es difícil su degradación.

Concentraciones mayores a 2g/L de ácido acético y 1g/L de ácido propiónico provocan una inhibición en la degradación anaerobia (Castillo 2003, Juanga 2005).

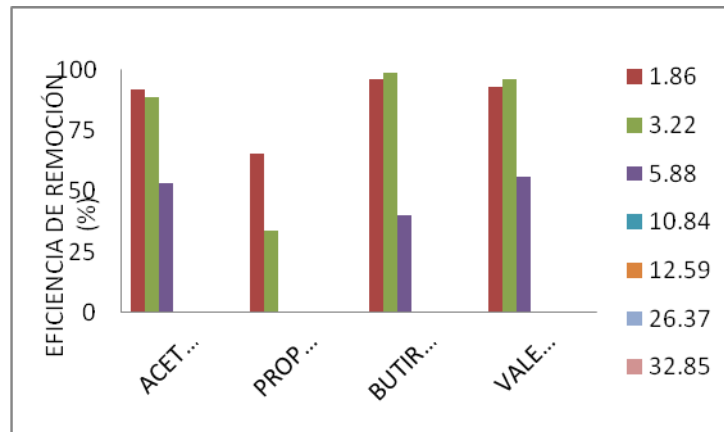


Figura 6: Remoción de los AGV en las cinética de lixiviado 100% orgánico.

3.2.2.2) Remoción de AGV en lixiviados 50/50.

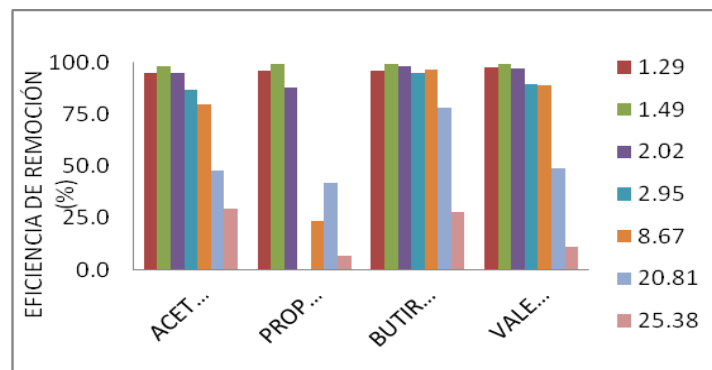


Figura 7: Remoción de AGV de lixiviado 50% orgánico y 50% inorgánico.

Para el lixiviado 50/50 (Figura 7) la remoción de AGV fue bastante considerable dado que se obtuvieron valores de eficiencia cercanos al 80% en la mayoría de las concentraciones con un decremento en las últimas diluciones esto es congruente con la bibliografía dado que existe mayor concentración de agentes inhibitorios como materia no biodegradable entre ellas los metales que pueden ser inhibitorios a concentraciones mayores a 100 mg/L (Mosy y Hughes, 1975, Juanga, 2005), ya que en base a la caracterización este lixiviado presentó una alta concentración de sólidos fijos.

3.2.3) Producción de biogás

Las Figuras 8 y 9 presentan el volumen desplazado de biogás producido durante cada una de las cinéticas. Se observa que el volumen es mayor en los lixiviados orgánicos y no se observa una fase de adaptación pronunciada como en las cinéticas de los lixiviado inorgánicos que fue de 40 horas. La producción mayor de metano en las cinéticas orgánicas fue con una $DQO_{inicial}$ de 12.6g/L y un rendimiento de 1.68g DQO/g SSV. En la cinética inorgánica con una $DQO_{inicial}$ de 8.7g/L y un rendimiento de 1.2 g DQO/g SSV. La composición de metano en el biogás fue de 70% para ambas cinéticas.

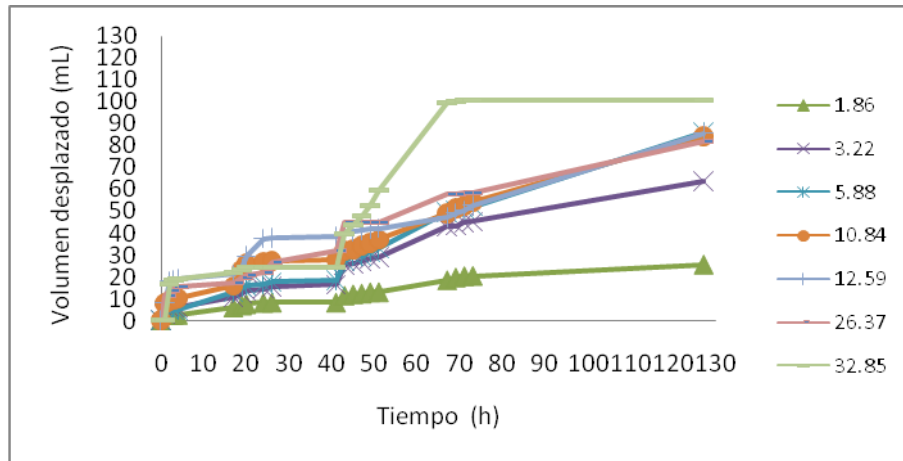


Figura 8 : Producción de biogas durante la cinetica de lixiviado orgánico a diferentes DQO_{iniciales}.

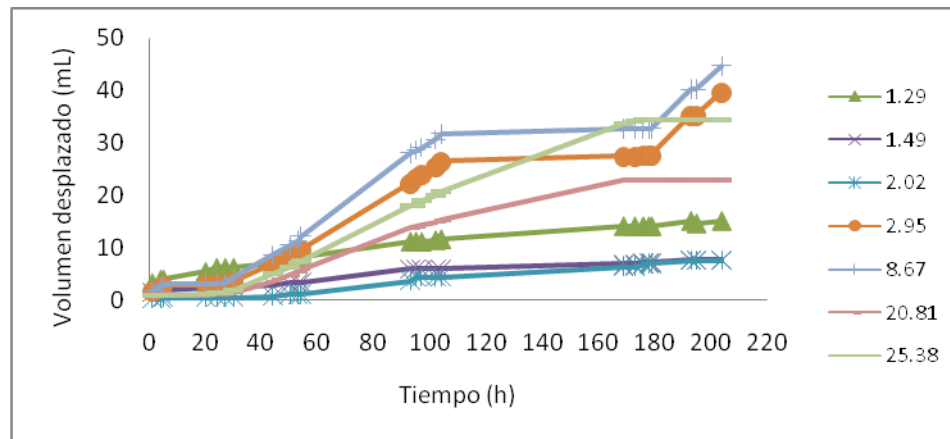


Figura 9: Producción de biogas durante la cinetica de lixiviado 50/50 diferentes DQO_{iniciales}.

3.2.4) Actividad metanogénica

A partir del volumen de biogás obtenido en cada cinética se determinó el rendimiento de metano. Las pendientes de rendimiento de metano a las diferentes concentraciones de DQO representan la actividad específica de metano (AME), los valores se presentan en la Figura 10. Se observa que para los dos tipos de lixiviados la mayor actividad metanogénica se obtuvo con la dilución al 25% con una concentración inicial de 12.6 y 8.7 g/L

para lixiviado 100% orgánico y 50/50 respectivamente. Debido probablemente a la concentración de $DQO_{inicial}$.

En el caso del lixiviado orgánico, las diluciones menores (2.5-20%) presentan valores mas altos en la actividad metanogénica que en los lixiviados inorgánicos, debido probablemente al contenido de material recalcitrante, en los lixiviados inorgánico y a la concentración de los AGV.

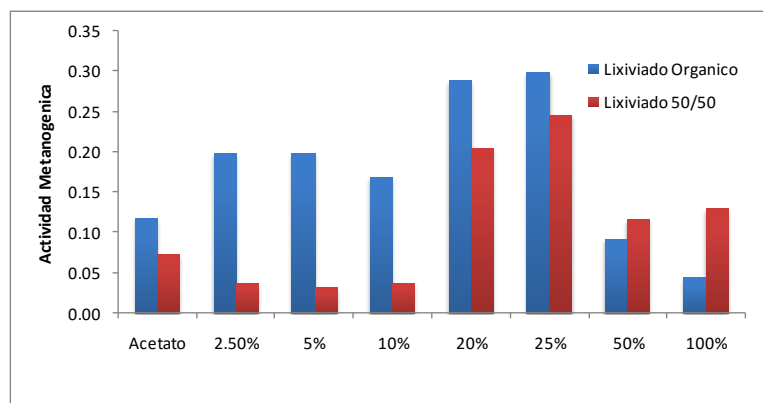


Figura 10: Actividad metanogénica para los dos tipos de lixiviado.

3.3) Remoción de lixiviados orgánicos en un reactor UASB

3.3.1) Caracterización del lixiviado.

En base a las actividades metanogénicas obtenidas de las cinéticas en lote, se decidió utilizar el lixiviado 100% orgánico a una dilución del 20% con agua residual doméstica. La caracterización del lixiviado se realizó a 8 lotes en diferentes intervalos de tiempo para observar los cambios que estos lixiviados presentaban al estar almacenados ($4^{\circ}C$).

Tabla 12: Caracterización lixiviados orgánicos.

Parámetro evaluado	Valor (g/L)
pH	5.52 ± 0.2
DQO	71 ± 6
AGV	19 ± 4
CARBOHIDRATOS	1.77 ± 0.64
SST	1.46 ± 0.171
SSV	1 ± 0.05
SSF	0.46 ± 0.125

En la Tabla 12 podemos observar que los valores de DQO y AGV que se obtienen son similares a la bibliografía dado que la DQO de lixiviados en vertederos jóvenes presenta un valor alrededor de 71 y 81 g/L así como los AGV representan un 30% aproximadamente. Los cambios por el almacenamiento no fueron significativos.

3.3.2) pH y Alcalinidad del reactor.

La figura 11 presenta la evolución del pH en el reactor y se observa que el pH del reactor se mantiene en valores favorables a la metanogénesis (7.4-7.8), que según Swati y col (2005) debe presentar valores de 6.0-8.2

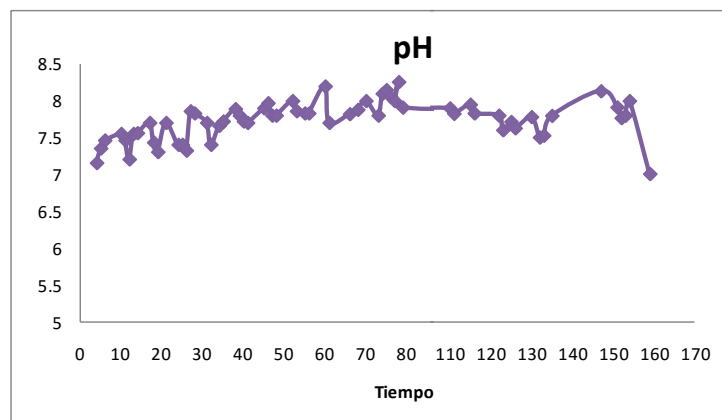


Figura 11: Evolución de pH en el reactor UASB.

Se observa también en la Tabla 13 que la alcalinidad del reactor presentó valores de $\alpha = 0.41$ a 0.80 esto nos indica que el reactor puede soportar cargas orgánicas más altas debido a que valores por encima de $\alpha > 0.3$ es indicativo de esto (Swatí 2005).

Tabla 13: Índice de Alcalinidad del Reactor

Tiempo (d)	α
3	0.71
10	0.41
17	0.59
26	0.74
39	0.80
46	0.80
104	0.93
110	0.89
125	0.99
152	0.96

3.3.3) Remoción de DQO.

La remoción de DQO se dividió en tres partes al inicio en la puesta en marcha, (zona inestable) un estado estacionario a un TRH de 1 día (C.V.= 10g/L) y cuando se incrementó el TRH a 36h (C.V. = 6 g/L). El incremento de remoción de la DQO fue paulatino hasta llegar a valores cercanos a 22 g/L. Si se comparan las eficiencias en el estado estacionario se puede ver que al aumentar el TRH a 36h se mejora la eficiencia de remoción debido a que la carga orgánica volumétrica (CV) en el reactor presentó menores concentraciones de los compuestos inhibitorios, por ejemplo el propionato dado que su actividad metanogénica específica es la menor comparada con otros AGV (Shin y col 2001).

La Figura 12 presenta la DQO removida en el reactor durante las diferentes etapas de operación:

- En el inicio de la etapa de arranque (0-17 días) a un TRH de 1 día la remoción fue muy variable (3-18 g QDO) con una carga volumétrica de 9.3 g/L
- Posteriormente el estado estacionario (18-34 días) bajo las mismas condiciones y con un coeficiente de variación de 10, la eficiencia global fue de 58%.
- Cuando se incrementó el TRH a 36 hrs (35-154 días), la remoción fue de (26 g DQO) y de 10 g DQO/L con una carga orgánica volumétrica de 6g/L*d.

Si se comparan las eficiencias en las 3 etapas (días 39 a 154) se puede ver que al aumentar el TRH a 36 h se mejora la eficiencia de remoción de 58% a 90% debido a que la carga orgánica en el reactor fue menor y la concentración de los compuestos inhibitorios, por ejemplo el propionato dado que su ΔG° es mas positiva y es el AGV menos afín para las bacterias metanogénica (Shin y col 2001).

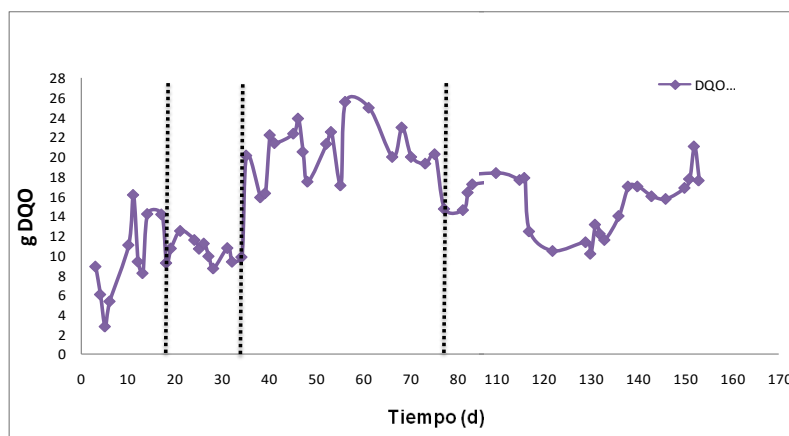


Figura 12: Remoción de DQO (g/L)

3.3.4) Remoción de AGV

En la Figura 13 se observa el promedio de la eficiencia de remoción de AGV que fue de 63% hasta el día 48 de operación del reactor, a partir del día 53 y hasta el día 150 la eficiencia aumento a 90%.

En la Tabla 14 se presenta el consumo para cada uno de los AGV donde se muestra que el AGV más persistente fue el propionato, ya que del día 53 al 150 la eficiencia de su remoción fue aumentando; lo que podría explicar el incremento en la producción de metano.

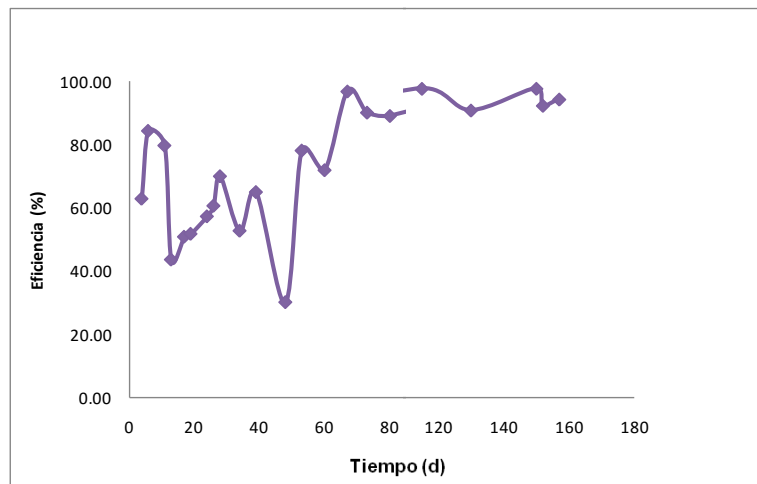


Figura 13: Remoción de AGV en el reactor

El propionato es el AGV por el cual el lodo metanogénico presenta menor actividad específica es por ello que tarda más en ser transformado.

Tabla 14: Consumo de AGV en el reactor UASB

Tiempo (d)	CONSUMO DE AGV g/L				
	ACETATO	PROPIONATO	BUTIRATO	VALERATO	TOTAL
4	2.87	1.20	2.44	2.39	8.90
6	5.13	1.23	3.04	2.57	11.96
11	1.94	0.03	0.71	0.08	2.77
13	2.35	0.03	0.72	0.15	3.25
17	2.50	0.00	1.14	0.16	3.80
19	1.23	0.13	0.90	0.14	2.41
24	1.54	0.01	1.01	0.15	2.69
26	1.26	0.00	1.15	0.18	2.60
28	3.24	0.16	1.23	0.15	4.77
34	2.29	0.00	0.86	0.10	3.26
39	3.04	0.00	1.25	0.11	4.40
48	0.00	0.00	0.68	0.26	0.94
53	3.18	0.76	0.16	0.20	4.30
60	1.82	0.08	1.01	0.16	3.07
67	3.22	0.52	1.67	2.42	7.83
73	1.26	0.60	0.67	0.38	2.90
80	0.54	0.53	0.46	0.43	1.96
115	2.07	1.06	1.32	0.76	5.21
130	0.62	0.93	0.69	0.40	2.64
150	3.60	1.18	1.79	1.02	7.59
152	2.11	0.84	1.25	0.76	4.96
157	4.56	7.17	3.02	1.41	16.16

3.3.5) Producción de metano.

En la Figura 14 se observa la producción de CH₄ tanto teórica como real. Cuando se trabajó con 1 día de TRH el volumen de metano fue similar a la teórica esperada (día 0 a 40). Sin embargo al cambiarse el TRH a 36h, el volumen producido de CH₄ fue mayor. Esto puede atribuirse a la mejor remoción ya que aumentó a un 90%. Al removerse el total del AGV la producción de metano aumentó considerablemente.

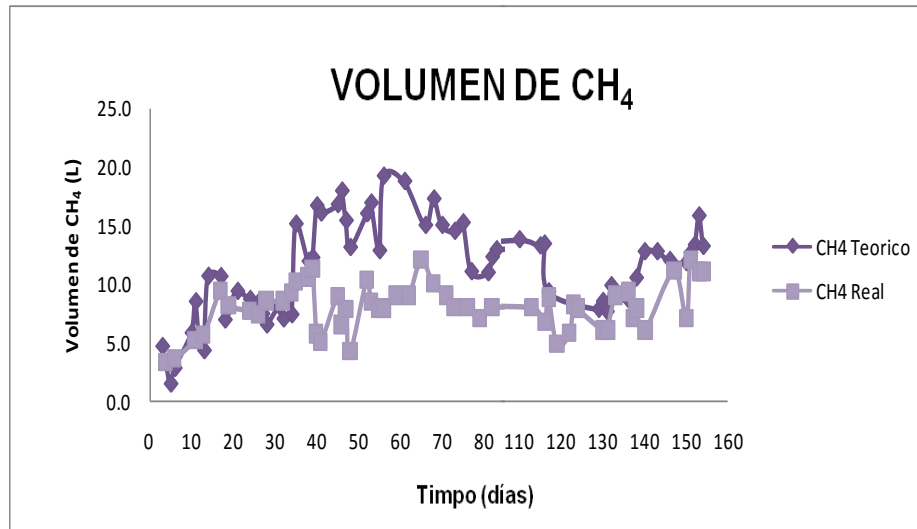


Figura 14: Litros de metano producido en el reactor UASB.

La producción de CH₄ real se midió mediante el desplazamiento de una solución salina obteniendo en la etapa 2 y 3 una producción de metano igual a la esperada teóricamente.

Tabla 15: Medición de Metano producido real como teórico

	DQO entrada (g/L)	DQO salida (g/L)	Efic. (%)	Vol. teórico CH ₄ (L/día)	Vol. real CH ₄ (L/día)	Composición de CH ₄
Arranque	21.0±4.5	11.4±3.5	46±18	5±2.2	5.4±0.5	60%
Edo. Estacionario TRH 24h (18-34 d)	19.3±3.6	8.1±2.7	59±10	6±1.5	8±0.3	70%
Cambio de TRH TRH 36h (35-77 d)	24.2±3.5	3.5±1.4	85±5	10±1.6	10±2.3	72%
Cambio de TRH TRH 36h (78-154 d)	17.0±4.6	1.1±0.8	94±3	8±1.5	9±1.8	70%

La tabla 16 presenta un resumen de los resultados en cada una de las etapas de operación del reactor UASB.

Tabla 16: Resumen de Resultados.

ETAPA	PARAMETROS EVALUADOS				
	pH	ALCALINIDAD	DQO REMOVIDO	AGV REMOVIDO	CH ₄ REAL PRODUCIDO
Arranque (0-17 d)	7.44 ± 0.17	0.57 ± 0.15	10 ± 4	6.1 ± 4.1	5.4 ± 0.5
C.V. de 10 g/L (18-34 d)	7.6 ± 0.15	0.78 ± 0.13	12 ± 3	3.15 ± 1.0	8 ± 0.3
C.V. de 7g/L (35-77 d)	7.9 ± 0.15	0.80 ± 0.10	20 ± 3	4 ± 2	10 ± 2.3
C.V. de 5g/L (78-154 d)	7.78 ± 0.26	0.94 ± 0.04	15 ± 3	6.4 ± 4.5	9 ± 1.8

CAPÍTULO IV

4) CONCLUSIONES:

Cinéticas en lote:

- La mayor actividad metanogénica se presentó en las dilución 25% (DQO_{inicial} 12.6 y 8.6 g/L respectivamente) tanto orgánica como inorgánica y las AME fueron 0.30 y 0.24 respectivamente y una C.V. 0.13 de las cinéticas en lote.

Reactor UASB

- La producción de metano con un TRH de 24h una C.V. de 10g/Ld alcanzó los valores estequiométricos, mostrando que es posible obtener energía a partir de los lixiviados de RSU ya que la composición de CH₄ en el biogás fue de 70%.
- El cambio de TRH de 24 a 36 C.V. de 6g/Ld horas aumentó la eficiencia de remoción de DQO de 56 a 90%.
- Con un TRH de 36 horas aumentó el consumo de AGV incluido el propionato, debido a una menor concentración de AGV en el influente.

Bibliografía:

1. S. Montalvo, L. Guerrero (2003). Tratamiento Anaerobio De Residuos Ed. U. Técnica F. SantaMaría
2. APHA, AWWA, WPCF. 1995. Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. 17th ed. The public Health Association, Washington, D. C. pp: 67-69
3. Anderson, G.K. Donnelly, T., and Mckeown, K.J. (1982). Identification and Control of Inhibition in the Anaerobic Treatment of Industrial Wastewater. *Process Biochemistry*, 17, 4: 28-32
4. Chynowet, D.P. and Pullammanappallil, 1998. Anaerobic digestion of municipal solid waste. pp: 169-174
5. Filipkowska, M. H. Agopsowicz 2004. Solids Waste Gas Recovery Under Different Water Conditions. *Polish Journal of Environmental Studies*. 13 (6): 663-669.
6. Chung, S., Pullammanappallil, P., Rudolph, V., 1998. Effect of recirculated leachate volume on MSW degradation. *Waste Management and Research* 6 (16), 564-573
7. Borzacconi L., López I., Arcia E., Cardelino L., Castagna A., Viñas M. (1996) "Comparación de tratamientos aerobios y anaerobios aplicados a lixiviado de relleno sanitario". *Memorias Técnicas del XXV Congreso de AIDIS, México*.
8. Borzacconi L., López I., Ohanian M., Viñas M. (1998) "Degradación anaerobia de lixiviado de relleno sanitario y pos-tratamiento aerobio". *Facultad de Ingeniería, Universidad de Montevideo, Uruguay*.
9. Brummeler, E., Horbach, H.C.J.M., and Koster, I.W. (1991). Dry Anaerobic Batch Digestion of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste. *Chem. Tech. Biotechnology*, 50, 191-209
10. Canche U.J.A. (1995) "Control de los contaminantes generados en un relleno sanitario", *Monografía. Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de Yucatán*.
11. Cruz O.A., Brito I., Moeller Ch.G. (1997) "Tratamiento anaerobio de lodos residuales de fosa séptica" *Memorias del Congreso Nacional de FEMISCA*. 299- 305, Zacatecas, Zac.

12. De Baere, L., Verdonck, O., and Verstraete, W. (1985). High rate dry anaerobic composting process for the organic fraction of solid waste. In: Seventh Symposium on Biotechnology for Fuels and Chemicals (ed. Scott, C. D.). Page 321-330
13. Susan E. Lowe, Mahendra k. Jain. (1993) Biology, Ecology, and Biotechnological Applications of Anaerobic Bacteria Adapted to Environmental Stresses in Temperature, pH, Salinity, or Substrates Microbiological Reviews *wdffgvb v*, p. 451-509 Vol. 57, No. 2.
14. Pavlostathis, S. G., Giraldo-Gómez, E. 1991. Kinetics of Anaerobic Digestion. *Water Science and Technology*. 24 (8): 35-59.
15. Speece, R. F. (1987). Nutrient requirements. Anaerobic digestion of biomass. In Chynoweth, D. P. and Isaacson, R. edition. Elsevier Applied Science, Ltd., London.
16. Edward S. K. Chian (1977) Characterization of Soluble Organic Matter in Leachate *Environmental Engineering, Environmental Science & Technology*
17. Bernhard Schink (1997) Energetic of Syntrophic cooperation in Methanogenic degradation *microbiology and molecular biology REVIEWS*, p. 262-280 Vol. 61, No. 2
18. Wei-Min Wu, Jiirgen H. Thiele (1993) Metabolic properties and kinetics of methanogenic granules. *Appl Microbiol Biotechnol* 39:804-811
19. Susan E. Lowe, Kuan-Yeow Show (2007) Effect of Volatile Fatty Acid Composition on Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Performance. *Energy & Fuels* 22 (2008) p 108-112
20. Swati M., Kurgan J. 2006. Leachate recirculations process-based approach to enhance municipal solid waste stabilization. pp: 28-35.
21. Gurijala, K.R., 1993. Environmental factors influencing methanogenesis from refuse in landfill samples. *Environmental Science & Technology* 27, 1176-1181.
22. Kasali, G.B., and Iren A. Watson-Craik. "Preliminary Investigation of the influence of pH on the Solid-State Refuse Methanogenic fermentation." *Journal of Applied Bacteriology* 65 (1988): 231-239.

- 23.S. Renoua, J.G. Givaudan (2008) Landfill leachate treatment: Review and opportunity, *Journal of Hazardous Materials* p. 468-493
- 24.Perry L. McCarty, Daniel Smith (1986) Anaerobic wastewater treatment. *American Chemical Society*, Vol. 20, N°12,
- 25.H. S. Shin (2001) Performance of UASB Reactor Treating leachate from acidogenic fermenter in the two-Phase anaerobic digestion of food waste. *Water Research* Vol. 35, N°. 14, pp. 3441-3447
- 26.Lettinga, G; van Velsen, AFM; Hobman, SW; De Zeeuw, W y Klapwijk, A. (1980). Use of upflow sludge blanket reactor concept for biological wastewater treatment specially for anaerobic treatment. *Biotechnology Bioengineering*. 4, 22: 699-734
- 27.Ramirez F. (1993) Informe de period sabático al CONACyT.
- 28.Jolanta Bohdziewicz (2008). The application of hybrid system UASB reactor-RO in landfill leachate treatment *Desalination* 222 (2008) 128-134
- 29.Biing-Teo Wong (2008) Effect of Volatile Fatty Acid Composition on Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) Performance *Energy & Fuels*, 22, 108-112
- 30.C.F. Forster (1991) Anaerobic upflow sludge blanket reactors: aspects of their microbiology and their chemistry *Journal of Biotechnology*, 17 221-232
- 31.Yuen, S.T.S. (2001), *Bioreactor Landfills - Do They Work?* *Geoenvironment 2001: 2nd ANZ Conference on Environmental Geotechnics*, Newcastle, Australia, 28-30 November 2001.

