

SEP

SNEST

DGEST

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE TOLUCA

**“BIODEGRADACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS
URBANOS CON RECIRCULACIÓN DE LIXIVIADOS
A DOS TASAS Y DOS FRECUENCIAS”**

T E S I S

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRA EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL**

P r e s e n t a:

**ELVIRA OLAY ROMERO
No. Control: 9928M0772**

Directora de tesis:

DRA. MARIA DEL CONSUELO HERNÁNDEZ BERRIEL

Co-Director de tesis:

DR. ISAÍS DE LA ROSA GÓMEZ

METEPEC, ESTADO DE MÉXICO, JULIO 2014

"2014, Año de Octavio Paz"

Metepec, Méx., 4/Julio/2014

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
E INVESTIGACIÓN

DEPI-395-552/2014

ASUNTO: AUTORIZACIÓN DE IMPRESIÓN DE TESIS

C. ELVIRA OLAY ROMERO
Candidata al Grado de Maestra en Ciencias,
en Ingeniería Ambiental
PRESENTE.

De acuerdo con el Reglamento de Titulación del Sistema Nacional de Educación Superior Tecnológica de la Subsecretaría de Educación Superior de la Secretaría de Educación Pública y habiendo cumplido con todas las indicaciones que la Comisión Revisora realizó con respecto a su Trabajo de Tesis titulado **"BIODEGRADACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS CON RECIRCULACIÓN DE LIXIVIADOS A DOS TASAS Y DOS FRECUENCIAS"** la División de Estudios de Posgrado e Investigación concede autorización para que proceda a la impresión del mismo.

Sin más por el momento, quedo de usted.

ATENTAMENTE



DRA. YESSICA IMELDA SAAVEDRA BENÍTEZ
JEFA DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
E INVESTIGACIÓN



SECRETARÍA DE
EDUCACIÓN PÚBLICA
INSTITUTO TECNOLÓGICO
DE TOLUCA
DIVISIÓN DE ESTUDIOS
DE POSGRADO E
INVESTIGACIÓN

YISB/MICM



Av. Tecnológico S/N, Fraccionamiento La Virgen, C.P. 52149
Metepec Estado de México. Tels. Dirección (01722) 208 7205, Subd. Académica 208 7207,
Subd. de Planeación 208 7206, Subd. Administrativa 208 7208, Conmut. 208 72 00
e-mail: info@ittoluca.edu.mx, www.ittoluca.edu.mx



“2014, Año de Octavio Paz”

Metepec, Méx., 03/Julio/2014

DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
E INVESTIGACIÓN

DEPI-395-571/2014

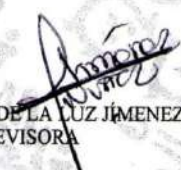
DRA. YESICA I. SAAVEDRA BENÍTEZ
JEFA DE LA DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO
E INVESTIGACIÓN
P R E S E N T E.

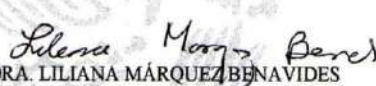
Por este medio comunicamos a usted que la Comisión Revisora designada para analizar la tesis denominada “BIODEGRADACIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS CON RECIRCULACIÓN DE LIXIVIADOS A DOS TASAS Y DOS FRECUENCIAS”, que como parte de los requisitos para obtener el grado académico de Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental presenta la C. ELVIRA OLAY ROMERO, con número de control 9928M0772 para sustentar el acto de Recepción Profesional, ha dictaminado que dicho trabajo reúne las características de contenido y calidad necesario para proceder a la impresión del mismo.

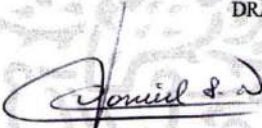
ATENTAMENTE


DRA. MARÍA DEL CONSUELO HERNÁNDEZ BERRIEL
DIRECTORA DE TESIS


DR. ISAÍAS DE LA ROSA GÓMEZ
CO-DIRECTOR DE TESIS


DRA. MARÍA DE LA CRUZ JIMÉNEZ NUÑEZ
REVISORA


DRA. LILIANA MÁRQUEZ BENAVIDES
REVISORA


DR. OTONIEL BUENROSTRO DELGADO
REVISOR

DEDICATORIA

*Quién esté dispuesto a realizar algo, hallará los medios;
quién no tenga la convicción para hacerlo, encontrará las disculpas.*

El éxito requiere un 10% de inspiración y un 90% de transpiración.

A mis hijas a quienes deseo que nunca se rindan en el camino y alcancen sus sueños.

A mi esposo que me ha enseñado que la diferencia entre el tener y el no tener es el hacer y con quien deseo seguir cosechando éxitos.

A mis padres que me dieron la vida y siempre están ahí cuando los necesito, espero no defraudarlos.

A mi hermano y mi cuñis simplemente por su cariño sincero y desinteresado.

AGRADECIMIENTOS

"El que da, no debe volver acordarse; pero el que recibe nunca debe olvidar."
(Proverbio hebreo)

A Dios por crearme sana, darme los mejores padres del mundo y ponerme en el camino a un buen marido con el cual forme una familia maravillosa.

A mi esposo por motivarme siempre a ser mejor, enseñarme que todo se puede y darme el coraje para lograr lo que me proponga.

A mis hijas por todo su amor y compartir mucho de su tiempo con todas las tareas de esta maestría y guardar silencio cuando se los pedí.

A mis padres por el apoyo incondicional cada vez que sonaba el teléfono, sin pedir nada a cambio solo con el único interés de verme feliz, mil gracias, este también es su logro.

A mi doctora, por el tiempo dedicado, los conocimientos compartidos y sobre todo por la confianza y amistad brindada.

A mi amiga Lau que me enseñó a ser una mejor Mamá, me apoyo y acompaña durante la experimentación.

A Yola por su gran ayuda en el cuidando y operación de los 30 bebés, sin duda un gran trabajo.

A Gis, Toñita, Martín, Rosy, Quique por su apoyo y tiempo en las diferentes actividades realizadas en este experimento.

A la empresa Mantenimientos y Servicios Ambientales, S.A. de C.V. por su apoyo para realizar el estudio con los residuos y lixiviados de su empresa.

A mi comité revisor conformado por: Dr. Isaías de la Rosa, Dr. Otoniel Buenrostro Delgado, Dra. María de la Luz Jiménez Núñez y Dra. Liliana Márquez Benavides por sus observaciones y aportaciones para la mejora de este trabajo.

A CONACyT por la beca otorgada.

A la Dirección General de Educación Superior Tecnológica (DGEST) por su apoyo financiado a través del proyecto: "Biodegradación de residuos sólidos urbanos con recirculación de lixiviados a dos tasas y dos frecuencias" con clave 4627.12-P.

RESUMEN

Los problemas ambientales existentes se han convertido en una problemática social a nivel mundial, uno de ellos es el manejo y disposición de los residuos sólidos urbanos (RSU), cuyo volumen y composición se ha incrementado y cambiado en los últimos años. Hay diferentes formas de disponer los RSU, siendo la forma más utilizada en el mundo los rellenos sanitarios (RESA), sin embargo tardan más de 20 años para su estabilización. Durante este tiempo se producen reacciones de degradación teniendo como principales productos lixiviados y biogás. Una alternativa es convertir a los RESA en RESA-Biorreactor, en el cual se puede dar tratamiento a los lixiviados, y aprovechar el biogás como energético.

En el Estado de México se cuenta con el RESA de Zinacantepec, el cual opera de una forma controlada conforme a la NOM-083-SEMARNAT-2003, sin embargo la empresa encargada de operar el sitio, planea utilizar el biogás generado para producir energía eléctrica, por lo que mejorar la operación del sitio es relevante. El llevar este sitio a RESA-Biorreactor requiere de información técnica, por lo que el objetivo de este trabajo fue conocer los efectos sobre la degradación de los RSU depositados, con la recirculación de lixiviados a dos tasas (30% y 40%) y dos frecuencias (una y dos veces por semana).

La experimentación se realizó con 30 Biorreactores a escala laboratorio (BLAB), distribuidos en seis series de cinco BLAB cada una, que incluían un blanco y cuatro BLAB para las diferentes combinaciones, cada serie se fue desmontado y analizando periódicamente, para determinar las condiciones de operación que produjeron la mayor degradación de la materia orgánica (MO).

Los BLAB con la mayor tasa de recirculación de lixiviados y frecuencia de una vez por semana, fueron los de mayor producción de biogás y porcentaje de CH_4 , y los más eficientes en la degradación de la MO con el uso de lixiviados jóvenes (LJ).

ABSTRACT

The actual environmental problems have become a social worldwide problem. One of them is the management and disposal of municipal solid waste (MSW), whose volume and composition has changed and increased in the last years. There are different ways to dispose the MSW being the most common in the world the landfills, nevertheless, this sites requires almost 20 years for its stabilization. During this time, in this places occur different degradation reactions which produce leachates and biogas. One alternative is shift the Landfills to Landfills-Bioreactor, in which it is possible the leachate treatment and the biogas use as energy.

In the Estado de México exist a landfill located in Zinacantepec, this site operate according with the NOM-083-SEMARNAT-2003. In a future, the owners plan to use the biogas to produce electric energy, for this reason, improve the landfill management is very important. The conversion of this site to a RESA-bioreactor requires technical information then, the objective of this study was determine the effects on the MSW degradation in this place with leachate recirculation at two rates (30% and 40%) and two frequencies (one to two times per week).

The experiment was performed with 30 bioreactors at laboratory scale (BLAB) arranged in six series of five BLAB (the control and four of different combination). Periodically each serie, was disassembled and the MSW were analyzed to determine the operational conditions that produced the further degradation of organic matter (OM).

Using young leachate, BLAB with 40% of rate of leachate recirculation and a frequency once per week, showed greater efficiency in the degradation of OM and the highest level of biogas production and percentage of CH₄.

CONTENIDO

RESUMEN	I
ABSTRACT	II
CONTENIDO.....	III
ÍNDICE DE FIGURAS	V
ÍNDICE DE TABLAS	VII
INTRODUCCIÓN	1
1. FUNDAMENTOS.....	3
1.1 FUENTES DE GENERACIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	3
1.2 COMPOSICIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS.....	7
1.3 DISPOSICIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	12
1.3.1 Impactos de la disposición de los RSU	12
1.3.2 Relleno Sanitario.....	14
1.4 BIODEGRADACIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS	25
1.4.1 Factores abióticos y bióticos.....	26
1.4.2 Fases de la biodegradación.....	31
1.5 BIODEGRADACIÓN ACELERADA Y CASOS DE ESTUDIO	37
2. PARTE EXPERIMENTAL	50
2.1 CARACTERIZACIÓN DE RSU Y PREPARACIÓN DE SUBPRODUCTOS....	51
2.2 PUESTA A PUNTO DE BIORREACTORES	52
2.3 OPERACIÓN DE LOS BIORREACTORES.....	54
2.4 TÉCNICAS ANALÍTICAS	56
3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	59
3.2 PUESTA A PUNTO DE LOS BLAB.....	65
3.3 DINÁMICA DE RECIRCUALCIÓN DE LIXIVIADOS	67
3.3.1 Dinámica de lixiviados drenados	67
3.3.2 Dinámica de pH en lixiviados	69
3.3.3 Dinámica de temperatura en lixiviados	72

3.3.4 Dinámica de conductividad eléctrica en lixiviados	74
3.3.5 Dinámica de DQO en lixiviados	76
3.4 DINÁMICAS DE BIOGAS	78
3.5 SEGUIMIENTO DE LA DEGRADACIÓN DE LOS RSU	85
3.5.1 Asentamiento de RSU	85
3.5.2 Contenido de Humedad en los RSU	86
3.5.3 Dinámica de pH de los RSU	87
3.5.4 Dinámicas de SVT y MO en RSU	89
3.5.5 Dinámicas de NT y C/N	91
CONCLUSIONES.....	94
REFERENCIAS.....	96
ANEXO A.....	103
ANEXO B.....	110
ANEXO C	120

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. 1 Generación de RSU per cápita en países de la OCDE, 2010	4
Figura 1. 2 Generación de RSU en México por localidad, 1997-2011.....	6
Figura 1. 3 Generación de RSU en México por región, 2011.....	7
Figura 1. 4 Composición de RSU en México, 2011.....	9
Figura 1. 5 Disposición final de los RSU, 1995 – 2011.	16
Figura 1. 6 Disposición final de RSU en RESA y sitios no controlados por tipo de localidad, 2011.	17
Figura 1. 7 Principales componentes de un RESA.....	19
Figura 1. 8 Método de trinchera para construir un RESA.....	20
Figura 1. 9 Relleno sanitario tipo área.....	21
Figura 1. 10 Método de relleno sanitario combinado.....	21
Figura 1. 11 Relleno sanitario húmedo de Zinacantepec, Edo. México, 2012.....	22
Figura 1. 12 Compactación de residuos para un relleno sanitario seco.	23
Figura 1. 13 Tiradero a cielo abierto, Mexicalcingo Edo. de México.	24
Figura 1. 14 Proceso de biodegradación aerobia y anaerobia.	30
Figura 1. 15 Esquema de los procesos biológicos dentro de un RESA.	32
Figura 1. 16 Transformación aerobia de los RSU.	33
Figura 1. 17 Relación entre tasa de crecimiento y temperatura para tres grupos metanogénicos.	36
Figura 2. 1 Diagrama de flujo del método	50
Figura 2. 2 Método del cuarteo.....	51
Figura 2. 3 Sistema de biogás.....	53
Figura 2. 4 Toma de muestra de biogás.....	58
Figura 2. 5 Cromatógrafo de gases Trace GC Ultra.....	58
Figura 3. 1 Arribo de los RSU al RESA	59
Figura 3. 2 Toma de la muestra de RSU.....	60
Figura 3. 3 Montículo de RSU.	60
Figura 3. 4 Separación, clasificación y pesado de los RSU.	62

Figura 3. 5 RSU fraccionados.	65
Figura 3. 6 Mezcla homogénea de los componentes cargados en los BLAB.....	66
Figura 3. 7 BLAB cargado con RSU.....	66
Figura 3. 8 BLAB cargados con RSU en laboratorio de pruebas piloto.....	67
Figura 3. 9 Dinámica de lixiviados recirculados acumulados.	68
Figura 3. 10 Dinámica de lixiviado drenado promedio.....	68
Figura 3. 11 Dinámica del pH de los lixiviados recirculados y drenados.	72
Figura 3. 12 Dinámica de la Temperatura de los lixiviados recirculados y drenados.	74
Figura 3. 13 Dinámica de la Conductividad de los lixiviados recirculados y drenados.	76
Figura 3. 14 Dinámica de DQO de los lixiviados recirculados y drenados.	78
Figura 3. 15 Dinámica de producciones acumuladas de biogás	80
Figura 3. 16 Dinámica de concentración de metano en biogás.....	81
Figura 3. 17 Dinámica de producciones acumuladas de metano.	82
Figura 3. 18 Dinámica de asentamiento de los RSU en los BLAB	85
Figura 3. 19 Dinámica de contenido de humedad de los RSU descargados.	87
Figura 3. 20 Dinámica de pH de los RSU descargados.	88
Figura 3. 21 Dinámica de SVT removidos de los RSU descargados	89
Figura 3. 22 Dinámica de contenido de materia orgánica en los RSU descargados.	91
Figura 3. 23 Dinámica de contenido de nitrógeno en los RSU descargados.	92
Figura 3. 24 Dinámica de la relación C/N en los RSU descargados.	93

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. 1 Fuentes de generación de residuos sólidos.	5
Tabla 1. 2 Distribución estimada de los componentes de los RSU en Estados Unidos	8
Tabla 1. 3 Promedio de generación de RSU por año de diferentes ciudades y porcentaje de composición de residuos orgánicos.	10
Tabla 1. 4 Categorías de los sitios de disposición final.	18
Tabla 1. 5 Algunas bacterias fermentativas	35
Tabla 1. 6 Clasificación de los lixiviados	44
Tabla 2. 1 Identificación de los 30 BLAB.....	54
Tabla 2. 2 Operación y desmontado de BLAB.	56
Tabla 2. 3 Parámetros analíticos para RSU.	57
Tabla 2. 4 Parámetros analíticos para lixiviados	57
Tabla 3. 1 Composición RSU RESA Zinacantepec 2012 – 2013.....	63
Tabla 3. 2 Pesos requeridos de cada subproducto de RSU para llenar un BLAB.....	64
Tabla 3. 3 Capacidad de campo de los RSU.....	69
Tabla 3. 4 Reportes de producción de biogás y metano en estudios anaerobios	84
Tabla 3. 5 Reportes de SVT y MO en procesos anaerobios	90

INTRODUCCIÓN

La generación de RSU se intensificó a nivel mundial con la industrialización a partir de la segunda mitad del siglo pasado, incrementando la demanda de materias primas para satisfacer el creciente consumo de bienes y servicios de una población cada vez más numerosa. De acuerdo con la Secretaría de medio ambiente y recursos naturales (SEMARNAT), en el 2012 México generó 42 millones de toneladas, lo que equivale a 115.068 mil toneladas de RSU diarias, de las cuales el 16.14% correspondieron al Estado de México, depositándose el 68.29% en sitios controlados y el resto en sitios no controlados (SEMARNAT, 2012).

El incremento en la generación de RSU agrava el problema de su disposición final, ya que la cantidad de toneladas diarias en los últimos años ha aumentado exponencialmente. Muchos países del mundo incluyendo a México han elegido como la principal forma de disposición a los RESA, por la facilidad de operación y porque es relativamente económico, sin embargo presentan dos grandes desventajas, la generación de lixiviados altamente contaminados y el biogás, con alto contenido de metano (CH_4), ambos con posibilidad de ser tratados y/o aprovechados, el biogás como energético y los lixiviados para acelerar los tiempos de estabilización de los RSU del RESA (Reinhart *et al.*, 2002).

Un RESA es estabilizado cuando se termina la generación de biogás y por ende se agota la cantidad de materia degradable, en un proceso normal lleva mínimo 20 años, diferentes estudios realizados demuestran que la degradación puede ser acelerada dando las condiciones óptimas al sitio, evolucionando de un RESA tradicional cuya función es confinar en forma segura y eficiente sus principales agentes impactantes (biogás y lixiviados), a un RESA biorreactor, el cual debe contar con instalaciones adecuadas para monitorear (Kelly *et al.*, 2006), captar, tratar (Nedwell y Reynolds, 1996) y aprovechar el biogás y los lixiviados generados (Griffith y Trois, 2006; Rodríguez *et al.*, 2004).

En el Estado de México se encuentra el RESA de Zinacantepec, el cual opera de acuerdo a la NOM-083-SEMARNAT-2003 (SEMARNAT, 2014c) y con el fin de reducir la acumulación de lixiviados, éstos son recirculados en las celdas, sin embargo se carece del registro de estas actividades y cuáles serían las mejores condiciones para realizarlas. Se pretende evolucionar desarrollar este sitio a un RESA-Biorreactor, para lo cual es necesario conocer la información técnica del sitio para establecer las mejores condiciones de operación.

Conforme a lo anterior el objetivo de este trabajo fue determinar a escala laboratorio la biodegradación de los RSU a dos tasas (30% y 40%) y dos frecuencias de recirculación de lixiviados (una y dos veces por semana).

El presente trabajo se dividió en tres apartados, en el primero se encuentra la fundamentación teórica, donde se describen los RSU, su generación, composición, gestión y biodegradación acelerada; el segundo contiene la descripción de la parte experimental de la investigación y en el tercero se presentan los resultados obtenidos en la caracterización inicial, puesta a punto de los 30 BLAB, y en la operación a las diferentes tasas y frecuencias con sus respectivas producciones de biogás, CH₄ y degradación de la MO contenida en los RSU, encontrando las mejores condiciones de operación a la mayor tasa y menor frecuencia de recirculación de lixiviados.

1. FUNDAMENTOS

La generación de RSU se intensificó a nivel mundial con la industrialización a partir de la segunda mitad del siglo pasado, incrementando la demanda de materias primas para satisfacer el creciente consumo de bienes y servicios de una población cada vez más numerosa (SEMARNAT, 2012).

En México, con la publicación de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR), los residuos sólidos municipales (RSM) cambiaron su denominación a la de RSU, a los cuales define como los generados en las casas habitación, que resultan de la eliminación de los materiales que utilizan en sus actividades domésticas, de los productos que consumen y de sus envases, embalajes o empaques; los que provienen de cualquier otra actividad dentro de establecimientos o en la vía pública que genere residuos con características domiciliarias y, los resultantes de la limpieza de las vías y lugares públicos. Sin embargo, algunos otros países aún se refieren a ellos como RSM (LGPGIR, 2003).

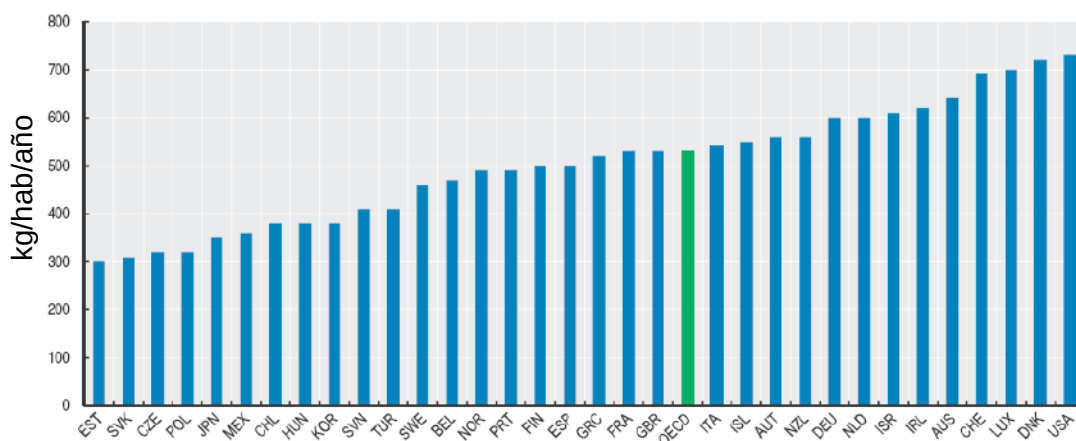
El incremento en la generación de RSU agrava el problema de su disposición final, ya que la cantidad de toneladas diarias en los últimos años ha aumentado exponencialmente. Muchos países del mundo incluyendo a México utilizan como la principal forma de disposición a los RESA, por la facilidad de operación y porque es relativamente económico, sin embargo requieren de más de 20 años para su estabilización después de clausurados.

1.1 FUENTES DE GENERACIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

Hasta finales de la década de 1940, el grueso de los RSU consistía en cenizas de hornos quemadores de carbón y residuos de alimentos. Los pocos materiales usados, como metales y trapos, que eran recuperables, se recolectaban de manera informal por los pepenadores. Con el desplazamiento de la población de los años

cincuenta a las ciudades, la densidad de la población urbana aumentó y la sociedad se hizo cada vez más industrializada. Durante las décadas de los sesentas y setentas apareció una profusión de productos nuevos, en el caso de latas, botellas, recipientes de plástico, aparatos, neumáticos y muchos otros, se consideró que era más económico tirarlos que reciclarlos (Henry y Gary, 1994).

De acuerdo a la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) el país que más RSU generó per cápita en el 2010 fue USA con más de 700 kg/hab/año, más del doble que México con aproximadamente 370 kg/hab/año, como se muestra en la Figura 1.1 (OECD, 2013).



Fuente: OECD, 2013.

Figura 1. 1 Generación de RSU per cápita en países de la OCDE, 2010

La generación de cada país depende tanto del número de habitantes como de las actividades económicas que desarrolla. Tchobanoglous *et al.* (1994) clasifica las fuentes de generación u origen de los RSU como se muestra en la Tabla 1.1.

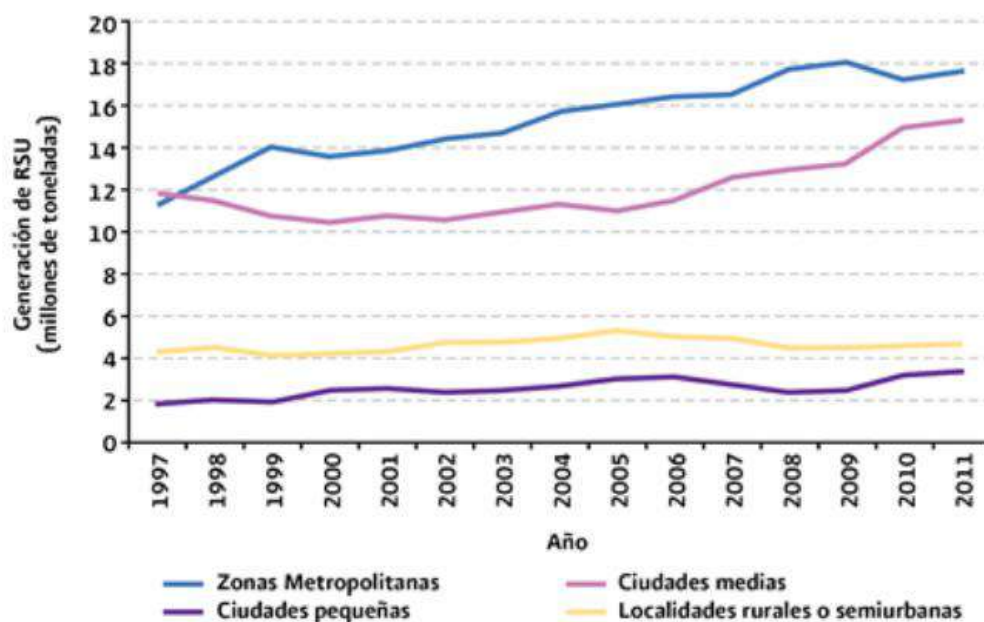
Tabla 1. 1 Fuentes de generación de residuos sólidos.

FUENTE	INSTALACIONES, ACTIVIDADES O LOCALIZACIONES DONDE SE GENERAN	TIPOS DE RESIDUOS SÓLIDOS
Doméstica	Viviendas unifamiliares y multifamiliares	Residuos sólidos orgánicos (comida, papel, cartón, residuos de jardín, madera), inorgánicos (plásticos, textiles, cuero, vidrio, latas de hojalata, aluminio, otros metales). Residuos especiales (artículos voluminosos, electrodomésticos, bienes de línea blanca, baterías, pilas, aceite, neumáticos).
Comercial	Tiendas, restaurantes, mercados, edificios de oficinas, hoteles, moteles, imprentas, gasolineras, talleres mecánicos, etc.	Papel, cartón, plásticos, madera, residuos de comida, vidrio, metales, residuos especiales (igual que domésticos) residuos peligrosos, etc.
Institucional	Escuelas, hospitales, cárceles, centros gubernamentales	Son similares a los comerciales, excluyendo a los residuos de fabricación de las cárceles y los residuos sanitarios de hospitales que son manipulados y procesados de forma separada
Construcción y demolición	Lugares nuevos de construcción, lugares de reparación/renovación de carreteras, derribos de edificios, pavimentos rotos	Madera, acero, hormigón, piedras, ladrillos, grava, vidrios rotos, plásticos, acero de reforzamiento, suciedad y piezas de fontanería, calefacción y electricidad
Servicios municipales (excluyendo plantas de tratamiento)	Limpieza de calles, paisajismo, limpieza de cuencas, parques, playas, y otras zonas de recreo	Residuos especiales, basura, barreduras de la calle, recortes de árboles y plantas, residuos de cuencas, residuos generales de parques, playas y zonas de recreo
Plantas de tratamiento; incineradoras municipales	Tratamiento de aguas residuales y procesos de tratamiento industrial,	Residuos de plantas de tratamiento, compuestos principalmente de fangos.
Residuos sólidos urbanos ^a	Todos los citados	Todos los citados
Industrial excluyendo residuos de proceso	Construcción, fabricación ligera y pesada, refinerías, plantas químicas, centrales térmicas, demolición	Los tipos de residuos que generan son: chatarra metálica, vidrio, goma, plásticos, resinas, fibras, madera, pintura, disolventes, productos de petróleo, abrasivos, metales, cuero, huesos, adhesivos y materiales compuestos, residuos no industriales incluyendo residuos de comida, basura, cenizas, residuos de demolición y construcción, residuos especiales, residuos peligrosos.
Agrícolas	Cosechas de campo, árboles frutales, viñedos, ganadería intensiva, granjas, etc.	Residuos de comida, residuos agrícolas, basura, residuos peligrosos

Tomada de: Tchobanoglous *et al.*, 1994.

^a El término RSU normalmente se supone que incluye todos los residuos generados por una comunidad, excepto los residuos de procesos industriales y los agrícolas.

La generación y las características de los RSU varían incluso dentro de cada país y dependen de factores culturales, nivel de ingreso, hábitos de consumo, desarrollo tecnológico y estándares de calidad de vida de la población (Buenrostro *et al.*, 2001). La Figura 1.2 muestra el volumen de generación total de RSU en México por tipo de localidad entre 1997 y 2011, el cual muestra que las ciudades pequeñas son las que en términos porcentuales incrementaron mayormente sus volúmenes de generación (en 82%, pasó de 1.9 a 3.5 millones de toneladas), seguidas por las zonas metropolitanas (57%, de 11.2 a 17.6 millones de toneladas) y las ciudades medias (30%, de 11.8 a 15.3 millones de toneladas). Las localidades rurales o semiurbanas fueron las que menor crecimiento porcentual registraron en el mismo periodo: 7%, pasando de 4.4 a 4.7 millones de toneladas (SEMARNAT, 2012).



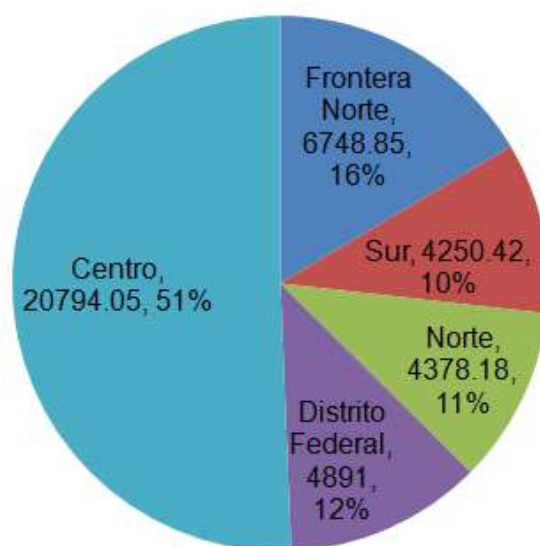
Fuente: SEMARNAT, 2012.

Figura 1. 2 Generación de RSU en México por localidad, 1997-2011.

La generación total anual de RSU aumentó 25%, entre 2003 y 2011. En 2011, las entidades que contribuyeron mayormente a la producción total de RSU en el país fueron el Estado de México (16%), Distrito Federal (12%), Jalisco (7%), Veracruz (5.5%) y Nuevo León (5%). Por el contrario, los que menos contribuyeron fueron

Nayarit y Tlaxcala (cada una con 0.8%), Baja California Sur y Campeche (cada una con 0.6%) y Colima (0.5%) (SEMARNAT, 2012).

En cuanto a la generación total de RSU, también existen diferencias importantes por región. Por ejemplo, la Centro contribuye con la mitad de la generación de los RSU en el país (51%), seguida por la Frontera Norte (16%) y el Distrito Federal (12%) (Figura 1.3) (SEMARNAT, 2012).



Fuente: SEMARNAT, 2012.

Figura 1. 3 Generación de RSU en México por región, 2011.

1.2 COMPOSICIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS

Composición es el término utilizado para describir los componentes individuales que constituyen el flujo de RSU y su distribución relativa, usualmente basada en porcentajes en peso. La información sobre la composición de los RSU es importante para evaluar las necesidades de equipo, los sistemas y los programas y planes de gestión. Los datos típicos de distribución de los RSU en Estados Unidos generados en una comunidad típica, excluyendo los residuos industriales y agrícolas se presentan en la Tabla 1.2.

Tabla 1. 2 Distribución estimada de los componentes de los RSU en Estados Unidos

CATEGORÍA DE RESIDUOS	PORCENTAJE EN PESO	
	RANGO	TÍPICO
Domésticos y comerciales, excluyendo residuos especiales y peligrosos	50 - 75	62
Especiales	3 - 12	5
Peligrosos	0.01 - 1.0	0.1
Institucionales	3 - 5	3.4
Construcción y demolición	8 - 20	14
Servicios municipales		
Limpieza de calles	2 - 5	3.8
Árboles y paisajismo	2 - 5	3
Parques y zonas de recreo	1.5 - 3	2
Sumideros	0.5 - 1.2	0.7
Fangos de plantas de tratamiento	3 - 8	6
		100

Fuente: Tchobanoglous *et al.*, 1994.

La porción doméstica y comercial constituye cerca de un 50% a 75% del total de los RSU generados en una comunidad. Los residuos que tienen una importante influencia sobre la composición de los RSU recogidos son los residuos de comida, papel, cartón, residuos de jardín y plásticos.

Sin embargo, la cantidad de RSU domésticos de comida recolectados ha cambiado significativamente a través de los años como resultado de los avances técnicos y de los cambios en las actitudes públicas. Dando un efecto significativo los avances tecnológicos en el desarrollo de la industria de procesamiento y embalaje de comida.

Por ejemplo, el porcentaje de papel y cartón encontrado en los RSU se incrementaron desde un 20% a principios de los 40's, hasta un 40% en 1992, los plásticos en los RSU también se han incrementado significativamente durante los últimos 50 años, desde cantidades casi imperceptibles a principios de los cuarenta, hasta entre un 7% y 8% en 1992. De igual forma los residuos de jardinería se han incrementado significativamente durante el último cuarto de siglo, debido principalmente a la legislación que prohíbe la quema de residuos de jardín (Tchobanoglous *et al.*, 1994). En México la composición de los RSU también ha

cambiado de manera importante en el tiempo a nivel nacional. En la década de los 50, el porcentaje de residuos orgánicos en la basura oscilaba entre 65 y 70% de su volumen, mientras que para 2011, esta cifra se redujo al 52.4% (Figura 1.4). En esta última fecha, 34.8% de los RSU generados eran potencialmente reciclables, destacando el papel y cartón (13.8%), vidrio (5.9%), plástico (10.9%), metal (1.1%), aluminio (1.7) y textiles (1.4%) (SEMARNAT, 2012).

Dentro del porcentaje clasificado como otro tipo de residuos, existe un porcentaje importante de productos de limpieza, de aseo personal, de medicamentos y de mantenimiento de la vivienda y del automóvil, equipo electrónico, pilas y maquinaria en general, los cuales, al terminar su vida útil y desecharse son capaces de ocasionar severos daños al ambiente y a la población. Por lo que deberían de colectarse y disponerse por separado, pues se trata de residuos peligrosos, los cuales contribuyen con hasta un 3.7% del total (Buenrostro-Delgado *et al.*, 2005; Buenrostro-Delgado *et al.*, 2007; Cortinas, 2005).



Fuente: SEMARNAT, 2012.

Figura 1. 4 Composición de RSU en México, 2011.

Bernache-Pérez *et al.* (2001) realizaron una investigación sobre la generación y composición de RSU en 300 hogares de Guadalajara y hace una revisión bibliográfica sobre investigaciones similares en otras entidades del país, los datos se muestran en la Tabla 1.3, confirmando una correlación directa entre la situación económica de un país y su tasa de generación en las zonas urbanas, así como la disminución en el porcentaje de contribución de los residuos orgánicos comparado con los años cincuenta. Sin embargo, los porcentajes se encuentran cercanos a los reportados por Tchobanoglous en 1994 para Estados Unidos.

Tabla 1. 3 Promedio de generación de RSU por año de diferentes ciudades y porcentaje de composición de residuos orgánicos.

CIUDAD / PAÍS	PROMEDIO DE GENERACIÓN DE RSU G / PERSONA (AÑO)	% COMPOSICIÓN DE RESIDUOS DE ALIMENTOS / JARDÍN
Guadalajara	508 (2001)	52.9 % (2001)
DF	392 - 443 (1980)	53.4% (1991)
Hermosillo	492 (1995)	41.32% (1995)
Mexicali	498 (1995)	46,9% (1995)
Culiacán	598 (1995)	54,6% (1995)
Promedio Países de ingresos medios	500 - 900 (2001)	
Promedio Países de ingresos altos (EEUU)	1980 (2001)	
Canadá	1640 (2001)	
Japón	1220 (2001)	
Alemania	1150 (2001)	

Fuente: Bernache-Pérez *et al.*, 2001.

En general, la composición de los RSU depende, entre otros factores, de los patrones de consumo de la población. Se ha encontrado que existe una correlación

entre la composición de los RSU generados y las condiciones económicas de los países, aquéllos con menores ingresos generan menos RSU y en sus componentes predomina la fracción orgánica (FO), en contraste con los países con mayores ingresos (SEMARNAT, 2012).

Además de las variaciones en cuanto a cantidad, puede haber también grandes diferencias de composición. Los factores que influyen en la composición de los RSU incluyen (Henry y Gary, 1994):

- a) El Clima. En áreas húmedas como Sao Paulo, Brasil, el contenido de humedad de los RSU es comúnmente de 50%.
- b) La frecuencia de recolección. Las recolecciones más frecuentes tienden a aumentar la cantidad anual. Puesto que la cantidad de materiales orgánicos es relativamente constante, quizá con más recolecciones los residentes tienden a desechar más papel y escombros.
- c) Las costumbres sociales. Ciertas áreas étnicas consumen pocos alimentos de preparación rápida, por lo cual se producen menos residuos de papel y más de alimentos crudos.
- d) El ingreso per cápita. Las áreas de bajos ingresos producen menos RSU totales, aunque con un contenido alimenticio mayor.
- e) La aceptabilidad de alimentos empacados y de preparación rápida. En Estados Unidos y Canadá el uso generalizado de los empaques ha aumentado el contenido de papel de los RSU.
- f) El grado de urbanización e industrialización del área. En virtud de la conversión en abono, el reciclaje y la recuperación que son posibles en áreas rurales y en áreas de viviendas unifamiliares, los RSU de este tipo de fuentes pueden ser inferiores en cuanto a cantidad y, tener distintos componentes que los de áreas metropolitanas industrializadas con viviendas multifamiliares.

1.3 DISPOSICIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

El manejo integral de los RSU comprende las etapas de consumo, generación y almacenamiento temporal, barrido y recolección, estaciones de transferencia, selección y aprovechamiento, y finalmente su disposición (Tchobanoglous *et al.*, 1994). Desde los primeros tiempos, la eliminación de RSU en tiraderos al aire libre era la práctica normal para los municipios. El tiradero del pueblo por lo común era un área baja, cerca de una corriente de agua. Los resultados visibles eran incendios, contaminación del agua, olores, ratas, moscas y papeles arrastrados por el viento. El entierro de los RSU reducía estos problemas, pero la mejora más importante se consiguió apisonándolos en capas y cubriéndolos con tierra al final de las operaciones de cada día.

Actualmente existen diferentes alternativas para la disposición final de los RSU, como lo es la separación y reciclaje, el compostaje, la incineración controlada o pirolisis, y rellenos sanitarios, entre otros. Históricamente, los RESA han sido el método económico y ambientalmente más aceptable para la evacuación de los RSU en todo el mundo, siempre que se cuente con un terreno a bajo costo (Trejo, 1999).

1.3.1 Impactos de la disposición de los RSU

Las consecuencias ambientales de la inadecuada disposición de los RSU pueden ser negativas para la salud de la población y de los ecosistemas naturales. Algunos impactos son los siguientes.

- a) Generación de contaminantes y gases de efecto invernadero. La descomposición de los residuos orgánicos produce biogás que resulta desagradable por su olor que genera, además de ser peligrosos por su toxicidad e incluso, por su explosividad. Entre ellos destacan el bióxido y monóxido de carbono (CO_2 y CO , respectivamente), metano (CH_4), ácido sulfhídrico (H_2S) y compuestos orgánicos volátiles (COVs, entre ellos la acetona, benceno, estireno, tolueno y

tricloroetileno). Algunos, como el CO_2 y el CH_4 , además de alterar la calidad del aire, favorecen, como gases de efecto invernadero, el calentamiento global (SEMARNAT, 2008). De acuerdo al inventario nacional de emisiones de gases de efecto invernadero del INE (INE, 2012) de los gases generados en el 2010, el 65.9% corresponde a CO_2 , 2.5% a HFC, PFC, y SF_6 , 9.2% a N_2O y el 22.3 % restante a CH_4 , del cual el 2.06% es generado por la eliminación de desechos sólidos.

- b) Contaminación de los suelos y cuerpos de agua. El contacto del agua con los RSU puede generar lixiviados (líquidos que se forman por la reacción, arrastre o filtrado de los materiales) que contienen, en forma disuelta o en suspensión, sustancias que se infiltran en los suelos o escurren fuera de los sitios de depósito. Los lixiviados pueden contaminar los suelos y los cuerpos de agua, provocando su deterioro y la reducción de su productividad, así como representar un riesgo para la salud humana y de los demás organismos (SEMARNAT, 2008). De acuerdo con la investigación de Kulikowska y Klimiuk (2008), los lixiviados contiene sustancias orgánicas peligrosas, como por ejemplo compuestos aromáticos, alifáticos clorados, fenoles, ftalatos, pesticidas y altas concentraciones de lixiviados de amoníaco.

Generalmente, los lixiviados producidos en sitios de disposición de reciente creación se caracterizan por la presencia de cantidades sustanciales de ácidos volátiles, como resultado de la fermentación ácida y la concentración de los compuestos orgánicos teniendo una demanda química de oxígeno (DQO) por encima de 10000 mg/L. En los RESA maduros (más de 10 años), la gran parte de los compuestos orgánicos en los lixiviados son ácidos húmicos y fracciones de ácido fúlvico, con una DQO por debajo de 3000 mg/L (Kulikowska y Klimiuk, 2008).

- c) Proliferación de fauna nociva y transmisión de enfermedades. Los residuos orgánicos que se disponen atraen a un numeroso grupo de especies de insectos, aves y mamíferos que pueden transformarse en vectores (portadores) de enfermedades peligrosas como la peste bubónica, tifus marino, salmonelosis, cólera, leishmaniasis, amebiasis, disentería, toxoplasmosis, dengue y fiebre amarilla, entre otras (SEMARNAT, 2008; Henry y Gary, 1994).

- d) Condiciones Estéticas. Muchos de los inconvenientes de un RESA mal manejado son evidentes: olores y papeles arrastrados por el viento, animales, insectos y aves carroñeras atraídas por los desechos orgánicos y, también polvo y ruido de los camiones y las operaciones de apisonamiento. Aplastar tanto desperdicio suelto, aunado al recubrimiento del material con tierra al final de cada día, mitiga estos problemas. La reducción de volumen por pulverización o compactación a alta presión ofrece mayor seguridad además de una operación estéticamente aceptable.

- e) Pérdida económica. Los lugares dedicados al entierro de RSU ya no están disponibles como tierras agrícolas productivas o como propiedades gravables. Incluso después del cierre del predio, el uso futuro del área se debe restringir a algún tipo de desarrollo al aire libre, como un parque, un área recreativa o una colina para esquiar y es necesario controlar estrictamente la construcción de edificios (Henry y Gary, 1994).

1.3.2 Relleno Sanitario

De acuerdo con Tchobanoglous *et al.* (1994) el método llamado RESA se usó por primera vez en California en 1934 para rescatar tierras. Todavía hoy apisonar y cubrir los RSU son las operaciones básicas; sin embargo su uso se remonta a los tiempos bíblicos, con las excavaciones de Kouloure en Chosos, antigua capital Creta, donde se encontraron trazas de mezclas de basura y fangos, así como RSU que habían

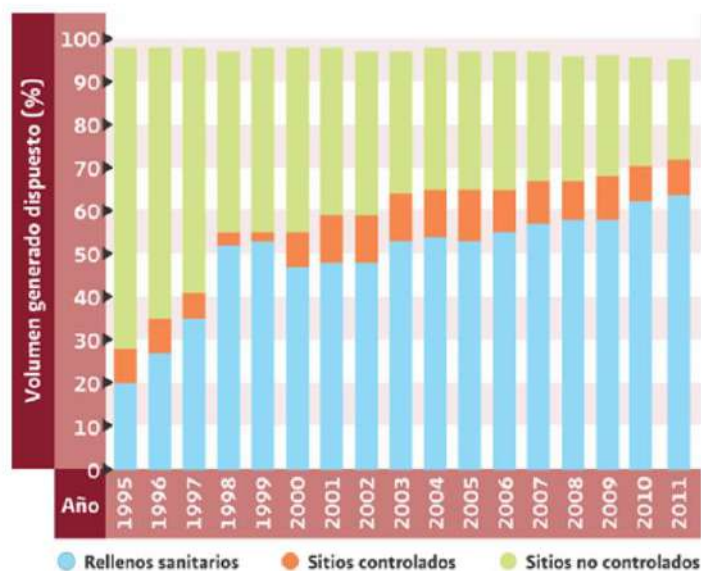
sido enterrados. Algunos autores atribuyen la aplicación del método de RESA, tal como se conoce hoy, a los ingenieros ingleses J.C. Dawes y M. Call, quienes lo utilizaron por primera vez en Bradford, Inglaterra en la década de los 20's. En Francia se comenzó a usar este método en 1935; otras versiones indican que, durante la Segunda Guerra Mundial (1939–1945), el ejército de Estados Unidos practicó el RESA con la ayuda de máquinas de almeja, palas de arrastre, excavadoras de cuchara y demás equipo pesado para remover grandes cantidades de RSU. La Sociedad Americana de Ingenieros Civiles lo definió como un método para disponer los desechos en la tierra sin causar molestias o daños a la salud y seguridad pública, utilizando principios de ingeniería para confinar los desechos al área más pequeña posible, reducirlos al mínimo volumen y cubrirlos con una capa de tierra al terminar las operaciones del día o en intervalos más cortos si fuera necesario (Trejo, 1999).

A partir de los años 40's el método del RESA se difundió ampliamente en todo el mundo. Un mejor apisonamiento, una cubierta más reducida y más recientemente, la recolección, recirculación, tratamiento de lixiviados y vigilancia del predio, aunadas a un mayor cuidado en la selección del lugar, son algunas de las mejoras que se han producido a la fecha. Actualmente se refiere a una instalación ingenieril para la evacuación de RSU, diseñada y explotada para minimizar los impactos ambientales y sobre la salud pública.

Tchobanoglous *et al.* (1994) han sugerido algunas pautas generales para su construcción, por ejemplo, un predio destinado al RESA debe encontrarse en terrenos de bajo costo dentro de una distancia de transporte económica, contar con acceso todo el año y estar al menos a 1500 m en la dirección del viento respecto a sus vecinos residenciales y comerciales. El área debe estar razonablemente despejada, nivelada y bien drenada, con capacidad para no menos de unos tres años. El área necesaria para enterrar RSU es alrededor de una ha/año por cada 25,000 personas. Es deseable un suelo con baja permeabilidad, muy por encima del

nivel freático, para la protección de las fuentes de aguas subterráneas y como material para la cubierta. La elección final del predio no debe hacerse sin una investigación hidrogeológica detallada. La preparación del terreno implica cercarlo, nivelarlo, apilar material para la cubierta, construir bermas, enjardinar e instalar sistemas de recolección de lixiviados y vigilancia. En muchos casos se proveen también pozos para la recolección de gas (Henry y Gary, 1994).

Los requisitos específicos varían en gran medida entre las distintas autoridades quienes establecen desde los criterios de acceso, distancia de amortiguamiento, cercado, excavación de zanjas, pendientes, manejo de lixiviados, procedimientos de vigilancia y operación etc. En México la gestión de los RSU depende de los municipios (LGPGIR, 2003), los cuales en su mayoría han optado por los RESA conforme a la NOM-083-SEMARNAT, 2003 (SEMARNAT, 2014c). En la Figura 1.5 se presenta la proporción de la disposición de los RSU en México durante los años 1992-2011. En 2011, se estimó que el 72% del volumen generado de RSU en el país se dispuso en RESA, incrementando un 77% sobre lo dispuesto en 1997. (SEMARNAT, 2014b).

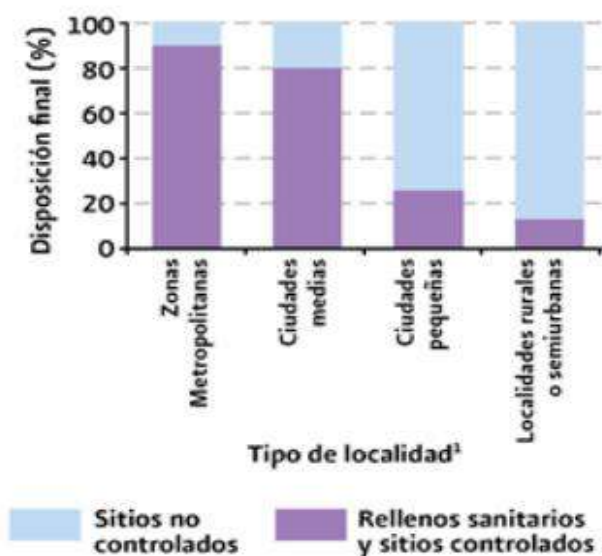


Fuente: SEMARNAT, 2014b.

Figura 1. 5 Disposición final de los RSU, 1995 – 2011.

Sin embargo, debido a una serie de factores es común encontrar los tiraderos a cielo abierto. Entre los factores políticos se tiene la corta duración de las administraciones municipales (Rodríguez-Salinas y Domínguez-Mares, 2008) y entre los factores legales destaca la falta de supervisión por parte de las autoridades federales para verificar el cumplimiento de la NOM-083-SEMARNAT-2003 (Álvarez-Flores, 2008).

En cuanto al número de RESA en México, se ha logrado un avance significativo en el establecimiento de este tipo de infraestructura, creciendo de 30 a 196 entre 1995 y 2011 (SEMARNAT, 2012) instalándose la gran mayoría en las grandes ciudades, con lo que se alcanzó para 2011 una disposición adecuada de los RSU en rellenos sanitarios y sitios controlados del 90% de las zonas metropolitanas, mientras que en las localidades rurales y semiurbanas sólo el 13% (Figura 1.6).



Fuente: SEMARNAT, 2012.

Figura 1. 6 Disposición final de RSU en RESA y sitios no controlados por tipo de localidad, 2011.

La NOM-083-SEMARNAT-2003 divide en cuatro categorías los sitios de disposición final, de acuerdo a la cantidad de RSU y residuos de manejo especial (RME) que

ingresan por día (Tabla 1.4) y conforme a ello establece los requerimientos para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, mantenimiento y clausura.

Tabla 1. 4 Categorías de los sitios de disposición final.

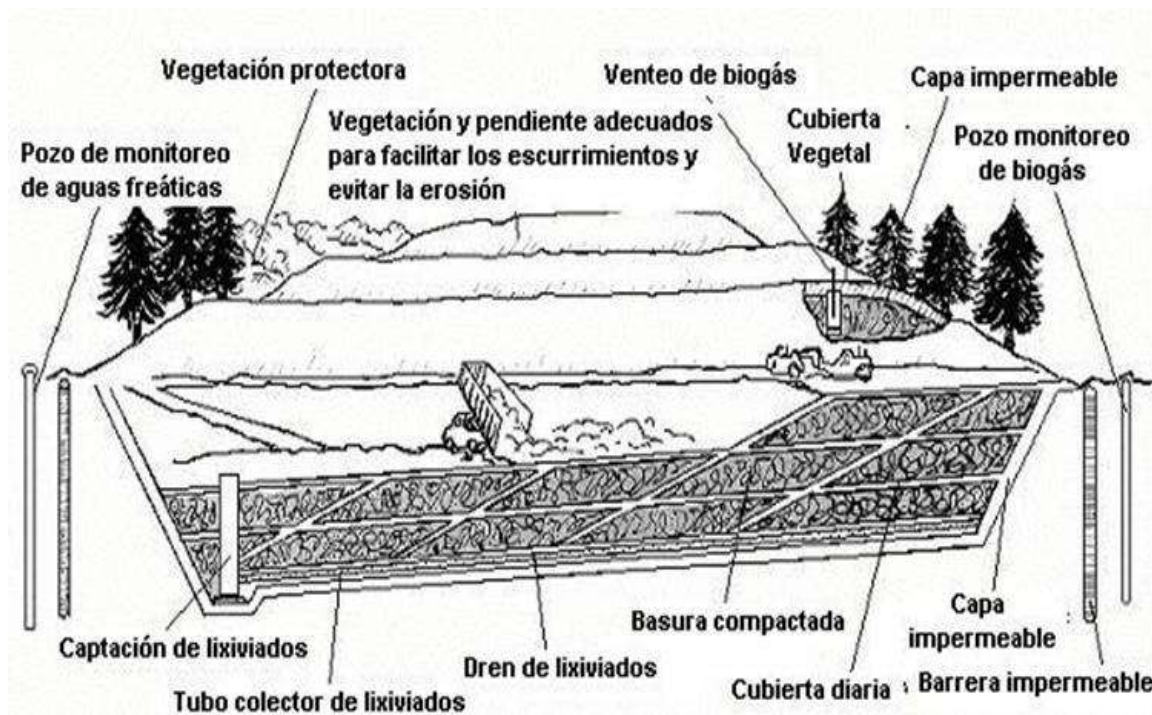
TIPOS	TONELAJE POR DÍA (Ton/día)
A	Mayor de 100
B	50 hasta 100
C	10 y menor a 50
D	Menor a 10

Fuente: NOM-083-SEMARNAT-2003.

Las características constructivas y operativas de un sitio de disposición final de acuerdo con el apartado 7 de la NOM-083-SEMARNAT-2003, se listan a continuación y en la Figura 1.7 se ilustran algunas de ellas:

- La zona para la celda debe contar con una barrera geológica natural o equivalente a un metro de espesor y un coeficiente de conductividad hidráulica de al menos 1×10^{-7} cm/seg.
- Contar con un sistema de extracción, captación, conducción, control, aprovechamiento ó quemado del biogás generado.
- Construir un sistema de captación y extracción del lixiviado generado, para recircularlo a la celda en función de los requerimientos de contenido de humedad y/ o tratarlo.
- Tener drenaje pluvial para minimizar la infiltración de agua de lluvia.
- Contar con un área de emergencia en caso alguna eventualidad o desastre natural.
- Cubrir los RSU y RME en forma continua y en menos de 24 horas a su depósito.

- g) No admitir aguas residuales, líquidos industriales, lodos no tratados o con más del 80 % de humedad, aceites minerales ni RP.
- h) Contar con obras complementarias como: caminos de acceso o interiores, cerca perimetral, caseta de vigilancia y control de acceso, báscula, franja de amortiguamientos y servicios de agua potable, electricidad y drenaje entre otros.
- i) Tener un manual de operación, un control de registro y elaborar informes mensuales.
- j) Instrumentar un programa de medición y control de los impactos ambientales, que incluya el monitoreo de biogás, lixiviados y acuíferos.



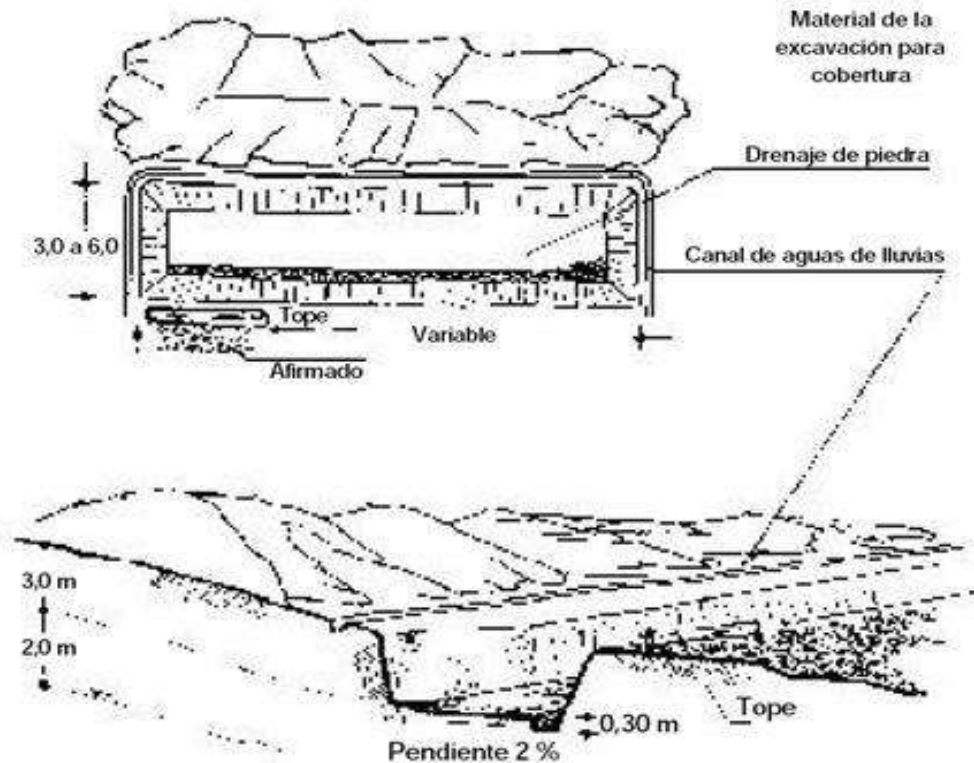
Fuente: Cepis, 2002

Figura 1. 7 Principales componentes de un RESA.

Existen diferentes métodos de acuerdo a la forma de colocar los RSU en el RESA, los más comunes son: método de trinchera, método de área, método combinado.

- a) Método de trinchera. Consiste en la abertura de trincheras (zanjas) en el suelo, en

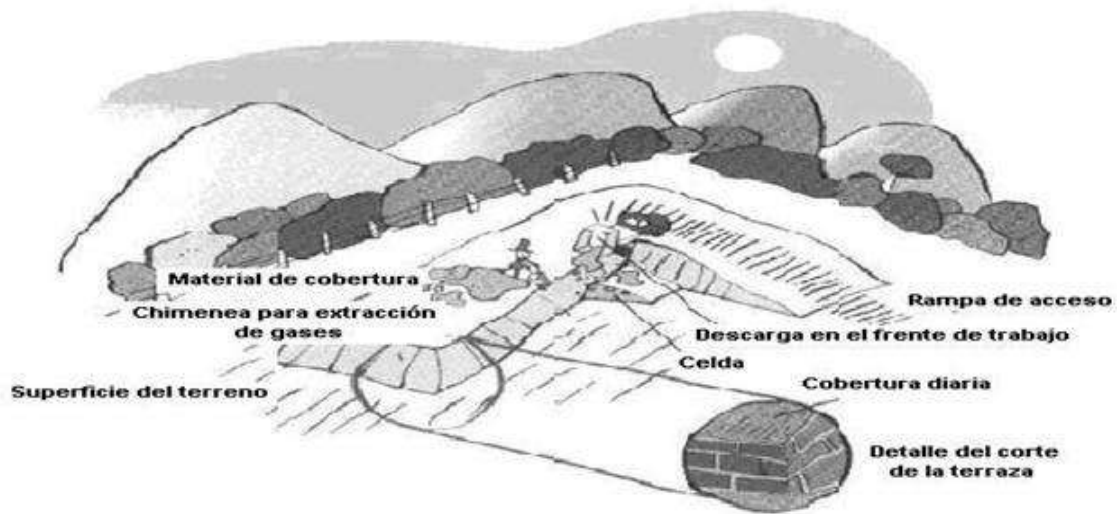
las que los RSU se depositan sobre el talud inclinado de la trinchera (zanjas de 2-3 m de profundidad) se esparcen y compactan con máquinas, para posteriormente ser cubiertos con el suelo excavado de la trinchera con una frecuencia mínima de una un vez por día (Figura 1.8).



Fuente: Cepis, 2002.

Figura 1. 8 Método de trinchera para construir un RESA.

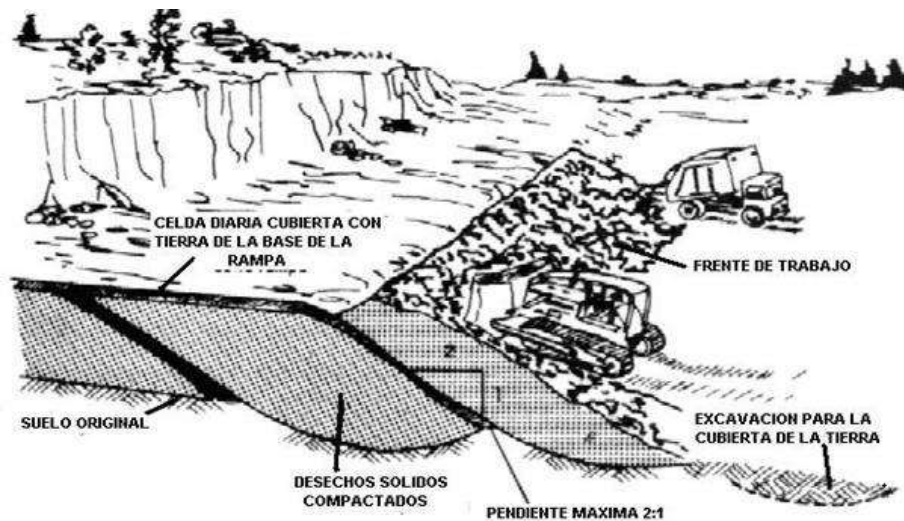
- b) Método de área. Generalmente se emplearse en sitios donde la topografía, y la capa freática se encuentra en el límite máximo, ya que se construye sobre la superficie del terreno o para llenar depresiones naturales o canteras abandonadas de algunos metros de profundidad. El suelo de cobertura debe transportarse de lugares cercanos para que sea económico. Los RSU se colocan sobre la pendiente natural del terreno, un talud inclinado o bien sobre el suelo elevando el nivel algunos metros; se compactan en capas inclinadas para formar la celda que se cubre diariamente con una capa de tierra de 10 cm a 20 cm de espesor (Figura 1.9).



Fuente: CEPIS, 2002.

Figura 1. 9 Relleno sanitario tipo área.

c) Método combinado. Cuando las condiciones geohidrológicas, topográficas y físicas del sitio elegido para llevar a cabo el RESA son apropiadas, se pueden combinar los dos métodos anteriores, por ejemplo, se inicia con el método de trinchera y posteriormente se continúa con el método de área en la parte superior (Figura 1.10).



Fuente: CEPIS, 2002.

Figura 1. 10 Método de relleno sanitario combinado.

En cuanto a los tipos de RESA, básicamente se les puede agrupar en RESA tradicional o húmedo, RESA seco ó pretratamiento de alta compactación y RESA biorreactor (Sánchez-Gómez, 2006; SEGEM y GTZ, 2000; Henry y Gary, 1994):

- a) RESA tradicional o húmedo. Consiste en el depósito de los RSU, dentro de celdas y en capas compactadas (Figura 1.11), las cuales se cubren con tierra, utilizando maquinaria pesada para la distribución, homogenización y compactación de los RSU. El RESA húmedo debe contar con captación, extracción, tratamiento y monitoreo de biogás y de lixiviados; captación y desvío de aguas pluviales; monitoreo de acuíferos y seguimiento de los asentamientos humanos adyacentes o cercanos al RESA como medidas de control, que deben mantenerse hasta por 25 años.



Figura 1. 11 Relleno sanitario húmedo de Zinacantepec, Edo. México, 2012.

- b) RESA seco ó pretratamiento de alta compactación. El pretratamiento puede contener procesos adicionales como la selección manual y la separación completamente automatizada hasta el encapsulamiento de las pacas con plásticos, los cuales se pueden adaptar a las necesidades locales, a la variación de la cantidad y propiedades de los RSU. Otra forma de reducir el volumen de los RSU es la compactación a alta presión para formar balas o bloques sólidos (alrededor de 1 m³) que pesan de 850 a 950 kg, estas eliminan la necesidad de

clasificación en el punto de origen y el apisonamiento en el campo. Su principal objetivo es acelerar y facilitar el control de los RESA a través de la reducción del volumen de los RSU por su alta compactación (Figura 1.12). Permite aumentar la vida útil de un RESA hasta 50%, pero prolonga el tiempo de descomposición de la MO y la reducción de volumen de los RSU implica un 70-75 % menos de cobertura diaria (20 cm de tierra por capa de 5 pacas de altura).



Fuente: SEGEM y GTZ, 2000.

Figura 1. 12 Compactación de residuos para un relleno sanitario seco.

- c) RESA biorreactor. Tecnología muy semejante a la del RESA tradicional; diferenciándose en que conlleva como requerimiento obligatorio, la "recirculación formulada" de lixiviados crudos o previamente inoculados con agentes suplementarios, lo cual permitirá acelerar el proceso de descomposición, aumentar el tiempo de retención celular y reducir los tiempos de estabilización de los RSU; además cuando los sistemas son aerobios, es necesario inyectar aire a presión al interior de la masa de RSU.

El manejo y operación de un RESA consiste en una vez recolectados los RSU estos son entregados a los RESA en ocasiones sin ser separados y con diversos grados de compactación, por lo que se recomienda hacer una clasificación manual de los RSU que llegan; puede haber pulverización o compactación a alta presión y embalaje

de los mismos para reducir su volumen antes de depositarlos en la tierra. El material suelto se coloca en la parte inferior de la fosa o zanja preparado y después se distribuye y se apisona por medio de una máquina en capas de alrededor de 0.5m de espesor. Cuando la profundidad alcanza de 2 a 3 m y al final de las operaciones de cada día, los desechos se cubren con una capa de 150 a 300 mm de tierra. Estos RSU consolidados y envueltos en tierra se conocen como una celda, la cual normalmente contiene los RSU de un día.

El uso de los RESA además de contribuir a la disminución de la disposición inadecuada de los RSU en los tiraderos a cielo abierto (Figura 1.13), se usa como tratamiento alternativo con el objetivo de evitar la proliferación de fauna nociva y microorganismos capaces de transmitir enfermedades infecciosas (Henry y Gary, 1994), también previene originar problemas de contaminación de los mantos freáticos por la percolación de lixiviados en el subsuelo (Vázquez-Mújica y González-Herrera, 2006), y evita contribuir al sobrecalentamiento global con la liberación no controlada del biogás generado. La reducción de volumen de RSU no sólo alarga la vida útil de un RESA, sino que además aporta otros beneficios, como la reducción de los problemas de olores, papeles arrastrados por el viento, roedores, insectos, moscas, asentamiento y vehículos atascados (Henry y Gary, 1994).

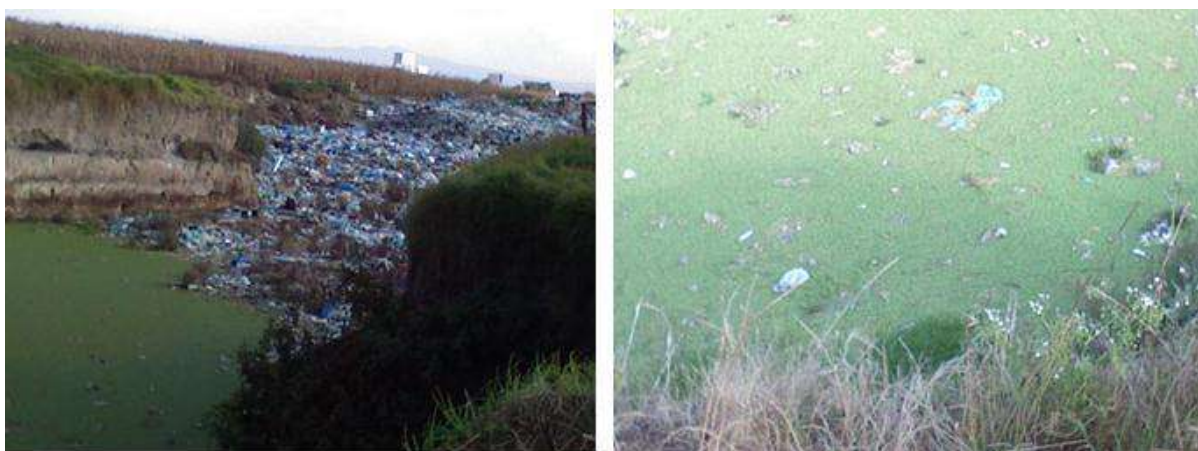


Figura 1. 13 Tiradero a cielo abierto, Mexicalcingo Edo. de México.

1.4 BIODEGRADACIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

Las transformaciones biológicas de la fracción orgánica de los RSU se puede utilizar para reducir el volumen y el peso del material; los principales organismos implicados en las transformaciones biológicas son bacterias, hongos, levaduras y actinomicetos. Estas transformaciones pueden realizarse aeróbicamente o anaeróbicamente, según la disponibilidad de oxígeno. Los procesos biológicos que se han utilizado para la conversión de la fracción orgánica de los RSU son: el compostaje aerobio, la digestión anaerobia y la digestión anaerobia de sólidos en alta concentración (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

Algunos de los cambios físicos, químicos y biológicos más importantes que sufren los RSU durante su descomposición son los siguientes (Trejo, 1999):

- a) Decaimiento biológico de compuestos orgánicos con generación de gases y líquidos.
- b) Oxidación química de materiales.
- c) Escape y difusión de gases a través del relleno.
- d) Disolución (lixiviado) de materiales orgánicos e inorgánicos por el agua y por el propio lixiviado.
- e) Movimiento de líquidos durante y después del relleno.
- f) Asentamientos causados por consolidación del material en los huecos creados por la descomposición, lixiviado y paso del gas.

Existen varios factores que condicionan la biodegradación de los RSU en los RESA; los cuales se pueden clasificar en bióticos y abióticos.

1.4.1 Factores abióticos y bióticos

Los factores abióticos son aquellos elementos no vivos de un ecosistema que afectan la biodegradación de los RSU como el contenido de humedad, el oxígeno, temperatura, potencial óxido-reducción y pH.

a) pH. El pH óptimo para el desarrollo de la mayoría de las bacterias es cercano a la neutralidad, sin embargo, existen bacterias cuyo pH óptimo es menor de 6 y se adaptan fácilmente a medios con pH próximo a 4 (como las bacterias acidogénicas). Las poblaciones microbianas más sensibles a las variaciones de pH son las bacterias acetogénicas (pH óptimo de 7.2) y las metanogénicas (pH óptimo entre 7 y 8), es por ello que estos microorganismos son inhibidos de forma total a un pH inferior a 6, lo que puede ocasionar también una acumulación de ácidos orgánicos. Los cambios de pH son controlados de forma natural por el efecto regulador del medio (efecto amortiguador), que depende de la concentración de carbonatos, bicarbonatos y de los iones amonio (formados durante la degradación de proteínas) presentes en el medio. Los ácidos orgánicos formados durante la fase acidogénica y metanogénica, son también reguladores del pH.

Es necesario tener en cuenta que la variación del pH, además de afectar la actividad microbiana, también afecta la solubilización, adsorción y absorción de los contaminantes y de los iones. Las formas catiónicas (NH_4^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}) son más solubles a pH ácido mientras que las formas aniónicas (NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-} , Cl^-) son más solubles a pH alcalino (Robles, 2008; Gómez-Romero *et al.*, 2008).

b) Contenido de Humedad. Es uno de los factores más importantes para la generación de biogás en los sitios de disposición final de RSU, debido a que es necesaria para la actividad microbiana, además de ser un medio útil en el transporte de nutrientes y microorganismos a través de las diferentes capas de RSU en los sitios de disposición final. Un alto contenido de humedad puede

impedir la transferencia de gases a través del suelo, que afecta los procesos de biorremediación, así como problemas durante la excavación y transporte y un bajo contenido de humedad reduce la actividad metabólica bacteriana.

El contenido de humedad óptima para la digestión anaerobia en los sistemas como los RESA es del 60%. Si el contenido de humedad es inferior al 20% la biodegradación se reduce notablemente. Si es superior al 60% se presentan problemas de lixiviado. Se ha demostrado en forma repetida que la adición de agua tiene un efecto positivo en la estabilización de los RSU dispuestos en los RESA. Sin embargo, al colocarle un sistema de impermeabilización por membrana y sellado con cobertura, se impide que ingrese humedad, la cual es esencial para los procesos de degradación de la MO (Robles, 2008; Gómez-Romero *et al.*, 2008; Trejo, 1999; Reinhart y Al-Yousfi, 1996).

De acuerdo a las investigaciones de Francois *et al.* (2007), Ledakowicz *et al.* (2004), Reinhart y Al-Yousfi (1996), San y Onay (2001), Schiappacasse *et al.* (2008), se observó que la recirculación de lixiviados es el método más efectivo para aumentar el contenido de humedad a niveles óptimos, con ventajas adicionales entre las que se incluyen la distribución de nutrientes (nitrógeno y fósforo) y enzimas, aumento de la degradación de la MO, aumento en la producción de biogás y concentración de CH₄ presente, tamponamiento del pH, dilución de compuestos inhibitorios, recirculación y distribución de microorganismos metanogénicos, mejoramiento de la calidad del lixiviado y finalmente se favorece la velocidad y el grado de compactación del relleno.

- c) Temperatura. La temperatura es un factor determinante para el desarrollo de microorganismos. Un aumento de la temperatura incrementa la velocidad de degradación y se ve reflejado en el aumento de vapor de agua y de CO₂ en el biogás. Sin embargo cuando se supera los 40°C se produce una disminución de la actividad microbiana, una rotación poblacional hacia especies más resistentes a

las altas temperaturas y cuando la temperatura es menor a 20°C se detiene esencialmente la biodegradación. La producción de biogás presenta dos óptimos que corresponden a dos microfloras diferentes: el primero, alrededor de 35-40 °C (zona mesófila) y el segundo, en el rango de 55-60 °C (zona termófila). De acuerdo con Trejo (1999) el intervalo mesofílico se encuentra usualmente entre 20 y 40 °C y el intervalo termofílico está entre 50 y 60 °C. La metanogénesis y generalmente el crecimiento de los microorganismos anaerobios son relativamente lentos a temperaturas inferiores a 20 °C. Debido a que la temperatura óptima de la mayoría de las células se encuentra en 45 y 50 °C, la temperatura mesófila óptima para la degradación de los RSU se sitúa en 41 °C. Para la metanogénesis, las temperaturas óptimas en la zona mesófila se encuentran entre 30 y 37 °C y para la zona termófila entre 50 y 65 °C (Gómez-Romero *et al.*, 2008; Robles, 2008; Mata 2003).

- d) Oxígeno. La concentración de oxígeno libre (O₂) presente en los espacios porosos de la masa de RSU, es un factor importante, ya que la degradación anaerobia se lleva a cabo completamente sólo en ausencia total de oxígeno molecular, debido a que este gas es tóxico tanto para las bacterias acetogénicas como para las metanogénicas, por su sensibilidad al oxígeno y a otros oxidantes como nitritos, nitratos y sulfatos (Robles, 2008).

Los factores bióticos son aquellos elementos vivos de un ecosistema que afectan la biodegradación de los RSU como: Suelo, Capacidad metabólica del microorganismo, Nutrientes, Respiración / aireación y Microorganismos / Respiración.

- a) Suelo. El suelo está formado por una cubierta superficial llamada corteza terrestre o litosfera, que es la capa más delgada de las que forman la tierra y constituye un conjunto complejo de elementos físicos, químicos y biológicos. Uno de esos componentes son los minerales, que se forman por la meteorización de las rocas, de MO, como el humus y la biomasa viva y muerta, de gas y de agua. Todos ellos

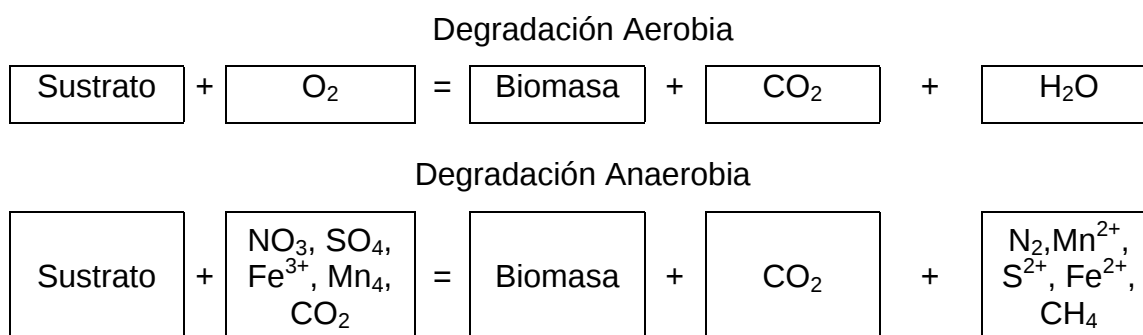
desempeñan funciones naturales como la descomposición de productos vegetales o la biodegradación de ciertos componentes que lo contaminan por medio de procesos metabólicos que llevan a cabo los microorganismos (Gómez-Romero *et al.*, 2008).

b) Nutrientes. Los nutrientes son uno de los factores más relevantes por ser sustancias químicas necesarias para la actividad microbiana y metabólica para la biodegradación de los RSU, por lo que estos constituyentes se deben encontrar disponibles para su asimilación y síntesis y deben ser controlados para aumentar la eficiencia y el buen desarrollo de la biodegradación. Se dividen en dos grandes grupos: macronutrientes y micronutrientes (Gómez-Romero *et al.*, 2008):

- **Macronutrientes:** Entre los macronutrientes de mayor importancia metabólica se encuentran; El carbono (C) que proporciona la energía necesaria y el Nitrógeno (N), elemento necesario para la producción de aminoácidos, proteínas, enzimas, ácidos nucleídos y otros constituyentes celulares. En ocasiones la utilización de estos nutrientes es rápida, los suelos no alcanzan a cubrir todas las necesidades, siendo un factor limitante para la degradación microbiana, por lo cual se incorporan fertilizantes de uso agrícola como urea o sulfato de amonio y de origen orgánico como el estiércol, para acelerar el proceso de biodegradación; el fósforo (P) que interviene en la formación de compuestos energéticos dentro de las células y es requerido para la síntesis de ácidos nucleídos y fosfolípidos en los procesos de reproducción y degradación, puede ser adicionado al suelo como fosfato diamónico o fosfato tricálcico, y el Potasio (K) requerido por una gran cantidad de enzimas para catalizar diferentes reacciones. Si la concentración de nutrientes inorgánicos como N y P es baja, se produce una relación C/N y C/P muy altas, lo cual no es favorable para el crecimiento microbiano, de acuerdo a la relación C:N:P dentro de un rango normal de 100:10:1 a 100:2:0.2.

- **Micronutrientes:** La fuente de micronutrientes, oligoelementos o elementos minoritarios constituye un conjunto variado de elementos entre los que se encuentra el hierro (Fe), cobre (Cu), zinc (Zn), azufre (S), cobalto (Co), manganeso (Mn), magnesio (Mg) y calcio (Ca), el suelo provee estos elementos en cantidades suficientes.

c) **Respiración / aireación anaerobia.** La energía necesaria para el crecimiento microbiano se obtiene durante el proceso de oxidación de materiales reducidos, donde las enzimas microbianas catalizan la transferencia de los electrones. Este proceso se denomina “respiración microbiana”, y se basa en que en la cadena respiratoria o transportadora de electrones de las células, producen una serie de reacciones de óxido-reducción, cuyo fin es la obtención de energía. La cadena la inicia un sustrato orgánico que es externo a la célula y actúa como dador de electrones, de modo que la actividad metabólica de la célula acaba degradando y consumiendo dicha sustancia. Cuando el O_2 es utilizado como aceptor de electrones la respiración microbiana se produce en condiciones aerobias, los microorganismos convierten en última instancia los contaminantes en CO_2 y H_2O . Sin embargo, si utiliza los SO_4^{-2} o el CO_2 , se produce en condiciones reductoras o. El proceso de biodegradación aerobia y anaerobia se esquematiza en la Figura 1.14 (Gómez-Romero *et al.*, 2008).



Fuente: Gómez-Romero *et al.*, 2008.

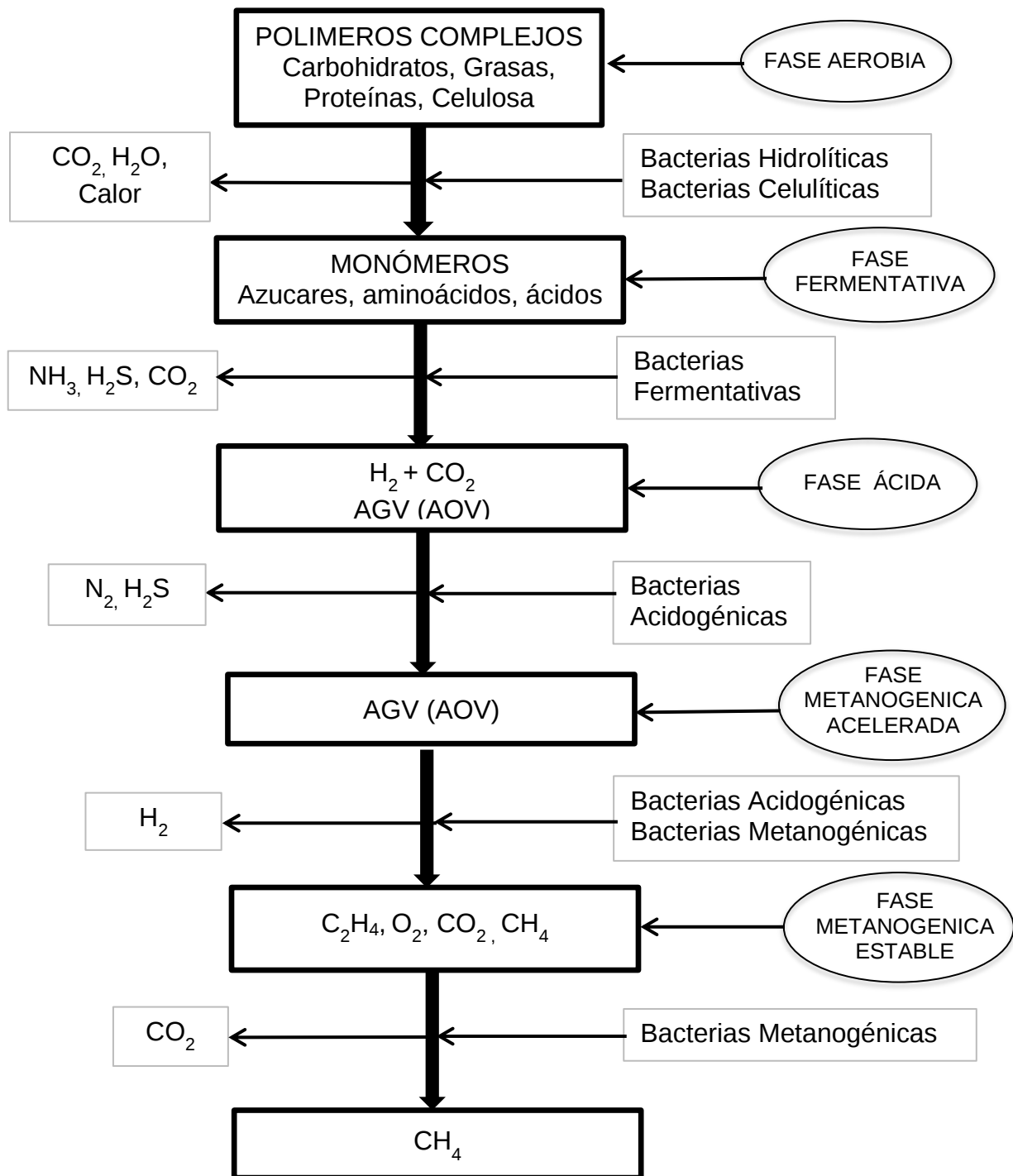
Figura 1. 14 Proceso de biodegradación aerobia y anaerobia.

El O_2 generalmente es el mejor aceptor de electrones, es decir, el que produce la mayor energía libre en una reacción completa. En consecuencia, para un mismo sustrato orgánico, los microorganismos que emplean el O_2 como agente oxidante pueden generar mayor energía que aquellos que emplean NO_3^- , SO_4^{2-} u otros aceptores de electrones alternativos, logrando de esta forma crecer a mayor velocidad, lo que implica un mayor consumo del sustrato. Por lo tanto la biodegradación aerobia es típicamente más rápida que la biodegradación de contaminantes orgánicos en forma anaerobia.

1.4.2 Fases de la biodegradación

Trejo (1999) distingue 4 etapas de la descomposición de los RSU: aerobia, anaerobia no metanogénica, anaerobia metanogénica inestable y anaerobia metanogénica estable; Robles (2008), y Tchobanoglous *et al.* (1994) clasifican las fases de degradación que se presentan dentro de los rellenos sanitarios en las cinco siguientes (Figura 1.15):

- a) Fase aerobia (disposición de los RSU).
- b) Fase fermentativa (cambio progresivo a condiciones de anaerobiosis, caída del potencial REDOX).
- c) Fase ácida (acidogénesis, baja el pH y carga orgánica (CO) de lixiviados elevada).
- d) Fase metanogénica acelerada o inestable (acetogénesis y metanogénesis, sube progresivamente el pH, disminución de la CO de los lixiviados, alta producción de biogás rico en CH_4).
- e) Fase metanogénica estable (Maduración del sitio, estabilización de la MO, caída de la producción de biogás a consecuencia del agotamiento de sustrato).



Fuente: Robles 2008

Figura 1. 15 Esquema de los procesos biológicos dentro de un RESA.

Estos procesos tienen un orden de dependencia (producto → sustrato), pero no necesariamente debe concluirse uno para que inicie el siguiente proceso, es decir, en cuanto haya compuestos hidrolizados, iniciará la fermentación, y conforme se generen productos de ésta, comenzará la acetogénesis y la metanogénesis (Barlaz *et al.*, 1997).

a) Fase aerobia. Los componentes orgánicos de los RSU sufren una degradación microbiana bajo condiciones aerobias porque existe cierta cantidad de aire atrapado en las celdas del RESA. La descomposición continúa siendo aerobia hasta que se agota todo el oxígeno del aire atrapado en el RESA y todo el oxígeno disuelto en la precipitación que absorbió el RESA ha sido utilizado. Los productos de las reacciones aerobias son: calor, CO₂, H₂O. En la práctica, la duración de la fase aerobia es relativamente breve y depende de las condiciones de diseño y de la operación del RESA, incluido el grado de compactación y el contenido de humedad. Los microorganismos activos durante esta fase incluyen: aerobios estrictos y aerobios facultativos. Las temperaturas que se pueden llegar a alcanzar están en el rango de 45 a 55°C (Tchobanoglous *et al.*, 1994; EPA, 1997). La transformación aerobia general de los RSU se describe en la Figura 1.16:



Fuente: Robles 2008.

Figura 1. 16 Transformación aerobia de los RSU.

En esta fase tiene lugar la hidrólisis, que puede definirse como el “fraccionamiento” de macromoléculas como polisacáridos, proteínas y lípidos, en los siguientes compuestos (Barlaz *et al.*, 1997; Gerardi, 2003):

- Polisacáridos en sacáridos solubles: glucosa, galactosa, manosa, fructuosa, ribosa, desoxirribosa, lactosa, maltosa, sucrosa y celobiosa.

- Proteínas en amonio, CO_2 , péptidos y aminoácidos: alanina, glicina, arginina y lisina, entre otros.
- Lípidos en glicerol y ácidos carboxílicos de cadena larga: laurico, mirístico, palmítico, esteárico, linoléico y oleico.

Se sabe que la descomposición anaerobia es más rápida, pero se requiere una proporción adecuada de aire y agua dentro de los RSU, para favorecer la descomposición, se recomienda que el espesor de la capa superior no sea mayor a 2 m, que los RSU no estén demasiado compactados, que la capa de material sea porosa y que los taludes no sean excesivos (Trejo, 1999).

- b) Fase Fermentativa. Esta fase se caracteriza por el paulatino descenso de las condiciones aerobias, hasta su completa desaparición, comenzando la etapa anaerobia. Mientras el RESA se convierte en anaerobio, el nitrato (NO_3) y el sulfato (SO_4), que pueden servir como receptores de electrones en reacciones de conversión biológica (el oxígeno desaparece del metabolismo respiratorio, siendo sustituido por compuestos inorgánicos oxidados, como el nitrito y el sulfito, los cuales son sometidos a un potencial de oxidación-reducción, a menudo se reducen a gas nitrógeno (N_2) y sulfuro de hidrógeno (H_2S) (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

Mientras sigue bajando el potencial de óxido/reducción, los microorganismos encargados de la descomposición de la MO comienzan un proceso que se resume en la conversión del material orgánico complejo en ácidos orgánicos, amonio, CO_2 , H_2 , alcoholes (etanol, propanol y butanol) y ácidos carboxílicos (ácidos grasos volátiles, AOV) de cadena corta: fórmico, acetato, propionato, n- e isobutirato, y n-e valérico. También es posible que se produzcan acetona, butanona, formaldehído, acetaldehído, butiraldehído, y ácido láctico, caproico y heptanoico. Las bacterias fermentativas pueden ser aerobias y anaerobias, entre las principales anaerobias están *Acetovibrio celluliticus* y *Clostridium*

thermocellum. En la tabla 1.5 se listan algunas bacterias fermentativas (Gerardi, 2003).

Tabla 1. 5 Algunas bacterias fermentativas

FERMENTADORAS DE MONOSACARIDOS	FERMENTADORAS DE AMINOACIDOS
Gêneros:	
<i>Clostridium</i>	<i>Clostridium propionicum</i>
<i>Enterobacter</i>	<i>Clostridium spp.</i>
<i>Escherichia</i>	<i>Clostridium tetanomorphium</i>
<i>Lactobasillus</i>	<i>Clostridium sticklandii</i>
<i>Streptococcus</i>	<i>Streptococcus spp.</i>
<i>Propionibacterium</i>	<i>Peptostreptococcus micros</i>

Fuente: Gerardi, 2003.

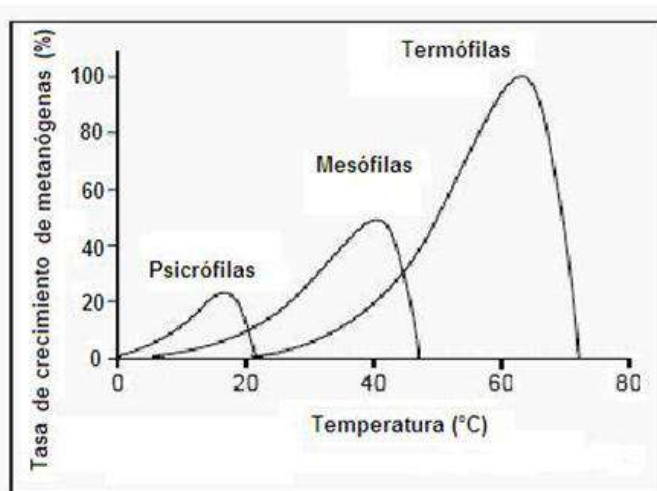
En esta fase el pH del lixiviado, comienza a caer debido a la presencia de AGV (también llamados ácidos orgánicos volátiles, AOV) y al efecto de las elevadas concentraciones de CO₂ dentro del RESA, por lo que debe vigilarse que no llegue a niveles inhibitorios, de lo contrario la fermentación se convierte en el paso limitante para la metanogénesis (Benbelkacem *et al.*, 2010).

- c) Fase Ácida. En esta etapa de digestión anaerobia se acelera la actividad microbiana iniciada en la fase de transición (fermentativa), con una producción significativa de AOV's y pequeñas cantidades de H₂. Los microorganismos implicados principalmente son bacterias anaerobias facultativas y estrictas, que se identifican colectivamente como acidogénicas. Estos microorganismos convierten los compuestos resultantes de la hidrólisis, en compuestos intermedios de bajo peso molecular, como son el ácido acético, pequeñas concentraciones de ácido fólvico y otros ácidos más complejos.

La presencia de AOV's y altas concentraciones de CO₂, provoca que los valores de pH en los lixiviados sean tan bajos como 4, consecuentemente estos pH bajos,

facilitan la disolución de algunos constituyentes inorgánicos, principalmente metales pesados. Debido a la disolución de AGV's en el lixiviado, la DBO, DQO y conductividad se incrementan significativamente en esta fase (Barlaz *et al.*, 1990).

- d) Fase metanogénica acelerada. Aquí interviene otro grupo de microorganismos, los llamados metanogénicos (anaerobios estrictos), se caracteriza por la conversión del ácido acético y el gas de hidrógeno, producidos por los formadores de ácidos en la fase ácida, en CH_4 y CO_2 . Las bacterias metanogénicas (BM) crecen en los rangos de pH de 5.5 a 8.0, sin embargo reportan su mejor actividad es entre 6.8 a 7.7. Existen BM psicrófilas (5 a 25 °C), mesófilas (26 a 35 °C), termófilas (36 a 60 °C), y hipertermófilas (61 a > 65 °C), (Figura 1.17). Su mejor producción de CH_4 es de 30 a 40 °C (Barlaz *et al.*, 1989; Saunders *et al.*, 2003).



Fuente: Saunders *et al.*, 2003

Figura 1. 17 Relación entre tasa de crecimiento y temperatura para tres grupos metanogénicos.

En RSU se han aislado BM como: *Methanobacterium sp.*, *Methanosarcina barkeri*, *Methanococcus sp.*, *Methanocorpusculum labreanum*, *Methanococcus jannaschii*, *Methanobacterium espanolae* y *Methanosaeta concilii*. En lixiviados se han encontrado: *Methanoculleus bourgense*, *Methanobacterium formicicum*,

Methanosarcina barkeri, *Methanosphaera stadtmanae* y *Methanobrevibacter ruminantium* (Carrillo, 2003; Traversi *et al.*, 2011).

Debido a la transformación de los ácidos y el gas de hidrógeno en CH_4 y CO_2 , el pH de la fase líquida subirá a valores más neutros, en el rango de 6.8 a 8.0, reduciendo las concentraciones de DBO_5 y DQO, así como el valor de conductividad del líquido. Con este incremento de pH, disminuye la concentración de constituyentes inorgánicos en la disolución y, como resultado, la concentración de metales pesados presentes en el líquido también se reducirá. Durante esta fase la DBO_5/DQO disminuye generalmente a un valor de 0.1 (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

- e) Fase metanogénica estable. También llamada fase de maduración, es mucho menos activa en cuanto a la generación de gases se refiere, viene caracterizada por una disminución de la humedad y la conversión de los materiales biodegradables que anteriormente no estaban disponibles. La velocidad de generación del gas de vertedero disminuye significativamente, porque la mayoría de los nutrientes disponibles se han diluido en el medio líquido durante las fases anteriores, y los sustratos que quedan en el medio sólido son de una degradación lenta. Los lixiviados a menudo contienen ácidos húmico y fúlvico, que son difíciles de degradar biológicamente (Robles, 2008).

1.5 BIODEGRADACIÓN ACELERADA Y CASOS DE ESTUDIO

La degradación de los RSU en un RESA y su estabilización, depende de los microorganismos que convierten las macromoléculas de la MO en CH_4 , los cuales están presentes en cantidades diferentes en los RSU frescos y el suelo (Qian y Barlaz, 1996). La actividad de los microorganismos, especialmente la coordinación entre bacterias hidrolíticas, fermentativas, acetogénicas y metanogénicas, depende de los microambientes (Carrillo, 2003; Madigan *et al.*, 2004). En los microambientes

se pueden identificar factores ambientales y operacionales. En los factores ambientales se tienen la composición de los RSU (constituyentes orgánicos e inorgánicos) y el clima (temperatura, lluvia y radiación solar); y en los factores operacionales se incluye, la compactación (tamaño de partícula y densidad), el material de cobertura (características del suelo y altura), y la humidificación (contenida inicialmente y adicionada), entre otros (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

En un principio se le considero al RESA solo como una instalación, que confina en forma segura y eficiente sus principales agentes impactantes (biogás y lixiviados), sin embargo estos agentes provocan serios daños al medio ambiente y es necesario tratarlos y/o usarlos, por lo que es necesario que evolucionen; en la actualidad desde el punto de vista de la sustentabilidad se le concibe como un reactor biológico gigante, el cual debe contar con instalaciones adecuadas para monitorear (Kelly *et al.*, 2006), captar, tratar (Nedwell y Reynolds, 1996) y aprovechar el biogás y los lixiviados generados (Griffith y Trois, 2006; Rodríguez *et al.*, 2004). La USEPA (*United States Environmental Protection Agency*) National Emissions Standards for Hazardous Air Pollutants define al RESA-biorreactor (Bioreactor-Landfill) como aquel sistema en el que sus líquidos son adicionados a una masa de desechos para alcanzar un mínimo de 40 % de humedad en peso en condiciones anaeróbicas. La SWANA (The Solid Waste Association of North America, lo define como un RESA donde las condiciones de líquido y gas son activamente manejadas en orden para acelerar o mejorar la bioestabilización de los RSU.

Varios países como Alemania, el Reino Unido, Canadá, Estados Unidos, Brasil y España, entre otros, han realizado estudios para acelerar la aparición de la fase metanogénica y así reducir los tiempos de estabilización de los RSU en sus RESA (Nguyena *et al.*, 2007; Reinhart *et al.*, 2002).

Se han realizado múltiples estudios para conocer los factores que inciden en la biodegradación y su impacto en la metanización de los RSU, entre los cuales se

tienen: la presencia o ausencia de oxígeno e hidrógeno (Borglin *et al.*, 2004; Wilshusen *et al.*, 2004), la temperatura (Qdais *et al.*, 2008; Rajasekaran *et al.*, 1986), la edad de los RSU (Wang *et al.*, 1994), la capacidad de campo (Cc) (Orta de Velázquez *et al.*, 2003), la compresibilidad (Hossain *et al.*, 2003), la compactación (Orta de Velázquez *et al.*, 2003; Sandip *et al.*, 2012), la conductividad hidráulica (Hossain *et al.*, 2012) y la alcalinidad y el pH del sistema (Bergman *et al.*, 2000; Bernard y Merlin, 1995). Con respecto a la alcalinidad y el pH, el material de cobertura (generalmente suelo de la localidad donde se encuentra el sitio de disposición, o bien RSU de la industria de la construcción y demolición) juegan un papel clave como mecanismo de atenuación de contaminantes, además, es un agente con propiedades buffer y con la capacidad de intercambiar cationes (Márquez-Benavides y Watson-Craik, 2003; Palma *et al.*, 2001); por lo que la consideración de las propiedades de los materiales de cobertura y de las poblaciones microbianas inherentes en él, son necesarias para tener una perspectiva completa del funcionamiento de un RESA (O'Flaherty *et al.*, 1999).

Además de los factores antes mencionados, en la tasa de producción de CH₄ también se debe considerar el contenido de humedad intrínseco de la celda (RSU y suelo), el flujo de humedad, el tamaño de partícula, la adición de inóculos y concentración de nutrientes. De acuerdo Barlaz *et al.* (1997) los factores más críticos a controlar son pH y contenido de humedad.

La idea de mejorar la descomposición en los RSU mediante la adición de agua y/o recirculando lixiviados, de acuerdo a Hossain *et al.* (2003), fue propuesta por Pohland F. G. hace más de 30 años, sin embargo el interés de su aplicación a escala campo se desarrolló a finales de los 90's. Un parámetro a considerar en la recirculación de lixiviados es la conductividad hidráulica que es la propiedad de los materiales a permitir el paso de cualquier fluido a través de los espacios de sus poros, la cual se ve afectada por la densidad de compactación, tamaño de partícula, porosidad, tipo de material, grado de saturación, etapa de descomposición, y la

profundidad del RESA (Hossain y Haque, 2012). Algunas de las ventajas de la recirculación de lixiviados en un RESA son: (Barlaz *et al.*, 1990; Pohland y Kim, 1999):

- a) Asentamiento de la celda antes de colocar la cubierta final, con lo que disminuye el riesgo de daño de dicha cubierta final.
- b) Incremento de la densidad efectiva de los RSU y por tanto, de la capacidad del RESA.
- c) Tratamiento “in situ” de los lixiviados generados.
- d) Incremento de las tasas de producción de CH_4 , lo que puede hacer más favorable la recuperación de energía.
- e) Aceleramiento de la biodegradación de los RSU, lo cual puede acortar el periodo de monitoreo postclausura y reducir los costos globales del RESA.

El presente trabajo se enfoca a acelerar la estabilización de los RSU, manipulando el contenido de humedad de éstos con la recirculación de sus lixiviados, algunas de las investigaciones realizadas sobre este tópico son:

- a) Klink y Ham (1982) estudiaron el efecto del movimiento de la humedad en la producción de CH_4 de muestras de RSU de RESA. Observaron que el flujo de humedad a través de los RSU afectaba la producción de CH_4 . Reportaron que el flujo de la humedad en el lecho de RSU, incrementó la proporción de CH_4 producido del 25 a 50 % con relación a los RSU con los mismos contenidos de humedad pero sin flujo. Esto se atribuyó a una distribución más uniforme de los nutrientes precursores de la metanogénesis y al mejoramiento del pH.
- b) Chugh *et al.* (1998) estudiaron los efectos en la degradación de los RSU con la recirculación de lixiviados a tres tasas, 30%V, 10%V y 2%V, encontrando que a mayor humedad (30%V) se acelera la aparición de la fase metanogénica, y existe una mayor generación de biogás, que podría deberse a que el incremento en la

humedad permite una mejor distribución de los nutrientes, incrementa el lavado y dilución de los productos inhibidores de un proceso aerobio, y mantiene las condiciones favorables en el lecho de los RSU. Los resultados de su experimento muestran que el flujo de la humedad produjo una dilución mayor de la DQO disminuyendo más rápido a mayor volumen de humedad, mismo comportamiento muestran los AOV los cuales disminuyeron mucho más rápido en los biorreactores a los que se les inyectó el 30%V y 10%V.

- c) Palma *et al.* (2001) estudiaron los tiempos de estabilización de RSU en vertederos experimentales a dos escalas con la misma compactación de 500 kg/m^3 . Se operaron dos biorreactores de fibra de vidrio (0.8 m de diámetro y 2.4 m de altura) con 500 kg de RSU de Valparaíso y Viña del Mar, y un RESA tipo trinchera con 1440 toneladas de RSU provenientes de Valparaíso, conformado en dos celdas de 2.6 m de espesor y $15 \times 10 \text{ m}$, separadas por una capa de suelo arcilloso de 20 cm. Tanto al vertedero como a un lisímetro se les recirculó sus lixiviados tratados en un digestor anaerobio alterno, mientras que el otro lisímetro se dejó como patrón, y se utilizaron las mediciones de biogás generado y los asentamientos como indicadores de la degradación de los RSU. Mencionan que no se registró generación significativa de biogás en el RESA y en el lisímetro con recirculación hubo una mayor generación, además que los asentamientos son diferentes en las escalas utilizadas (400 días de operación). Concluyen que la recirculación de lixiviados tratados provocó un aumento efectivo en los asentamientos de un RESA, pero que la causa del incremento en los asentamientos no parece estar en un aumento de la actividad biológica, sino con fenómenos de colapso por cambios a nivel estructural del RESA.
- d) Sponza y Agdag. (2004) realizaron un estudio a escala laboratorio para observar los efectos de la tasa de recirculación de los lixiviados en el tratamiento anaeróbico, para lo cual montaron 3 biorreactores a escala laboratorio, de los cuales a uno no se le aplicó recirculación de lixiviados, a otro se le recirculó 9 l/día

(13%) y al tercero 21 l/día (30%), encontrando que el reactor con 9 l/día, fue el mejor en términos de disminución de materia orgánica, carbono, eficiencia y la cantidad de volumen de residuos eliminado.

- e) Sinan *et al.* (2007) estudiaron el efecto de la recirculación de lixiviados en la degradación aeróbica y anaeróbica de RSU en 4 reactores a escala laboratorio (20 cm de diámetro y 200 cm de altura). Las condiciones de operación fueron: anaeróbicamente con recirculación (AN1), anaeróbicamente sin recirculación (AN2), aireación con recirculación (A1) y aeración sin recirculación (A2). Los parámetros determinados en los lixiviados fueron: pH, alcalinidad, STD (sólidos totales disueltos), conductividad, ORP (potencial de óxido reducción), Cloro (Cl^-), DQO, así como nitrógeno amoniacal y nitrógeno total (NT). Los RSU se obtuvieron del RESA de Odayeri, Estambul, Turkia. Los RSU se cargaron a 500 kg/m^3 , previa caracterización. Se recircularon en total 29.4 L de lixiviados a A1 y 35 L a AN1 mediante bombas peristálticas. Concluyeron que la aeración con recirculación fue la mejor para remover la MO y el amonio, además que la recirculación de lixiviados fue más efectiva en la condición anaeróbica que aeróbica. Este trabajo no brinda información sobre la composición inicial y final de los RSU en los 4 reactores, además no queda claro los volúmenes y la frecuencia de las recirculaciones.
- f) Abu Qdais H. A. y Alsheraideh A. A. (2008) realizaron un experimento cuyo objetivo fue analizar la cinética de degradación de los residuos sólidos urbanos y para evaluar el efecto de diferentes niveles de contenido de humedad y la temperatura en el proceso de degradación, para lo cual prepararon 5 biorreactores escala laboratorio cargados con residuos de comida y papel en una relación 8:1; durante los primeros cuatro meses no les adicionaron nada para permitir su degradación natural, los cinco meses posteriores al lisímetro 1 y 2 les recircularon lixiviados sin control de temperatura, y al lisímetro 3 y 4 les controlaron la temperatura bajo condiciones mesófilas (3) y termófilas (4) sin recirculación de

lixiviados, y el lisímetro 5 fue el control. Encontrando que las condiciones mesófilas son óptimas para mejorar la biodegradación de residuos sólidos y que las condiciones termófilas desaceleran el proceso, alcanzando el valor máximo de degradación bajo una temperatura de 38°C y un contenido de humedad del 65%.

- g) Hernández-Berriel *et al.* (2008) realizaron un estudio en el Sitio de disposición final “El Socavón” ubicado en el estado de México cuyo objetivo fue determinar la degradación anaeróbica de los (RSU), simulando la adición de agua debido a la lluvia, bajo dos regímenes diferentes de contenido de humedad (70% y 80% de humedad). El estudio se llevó a cabo utilizando biorreactores en laboratorio y escala piloto. La variación de la MO y el pH fue seguido en la matriz sólida de los RSM. El lixiviado producido se utilizó para estimar la Cc de los RSM y para determinar el pH, COD, BOD y metales pesados. El balance de agua mostro que los contenidos de humedad de 70% y el 80% se mantiene sólo durante unos pocos días después de la adición inicial de agua y, al final del experimento el contenido de humedad de cada régimen fue 61% y 65%, respectivamente. El DBO / DQO se encontró que era 0,68 para ambos regímenes de humedad. Bajo estas condiciones operativas es probable que la degradación sea baja a moderada, siendo la tasa de producción de CH₄ mayor en los biorreactores de 70%V.
- h) Abbas *et al.* (2009) realizaron una revisión del estado del arte en el tratamiento de lixiviados y proporciona una evaluación comparativa de varios tratamientos. Mencionan que hay muchos factores que afectan la calidad de lixiviados, como lo son la edad, las precipitaciones, la variación del clima estacional, el tipo de residuos y composición. En particular, la composición de los lixiviados varía mucho dependiendo de la edad del relleno. Clasifican en tres tipos a los lixiviados producidos en los RESA, en jóvenes, medianos y viejos (Tabla 1.6).

Tabla 1. 6 Clasificación de los lixiviados

	JÓVENES	MEDIANOS	VIEJOS
Edad (años)	<1	1-5	>5
pH	<6.5	6.5-7.5	>7.5
COD (g/L)	>15	3-15	<3
BOD ₅ /COD	0.5-1	0.1-0.5	<0.1
NH ₃ -N (mg/L)	<400	400	>400
Metales pesados (mg/L)	>2	<2	<2
Compuestos orgánicos	80% AOV	5-30% AOV+ AH+AF	AH+AF

AOV=Ácidos orgánicos volátiles; AH=Ácidos húmicos; AF=Ácidos Fulvicos

Fuente: Abbas *et al.*, (2009)

La recirculación de lixiviados ayuda a su estabilización en un menor tiempo reduciendo la DQO y DBO pero aumentando las concentraciones de amoníaco. El lixiviado de reciclaje no sólo mejora la calidad de los lixiviados, sino que también acorta el tiempo necesario para la estabilización de los RESA de varias décadas a 2-3 años. Sin embargo las altas tasas de recirculación pueden afectar negativamente la degradación anaeróbica de los desechos sólidos Ledakowicz y Kaczorek (2004) observaron que la recirculación de lixiviados puede conducir a la inhibición de la metanogénesis ya que puede causar altas concentraciones de ácidos orgánicos (pH < 5) que son tóxicos para el metanogenos. Por otra parte, si el volumen de los lixiviados recirculado es muy alta, problemas tales como la saturación, condiciones de represamiento y ácidas pueden ocurrir.

- i) Benbelkacem *et al.* (2010) investigaron el efecto de los modos de inyección de lixiviados sobre la digestión anaerobia y producción de biogás a partir de los RSU. Para lo cual montaron 3 biorreactores a escala piloto A1, A2 y A3 con un promedio de 412kg residuos húmedos; al primero lo saturaron con 390 L de lixiviados siendo la única inyección realizada; al A2 le recircularon 8 L/día y al A3 2 L/día. Los biorreactores fueron monitoreados por un tiempo de 200 días, encontrando que el primer biorreactor en producir biogás fue el A2, siendo este mismo el que mayor generación obtuvo, con lo que concluyeron que la percolación de los lixiviados

mejora la distribución de sustratos y nutrientes dentro de la cama de residuos, acelerando la biodegradación.

- j) Hernández-Berriel (2010) realizó un estudio con RSU del RESA de Pátzcuaro Michoacán a diferentes tasas de recirculación de lixiviados cuyo objetivo fue determinar el intervalo de volumen de lixiviado a recircular (%V) para obtener la mayor generación de CH_4 . La producción de CH_4 a las tasas de 15 y 30 %V (50 y 60 %Hbh) se estableció 2 semanas después que en las otras tasas, sin embargo, en términos de la mayor generación de CH_4 por litro de lixiviado recirculado, el intervalo de 30-40 %V fue el apropiado.
- k) Schiappacasse *et al.* (2010) estudiaron a escala pre-piloto dos RESA (E1) con 0,5 ton cada uno; uno con recirculación de lixiviados tratados en un digestor anaeróbico y el otro con recirculación de los lixiviados no tratados, ambos durante 650 días. Las dimensiones de los RESA pre-piloto fueron de 0,8 m de diámetro, 2,4 m de altura, llenados con MSW sintética, formulado de acuerdo con la composición típica de los RSM de la ciudad de Valparaíso (Chile), y compactados a una densidad final de $0,5 \text{ ton} / \text{m}^3$, colocando una cubierta final de 20 cm compuesta de arcilla. También realizaron el experimento a escala piloto en un RESA (E2) ubicado en la ciudad de Valparaíso con 1440 ton, cuyas dimensiones eran de 14,9 m de longitud, 10 m de ancho y 6 m de profundidad, con una barrera final de arcilla de 30 cm en un periodo de 640 días., hubo dos periodos, el A con la recirculación de lixiviados tratados, y el B un período intermedio de 143 días sin recirculación de lixiviados debido a la falta de generación de los mismos atribuible a la falta de lluvia en dicho período; En este caso, los lixiviados que se recircularon se trataron en filtros anaerobios. De acuerdo con los resultados obtenidos en los dos RESA pre-piloto, hubo mayores asentamientos en los primeros 105 días de operación, alcanzando, en este período, un ajuste del 23,5%, para el relleno con recirculación de lixiviados tratados y 6,5% para el relleno con recirculación de lixiviados no tratados. Al final del período de operación del relleno con

recirculación de lixiviado tratado alcanzó el 29% asentamiento (690 días), mientras el relleno con recirculación de lixiviados no tratados obtuvo un valor de sólo 14% (630 días). En el RESA a escala piloto los resultados obtenidos mostraron que con la recirculación de los lixiviados la velocidad media de sedimentación se duplicó en comparación con el período de no recirculación. Concluyeron que la recirculación de los lixiviados tratados anaerobiamente disminuyen el tiempo de estabilización de los RSU y se da un mayor nivel de biodegradación de la matriz orgánica de la RSU.

- l) Behera S. K. *et al.* (2010) realizaron un estudio en Korea para aprovechar los lixiviados generados por los residuos de comida en las plantas de tratamiento de estos, dado que desde el 2005 en dicho país está prohibido depositar estos en los RESA, y actualmente estos son vertidos al océano. Para ello montaron 5 biorreactores a escala laboratorio a los cuales se adiciono en diferentes proporciones lodos de una planta de tratamiento de aguas residuales como inculó, con el objetivo de encontrar la mayor producción de metano. Encontrando que a mayor cantidad de inculó mayor generación de metano.

- m) Flores-González (2011) trabajo con RSU de Guanajuato, el objetivo de su investigación fue conocer el efecto que tiene sobre la fracción orgánica de RSU la recirculación de lixiviados con alta CO (36 a 40 g/L), bajo condiciones anaerobias a tres diferentes temperaturas del régimen mesofílico: 20°C, 30 y 40°C. La fase metanogénica acelerada la alcanzó en tan solo 21 días para los reactores a temperaturas de 30 y 40°C y se mantuvo en incremento hasta el día 70 alcanzando un contenido de CH₄ de 100%. Al trabajar a temperaturas alejadas de la óptima para el régimen mesofílico (35°C), existe una diferencia en el tratamiento biológico de los lixiviados de alta CO (40g/L), siendo la recirculación de lixiviados un tratamiento poco efectivo para estos; por otro lado, encontró que la recirculación de lixiviados de alta CO es un procedimiento que ofrece ventajas en cuanto a la generación de CH₄, al mejorar las condiciones de la biometanización

(distribución de nutrientes y de humedad). Los que presentaron un mayor índice en cuanto a la estabilización y asentamiento de los RSU fueron los reactores a 40°C, con una remoción de SVT (%) de casi el 14% y un asentamiento del 50%.

- n) Rout y Sharma (2010) realizaron un estudio para determinar el impacto de la recirculación de lixiviados en la estabilización de los residuos sólidos municipales. El estudio se llevó a cabo a temperatura ambiente durante 16 semanas, mediante el uso de dos biorreactores a escala laboratorio que contenían aproximadamente 10kg, con una composición de 47.65% residuos de comida, 19.82% papel, 12.25% madera, 11.18 textiles, 4.4% cuero, 2.5% residuos de jardín, y 2.2% suelo. El primer biorreactor R1 se operó sin recirculación de lixiviados y se compactó con 100% de los RSU y al segundo biorreactor R2 se le recircularon lixiviados con una velocidad de 4ml/min y se compactó con un 25% de estiércol de vaca + 75% de los RSU en peso. Mostrando una reducción del 89,93 % en la DQO de los lixiviados del R2, teniendo este una mejora en todos los parámetros, concluyendo que la recirculación de lixiviados es una prometedora estrategia para acelerar la degradación, sin embargo deja abierto el realizar estudios adicionales necesarios para determinar las condiciones operativas óptimas de tasa y frecuencia de recirculación.
- o) Sandip *et al.* (2012) realizaron un estudio cuyo objetivo fue investigar el proceso para aumentar la tasa de producción de CH₄ y reducir el tiempo de estabilización de los RSU mixtos y compostables, controlando diferentes parámetros operacionales. Los parámetros que consideraron fueron: aireación con la adición de cultivo microbiano aeróbico, mezcla de grava, adición de lodos, cobertura del suelo intermedio y la variación en los lixiviados a diferentes velocidades de recirculación, en biorreactores anaeróbico. Los resultados mostraron que todos estos parámetros benefician la estabilización de RSU y mejoran un 25% la producción de CH₄.

- p) Zhou *et al.* (2012) estudiaron la optimización de la degradación de los RSU y la generación de biogás mediante la auto-recirculación de lixiviados en RESA biorreactor tradicional (ASBRL) y un nuevo método de relleno biorreactor por lotes (IASBRL). El experimento consistió en armar con PVC, 3 biorreactores de 94.2 cm por 101.0 cm, en el B1 y B2 se colocaron dos capas de RSU frescos compactados, en el B3 en la parte inferior una capa de RSU semi-estabilizados y en la parte superior residuos frescos. Se realiza la recirculación de lixiviados a B1 y B3 cada 15 días, durante 375 días que dura la experimentación. El rango adecuado de pH es de 5.0 a 6.5 para no metanógenos, y 6.6 a 7.5 para metanógenos; Los resultados obtenidos mostraron que el B3 tuvo un mayor asentamiento, una tasa de degradación más alta y generó más biogás. Todo esto indica que la propuesta del IASBRL mejora el proceso de estabilización de un RESA.
- q) Fitzke *et al.* (2013) realizaron una revisión de los tratamientos para lixiviados utilizados en los últimos 25 años en Europa, Asia y el Norte de África. Agrupan las tecnologías de acuerdo a los requisitos de salida y la carga contaminante de entrada, destacando las principales ventajas y desventajas de cada tecnología. Proporcionan parámetros fisicoquímicos de los lixiviados en las diferentes etapas de degradación de los RSU y la composición de los lixiviados, así como los parámetros de descarga en los diferentes países y los rangos de DQO de diferentes regiones.
- r) Uke M. N. y Stentiford E. (2013) realizaron un estudio de los reactores de lecho con recirculación de lixiviados (LBRS) con el objetivo de encontrar si el bajo rendimiento se puede deber a la recirculación unidireccional (descendente), para lo cual montaron 3 reactores cada uno con diferente estrategia de reciclaje de lixiviados y agua. En el reactor D, además de agua y reciclaje de lixiviados (15 min / día a 400 ml / min) fue de arriba a abajo a lo largo el experimento y esto sirvió como control. En el reactor M, cerca de tres cuartos (76,6 %) del volumen de agua

añadida estaba en flujo descendente, mientras que el 23,4% estaba en la dirección de flujo ascendente; sin embargo el reciclaje del lixiviado se llevó a cabo en direcciones alternas a 15 min / día (7,5 min por dirección a 400 ml/min). En el reactor de U, 54,3% del volumen total de agua añadida fue de flujo descendente y 45.7 % ascendente, y el reciclaje de los lixiviados (15 min / día a 400 ml /min) fue en la dirección de flujo ascendente. El experimento duro aproximadamente 30 días durante los cuales el mayor pH de los lixiviados drenados fue 5, por lo cual no hubo CH₄ en el biogás producido, alcanzando el mayor volumen de producción el reactor U en el día 22 con 7000ml; este fue el reactor que tuvo una mayor transmisión de los lixiviados , las tasas más altas solubilización en la DQO y ofreció la perspectiva de un menor tiempo de digestión con valores de ST de 43,2% contra 41,5 % del reactor M y 44,1 % para el reactor D.

2. PARTE EXPERIMENTAL

La metodología a seguir para determinar la biodegradación de los RSU con la recirculación de lixiviados a dos tasas y dos frecuencias se presenta en la Figura 2.1 y cada una de las actividades se describen en los siguientes apartados.

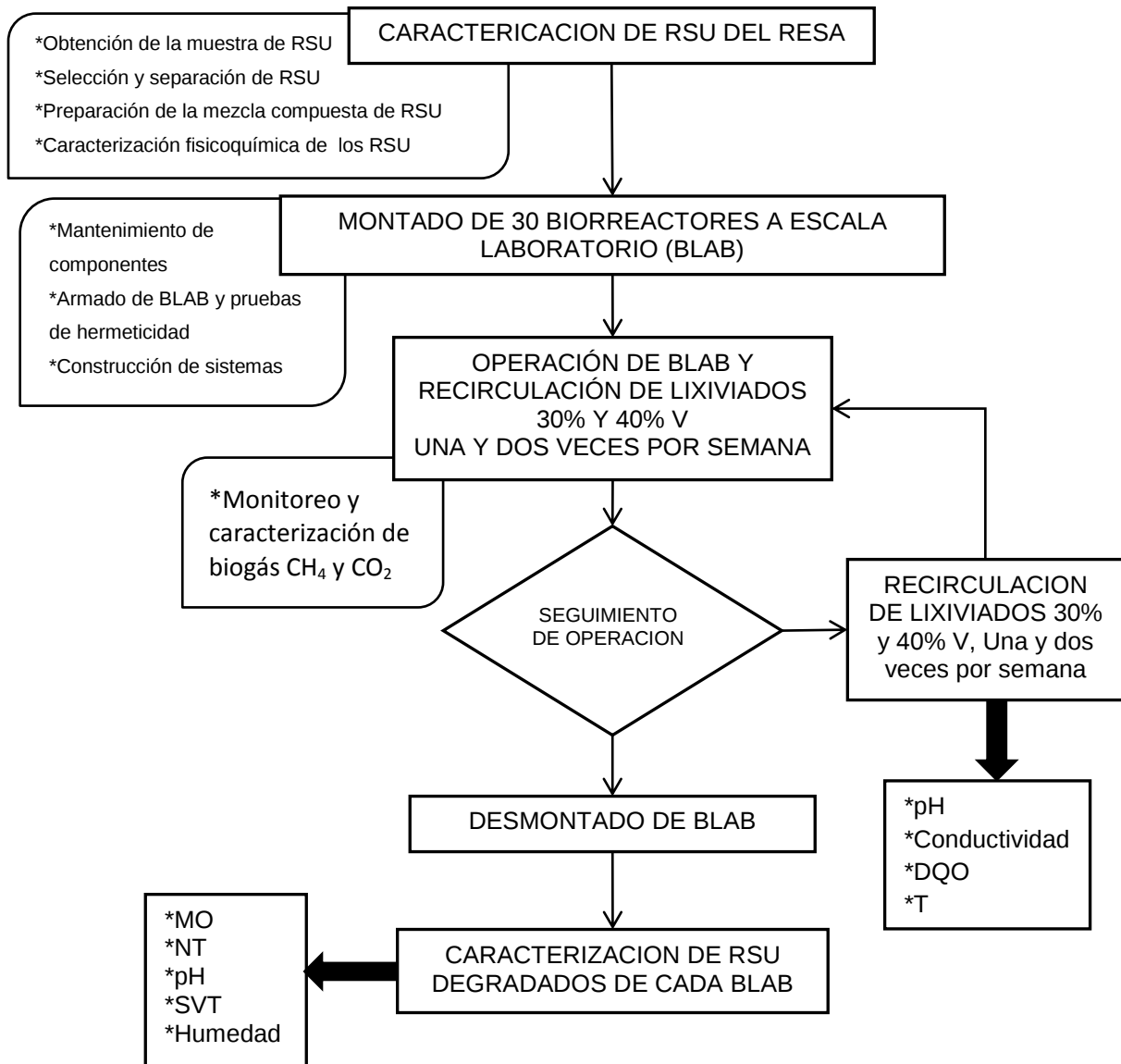


Figura 2. 1 Diagrama de flujo del método

2.1 CARACTERIZACIÓN DE RSU Y PREPARACIÓN DE SUBPRODUCTOS

El presente estudio se realizó con RSU dispuestos en el RESA de Zinacantepec, ubicado en San Luis Mextepec, Estado de México. El método que se siguió para la caracterización se describe a continuación:

- a) Muestreo. La celda se dividió imaginariamente en cuatro partes, tomando aproximadamente 200 kg de cada cuadrante y del centro; posteriormente se depositaron en un área limpia para realizar el método de cuarteo conforme a la norma NMX-AA-015-1985 (SEMARNAT, 2014c).

El método del cuarteo consiste en formar un montículo de RSU traspaleando hasta homogeneizarlos, a continuación, se divide en cuatro partes aproximadamente iguales A, B, C y D, como se muestra en la Figura 2.2, se eliminan las partes opuestas A y C o B y D, de acuerdo con lo descrito en la norma y se repite la operación hasta dejar una muestra de 50 kg.

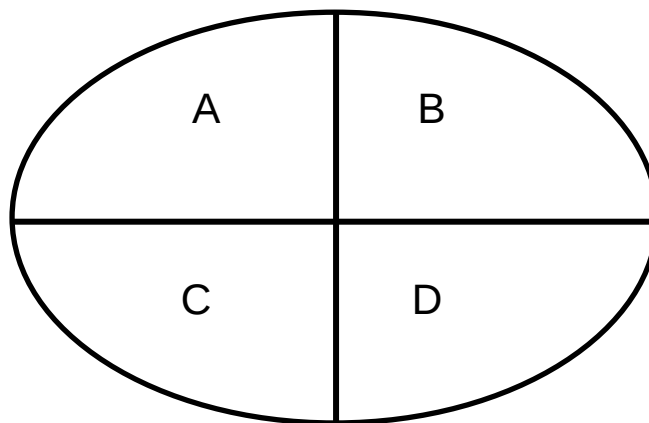


Figura 2. 2 Método del cuarteo.

- b) Caracterización de los RSU. De la muestra final de RSU se clasificaron los subproductos conforme a la norma NMX-AA-022-1985 (SEMARNAT, 2014c) y una vez clasificados se pesaron por separado en bolsas previamente identificadas para determinar la composición porcentual.

- c) Preparación de subproductos de RSU. Cada subproducto se fraccionó a un tamaño aproximado de 1cm^2 , utilizando tijeras, excepto los materiales de Cerámica, Construcción y Vidrio que fueron triturados con martillo y el Metal y Madera para los cuales se utilizó una cortadora tipo guillotina.

Para determinar el peso requerido de cada subproducto para el cargado de los BLAB se consideró una densidad de compactación de 800 kg/m^3 y un volumen del cuerpo del BLAB de 412.2 ml , siendo la cantidad total de RSU cargados en cada uno de ellos de 329.79 g . Posteriormente de acuerdo al porcentaje de la caracterización se obtuvo el peso de cada subproducto y una vez fraccionados se realizó el pesado de cada uno de ellos.

2.2 PUESTA A PUNTO DE BIORREACTORES

Los BLAB tienen como fin simular a escala laboratorio la operación de una parte de la celda del RESA en estudio. Para realizar la presente investigación se requirieron 30 BLAB con una capacidad de 412.2 ml contruidos con PVC C-40 por Hernández-Berriel (2010), formados por un domo para colectar el biogás generado y un fondo para la descarga de lixiviados, unidos a un cuerpo (donde se colocan los RSU) por empaques de neopreno, bridas y tornillos; a los cuales se les debió de revisar para garantizar su operación anaeróbica. Las actividades a realizar para la puesta a punto de los BLAB fueron:

- a) Mantenimiento de componentes. Se realizó la selección y limpieza de cada uno de los componentes necesarios para armar un BLAB. Se detectaron las piezas dañadas y se hicieron las reparaciones correspondientes.
- b) Armado de BLAB y pruebas de hermeticidad. Se armaron 30 BLAB y realizaron pruebas neumáticas de hermeticidad para asegurar que no existieran fugas, en caso de encontrar alguna salida de aire, se desarmó y reparó la pieza o parte

dañada. Posteriormente se realizó nuevamente la prueba, hasta asegurar cero fugas y por ende un ambiente anaerobio.

- c) Armado de sistemas de medición de biogás. Se armó un sistema de medición de biogás para monitorear su producción, el cual se colocó en la parte superior del BLAB. Este sistema consiste en dos frascos de vidrio graduados y unidos mediante mangueras de látex. A un frasco se le colocó salmuera satura de cloruro de sodio (NaCl) y fue conectado al domo del BLAB, donde el biogás producido desplazó la salmuera saturada al frasco contiguo (Figura 2.3).



Figura 2. 3 Sistema de biogás.

- d) Instalación del sistema de recirculación de lixiviados. En la parte inferior del BLAB se conectó mediante mangueras de látex un frasco previamente graduado que fungió como depósito de lixiviados. Para realizar la recirculación de lixiviados se usaron bombas peristálticas, las cuales se fijaron a un flujo específico, para tener una inyección constante.
- e) Cargado de BLAB. Con los subproductos fraccionados y pesados se realizaron 30 mezclas compuestas de RSU, se destaparon los BLAB por el domo y se introdujeron los RSU, realizando la compactación necesaria para cargar toda la

mezcla. Posteriormente se cerraron y realizaron pruebas neumáticas para asegurar la hermeticidad.

2.3 OPERACIÓN DE LOS BIORREACTORES

Los 30 BLAB se colocaron en un área cerrada del laboratorio de pruebas piloto. Se agruparon seis series de cinco BLAB cada una. El grupo de BLAB a la que no se le recirculó lixiviados se le denominó Blanco “0”, a los BLAB que se les recirculó lixiviados a la tasa de 30 % el volumen de los RSU cargados (%V) una vez por semana se nombraron “1-30”, a los que se les recirculo al 40%V una vez por semana se denominaron “1-40”, al grupo de BLAB a los que se recirculó al 30%V dos veces por semana fueron etiquetados como “2-30” y a los que se recirculó lixiviados al 40%V dos veces por semana se denominaron “2-40”. A los BLAB de cada grupo se agregó un número del 1 al 6 para identificar el número de serie (Tabla 2.1).

Tabla 2. 1 Identificación de los 30 BLAB

Serie	Blanco	Frecuencia: 1 Volumen: 30%V	Frecuencia: 1 Volumen 40%V	Frecuencia: 2 Volumen: 30%V	Frecuencia: 2 Volumen 40%V
1	1-0	1-1-30	1-1-40	1-2-30	1-2-40
2	2-0	2-1-30	2-1-40	2-2-30	2-2-40
3	3-0	3-1-30	3-1-40	3-2-30	3-2-40
4	4-0	4-1-30	4-1-40	4-2-30	4-2-40
5	5-0	5-1-30	5-1-40	5-2-30	5-2-40
6	6-0	6-1-30	6-1-40	6-2-30	6-2-40

La operación de los 30 BLAB se inició inyectando 123.66 ml de lixiviado a los de 30%V y 164.88 ml a los de 40%V. Los lixiviados fueron del mismo sitio en estudio. A los lixiviados generados de cada BLAB se les denominó “lixiviados drenados” (LD). Estos LD se conjuntaron en un depósito limpio para obtener una mezcla de cada grupo (LD1-30, LD1-40, LD2-30, LD2-40) de la cual se obtuvo una muestra para las determinaciones analíticas y el resto fueron mezclados en un depósito que

inicialmente contenía 190 litros de lixiviados, que fungió como la laguna del RESA, en la cual son captados los lixiviados de diferentes celdas. Durante todo el experimento de este depósito fueron tomados los lixiviados para su recirculación a las diferentes tasas y frecuencias establecidas, a éstos se les denominó “lixiviados recirculados” (LR).

Conociendo el volumen promedio de LR y la cantidad promedio de LD de cada grupo de BLAB se obtuvo la cantidad de lixiviado retenido en la matriz de RSU; con estos valores y la ecuación 2.1 reportada por Orta de Velázquez (2003) fue posible calcular las capacidades de campo (Cc).

$$C_c = \frac{\left(\frac{H \cdot PV \cdot V}{100}\right) + (S_i - D_i) \cdot d}{\left[PV \cdot V \cdot \left(1 - \frac{H}{100}\right)\right]} \quad (\text{Ec. 2.1})$$

Donde:

Cs = Capacidad de campo en los RSU (kg de agua/ kg base seca)

H = Porcentaje de humedad relativa

Si = Cantidad de agua introducida en el BLAB (L)

Di = Total de agua drenada (L)

d = Densidad del agua (kg/L)

PV = Densidad en peso de los RSU (kg/L)

V = Volumen del BLAB ocupado por los RSU (L)

El biogás generado por cada BLAB se cuantificó de forma diaria registrando la cantidad de salmuera saturada desplazada, por medio del sistema de medición de biogas, siendo el volúmen de biogás producido el equivalente al volúmen de salmuera desplazada.

Cada una de las series de BLAB se desmontó después de cierto periodo de tiempo de operación (Tabla 2.2), para determinar el grado de degradación de la MO contenida en los RSU a las diferentes condiciones de operación (frecuencia y volumen de recirculación de lixiviados). Al destapar los BLAB primero se les determinó el asentamiento mediante un vernier, midiendo el espacio vacío que pudiera existir entre el filo del cuerpo y la matriz de RSU degradados, posteriormente se sacaron de cada BLAB los RSU para su análisis.

Tabla 2. 2 Operación y desmontado de BLAB.

SERIE	1 - 30%	1 - 40%	2 - 30%	2 - 40%	BLANCO	DESMONTADO DÍAS
1						25
2						53
3						102
4						159
5						214
6						256

2.4 TÉCNICAS ANALÍTICAS

Las técnicas de análisis y cuantificación para dar seguimiento a esta investigación se dividieron para los RSU, lixiviados y biogás.

a) Análisis de RSU. A los RSU iniciales y a los residuos degradados descargados periódicamente se les realizaron las determinaciones fisicoquímicas listadas en la

Tabla 2.3. Para la caracterización fisicoquímica de los RSU iniciales se reconstruyó una muestra compuesta con cada subproducto previamente fraccionado y pesado.

Tabla 2. 3 Parámetros analíticos para RSU.

PARÁMETRO	NORMA/MÉTODO
Contenido de Humedad (%Hbh)	NMX-AA-16-1984 ^a
pH	NMX-AA-25-1984 ^a
SVT (%)	Método 2540G ^b
Materia Orgánica (%)	NTEA-006-SMA-RS-2006 ^c
Nitrógeno Total (NT) (%)	NMX-AA-026-SCFI-2010 ^a
C/N	NMX-AA-067-1985 ^a
Asentamiento de RSU degradados	*****

Fuente: ^aSemarnat, 2014c; ^bAPHA, 2005; ^cPROPAEM, 2014

b) Análisis de lixiviados. Las determinaciones fisicoquímicas listadas en la Tabla 2.4 fueron realizadas a los lixiviados iniciales, a los LD de cada grupo (LD1-30, LD1-40, LD2-30, LD2-40) y a los LR. A los LD de cada BLAB solo se les determinó pH, T y Conductividad eléctrica (CE) al momento de drenarlos y antes de realizar las mezclas de cada grupo. El parámetro de DQO se analizó a todos los LD y a los LD semanalmente las primeras tres semanas y cada 15 días durante el resto del experimento.

Tabla 2. 4 Parámetros analíticos para lixiviados

PARÁMETRO	NORMA/MÉTODO
pH	NMX-AA-008-SCFI-2011 ¹
DQO	Método dicromato, aprobado por la USEPA ²
Temperatura	NMX-AA-008-SCFI-2011 ¹
Conductividad	NMX-AA-093-SCFI-2000

Fuente: ¹SEMARNAT, 2014c; ²HACH 1997

c) Análisis biogás. Para determinar el porcentaje de CH_4 y CO_2 producido de cada BLAB se tomó una muestra de biogás una vez por semana de la válvula de tres vías conectadas a los domos de los BLAB. Para tomar la muestra se usó una jeringa de 5 ml y se almacenó en un vial con 10 ml de salmuera saturada de NaCl con pH 4.0 (Figura 2.4). La cantidad de CH_4 y CO_2 se determinó para cada BLAB una vez por semana mediante cromatografía de gases, utilizando el Cromatografo Trace GC Ultra marca Thermo Electron Corporation, equipado con un detector de Conductividad Térmica (TCD) y una columna capilar TG-BOND Q de 30 m de longitud y 0.32 mm de diámetro interno. El gas de arrastre usado fue Helio (He) con un flujo constante de 30 mL/min y las temperaturas fueron: 33°C en el horno, 200 °C en el inyector y 270 °C en el detector (Figura 2.5).

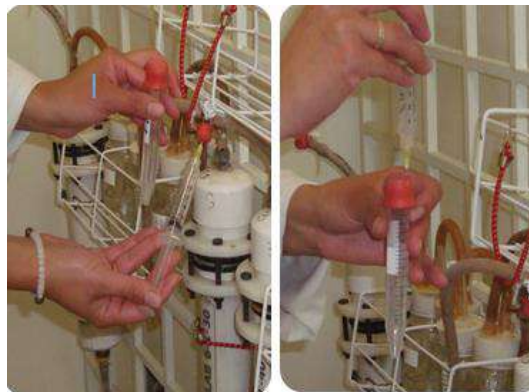


Figura 2. 4 Toma de muestra de biogás



Figura 2. 5 Cromatografo de gases Trace GC Ultra

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la experimentación se armaron 30 BLAB, se llenaron con una mezcla de RSU del RESA de Zinacantepec y se sometieron a recirculación de lixiviados a dos tasas y dos frecuencias, con la finalidad de evaluar el efecto de los diferentes tratamientos en la degradación de la matriz de RSU y en la producción de biogás. La recirculación de lixiviados terminó a los 253 días de experimentación. En el presente capítulo se muestran los resultados obtenidos.

3.1 CARACTERIZACIÓN DE RSU

La caracterización de los RSU para el presente estudio se realizó en época de estiaje del 2013 en la celda 3 del RESA de Zinacantepec, ubicado en San Luis Mextepec, Estado de México.

Los RSU que reciben en este sitio son depositados en el frente de trabajo de la celda, donde Recicladores básicos (pepenadores) llevan a cabo el proceso de selección de algunos materiales reciclables, principalmente cartón, vidrio, y plástico; antes de que la maquinaria realice la distribución y compactación de los RSU en la celda (Figura 3.1). Para la caracterización se realizaron las siguientes actividades:



Figura 3. 1 Arribo de los RSU al RESA

a) Muestreo. La muestra se tomó de la superficie de la celda una vez que la maquinaria la compactó, dado que la composición que interesa conocer para el experimento es la depositada en la celda. Conforme a la metodología descrita en el apartado 3.1 se muestreó aproximadamente una tonelada, se depositó en un área limpia y se aplicó el método del cuarteo hasta obtener 125 kg (Figuras 3.2 y 3.3).



Figura 3. 2 Toma de la muestra de RSU.



Figura 3. 3 Montículo de RSU.

b) Selección de los RSU. En un inicio los RSU fueron separados en 27 subproductos de acuerdo con la norma NMX-AA-022-1985 (SEMARNAT, 2014c), sin embargo se hicieron los siguientes ajustes debido a algunas variantes encontradas:

- La norma no contempla Papel higienico, pero por el alto volumen encontrado fue considerado dentro del subproducto de Pañales.
- La norma considera el Plástico rígido y de película en el mismo rubro, sin embargo fueron pesados por separado.
- La norma separa en dos subproductos el Vidrio blanco y Vidrio de color, donde debido al poco volumen encontrado, se pesaron bajo el mismo subproducto de Vidrio.
- La norma considera al Material ferroso y las Latas como dos subproductos, los cuales fueron pesados juntos por el bajo volumen encontrado.
- Fibras sintéticas, Poliuretano y Algodón no fueron encontrados en los RSU muestreados.
- A la lista de subproductos de la norma NMX-AA-022-1985 (SEMARNAT, 2014c), se anexaron Material de fundición, Material eléctrico y electrónico, Medicamentos y Varios, los cuales a excepción de varios no están contemplados por ser residuos de manejo especial (RME). En Varios se consideró todo lo que por su naturaleza y grado de mezcla no se pudo identificar dentro de los subproductos definidos.

Los subproductos separados y pesados se muestran en la Figura 3.4 y la Tabla 3.1 lista los pesos y porcentajes de la composición de los RSU, donde el Plástico de película representa uno de los mayores porcentajes con 14.03%. El Vidrio, Cartón y Plástico rígido se encuentran en menor porcentaje, como resultado de la pepena preliminar que se realiza en el RESA (Aguilar-Virgen *et al.*, 2010; Bernache-Pérez *et al.*, 2001). La cantidad de subproductos biodegradables (Alimentos, Fibra vegetal, Residuos de jardinería, Huesos, Madera, Cartón, Papel, Higienicos y Pañales) contabilizados como la FO de la muestra fue de 30.05%, porcentaje menor al reportado a nivel nacional del 52.4% (SEMARNAT, 2014a), mientras que los Finos y Varios fueron respectivamente 12.90% y 19.27%; por lo que es posible que un porcentaje de la FO difícil de identificar visualmente se encuentre en ellos.

En México se tienen diferentes trabajos de caracterización en la fuente, en estaciones de transferencia y en sitios de disposición final en donde el fin es conocer la fracción fácilmente biodegradable y realizar estimaciones de generación de biogás; como los estudios de González *et al.* (2011), Hernández-Berriel *et al.* (2008), y Hernández-Berriel *et al.* (2010), los cuales muestran composiciones distintas de materiales orgánicos biodegradables, reportando porcentajes del 60.42%, 63.7% y 73.15% respectivamente, lo que evidencia el menor porcentaje encontrado en el RESA de Zinacantepec de 30.05% de FO y confirma que la composición de los RSU dispuestos en cada sitio es diferente, siendo influenciada por el clima, la frecuencia de recolección, las costumbres sociales, el ingreso per cápita, el grado de urbanización, cultura del reciclaje y la educación ambiental.



Figura 3. 4 Separación, clasificación y pesado de los RSU.

Debido a que el presente trabajo forma parte de un proyecto de investigación donde su objetivo es brindar información técnica que ayude al sitio a evolucionar a un RESA biorreactor, en la Tabla 3.1 también se presenta la caracterización realizada en el año 2012. Haciendo una comparación entre las caracterizaciones de ambos años se observan diferencias; una de ellas es que el contenido de Residuos Alimenticios en 2013 fue tres veces el del 2012.

Tabla 3. 1 Composición RSU RESA Zinacantepec 2012 - 2013

No.	RESIDUO	2013		2012*	
		PESO TOTAL (kg)	%	PESO TOTAL (kg)	%
1	Residuos Alimenticios	13.4	9.56%	22	3.71%
2	Fibra vegetal	1.465	1.05%	10.5	1.77%
3	Residuos de jardinería	0.495	0.35%	11	1.86%
4	Huesos	1	0.71%	2	0.34%
5	Madera	0.923	0.66%	4	0.68%
6	Cartón	3.761	2.68%	19	3.21%
7	Papel	6.931	4.95%	28	4.73%
9	Higiénicos	*	0.00%	17	2.87%
10	Pañales	11.881	8.48%	29.5	4.98%
8	Tela	5.07	3.62%	16.5	2.78%
11	Tetrapack	3.17	2.26%	9.5	1.60%
12	Hule	1.92	1.37%	7.5	1.27%
13	Unisel	0.61	0.44%	3	0.51%
14	Plástico de película	19.66	14.03%	50.5	8.52%
15	Plástico rígido	7.68	5.48%	28	4.73%
22	Material de construcción	7.445	5.31%	26	4.39%
21	Material de fundición	2.06	1.47%	10	1.69%
16	Cerámicos	1.34	0.96%	5	0.84%
20	Vidrio	1.793	1.28%	23	3.88%
17	Metal ferroso / latas	1.113	0.79%	8	1.35%
18	Metal no ferroso	0.32	0.23%	1.5	0.25%
23	Material eléctrico	0.252	0.18%	0.5	0.08%
19	Medicamentos	0.116	0.08%	3	0.51%
24	Varios	27.005	19.27%	127.5	21.52%
25	Finos	18.085	12.90%	130	21.94%
26	Cuero	2.25	1.61%	0	0
27	Otros	0.4	0.29%	0	0
	TOTAL	140.15	100.00%	592.5	100.00%

*Delgado-Hernández (2013)

c) Preparación de subproductos de RSU. Para dar continuidad al proyecto de investigación, se decidió utilizar la composición obtenida en el año 2012 (Tabla 3.1), con excepción de los subproductos Residuos Alimenticios y Finos, donde los primeros de éstos se incrementaron de 9.56% a 14.68% y se restó esta diferencia al subproducto de Finos. Esta decisión se tomó de acuerdo a los resultados obtenidos a escala piloto en el 2012 (Delgado-Hernández, 2013), con el fin de que no fuera una limitante en este experimento. También fueron considerados reportes en los que muestran mayor contenido de estos subproductos como los de Castrillón *et al.* (2010), quienes con 38.1% de materiales biodegradables alcanzaron un porcentaje de CH₄ del 87%(v/v); Hossain *et al.* (2012) con 73% (16% residuos de alimentos y 56% papel y cartón), reportaron una producción acumulada de CH₄ de 515.41 L; así como Sandip *et al.* (2012), que con 76% de FO también obtuvieron una producción de CH₄ acumulado de 132 (l/kgSVT).

En la Tabla 3.2 se presentan las cantidades de los subproductos utilizados para cada BLAB y en la Figura 3.5 algunos de éstos fraccionados.

Tabla 3. 2 Pesos requeridos de cada subproducto de RSU para llenar un BLAB

No.	RESIDUO	g/BLAB	%
1	Alimentos	48.41	14.68%
2	Fibra vegetal	5.84	1.77%
3	Residuos de jardinería	6.12	1.86%
4	Huesos	1.11	0.34%
5	Madera	2.23	0.68%
6	Cartón	10.58	3.21%
7	Papel	15.59	4.73%
8	Higiénicos	9.46	2.87%
9	Pañales	16.42	4.98%
10	Tela	9.18	2.78%
11	Tetrapack	5.29	1.60%
12	Hule	4.17	1.27%
13	Unisel	1.67	0.51%
14	Plástico de película	28.11	8.52%

Tabla 3.2 Pesos requeridos de cada subproducto de RSU para llenar un BLAB (continuación)

No.	RESIDUO	g/BLAB	%
15	Plástico rígido	15.59	4.73%
16	Material de construcción	14.47	4.39%
17	Material de fundición	5.57	1.69%
18	Cerámicos	2.78	0.84%
19	Vidrio	12.8	3.88%
20	Metal ferroso / latas	4.45	1.35%
21	Metal no ferroso	0.83	0.25%
22	Material eléctrico	0.28	0.08%
23	Medicamentos	1.67	0.51%
24	Varios	70.97	21.52%
25	Finos	36.19	10.97%
	TOTAL	329.79	100.00%



Figura 3. 5 RSU fraccionados.

3.2 PUESTA A PUNTO DE LOS BLAB

Para poner a punto los 30 BLAB se dio mantenimiento a cada una de sus partes. Posteriormente se armaron y probaron herméticamente hasta asegurar un ambiente anaerobio (Anexo A). De acuerdo a los pesos reportados en la Tabla 3.2 se realizó la mezcla con los subproductos previamente fraccionados y pesados (Figura 3.6) y se cargó cada BLAB (Figura 3.7).



Figura 3. 6 Mezcla homogénea de los componentes cargados en los BLAB.



Figura 3. 7 BLAB cargado con RSU.

Los 30 BLAB cargados con RSU se probaron herméticamente y se colocaron en el Laboratorio de pruebas piloto agrupados en seis series de cinco BLAB (Figura 3.8), dejándolos listos para iniciar con la recirculación de lixiviados.



Figura 3. 8 BLAB cargados con RSU en Laboratorio de pruebas piloto.

3.3 DINÁMICA DE RECIRCUALCIÓN DE LIXIVIADOS

La operación de los BLAB con recirculación de lixiviados duró 37 semanas, recirculando un total de 74 veces a los BLAB con frecuencia de recirculación de dos veces por semana y 37 veces a los BLAB con frecuencia de una vez por semana. El experimento tuvo una duración de 257 días hasta el desmonte de la última serie. Experimentos como el de Benbelkacem *et al.* (2010), Hossain *et al.* (2012), Sandip *et al.* (2012) y Zhou *et al.* (2012) muestran tiempos similares de duración con 200, 250, 270, y 365 días respectivamente.

3.3.1 Dinámica de lixiviados drenados

La cantidad de LR en el tiempo de operación de 257 días fue de 11803.34 ml para los BLAB 2-40, 8879.25 ml para los 2-30, 6100.06 ml para los 1-40 y 4562.92 ml para los 1-30 (Figura 3.9). En el mismo periodo de tiempo la cantidad de LD para los BLAB 2-40 fue de 11673.3 ml, para el grupo 2-30 de 8754.2 ml, para 1-40 de 5965.09 ml y para 1-30 fue de 4434.9 ml (Figura 3.10).

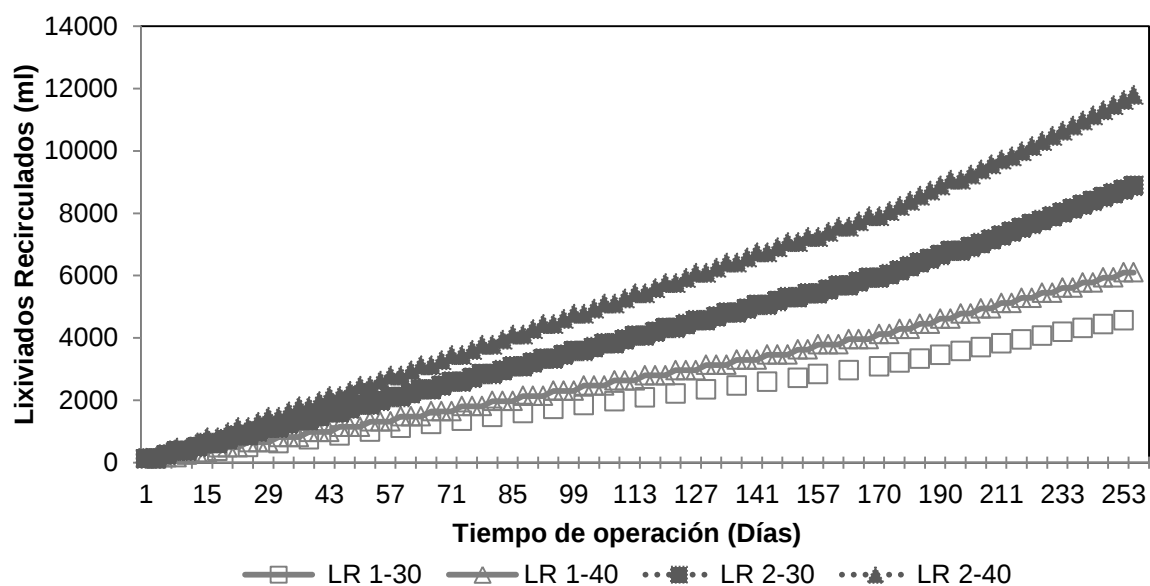


Figura 3. 9 Dinámica de lixiviados recirculados acumulados.

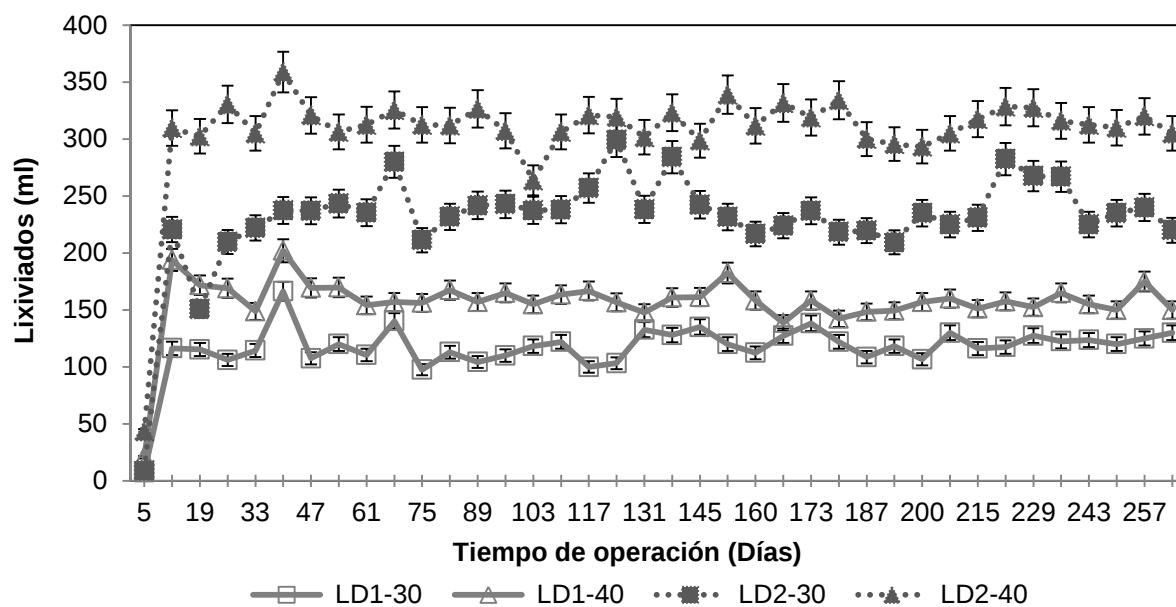


Figura 3. 10 Dinámica de lixiviado drenado promedio.

Con los datos de los lixiviados recirculados y drenados se estimó (Ecuación 2.1) la C_c (L/kg) (Tabla 3.3), donde se puede observar que los RSU de los BLAB tienen valores similares, independientemente de la frecuencia y tasa de recirculación de lixiviados. Esto concuerda con lo reportado por Delgado-Hernández (2013) en su

experimento a escala piloto, también a 800 kg/m³; sin embargo al comparar sus Cc con los valores de esta investigación, puede apreciarse que son 37.24% menores, lo cual puede atribuirse a la diferencia en la cantidad de alimentos de la composición inicial (Tabla 3.1) (Tchobanoglous *et al.*, 1994). Lo anterior es similar a lo determinado por Orta de Velázquez *et al.* (2003), quienes en su experimento corroboran que la Cc es diferente cuando la composición de los RSU es distinta, aun a la misma compactación.

Tabla 3. 3 Capacidad de campo de los RSU

BLA B	Densidad de Compacta- ción (kg/m ³)	Cc (L/kg)	*BPIL	*Densidad de Compacta- ción (kg/m ³)	*Cc (L/kg)	**BLAB	**Densida d de Compacta- ción (kg/m ³)	**Cc (L/kg)
1-30	800	0.85	1-30	0.8	0.56	Sep. 1998	500	0.94
1-40	800	0.88	1-40	0.8	0.51	Nov. 1998	500	0.55
2-30	800	0.84	2-30	0.8	0.57	---	---	---
2-40	800	0.86	2-40	0.8	0.53	---	---	---

* Delgado-Hernández (2013); **Orta de Velázquez *et al.*, (2003).

3.3.2 Dinámica de pH en lixiviados

Las dinámicas de los lixiviados se dividieron para su análisis en tres fases, la primera se consideró del día cero al día 98, en la cual se utilizaron lixiviados medios (LM) para la inyección inicial y posterior recirculación a las tasas y frecuencias establecidas; la segunda denominada fase ácida, fue con lixiviados jóvenes (LJ) y abarcó del día 99 al 180. El día 180 se consideró el inicio de la tercera fase, cuando la producción del biogás alcanzó el 40%v/v CH₄. Esta última fase se denominó metanogénica (Benbelkacem *et al.*, 2010; Hernández-Berriel 2010).

Los lixiviados iniciales inyectados presentaron un pH de 6.9 (Figura 3.11), lo cual es característico de LM y puede atribuirse a la poca o nula presencia de AOV (Abbas *et al.*, 2009). Durante su uso en la recirculación (los primeros 96 días), se observó un incremento en el pH hasta valores cercanos a 9.0, lo que sugiere que contienen amoníaco y probablemente ácidos húmicos, característicos de los LM (Kulikowska y Klimiuk, 2008); por su parte los LD presentaron valores de pH menores a 8.0, lo cual puede atribuirse al arrastre de los compuestos hidrolizados contenidos en la matriz de RSU (Sandip *et al.*, 2012), sin embargo, las características de los LM con los que se mezclaron para su recirculación no permitió que el pH continuara descendiendo (Benbelkacem *et al.*, 2010; Sponza y Ağdağ 2004; Zhou *et al.*, 2012). Para esta fase, la prueba de Tukey HDS (95 % de confianza) encontró diferencias significativas entre los LR y los LD de los diferentes BLAB (LD1-30, LD1-40, LD2-30, LD2-40). Cabe mencionar que entre las condiciones de operación no hubo diferencias estadísticas (Anexo B).

Debido a que hasta el día 96 no se observaron cambios significativos en los valores de pH, DQO y generación de biogás (resultados de DQO y biogás presentados en secciones 3.3.5 y 3.4), se decidió cambiar a un lixiviado joven (LJ), con el objetivo de introducir al proceso una mayor cantidad de MO a menor pH; lo anterior con base en lo reportado por Castrillón *et al.* (2010), quienes obtuvieron una mayor degradación de MO y producción de biogás con el uso de LJ.

El día 99 de operación se inyectaron LJ con un pH de 6.8 y una alta CO, que proveyó de una mayor cantidad de sustrato a los microorganismos, necesario para la degradación anaerobia y diluyó la concentración de compuestos nitrogenados y ácidos húmicos (Behera *et al.*, 2010), lo que permitió una disminución en el pH de los LR y LD hasta valores de 7.2 (Figura 3.11), a partir de este día se consideró la fase ácida del experimento, debido a la disminución de este parámetro con respecto a la fase anterior; aunque Tchobanoglous *et al.* (1994) reportan para esta fase un rango de pH de 4 a 6.8 por la presencia de AOV y altas concentraciones de CO₂.

Durante esta fase los valores de pH para los LR y LD de todos los BLAB se mantuvieron cercanos a la neutralidad, sin embargo estadísticamente no fueron iguales; de acuerdo a la prueba de Tukey los LR fueron significativamente diferentes respecto a los LD, mostrando los valores de pH más bajos. Los LD1-30 fueron diferentes a los LD2-30 y LD2-40, con los valores de pH más altos en esta fase. Los BLAB con recirculación de dos veces por semana (LD2-30 y LD2-40) presentaron los valores menores de pH, con un valor promedio de 7.4, lo que sugiere que a mayor frecuencia de recirculación existe una mayor dilución y arrastre de AOV en la matriz de RSU (Francois *et al.*, 2007, Sponza y Ağdağ 2004).

En la fase metanogénica activa el pH de los LR y LD se comportó de forma similar, lo que indicó que tenían una composición parecida. Estadísticamente de acuerdo a la prueba Tukey los LR fueron iguales a los LD de los BLAB con frecuencia de recirculación de lixiviados de una vez por semana (LD1-30, LD1-40) con un pH promedio de 7.4; y diferentes a los LD de los BLAB con frecuencia de recirculación de lixiviados de dos veces por semana (LD2-30, LD2-40) con un pH promedio de 7.3; de acuerdo con Chugh *et al.* (1998) y Sponza y Ağdağ (2004) la fase metanogénica se lleva a cabo a un pH de 6.4 y 7.2, sin embargo estudios más recientes como los de Sandip *et al.* (2012) y Rout y Sharma (2010) presentaron su fase metanogénica a un pH de 7.5–7.95 y 7.4-7.7, respectivamente; por lo que de acuerdo a estos valores, se consideró que todos los BLAB de este trabajo llegaron a esta fase (Anexo B).

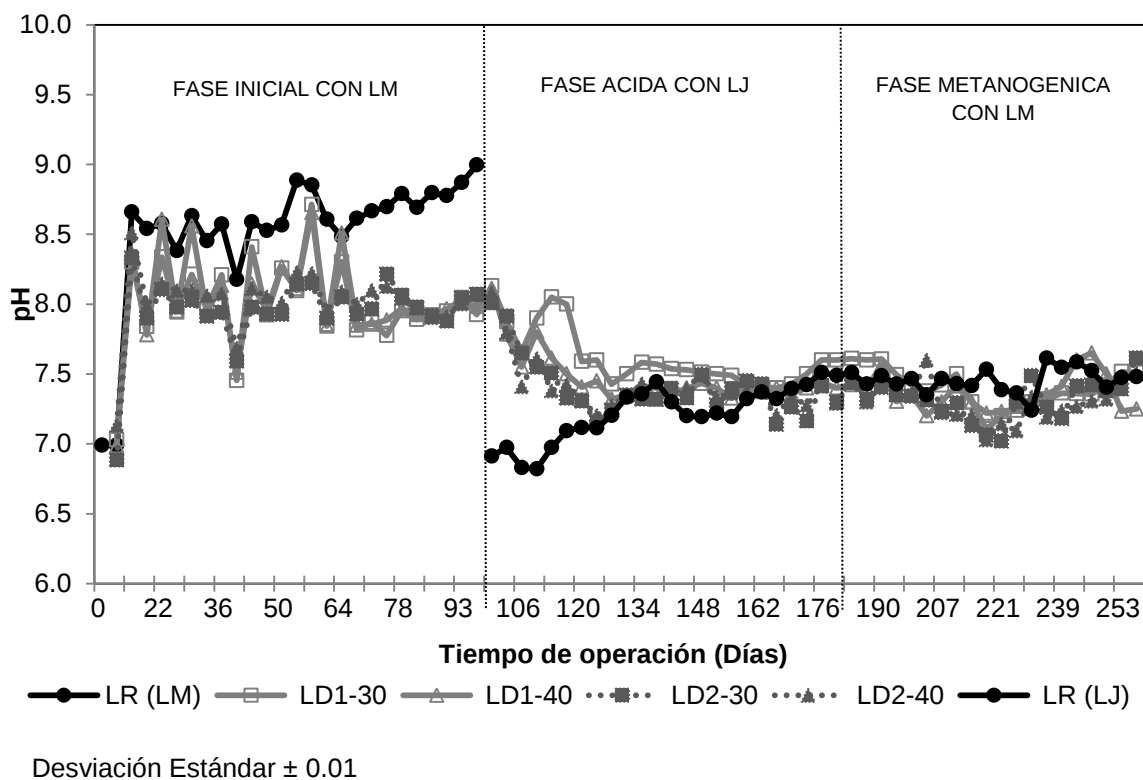


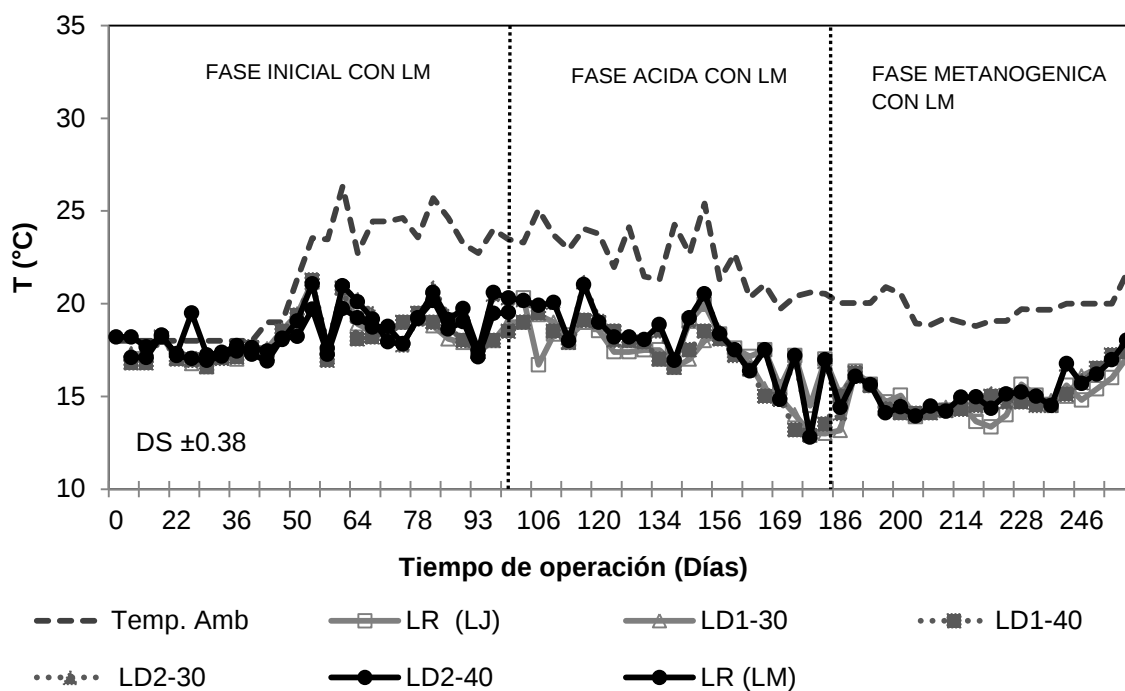
Figura 3. 11 Dinámica del pH de los lixiviados recirculados y drenados.

3.3.3 Dinámica de temperatura en lixiviados

En la Figura 3.12 se presentan las dinámicas de temperatura de los LD y LR, las cuales se dividieron en las mismas fases que las dinámicas de pH en lixiviados. En la primera fase se observó que los lixiviados iniciales estuvieron cercanos a 18°C y dado que a temperaturas inferiores generalmente el crecimiento de los microorganismos anaerobios es relativamente lento (Gómez-Romero *et al.*, 2008; Mata, 2003; Robles, 2008; Zhou *et al.*, 2012), se decidió acondicionar el área de los BLAB para tener una temperatura ambiente controlada superior a 20°C, la cual se alcanzó el día 50 de operación y se mantuvo entre 22 y 25 °C. Cabe mencionar que no fue posible alcanzar temperaturas mesófilas (26-35°C), a las cuales las bacterias metanogénicas presentan su mayor rendimiento, de acuerdo a lo reportado por Chugh *et al.* (1998) y Sandip *et al.* (2012), cuyos experimentos tuvieron condiciones de operación a 38°C y 29.8 °C respectivamente.

Durante las tres fases las temperaturas de todos los LD y LR fueron estadísticamente iguales, sin embargo, los lixiviados de los BLAB con recirculación de dos veces por semana presentaron las temperaturas más elevadas durante la fase ácida, alcanzando 21.03°C el día 116, a diferencia de los LD1-30 y LD1-40 que tuvieron 19.03°C en el mismo día, lo que sugiere que a mayor frecuencia de recirculación se mejora la solubilización de los nutrientes, incrementándose la temperatura como resultado de una mayor actividad microbiana (Sandip *et al.*, 2012) (Anexo B).

En la fase metanogénica se observó una caída a 15°C en promedio en los LD y LR lo cual se atribuyó a las bajas temperaturas ambientales (invierno), lo que dificultó mantener la temperatura del sitio por arriba de los 20°C teniendo una disminución en la temperatura ambiente hasta los 18.8°C y solo se logró mantener cercana a los 20°C hasta el final del experimento, lo cual sugiere una disminución en la actividad de las bacterias metanogénicas las cuales trabajan mejor entre 26-35°C (Varank *et al.*, 2011). Existen estudios que consideran temperaturas mesófilas superiores a los 35°C como el de Abu Qdais *et al.* (2008), que mantuvieron durante su experimento temperaturas controladas mesófilas de 40°C y termófilas de 60°C, demostrando que las mejores condiciones de biodegradación de la FO contenida en los RSU fue alcanzada a una temperatura de 38°C, y que las temperaturas termófilas ocasionan una desaceleración. Sin embargo, también existen estudios a temperatura ambiente que logran tener producción de CH₄ como el de Zhou *et al.* (2012).



Desviación Estándar ± 0.38 °C

Figura 3. 12 Dinámica de la Temperatura de los lixiviados recirculados y drenados.

3.3.4 Dinámica de conductividad eléctrica en lixiviados

Los lixiviados iniciales inyectados presentaron la mayor CE de 17.95 mS/cm, lo que indicó la presencia de iones (cantidad de sales, ácidos y bases disueltas) o especies inorgánicas disueltas (Rout y Sharma, 2010; Varank *et al.*, 2011). Castrillón *et al.* (2008) reportan para LJ y LV valores de 24.0 y 24.3 mS/cm respectivamente.

Para su análisis se consideran las mismas fases acotadas en las dinámicas anteriores. En la fase con LM los valores de CE fueron estadísticamente iguales, aun y cuando los LD1-30 tuvieron la mayor CE de 19.63 mS/cm (Figura 3.13), valor similar al reportado por Hernández-Berriel (2010) de 19.14 mS/cm en los primeros lixiviados producidos a una recirculación del 30%V.

Las dinámicas de CE fueron descendentes durante todo el experimento y durante la fase ácida fueron estadísticamente iguales; sin embargo los LD1-30 tuvieron el menor valor promedio (1.78 mS/cm), lo que indica una menor cantidad de AOV, debido a que la disolución de éstos incrementa la conductividad en la fase ácida (Varank *et al.*, 2011), pudiendo entonces tener mayores contenidos de AOV en el resto de los LD.

En la fase metanogénica no se observaron diferencias estadísticas entre las distintas tasas y frecuencias de recirculación. Los valores promedio de CE para los LD1-40, LD1-30, LD2-30 y LD2-40 fueron respectivamente 2.93 mS/cm, 2.80 mS/cm, 2.88 mS/cm 2.77 mS/cm y para los LR de 2.68 mS/cm, lo que sugiere una mayor cantidad de AOV en los LD1-40.

La baja CE en esta fase se atribuye a que la posible cantidad de metales contenidos tienden a formar hidróxidos en la fase anaeróbica y la mayoría de estos compuestos no son fácilmente solubles, y a que la cantidad de cationes presentes, como el calcio, magnesio, hierro y manganeso, disminuyeron, debido a que un pH más alto y menor contenido de materia orgánica disuelta, ayuda a que éstos formen complejos (Varank *et al.*, 2011); comportamiento similar obtuvo Rout y Sharma (2010) quienes reportaron una CE inicial de 36.874 mS/cm y descendió al final de su experimento a 18.367 mS/cm (semana 16).

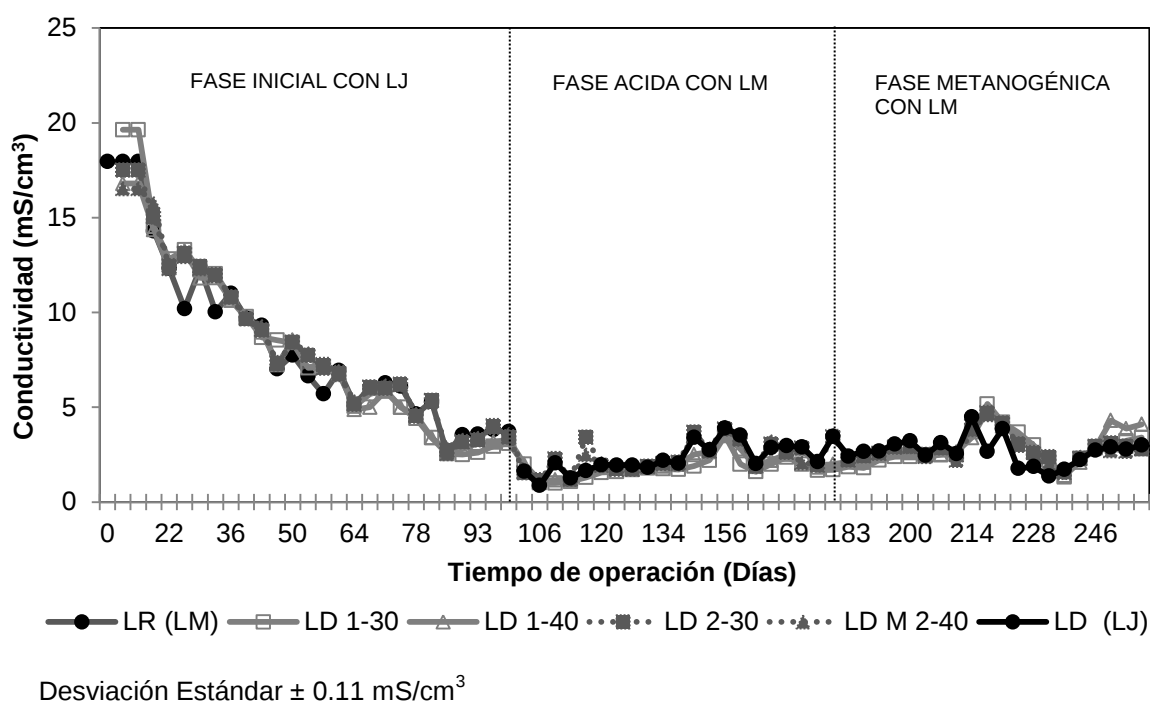


Figura 3. 13 Dinámica de la Conductividad de los lixiviados recirculados y drenados.

3.3.5 Dinámica de DQO en lixiviados

La DQO inicial en los LR fue de 5323 mg/L (Figura 3.14) lo cual es típico de los LM (Abbas *et al.*, 2009). En los primeros 93 días de operación (fase con LM) los valores de DQO de los LR y LD no mostraron un cambio considerable, presentando valores entre 5323mg/L–7262mg/L y 11941mg/L–7750mg/L respectivamente, lo cual puede atribuirse a que la recirculación de lixiviados como tratamiento biológico anaerobio, disminuyó su eficiencia con LM, como lo reporta Castrillón *et al.* (2010).

La prueba de Tukey mostró diferencias significativas sólo entre los LR y los LD1-30, con valores promedio de 7229mg/L y 10754mg/L respectivamente, lo que sugiere que a menor frecuencia y tasa de recirculación la dilución y arrastre de la MO es menor, lo cual coincide a lo reportado por Chugh *et al.* (1998), quienes encontraron que el flujo de la humedad más alto produjo mayor dilución de la DQO, proporcionando así un entorno favorable para el crecimiento de microorganismos.

En la fase ácida, los LJ inyectados presentaron una DQO de 44766.67mg/L. Posterior a esto se observó un incremento de este parámetro en todos los LD, lo que confirmó que se logró proveer una mayor cantidad de MO, como lo reportado por Sponza y Ağdağ (2004), quienes recircularon un lixiviado con una DQO inicial de 38000mg/L y en los primeros 50 días se incrementó a 85000mg/L, posteriormente simulaban el tiempo de secas y no adicionaron agua, alcanzando un valor de 90000mg/L, el cual se mantuvo hasta el día 90, este incremento lo atribuyeron a la acumulación de AOV por la alta velocidad de recirculación de los lixiviados, mostrando que altas tasas de recirculación de lixiviados tienen un efecto negativo en la remoción de la DQO, sin embargo, beneficia de manera significativa, la degradación de los RSU, favoreciendo el crecimiento microbiano. En esta fase los valores de DQO de todos los tratamientos de este experimento, de acuerdo a la prueba ANOVA fueron estadísticamente iguales.

Durante la fase metanogénica la DQO continuó incrementando y fue estadísticamente igual para los LR y LD (Anexo B), lo cual se relacionó con la concentración de la MO contenida en los LR, debido a que no se adicionó lixiviado fresco al depósito, quedando un volumen menor al inicial debido a la cantidad extraída semanalmente para la realización de las distintas determinaciones, a diferencia de Sponza y Ağdağ (2004) que simulaban la época de lluvias posterior al día 125 y adicionaron agua que causó la dilución en su DQO decrementando hasta 52000mg/l. Por su parte Rout y Sharma (2010) también tuvieron una DQO inicial de 6933 mg/l que incrementó a 9600 mg/l en la cuarta semana y posteriormente por la presencia de mayor población microbiana adicionada por el estiércol de vaca que agregaron a su experimento comenzó a disminuir hasta 1000mg/l. Estos resultados confirman que debido a las condiciones en que se realizó este experimento no se observó un tratamiento biológico (disminución en la DQO) para los LR a las tasas y frecuencias de recirculación de lixiviados usadas.

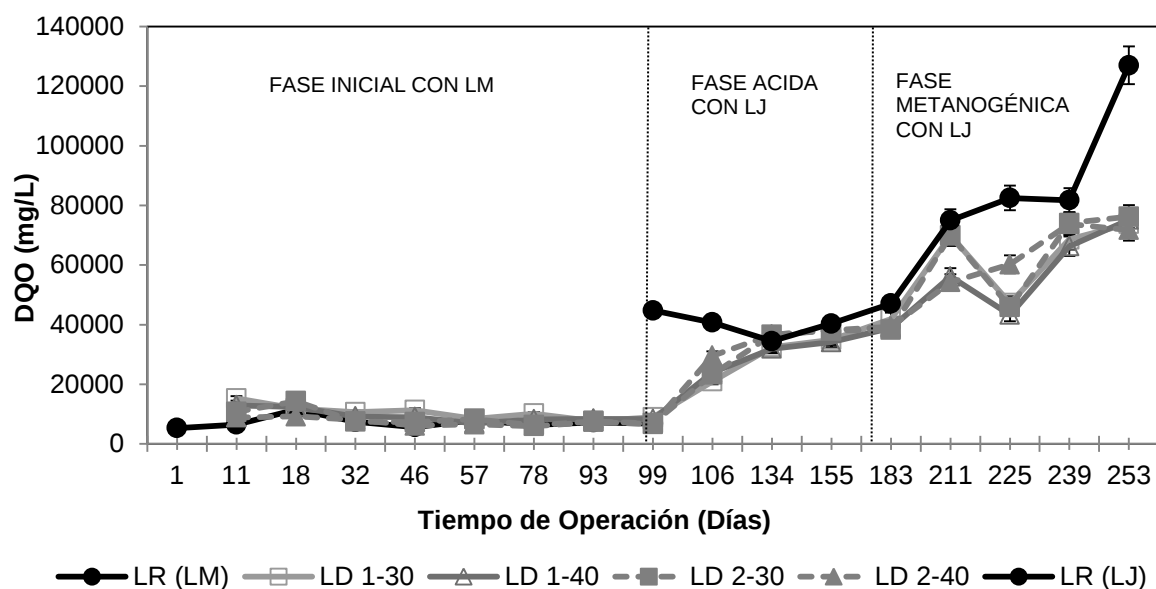


Figura 3.14 Dinámica de DQO de los lixiviados recirculados y drenados.

3.4 DINAMICAS DE BIOGAS

La cantidad de biogas generado por cada BLAB se monitoreó diariamente con el desplazamiento de salmuera, reportándose de forma semanal como se muestra en la Figura 3.15. Para su análisis se consideraron las tres fases descritas anteriormente. Las primeras producciones de biogas se dieron en el día 12 para los BLAB 1-30 y para el resto de los BLAB el día 26 de operación, sin embargo, en esta primera fase (con recirculación de LM) no hubo diferencias significativas en las producciones acumuladas de biogas de los diferentes BLAB (Anexo C).

La producción de biogas en los BLAB con mayor frecuencia de recirculación de lixiviados comenzó después que la de los BLAB con menor frecuencia lo cual es contrario a lo reportado por Šan y Onay (2001), quienes encontraron un impacto directo en el potencial de generación de gas aumentado la frecuencia, esto se puede deber a que ellos fueron incrementando paulatinamente la frecuencia lo que sugiere que ya estaban implantados los consorcios microbianos, y en este experimento se estableció desde un inicio provocando la dilución y arrastre de los nutrientes y

microorganismos, aunado a el tipo de lixiviado recirculado (LM) que adicionaba mayor cantidad de compuestos nitrogenados que inhibían la metanogénesis (Benbelkacem *et al.* 2010). Por lo que el incremento en la producción de biogás en el día 99 se pudo asociar al cambio a LJ que aportaron una mayor CO.

Del día 99 al día 180 el grupo de BLAB 1-40, 2-30 y 2-40 se comportaron de forma similar, siendo de acuerdo a la prueba de Tukey los BLAB 1-30 el grupo con diferencias significativas y menor producción de biogas acumulado, lo que concuerda con los valores más altos de pH y menor CE en los LD1-30, que sugieren una menor cantidad de AOV (Varank *et al.*, 2011).

El inicio de la fase metanogénica se estableció en el día 180 con la obtención de una concentración del 40%v/v CH₄ en el biogás producido, la cual continuo hasta el último día del experimento. Cabe mencionar que Hernández-Berriel (2010) también consideró 40 %v/v CH₄ para delimitar el inicio de la fase metanogénica y Benbelkacem *et al.* (2010) consideró la etapa de metanogénesis activa a partir de un porcentaje del 50% de CH₄.

En la fase metanogénica la prueba de Tukey arrojó diferencias significativas de los BLAB 1-40 con respecto a los BLAB 2-30 y 1-30, siendo los primeros los que, al final del experimento tuvieron la mayor producción acumulada de biogas (7.42L/kgSVT) y por el contrario los BLAB 2-30 los de menor producción (0.49L/kgSVT), seguidos de los BLAB 1-30 (0.88L/kgSVT). Los BLAB 2-40 fueron los segundos en mayor producción de biogas (5.1L/kgSVT) y estadísticamente no tuvieron diferencia con los BLAB 1-40. En este experimento las mayores producciones de biogás fueron a la mayor tasa de recirculación de lixiviados (40%v/v), este comportamiento es congruente a lo observado por Chugh *et al.* (1998) y Hernández-Berriel (2010), quienes reportan mayores generaciones de biogás en menor tiempo de operación a mayores tasas de recirculación.

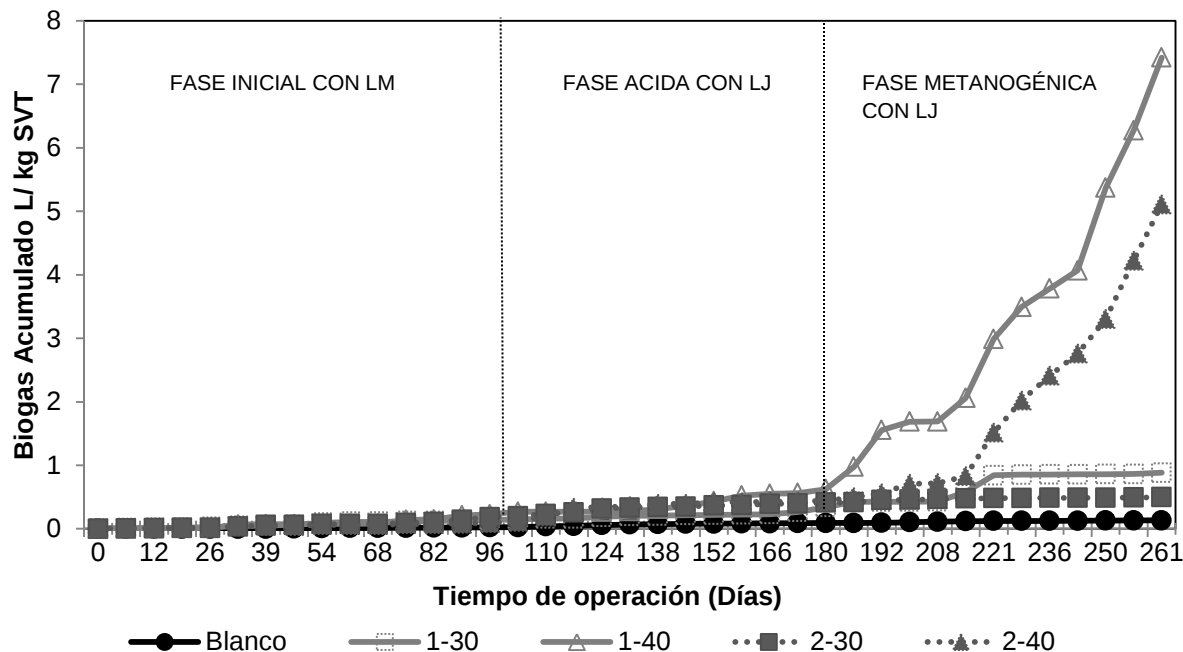


Figura 3. 15 Dinámica de producciones acumuladas de biogás

Por medio de análisis cromatográficos se cuantificó el porcentaje de CH_4 (%v/v) contenido en cada muestra de biogás producido por los diferentes BLAB, encontrando estadísticamente que todos los porcentajes de los distintos tratamientos en cada una de las tres fases fueron iguales, sin embargo, el mayor porcentaje de CH_4 promedio de cada uno en la fase inicial con recirculación de LM se detectó en los BLAB 1-30, el cual se mantuvo en menos del 30%v/v hasta el día 166, alcanzando el 36%v/v en el día 173 y llegando a su máximo porcentaje en el día 221 (79.74 %v/v). Los BLAB 1-40 hasta el día 152 mantuvieron un porcentaje menor a los BLAB 1-30, sin embargo posterior a este día fueron los primeros en alcanzar en el día 173 un porcentaje mayor al 40 %v/v (53.3 %v/v). Los BLAB 2-30 y 2-40 fueron los que tardaron más tiempo en alcanzar el 40 %v/v de CH_4 (días 187 y 192 respectivamente), lo que indica un efecto negativo al duplicar la frecuencia, semejante al ocurrido con la producción de biogás (Benbelkacem *et al.*, 2010; Šan y Onay, 2001). En los últimos 40 días de operación todos los BLAB mantuvieron un porcentaje de CH_4 similar cercano al 80%v/v (Figura 3.16).

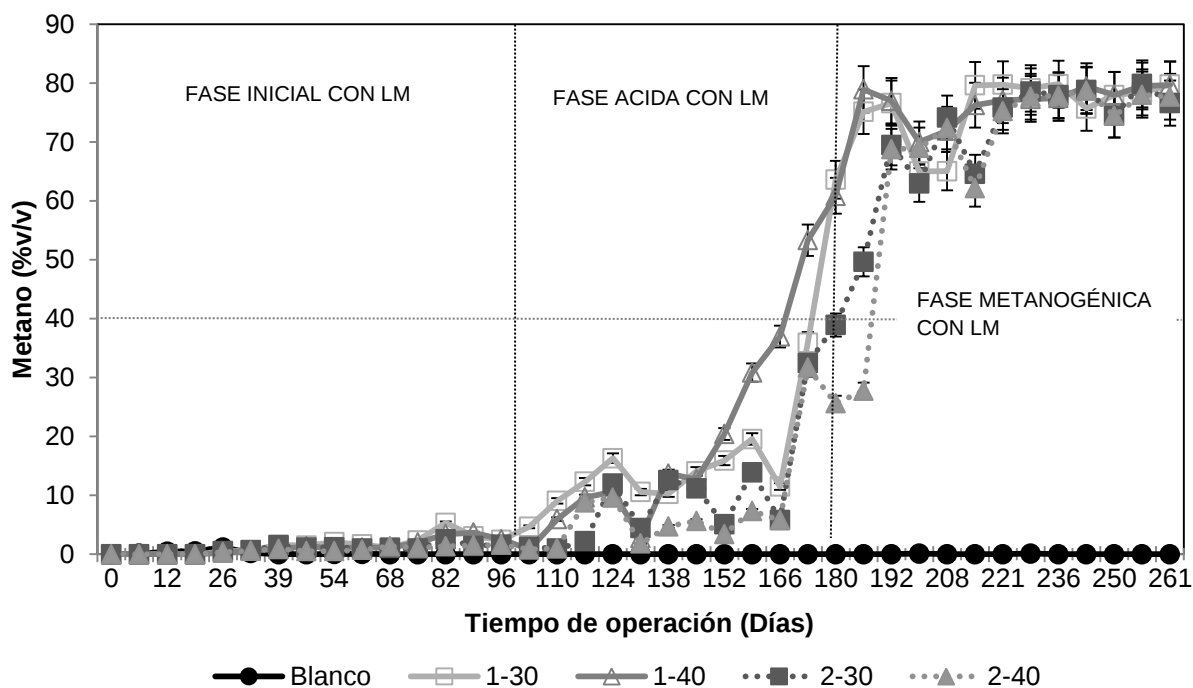


Figura 3. 16 Dinámica de concentración de metano en biogás.

La producción acumulada de CH_4 ($\text{L kg}^{-1} \text{STV}$) fue estadísticamente igual para todos los BLAB en las fases inicial (recirculación de LM) y ácida, alcanzando en promedio $0.057 \text{ L kg}^{-1} \text{STV}$ para todos los BLAB (Figura 3.17).

De acuerdo a la prueba de Tukey en la fase metanogénica, la producción de CH_4 acumulado en los BLAB 1-40 fue la mayor ($5.42 \text{ L kg}^{-1} \text{STV}$) y fue estadísticamente diferente al resto de los BLAB (Figura 3.17). Los BLAB 2-40 fueron los segundos en producción de CH_4 acumulado ($3.55 \text{ L kg}^{-1} \text{STV}$) y estadísticamente iguales a los BLAB 1-30 ($0.5 \text{ L kg}^{-1} \text{STV}$). Los BLAB 2-30 con la menor producción de CH_4 acumulado ($0.08 \text{ L kg}^{-1} \text{STV}$) fueron iguales a los BLAB 1-30 (Anexo C).

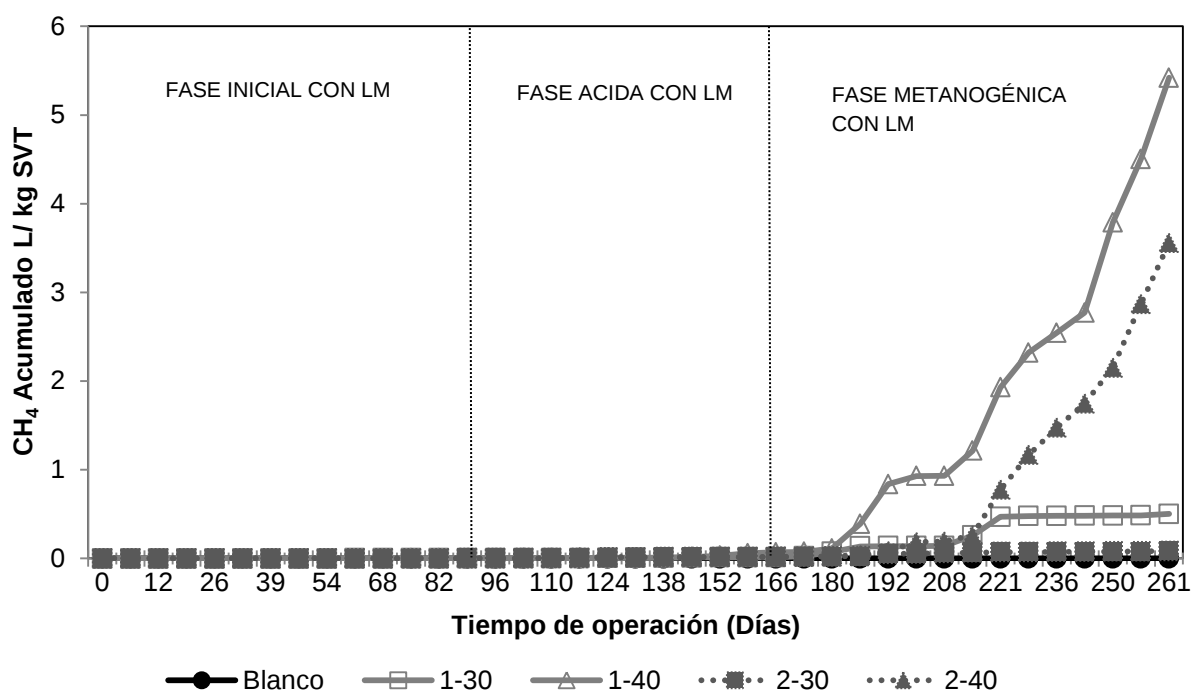


Figura 3. 17 Dinámica de producciones acumuladas de metano.

En este experimento las mayores producciones de biogás y CH_4 fueron a la mayor tasa de recirculación de lixiviados (40%v/v), lo que sugiere que a esta tasa se dio una mejor distribución de la humedad y de los nutrientes, así como el incremento del lavado y dilución de los productos inhibidores del proceso anaeróbico (Chugh *et al.*, 1998; Gerardi 2003); este comportamiento es congruente a lo observado por Chugh *et al.* (1998) y Hernández-Berriel (2010), quienes también reportaron mayores generaciones de biogás en menor tiempo de operación a mayores tasas de recirculación.

Los datos encontrados en el presente experimento se compararon con los resultados obtenidos por diferentes autores en procesos de digestión anaerobia (Tabla 3.4), encontrando que el $\text{CH}_4\%$ v/v alcanzado en este experimento (promedio 78%) es similar al de Chugh *et al.* (1998) y Sponza y Ağdağ (2004), quienes trabajaron también con RSU y recircularon lixiviados a una tasa del 30%V manteniendo una temperatura de 38°C y 35°C respectivamente, lo que sugiere que la adición de un LJ

con una alta CO compensó el bajo porcentaje de la FO contenida en la muestra de este estudio (Tabla 3.2) comparado con la cantidad de 75-95% que reportó Sponza y Ağdağ (2004). Sin embargo resultados a escala piloto y campo como los reportados por Castrillón *et al.* (2010) y González *et al.* (2011) encontraron porcentajes del 87% y 44.5% respectivamente, donde la diferencia fue que al primero se le recircularon LJ y el estudio realizado en campo fue en un RESA en el cual no hay recirculación de lixiviados; en cuanto a las producciones acumuladas de biogás y CH₄ existen mayores diferencias respecto a los trabajos mostrados (Tabla 3.4), lo cual se atribuye a la composición inicial de cada experimento, a las temperaturas usadas, a la adición de un inóculo y a las diferentes condiciones de recirculación de lixiviados o agua usadas, lo cual evidencia la importancia de estos estudios para cada sitio de acuerdo a las propias condiciones.

Tabla 3. 4 Reportes de producción de biogás y metano en estudios anaerobios

AUTOR	PAIS	ESCALA	SUSTRATO	RECIRCULACIÓN	BIOGAS LCH ₄ /kgSVT		METANO %v/v		METANO LCH ₄ /kg SVT
Este trabajo	México	Laboratorio	RSU (30.05% FO)	Lixiviados	7.4		78.9		5.4
Chugh <i>et al.</i> (1998)	USA	Piloto	RSU	Lixiviados 30%V	---		60		---
Chugh <i>et al.</i> (1999)	USA	Piloto	RSU	Lixiviados con pH >6.5 15.2 l/día	---		---		180
Sponza y Ağdağ (2004)	Turkia	Laboratorio	RSU (75-95% FO)	Lixiviados + 1L de lodo anaerobio (30%)	65 L/día		R30% - 60% R13% - 50%		---
Castrillón <i>et al.</i> (2010)	España	Campo / Piloto	RSU (38.1% FO)	LJ LV	LJ* 0.34	LV* 0.11	LJ 87	LV ---	---
González <i>et al.</i> (2011)	México	Campo	RSU Viejos (V)31.6% FO Nuevos(N)60.3% FO	S/R	---		V 41.3	N 44.5	---
Sandip <i>et al.</i> (2012)	India	Piloto	RSU (76% FO)	Adición de lodos Lixiviados a diferentes velocidades	---		---		132
Zhou <i>et al.</i> (2012)	China	Piloto	RSU (83.9% FO)	Lixiviados Cada 15 días por 365	---		---		225
Hossain <i>et al.</i> (2012)	USA	Laboratorio	RSU (73% FO)	Agua desionizada (4.000 ml) Lodos digeridos anaeróbicamente (1500 ml)	---		---		515.41 L

*(m³/kgCODrem)

3.5 SEGUIMIENTO DE LA DEGRADACIÓN DE LOS RSU

En la Tabla 2.2 se muestran los días de operación de cada serie. Donde la serie 1 estuvo en operación 25 días, la serie 2 se desmonto a los 53 días de operación, y la serie 3, 4, 5 y 6 a los 102, 159, 214 y 256 respectivamente.

Como se mencionó en la metodología (Apartado 2.3), al destapar los BLAB desmontados se les determinó el grado de asentamiento y posteriormente a los RSU degradados se les realizaron las determinaciones de pH, Contenido de Humedad, SVT, MO y NT, y relación C/N cuyos resultados se presentan a continuación.

3.5.1 Asentamiento de RSU

El grado de asentamiento no fue perceptible en las diferentes series de BLAB, en la Figura 3.18 se observan valores menores al 1%, lo cual se atribuye a una acumulación de lixiviado en la parte superior del cuerpo de cada biorreactor, lo que sugiere que el drenado fue lento y que el tiempo sin recircular no fue el suficiente, ocasionando que los RSU se expandieran por el espacio sobrante haciendo poco perceptible este parámetro.

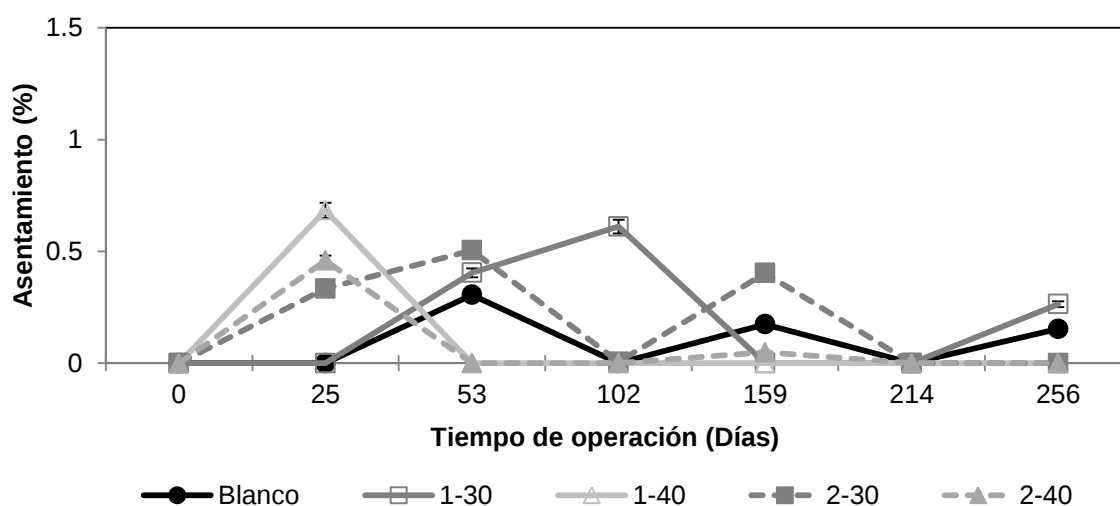


Figura 3. 18 Dinámica de asentamiento de los RSU en los BLAB

3.5.2 Contenido de Humedad en los RSU

Al inicio del experimento los RSU reconstruidos mostraron un contenido de humedad de 25.3 %Hbh, la cual fue menor que la ideal del 60.0%Hbh (Trejo, 1999) o las reportadas como iniciales por Hernández-Berriel (2010) de 40.7%Hbh, Hossain *et al.* (2012) de 15%Hbh y Sponza y Ağdağ (2004) de 86%Hbh, lo cual se puede atribuir a que el muestreo se realizó en época de estiaje. También es posible imputarlo al bajo contenido de residuos de alimentos en los RSU iniciales (Tabla 3.2), lo cual se ratifica con los trabajos de Hernández-Berriel (2010), Hossain *et al.* (2012) y Sponza y Ağdağ (2004), cuyos contenidos de este subproducto fueron 34.25%, 16% y 75.21% respectivamente, sin embargo existen trabajos como el de Sandip *et al.* (2012) que reportan humedades bajas (16.78%Hbh) para altos contenidos de residuos orgánicos (69%), denotando que no es siempre una condición que se cumpla.

Durante la operación, con la recirculación de lixiviados a diferentes tasas y frecuencias, los RSU en los BLAB incrementaron su contenido de humedad a valores cercanos al 50%Hbh en los primeros 25 días de operación y se mantuvieron durante el experimento en 49.2-52.8 %Hbh. La prueba de ANOVA mostró que el contenido de humedad de los RSU a las diferentes frecuencias y tasas de recirculación de lixiviados (1-30, 1-40, 2-30, 2-40) no tuvieron diferencias significativas, lo cual es congruente con las Cc estimadas (Tabla 3.3) y confirma que las mezclas de RSU cargados en los BLAB fueron preparados adecuadamente. La serie de BLAB sin recirculación de lixiviados (blancos) no mostraron incrementos en este parámetro (Figura 3.19).

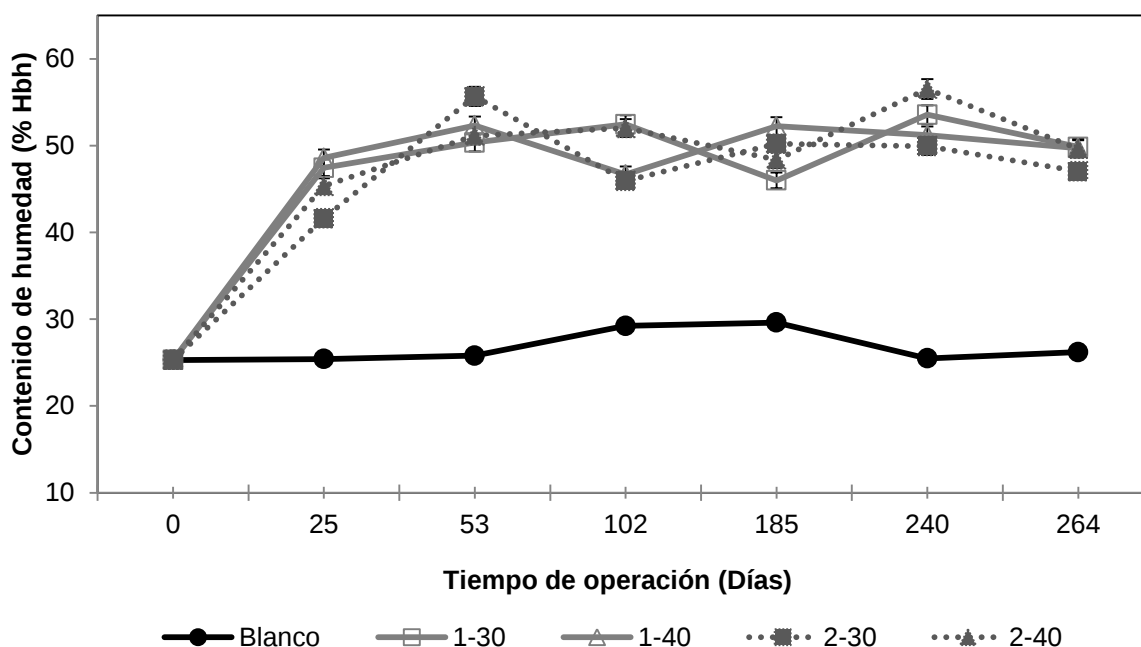


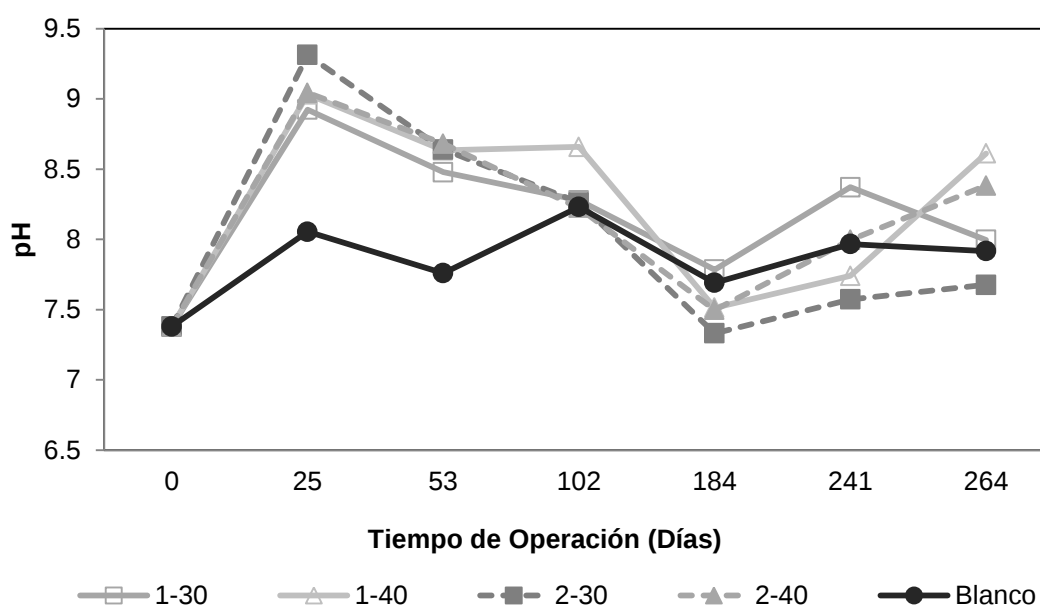
Figura 3. 19 Dinámica de contenido de humedad de los RSU descargados.

3.5.3 Dinámica de pH de los RSU

En la Figura 3.20 se muestra el pH de la matriz de RSU descargados, el cual inició alrededor de la neutralidad y se incrementó en todos los BLAB con recirculación a valores cercanos a 9.0 en el día 25 de operación, lo cual puede atribuirse a la transferencia de compuestos nitrogenados y ácidos húmicos de los LM recirculados (Hernández-Berriel 2010), para el día 53 decrementaron los valores de pH a 8.6 (5.18%), sin embargo no alcanzaron la neutralidad, lo que sugiere el comienzo de la hidrólisis de componentes y la formación de AOV, y explica la baja actividad microbiana y poca producción de biogas (Khalid *et al.*, 2011). Con el cambio de los LJ, en solo tres días los residuos desmontados (el día 102) disminuyeron sus valores de pH quedando de 2.9%, lo que confirma que la degradación se aceleró con este tipo de lixiviados.

En el día 184 el pH promedio de los residuos degradados de los BLAB de la serie 4 disminuye a 7.5, lo que demuestra que el cambio a LJ adicionó al sistema las condiciones favorables para una degradación anaerobia acelerada y el establecimiento de la fase metanogenica (Chugh *et al.*, 1998; Gómez-Romero *et al.*, 2008; Robles, 2008), lo cual coincide con el incremento en la producción de biogas y CH_4 a partir de este día.

Posteriormente al día 184 los valores de pH se incrementaron, lo cual se atribuyó a la alta concentración de la DQO, que inhibio la generación de AOV (Sponza y Ağdağ 2004; Benbelkacem *et al.*, 2010), sin embargo, de acuerdo a la producción de biogás se consideró que la fase metanogénica estaba establecida. Al final del experimento este parámetro alcanzó valores entre 7.7 y 8.6, los cuales son cercanos al pH óptimo de 8 reportado por Robles (2008).



Desviación Estándar ± 0.03

Figura 3. 20 Dinámica de pH de los RSU descargados.

3.5.4 Dinámicas de SVT y MO en RSU

El contenido de SVT se ha utilizado por varios autores para indicar la cantidad presente de MO en los RSU razón por la cual se discuten de manera conjunta (González *et al.*, 2011, Tchobanoglous *et al.*, 1994). En la Figura 3.21 se muestra el porcentaje de remoción de SVT de los RSU descargados de los diferentes BLAB, teniendo a partir del día 102 un incremento en los de mayor tasa (40%v/v), lo cual se atribuye al cambio de lixiviados recirculados.

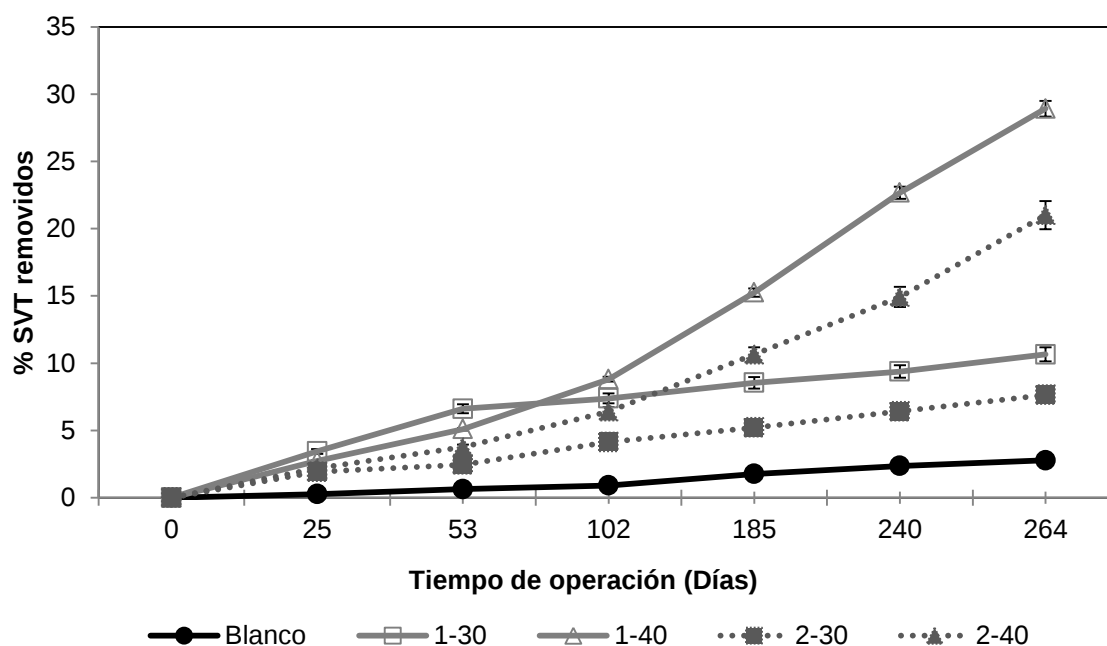


Figura 3. 21 Dinámica de SVT removidos de los RSU descargados

Los RSU cargados en los BLAB tuvieron 57.35%SVT, cantidad menor que la reportada por Hernandez-Berriel (2010) y Sandip *et al.* (2012), como se muestra en la Tabla 3.5. Al final de este experimento, el grupo de BLAB 2-30, 1-30, 2-40 y 1-40 presentaron respectivamente 52.97%SVT, 51.24%, 45.3% y 40.76 % SVT, siendo este último el grupo con la mayor cantidad de SVT removidos y los BLAB 2-30 los de menor remoción, lo que concuerda con las producciones de CH₄ acumulado (Figura 3.21). La mayor cantidad de SVT removida (BLAB 1-40) fue similar a la obtenida por

Hernandez-Berriel (2010) al 60%V de recirculación de lixiviados y menor a la reportada por Sandip *et al.* (2012), quienes tuvieron una mayor eficiencia (Tabla 3.5), lo cual se atribuye al mayor porcentaje de materiales biodegradables (76%) y a las condiciones de operación con las que realizaron su experimento, como la temperatura usada de 29.8°C.

Tabla 3. 5 Reportes de SVT y MO en procesos anaerobios

AUTOR	SVT (%)			MO (%)		
	INICIAL	FINAL	REMOCION	INICIAL	FINAL	REMOCION
Este trabajo	57.35	40.76	28.92	24.03	1-40 - 18.45 2-40 - 19.65	1-40 - 23.22 2-40 - 18.22
Delgado-Hernández (2013)	NR	NR	NR	19.56	1-40 - 13.93 2-40 - 10.61	1-40 - 28.78 2-40 - 45.75
Hernández-Berriel (2010)	79.53	54.88	30.99	NR	NR	NR
Sandip <i>et al.</i> (2012)	68.82	22.39	67.46	NR	NR	NR
Sponza y Ağdağ (2004)	NR	NR	NR	96.00	71.00	26.04

*NR- No reportado

El valor inicial de MO contenida en la mezcla de RSU cargada en todos los BLAB fue de 24.03%, lo cual se debió a la baja cantidad de alimentos obtenidos en la caracterización de los componentes iniciales (Tablas 3.1 y 3.2), que concuerda con lo reportado por Sponza y Ağdağ (2004), quienes cargaron entre un 75% y 95% de residuos de comida y tuvieron una cantidad superior al 96% de MO.

Debido a la degradación anaeróbica, la cantidad de MO de los RSU cargados, mostró un descenso respecto al valor inicial conforme avanzó el experimento, (Figura 3.22), hasta el día 51 la MO fue menor en los BLAB 1-30, que presentaron una mayor producción acumulada de biogas y CH₄ hasta ese día. Para el día 102 de operación la mayor degradación de la MO cambió a los BLAB 1-40 y así continuo hasta el final del experimento, con un valor final de 18.45%, lo que significa una remoción del 23.22% en 256 días de incubación anaerobia, mientras que Sponza y Ağdağ (2004) reportaron una cantidad de MO final de 71%, lo que representó una

remoción del 26.04% en 220 días de su experimento (Tabla 3.5), lo que sugiere que el control de temperatura a 35°C y la adición de lodos utilizados por Sponza y Ağdağ (2004) mejoró la degradación y, que en este experimento el uso de LM retardó el inicio de la metanogénesis. Por su parte Delgado-Hernández (2013) que trabajó con las mismas tasas y frecuencias de recirculación de lixiviados, reportó una cantidad de MO similar y determinó al igual que en este experimento, que la mayor degradación de los RSU se llevó a cabo a la tasa del 40% (Tabla 3.5). De acuerdo a los parámetros de contenido de humedad y pH de los RSU descargados se puede decir que se alcanzó a establecer la fase metanogénica, sin embargo por la cantidad de MO determinada en los mismos, se deduce que no fueron estabilizados, faltando por ser biodegradada sobre el 75% de la FO.

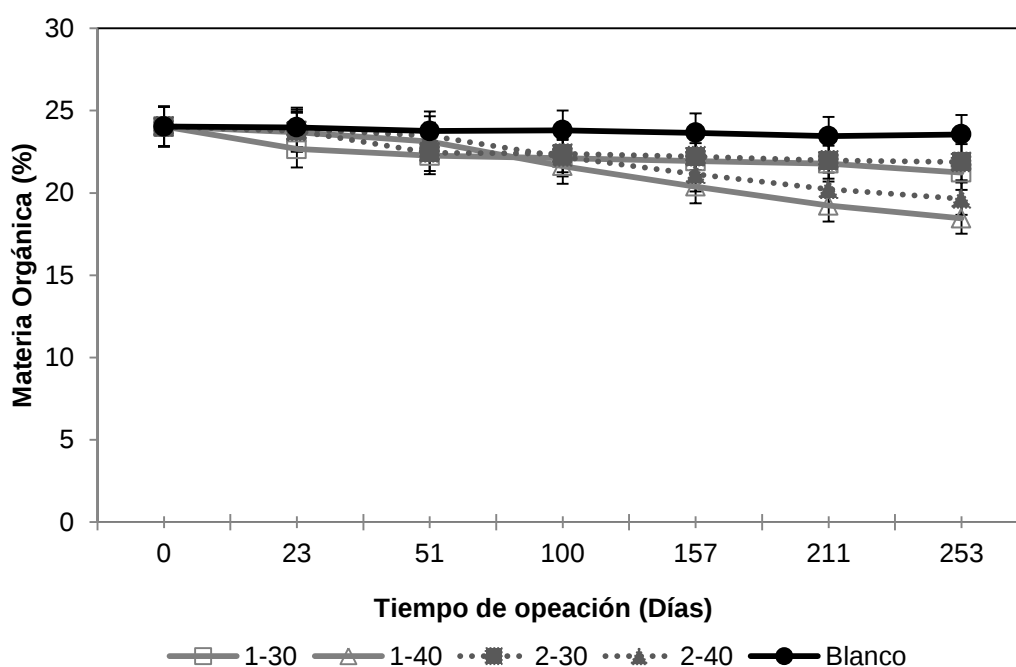


Figura 3. 22 Dinámica de contenido de materia orgánica en los RSU descargados.

3.5.5 Dinámicas de NT y C/N

El porcentaje de NT inicial fue de 0.6%, cantidad menor a la reportada por Hernandez-Berriel (2010) de 1.31%, lo que sugiere una cantidad menor de

aminoácidos (Kulikowska y Klimiuk, 2008) y se confirma con la baja cantidad de proteínas y compuestos cárnicos en los RSU iniciales del experimento; sin embargo fue similar a los datos reportados por Delgado-Hernández (2013), quien para el mismo sitio de disposición determinó una cantidad de 0.78% de NT en su mezcla de RSU inicial.

Durante todo el experimento la dinámica del porcentaje de NT fue similar para todos los tratamientos (Figura 3.23), lo cual se atribuye a la homogeneidad de los RSU cargados y a que la recirculación de lixiviados vuelve a introducir nitrógeno (amoníaco) al sistema (Delgado-Hernández 2013). Los residuos descargados al final alcanzaron valores entre 0.52 y 0.58 %NT debido a la biodegradación (Rout y Sharma 2010).

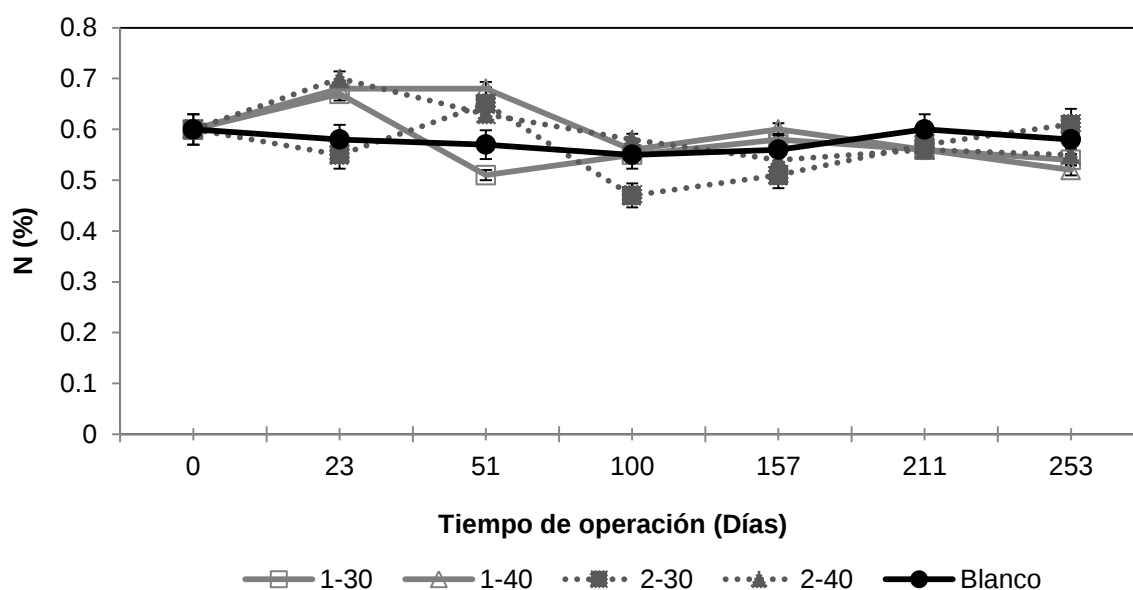


Figura 3. 23 Dinámica de contenido de nitrógeno en los RSU descargados.

La relación inicial de C/N fue mayor (Figura 3.24) al reportado por Delgado Hernández (2013) de 14.5 lo que sugiere que los ajustes realizados en la composición inicial del experimento mejoraron las condiciones para la degradación anaerobia, debido a que este valor se encuentra más cercano a 30, que es el óptimo

sugerido por Gunnerson *et al.* (1986). Investigaciones más recientes como la de Cho *et al.* (1995) mencionan un rango apropiado entre 12 y 30 para la digestión anaerobia; así como Lee *et al.* (2009), quienes reportaron para una relación C/N de 11.12, una producción de 403 ml CH₄/gSVT a una temperatura mesófila de 35°C en un periodo de 20 días.

Durante la investigación en este parámetro se observó un comportamiento ligeramente descendente, teniendo todos los BLAB al final del experimento una relación menor a la inicial, lo cual es consecuencia de la biodegradación anaerobia (Rout y Sharma 2010).

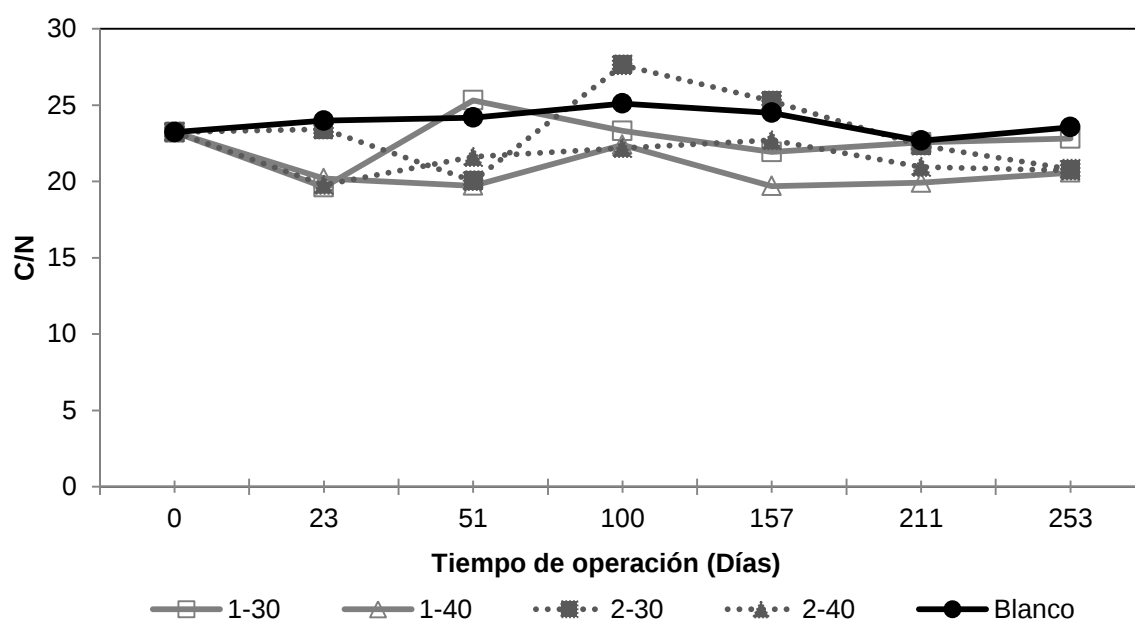


Figura 3. 24 Dinámica de la relación C/N en los RSU descargados.

CONCLUSIONES

Se realizó la caracterización de los RSU dispuestos en el RESA de Zinacantepec en época de estiaje, encontrando en mayor proporción el Plástico de Película, Varios y Finos, mientras que la FO fue menor a la reportada a nivel nacional.

La recirculación de LM a la matriz de los RSU cargados inicialmente no aportó las condiciones necesarias para propiciar la biodegradación acelerada de la MO y la generación de metano, aunque si redujo la CO en los lixiviados reportada como DQO.

La recirculación de LJ mejoro las condiciones en la matriz de RSU y favoreció la biodegradación acelerada, incrementando la generación de biogás y también del metano, sin embargo en el tiempo de experimentación no se logró llegar a la estabilización de los mismos, debido en parte a la recirculación inicial de LM.

Con la recirculación de LJ el grupo de BLAB con la mayor tasa y menor frecuencia de recirculación de lixiviados (1-40) tuvo la mejor producción de biogás con el mayor contenido de CH_4 acumulado, generando 7.42 y 5.4 L/kg SVT respectivamente, denotando el beneficio de recircular este tipo de lixiviados.

Los valores obtenidos de pH y contenido de humedad en los RSU descargados confirman que la fase metanogénica fue establecida, mientras que los contenidos de SVT y MO evidenciaron que no se logró su estabilización, faltando por ser biodegradada sobre el 75% de la FO.

RECOMENDACIONES

De acuerdo a los resultados del presente trabajo y a fin de que investigaciones sucesivas sobre la estabilización de los RSU alcancen dicha etapa, se recomienda utilizar lixiviados con altas cargas orgánicas reportadas como DQO (LJ), tener una temperatura ambiente controlada superior a los 25°C para mejorar las condiciones de la DA, prolongar el tiempo del experimento, y mantener en el depósito que funge como laguna de lixiviados, la misma cantidad inicial de lixiviados para evitar el aumento de la DQO por concentración.

REFERENCIAS

- Abbas A., Jingsong G., Zhi Ping L., Ying Ya P., Al-Rekabi W. (2009). Review on Landfill Leachate Treatments. *Journal of Applied Sciences Research*. 5(5). 534-545.
- Abu Qdais, H. A. and Alsheraideh, A. A. (2008). Kinetics of Solid Waste Biodegradation in Laboratory Lysimeters. *Jordan Journal of Civil Engineering*. V2. No. 1.
- APHA. (2005). *Standard Methods for Water and Wastewater Examination*. 21st ed. American Public Health Association-American Water Works Association, Water Environment Federation Publication, Washington, DC. USA.
- Aguilar-Virgen Q., Armijo-de Vega C., Taboada-González P.A., Ojeda-Benítez S. (2010). Municipal Solid Waste Generation and Characterization in Ensenada. *The Open Waste Management Journal*. Vol. 3. 140-145.
- Álvarez-Flores, C. (2008). ¿Por qué no se ha cumplido la norma NOM-083-SEMARNAT-2003?. *Memorias del XVI Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales*. FEMISCA, A.C. 21 al 26 de abril 2008, Cd. de México.
- Barlaz, M.A., Ham, R.K., and Schaefer D.M. (1989). Bacterial Population Development and Chemical Characteristics of Refuse Decomposition in a Simulated Sanitary Landfill. *Applied and environmental microbiology*. 55 (1). 55-65.
- Barlaz, M.A., Ham, R.K., and Schaefer D.M., y Isaacson R. (1990). Methane production from municipal refuse: a review of enhancement techniques and microbial dynamics. *Crit. Rev. Environmental Control*. 19(3). 557-584.
- Barlaz, M. A., Eleazer W. E., Odle W. S., III, Qian X., and Wang Y-S. (1997). *Biodegradative Analysis of Municipal Solid Waste in Laboratory-Scale Landfills*. Project Summary. Research and Development EPA/600/SR-97/071 September 1997. Environmental Protection Agency, National Risk Management, Research Laboratory Agency, Research Triangle Park NC 27711 United States.
- Behera S. K., Park J. M., Kim K. H., Park H. (2010). Methane production from food waste leachate in laboratory-scale simulated landfill. *Waste Management*. 30. 1502–1508.
- Benbelkacem H., Bayard R., Abdelhay A., Zhang Y., Gourdon R. (2010). Effect of leachate injection modes on municipal solid waste degradation in anaerobic bioreactor. *Bioresource Technology* 101. 5206–5212.
- Bergman, I., Klarqvist, M., and Nilsson, M. (2000). Seasonal variation in rates of methane production from peat of various botanical origins: effects of temperature and substrate quality. *FEMS Microbiology Ecology*. 33.181-189.
- Bernard C. and Merlin G. (1995). The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed. *Elsevier Science. The Science of the Total Environment*. 170.71-79.
- Bernache-Pérez G., Sánchez-Colón S., Garmendia A.M., Dávila-Villarreal A., Sánchez-Salazar M.E. (2001). Solid waste characterisation study in the

- Guadalajara Metropolitan Zone, Mexico. Waste Management & Research. 19.413–424.
- Borglin, S.E., Hazen T.C., Oldenburg C.M. and Zawislanski P.T. (2004). Comparison of Aerobic and Anaerobic Biotreatment of Municipal Solid Waste. Air & Waste Management Association. 54. 815-822.
- Buenrostro-Delgado O., G. Bocco, y G. Bernache. (2001). Urban solid waste generation and disposal in Mexico. A case study. Waste Management & Research. 19. 169-176.
- Buenrostro-Delgado O., Márquez-Benavides L. y Pinette-Gaona F. (2005). Caracterización de los residuos peligrosos en las viviendas de Morelia, Michoacán. *Memorias del Primer Congreso Interamericano de Residuos. Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS)*. División de Residuos. DIRSA. Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales, A.C. (FEMISCA) Sección Mexicana de la AIDIS. Merida, Yucatán, México.
- Buenrostro-Delgado, O., Ojeda-Benítez, S., Márquez-Benavides, L. (2007). Comparative analysis of hazardous household waste in two Mexican regions. Waste Management, 27(6). 792-801.
- Cho J.K., Park S.C., Chang H.N. (1995). Biochemical methane potential and solid state anaerobic digestion of Korean food wastes. Bioresource Technology. 52. 245–253.
- Castrillón L., Fernández-Nava Y., Rodríguez-Iglesias J., Marañón E., Berrueta J. (2008). Tratamiento de lixiviados de vertederos de residuos urbanos. I Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos REDISA.
- Castrillón L., Fernández-Nava Y., Ulmanu M., Anger I., Marañón E. (2010). Physico-chemical and biological treatment of MSW landfill leachate. Waste Management. 30. 228–235.
- Carrillo, L. (2003). Microbiología Agrícola. Universidad Nacional de Salta. Argentina. ISBN 987-9381-16-5
- CEPIS. (2002). Guía para el diseño, construcción y operación de rellenos sanitarios. (Documento Web, último acceso: 10 de Octubre, 2012). <http://www.cepis.ops-oms.org/eswww/fulltext/cursos/relleno/capitulo3.html>
- Cortinas de N. C. (2005). Residuos peligrosos y no peligrosos y su perspectiva en México. (Documento Web, último acceso: 10 de Octubre, 2012). http://www.prespyn.uanl.mx/especiales/2005/ee-12_2005/documentos/conferencias/01.pdf
- Chugh S., Clarke W., Pullammanappallil P., Rudolph V. (1998). Effect of recirculated leachate volume on MSW degradation. Waste Management & Research, 16(6). 564-573.
- Chugh S., Chynoweth D.P., Clarke W., Pullammanappallil P., Rudolph V. (1999). Degradation of unsorted municipal solid waste by a leach-bed process. Bioresource Technology. 69. 103-115.
- Delgado-Hernández María Claudia. (2013). Instituto Tecnológico de Toluca (Tesis de Maestría). Metepec, Estado de México, Agosto 2013. “Estudio de parámetros fisicoquímicos en lixiviados recirculados en residuos sólidos urbanos”.

- EPA (Environment Protection Agency), CalRecovery Inc. 1997. Capítulo 11. Rellenos Sanitarios. (Documento Web, Último acceso: Junio 9, 2014). <http://www.bvsde.paho.org/bvsars/fulltext/guia/cap11.pdf>
- Fitzke B., Blume T., Wienands H., Cambiella Á., (2013). Hybrid Processes for the Treatment of Leachate from Landfills. Springer Science-Business Media Dordrecht.
- Flores-González D. S. (2011). Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (Tesis de Maestría) Morelia, Michoacán 2011. "Recirculación de Lixiviados de Alta Carga Orgánica Bajo Régimen Mesofílico".
- Francois V., Feuillade G., Matejka, G., Lagier, T., Skhiri, N. (2007). Leachate recirculation effects on waste degradation: Study on columns. Waste Management and Research 27, 1259-1272.
- Gerardi M.H. (2003). The Microbiology of Anaerobic Digester. Wiley-Interscience. ISBN: 0-471-20693-8. USA.
- Gómez-Romero S. E., Gutiérrez Bustos D. C., Hernández Marín A., Hernández Rodríguez C. Z., Llosada Casallas M., Mantilla Vargas. (2008). Factores bióticos y abióticos que condicionan la biorremediación por *Pseudomonas* en suelos contaminados por hidrocarburos. NOVA – Publicación científica de ciencias biomédicas, 9(6). 101-212.
- González C., Buenrostro O., Marquez L., Hernández C., Moreno E., Robles F. (2011). Effect of Solid Wastes Composition and Confinement Time on Methane Production in a Dump. Journal of Environmental Protection, 2. 1310-1316
- Griffith, M. and Trois, C. (2006). Long-term emissions from mechanically biologically treated waste: Influence on leachate quality. Water SA. Vol. 32 No. 3. pp. 307-313.
- Gunnerson C., Stuckey D. (1986). Integrated Resource Recovery Anaerobic Digestion. Principles and Practices for Biogas Systems. World Bank Technical Paper Number 49. Washington, D.C., USA. pp. 13.
- HACH. Manual de Análisis de Agua. (1997). (Documento Web, Último acceso: Junio 9, 2014). <http://www.hach.com/quick.search-quick.search.jsa?keywords=an%C3%A1lisis+de+agua>.
- Henry Glynn J., Gary W. H. (1994). Ingeniería Ambiental. Prentice Hall Hispanoamericana, S.A. México, D.F., pp. 567–573.
- Hernández-Berriel M.C., Márquez-Benavides L., González-Pérez D.J., 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.
- Hernández-Berriel M.C. (2010). Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (Tesis doctoral) Morelia, Michoacán 2010. "Estabilización Acelerada de Residuos Sólidos Urbanos Mediante Humidificación y Recirculación de Lixiviados".
- Hossain, M.S., M.A. Gabr, and M.A. Barlaz. (2003). Relationship of Compressibility Parameters to Municipal Solid Waste Decomposition. ASCE. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering. December, 2003.1151-1158
- Hossain S. and Haque M. A. (2012). Effects of Intermixed Soils and Decomposition on Hydraulic Conductivity of Municipal Solid Waste in Bioreactor Landfills. Journal of Materials in Civil Engineering. 24(10).

- INE (Instituto Nacional de Ecología) (2012). Inventario nacional de emisiones de gases de efecto Invernadero. 2012. (Documento web: Último acceso Junio 9, 2014). <http://www2.ine.gob.mx/publicaciones/libros/685/inventario.pdf>
- Kelly, R.J., B.D. Shearer, J. Kim, C.D. Goldsmith, G.R. Hater, J.T. Novak. (2006). Relationships between analytical methods utilized as tools in the evaluation of landfill waste stability. *Waste Management and Research*, 26. 1349-1356.
- Khalid A., Arshad M., Anjum M., Mahmood T., Dawson L. (2011). The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Management* 31. 1737–1744.
- Klink R.E. y Ham R. K. (1982). Effects of moisture movement on methane production in solid waste landfill samples. *Resource Recovery and Conservation*. 8.29-41.
- Kulikowska D., Klimiuk E. (2008). The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Science Direct*, 99. 5981–5985.
- Lee D. H., Behera S. K., Kim J. W., Park H.S. (2009). Methane production potential of leachate generated from Korean food waste. *Waste Management*. 29. 876–882
- Ledakowicz S., Kaczorek K. (2004). Laboratory simulation of anaerobic digestion of municipal solid waste. *Journal of Environmental Science and Health*. A39. 859-871.
- LGPGIR. (2003). Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. Diario Oficial de la Federación (DOF, 2003). (Documento Web, Último acceso: Junio 9, 2014) http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/ref/lpggir/LGPGIR_orig_08oct03.pdf
- Mata J. (2003). Fundamentals of the Anaerobic Digestion Process. In *Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid. Wastes*. IWA Pub, London. Cap 1. 1-18
- Madigan M.T., Martinko J.M., Parker J. (2004). Brock, *Biología de los microorganismos*. Décima edición. Pearson Educación, S.A. Madrid, España. ISBN: 84-205-3679-2.
- Márquez-Benavides, L., Watson-Craik, I. (2003). Effect of intermediate soil cover on municipal solid waste decomposition. *Water Sci Technol*. 48 (4). 245-248.
- Montgomery D. (2003). Diseño y análisis de experimentos. Editorial Limusa S.A. de C.V. Grupo Noriega Editores. España. pp 154-192.
- Nedwell D.B. y Reynolds P.J. (1996). Treatment of landfill leachate by methanogenic and sulphate-reducing digestion. *Waste Management*. 30 (1). 21-28.
- Nguyena P. H. L., Kuruparana P., Visvanathan C. (2007). Anaerobic digestion of municipal solid waste as a treatment prior to landfill. *Bioresource Technology*. 98 (2). 380-387.
- OECD (Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico). (2013). Factbook 2013 Economic, Environmental and Social Statistics. (Documento Web, Último acceso: Junio 9, 2014). <http://dx.doi.org/10.1787/factbook-2014-en>
- O'Flaherty V.S., Colohan D., Mulkerrins, Colleran E. (1999). Effect of sulphate addition on volatile fatty acid and ethanol degradation in an anaerobic ibrid reactor. II: Microbial interactions and toxic effects. *Bioresource Technology*. 68 (2).109-120.
- Orta de Velázquez, M.T., R. Cruz-Rivera, N. Rojas-Valencia, I. Monje-Ramirez and J. Sánchez-Gómez, J. (2003). *Waste Management & Research*. Determination of field capacity of municipal solid waste with surcharg e simulation. 21(2).137-144.

- Palma G.J.H., Valenzuela P.I.T., Espinace A.R.H. (2001). Reducción de los tiempos de estabilización en Rellenos Sanitarios operados con recirculación de lixiviados tratados. Memorias del XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Brasil.
- Pohland F.G. y Kim J.C. (1999). "In situ" anaerobic treatment of leachate in landfill bioreactors. *Water Science & Technology*. 40(8).203-210
- PROPAEM (Procuraduría de protección al ambiente del estado de México) (2014). Normas técnicas estatales ambientales. (Documento Web, Último acceso: Junio 9, 2014).
http://portal2.edomex.gob.mx/propaem/disposiciones_juridicas/normas_tecnicas_estatales_ambientales/index.htm
- Qian X. y Barlaz M.A. (1996). Enumeration of anaerobic refuse decomposing microorganisms on refuse constituents. *Waste Management and Research*. 14 (2).151-161.
- Rajasekaran P., Murugesan R., Palanisamy A. (1986). Influence of temperature on microbial numbers and biogas production of some anaerobically digested waste. *Agricultural Wastes*. 17(2).83-89.
- Reinhart D.R. y Al-Yousfi A.B. (1996). The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics. *Waste Management and Research*. 14.337-346.
- Reinhart D.R., McCreanor P.T., Townsend T.G. (2002). The bioreactor landfill: Its status and future. *Waste Manage Res*. 20.172–186.
- Robles F. (2008). Generación de Biogás y Lixiviados en los Rellenos Sanitarios. Publicaciones Instituto Politécnico Nacional, México D.F., pp. 115.
- Rodríguez J., Castrillón L., Marañón E., Sastre H., Fernández E. (2004). Removal of non-biodegradable organic matter from landfill leachates by adsorption. *Water Research*, 38. 3297–3303.
- Rodríguez-Salinas M. A. y Domínguez-Mares M. (2008). Experiencias de la GTZ en los Procesos de Elaboración y Ejecución de Programas Municipales para la Prevención y Gestión Integral de Residuos Sólidos Urbanos. *Memorias del XVI Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales*. FEMISCA, A.C. 21 al 26 de abril 2008, Cd. de México.
- Rout C. y Sharma A. (2010). Municipal Solid Waste Stabilisation by Leachate Recirculation: A case study of Ambala City. *International Journal of Environmental Sciences*. Vol. 1, No. 4.
- Šan I. y Onay T.T. (2001). Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation. *Journal of Hazardous Materials B87*, 259–271.
- Sánchez-Gómez J. (2006). Bio-rellenos metanogénicos: opción sustentable para la disposición final de los residuos sólidos. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*. 1(1). s/p.
- Sandip M., Kanchan K., Ashok B. (2012). Enhancement of methane production and bio-stabilisation of municipal solid waste in anaerobic bioreactor landfill. *Bioresource Technology*. 110. 10–17.

- Saunders F.W.N., Thomas T., Curmi P.M.G., Mattick J. S., Kuczek E., Slade R., Davis J., Franzmann P. D., Boone D., Rusterholtz K., Feldman R., Gates C., Bench S., Sowers K., Kadner K., Aerts A., Dehal P., Detter C., Glavina T., Lucas S., Richardson P., Larimer F., Hauser L., Land M., Cavicchioli R. (2003). Mechanisms of Thermal Adaptation Revealed from the Genomes of the Antarctic Archaea *Methanogenium frigidum* and *Methanococcoides burtonii*. Published by Cold Spring Harbor Laboratory Press. (Documento Web, Último acceso: 10 de Octubre, 2012). www.genome.org
- SEGEM y GTZ. (2000). Alternativas de rellenos sanitarios (Guía de toma de decisiones). Secretaría de Ecología del Gobierno del Estado de México y Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (Agencia de Cooperación Técnica Alemana). México.
- Schiappacasse M.C., Chamy R., Poirrier P. (2008). Efecto de la recirculación de lixiviado tratado en el comportamiento del relleno sanitario. Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica. 4(1): s/p
- Schiappacasse M.C., Palma J., Poirrier P., Ruiz-Filippi G., Chamy R. (2010). Mejoras en el diseño de relleno sanitario mediante la recirculación de los lixiviados tratados anaeróbicamente: la generación de criterios de diseño avanzadas. Electronic Journal of Biotechnology, 3(13). s/p
- SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2008). Informe de la situación del medio ambiente en México, Compendio de estadísticas ambientales. (Documento Web, Último acceso: 9 Junio, 2013) <http://es.scribd.com/doc/51308030/Situacion-medio-ambiente-en-Mexico-2008-estadisticas-ambientales>
- SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2012). Informe de la situación de medio ambiente en México, Compendio de estadísticas ambientales. (Documento Web, Último acceso: Junio 9, 2014) http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_12/07_residuos/cap7_1.html
- SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2014a). Consulta temática. (Documento Web, Último acceso: Junio 9, 2014) http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/approot/dgeia_mce/html/mce_index.html
- SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales). (2014b). Indicadores básicos del desempeño ambiental de México. (Documento Web, Último acceso: Junio 9, 2014) http://app1.semarnat.gob.mx/dgeia/indicadores12/conjuntob/04_res_solidos/04_res_solidos_esquema.html
- SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales) (2014c). Normas mexicanas vigentes. (Documento Web, Último acceso: Junio 9, 2014) <http://www.semarnat.gob.mx/leyes-y-normas>
- Sinan B. M., Demir A., Ozkaya B. (2007). Influence of leachate recirculation on aerobic and anaerobic decomposition of solid wastes. Journal of hazardous materials. 143 (2):177-183.
- Sponza D.T. y Ağdağ O.N. (2004). Impact of leachate recirculation and recirculation volume on stabilization of municipal solid wastes in simulated anaerobic bioreactors. Process Biochemistry 39, 2157–2165.

- Tchobanoglous G., Theisen H., Vigil S. (1994). *Gestión Integral de Residuos Sólidos*. McGraw-Hill-INTERAMERICANA DE ESPAÑA, S.A. México, D.F. Vol. I, pp. 316-323.
- Traversi D., Villa S., Aciri M., Pietrangeli B., Degan R., and Gilli G. (2011). The role of different methanogen groups evaluated by Real-Time qPCR as high-efficiency bioindicators of wet anaerobic co-digestion of organic waste. *AMB Express a SpringerOpen Journal*. 1:28.
- Trejo Vázquez Rodolfo (1999). *Procesamiento de la basura urbana*. Editorial Trillas. Cuarta Edición.
- Uke M. N., Stentiford E. (2013). Enhancement of the anaerobic hydrolysis and fermentation of municipal solid waste in leach bed reactors by varying flow direction during water addition and leachate recycle. *Waste Management*. 33. 1425–1433
- Vázquez-Mújica P. Ma. y González-Herrera R. A. (2006). Hidrogeoquímica de la zona del exbasurero de la ciudad de Mérida, Yucatán. *Memorias del XV Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales*. 24 al 26 de mayo del 2006. EXPO Guadalajara, Jal.
- Varank G., Demir A., Top S., Sekman E., Akkaya E., Yetilmezsoy K., Sinan M. B. (2011). Migration behavior of landfill leachate contaminants through alternative composite liners. *Science of the Total Environment*. 409. 3183–3196.
- Wang Y.S., Byrd C.S., Barlaz M.A. (1994). Anaerobic biodegradability of cellulose and hemicellulose in excavated refuse samples using a biochemical methane potential assay. *Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology*, 13 (3). 147-153
- Wilshusen J.H., Hettiaratchi J.P.A., Stein V.B. (2004). Long-term behavior of passively aerated compost methanotrophic biofilter columns. *Elsevier Ltd. Waste Management*, 24(7).643-653.
- Zhou Xiao-zhi, Sang Shu-xun, Cao Li-wen. (2012). Municipal solid waste degradation and landfill gas resources characteristics in self-recirculating sequencing batch bioreactor landfill. *Springer*, 19. 3551-3557.

ANEXO A

MANTENIMIENTO DE BLAB Y SISTEMAS ADICIONALES

En el presente anexo se describen las actividades que se realizaron para armar los BLAB y ponerlos puesta a punto, como son el mantenimiento de componentes, y pruebas de hermeticidad, así como la elaboración de los sistemas adicionales para la operación del experimento (sistemas de biogás y recirculación de lixiviados), y el cargado de los BLAB con los RSU.

- a) Mantenimiento de componentes. Todas las partes de los BLAB se limpiaron y se dejaron listar para ensamblar los BLAB (Figura A.1).



Figura A.1 Antes y después de la limpieza de los BLAB

- b) Armado de BLAB y pruebas de hermeticidad. Se armaron 30 biorreactores a escala laboratorio elaborados con un cuerpo de PVC de 18 cm de altura y 4.5 cm de diámetro interno, con un domo para coleccionar el biogás generado y un fondo para la descarga de lixiviados. Cada biorreactor tiene una capacidad de 412.2 ml y contiene empaques de neopreno, bridas y tornillos.

Una vez armados los 30 BLAB se realizaron pruebas neumáticas de hermeticidad, las cuales consistieron en aplicar aire a presión, colocar jabonadura y observar que no exista formación de burbujas (Figura A.2).



Figura A.2 Pruebas de hermeticidad a) con fuga, b) sin fuga

Los puntos a revisar en cada BLAB para asegurar hermeticidad fueron en el domo la entrada de recirculación de lixiviado, la salida de biogás, y la unión de la parte superior del domo con el cilindro donde fue colocada la brida; la unión del domo con el cuerpo del biorreactor; y en la parte inferior, la unión del fondo con el cuerpo del biorreactor, la unión de la parte inferior del fondo con el cilindro donde se coloca la brida, y la salida del lixiviado (Figura A.3).

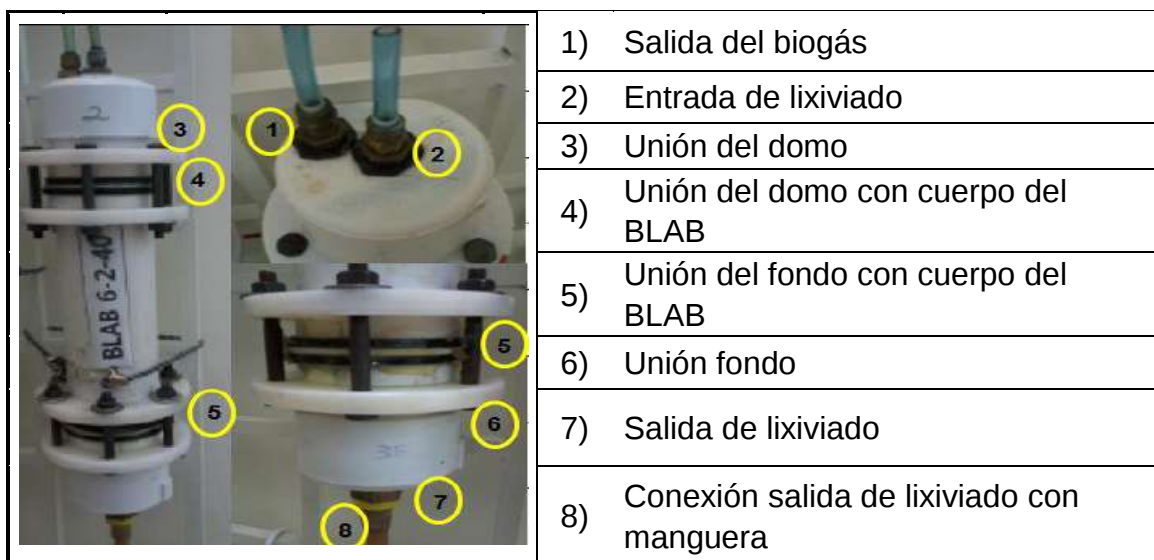


Figura A.3 Puntos donde se realizan pruebas de hermeticidad.

Después de las pruebas de hermeticidad se tuvieron 30 BLAB con cero fugas listos para ser cargados con los RSU.

- c) Armado de sistemas de medición de biogás. Se utilizarón 30 frascos de vidrio de 160 ml los cuales fueron graduados cada 10ml; 30 tapones de hule de 2 pulgadas a los cuales se les realizan dos perforaciones en las que se introducen dos pedazos de vidrio de $\frac{1}{4}$ in por donde se desplazara la salmuera en proporción al biogás producido y manguera de latex (Figura A.4). Todas las uniones fueron selladas con silicón y sinchos para asegurar un cierre hermetico.



Figura A.4 Sistema de biogás

d) Instalación del sistema de recirculación de lixiviados. Para la captación de lixiviados se usaron 30 frascos de vidrio de 450 ml graduados también cada 10 ml, tapones de hule de 1 ½ in a los cuales se les realizaron dos perforaciones en las que se introducen dos pedazos de vidrio de ¼ in, uno por donde fluira el lixiviado procedente del BLAB y otro que fungió como valvula de escape el cual fue tapado para evitar la entrada de aire (Figura A.5).



Figura A.5 Sistema para captación de lixiviados.

Para realizar la recirculación de lixiviados se usaron 4 bombas peristálticas marca Master Flex CS, las cuales fueron calibradas a un flujo de 2 ml/min, para tener una inyección constante y homogénea. La calibración de las bombas se realizó a diferentes velocidades en ml/min y se contabilizaron las rpm correspondientes (Figura A.6).



Figura A.6 Calibración de bombas peristálticas.

En la Tabla A.1 se muestran las rpm a las que se operó cada bomba, el flujo promedio obtenido y el tiempo de recirculación al 30%V y 40%V.

Tabla A.1 RPM y flujo promedio de las bombas peristálticas

BOMBA	RPM	FLUJO PROMEDIO (ml/min)	t 30%V min (123.66 ml)	t 40%V min (164.88 ml)
1	44	2.025	61	81
2	44	2.0625	60	80
3	49	2.05	60	80
4	39	2.045	60	81

e) Cargado de BLAB. De acuerdo a los pesos reportados en la Tabla 4.2, se realizó una mezcla homogénea con los subproductos (Figura A.7).



Figura A.7 Mezcla homogénea de los componentes cargados en los BLAB

Posteriormente se comenzó a llenar el BLAB (Figura A.8) realizando una compresión tal que no sobraran RSU por ser cargados y que no hubiera espacio en la parte superior, es decir los RSU quedaron a la altura del cuerpo del biorreactor (Figura A.9), con esto se garantizó una densidad de compactación aproximada al dato con el que fueron realizados los cálculos.



Figura A.8 Llenado de biorreactor con mezcla de RSU.



Figura A.9 BLAB cargado con RSU.

Después se realizó el ensamble del domo colocando previamente los empaques con el distribuidor de plástico aplicando una ligera capa de silicón y apretando los tornillos alternadamente (Figura A.10).



Figura A.10 Colocación de empaques superiores y domo en el BLAB.

Una vez cargados y armados todos los BLAB se realizaron pruebas de hermeticidad, para asegurar que el proceso esté libre de fugas, los BLAB que presentaron fugas se desarmaron, repararon y probaron nuevamente.

ANEXO B

ANÁLISIS ESTADÍSTICO PARA LOS LIXIVIADOS RECIRCULADOS (LR) Y LIXIVIADOS DRENADOS (LD) DE LOS BLAB CON RECIRCULACIÓN DE LIXIVIADOS A DOS TASAS Y DOS FRECUENCIAS

En el siguiente apartado se describe el Análisis de la Varianza (ANOVA) y Prueba de Tukey HDS (95% de confianza) entre los LR y LD de los BLAB de cada frecuencia y tasa de recirculación de lixiviados.

Para determinar si existían diferencias significativas entre las 2 frecuencias y 2 tasas de recirculación de lixiviados (1-30, 1-40, 2-30, 2-40), se realizó a cada parámetro una prueba de ANOVA con un nivel de significancia del 95%. Para ello, se declararon las hipótesis nulas respectivas para cada parámetro. Como ejemplo, enseguida se muestra la hipótesis nula H_0 (Ec B.1) de manera estadística para el pH entre las dos tasas y dos frecuencias de recirculación de lixiviados, denominados LD1-30, LD1-40, LD2-30 y LD2-40.

“No existen diferencias entre las medias (μ) de los valores de pH de los LD de los BLAB operados a las diferentes frecuencias y tasas de recirculación de lixiviados durante todo el experimento”

$$H_0 : \mu_{LD1-30} = \mu_{LD1-40} = \mu_{LD2-30} = \mu_{LD2-40} \quad (\text{Ec. B.1})$$

Y la hipótesis alternativa H_a (Ec. B.2):

“Existen diferencias entre las medias (μ) de los valores de pH de los LD de los BLAB operados a las diferentes frecuencias y tasas de recirculación de lixiviados durante todo el experimento”

$$H_a: \mu_{1-30} \neq \mu_{1-40} \neq \mu_{2-30} \neq \mu_{2-40} \quad (\text{Ec B.2})$$

La hipótesis fue probada para todo el experimento comprobándose para el pH la H_o , ya que el valor de la probabilidad fue 0.271 ($p > 0.05$) (Figura B.1), así como para cada una de las tres fases consideradas; comprobando la H_o para la fase inicial con recirculación de LM, la H_a para la fase ácida y H_o para la fase metanogénica (Figura B.2– B.4). (Montgomery, 2003).

La Tabla B.1 muestra los resultados estadísticos para los parámetros de pH, Conductividad, temperatura y DQO comparando solo los LD de cada grupo de BLAB (LD1-30, LD1-40, LD2-30, LD2-40).

Tabla B.1 Estadísticos calculados para los LD

Etapa	pH		Conductividad		Temperatura		DQO	
	Valor p	Ho	Valor p	Ho	Valor p	Ho	Valor p	Ho
Todo el experimento	0.271	Acepta Fig.B.1	0.985	Acepta Fig.B.5	0.152	Acepta Fig.B.9	0.997	Acepta Fig.B.13
Fase Inicial con LM	0.803	Acepta Fig.B.2	0.992	Acepta Fig.B.6	0.468	Acepta Fig.B.10	0.075	Acepta Fig.B.14
Fase Ácida con LJ	0.001	Rechaza Fig.B.3	0.014	Rechaza Fig.B.7	0.17	Acepta Fig.B.11	0.768	Acepta Fig.B.15
Fase Metanogénica	0.13	Acepta Fig.B.4	0.926	Acepta Fig.B.8	0.674	Acepta Fig.B.12	0.899	Acepta Fig.B.16

*Valor $p < 0.05$ se rechaza H_o ; Valor $p > 0.05$ se acepta H_o (Montgomery, 2003)

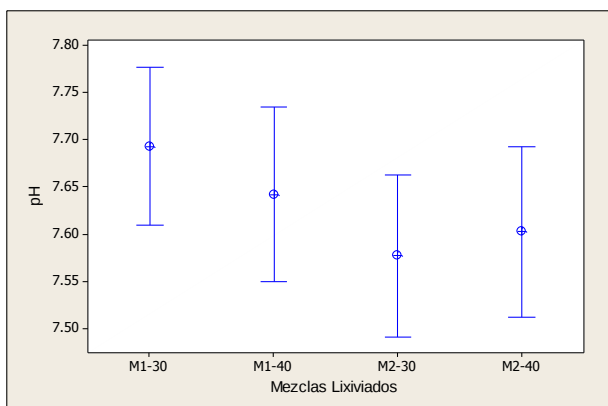


Figura B.1 ANOVA para el pH de los LD experimento completo $p = 0.271$

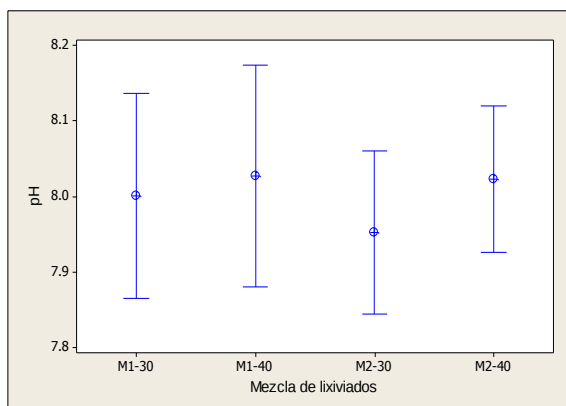


Figura B.2 ANOVA para el pH de los LD fase inicial $p = 0.803$

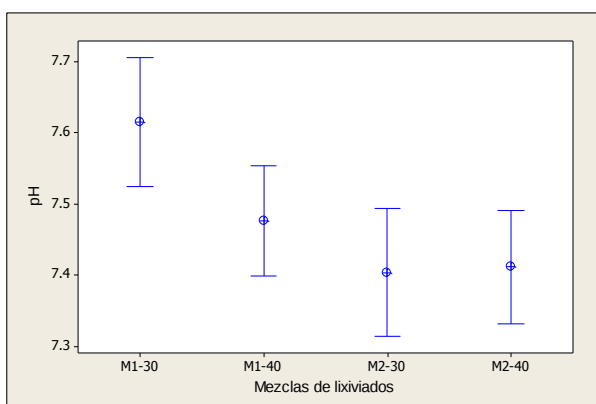


Figura B.3 ANOVA para el pH de los LD fase acida $p = 0.001$

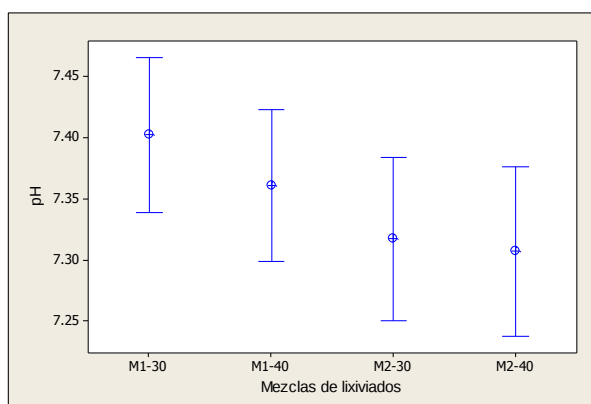


Figura B.4 ANOVA para el pH de los MLD fase metanogénica $p = 0.13$

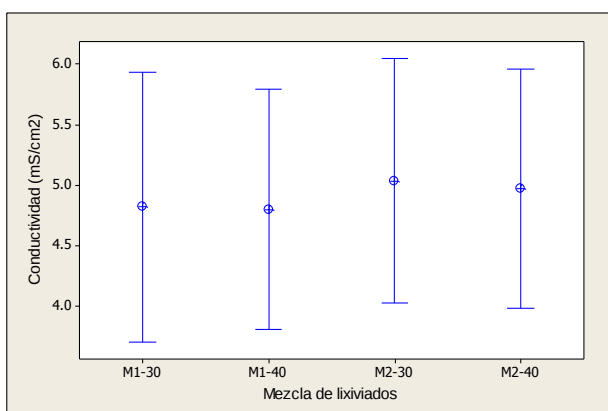


Figura B.5 ANOVA para la conductividad de los LD experimento completo $p = 0.985$

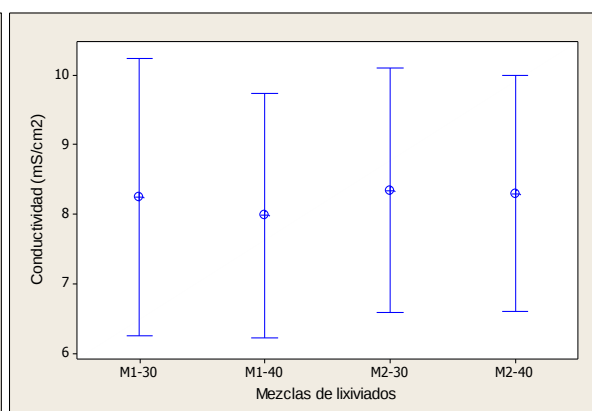


Figura B.6 ANOVA para la conductividad de los LD fase inicial $p = 0.992$

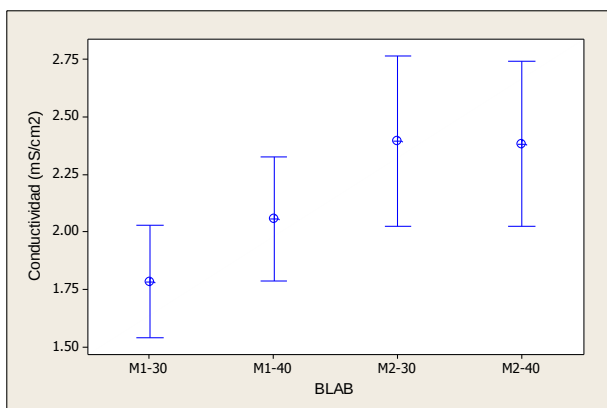


Figura B.7 ANOVA para la conductividad de los LD fase acida
 $p = 0.014$

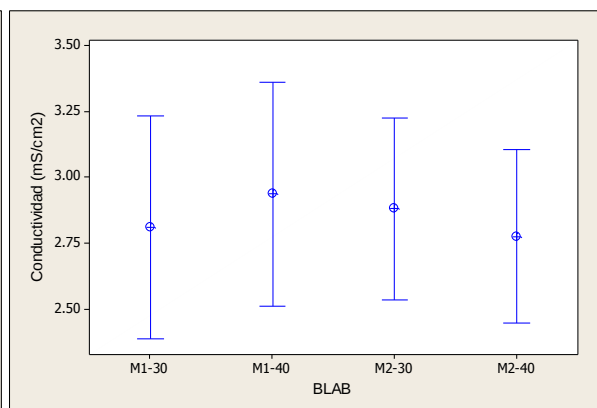


Figura B.8 ANOVA para la conductividad de los LD fase metanogénica
 $p = 0.926$

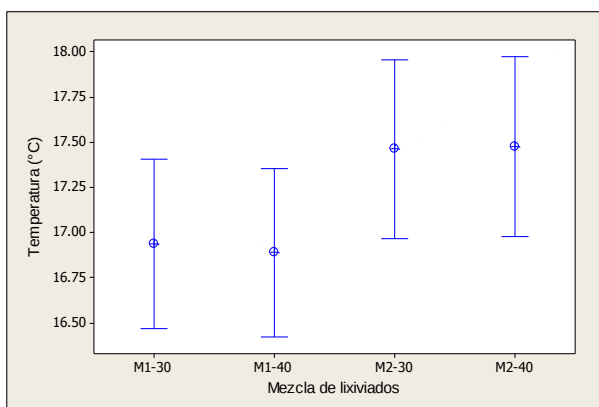


Figura B.9 ANOVA para la temperatura de los LD experimento completo
 $p = 0.152$

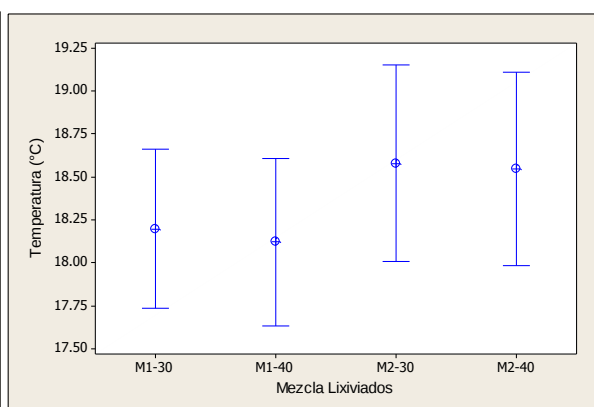


Figura B.10 ANOVA para la temperatura de los LD fase inicial
 $p = 0.468$

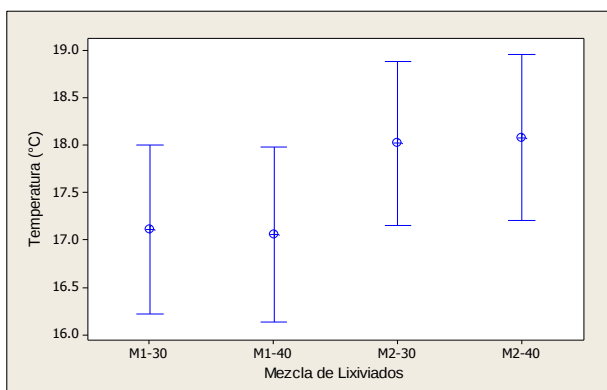


Figura B.11 ANOVA para la temperatura de los LD fase acida
 $p = 0.17$

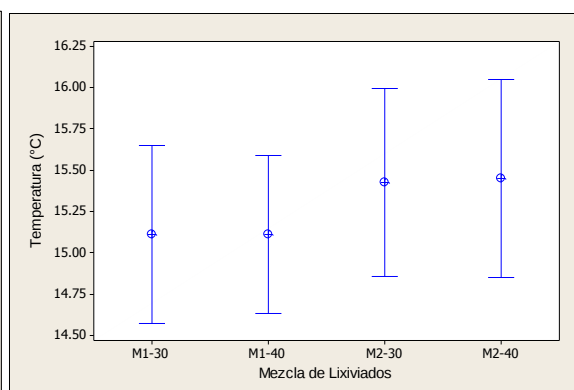


Figura B.12 ANOVA para la temperatura de los LD fase metanogénica
 $p = 0.674$

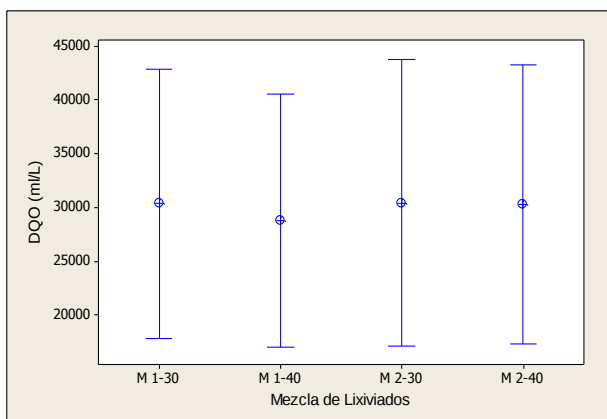


Figura B.13 ANOVA para la DQO de los LD experimento completo $p = 0.997$

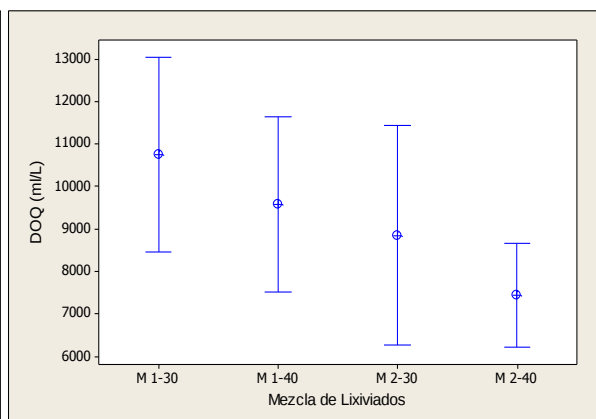


Figura B.14 ANOVA para la DQO de los LD fase inicial $p = 0.075$

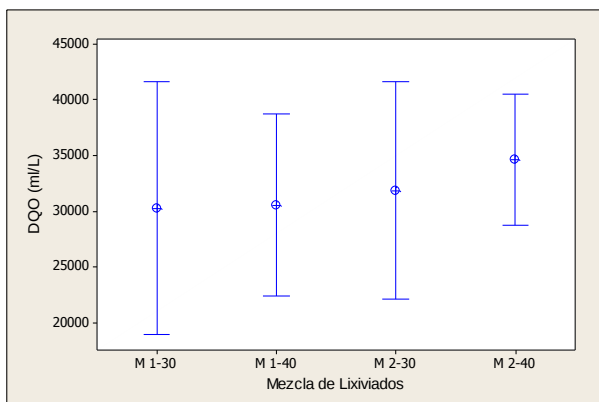


Figura B.15 ANOVA para la DQO de los LD fase ácida $p = 0.768$

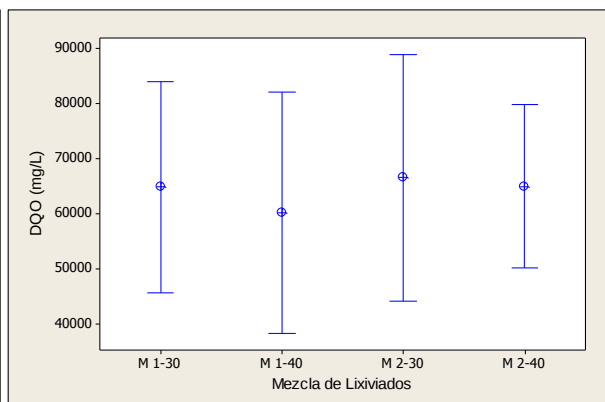


Figura B.16 ANOVA para la DQO de los LD fase metanogénica $p = 0.899$

En la Tabla B.2 se presenta el análisis con Tukey HDS para los ANOVA de los LD que fueron significativamente diferentes.

Tabla B.2 Resultados del análisis con Tukey HDS para los LD

Etapa	pH		Conductividad	
	Tratamiento	Grupo	Tratamiento	Grupo
Fase Acida	1-30	A	1-30	A
	1-40	A B	1-40	A
	2-30	B	2-30	A
	2-40	B	2-40	A

*Letras diferentes son significativamente diferentes

La Tabla B.3 muestra los resultados estadísticos para los parámetros de pH, Conductividad, Temperatura y DQO de los LR y los LD de cada grupo de BLAB (LD1-30, LD1-40, LD2-30, LD2-40).

Tabla B.3 Estadísticos calculados para LR y LD

Etapa	pH		Conductividad		Temperatura		DQO	
	Valor p	Ho	Valor p	Ho	Valor p	Ho	Valor p	Ho
Todo el experimento	0.073	Acepta Fig.B.17	0.997	Acepta Fig.B.21	0.237	Acepta Fig.B.25	0.91	Acepta Fig.B.29
Fase Inicial con LM	0.00	Rechaza Fig.B.18	0.997	Acepta Fig.B.22	0.588	Acepta Fig.B.26	0.024	Rechaza Fig.B.30
Fase Acida con LJ	0.00	Rechaza Fig.B.19	0.014	Rechaza Fig.B.23	0.22	Acepta Fig.B.27	0.094	Acepta Fig.B.31
Fase Metanogénica	0.002	Rechaza Fig.B.20	0.877	Acepta Fig.B.24	0.849	Acepta Fig.B.28	0.076	Acepta Fig.B.32

*Valor $p < 0.05$ se rechaza H_0 ; Valor $p > 0.05$ se acepta H_0 (Montgomery, 2003)

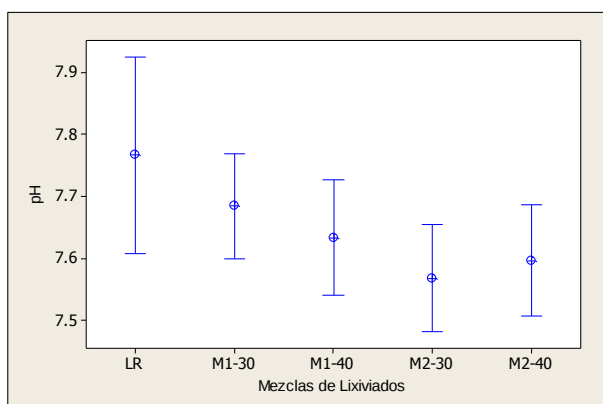


Figura B.17 ANOVA para el pH de los LR y LD experimento completo $p = 0.073$

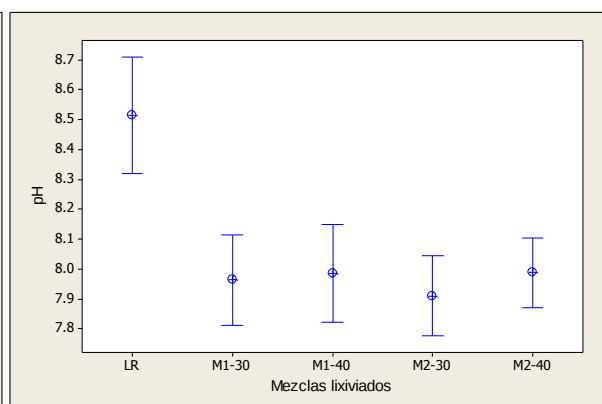


Figura B.18 ANOVA para el pH de los LR y LD fase inicial $p = 0.00$

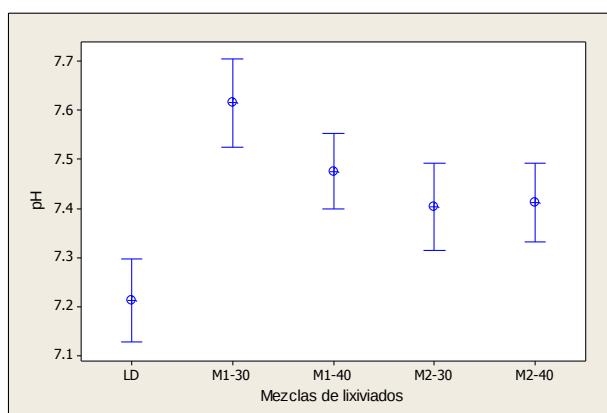


Figura B.19 ANOVA para el pH de los LR y LD fase ácida $p = 0.00$

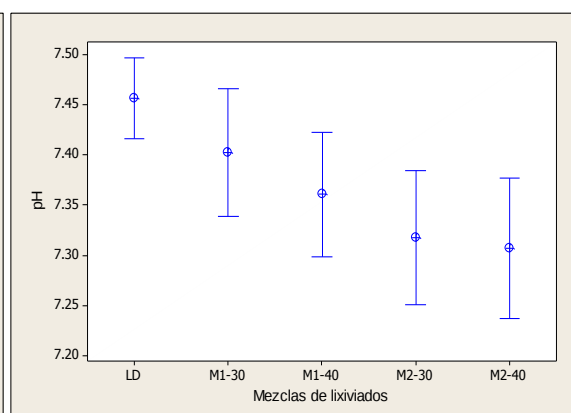


Figura B.20 ANOVA para el pH de los LR y LD fase metanogénica $p = 0.002$

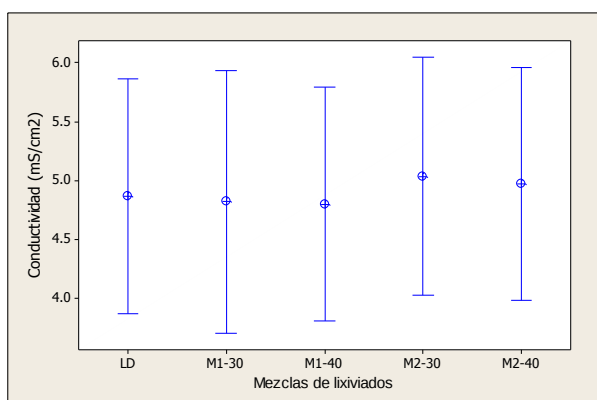


Figura B.21 ANOVA para la conductividad de los LR y LD experimento completo $p = 0.997$

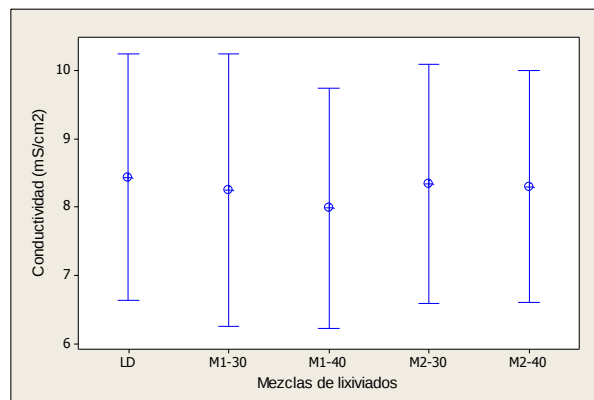


Figura B.22 ANOVA para la conductividad de los LR y LD fase inicial $p = 0.997$

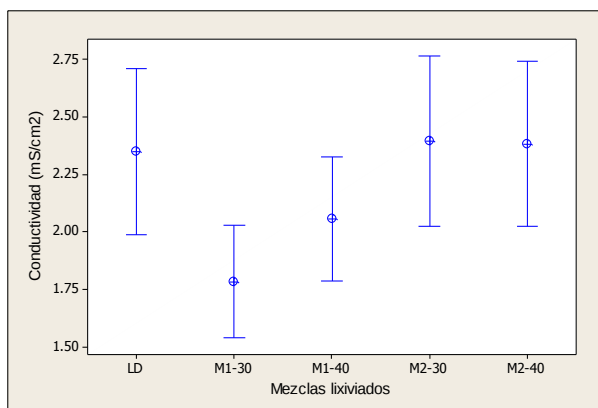


Figura B.23 ANOVA para la conductividad de los LR y LD fase ácida $p = 0.014$

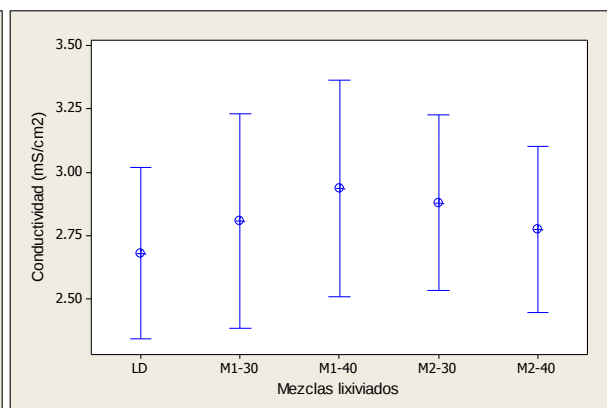


Figura B.24 ANOVA para la conductividad de los LR y LD fase metanogénica $p = 0.877$

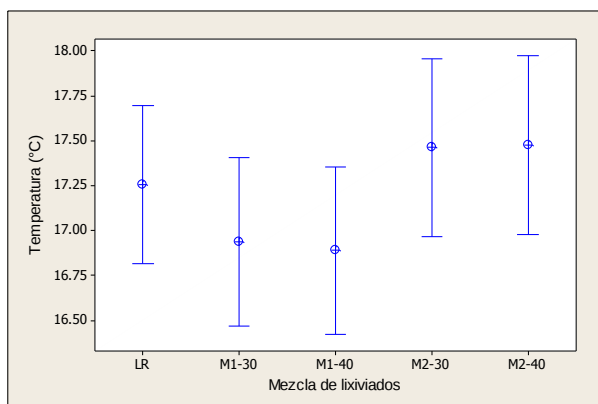


Figura B.25 ANOVA para la temperatura de los LR y LD experimento completo $p = 0.237$

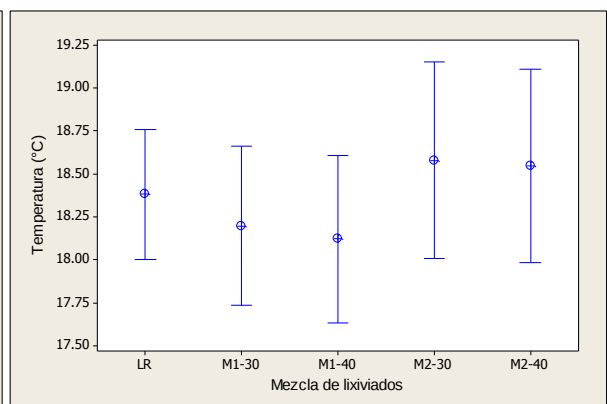


Figura B.26 ANOVA para la temperatura de los LR y LD fase inicial $p = 0.588$

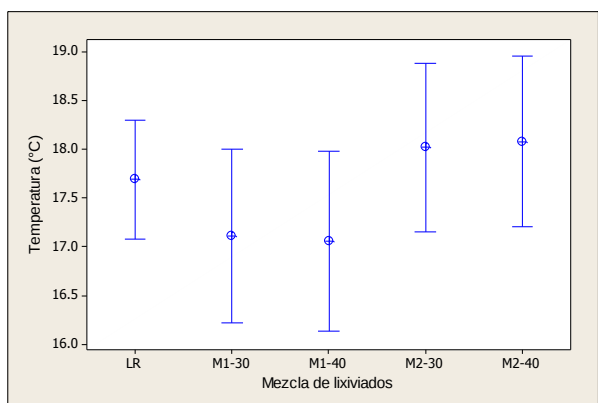


Figura B.27 ANOVA para la temperatura de los LR y LD fase ácida $p = 0.22$

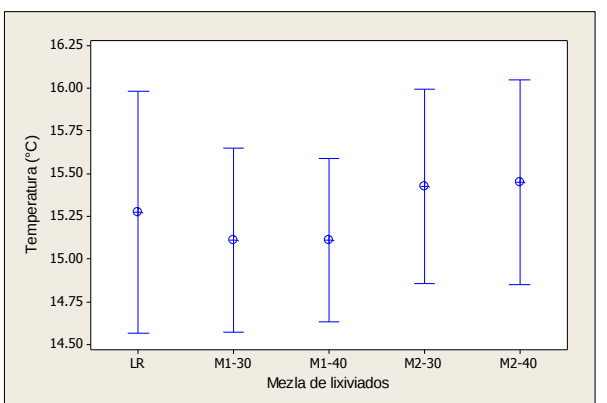


Figura B.28 ANOVA para la temperatura de los LR y LD fase metanogénica $p = 0.849$

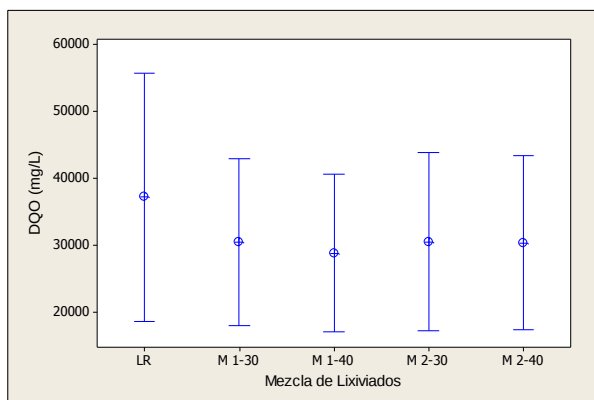


Figura B.29 ANOVA para la DQO de los LR y LD experimento completo $p = 0.91$

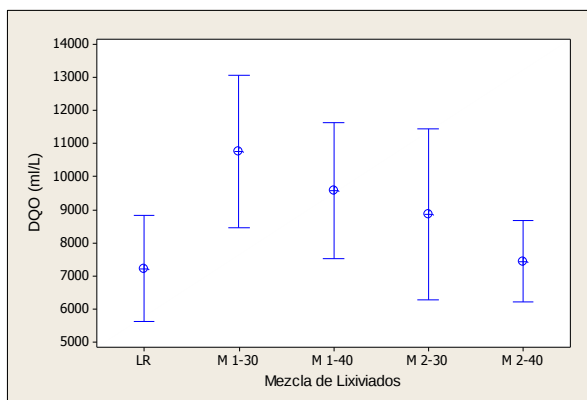


Figura B.30 ANOVA para la DQO de los LR y LD fase inicial $p = 0.024$

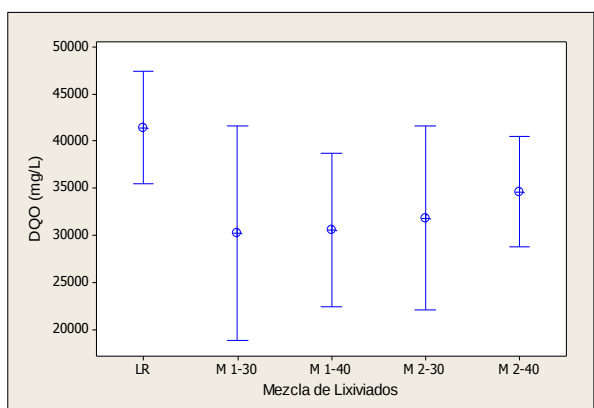


Figura B.31 ANOVA para la DQO de los LR y LD fase ácida $p = 0.094$

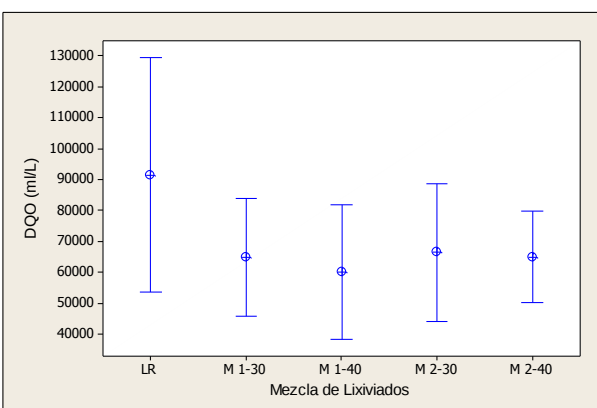


Figura B.32 ANOVA para la DQO de los LR y LD fase metanogénica $p = 0.076$

En la Tabla B.4 se presenta los resultados del análisis con Tukey HDS para los ANOVA de los LR y LD que fueron significativamente diferentes.

Tabla B.4 Resultados del análisis con Tukey HDS para LR y LD

Etapa	pH		Conductividad		DQO	
	Tratamiento	Grupo	Tratamiento	Grupo	Tratamiento	Grupo
Fase con LM	LR	A			LR	B
	1-30	B			1-30	A
	1-40	B	---	---	1-40	A B
	2-30	B			2-30	A B
	2-40	B			2-40	A B
Fase Ácida	LR	C				
	1-30	A				
	1-40	A B	---	---	---	---
	2-30	B				
	2-40	B				
Fase Metanogénica	LR	A				
	1-30	A B				
	1-40	A B	---	---	---	---
	2-30	B				
	2-40	B				

*Letras diferentes son significativamente diferentes

ANEXO C

ANÁLISIS ESTADÍSTICO PARA EL BIOGÁS Y CH₄ PRODUCIDO POR LOS BLAB CON LA RECIRCULACIÓN DE LIXIVIADOS A DOS TASAS FRECUENCIAS

En el siguiente apartado se describe el Análisis de la Varianza (ANOVA) y Prueba de Tukey (95% de confianza) entre el biogás y CH₄ producido por los BLAB de cada frecuencia y tasa de recirculación de lixiviados.

Para determinar si existían diferencias significativas entre las 2 frecuencias y 2 tasas de recirculación de lixiviados (BLAB 1-30, 1-40, 2-30, 2-40), se realizó a cada parámetro una prueba de ANOVA con un nivel de significancia del 95%. Para ello, se declararon las hipótesis nulas respectivas para cada parámetro. Como ejemplo, enseguida se muestra la hipótesis nula Ho (Ec C.1) de manera estadística para el biogás acumulado entre las dos tasas y dos frecuencias de recirculación de lixiviados, denominados 1-30, 1-40, 2-30 2-40.

“No existen diferencias entre las medias (μ) de los valores de biogás acumulado de los BLAB operados a las diferentes frecuencias y tasas de recirculación de lixiviados durante todo el experimento”

$$H_0 : \mu_{1-30} = \mu_{1-40} = \mu_{2-30} = \mu_{2-40} \quad (\text{Ec. C.1})$$

Y la hipótesis alternativa Ha (Ec. C.2):

“Existen diferencias entre las medias (μ) de los valores de biogás acumulado de los BLAB operados a las diferentes frecuencias y tasas de recirculación de lixiviados durante todo el experimento”

$$H_a: \mu_{1-30} \neq \mu_{1-40} \neq \mu_{2-30} \neq \mu_{2-40}$$

(Ec. C.2)

La hipótesis fue probada para todo el experimento comprobándose para el biogás acumulado la H_a , ya que el valor de la probabilidad fue 0.001 ($p < 0.05$) (Figura C.1), así como para cada una de las tres fases consideradas; comprobando la H_o para la fase inicial con recirculación de LM y la H_a para la fase ácida y metanogénica (Figura C.2– C.4) (Montgomery, 2003).

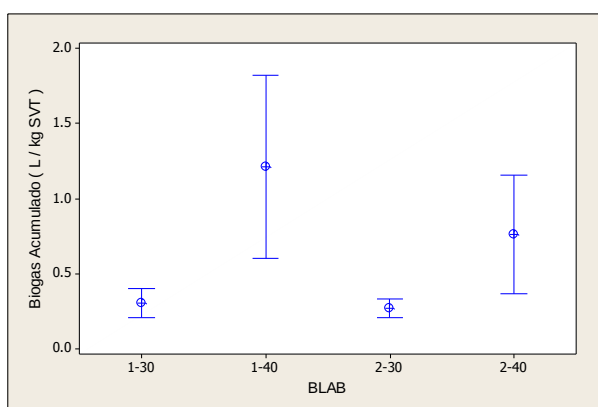


Figura C.1 ANOVA para biogás acumulado de los BLAB todo el experimento $p = 0.001$

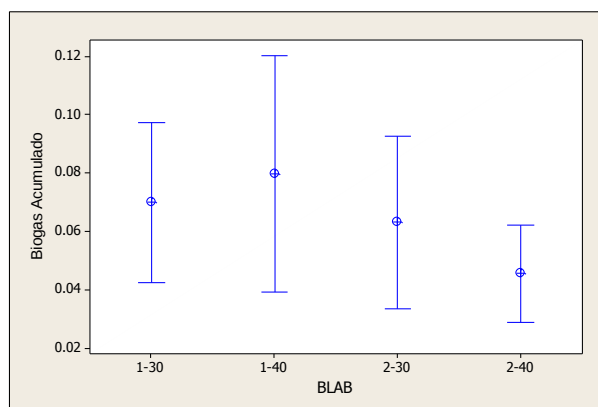


Figura C.2 ANOVA para biogás acumulado de los BLAB fase inicial $p = 0.371$

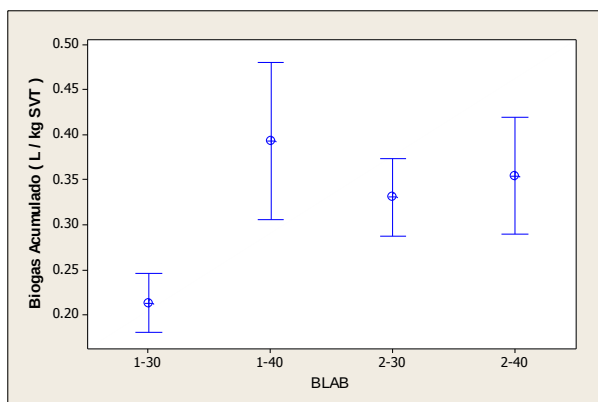


Figura C.3 ANOVA para biogás acumulado de los BLAB fase ácida $p = 0.000$

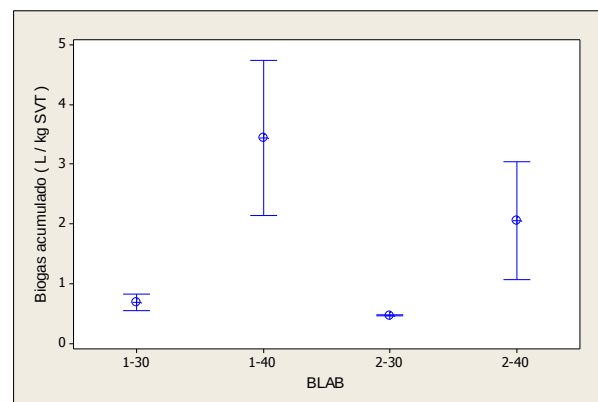


Figura C.4 ANOVA para biogás acumulado de los BLAB fase metanogénica $p = 0.000$

Para los parámetros porcentaje de CH₄ en volumen (%v/v) del biogás generado, y CH₄ acumulado (litros de CH₄ por kg de STV), los resultados estadísticos de la prueba ANOVA se muestran en la Tabla C.1.

Tabla C.1 Estadísticos calculados para CH₄

Etapa	CH ₄ (%v/v)		LCH ₄ /kg SVT Acumulado	
	Valor p	Ho	Valor p	Ho
Todo el experimento	0.819	Acepta Fig.C.5	0.001	Rechaza Fig.C.9
Fase Inicial con LM	0.216	Acepta Fig.C.6	0.142	Acepta Fig.C.10
Fase Ácida con LJ	0.15	Acepta Fig.C.7	0.07	Acepta Fig.C.11
Fase Metanogénica	0.198	Acepta Fig.C.8	0.000	Rechaza Fig.C.12

*Valor $p < 0.05$ se rechaza Ho; Valor $p > 0.05$ se acepta Ho (Montgomery, 2003)

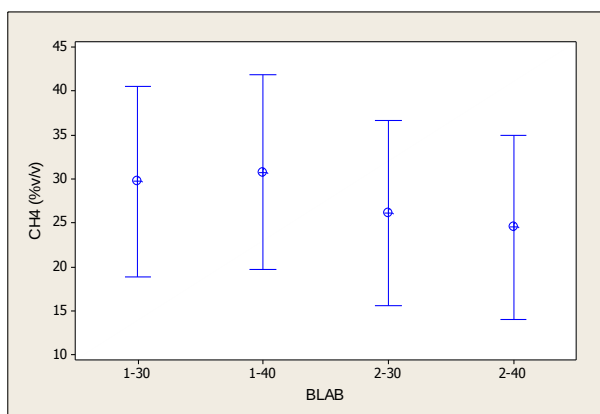


Figura C.5 ANOVA para CH₄ (%v/v) de los BLAB experimento completo
 $p = 0.819$

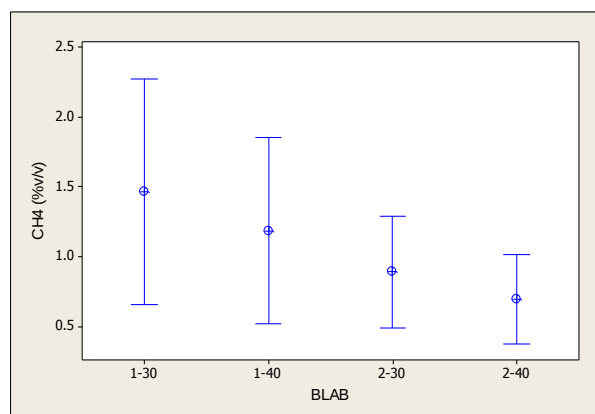


Figura C.6 ANOVA para CH₄ (%v/v) de los BLAB fase inicial $p = 0.216$

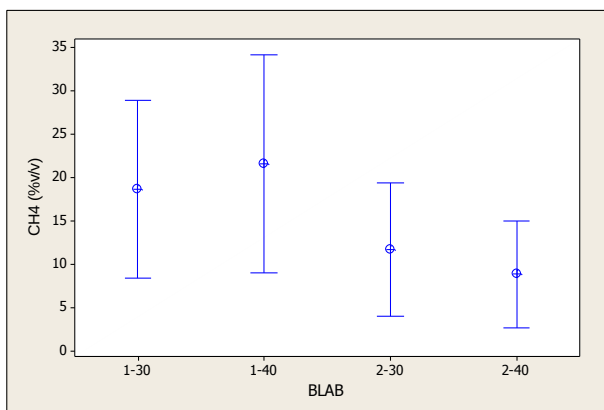


Figura C.7 ANOVA para CH₄ (%v/v) de los BLAB fase ácida
p = 0.15

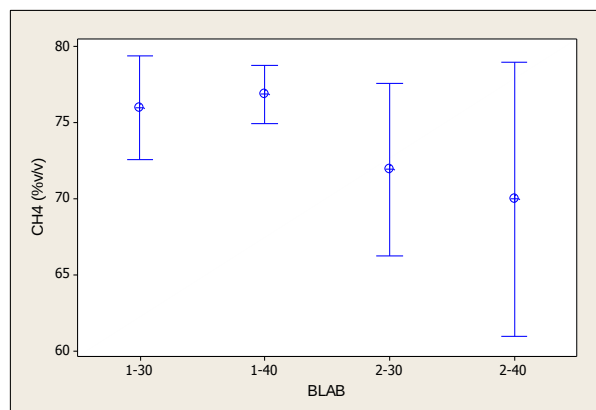


Figura C.8 ANOVA para CH₄ (%v/v) de los BLAB fase metanogénica
p = 0.198

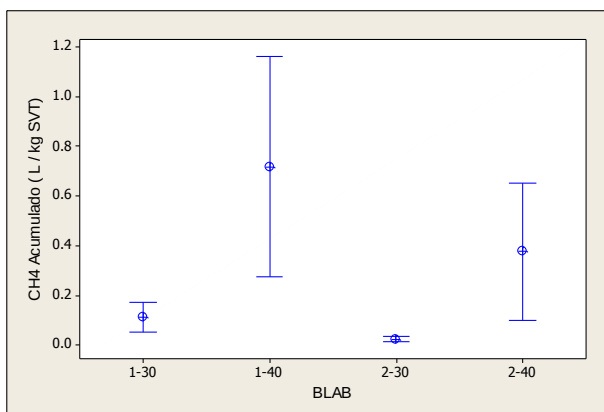


Figura C.9 ANOVA para L CH₄/kg SVT de los BLAB experimento completo
p = 0.001

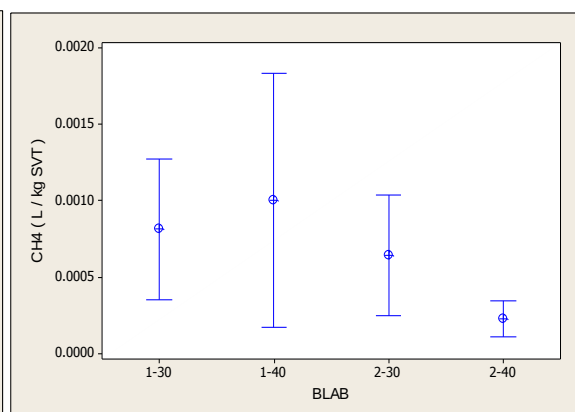


Figura C.10 ANOVA para L CH₄/kg SVT de los BLAB fase inicial
p = 0.142

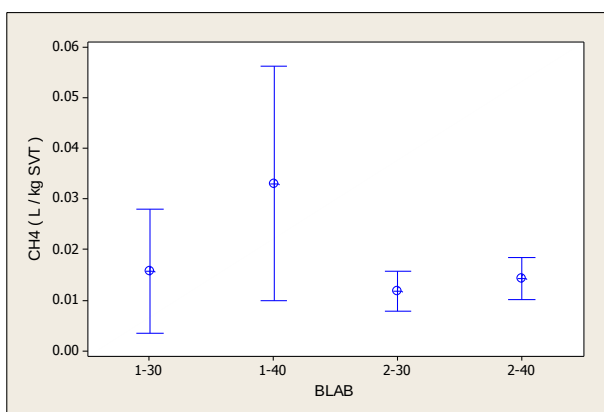


Figura C.11 ANOVA para L CH₄/kg SVT de los BLAB fase ácida
p = 0.07

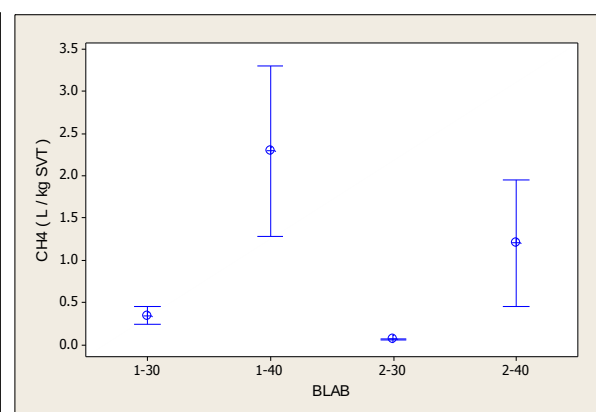


Figura C.12 ANOVA para L CH₄/kg SVT de los BLAB fase metanogénica
p = 0.000

En la Tabla C.2 se presenta los resultados del análisis con Tukey HDS para los ANOVA que fueron significativamente diferentes.

Tabla C.2 Resultados del análisis con Tukey HDS para CH₄ y biogás acumulado

Etapa	CH ₄ Acumulado		Biogás Acumulado	
	LCH ₄ /kg SVT		L/kgSVT	
	Tratamiento	Grupo	Tratamiento	Grupo
Fase Ácida con LJ	---	---	1-30	B
			1-40	A
			2-30	A
			2-40	A
Fase Metanogénica	1-30	BC	1-30	B C
	1-40	A	1-40	A
	2-30	C	2-30	C
	2-40	B	2-40	A B

*Letras diferentes son significativamente diferente