UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLAS DE HIDALGO

Programa Institucional de Doctorado en Ciencias Biológicas

Opción en Ciencias Agrícolas

Facultad de Biología

"ESTABILIZACIÓN ACELERADA DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS MEDIANTE HUMIDIFICACIÓN Y RECIRCULACIÓN DE LIXIVIADOS"

TESIS

Que para obtener el grado académico de

DOCTORA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA

M. EN C. MARIA DEL CONSUELO HERNANDEZ BERRIEL

DIRECTORA

DRA. LILIANA MARQUEZ BENAVIDES

CO-DIRECTOR

DR. JORGE LUGO DE LA FUENTE

Facultad se Biología

Morelia, Mich., diciembre 2010 **UMSNH**

UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO

Programa Institucional de
Doctorado en Ciencias Biológicas

DR. JAVIER PONCE SAAVEDRA
COORDINADOR GENERAL DEL PROGRAMA INSTITUCIONAL DE
DOCTORADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
P R E S E N T E

Por este conducto nos permitimos comunicarle que después de haber revisado el manuscrito final de la Tesis Titulada: "Estabilización acelerada de residuos sólidos urbanos mediante humidificación y recirculación de lixiviados" presentado por la M.C. MARÍA DEL CONSUELO HERNÁNDEZ BERRIEL, consideramos que reúne los requisitos suficientes para ser publicado y defendido en Examen de Grado de Doctora en Ciencias.

Sin otro particular por el momento, reiteramos a usted un cordial saludo.

A T E N T A M E N T E
Morelia, Michoacán, 14 de octubre de 2010

MIEMBROS DE LA COMISIÓN REVISORA

Dra. Liliana Márquez Benavides
Directora de Tesis

Dr. Jorge Lugo de la Fuente
Co Director de Tesis

Dr. Julio César Orantes Avalos
Vocal

Dr. Otoniel Buenrostro Delgado
Vocal

Dr. Roberto Valencia Vázquez
Vocal

Dr. José Apolinar Cortes
Vocal

Dr. Juan Manuel Sánchez Yáñez
Vocal

c.c.p. Archivo de la OCA

Coordinación de Posgrado de la Facultad de Biología. Edif. "R" Planta Baja. Ciudad Universitaria, Morelia, Michoacán. CP 58060. Tel/Fax. (443) 3167412. Email: plili_10@yahoo.com o pcerritosbarriga@gmail.com
Laboratorio de Entomología "Biol. Sócrates Cisneros Paz". Edificio B4 2°. Piso. Ciudad Universitaria, Morelia, Michoacán. Email: javierpon@gmail.com

Este trabajo se realizó bajo la dirección de la

DRA. LILIANA MÁRQUEZ BENAVIDES

y la codirección del

DR. JORGE LUGO DE LA FUENTE

Se realizó en el

LABORATORIO DE RESIDUOS SÓLIDOS Y MEDIO AMBIENTE DEL

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES AGROPECUARIAS Y FORESTALES

DE LA UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO

DICIEMBRE 2010

AGRADECIMIENTOS INSTITUCIONALES

Agradezco a la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, especialmente a la Coordinación del Programa Institucional de Doctorado en Ciencias Biológicas, Opción en Ciencias Agrícolas, por todo el apoyo brindado para mi formación profesional.

Agradezco al Instituto Tecnológico de Toluca y a la Dirección General de Institutos Tecnológicos, la gestión y el apoyo de la Beca Comisión proporcionada.

Agradezco al CONACYT por la beca otorgada 62776 y el financiamiento del Proyecto SEP-CONACYT 47187, así como al COECYT de Michoacán, por el apoyo económico para poder realizar este estudio de investigación.

Agradezco infinitamente a mis asesores la **Dra. Liliana Márquez Benavides** y al **Dr. Jorge Lugo de la Fuente** por depositar su confianza en mí y darme la oportunidad de realizar este proyecto de investigación. Además, por el asesoramiento y todo el apoyo brindado para concluir este trabajo.

De manera muy especial, agradezco a los integrantes de mi comité: al **Dr. Juan Manuel Sánchez Yáñez**, al **Dr. Julio Cesar Orantes Avalos** y al **Dr. Otoniel Buenrostro Delgado**, por sus consejos, sugerencias y paciencia en cada uno de los exámenes tutoriales, así como en la revisión de este trabajo de investigación.

Agradezco también al **Dr. José Apolinar Cortes** y al **Dr. Roberto Valencia Vázquez**, su integración en la Comisión revisora y todo su apoyo en el enriquecimiento de este trabajo.

AGRADECIMIENTOS

ריבונו של עולם תודה על אהבה, רחמים את ההזדמנות ללמוד

¡Dios mío¡ Gracias por tu amor, la misericordia y la oportunidad de aprender

Gracias a mi familia, por recibirme y brindarme un lugar en sus vidas.
Ustedes son mi pivote y de ahí parto para todo lo demás.

Gracias a mis amigos Kina, Chuy, Carlos, Alex y Christian,
por su gran cariño y apoyo técnico.

De manera muy especial agradezco a Chelito, por el día a día, por las alegrías y por permitirme compartir y crecer a tu lado.

Quiero expresar un gran agradecimiento a Irene y a Cony, amigas y compañeras que apuntalaron este sueño desde sus inicios.

Gracias a Lili, al Dr. Ponce, a la Dra. Jeannette y al Dr. Fonseca.
Su profesionalismo y entrega hacen la diferencia en este programa doctoral.

De sobre manera agradezco a Liliana, por darme la oportunidad de aprender no solo cuestiones técnicas y académicas, que Dios te bendiga siempre.

CONTENIDO

LISTA DE TABLAS ii

LISTA DE FIGURAS iii

LISTA DE ANEXOS v

I. RESUMEN GENERAL 1

II. SUMMARY 3

III. INTRODUCCIÓN GENERAL 5

3.1 GENERACIÓN Y COMPOSICIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS 5

3.2 TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS 6

3.3 BIODEGRADACIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS 7

3.4 EVOLUCIÓN DEL RESA CONVENCIONAL AL RESA-BIORREACTOR 12

IV. PLANTEAMIENTO DE HIPÓTESIS EXPLÍCITA 15

V. OBJETIVOS 16

5.1 OBJETIVO GENERAL 16

5.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS 16

VI. RESULTADOS 17

6.1 CAPÍTULO I 18

6.2 CAPÍTULO II 26

6.3 CAPÍTULO III 39

VII. DISCUSIÓN GENERAL 69

VIII. CONCLUSIONES GENERALES 71

IX. PERPECTIVAS Y/O RECOMENDACIONES 72

X. VALIDACIÓN DE HIPÓTESIS 74

XI. CUMPLIMIENTOS DE OBJETIVOS 75

XII. BIBLIOGRAFÍA COMPLEMENTARIA 77

ANEXOS 85

LISTA DE TABLAS

DEL CAPÍTULO I

Table1. Municipal solid waste composition and quantities used in each bioreactor 20

Table 2. Mexican standards used to characterize municipal solid waste and leachate 21

Table 3. Field capacity of solid waste in PIBs, packed at 400 kg/m3 density (after four days of water addition) 22

Table 4. Results of analyses of solid waste treated in the anaerobic bioreactors at the end of the study 23

Table 5. Comparison of characteristics of leachate from bioreactors under different moisture regimes 24

Table 6. Typical field capacity for municipal solid waste landfills 24

DEL CAPÍTULO II

Table 1. Municipal Solid Waste Composition from Pátzcuaro, Michoacan, Mexico 28

Table 2. Experimental Design at 4 Levels of %MC by Leachate Recirculation 29

Table 3. Analyses of the Initial Mixture of Solid Waste 30

Table 4. Results of Tukey's HDS Tests at 95% Significance Level 30

Table 5. Results of Analyses of Solid Waste and Final Cover in LSBs Made at the Beginning and end of the Experiment 35

DEL CAPÍTULO III

Tabla 1. Principales subproductos y cantidades utilizadas para mezcla inicial de RSU 43

Tabla 2. Tasas de recirculación de lixiviados diluidos para rango amplio 44

Tabla 3. Normas mexicanas y métodos utilizados para caracterizar residuos sólidos 46

Tabla 4. Normas mexicanas y métodos utilizados para caracterizar lixiviados 47

Tabla 5. Comparación entre residuos sólidos cargados y reportados 48

Tabla 6. Caracterización final de residuos sólidos, BLAB a intervalo exploratorio de recirculación de lixiviados 48

Tabla 7. Caracterización final de residuos sólidos, BLAB a rango fino de recirculación 51

Tabla 8. Periodos para las fases de la degradación anaeróbica 54

Tabla 9. Análisis estadístico para la producción de biogás y CH_4 59

Tabla 10. Tasas de producción de metano y biogás en BLAB 60

LISTA DE FIGURAS

III. INTRODUCCIÓN GENERAL

Fig. 3.1 Procesos de la biodegradación de la fracción orgánica en un RESA. 8

Fig. 3.2. Fases generales de la generación de biogás y lixiviados a partir de RSU. 9

DEL CAPÍTULO I

Fig. 1. Laboratory-scale bioreactors (LABs): (a) complete LAB, (b) dome, (c) bottom and (d) body. 20

Fig. 2. Pilot scale bioreactors (PIBs): (a) temperature sensor, (b) manometer, (c) sampling port and leachate recycling valve. 21

Fig. 3. Consecutive steps to calculate water addition and components of the water balance. 21

Fig. 4. Moisture content of refuse from LABs. 21

Fig. 5. Turnover of volatile solids in the refuse content of LABs (as percentage of organic matter). 22

Fig. 6. Variation of pH in solid waste of LABs. 22

Fig. 7. Fluctuation of organic matter (OM) (%) in solid waste of LABs. 22

Fig. 8. Variation of pH and electrical conductivity of leachate from the PIBs. 23

Fig. 9. Variation of COD and BOD in leachate from the PIBRs at (a) 70% and (b) 80% of moisture content. 23

Fig. 10. Cumulative methane production rates in the PIBs. 24

DEL CAPÍTULO II

Fig. (1). Laboratory-scale biodigestor (LSB) fitted to biogas measurement and leachate recycling systems. 29

Fig. (2). Produced leachate volumes in recirculated LSBs at different moisture content (%MC) regimes. 31

Fig. (3). Dynamics of pH value in leachates from LSBs at different moisture content (%MC) regimes. 31

Fig. (4). Dynamics of electric conductivity in leachate from LSBs at different moisture content (%MC) regimes. 32

Fig. (5). Dynamics of TS values in leachates from LSBs at different moisture content (%MC) regimes. 32

Fig. (6). Dynamics of TVS values in leachates from LSBs at different moisture content (%MC) regimes. 33

Fig. (7). Dynamics of COD values in leachates from LSBs at different moisture content (%MC) regimes. 33

Fig. (8). Dynamics of acetic acid production in leachates from LSBs at different moisture content (%MC) regimes. 34

Fig. (9). Dynamics of propionic acid production in leachate from LSBs at different moisture content (%MC) regimes. 34

Fig. (10). Dynamics of butyric acid production in leachates from LSBs at different moisture content (%MC) regimes. 35

Fig. (11). Dynamics of accumulated methane in biogas from LSBs at different moisture content (%MC) regimes. 35

DEL CAPÍTULO III

Fig. 1. BLAB con recirculación de lixiviados: a) Sistema para medir biogás, b) Punto de muestreo de biogás, c) Puerto de entrada para lixiviados recirculados, d) Cuerpo del BLAB, e) Punto de muestreo para lixiviados producidos, f) Bomba peristáltica, g) Depósito de agua/lixiviados diluidos 44

Fig. 2. Protocolo de operación para recirculación de lixiviados diluidos 45

Fig. 3. Tasas de recirculación de lixiviados diluidos en intervalos exploratorio y acotado 45

Fig. 4. Dinámica de pH en residuos sólidos, intervalo acotado de recirculación 49

Fig. 5. Dinámica de remoción de SVT en residuos sólidos, intervalo acotado de recirculación 49

Fig. 6. Dinámica del asentamiento de residuos sólidos, intervalo acotado de recirculación 50

Fig. 7. Dinámica del pH de lixiviados de BLAB 53

Fig. 8. Dinámicas de DQO, AA y AP en lixiviados de BLAB 55

Fig. 9. Dinámicas de CE y NH_3- N en lixiviados de BLAB 57

Fig. 10. Dinámica de sulfatos de lixiviados de BLAB 58

Fig. 11. Dinámica de concentración de metano en biogás 60

Fig. 12. Producciones acumuladas de biogás 61

Fig. 13. Producciones acumuladas de metano 61

LISTA DE ANEXOS

ANEXO I DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE BIORREACTORES ESCALA LABORATORIO (BLAB) 86

ANEXO II ENSAMBLADO Y MONTADO DE BIORREACTORES A ESCALA LABORATORIO (BLAB) 94

ANEXO III TÉCNICAS Y MÉTODOS PARA RESIDUOS SÓLIDOS 113

ANEXO IV MÉTODO PARA METANO EN BIOGÁS 126

ANEXO V TÉCNICAS Y MÉTODOS PARA LIXIVIADOS 131

ANEXO VI ANÁLISIS ESTADÍSTICO PARA LOS 4 NIVELES DE RECIRCULACIÓN DE LIXIVIADOS 144

ANEXO VII ANÁLISIS ESTADÍSTICO PARA LOS 6 NIVELES DE RECIRCULACIÓN DE LIXIVIADOS 160

I. RESUMEN GENERAL

En México la gestión de los residuos sólidos urbanos (RSU) es responsabilidad de los municipios, los cuales han utilizado preferentemente como método de disposición final el relleno sanitario (RESA). Esta tecnología ha duplicado su número en la última década pero requiere de 20 o más años para su estabilización. Teniendo en cuenta estos períodos de largo plazo posteriores al cierre, las barreras colocadas inicialmente en el RESA muchas veces exceden su vida útil, permitiendo la infiltración de lixiviados al subsuelo y la emisión de biogás a la atmósfera.

Tomando como base la sustentabilidad, en diversas ciudades del mundo el RESA ha evolucionado hacia el RESA-Biorreactor, en donde se estabilizan los RSU en un periodo de entre 5 a 10 años. No obstante que existen diversos trabajos de investigación sobre la estabilización acelerada, es difícil su aplicación debido a la heterogeneidad en los reportes y las características particulares de los RSU utilizados, por lo que el objetivo general de este trabajo fue determinar los efectos de diferentes niveles de humidificación y recirculación de lixiviado, sobre la degradación anaeróbica (DA) de los RSU de los RESA de Metepec, Edo. de México y de Pátzcuaro, Mich.

La fase experimental se dividió en 3 etapas, utilizando para ello biorreactores a escala laboratorio (BLAB) y piloto. En la primera etapa se monitoreo la DA de los RSU, simulando la adición de agua debida a lluvia bajo los regímenes de humedad de 70 y 80 % base húmeda (%Hbh). La segunda etapa tuvo como fin estudiar el efecto de la recirculación de lixiviados sobre el establecimiento de la fase metanogénica a los regímenes de 50-80 %Hbh. Finalmente, la tercera etapa tuvo por objetivo determinar el intervalo de volumen de lixiviado a recircular (%V) para obtener la mayor generación de metano (CH_4). En las 3 etapas se utilizaron biorreactores controles, se caracterizaron los residuos al inicio y al final del periodo de experimentación y, se dio seguimiento a las características de los lixiviados y a la tasa de producción de CH_4.

Los biorreactores operados como controles presentaron un descenso en su contenido de humedad y una DA menor a la mitad que la de los RSU sometidos a humidificación y recirculación, aunque no produjeron lixiviados ni CH_4. Mientras que la recirculación de lixiviados, a una frecuencia de 2 veces/semana, logró mantener la capacidad de campo en los

residuos. Por otro lado, los resultados indicaron una relación directa entre los asentamientos en la matriz de residuos y las tasas de recirculación de lixiviados, sin embargo, el grado de asentamiento en los BLAB a 80 y 120 %V sugirió un efecto adverso en la DA.

Con base al pH de los lixiviados producidos y a la concentración de CH_4, fue posible delimitar las fases de hidrólisis, ácida y fermentación metanogénica en el proceso de biodegradación de los residuos. La prueba de Tukey HDS (95 % de confianza) encontró diferencias significativas entre las tasas de recirculación, especialmente durante las fases de hidrólisis y ácida. El establecimiento de la metanogénesis y la estabilización de los lixiviados se alcanzaron en relación inversa a las tasas de recirculación. La estabilización de los lixiviados se debió tanto a la DA como a la dilución de los lixiviados producidos, aunque en los BLAB a 120 %V (80 %Hbh), sus concentraciones fueron indicio de un efecto de lavado. 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.

Los resultados de este trabajo demuestran que la humidificación o la recirculación de lixiviados aceleran la DA de los RSU, muestran la factibilidad del tratamiento "*in situ*" de los lixiviados generados y, que la recirculación a tasas iguales o superiores a 80 %V, pueden producir asentamientos que afectan adversamente la DA y limitan la producción de CH_4. No obstante, se recomienda realizar estudios a escala piloto para su aplicación en campo.

II. SUMMARY

In México the municipal solid waste (MSW) management is a municipal responsibility, and landfills have been used as preferred final disposal method. This technology has duplicated its number in the last decade, but it needs 20 years or more for achieving stabilization. Considering this long term period after the landfill has been closed, barriers in them are destroyed because their useful life is exhausted, which allows soil infiltration by leachates and biogas emissions to the atmosphere.

Based on sustainability, landfills of several cities of the world have evolved into landfill-Bioreactors, where MSW stabilize over a period from 5 to 10 years. Although there are many research on accelerated stabilization, its application is very difficult due to heterogeneity in reports and the particular characteristics of MSW used, so the general goal of this research was to determine the effects of different levels of humidifying and leachate recirculation on MSW anaerobic degradation (AD) of landfills in Metepec, Mexico state and Pátzcuaro, Michoacán.

The experimental phase was divided in three stages using bioreactors in both, laboratory scale (BLAB) and pilot scale. In the first stage AD of MSW was monitored simulating water addition due to rainfall under 70 and 80 % moisture content regimes (%MC). The second one was to study the effect of leachate recirculation on the establishment of the methanogenic phase for 50-80 %MC regimes. Finally, the third one was to determine the leachate recycling volume range (% V) to achieve the highest methane generation (CH_4). In all stages control bioreactors were used, solid waste were characterized before and after the experimentation period, and the leachates characteristics and CH_4 production rates were also studied.

Control bioreactors showed decreasing moisture content and AD was less than a half of MSW under humidifying and recirculation processes, although they did not produce leachates or CH_4. While the leachate recycling, with a frequency of twice at week, was able to maintain field capacity in solid waste. Furthermore, results indicated a direct relationship between the waste matrix settlement and the leachate recycling rate, however, the settlement degree in bioreactors of 80 and 120% suggested an adverse effect in AD.

Based on the pH value of the leachates produced and the CH_4 concentration, it was possible to delimit hydrolysis, acidogenic and methanogenic fermentation phases in the waste biodegradation process. The Tukey HDS test (95% confidence level) showed significant

differences among recirculation rates, especially during the hydrolysis and acid phases. The establishment of methanogenesis and leachate stabilization were achieved in inverse relation to leachate recycling rates. The leachate stabilization was due both to AD and produced leachates dilution, although in the BLAB at 120 %V (80 %MC) concentrations presented indications of wash out effect. CH_4 production at rates of 15 and 30 %V (50 and 60 %MC) was established two weeks later than other rates, however in terms of the largest CH_4 generation per liter of leachate recirculation, the interval 30 to 40 %V was the most appropriate.

The results of this research demonstrated that the humidifying and leachate recycling accelerated the AD of MSW, showed the feasibility of treatment "*in situ"* of leachate produced, and that the recirculation at 80 %V or higher can produce settlements that adversely affect the AD and limit CH_4 production. However pilot studies are recommended for applying them in field conditions.

III. INTRODUCCIÓN GENERAL

La aglomeración de personas, en asentamientos regulares o irregulares en suelo de conservación, en los pequeños pueblos y en las ciudades, y desde las viviendas rurales hasta los grandes establecimientos industriales, originan residuos como consecuencia de sus actividades domésticas, públicas, comerciales e industriales, que deben ser tratados adecuadamente para evitar la contaminación ambiental (Cortinas, 2001; Romero-Vertti *et al.,* 2008). El manejo y disposición inadecuados de los residuos sólidos urbanos (RSU) puede llegar a causar incendios, obstrucción de sistemas de drenaje y alcantarillado, contaminación de aguas superficiales y subterráneas, proliferación de fauna nociva y de organismos vectores de enfermedades, así como daños a la propiedad pública y privada. Los aspectos más importantes en la problemática ambiental de los RSU incluyen riesgos sanitarios a la salud y daños al ambiente, debido a la generación de biogás (Cahuich-Poot *et al.,* 2005; Conde, 2007; Czepiel *et al.,* 2003) y lixiviados (Baun *et al.,* 1999; Jokela *et al.,* 2002; Vázquez-Mújica y González-Herrera, 2006).

3.1 GENERACIÓN Y COMPOSICIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

La problemática de los RSU es a nivel mundial, debido a que cada país genera un porcentaje de basura que se suma a la cifra de RSU producida en la Tierra. La generación y las características de RSU varían en función de diferentes factores, como los culturales asociados a los niveles de ingresos, los hábitos de consumo, el desarrollo tecnológico, el crecimiento demográfico y los estándares de calidad de vida de la población (Buenrostro *et al.,* 2001; INEGI, 2006; SEMARNAT, 2006).

La generación diaria de RSU en México fue de 105000 ton en 2009, lo que representó un incremento de 23.8% con respecto a 1999 y, se estima que para el año 2015 se incrementará a 120000 ton/d (SEMARNAT, 2010). De la producción nacional promedio de 0.98 kg/hab d en 2009, el 52.42% correspondieron a residuos de comida, jardines y materiales orgánicos similares, 13.83% a papel y cartón, 12.11% a residuos finos y pañal desechable, 10.89% a plásticos, 5.88% a vidrios, 3.44% a metales y 1.43% a textiles. Es importante señalar que su composición ha ido cambiado, encontrándose un 3.7% de residuos como productos de limpieza para la vivienda y el automóvil, aseo personal, medicamentos, equipo electrónico,

pilas y maquinaria en general, los cuales al terminar su vida útil y desecharse, son capaces de ocasionar severos daños al ambiente pues se trata de residuos peligrosos, que deberían de colectarse y disponerse por separado (Buenrostro-Delgado *et al*., 2007; Buenrostro-Delgado *et al.,* 2008; Cortinas, 2005).

3.2 TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

El contar con información actualizada sobre la generación y composición de los RSU de una localidad, permite plantear una mejor gestión de los mismos, la cual comprende las etapas de: generación y manejo en origen, recolección y transporte, planta de clasificación y reciclado, comercialización de productos reciclados, y la disposición final de la fracción no reciclable (Tchobanoglous *et al.,* 1993a; Davis y Masten, 2005).

No todos los países cuentan con una adecuada gestión de residuos y con la tecnología para darles uso y aprovechamiento (Escobarí, 2003; Cortinas, 2001). Por ejemplo, España cuenta con plantas de biometanización para la producción de energía eléctrica (FIDA, 2006), sin embargo por cuestiones políticas o económicas dicha tecnología no aplica en otros países, aunque sean opciones viables; otro ejemplo es el pretratamiento mecánico-biológico que utilizan en Austria y Alemania para reducir las emisiones a la atmósfera y mejorar la calidad de los RSU para aprovecharlos como energéticos (Crowe *et al.,* 2002; Zach *et al.,* 2000).

La problemática también abarca el rechazo de la población hacia los tratamientos de incineración, vertederos controlados e incluso hacia las plantas de selección y composteo. Todos los métodos de tratamiento tienen ventajas y desventajas y en el manejo integrado de los RSU, los sitios de disposición final como los RESA pueden ser compatibles, tanto en países en vías de desarrollo como en los altamente desarrollados. Para tomar decisiones sobre el sistema de tratamiento o disposición para los RSU de un lugar, es importante considerar las propiedades físicas, químicas y biológicas de los mismos (Del Val, 1996; Tchobanoglous *et al.,* 1994a).

La gestión de los RSU en México depende de los municipios (LGPGIR, 2007), y por las características socioeconómicas el método más adecuado es el RESA (SEGEM y GTZ, 2002 y 2003). Sin embargo, es común encontrar los tiraderos a cielo abierto debido a diversos factores. 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). Además, existen factores económicos, como las condiciones de pobreza que enfrentan más del 50% de los municipios en el país (Cortinas, 2001; INE, 2005; SEMARNAT y GTZ, 2006). Aunque falta mucho por hacer, gracias al financiamiento nacional y principalmente internacional, se han tenido avances en la disposición adecuada de los RSU (GDF, 2006; GTZ, 2006; SEDESOL, 2006). De acuerdo a información de la SEMARNAT (2010), de las 38325000 toneladas generadas en México en el año 2009, 3.9 % se reciclaron, 57.9% se dispusieron en RESA, 10.2% se depositaron en rellenos de tierra controlados y solo el 28.0 % se tiró en sitios no controlados (tiraderos a cielo abierto).

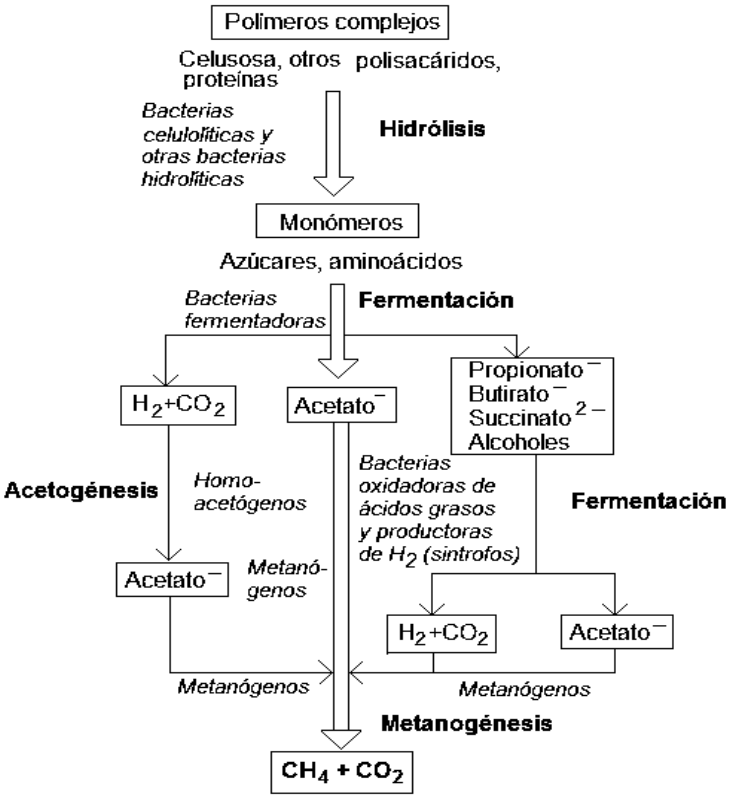
El Estado de Michoacán pertenece a la Región Centro del país, que es la Región que contribuye con el 50.28 % de la generación nacional de RSU. La SEDESOL reportó una generación anual estatal de 1106000 ton de RSU en el 2009. Si bien, las autoridades han hecho grandes esfuerzos en materia de recolección y disposición de los RSU, Michoacán cuenta con solo dos RESA y dos relleno de tierra controlado, además, se estima que existen 321 sitios no controlados o tiraderos a cielo abierto, por lo que los riesgos de contaminación y transmisión de enfermedades son altos (SEMARNAT, 2010; SUMA, 2008).

3.3 BIODEGRADACIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS

Como se mencionó, la problemática de los RSU incluye la producción de biogás y lixiviados, la cual dependen de la composición misma de los RSU, de factores climáticos, de la operación del sitio y de los microorganismos presentes en ellos. Por lo que, la adecuada gestión de los RSU no termina con su disposición en un RESA, pues dentro de las celdas de éste ocurren múltiples reacciones químicas y bioquímicas, así como fenómenos de transporte (Jokela *et al.,* 2002; Orozco-Barrenetxea y *et al.,* 2003; Tchobanoglous *et al.,* 1993b).

Centrándose en los cambios biológicos, la biodegradación de los RSU inicia desde la fuente de generación (casas habitación y comercios), donde de manera preferente, los microorganismos aerobios integrarán componentes de bajo peso molecular a sus rutas metabólicas. Ya en la celda del RESA, los microorganismos ahí presentes mostrarán actividad, conforme lo permitan las condiciones del microambiente (Alexander, 1979; Barlaz *et al.,* 1989). Los procesos de la biodegradación en un RESA (Fig. 3.1) tienen un orden de

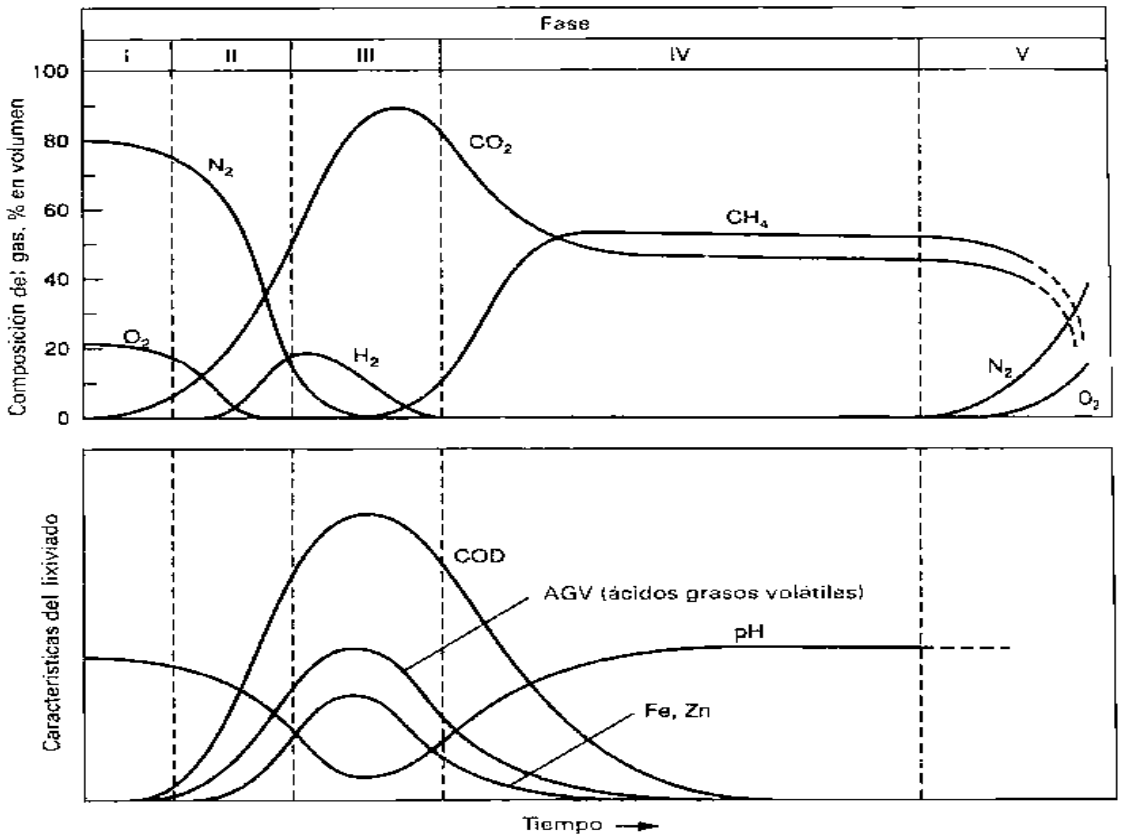
dependencia (producto → sustrato), pero no necesariamente debe concluirse uno para que inicie el siguiente proceso, de hecho, todos los grupos tróficos para producir metano (CH_4) están presentes en los RSU frescos y suelo, sin embargo, algunos grupos predominarán en un tiempo y espacio dado (Barlaz, 1996; Márquez-Benavides, 2004; Qian & Barlaz, 1996).



Fuente: Madigan *et al.*, 2004.

Fig. 3.1 Procesos de la biodegradación de la fracción orgánica en un RESA.

Si bien, la composición de los RSU es diferente en cada país y región, en los países desarrollados típicamente contienen 60 % de carbohidratos, 2.5 % de proteínas y 6 % de lípidos. Los carbohidratos son los principales nutrientes para la mayoría de los microorganismos y aproximadamente comprenden el 85 % de los componentes biodegradables en los RSU, por lo que es lógico que estimaciones superiores al 90 % del CH_4 potencial de los residuos, se le atribuyan a la fracción de celulosa-hemicelulosa (Alzate-Gaviria *et al.*, 2003; Barlaz *et al.*, 1989; Carrillo, 2003). La secuencia de descomposición biológica se puede explicar en cinco fases, las cuales se presentan en la Fig. 3.2 y se describen a continuación (Davis & Masten, 2005; Orozco-Barrenetxea *et al.*, 2003; Tchobanoglous *et al.*, 1993b):



Fuente: Tchobanoglous *et al.,* 1993b.

Fig. 3.2. Fases generales de la generación de biogás y lixiviados a partir de RSU.

a) Fase I: Ajuste inicial. En esta fase tiene lugar el proceso denominado hidrólisis, en donde los compuestos con alto peso molecular (lípidos, polisacáridos, proteínas y ácidos nucleicos) son trasformados mediante exoenzimas, en compuestos aptos para ser utilizados por los microorganismos como fuentes de energía y de carbono celular. Como productos se tienen CO_2, H_2O, nitritos (NO_2^-) y nitratos (NO_3^-). La fuente principal de organismos aerobios y anaerobios es el suelo que se utiliza como material de cobertura diario y final, así como lodos digeridos de plantas de tratamiento de aguas residuales que se disponen en el RESA y el lixiviado recirculado (Carrillo, 2003; Gerardi, 2003; Pourcher *et al.,* 2001). Si existe una concentración alta de lignina entre los polisacáridos ó un pH inicial muy ácido, la hidrólisis puede ser el paso limitante para la producción de metano (Alexander, 1979; Barlaz *et al.,* 1997). Las reacciones aeróbicas liberan más energía y presentan una mayor síntesis celular que las anaerobias (Laia *et al.,* 2001; Madigan *et al.,* 2004), por lo que el incremento de la

temperatura (60 a 80ºC) en las celdas del RESA puede asociarse a la fase aerobia del inicio de la biodegradación (Westlake, 1995).

b) Fase II: Fase de transición. Aquí empieza a descender el O_2 y comienzan a desarrollarse condiciones anaerobias. Mientras el relleno se convierte en anaerobio, el NO_3^- y el sulfato (SO_4^{2-}) se reducen a gas nitrógeno (N_2) y sulfuro de hidrógeno (H_2S), sirviendo como receptores de electrones en reacciones de conversión biológica. Los productos de la hidrólisis son ahora convertidos en amonio, CO_2, H_2, alcoholes (etanol, propanol y butanol) y ácidos orgánicos volátiles (AOV) de cadena corta (fórmico, acetato, propionato, n- e isobutirato, y n- e valérico). El pH del lixiviado comienza a descender debido a la presencia de AOV y CO_2 dentro de la celda. Las bacterias fermentativas pueden ser aerobias y anaerobias, entre las principales anaerobias están *Acetovibrio cellulyticus* y *Clostridium thermocellum* (Aiello-Mazzarri *et al.,* 2005; Bohinski, 1986; Gerardi, 2003).

c) Fase III: Fase ácida. Se acelera la actividad microbiana iniciada en la fase II, con una producción significativa de AOV y pequeñas cantidades H_2. Los microorganismos implicados principalmente son bacterias anaerobias facultativas y estrictas, que se identifican colectivamente como acidogénicas. Dentro de la degradación anaerobia (DA) de los RSU en un RESA se ha identificado una fermentación secundaria, conocida como acetogénesis, en la cual participan las bacterias homoacetogénicas y las acetogénicas productoras obligadas de hidrogeno (OHPA, Obligate Hydrogen Producing Acetogen). Las bacterias homoacetogénicas convierten solamente a acetato los productos de la hidrólisis y la fermentación primaria, mientras que las OHPA oxidan los productos de la fermentación primaria como etanol, propionato y butirato a acetato, CO_2 e H_2, lo cual es termodinámicamente favorable solo a concentraciones muy bajas de H_2, por lo que establecen una asociación sintrófica con bacterias consumidoras de H_2 (hidrogenofílicas), como las sulfato reductoras (BSR) y las metanógenas (BM). Debido a que inicia la actividad de las BM, es posible detectar bajas concentraciones de CH_4 en esta fase. Bajo presiones parciales relativamente altas de H_2, el acetato es reducido en lugar de producir CH_4, por lo que la presencia de H_2 afecta directamente la generación de este último (Barlaz, 1996; Bitton, 2005; Carrillo, 2003; Madigan, 2004). La presencia de AOV y altas concentraciones de CO_2, provoca que los valores de pH en los lixiviados sean tan bajos como 4.0, 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 (Akesson & Nilsson, 1998). Consecuentemente estos pH bajos, facilitan la disolución de algunos constituyentes inorgánicos, principalmente metales pesados (Christensen & Kjeldsen; 1989; Kjeldsen *et al.,* 2002). Debido a la disolución de AOV en el lixiviado, la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), la demanda química de oxígeno (DQO) y la conductividad se incrementan en esta fase. Los lixiviados jóvenes se caracterizan por presentar concentraciones de DQO mayores a 5000 mg/L y de N_2 menores a los 400 mg/L, con una relación de DBO_5/DQO usualmente de 0.4-0.5 o más alta (Francois *et al.,* 2007; Swati *et al.,* 2005).

d) Fase IV: Fase de fermentación de CH_4.. El proceso terminal lo realizan las bacterias BM, también llamadas productoras de CH_4. Estas bacterias anaerobias estrictas (ORP < -300 mV) pertenecen al dominio de las *archaea* y convierten el ácido acético y el H_2 producidos en la fase ácida en CH_4 y CO_2, aunque también pueden utilizar formiato, metanol, aminas metiladas y sulfuros metilados (García *et al.,* 2000; Ljungdahl *et al.,* 2003; Madigan *et al.,* 2004). Las metanógenas se pueden dividir en dos subgrupos tróficos: las bacterias hidrogenofílicas no aceticlásticas y las metanogénicas aceticlásticas (Bitton, 2005; Ladapo & Barlaz, 1997; O´Flaherty *et al.,* 1999). En esta fase las concentraciones de CH_4 se incrementan hasta valores entre 50 y 70 % volumen (%v/v), con la consecuente disminución de AOV, por lo que también se le conoce como fase de producción acelerada de CH_4 (Barlaz *et al.,* 1989; Reinhart & Al-Yousfi, 1996). El pH dentro de la matriz de RSU alcanza valores de 6.8 a 8.0, mientras que en los lixiviados, la disminución en la concentración de los AOV causa un aumento en el valor del pH hasta 7.0 o más, así como una reducción en el valor de conductividad y en las concentraciones de las DOB_5 y DQO, de manera que la DBO_5/DQO disminuye generalmente a un valor de 0.1 (Francois *et al.,* 2007; Kjeldsen *et al.,* 2002).

e) Fase V: Fase de maduración. Mientras la humedad sigue migrando a través del lecho de RSU, se convierten porciones del material biodegradable que anteriormente no estaban disponibles. La velocidad de generación del biogás disminuye significativamente, porque la mayoría de los nutrimentos disponibles se han separado con el lixiviado durante las fases anteriores y los sustratos que quedan en los residuos son de lenta biodegradación. Los lixiviados a menudo contienen ácidos húmico y fúlvico, que son difíciles de degradar biológicamente (Barlaz *et al.,* 1989; Castrillón *et al.*, 2010). Los principales gases en esta fase son CH_4 y CO_2, aunque dependiendo de las condiciones de sellado del RESA, también

pueden encontrarse pequeñas cantidades de N_2 y O_2 (Calace *et al.,* 2001; Kjeldsen *et al.,* 2002).

3.4 EVOLUCIÓN DEL RESA CONVENCIONAL AL RESA-BIORREACTOR

El RESA convencional es una instalación ingenieril para la disposición final de los RSU, diseñada y operada de tal forma que minimice los impactos sobre el medio ambiente y la salud pública (LGPGIR, 2007; SEMARNAT & GTZ, 2004). En este tipo de sitios de disposición, la generación de biogás comienza por lo general, alrededor de los 6 a 8 meses después de colocados los RSU, su biodegradación y consecuente estabilización requiere de 20 o más años, con lo que la producción de biogás puede prolongarse por un lapso de 50 años después del término de la operación final del relleno (Demirekler *et al.,* 2004; Fielding *et al.,* 1988; Reinhart *et al.,* 2002). Ante estos periodos posclausura de largo plazo, las barreras colocadas inicialmente en el RESA exceden su vida útil, lo que posibilita la infiltración de lixiviados al subsuelo y el escape del biogás a la atmósfera, impactando el medio ambiente y la salud (Pacey *et al.,* 1999; Querio & Lundell, 1992).

Como se describió en el apartado 2.3, la biodegradación de los RSU en un RESA tiene que ver con la coordinación entre bacterias hidrolíticas, acidogénicas, acetogénicas y metanogénicas, la cual depende de los microambientes (Alexander, 1979; Barlaz *et al.,* 1990; Carrillo, 2003; Madigan *et al.,* 2004). Estos microambientes a nivel macro se identifican como factores ambientales y operacionales. Entre los ambientales se tienen la composición de los RSU (constituyentes orgánicos e inorgánicos) y el clima (temperatura, lluvia y radiación solar). Los factores operacionales incluyen 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.,* 1993b; Wrefor *et al.,* 2000).

Con base a los conocimientos y la problemática ambiental mundial, la concepción del RESA, como una instalación bajo control, ha evolucionado; por lo que ahora se le concibe como un reactor biológico gigante. La Asociación de Residuos Sólidos de Norte América (SWANA, The Solid Waste Association of North America), define al RESA-Biorreactor como "un RESA o celda del RESA donde las condiciones de líquido y gas son activamente manejadas para controlar y mejorar los procesos microbianos, para estabilizar los constituyentes orgánicos dentro de los 5 a los 10 años siguientes de su clausura (Foth & Van

Dyke, 2004). El concepto de estabilidad apunta a que el potencial de contaminación de los RSU con su entorno es prácticamente nulo, lo que representa que el sitio de disposición no requiere más de monitoreo y mantenimiento (Boda, 2002; Valencia-Vázquez, 2008). Ante el incremento en el interés de la operación de los RESA como biorreactores, es importante contar con criterios para definir la estabilidad de los residuos, sin embargo, aun no se tiene un consensó general. Entre las características de estabilidad que algunos investigadores sugieren se encuentran: 10-19 % sólidos volátiles totales (SVT) y 5-6 % de carbono orgánico (C) en residuos sólidos (Decottingnies *et al.,* 2005; Francois *et al.,* 2006; Sri Shalini *et al.,* 2010), DBO_5/DQO menores a 0.1 y 0.19-0.31 de SVT/ST en lixiviados (Griffth & Trois, 2006; Tatsi & Zouboulis, 2002) y, en biogás 0.05-0.15 m^3/ton RSU de potencial biológico de CH_4 (BMP) y concentraciones menores al 25% de su límite inferior de explosividad (Barlaz *et al.*, 2002; Shearer, 2001).

Para conocer los factores que inciden en la biodegradación y su impacto en la metanización de los RSU se han realizado múltiples estudios, entre ellos se tienen: la presencia o ausencia de O_2 e H_2 (Borglin *et al.,* 2004; Fielding *et al.,* 1988; Wilshusen *et al.,* 2004), la temperatura (Kalyuzhnyi, *et. al.,* 2003; Rajasekaran *et al.,* 1986), la edad de los residuos (Wang *et al.,* 1994; Chen *et al.,* 2009), la trituración (El Fadel *et al.,* 2002), la capacidad de campo y tiempo de retención hidráulica (Munasinghe, 1996; Zeiss & Major, 1993), la compactación y la compresibilidad (Durmusoglu *et al*., 2005; Hossain *et al.,* 2003; Sri Shalini *et al*., 2010), la alcalinidad y el pH del sistema (Bergman *et al.,* 2000; Bernard & Merlin, 1995), el material de cobertura y la codisposición de residuos de la industria de la construcción y demolición (Márquez-Benavides & Watson-Craik, 2003; Méndez-Novelo *et al.,* 2002), el contenido de humedad intrínseco de los RSU y el flujo de humedad en ellos (Klink & Ham, 1982; Chugh *et al.,* 1998; Hernández-Berriel *et al.,* 2008).

Entre los factores mencionados se han encontrado interdependencias, donde Barlaz (1996) señala el pH y la humedad como los más críticos a controlar, mientras que Reinhart *et al.* (2002) y Shearer (2001) destacan el contenido de humedad y a la distribución de nutrientes como los principales factores, puntos que cubren la adición de lixiviados u otros líquidos acondicionados (Ravishankar *et al.,* 2007; Reinhart and Al-Yousfi, 1996). Los trabajos de Barlaz *et al.* (1990), Pohland & Kim (1999) y Reinhart (1996) mencionan que las ventajas de la recirculación de lixiviados en un RESA incluyen: (1) asentamiento de la celda antes de

colocar la cubierta final, con lo que disminuye el riesgo de daño de dicha cubierta final, (2) incremento de la densidad efectiva de los RSU y por tanto, de la capacidad del RESA, (3) tratamiento "*in situ*" de los lixiviados generados, (4) incremento de las tasas de producción de metano, lo que puede hacer más favorable la recuperación de energía, y (5) aceleramiento de la biodegradación de los residuos, lo cual puede acortar el periodo de monitoreo posclausura y reducir los costos globales del RESA. En contraste, entre las desventajas se han identificado la acumulación de AOV y de nitrógeno amoniacal (NH_3-N), la inundación, el lavado y/o la compactación excesiva de la matriz de RSU (Ellis *et al*., 2005; Reinhart *et al*., 2002; Sponza & Agdag, 2004).

A la fecha, existe una variedad de reportes sobre recirculación de lixiviados que cubren distintos aspectos: Primeramente, existen trabajos que comparan la recirculación de lixiviados con sistemas de paso simple (Poland *et al.,* 1992; Sponza & Agdag, 2004; Swati *et al.,* 2005) o con un sistema control (El-Fadel, 1999; Mehta *et al.,* 2002), los cuales comprueban la efectividad de la recirculación como un mecanismo promotor de la DA. Un segundo aspecto ha sido la combinación de inóculos en la recirculación de lixiviados (Francois *et al.,* 2007; Swati *et al.,* 2005), la recirculación de lixiviados tratados (Chugh *et al*., 1998; Ellis *et al.,* 2005; Sanphoti *et al.,* 2006), así como de lixiviados no tratados (Reinhart, 1996; Sinan *et al.,* 2007; Sponza *et al.,* 2004). Un tercer aspecto estudiado ha sido variando la frecuencia de la recirculación y adición de agua, incluso dentro de las distintas etapas de la DA (Benbelkacem *et al*., 2010; Šan & Onay, 2001; Trankler *et al.*, 2005).

A fin de evitar lo más posible que la recirculación de lixiviados tenga un efecto adverso sobre la metanogénesis, es importante determinar la tasa de recirculación adecuada y sus condiciones, sin embargo, los trabajos reportados responden parcialmente lo anterior y es complicado hacer una verdadera comparación entre las tasas utilizadas, debido a que algunos se refieren al porciento volumen (%V) de los residuos cargados y otros al porciento humedad base húmeda (%Hbh).

Aun más, la heterogeneidad en los reportes, las tasas de recirculación cubiertas (1-43 %V), la amplia gama de condiciones descritas y las características particulares de los RSU utilizados, hacen necesario estudiar el efecto de tasas de 15 a 120 %V sobre la DA de RSU en México, para determinar que tasa provee las mejores condiciones para su degradación acelerada y cuál es el intervalo apropiado de recirculación para la mayor generación de CH_4.

IV. PLANTEAMIENTO DE HIPÓTESIS EXPLÍCITA

Partiendo de la idea que un RESA como biorreactor, es aquel que opera con la humidificación y/o recirculación de sus lixiviados, los cuales contribuyen con humedad, nutrientes y microorganismos, para acelerar la degradación de la fracción orgánica contenida en los RSU y, teniendo conocimiento que volúmenes grandes de recirculación pueden desequilibrar los procesos de acidogénesis y metanogénesis, así como producir saturación y estancamiento, afectando negativamente la biodegradación y consecuentemente la producción de metano; la hipótesis del presente trabajo se planteó de la siguiente forma:

" Existe un contenido de humedad y un intervalo de volumen de lixiviado recirculado, que maximiza la biodegradación de la materia orgánica contenida en los RSU y, consecuentemente la tasa de generación de metano "

V. OBJETIVOS

5.1 OBJETIVO GENERAL

Determinar los efectos de diferentes niveles de humidificación y recirculación de lixiviados, sobre la biodegradación de la MO de los RSU.

5.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Construir un sistema de biorreactores escala laboratorio (BLAB), que permita estudiar la degradación y mineralización acelerada de RSU mediante recirculación de lixiviados.

- Estudiar el efecto de la humidificación sobre la biodegradación de RSU a dos diferentes regímenes de humedad.

- Estudiar el efecto de la recirculación de lixiviados sobre el establecimiento de la fase metanogénica en la biodegradación de la MO de los RSU, dentro del intervalo de regímenes de humedad de 50 a 80 % Hbh.

- Determinar el intervalo de volumen de lixiviado a recircular para obtener la mayor generación de metano en la biodegradación de los RSU.

VI. RESULTADOS

6.1 CAPÍTULO I

Waste Management 28 (2008) S14–S20

Contents lists available at ScienceDirect

Waste Management

journal homepage: www.elsevier.com/locate/wasman

The effect of moisture regimes on the anaerobic degradation of municipal solid waste from Metepec (México)

Ma.C. Hernández-Berriel [a,b], L. Márquez-Benavides [b,*], D.J. González-Pérez [a], O. Buenrostro-Delgado [b]

[a] Instituto Tecnológico de Toluca, Calz. La Virgen S/N, Metepec, Edo. México, Mexico
[b] Instituto de Investigaciones Agropecuarias y Forestales, UMSNH Av. San Juanito Itzicuaro S/N, Col. San Juanito Itzicuaro, Morelia, Mich, Mexico

ARTICLE INFO

Article history:
Accepted 28 March 2008
Available online 20 June 2008

ABSTRACT

The State of México, situated in central México, has a population of about 14 million, distributed in approximately 125 counties. Solid waste management represents a serious and ongoing pressure to local authorities. The final disposal site ("El Socavón") does not comply with minimum environmental requirements as no liners or leachate management infrastructure are available. Consequently, leachate composition or the effects of rain water input on municipal solid waste degradation are largely unknown. The aim of this work was to monitor the anaerobic degradation of municipal solid waste (MSW), simulating the water addition due to rainfall, under two different moisture content regimes (70% and 80% humidity). The study was carried out using bioreactors in both laboratory and pilot scales. The variation of organic matter and pH was followed in the solid matrix of the MSW. The leachate produced was used to estimate the field capacity of the MSW and to determine the pH, COD, BOD and heavy metals. Some leachate parameters were found to be within permitted limits, but further research is needed in order to analyze the leachate from lower layers of the disposal site ("El Socavón").

© 2008 Elsevier Ltd. All rights reserved.

1. Introduction

Latin-American countries face an enormous challenge trying to achieve integrated municipal solid waste (MSW) management. Controlled and open dumps, and in fewer occasions, landfills, are used as final disposal sites. In México, official reports indicate that in the year 2000, the daily generation rate of MSW was 0.865 kg/capita. Five years later, the daily rate was 0.963 kg/capita. Thus, approximately 97,000 tonnes of MSW/d were produced nationwide in 2005. However, it has been estimated that up to 35% of the MSW was disposed in unlicensed sites (Cortinas, 2001; GDF, 2006; INEGI, 2001; SEDESOL, 2006).

The State of México (SM) is located in central México; it consists of 125 counties, and represents the most populated state in the country (about 14 million inhabitants). In general, environmental problems, and particularly MSW generation, are directly related to the population size. Accordingly, the SM generates about 16.6% of the national MSW stream. In 2004, the SM had *ca.* 50 unlicensed dumps, 5 controlled dumps, and only 3 landfill sites that fully complied with Mexican Standards and environmental regulations (SEMARNAT, 2006).

The final disposal site ("El Socavón") is located in Metepec County, in the SM. Originally, it was a sand mine, and it has been used as a final disposal site for the last 25 years. The site covers 5 ha and serves eight counties (Ocoyac, San Mateo Atenco, Otzolotepec, Santa Cruz Atizapán, Capulhúac, Toluca, Metepec and Lerma) (INE, 2005; JICA, 2001). At present, local government is starting to remediate the site, at least the top layers, seeking to shift it from an open dump to a partially controlled site. Nonetheless, the remediation work does not include any geo-membrane or leachate management system, and the level of pollution of groundwater by leachate is largely unknown (FICA, 2004; GTZ, 2006; SEGEM, 2001).

Several investigators have shown that the infiltration of water or leachate recirculation into a landfill affects the process of waste decomposition (Elli et al., 2005; Jokela et al., 2002; Kylefords, 2002; Márquez-Benavides and Watson-Craik, 2003; Rodríguez et al., 2004; Shearer, 2001). To the best knowledge of the authors, in México there are only a few studies on MSW and leachate characterization (Buenrostro et al., 2001; Hernández-Berriel et al., 2005; IMASA, 1993; Osorio, 2005). The objective of this work was to study the effect of moisture inputs into the top layers of "El Socavon", in order to characterize the leachate and biogas production. Laboratory and pilot bioreactors were operated at two different moisture content regimes: 70% and 80%. The first moisture regime correlates to the highest moisture content that refuse from "El Socavon" reaches in the rainy season, the second one was studied as some reports indicate that the highest methane production rates occur at 60–80% of humidity (Ramaswamy, 1970).

* Corresponding author. Tel.: +52 443 33 40 475.
E-mail address: lili.marquez@gmail.com (L. Márquez-Benavides).

0956-053X/$ - see front matter © 2008 Elsevier Ltd. All rights reserved.
doi:10.1016/j.wasman.2008.03.021

Nomenclature

70%MR	70% moisture content regime	NMX	Official Mexican Norm or Standard
80%MR	80% moisture content regime	PIBs	pilot scale bioreactors
LABs	laboratory-scale bioreactors	SM	State of Mexico
MSW	municipal solid waste	ΔF_{SW}	solid waste field capacity or variation of water content

2. Materials and methods

2.1. Municipal solid waste characterization study

Approximately 200 kg of fresh refuse were sampled from "El Socavón" in May 2003. A characterization study was carried out, sorting the refuse into several categories, as described elsewhere (Buenrostro et al., 2001; Osorio, 2005). Refuse from each category was shredded (<5 cm), and, according to the characterization study, a MSW model mixture was prepared for each bioreactor, as shown in Table 1.

2.2. Set up and operation of anaerobic bioreactors

2.2.1. Laboratory-scale bioreactors

Twenty five laboratory-scale anaerobic bioreactors (LABs) were used. Each LAB consisted of a 0.4 L PVC column (schedule 40), 18 cm long and 5 cm ID, as shown in Fig. 1.

2.2.2. Pilot scale bioreactors

Similarly, six pilot scale bioreactors (PIBs) were constructed using 14.5 L PVC columns (Schedule 80), 50 cm long and 19.2 cm ID (Fig. 2). Once the bioreactors were constructed, each one was subjected to hermetic tests. After that, the bioreactors were loaded with shredded refuse at a density of 400 kg/m^3, immediately after they were tightly closed and underwent hermetic tests once again. As stated before, Table 1 shows the amount of refuse used for both scales of bioreactor.

2.2.3. Operational conditions

Appropriate amounts of water were added into the bioreactors to attain moisture content regimes of 70% and 80% (70%MR and 80%MR), respectively. After four days, the leachate produced was drained. Subsequently, water re-additions took place periodically (Fig. 3).

Five cycles of 21 days were repeated and five LABs were dismantled at days 21, 42, 63, 84 and 105, in order to calculate the required water volume to keep LABs and PIBs at 70%MR or 80%MR. Field capacity (ΔF_{SW}) at the fourth day of each cycle was calculated using a water balance (Tchobanoglous et al., 1993):

$$\Delta F_{SW} = W_{SW} + W_A - W_L \quad (1)$$

Table 1
Municipal solid waste composition and quantities used in each bioreactor

Component	Composition (%, w/w)	LABs (g)	PIBs (g)
Food waste	49.7	81.9	2882.6
Plastic	23.4	38.6	1357.2
Paper and cardboard	13.1	21.5	756.9
Others	4.8	7.8	276.1
Glass	4.7	7.7	270.9
Metal	1.9	3.2	111.4
Textiles	1.6	2.6	91.6
Yard trimmings	0.9	1.5	53.4
Total	100.0	164.8	5800.0

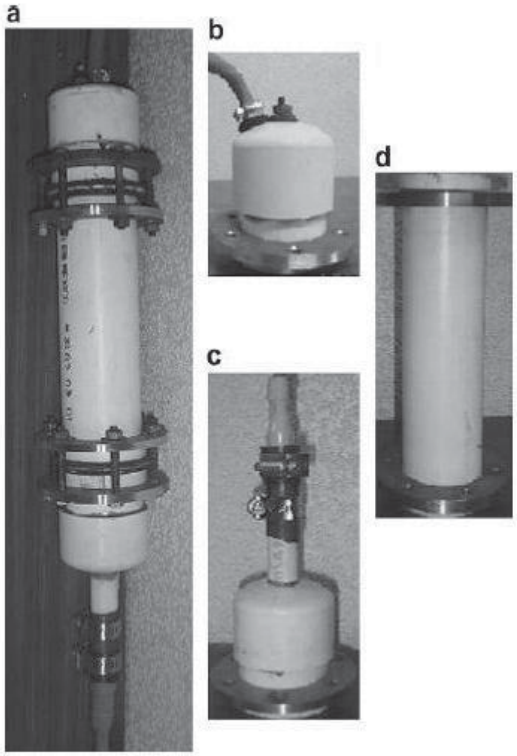


Fig. 1. Laboratory-scale bioreactors (LABs): (a) complete LAB, (b) dome, (c) bottom and (d) body.

where

ΔF_{SW}	solid waste field capacity or variation of water content (L/kg)
W_{SW}	initial moisture content of the refuse (L/kg)
W_A	added water (L/kg)
W_L	percolated water (leachate) (L/kg)

The control or blank bioreactors contained only shredded refuse, but no additions of extra water were made. The experiment operated in a continuous mode for 18 weeks, and the reactors were kept at 20 °C (±1.5 °C).

2.3. Analytical methods

Solid samples were obtained at the start and at the end of the experimentation, and each time the LABs were dismantled. The data in Table 2 show a list of Mexican standards used to analyze refuse and leachate (SEMARNAT, 2006). Biogas was analyzed to detect methane, using a gas chromatograph (GC) (VARIAN, CP 3800) fitted with a flame ionization detector (FID). The steel column

Fig. 2. Pilot scale bioreactors (PIBs): (a) temperature sensor, (b) manometer, (c) sampling port and leachate recycling valve.

(length 2 m, ID 2 mm) was packed with 5% neopentylglycol sebacate + 1% H_3PO_4. Oxygen-free nitrogen (OFN) was used as carrier gas, with a flow rate set at 35 mL/min. The temperature of the oven, injector and detector was maintained at 80, 200 and 210 °C, respectively.

3. Results

3.1. Municipal solid waste characterization study

The characterization study of municipal solid waste (MSW) (Table 1) shows that the main component at "El Socavón" was food waste (49.7%). Overall, organic waste corresponded to 64.4% of the domestic waste stream. Discarded plastics represented 23.4% of the MSW, and in the meantime, yard trimmings proved to be scarce, less than a 1%.

Table 2
Mexican standards used to characterize municipal solid waste and leachate

	Standards
Municipal solid waste	
Quarter method	NMX-AA-015-1985
Moisture content	NMX- AA-016-1984
Volatile solids	NMX-AA-034-SCFI-2001
pH	NMX-AA-25-1984
Organic matter	NMX-AA-021-1984
Sample preparation	NMX-AA-052-1985
Leachate	
Temperature	NMX-AA-007-SCFI-2000
pH	NMX-AA-008-SCFI-2000
Chemical oxygen demand	NMX-AA-030-SCFI-2001
Biological oxygen demand	NMX-AA-028-SCFI-2001
Heavy metals	NMX-AA-051-SCFI-2001

*Source:*SEMARNAT (2006).

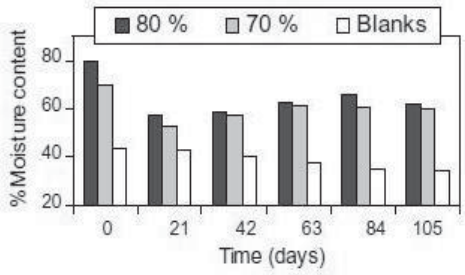


Fig. 4. Moisture content of refuse from LABs.

3.2. Anaerobic bioreactors performance

As previously described, five LABs were dismantled every 21 days. The data in Fig. 4 show the moisture content of refuse from the dismantled LABs. Initially, the moisture content was set at 70% and 80%; however, it was clear that 21-day cycles were a long period to maintain the water content. In fact, after the first three weeks, the moisture content dropped to 53% and 57%. Even though the bioreactors did not hold steady moisture levels during each cycle, they are referred to as 70%MR and 80%MR, only for identification purposes. Moreover, Fig. 4 shows that the highest moisture content in the dismantled bioreactors reached only 61% and 65%, i.e., the water content in the bioreactors fluctuated periodically. Conversely, the moisture content of the control bioreactors declined from 43% to 34%, a 20% loss after 105 days. At the end of the experimentation, the average moisture content for 70%MR and 80%MR was 57% and 61%, respectively.

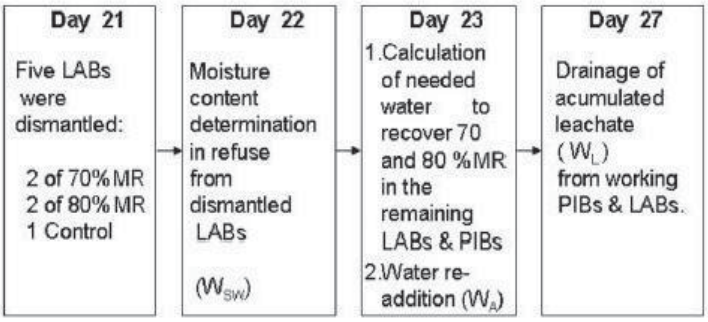


Fig. 3. Consecutive steps to calculate water addition and components of the water balance.

Table 3
Field capacity of solid waste in PIBs, packed at 400 kg/m³ density (after four days of water addition)

Day	70% Moisture regime				80% Moisture regime			
	% M_{rem}	L/kg	% (v/v)	kg/m³	% M_{rem}	L/kg	% (v/v)	kg/m³
5	67.70	2.10	47.50	474.97	79.04	3.77	85.44	854.43
27	61.18	1.58	35.71	357.08	69.25	2.25	51.05	510.47
48	65.53	1.90	43.08	430.77	73.08	2.71	61.52	615.19
69	61.73	1.61	36.55	365.49	71.19	2.47	56.02	560.16
90	62.63	1.68	37.97	379.70	72.47	2.63	59.66	596.57
111	62.21	1.65	37.31	373.08	70.96	2.44	55.37	553.74

$\%M_{rem}$ = percentage of moisture remaining.

ΔF_{SW} is defined as the maximum amount of water that a soil or a refuse matrix can hold (Lobo-García de Cortazar et al., 2002; Orta de Velázquez et al., 2003). Table 3 shows the ΔF_{SW} of the bioreactors on the fourth day of each cycle (Fig. 3), when leachate was drained (note: ΔF_{SW} is reported using various equivalent units: $\%M_{rem}$, L/kg, %(v/v) and kg/m³). It is important to point out that $\%M_{rem}$ or the remaining moisture after water addition is less than 70%MR and 80%MR. Overall, the ΔF_{SW} of 70%MR was smaller than 80%MR.

3.2.1. Solid waste analyses-LABs

Refuse from dismantled LABs was analyzed to determine levels of total volatile solids (TVS). Fig. 5 shows that TVS in the 80%MR bioreactors decreased 27%, while its counterpart decreased 22%; the control bioreactors, on the other hand, experienced a 13% reduction. By day 63, TVS content stabilized in both the 70%MR and 80%MR bioreactors.

Furthermore, the change of pH values suggests the establishment of the anaerobic degradation process. On day 0, pH values were neutral, but organic matter breakdown and acidogenic onset (day 63) acidified pH values in LABs (Fig. 6). From this day on, pH values started to recover, linked to the onset of the methanogenic phase.

In the 70%MR bioreactors, the initial organic matter (OM) content decreased from 50% to 28%, and from 50% to 31% in the 80%MR bioreactors (Fig. 7). It is important to point out that all values from refuse parameters were comparable between LABs and PIBs, at the end of the study (Table 4).

3.2.2. Leachate parameters, PIBs

Electrical conductivity values of 70%MR were, in general, higher than its counterpart, yet, pH turnover was similar for both regimes (Fig. 8). Leachate pH values performed similarly to refuse pH values, in association with the onset of methanogenesis (approximately day 70). Fig. 9, on the other hand, illustrates the COD/BOD of leachate, even though the moisture content did not affect the pattern of these parameters, the smaller amount of water in

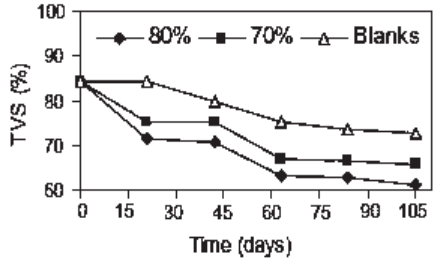


Fig. 5. Turnover of volatile solids in the refuse content of LABs (as percentage of organic matter).

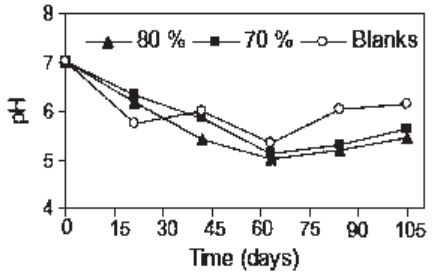


Fig. 6. Variation of pH in solid waste of LABs.

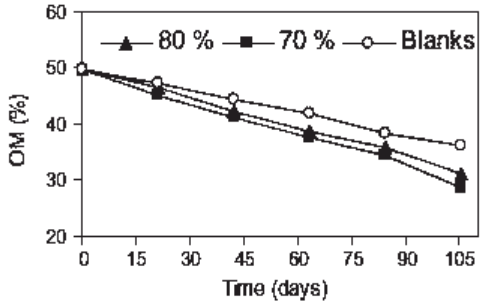


Fig. 7. Fluctuation of organic matter (OM) (%) in solid waste of LABs.

70%MR bioreactors produced higher initial COD and BOD values, at least during the first eight weeks of experimentation.

Results of leachate analyses are summarized in Table 5, showing the leachate performance during the acidogenic and methanogenic phases. The shift between both phases was detected approximately at day 63. Regardless of the degradation phase, it was found that leachate from the 70%MR bioreactors contained higher organic loads, heavy metal and electric conductivity concentrations. Leachate was analyzed for a variety of heavy metals, but copper, chromium, cadmium and lead were below detection limits; therefore, Table 5 only shows manganese and zinc concentrations.

3.2.3. Methane production rates

The anaerobic degradation of refuse was evidenced by methane production. The onset of the methanogenic phase took place around day 70 for both 70%MR and 80%MR. However, bioreactors under the 70%MR regime presented a stronger leachate and consequently a higher methane production rate (Fig. 10). At the end of the experimentation, 83 mL CH_4/g dry matter-d were produced in the 70%MR bioreactors, 71 mL CH_4/g dry matter-d in the 80%MR and virtually none were detected in the control bioreactors.

4. Discussion

4.1. Municipal solid waste characterization study

According to the MSW characterization study, up to 64.4% (w/w) of refuse in the domestic stream (Table 1) is likely to biodegrade at the landfill. The largest proportion (49.5%) included the readily degradable organic or putrescible material, a typical situation still observed in urban areas of developing countries (Buenrostro-Delgado et al., 2007). On the other hand, paper and cardboard (13%) represented the fraction with a slower degradable rate, depending on the landfill leachate practices of the site (Laia et al., 2001; Wang et al., 1994).

Table 4
Results of analyses of solid waste treated in the anaerobic bioreactors at the end of the study

Operating moisture	LABs				PBRs			
	Moisture (%)	TVS (%)	pH	OM (%)	Moisture (%)	TVS (%)	pH	OM (%)
Initial sample	43.4	84.3	6.9	49.76	43.4	84.3	6.9	49.76
80%	62.2	65.7	5.5	31.25	60.7	66.6	5.6	30.51
70%	59.5	61.4	5.6	28.40	54.8	61.9	5.9	28.14
Blanks	34.18	72.9	6.2	36.15	38.3	73.8	6.6	36.49

OM = organic matter.

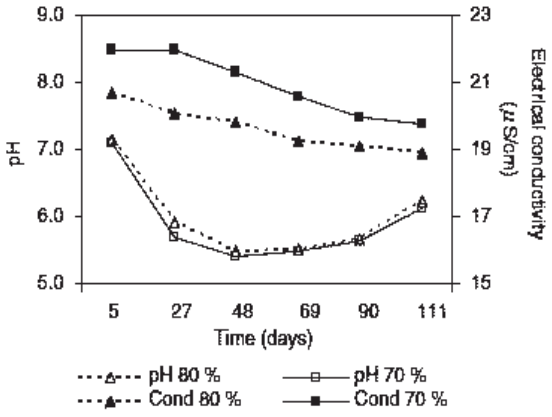


Fig. 8. Variation of pH and electrical conductivity of leachate from the PBRs.

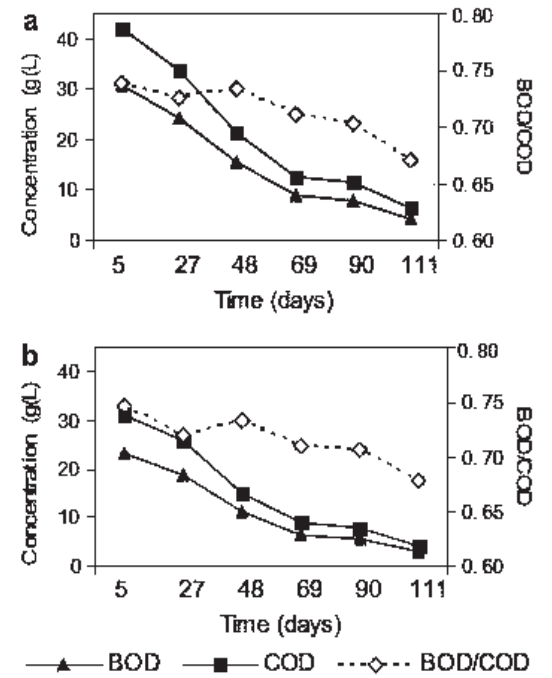


Fig. 9. Variation of COD and BOD in leachate from the PBRs at (a) 70% and (b) 80% of moisture content.

4.2. Anaerobic bioreactors performance

As seen in the water balance, the addition of water every three weeks constituted lengthy periods in terms of moisture retention. In fact, 70% and 80% of moisture contents were retained only a few days after the first water addition, when refuse was fresh. Subsequent water additions may have contributed to saturate refuse matrices, around 61% (35% v/v) and 66% (44% v/v) for 70%MR and 80%MR, respectively.

ΔF_{SW} is a time-dependent variable, and should be considered in the hydraulic properties of the site (Lobo-García de Cortazar et al., 2002; Yuen et al., 2001; Wreford et al., 2000). It has been documented that the application of compacted intermediate soil covers and waste layers result in a reduction of ΔF_{SW} and hydraulic conductivity (Sánchez and López, 1991; Yang et al., 2002) (Table 6). Our results also showed that moisture regimes may affect the ΔF_{SW} (Table 3). Less added water accounted for a smaller ΔF_{SW}; thus, 80%MR bioreactors retained more water because additional water was available. However, humidity values at the end of the experimentation suggested that refuse from the top layers of "El Socavón" is likely to saturate at 60% (34% v/v) (Table 4). Moreover, the obtained ΔF_{SW} values were, overall, similar to those reported by other authors (Table 6). The control bioreactors represented the landfill site during the dry season. Even though they were not drained, they showed a 20% moisture content loss (Fig. 4), most likely due to microbial activity.

It is widely accepted that total volatile solids (TVS) in refuse are correlated to the methane production rate (Jewell et al., 1981; Switzenbaum et al., 2003). The TVS trend was comparable between the studied bioreactors (Fig. 5), although the 80%MR bioreactors presented a poorer TVS content. The explanation may include microbial uptake combined with a washout effect. Water re-additions into the bioreactors might have contributed to wash out nutrients and microorganisms. Similar results were reported by Pin-Jing et al. (2005), as the addition of tap water into a series of simulated column landfills resulted in a low hydrolysis rate and acidic environment. This could be representative of landfill top layers, where clean rainwater leaches throughout the refuse.

Leachate parameter values might be influenced by abiotic factors such as the moisture content. Electrical conductivity (Fig. 8) and COD concentrations were stronger in leachate from the 70%MR bioreactors (Table 5). This means that a landfill site in the dry season will probably produce smaller leachate volumes, but it is likely to be more concentrated.

At the end of the experimentation period, moisture regimes were separated by only 4.5%, instead of the originally 10% planned difference (70%RM and 80%RM). Nonetheless, bioreactors from both moisture regimes showed similar ratios of BOD to COD (0.68). According to Griffth and Trois (2006), a biodegradability ratio of 0.7 is found in leachates with high organic contents and it may be considered as slowly degradable material, probably due to the high cellulose and hemicellulose content of MSW. The decrease of BOD/COD is similar to those observed by Elli et al. (2005), in agreement with the organic matter removal.

On the other hand, the already mentioned washout effect might also have influenced the reduction in the BOD and COD concentration, as reported by Kjeldsen and Christophersen (1999). Rainwater is likely to enter the landfill top layers, contributing to the hydrolytic process by dissolving readily degradable organic matter.

Table 5
Comparison of characteristics of leachate from bioreactors under different moisture regimes

Parameter	70MR		80MR	
	Acidogenic phase	Methanogenic phase	Acidogenic phase	Methanogenic phase
pH	7.10–5.40	5.48–6.13	7.16–5.49	5.52–6.23
Conductivity (μS/cm)	22.00–21.30	20.60–19.75	20.70–19.80	19.28–18.90
COD (g/L)	41.96–21.50	12.68–6.37	31.04–15.12	9.18–4.27
BOD (g/L)	30.97–15.78	9.03–4.28	23.15–11.08	6.52–2.90
BOD/COD	0.74–0.73	0.71–0.67	0.75–0.73	0.71–0.68
Mn (mg/L)	9.91–16.14	8.22–13.00	5.87–9.78	6.08–10.15
Zn (mg/L)	3.48–9.80	1.99–2.99	0.68–3.73	0.90–1.60

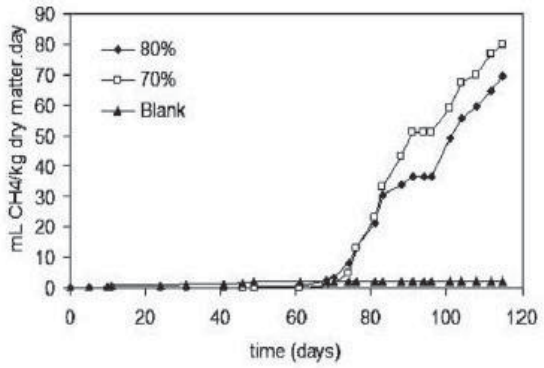


Fig. 10. Cumulative methane production rates in the PBs.

Table 6
Typical field capacity for municipal solid waste landfills

Reported field capacity	Density	Reference
0.77 L/kg	350	Márquez-Benavides (2005)
0.72 L/kg	550	Márquez-Benavides (2005)
0.75 L/kg	500	Orta de Velázquez et al. (2003)
0.430 L/kg	538	Sánchez and López (1991)
0.380 L/kg	550	Sánchez and López (1991)
0.230 L/kg	684	Sánchez and López (1991)
20 (% v/v)		Koda and Zakowicz (1999)
38 (% v/v)		Koda and Zakowicz (1999)
29–42 (% v/v)		Holmes (1980)
30–40 (% v/v)		Straub and Lynch (1982)
20–30 (% v/v)		Korfiatis et al. (1984)
20–30 (% v/v)		Oweis et al. (1990)
14 (% v/v)		Zeiss and Major (1993)
29 (% v/v)		Schroeder et al. (1994)
44 (% v/v)		Bengtsson et al. (1994)

Similarly, the performance of organic matter (Fig. 7) would have also been influenced by the periodic addition of water. The washout may also account for low pH values, as mentioned by Márquez-Benavides and Watson-Craik (2003), who studied the effect of clean water addition into refuse and soil lysimeters. Nevertheless, the organic matter also was reduced in control bioreactors (Fig. 7), demonstrating a certain amount of refuse degradation.

In this research, the concentration levels of heavy metals in leachate complied with those established by Mexican Standards in the NOM-001-ECOL-1996 (DOF, 1996), but highly exceeded BOD limits for wastewater (up to 400 times). Furthermore, reports from several authors (Hernández-Berriel et al., 2005; Kylefords, 2002; Kjeldsen and Christophersen, 1999) have demonstrated that leachate from the bottom layers of a landfill site is usually more concentrated. Further research is needed, as it is likely that the leachate in the lower section of "El Socavón" is exceeding permitted limits for heavy metals and other pollutants.

The higher methane production rate in the 70%MR bioreactors is linked to the leachate strength. COD values are represented by a large amount of volatile fatty acids (up to 80) (Mata-Alvarez, 2003), thus providing a richer medium to the methanogenic consortia. However, the methane production rates obtained were smaller than those reported by other authors. For instance, Sanphoti et al. (2006) reported a methane production rate of 0.58 L CH_4/kg dry weight-d, when recycling leachate and water into MSW. It is possible that the time gap between water re-additions represented "dry" periods where nutrients were scarcely available.

5. Conclusions

- A water balance was calculated, showing that 70% and 80% moisture contents were maintained only for a few days after the initial water addition. In fact, at the end of the experiment, refuse reached a saturation level, as the moisture content of each regime was 61% and 65%, respectively.
- The BOD/COD was found to be 0.68 for both moisture regimes. Thus, under the operational conditions of this work, the degradation process for refuse from "El Socavón" is likely to be from low to moderate.
- The degradation of MSW reached the onset of the methanogenic phase at day 63. However, the methane production rate was higher in the 70%MR bioreactors. In general, leachate from the 80%MR bioreactors was less concentrated, probably due to a washout process.
- The concentration levels of heavy metals and pH values in leachate complied with those established by Mexican Standards in the NOM-001-ECOL-1996 (DOF, 1996), but highly exceeded BOD limits for wastewater.

Acknowledgments

The generous funding from the National Council of Science and Technology (CONACyT) (SEP-2004-C01-47187) and the General Direction of Technological Institute is acknowledged. The excellent technical assistance obtained from UMSNH, Technological Institute of Toluca, Technological Institute of Veracruz, and Technological Institute of Tepic is also gratefully acknowledged.

References

Buenrostro, D.O., Bocco, G., Bernache, G., 2001. Urban solid waste generation and disposal in Mexico. A case study. Waste Management & Research 19, 169–176.
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.
Bengtsson, L., Bendz, D., Hogland, W., Rosqvist, H.Y., Akesson, M., 1994. Water balance for landfills of different age. Journal of Hydrology 158, 203–217.
Cortinas, C., 2001. Towards a Mexico without refuse, bases and implications of waste legislation. Edited by Graphic Workshops of Deputy Charber, Mexico (in Spanish). ISBN: 970-92949-0-3.
DOF (Diario Oficial de la Federación) Federal Official Newspaper, 1996. NOM-001-ECOL-1996. Secretariat of Environmental, Natural Resources and Fishing, June 24, 1996. Mexico.

Elll, G.T., Park, J., Debik, E., Smith, S., 2005. Evaluation of leachate treatment and recycle options at the Boone County landfill. In: Proceedings of The Twenty International Conference on Solid Waste Technology and Management. Philadelphia PA, USA.

FICA (Fundación de Ingenieros Civiles Asociados), Foundation of Engineers, 2004. Legislation and Landfills in Mexico. <http://www.fundacion-ica.org.mx> (accessed 12.12.04.) (in Spanish).

GDF (Gobierno del Distrito Federal), Government of the District of Mexico, 2006. Solid Waste. <http://www.sma.df.gob.mx/educacion/04_saber/residuos.htm> (accessed 6.9.06.) (in Spanish).

Griffth, M., Trois, C., 2006. Long-term emissions from mechanically biologically treated waste: Influence on leachate quality. Water SA 32 (3), 307–313.

GTZ (Technical Cooperation Between Germany and Mexico) (Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit), 2006. Support to of Municipal Solid Waste Management in the State of Mexico. Technical Cooperation between Germany and Mexico. <www.gtz.org.mx/segem.> (accessed 12.12.04.) (in Spanish).

Hernández-Berriel, M.C., González, G.L., Alvarado, M.A., 2005. Study of municipal solid waste evolution from Metepec in pilot bioreactors. Proceedings of The First Inter-American Congress of Waste. Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental Interamerican (Association of Sanitary Engineering and Environmental Sciences), Merida, Yucatan, Mexico (in Spanish).

Holmes, R., 1980. The water balance method of estimating leachate production from landfill sites. Solid wastes LXX (1), 20–30.

IMASA (Ingeniería del Medio Ambiente, Sociedad Anónima) Anonymous Association of Environmental Engineering, 1993. Accelerated stability program of organic solid waste disposed in the Bordo Poniente landfills. Work book. Mexico (in Spanish).

INE (Instituto Nacional de Ecología) National Institute of Ecology, 2005. Statistical indicators of municipal solid waste generation in cities of Mexico. <www.ine.gob.mx> (accessed 10.6.05.) (in Spanish).

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía) National Institute of Statistics and Geography, 2001. Municipal solid waste generation in cities with more than 100,000 residents. <www.ine.gob.mx/dgmrar/dsrsc/inventarios/regiones.html> (accessed 15.7.01.) (in Spanish).

Jewell, W.J., Dell'Orto, S., Fanford, K.J., Fast, S.J., Jackson, D.A., Kabrick, R.M., Gotting, E.J., 1981. Crop residue conversion to biogas by dry fermentation. 1981 Winter Mtg. ASAE, Chicago, USA.

JICA (Japan International Cooperation Agency), 2001. Technical Cooperation Proposal of El Socavón landfill in the Municipality of Metepec, Mexico. Workbook. Edited by the Government of the State of Mexico, México (in Spanish).

Jokela, J.P.Y., Kettunen, R.H., Rintala, J.A., 2002. Methane and leachate pollutant emission potential from various fractions of municipal solid waste (MSW): Effects of source separation and aerobic treatment. Waste Management & Research 20, 424–433.

Kjeldsen, P., Christophersen, M., 1999. Composition of leachate from old landfills in Denmark. In: Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.

Koda, E., Zakowicz, S., 1999. Physical and hydraulic properties of the MSW for water balance of the landfill. In: Pinto, Séco e (Ed.), Environmental Geotechnics. Balkema, Rotterdam, Holanda.

Korfiatis, G.P., Demetracopoulos, A.C., Bourodimos, E., Nawy, E.G., 1984. Moisture transport in a solid waste column. Journal of Environmental Engineering 110 (4), 780–796.

Kylefords, K., 2002. Predictions of leaching from municipal solid waste (MSW) and measures to improve leachate management at landfills. Doctoral Thesis. Department of Environmental Engineering Division of Waste Science & Technology, Luleå University of Technology SE-971 87 Luleå, Sweden.

Laia, T.E., Nopharatanaa, A., Pullammanappallil, P.C., Clarke, P.W., 2001. Cellulolytic activity in leachate during leach-bed anaerobic digestion of municipal solid waste. Bioresource Technology 80 (3), 205–210.

Lobo-García de Cortazar, A., Hierrero-Lantaron, J., Montero-Fernandez, O., Tejero-Monzon, I., Fantelli-Lamia, Ma., 2002. Modelling for environmental assessment of municipal solid waste landfills (Part 1: Hydrology). Waste Management & Research 20 (2), 198–210.

Márquez-Benavides, L., 2005. Oral Communication. Environmental and Solid Waste Laboratory, UMNSH, Mexico.

Márquez-Benavides, L., Watson-Craik, I., 2003. Effect of intermediate soil cover on municipal solid waste decomposition. Water Science and Technology 48 (4), 245–248.

Mata-Alvarez, J., 2003. Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes. IWA Pub, London. 317 pp.

Orta de Velázquez, M.T., Cruz-Rivera, R., Rojas-Valencia, N., Monje-Ramirez, I., Sánchez-Gomez, J., 2003. Determination of field capacity of municipal solid waste with surcharge simulation. Waste Management & Research 21 (2), 137–144.

Osorio, S.G., 2005. Evaluation of environmental impact in the El Socavón site. Bachelor in Science Thesis. Institute of Technology of Toluca, Mexico (in Spanish).

Owels, I.S., Smith, D.A., Ellwood, R.B., Greene, D.S., 1990. Hydraulic characteristics of municipal refuse. Journal of Geotechnical Engineering 116 (4), 539–553.

Pin-Jing, H., Ming, S.L., Qu, X., Guo-Jian, L., Dun-Jong, L., 2005. Effects of feed solutions on refuse hydrolysis and landfill leachate characteristics. Chemosphere 59 (6), 837–844.

Ramaswamy, J.N., 1970. Effect of hydraulic retention time on landfill leachate and gas characteristics. PhD Thesis. Department of Civil Engineering, University of British Columbia, Vancouver, BC, Canada.

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.

Sánchez, G.J., López, S.F., 1991. Resultados de las pruebas de capacidad de de absorción y antálisis de laboratorio de las celdas de control de Bordo Poniente III, Reporte Técnico. (Technical report on field capacity and laboratory analyses of control cells from Bordo Poniente III Landfill site) Dirección General de Servicios Urbanos (General Direction of Urban Services). México, D.F., Mexico (in Spanish).

Sanphoti, N., Towprayoon, S., Chaiprasert, P., Nopharatana, A., 2006. The effects of leachate recirculation with supplemental water addition on methane production and waste decomposition in a simulated tropical landfill. Journal of Environmental Management 81 (1), 27–35.

Schroeder, P.R., Dozier, Tamsen S., Zappi, P.A., Mcenroe, B.M., Sjostrom, J.W., Peyton, R.L., 1994. The hydrologic evaluation of landfill performance (HELP) model. Engineering documentation for version 3. EPA/600/r-94/168b. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, United States.

SEDESOL (Secretaría de Desarrollo Social) Social Development Secretary, 2006. Municipal solid waste management in Mexico. <www.sedesol.gob.mx/subsecretarias/desarrollourbano/sancho/documentos/Alcances/Residuos_Solidos_Urbanos.pdf> (accessed 13.10.06.) (in Spanish).

SEGEM (Secretaría de Ecología del Gobierno del Estado de México) Secretariat of Ecology of the State of Mexico, 2001. Good practices for solid waste final disposed site of Metepec Municipality "El Socavón". Workbook. Edited by Secretariat of Ecology of the State of Mexico, Mexico (in Spanish).

SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) Environmental and Natural Resources Secretary, 2006. Mexican Official Norms. <http://www.semarnat.gob.mx/leyesynormas/Pages/normasmexicanasvigentes.aspx> (accessed 20.12.06.) (in Spanish).

Shearer, B., 2001. Enhanced Biodegradation in Landfills. Thesis for the degree of Master of Science in Environmental Engineering. The Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University. USA.

Straub, W.A., Lynch, D.R., 1982. Models of landfill leaching: organic strength. Journal of the Environmental Engineering Division, ASCE 108, 251–268.

Switzenbaum, M.S., Farrell, J.B., Pincince, A.B., 2003. Relationship between the Van Kleeck and mass-balance calculation of volatile solids loss. Water Environmental Research Jul–Aug 75 (4), 377–380. Erratum in: Water Environmental Research Nov–Dec, 75(6) 572.

Tchobanoglous, G., Theisen, H., Vigil, S., 1993. Disposal of solid wastes and residual mater. In: Clark, B.J., Morris, J.M. (Eds.), Integrated Solid Management, Engineering Principles and Management Issues. McGraw-Hill, California, USA.

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.

Wreford, K.A., Atwater, J.W., Lavkulich, L.M., 2000. The effects of moisture inputs on landfill gas production and composition and leachate characteristics at the Vancouver Landfill Site at Burns Bog. Waste Management & Research 18, 386–392.

Yang, Y.S., Kim, Y.W., Lee, S.I., 2002. Hydraulic properties and leachate level analysis of Kimpo metropolitan landfill, Korea. Waste Management 22 (3), 261–267.

Yuen, S.T.S., Wang, Q.J., Styles, J.R., McMahon, T.A., 2001. Water balance comparison between a dry and a wet landfill – a full-scale experiment. Journal of Hydrology 251, 29–48.

Zeiss, C., Major, W., 1993. Moisture flow through municipal solid waste: patterns and characteristics. Journal Environmental Systems 22, 211–231.

6.2 CAPÍTULO II

Open Access

Influence of Recycling Different Leachate Volumes on Refuse Anaerobic Degradation

Ma. C. Hernández-Berriel[1,2], C. Mañón-Salas[3], J.M. Sánchez-Yáñez[1], J. Lugo-de la Fuente[4] and L. Márquez-Benavides[*,1]

[1]*Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, San Juanito Itzícuaro S/N, Col. San Juanito Itzicuaro, Morelia, Michoacán-México. C.P. 58302, México*

[2]*Instituto Tecnológico de Toluca, Av. Tecnológico S/N Ex-Rancho La Virgen, Metepec, Edo. de México-México, C.P. 52140, México*

[3]*Universidad Autonoma de Baja California, Calle de la Normal S/N, Blvd. Benito Juárez, Col. Insurgentes Este, Mexicali, Baja California, Norte, México*

[4]*Universidad Autónoma del Estado de México, Facultad de Ciencias, Instituto Literario 100. Toluca, Edo. de México, C.P. 50000, México*

Abstract: The aim of this work was to determine the appropriate moisture regime, attained by leachate recycling, to achieve the highest municipal solid waste (MSW) biodegradation rate. To this end, leachate characteristics, methane production rate and changes in degraded refuse were studied. Twenty laboratory-scale bioreactors were loaded with MSW from the landfill of Pátzcuaro (Mexico), four were used as controls and sixteen were operated under leachate recycling to achieve moisture content regimes (%MC) of 50, 60, 70 and 80%, bioreactors operated for 264 days. Hydrolysis, acidogenic and methanogenic phases were determined and studied. ANOVA and Tukey's HDS tests revealed significant differences in leachate concentration characteristics when using different recycling volumes. Maximum methane production rate was found in the 70% MC regime, whereas the highest volume was found to produce a wash out effect in the refuse matrix. Also, the highest total volatile solids removal was found in the solid phase of the 70% MC regime.

Keywords: Municipal solid waste, leachate, moisture content, methane.

1. INTRODUCTION

According to data from the World Bank, Mexico accounted for a 2% of global greenhouse effect gases in the year 2002, of which landfills and final disposal sites of municipal solid wastes (MSW) contributed a 5.44 % [1]. The utilization of biogas produced by the biodegradation of MSW is common in several parts of the world [2-5]; however, more information is needed in Mexico in order to persuade the authorities of the sustainability of this use, making the traditional landfill to evolve towards a landfill bioreactor.

A traditional landfill is a facility engineered for the final disposal of MSW that is designed and operated to minimize the negative impacts on the environment and on public health [6], but needing 20 or more years for stabilization [7, 8]. Given these long-term post-closure periods, barriers originally installed in the landfill are prone to exceed their useful life, thus opening the possibility for the infiltration to the soil of leachate and for the emission to the atmosphere of biogas, impacting on the environment and on public health [4, 9]. The Solid Wastes Association of North America (SWANA) defines the landfill bioreactor as "any permitted Subtitle D landfill or landfill cell where liquid or air is injected in a controlled fashion into the waste mass in order to accelerate or enhance biostabilization of the waste" [9, 10]. Among the most relevant factors having an effect on biostabilization of MSW are moisture content and nutrients distribution, because these control a landfill bioreactor and optimizes the degradation processes mainly by the addition of leachates or other liquid amendments [4]. The advantages of leachate recirculation in a landfill include: (1) the settlement of the cell before the final cover is placed, thus decreasing possible damages to it; (2) increase of the effective density of MSW, and thus, of the landfill capacity; (3) the *in situ* treatment of generated leachates; (4) the increase of methane production rates; and (5) the acceleration of biodegradation of MSW, which may shorten the post-closure monitoring and reduce the global costs of the landfill [11-13].

The advantages of the landfill bioreactor over the conventional landfill have been studied for at least two decades [14, 15]. Evidence exists of the benefits of leachate recirculation in the management of final disposal sites; however, applying the available information in Latin America is difficult because this information is mostly generated in industrialized countries where the generation and management of wastes do not correspond to that in the region. Furthermore, leachate recirculation must be made

*Address correspondence to this author at the Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, San Juanito Itzícuaro S/N, Col. San Juanito Itzicuaro, Morelia, Michoacán-México. C.P. 58302, México; Tel: 52(443) 3340475, Ext. 116; E-mail: lmarquez@umich.mx

1876-4002/10 2010 Bentham Open

cautiously given that a disequilibrium between acidogenesis and methanogenesis or between saturation and stagnation may occur, which would negatively affect biodegradation and hence methane generation. Thus, the aim of this work was to determine the appropriate moisture regime by leachate recycling to achieve the greatest MSW biodegradation. To this end, leachate characteristics, changes in degraded refuse and methane production rate were studied.

2. MATERIALS AND METHODOLOGY

2.1. Municipal Solid Waste Sample Preparation

50 kg of MSW were sampled from the working cell of the Pátzcuaro, Michoacan (Mexico) landfill, and 20 kg of soil from the intermediate cover. Once in the laboratory, MSW was characterized and subdivided in 15 groups of similar characteristics (Table 1). Products such as paper and cardboard were hand shredded to a particle size up to 1 cm, glass and construction and demolition waste were crushed in a mortar to a particle size ≤ 0.5 cm, and food and yard trimmings were grinded in a blade mill to a particle size ≤ 0.1 cm. Each product was stored independently at 4°C until utilization (no more than two weeks).

Table 1. Municipal Solid Waste Composition from Pátzcuaro, Michoacan, Mexico

Component	Composition	
	%	g
Food waste	34.25	73.71
Yard trimmings	31.86	68.56
Paper	5.97	12.84
Plastic film	4.74	10.20
High density polyethylene	3.81	8.21
Glass	3.48	7.49
Rags	3.31	7.12
PET	2.67	5.75
Construction and demolition waste	1.91	4.10
Disposable diapers	1.89	4.06
Metal	1.76	3.78
Aluminum	1.31	2.83
Waxed cardboard	1.21	2.60
Cardboard	1.07	2.30
Unicell	0.76	1.64
Total	100.00	215.19

2.2. Bioreactors Set Up and Operation

2.2.1. Laboratory Scale Bioreactors

A mixture of MSW was prepared using the proportions shown in Table 1; the mixture was replicated to fill twenty (PVC) 412.24 mL-capacity laboratory-scale bioreactors (LSBs). A final cover (FC) of landfill soil (32.15g) was placed on top of the refuse, after which LSBs were hermetically closed. Each LSB was packed at a density of 600 kg/m^3, similar to that in the Pátzcuaro landfill.

The experiment was considered as a homogeneous random process having as a control factor the percent moisture regimen (%MC), which was adjusted at 50, 60, 70 and 80%. Bioreactors were set up using four replicates for each %MC and were operated for 264 days at room temperature (22±1.0°C).

2.2.2. Operational Conditions

Of the 20 LSBs, 4 were operated as controls and 16 were operated under twice per week leachate recirculation in order to reach the above-mentioned %MC regimes. Fig. (1) shows a schematic representation of a LSB fitted to a leachate recirculation system and to a biogas displacement monitoring system. The initial humidification was made adding the corresponding volume of water (Table 2) to loaded LSBs, after which produced leachate in each LSB was placed in separate glass containers previously filled with 10 times the volume of the LSB. The resulting leachates were mixed in the leachate reservoir (Fig. 1e) and a volume corresponding to the desired %MC was recirculated by means of a peristaltic pump (Fig. 1d). The volume of water and leachate to be recirculated in each LSB was calculated based on the moisture content of the MSW using Equation 1. The volume to be added (W) was determined by trial and error until the desired %MC was reached.

$$\%\ MC = ((WR - DR + W)\ 100) / (WR + W) \quad (1)$$

where:

% MC: percent moisture content of the refuse to maintain (in wet base)

WR: weight of initial wet refuse (g)

DR: weight of initial dry refuse (g)

W: weight of water or leachate to add (g)

Table 2 shows the experimental design adopted in which the volumes of water initially added were similar to the volumes of leachates to be recirculated in order to reach the desired %MC (50, 60, 70 and 80%). Obtained results were statistically analyzed using ANOVA and Tukey's Honestly Significant Differences (HDS) tests (95% level of significance) by means of Statgraphics Plus 5.0 ®.

2.3. Analytical Methods

2.3.1 Initial Refuse Analyses

The MSW mixture was analyzed for pH, moisture content (%MC), carbon content (C) and nitrogen content (N) using Mexican standards [16], and total volatile solids (TVS) using the 2540G method of APHA, AWWA and WEF [17].

Soil used as FC was also analyzed for pH, %MC, C and N using Mexican standards [16], TVS were determined using the 2540G method of APHA, AWWA and WEF [17] and texture, by the Bouyoucos method [18].

2.3.2. Leachate Analyses

Leachate operational parameters were analyzed weekly: pH, electric conductivity (EC), total solids (TS) and TVS using Mexican standards [16], chemical oxygen demand (COD) using the dichromate Hach method [19] (approved by

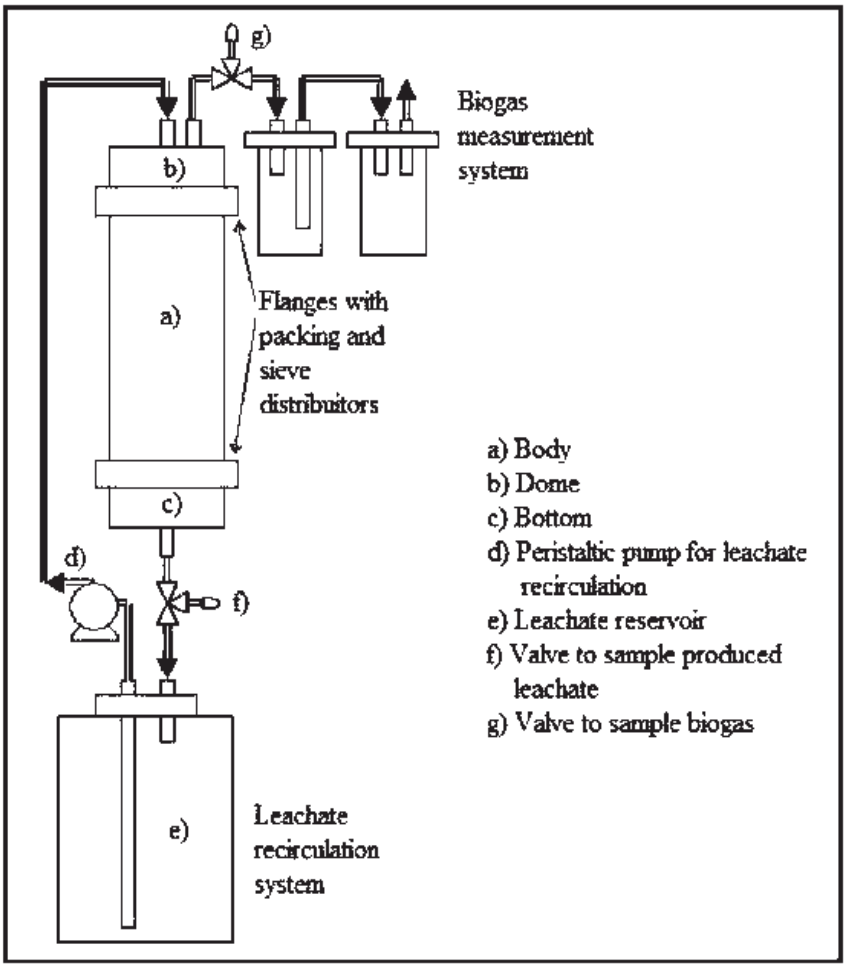


Fig. (1). Laboratory-scale biodigestor (LSB) fitted to biogas measurement and leachate recycling systems.

Table 2. Experimental Design at 4 Levels of %MC by Leachate Recirculation

Moisture Content Regimen (%MC)	Volume of Recirculation Leachate Twice/Week (ml)	Replicates (LSBs)
Controls	0	4
50	62	4
60	124	4
70	248	4
80	496	4
		20

USEPA), and volatile fatty acids (VFA) using a gas chromatograph (VARIAN, CP 3800) fitted to a flame ionization detector (FID). The stainless steel column (length 2 m, ID 2 mm) was packed with 3% CARBOWAX 20M + 0.5% H_3PO_4, CROMOSORB WHP 20-200 MESH. The gas chromatograph was operated at a 25 ml/min constant flow and a threshold of 5.0. The injector and FID were maintained at a temperature of 210 and 220 °C, respectively. The oven temperature was programmed at 108 °C immediately after the injection of the sample and maintained for two minutes, afterwards, temperature was increased at a rate of 25 °C/min until 120 °C were reached and maintained for 0.2 min, after which it was raised again at a rate of 8 °C/min until reaching 145 °C. The VFA determined were acetic acid (AA), propionic acid (PA) and butyric acid (BA).

2.3.3. Biogas Analyses

Biogas was analyzed for methane (CH_4) in a gas chromatograph (VARIAN, CP 3800) using a FID. The stainless steel column (length 2 m, ID 2 mm) was packed with HAYESEP Q 80-100 MESH. Oxygen free nitrogen was used as carrier gas, at a constant flow rate of 30 mL/min. The temperature of the oven, injector and detector was maintained at 90, 200 and 210 °C, respectively.

2.3.4. Refuse Analyses

All bioreactors were dismantled at the end of experimentation. Waste settlement was measured and solid waste was analyzed for pH and %MC using Mexican Standard Norms [16]. TVS were determined by the 2540G method of APHA, AWWA and WEF [17].

3. RESULTS

3.1. Solid Waste Mixture

Table 3 presents the results of the analyzed parameters in the mixtures of MSW prepared with the 15 subproducts listed in Table 1, in the soil used as FC and in the mixture of both. As seen in Table 3, the addition of FC to the prepared MSW mixtures decreased pH, %MC, TVS, C and N values. The soil used as FC contained 52.8% sand, 41.6% silt and 5.6% clay, corresponding to a sandy loam texture.

Table 3. Analyses of the Initial Mixture of Solid Waste

Components	Parameters				
	Moisture Content (%MC)	pH	TVS (%)	C (%)	N (%)
FC (soil)	36.01±0.31	5.43±0.03	62.45±0.35	1.42±0.28	0.05±0.02
MSW + FC	39.70±0.42	5.82±0.04	64.70±0.47	22.36±0.71	1.18±0.14
MSW	40.25±0.55	6.04±0.06	76.95±0.56	23.36±0.92	1.53±0.17

Notas: FC, Final cover; ±, Standard deviation.

3.2. ANOVA and Tukey's Honestly Significant Differences Tests

As each moisture content regime (50, 60, 70 and 80% MC) was replicated in four LSBs, an ANOVA (95% significance) was carried out among corresponding replicates for pH, CE, TS, SVT, COD, AA, PA, BA and CH_4. Since no statistically significant differences were found among means of the above-mentioned parameters in replicates of all %MC regimes, it was possible to use the mean of each parameter's results for the four LSBs for a given %MC regime.

However, ANOVA for 50, 60, 70 and 80% MC regimes for each parameter analyzed showed that at least one of the means had significant differences. Tukey's HSD tests performed to find out among which %MC regimes were such differences found. Data were divided for their analysis in three phases, as detailed in section 3.3.2 below: hydrolysis (day 1 to 12), acidogenesis (day 16 to 139) and methanogenesis (after day 139).

Table 4 contains the results of the Tukey's HSD tests for pH, EC, TS, TVS, COD, AA, PA, BA and CH_4, only presenting the treatment pairs showing statistically significant differences.

3.3. Leachate Produced in LSB

3.3.1. Dynamics of Produced Leachate Volume

Fig. (2) shows the volumes of leachate produced throughout the experiment by LSBs in the four %MC regimes (80, 70, 60 and 50 %). The field capacity was reached during the first day, even in the regime with the lowest volume of recirculated leachate [20]. No leachate was produced in any of the control LSBs.

3.3.2. Dynamics of pH Value of Leachate from LSBs

Fig. (3) shows the dynamics of leachate pH values. Leachate recycling, independently of the volume, allowed the establishment of the hydrolytic phase at the end of the first two weeks of operation. The acidogenic phase started at day 16 and ended during the period between day 97 and 139. The end of the acidogenic phase was considered to occur at pH values of 6.5, as the system was able to support methane production.

3.3.3. Dynamics of EC, TS, TVS and COD in Leachates from LSBs

Figs. (4-7) show that, for all LSBs, the maximum values of EC, TS, TVS and COD were detected in the first leachates, possibly caused by the dissolution and drainage of inorganic and organic compounds by the initially added water [21, 22].

During hydrolysis and most of the acidogenic phase, leachate from LSBs operating at 50% MC had higher values of EC, TS, TSS and COD, while these parameters were lowest in LSBs at 80% MC (Figs. 5-8); which, most likely, was due to a dilution effect [14, 15].

According to Tukey's HDS multiple comparisons, during the hydrolysis phase, average EC values in leachates from LSBs at 80% MC were significantly different from those in LSBs at 50 and 60% MC (Table 4). According to the ANOVA test, EC of leachate had no significant differences among %MC regimes in the acidogenic phase.

Table 4. Results of Tukey's HDS Tests at 95% Significance Level

Phases	Days	pH	Tukey's HDS (95%)							
			EC	TS	TVS	COD	AA	PA	BA	CH_4
Hydrolisis	1 to 12		50-80 60-80	50-70 50-80 60-80	50-70 50-80 60-80	50-70 50-80 60-70 60-80	50-70 50-80 60-80	50-70 50-80		
Acidogenesis	16 to 139	50-70 50-80 60-80		50-60 50-70 50-80	50-60 50-70 50-80	50-60 50-70 50-80	50-60 50-70 50-80	50-60 50-70 50-80	50-60 50-70 50-80	50-70 60-70
Methanogenesis	> 139	50-80 60-80 70-80	50-70 50-80 60-70 60-80	50-70 50-80 60-70 60-80 70-80	50-80	50-80	50-80 60-80 70-80		50-80 60-80 70-80	50-70 50-80 60-70 60-80 70-80

Notas: AA, Acetic acid; AP, Propionic acid; BA, Butyric acid.

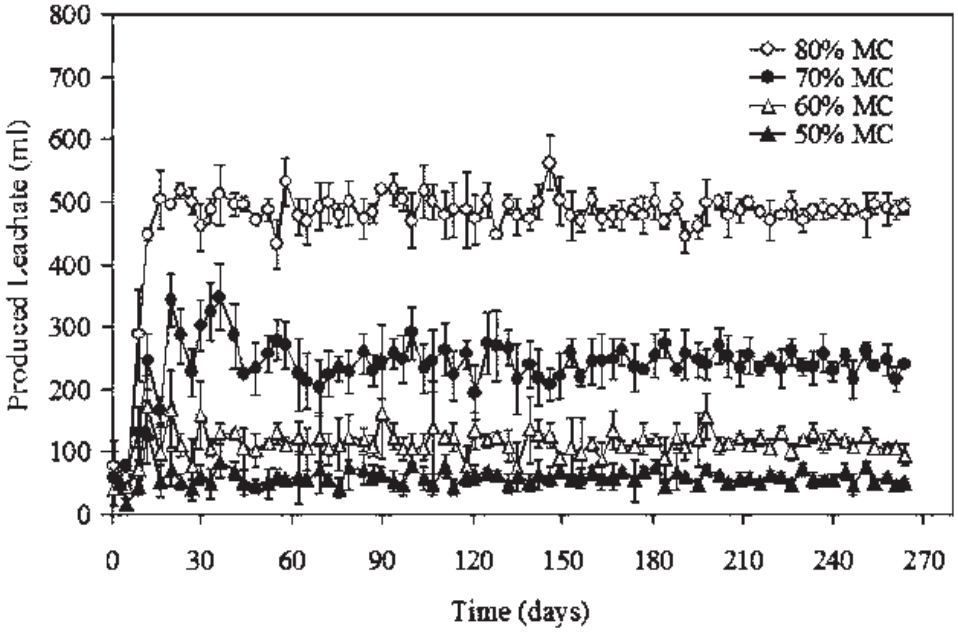


Fig. (2). Produced leachate volumes in recirculated LSBs at different moisture content (%MC) regimes.

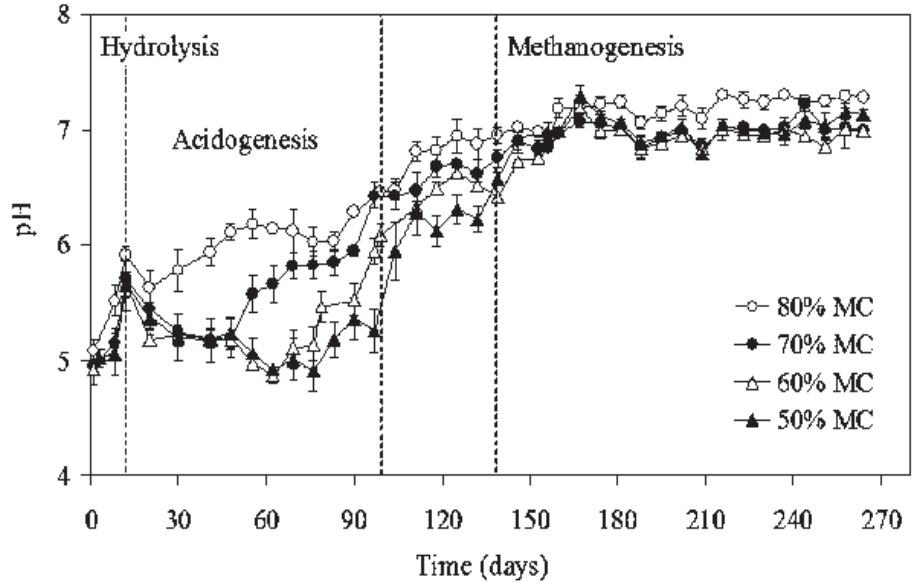


Fig. (3). Dynamics of pH value in leachates from LSBs at different moisture content (%MC) regimes.

During the hydrolysis phase no statistically significant differences were found in TS, TVS and COD values between 50 and 60% MC regimes (Table 4). In the acidogenic phase, the leachate produced at the 50% MC regime also showed statistically significant differences in values of TS, TVS and COD with respect to the remaining MC regimes. Moreover, during the methanogenic phase statistically significant differences among MC treatments were observed for EC, TS, TVS and COD (Table 4), although such differences are not evident in Figs. (4-7).

In this work, the limit for stabilization was considered to be at COD values of ≤ 1000 mg/L, therefore, the leachate from 80% MC regime was the first to be stabilized at day 76, whereas the leachate from the 50% MC regime took the longest time to attain the same COD value at day 139 (Fig. 7). Furthermore, the time in which leachates from the 50 and 60% MC regimes attained COD values ≤ 1000 mg/L also reached a pH value of 6.5 (Fig. 3).

3.3.4. Dynamics of AA, PA and BA Production in Leachates from LSBs

Figs. (8-10) show the average concentration of AA, PA and BA at different %MC regimes, revealing that [AA] > [BA] > [PA], in accordance to other authors [23].

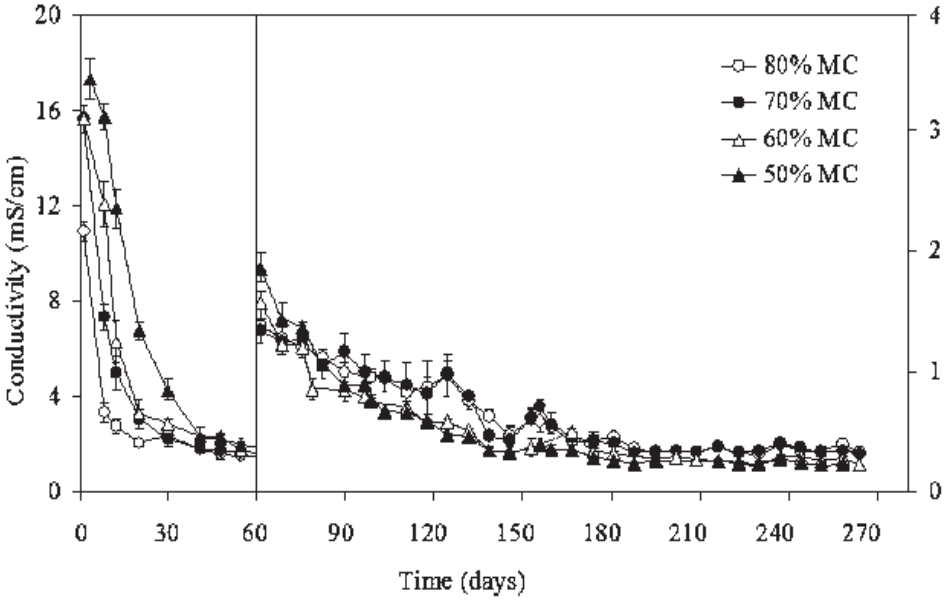


Fig. (4). Dynamics of electric conductivity in leachate from LSBs at different moisture content (%MC) regimes.

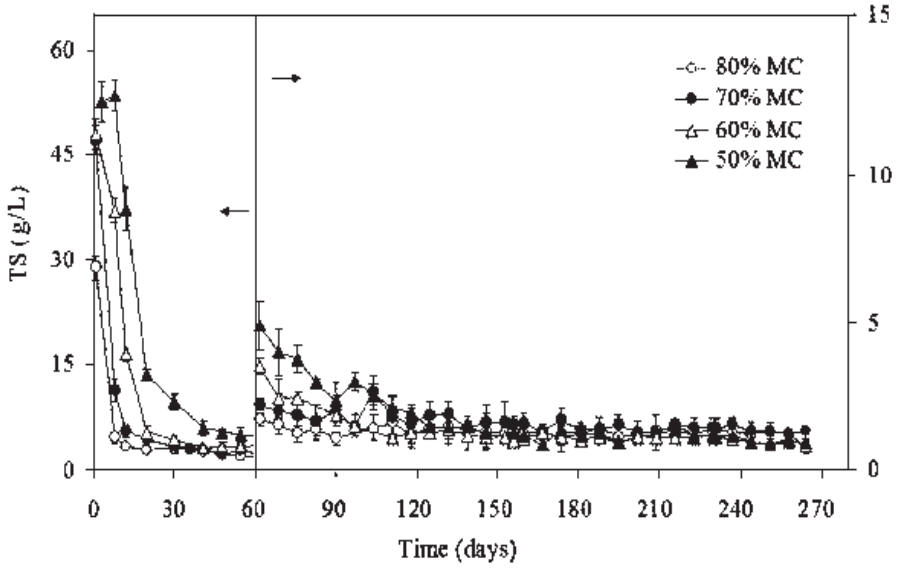


Fig. (5). Dynamics of TS values in leachates from LSBs at different moisture content (%MC) regimes.

The highest concentrations of all VFA during the hydrolytic and acidogenic phases were recorded in LSBs at 50% MC, while the lowest were found in the 80% MC LSBs, which produced the expected effect on pH and COD [14, 24].

According to Tukey's HDS test (Table 4), the concentrations of AA in the 50% MC LSBs during the hydrolysis phase showed statistically significant differences to those values at 70 and 80%, and between LSBs at 60% and those at 80% MC; while significant differences in the average concentration of PA were only observed between the LSBs at 50% MC and between those at 70 and 80% MC. The concentrations of AB in leachate were not significantly affected by %MC regimes.

During the acidogenic phase, statistically significant differences in concentrations of AA, PA and BA in leachates were only observed between LSBs at 50% and those at the remaining %MC regimes. During the methanogenesis phase, statistically significant differences were found in AA and BA concentrations for 80% MC LSBs with respect to all other %MC regimes (Table 4).

Figs. (8, 10) show that during the methanogenic phase the leachates with the highest concentrations of AA and BA were produced in the 80% MC LSBs, although the observed concentrations ([AA] < 200 mg/L; [BA] < 100 mg/L) did not have an effect in the pH of the produced leachate (Fig. 4).

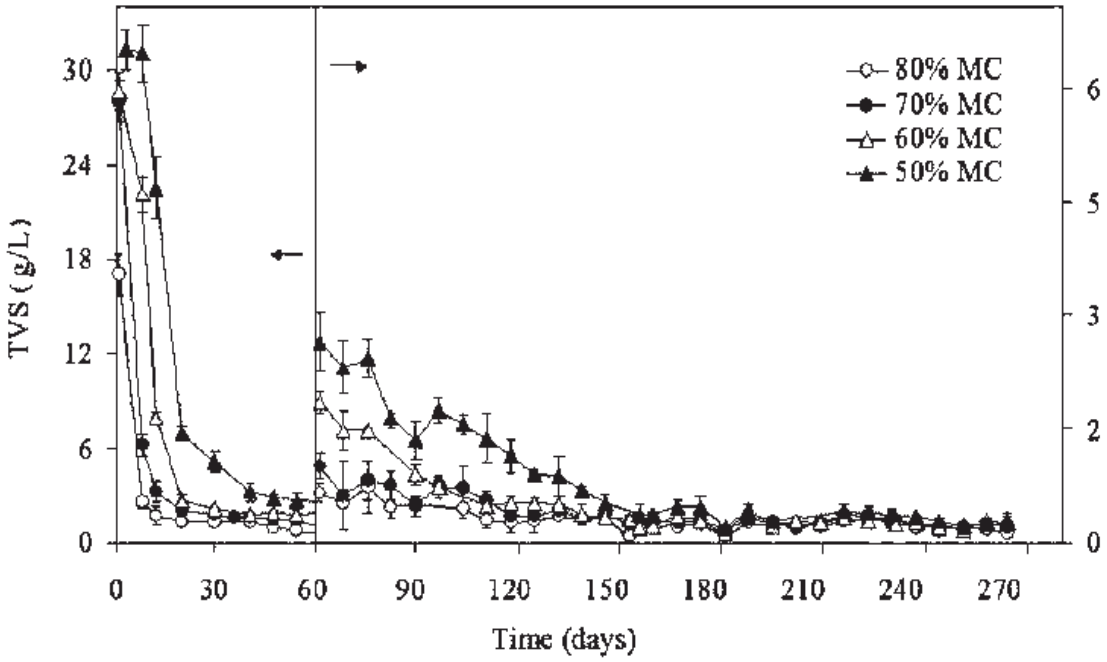


Fig. (6). Dynamics of TVS values in leachates from LSBs at different moisture content (%MC) regimes.

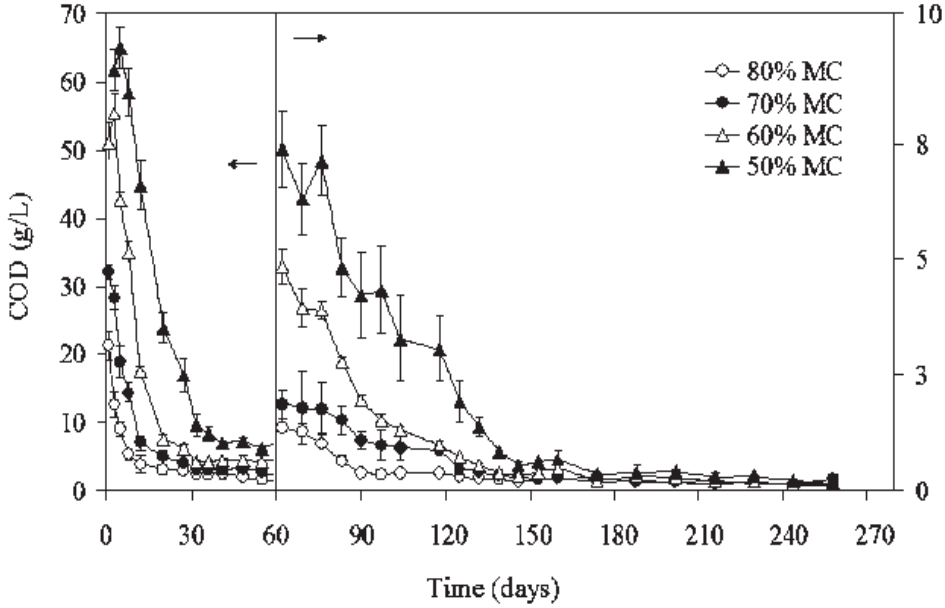


Fig. (7). Dynamics of COD values in leachates from LSBs at different moisture content (%MC) regimes.

3.4. Monitoring of Methane Generation

Maximum methane in biogas was 41.4, 54.7, 51.3 and 44.3 (%, V/V) for the 80, 70, 60 and 50 % bioreactors. Fig. (**11**) shows the cumulative average generation of CH_4 from the decomposition of MSW loaded in LSBs at 50, 60, 70 and 80% MC regimes. Methane was initially detected on day 48 in 70 and 80% MC LSBs, and 14 days later (day 62) in the 50 and 60% MC LSBs. Control LSBs showed no CH_4 generation throughout the experimental period (264 days).

In general, the maximum rate of CH_4 generation was reached by day 170 in each %MC regime (Fig. 11). By the end of the experiment the LSBs at 80% MC produced 3.10 μM CH_4/kg dry MSW, while 4.81 μM CH_4/kg dry MSW were generated at 70% MC, 3.85 μM CH_4/kg dry MSW at 60% MC and 3.55 μM CH_4/kg dry MSW at 50% MC. Tukey's HDS tests (Table **4**) showed that, during the acidogenic phase, significant differences in CH_4 generation were observed among LSBs at 70% MC and those of the 50

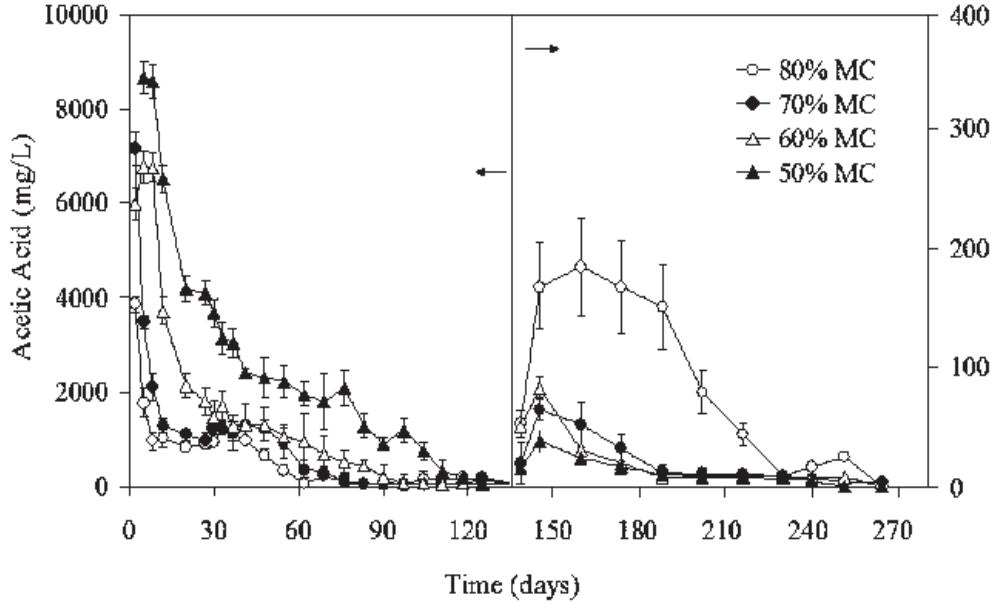


Fig. (8). Dynamics of acetic acid production in leachates from LSBs at different moisture content (%MC) regimes.

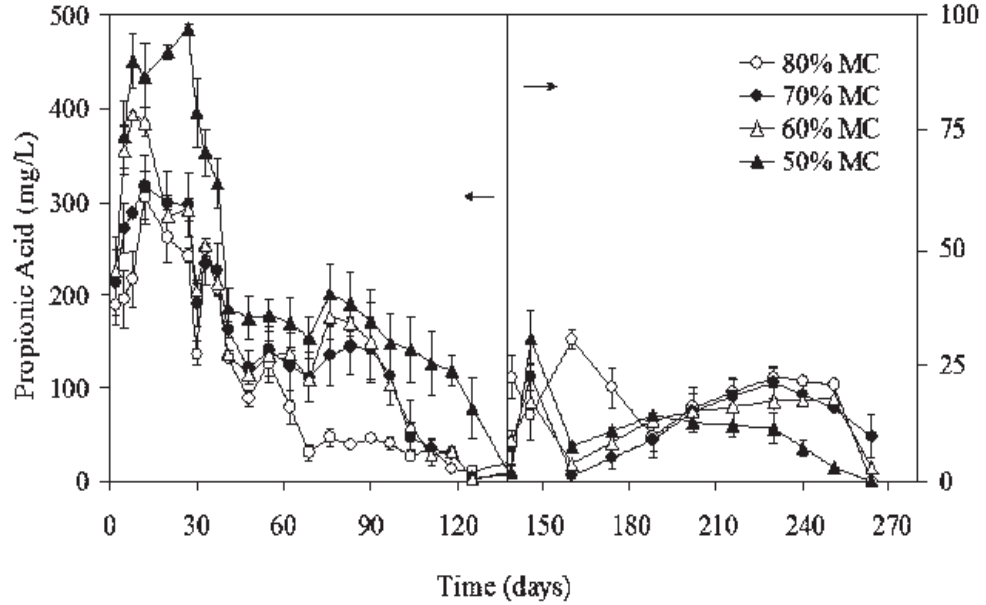


Fig. (9). Dynamics of propionic acid production in leachate from LSBs at different moisture content (%MC) regimes.

and 60% MC. During the methanogenic phase, statistically significant differences were detected between LSBs at 70% MC and all other humidity ranges, and between 80%MC and 50 and 60%MC; however, it is interesting to point out that the 50 and 60% MC had similar methane production rates.

3.5. Discharged Solid Wastes

Table 5 contains the results of analyses at the end of the experiment of all studied parameters regarding MSW + FC loaded in the LSBs and the digested MSW discharged from LSBs. Moisture contents correspond to the average field capacity of digested MSW for each LSBs regimen, as they were discharged 4 days after the last recirculation of their leachates. It was noticeable that 80% MC bioreactors presented the smallest moisture content than the remaining recycling regimes.

All the pH values of the digested MSW mixtures discharged from the LSBs approached neutrality and resembled the pH of the last drained leachates (Fig. 3), which is typical of mature residues [23-25].

Results indicate that the percent of settlement was proportional to %MC. In addition, the removal of TVS (%) was greater at 70% MC, even when compared to the regime in which more volume was added (80% MC).

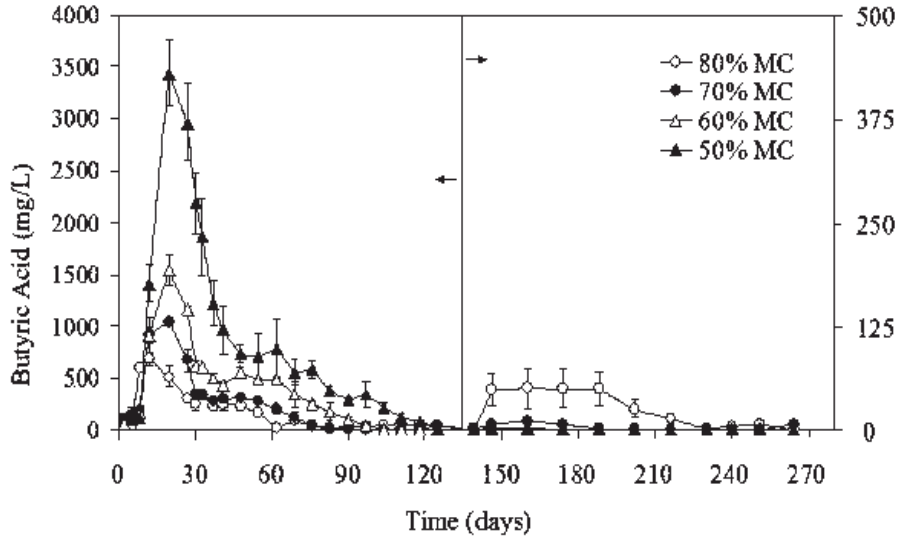


Fig. (10). Dynamics of butyric acid production in leachates from LSBs at different moisture content (%MC) regimes.

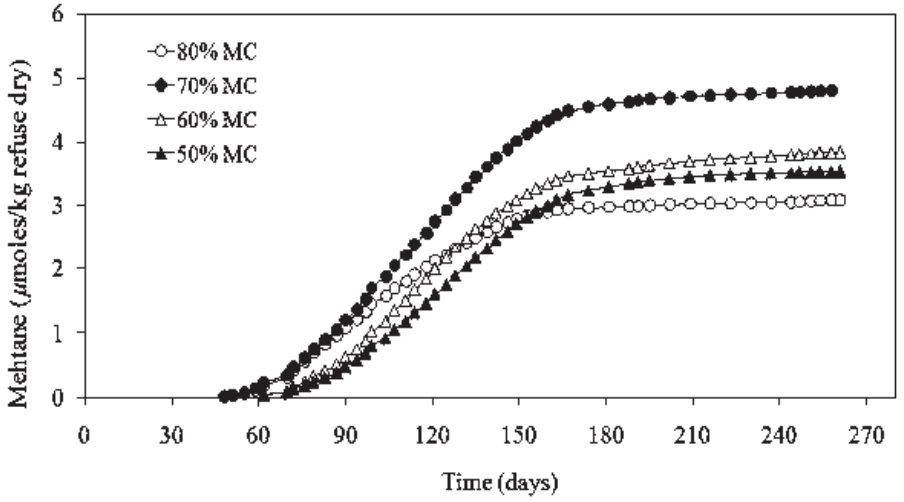


Fig. (11). Dynamics of accumulated methane in biogas from LSBs at differentmoisture content (%MC) regimes.

Table 5. Results of Analyses of Solid Waste and Final Cover in LSBs Made at the Beginning and End of the Experiment

MSW + FC	Leachating Time (Hours)	Moisture Content (%)	pH	TVS (%)	Removal of TVS (%)	Settlement (%)
Initial solid waste	-	39.70±0.42	5.82±0.04	64.70±0.47	-	-
80 %MC	1.13±0.12	62.90±0.49	7.18±0.03	53.24±0.48	17.71	11.54±1.34
70 %MC	1.87±0.17	64.70±0.43	7.11±0.05	50.23±0.47	22.36	7.78±1.20
60 %MC	2.30±0.22	64.96±0.47	7.65±0.05	52.18±0.47	19.35	5.04±0.93
50 %MC	20.45±0.33	63.99±0.46	7.72±0.06	52.56±0.45	18.76	4.28±0.86
Controls	-	38.16±0.39	6.74±0.03	61.98±0.42	4.20	0.00

Notes: FC, Final cover; ±, Standard deviation.

4. DISCUSSION

4.1. Municipal Solid Waste

The MSW loaded in the LSBs had an initial moisture content of 40.25%, which falls within the 40-50% MC value reported as typical of landfilled solid wastes [26]. The original acidity (pH = 6.04) of MSW collected from the Pátzcuaro landfill suggests that these were partially decomposed. Addition of FC material made the pH value to descend to 5.82, which had an effect on the pH value of leachates produced during the first draining.

The content of TVS in the initial mixture of MSW was high (76.95 %), both because it contained at least 79.56% of degradable matter (Table **1**) and because the plastic content represented 11.98 % (w/w), which, as reported by Kelly *et al.* [27], has an effect in the content of TVS. The concentrations of C and N in the sample of MSW (Table **3**) conditioned an initial C/N ratio of 18.9, which while being smaller than the optimal of 30, did not imply a limitation to the decomposition process due to N concentration [28].

4.2. Leachate Produced in LSBs

4.2.1. Dynamics of Produced Leachate Volume

Table **5** shows that LSBs in the 80% MC regime were the first to reach field capacity, and therefore to produce leachate, followed by the 70, 60 and 50 %MC, nonetheless, they were also the last to produce equal leachate volume (Fig. **2**), probably due to clogging as a result of excessive liquid in the interstice of the solid waste matrix. In fact, variations in produced leachate volumes are usually related to differences in leachate retention by solid waste, as added water or leachate when leaching, occupies the void spaces in the waste causing a bulk effect in bioreactors [29].

4.2.2. Dynamics of pH Value of Leachate from LSBs

The lower pH value measured in leachates produced by LSBs at 50 and 60% MC, with respect to the same at 70 and 80% MC, might be due to the accumulation of VFA in the solid waste matrix in the former LSBs [30], thus their acidogenic phase activity was extended. In other words, the volume of recirculated leachate in the 50 and 60% MC regime LSBs was insufficient for the leaching of VFA, thus affecting the microenvironment in such a way that the onset of the methanogenic phase was delayed [31].

4.2.3. Dynamics of EC, TS, TVS and COD in Leachate from LSBs

During the hydrolysis, values of EC, TS, TVS and COD rapidly decreased, their fall being decelerated in the acidogenic phase mainly due to the formation of fatty acids [32-34]. Consequently, pH values decrease favoring the solubility of metals [8, 13]. In addition, inorganic parameters such as chloride and amoniacal nitrogen tend to remain relatively constant and slowly diminish, even when subjected to leachate recycling [13, 15].

Even though pH values in the 50 and 60% MC were more acidic than those in the 70 and 80% MC (Fig. **3**), EC values were similar (Table **4**), which has a two-fold explanation: acidic pH values are known to propitiate ion dilution [8, 35]; but in the other case, the EC is likely to be related to drainage of compounds by the higher volumes of recycled leachate in the 70 and 80% MC [15].

In the hydrolysis phase no statistically significant differences were found in TS, TVS and COD values between 50 and 60% MC regimes (Table **4**), suggesting that the dilution of organic and inorganic compounds was similar [14]. Moreover, in the 70 and 80%MC, these parameters did not reveal any significant effect in the leachate produced, in spite of volume being twice as large.

Even though some authors have reported COD values ≤ 2000 mg/L as the limit for stabilization [24], in this experiment that value was reached in a date in which none of the LSBs had reached the methanogenic phase. Hence, we set the stabilization limit as ≤ 1000 mg/L of COD. In addition, this set point meant that leachate stabilization occurred earlier at higher volumes of recirculation. This inverse proportionality can be attributed to a better nutrient distribution [13, 36]; however, this is not necessarily related to a higher methane production, as the 80% MC did not present the highest methane production rate. These results suggest that the most appropriate leachate recycling regime was 70% MC, and also, that leachate of high organic loads can be reduced and stabilized in short time periods, which makes BSLs to be a viable biotechnological alternative for leachate treatment [4, 9, 12, 37].

4.2.4. Dynamics of the Concentrations of Short-Chain Organic Acids (AA, PA and BA) in Leachates from LSBs

PA and BA concentration (Figs. **9**, **10**) increased in the first days due to accumulation of hydrolytic products and started to decrease afterwards due to conversion into biogas [38]. During acidogenic phase, LSBs in the 50% MC showed the highest VFA concentrations, and therefore the highest COD values and lowest pH values. In addition, the 50% MC was the only moisture regimen that was statistically different to the rest. This situation might be explained either by a more vigorous VFA generation or by a lesser acid consumption as substrate. However, the latter might be more plausible, as small recycling volumes also account for poor nutrient distribution [23, 24, 32].

On the other side, 80%MC reactors showed the highest AA and BA concentrations throughout the methanogenic phase, suggesting that the recycled volume did not allow adequate contact between nutrients and methanogenic bacteria, which is further evidenced by the fact that this regime produced the lowest methane production rate (Fig. **11**). Even though most authors coincide in stating that higher recycling volumes correspond to higher degradation rates, our findings and those from other authors such as Sponza and Ada [15], strongly suggest that there is a limit to that practice when high VFA concentrations and low methane production rates are evidences of wash out.

4.3. Monitoring of Methane Generation

The onset of the methanogenic phase in the 50, 60 and 70% MC LSBs (Fig. 11) was correlated to the pH recovery (Fig. **3**), as the conversion of AA and H_2 to CH_4 and CO_2 takes place [23, 38, 39]. Furthermore, comparing the cumulative CH_4 of those LSBs, it is evident that higher recycled leachate is equivalent to a better nutrient distribution and hence to a higher microbial activity [14, 36]. Nonetheless, as stated before, the recycled volume at 80% MC was excessive, causing nutrient wash out and a consequent reduction in biodegradation [15, 21, 34]. Additionally, some inhibitory compounds could have accumulated, such as ammoniacal nitrogen [34] or heavy metals [13, 40], which should be considered in subsequent works.

4.4. Discharged Solid Wastes

It is likely that in the 80% MC channeling formation occurred, explaining the smallest moisture content and the

highest settlement grade (Table 5), coincidental to a wash out in the system [14, 15, 21].

The MSW matrix settlement % was higher in the 80% MC regime, such a settlement level could have been due to the diminishment of present voids in the material and not exclusively to decomposition of the organic matter present in the MSW, as suggested by the higher losses of TVS in LSBs at 70% MC [29, 41]. Moreover, as stated before, settlement degrees were directly proportional to volume of recycled leachate, in accordance to results from other works [13, 37]. At full scale this is very important because rapid and predictable settlement can provide an opportunity to utilize space prior to cell or landfill site closure [13, 25].

It is important to point out that the largest TVS removal was obtained in the LSBs at 70% MC, indicating a higher degree of degradation of the organic matter [21, 25, 27], consistently with a higher methane generation rate (Fig. 11).

5. CONCLUSIONS

In this research, the performance of bioreactors under leachate recycling regimes of 50, 60, 70 and 80% MC was studied. Using pH value of produced leachate as an indicator, it was possible to clearly identify hydrolysis, acidogenic and methanogenic phases of the refuse biodegradation process. Among these phases, the acidogenic period was longer when facing smaller volumes of leachate, while during the hydrolysis phase the application of different recycling volumes did not produce a significant variation of pH. The utilization of different leachate volume recycling did influence the MSW anaerobic degradation and this was reflected differently in individual phases. During the hydrolysis phase, due to a dilution effect and a perfusion process in the waste matrix, the volume of water or recycled leachate proportionally influenced leachate characteristics. In the acidogenic phase, recycled volumes were also responsible for variations in the leachate composition, but the 50% MC was the only one producing significant differences and higher concentrations of the analyzed parameters. Furthermore, our results prove that starting at the volume in the 60% MC, the duplicating or even quadruplicating the recycled volume does not produce significant differences in leachate characteristics. A stabilization limit of COD ≤ 1000 mg/L was set, evidencing that the required time for stabilization is inversely proportional to the recycled volume. Nonetheless, our results point out that in the 80% MC, the attained stabilization resulted of a dilution effect on the recycled leachate, instead of being the effect of an accelerated biodegradation of the organic matter.

The obtained results demonstrate that, among the studied moisture regimes, the 70%MC was the most appropriate in terms of MSW anaerobic biodegradation. Nevertheless, this research was conducted at a laboratory scale and results should be cautiously considered. Regardless of the scale, generated information clearly point out that leachate volume in the 80% MC bioreactors was excessive, rendering it unsuitable to operate under similar moisture conditions. The importance of this is paramount, as there is a wide availability of reports that state the multiple advantages of leachate recycling to enhance MSW degradation, but only a handful have studied how leachate recycling may exert an undesirable effect on methane production.

Finally, it is clear that leachate recycling in MSW is a biotechnological alternative for an *in situ* treatment, as it can decrease leachate concentrations and produce stabilization in shorter periods, however, this requires a cautious approach. Low concentrations in leachate might be due only to high recycled leachate volumes, making it necessary to take in account other information such as methane generation rates and, if possible, also information derived from the solid matrix itself. Moreover, it is also expected that the solid waste matrix is impacted by leachate recycling due to the occurrence of physical changes such as settlement or channeling, and more important, there is a limit to the highest TVS removal proportion that may not necessarily correspond to the highest recycled volume of leachate. Further research should be carried out to study the effect of leachate concentration and to monitor the characterization of the leachate when added to the refuse column, not only after it has leached through the column.

ACKNOWLEDGEMENTS

The excellent technical support of Ms Elizabeth Martínez, Mr Carlos G. Prado and Mr Erick A. Mendoza is gratefully acknowledged.

REFERENCES

[1] SEMARNAT (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales) Environmental and Natural Resources Secretary. La gestión ambiental en México (Environmental management in Mexico). ISBN 968-817-799- 7, (in Spanish). México, D. F. 2006.

[2] D. P. Komilis, R. K. Ham, and R. Stegmann, "The effect of landfill design and operation practices on waste degradation behavior: a review", *Waste Manage. Res.*, vol. 17, pp. 20-26, January 1999.

[3] P. H. L. Nguyen, P. Kuruparan, and C. Visvanathia, "Anaerobic digestion of municipal solid waste as a treatment prior to landfill", *Bioresour. Technol.*, vol. 98, pp. 380-387, January 2007.

[4] D. R. Reinhart, P. T. McCreanor, and T. G. Townsend, "The bioreactor landfill: Its status and future", *Waste Manage. Res.*, vol. 20, pp. 172-186, January 2002.

[5] B. Shearer, "Enhanced Biodegradation in Landfills", M. S. thesis, The Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University. USA. 2001.

[6] LGPGIR (Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos), General Law for Waste Prevention and Management. DOF (Diario Oficial de la Federación) Federal Official Newspaper, (in Spanish). México, D. F. October 8, 2003.

[7] E. D. Yildiz, K. Ünlü, and R. K. Rowe, "Modeling leachate quality and quantity in municipal solid waste landfills". *Waste Manage. Res.*, vol. 22, pp. 78-92, January 2004.

[8] P. Kjeldsen, M. A. Barlaz, A. P. Rooker, A. Baun, A. Ledin, and T. H. Christensen, "Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review", *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, vol. 32, pp. 297-336, March 2002.

[9] J. Pacey, D. Augenstein, R. Morck, D. Reinhart, and R. Yazdani, "The bioreactor landfill - an innovation in solid waste management", Solid Waste Association of North America (SWANA). USA 2000.

[10] Foth and Van Dike. Landfill Leachate Recirculation and Landfills with Methane Recovery. Foth & Van Dike and Associaties, Inc. Eagan, Minnesota, USA. September 2004.

[11] M. A. Barlaz, R. K. Ham, D. M. Schaefer, and R. Isaacson, "Methane production of municipal refuse: a review of enhancement techniques and microbial dynamics", *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, vol. 19, pp. 557-584. January 1990.

[12] F. G. Pohland, and J. C. Kim, "In situ anaerobic treatment of leachate in landfill bioreactors", *Water Sci. Technol.*, vol. 4, pp. 203-210, January 1999.

[13] D. R. Reinhart, and A. B. Al-Yousfi, "The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating

characteristics", *Waste Manage. Res.*, vol.14, pp. 337-346. January 1996.

[14] S. Chugh, W. Clarke, P. Pullammanappallil, and V. Rudolph, "Effect of recirculated leachate volume on MSW degradation", *Waste Manage. Res.*, vol. 16, pp. 564-573. January 1998.

[15] D. T. Sponza, and O. N. Ada, "Impact of leachate recirculation and recirculation volume on stabilization of municipal solid wastes in simulated anaerobic bioreactors", *Process Biochem.*, vol. 39, pp. 2157-2165, October 2004.

[16] SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales) Environmental and Natural Resources Secretary, Normas mexicanas vigentes (Mexican Official Norms). [Online]. Available at: http://www.semarnat.gob.mx/leyesynormas/Pages/normasmexicanasvigentes.aspx (in Spanish) [Accessed 15.08.08] 2008.

[17] APHA, AWWA and WEF, Standard Methods for the Examination of Wastewater. 20th ed., American Public Health Association–American Water Works Association, Water Environment Federation Publication, Washington, DC., USA. 1998.

[18] G. J. Bouyoucos, "Hydrometer method improved for making particle size analyses of soils", *Agron. J.*, vol. 54, pp. 464-465, January 1962.

[19] Hach, USEPA-Approved Dichromate COD Method. Lit. No. 4257, H74 ©Hach Company. Printed in USA, 1997.

[20] M. T. Orta de Velàzquez, R. Cruz-Rivera, N. Rojas-Valencia, I. Monje-Ramírez, and J. Sànchez-Gómez, "Determination of field capacity of municipal solid waste with surcharge simulation", *Waste Manage. Res.*, vol. 21, pp. 137-144, January 2003.

[21] Ma. C. Hernández-Berriel, L. Márquez-Benavides, D. J. González-Pérez, and O. Buenrostro-Delgado, "The effect of moisture regimes on anaerobic degradation of municipal solid waste from Metepec (Mexico)", *Waste Manage.*, vol. 28, pp. S14-S20, June 2008.

[22] R. Munasinghe, "Effect hydraulic retention time on landfill leachate and gas characteristics", PhD Thesis. The Faculty of Graduates Studies Civil Engineering in the University of British Columbia. Canada, 2003.

[23] M. A. Barlaz, D. M. Schaefer, and R.K. Ham, "Bacterial population development and chemical characteristics of refuse decomposition in a simulated sanitary landfill", *Appl. Environ. Microbiol.*, vol. 55, pp. 55-65, January 1989.

[24] V. Francois, G. Feuillade, G. Matejka, T. Lagier, and N. Skhiri, "Leachate recirculation effects on waste degradation: Study on columns", *Waste Manage.*, vol. 27, pp. 1259-1272, December 2007.

[25] C. H. Benson, M. A. Barlaz, D. T. Lane, and J. M. Rawe, "Practice review of five bioreactor/recirculation landfills", *Waste Manage.*, vol. 27, pp. 13-29, January 2007.

[26] P. Kjeldsen, and M. Christophersen, "Composition of Leachate from Old Landfills in Denmark", Seventh International Waste Management and Landfill Symposium. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italy, 1999.

[27] R. J. Kelly, B. D. Shearer, J. Kim, C. D. Goldsmith, G. R. Hater, and J. T. Novak, "Relationships between analytical methods utilized as tools in the evaluation of landfill waste stability", *Waste Manage.*, vol. 26, pp. 1349-1356, October 2006.

[28] M. Kayhanian, "Biodegradability of the organic fraction of municipal solid waste in a high-solids anaerobic digester", *Waste Manage. Res.*, vol. 13, pp. 123-136, January 1995.

[29] S. Sri Shalini, O. P. Karthikeyana, and K. Joseph, "Biological stability of municipal solid waste from simulated landfills under tropical environment" *Bioresour. Technol.*, vol. 101, pp. 845-852, January 2010.

[30] L. Márquez-Benavides, and I. Watson-Craik,. "Effect of intermediate soil cover on municipal solid waste decomposition", *Water Sci. Technol.*, vol. 48, pp. 245-248, January 2003.

[31] N. Sanphoti, S. Towprayoon, P. Chaiprasert and A. Nopharatana, "The effects of leachate recirculation with supplemental water addition on methane production and waste decomposition in a simulated tropical landfill", *J. Environ. Manage.*, vol. 81, pp. 27-35, March 2006.

[32] M. A. Barlaz, "Microbiology of solid waste landfills," In *Microbiology of Solid Waste*. Palmisano, A.C. and Barlaz, M.A. Ed. CRC Press. Boca Raton, Florida, USA, 1996.

[33] L. Castrillón, Y. Fernández-Nava, M. Ulmanu, I. Anger, and E. Marañón, "Physico-chemical and biological treatment of MSW landfill leachate", *Waste Manage.*, vol. 30, pp. 228-235, January 2010.

[34] G. T. Ellis, J. Park, E. Debik, and S. Smith, "Evaluation of Leachate Treatment and Recycle Options at the Boone County Landfill", in The Twenty International Conference on Solid Waste Technology and Management. Philadelphia, PA USA, 2005.

[35] M.S. Bilgili, A. Demir, and B. Ozkaya, "Influence of leachate recirculation on aerobic and anaerobic decomposition of solid wastes", *J. Hazard. Mater.*, vol. 143, pp. 177-183, January 2007.

[36] R. Ravishankar, P. Ravichandra, and G. Mugeraya, "Effect of MSW leachate recirculation frequency on contaminants reduction", in The Twenty Two International Conference on Solid Waste Technology and Management. Philadelphia, PA USA, pp. 258-269, February 2007.

[37] M. Swati, J. Kurgan, and R. Nagendran, "Bioreactor landfill lysimeter studies on an Indian urban refuse", in Tenth International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 2005.

[38] R. Valencia, W. van der Zon, H. Woelders, H. J. Lubberding, H. J. Gijzen, "Achieving "Final Storage Quality" of municipal solid waste in pilot scale bioreactor landfills", *Waste Manage.*, vol. 29, pp. 78-85, January 2009.

[39] N. Calace, A. Massimiani, B. M. Petronio, and M. Pietroletti, "Municipal landfill leachate-soil interactions: a kinetic approach", *Chemosphere*, vol. 44, pp. 1025-1031, December 2001.

[40] A. Watson, and D. B. Nedwell, "Methane production and emission from peat: the influence of anions (sulphate, nitrate) from acid rain", *Atmos. Environ.*, vol. 32, pp. 3239-3245, December 1998.

[41] M. S. Hossain, M. A. Gabr, and M. A. Barlaz, "Relationship of compressibility parameters to municipal solid waste decomposition", *J. Geotechn. Geoenviron. Eng.*, vol. 129, pp. 1151-1158, December 2003.

Received: April 10, 2010 Revised: August 12, 2010 Accepted: September 2, 2010

© Hernández-Berriel *et al.*; Licensee *Bentham Open.*

This is an open access article licensed under the terms of the Creative Commons Attribution Non-Commercial License (http://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/) which permits unrestricted, non-commercial use, distribution and reproduction in any medium, provided the work is properly cited.

6.3 CAPÍTULO III

Intervalo del volumen de recirculación de lixiviado para acelerar la biometanización en los residuos sólidos urbanos

RESUMEN

La degradación anaeróbica (DA) en los residuos sólidos urbanos (RSU) depende especialmente de la humedad y distribución de nutrientes, factores que cubre la recirculación de lixiviados. En este trabajo se estudió la recirculación de lixiviados en residuos sólidos urbanos (RSU) a las tasas de 15 a 120 % el volumen de RSU cargados (%V). Los objetivos fueron determinar qué tasa provee las mejores condiciones para la degradación anaeróbica (DA) acelerada y cuál es el intervalo apropiado para alcanzar la mayor generación de metano (CH_4). En un primer experimento denominado intervalo exploratorio, se operaron parejas de biorreactores a escala laboratorio (BLAB) a las tasas de 15, 30, 60 y 120 % V. En un segundo experimento, denominado intervalo acotado, se operaron grupos de 7 BLAB a las tasas de 40, 60 y 80 %V y 7 como controles, desmontándose un BLAB de cada grupo periódicamente. Se dio seguimiento a la DA y al asentamiento en la matriz de RSU, a las características de los lixiviados producidos y recirculados, así como a la producción de CH_4 durante 201 días.

Entre los principales resultados se determinaron que la fase metanogénica fermentativa fue alcanzada en relación inversa a las tasas de recirculación, que asentamientos superiores a 12 % limitaron la DA y que BLAB a 120 %V tuvieron un efecto de lavado. Los lixiviados producidos lograron niveles de estabilización para nitrógeno amoniacal y demanda química de oxígeno, con excepción de los BLAB a 120 %V en este último parámetro. El intervalo adecuado en términos de la mayor generación de CH_4 por litro de lixiviado recirculado fue 30 a 40 %V.

Palabras clave: *Residuos sólidos urbanos, biometanización, recirculación de lixiviados.*

Notación			
AA	Ácido acético	LR	Lixiviados recirculados
AOV	Ácidos orgánicos volátiles	MO	Materia orgánica
AP	Ácido propiónico	N	Nitrógeno total
BLAB	Biorreactores a escala laboratorio	NH_3-N	Nitrógeno amoniacal
C	Carbono orgánico	pH	Potencial de hidrógeno
CE	Conductividad eléctrica	RESA	Relleno(s) sanitario(s)
DA	Degradación anaeróbica	RSU	Residuos sólidos urbanos
DQO	Demanda química de oxígeno	RSUs	Residuos sólidos urbanos secos
HOL	Holocelulosa = celulosa + hemicelulosa	SVT	Sólidos volátiles totales
H_2S	Acido sulfhídrico	SO_4^{-2}	Sulfatos
LIG	Lignina	%V	Tasa en % volumen de RSU cargados
LP	Lixiviados producidos	®	Marca registrada

1. Introducción

La producción de residuos sólidos urbanos (RSU) en México fue de 105 mil toneladas diarias en el 2009, de las cuales el 28 % no se dispusieron adecuadamente (SEMARNAT, 2010). Aun los sitios de disposición que sí cumplen con la normatividad vigente (LGPGIR, 2007), no siempre cuentan con sistemas de quemado de biogás ni con sistemas apropiados para el tratamiento de lixiviados. De acuerdo a la Comisión Intersecretarial de Cambio Climático, el volumen de emisiones derivadas de los RSU en México, en 2006 fue de 54 megatoneladas equivalentes de dióxido de carbono ($MtCO_2e$), estas emisiones correspondieron al 7.53% del total nacional y fueron 3 veces mayores a las emitidas en 1990 (CICC, 2009).

Una opción para reducir estas emisiones es operar los rellenos sanitarios (RESA) como biorreactores gigantes al aprovechar el metano (CH_4) como un energético alternativo (Pacey *et al*., 2000; Reinhart *et al*., 2002). La idea de acelerar la degradación anaerobia (DA) de la materia orgánica (MO) de los RSU mediante la adición de agua y/o recirculación de lixiviados fue propuesta hace más de 30 años y es aplicada actualmente en diversas partes del mundo. Las ventajas de la recirculación de lixiviados incluyen la distribución uniforme de nutrientes y de las enzimas microbianas extracelulares involucradas en la DA en la matriz, el amortiguamiento del pH, la dilución de compuestos inhibitorios y la ubicación generalizada de bacterias metanógenas (Barlaz *et al.,* 1990; Pohland & Kim, 1999; Reinhart & Al-Yousfi, 1996), en contraste, las desventajas incluyen la acumulación de ácidos orgánicos volátiles (AOV) y de nitrógeno amoniacal (NH_3-N), inundación, lavado y/o compactación excesiva de la matriz de RSU (Ellis *et al*., 2005; Reinhart *et al*., 2002; Sponza & Agdag, 2004).

A fin de evitar lo más posible que la recirculación de lixiviados tenga un efecto adverso sobre la metanogénesis y pueda reducirse el tiempo de estabilización de los RSU, es importante determinar la tasa de recirculación adecuada y sus condiciones. A la fecha existe una variedad de reportes que responden parcialmente lo anterior, cubriendo distintos aspectos: Primeramente, existen trabajos que comparan la recirculación de lixiviados con sistemas de paso simple (Poland *et al.,* 1992; Sponza & Agdag, 2004; Swati *et al.,* 2005) o con un sistema control (El-Fadel, 1999; Mehta *et al.,* 2002), los cuales comprueban la efectividad de la recirculación como un mecanismo promotor de la DA. Un segundo aspecto estudiado ha sido la frecuencia de la recirculación, variando la periodicidad de la adición de líquido incluso dentro de las distintas etapas de la DA (Šan & Onay, 2001; Sanphoti *et al.*, 2006; Trankler *et al.*, 2005). Muchos de los reportes mencionan la tasa de recirculación utilizada, aunque no necesariamente busquen comparar las tasas de recirculación. Aun más, es complicado hacer una verdadera comparación por que existen al menos dos maneras de reportar la cantidad de líquido que se recircula. Una se refiere al porcentaje del volumen (%V), que se relaciona al volumen de los residuos cargados y la otra conocida como porcentaje de humedad (%Hbh), que se relaciona con la humedad base húmeda de los residuos estudiados. En este trabajo se utilizan las tasas de recirculación en %V. Las tasas de recirculación que se encuentran reportadas actualmente incluyen del 1 al 43 %V de residuos cargados, aunque con una gran variedad de material usado como influente: lixiviados, lixiviados diluidos, lixiviados jóvenes o maduros, lixiviados mezclados con lodos, lixiviados neutralizados, agua, etc. (Benbelkacem *et al*., 2010; Chugh *et al*., 1998; Francois *et al.,* 2007; Yong-Jun *et al*., 2008). La heterogeneidad en los reportes, la amplia gama de condiciones descritas y las características particulares de los RSU utilizados, hacen necesario estudiar y comparar el efecto que diferentes tasas de recirculación de lixiviados puedan tener en la DA de RSU. Es por ello, que el objetivo de esta investigación fue estudiar la recirculación de lixiviados cubriendo desde un 15% hasta 120 %V en biorreactores a escala laboratorio (BLAB), con el fin de determinar qué tasa de recirculación provee las mejores condiciones para la DA y cuál es el intervalo más apropiado de recirculación en términos de la mayor generación de CH_4 en el biogás.

2. Materiales y métodos

2.1 Preparación de residuos sólidos urbanos

Se seleccionó una muestra de aproximadamente 50 kg de RSU frescos del RESA del Municipio de Pátzcuaro (México). En el laboratorio se separó la muestra en 15 principales subproductos, los cuales se redujeron a tamaños de partícula 1 cm parapreparar una mezcla por BLAB de acuerdo a la Tabla 1.

Tabla 1. Principales subproductos y cantidades utilizadas para mezcla inicial de RSU

SUBPRODUCTOS	RSU		SUBPRODUCTOS	RSU	
	% p/p	g		% p/p	g
Residuos alimenticios	34.25	73.71	Material de construcción	1.91	4.10
Residuos de jardinería	31.86	68.56	Pañal desechable	1.89	4.06
Papel	5.97	12.84	Material ferroso	1.76	3.78
Plástico de película	4.74	10.20	Material no ferroso	1.31	2.83
Polietileno de alta densidad	3.81	8.21	Envase de cartón encerado	1.21	2.60
Vidrio	3.48	7.49	Cartón	1.07	2.30
Trapo	3.31	7.12	Unicel	0.76	1.64
PET	2.67	5.75	Total	100.00	215.19

% p/p, porciento peso base húmeda

2.2. Montado de biorreactores a escala laboratorio

Se utilizaron BLAB (18 cm de altura x 4.5 cm de diámetro interno) de PVC (cédula 40). Cada BLAB se empacó con la mezcla de RSU descrita en la Tabla 1, se le colocó una capa superficial de 32.15 g de suelo como material de cobertura y se les compactó a 600 kg/m^3. Los BLAB se cerraron herméticamente y se sometieron a un barrido con N_2 para desplazar el aire. En seguida, cada BLAB se conectó a sus sistemas de recirculación de lixiviados y medición de biogás (Fig. 1).

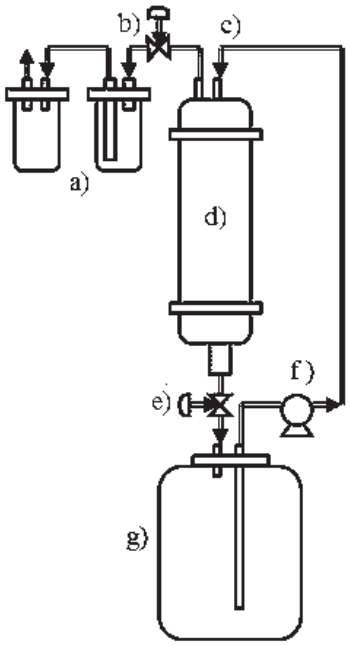


Fig. 1. BLAB con recirculación de lixiviados: a) Sistema para medir biogás, b) Punto de muestreo de biogás, c) Puerto de entrada para lixiviados recirculados, d) Cuerpo del BLAB, e) Punto de muestreo para lixiviados producidos, f) Bomba peristáltica, g) Depósito de agua/lixiviados diluidos

2.3 Operación de biorreactores a escala laboratorio

2.3.1 Intervalo exploratorio de recirculación de lixiviados

Se operaron ocho BLAB para estudiar 4 tasas de recirculación de lixiviados (Tabla 2) y dos como controles sin recirculación. En este estudio los niveles de recirculación se referirán como tasas en %V. La recirculación de lixiviados inició con la adición de agua potable a cada BLAB en las cantidades indicadas en la Tabla 2, buscando obtener un contenido de humedad teórica en la matriz de residuos de 50 a 80 %Hbh. El lixiviado producido se cuantifico y vertió en un depósito con agua potable (Fig. 1) en una proporción de 10 veces el volumen de un BLAB.

Tabla 2. Tasas de recirculación de lixiviados diluidos para rango amplio

Tasa de recirculación (% V)	Volumen utilizado (ml)	Contenido de humedad teórica (%Hbh)
15	62	50
30	124	60
60	248	70
120	496	80

La Fig. 2 muestra el protocolo de operación para la recirculación de lixiviados que se continúo 2 veces por semana. La operación de todos los BLAB se realizó a 23 ± 2 ^{o}C y se desmontaron el día 201, tres días después de la última recirculación.

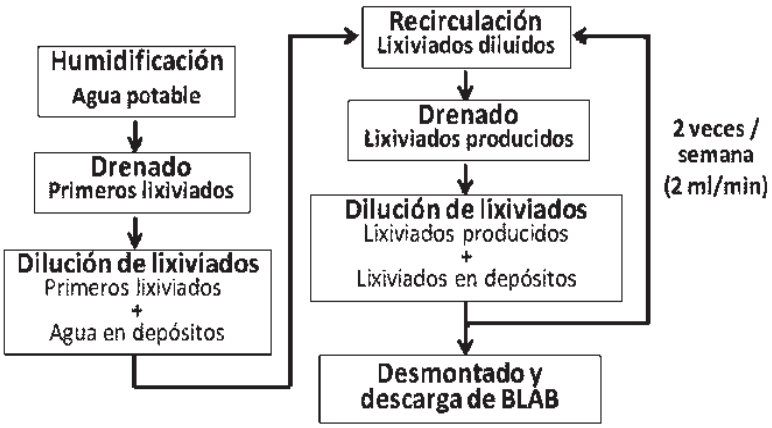


Fig. 2. Protocolo de operación para recirculación de lixiviados diluidos

2.3.2 Intervalo acotado de recirculación de lixiviados

Por otro lado, con el fin de estudiar a mayor detalle la recirculación de lixiviados, se operaron 28 BLAB en 4 grupos de 7, pero en esta ocasión hubo desmontajes periódicos de un BLAB de cada grupo los días: 15, 45, 75, 105, 135, 165 y 201, tres días después de su última recirculación. A tres grupos se les recircularon lixiviados diluidos, mientras que un grupo se operó sin recirculación como grupo control. Las tasas de recirculación de lixiviados fueron 40, 60 y 80 %V, con volúmenes de 165, 248 y 330 ml respectivamente. En la Fig. 3 se presentan las tasas de recirculación para los intervalos exploratorio y acotado cubiertos en esta investigación.

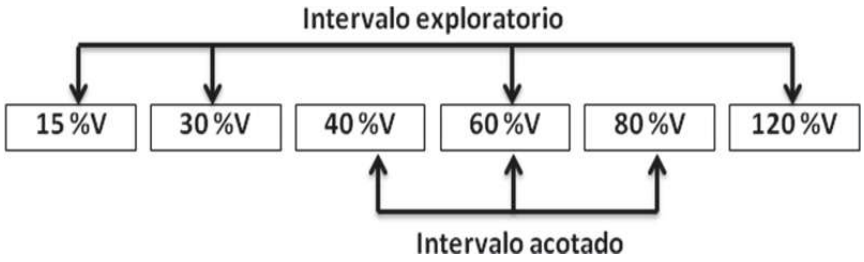


Fig. 3. Tasas de recirculación de lixiviados diluidos en intervalos exploratorio y acotado

2.4 Determinaciones analíticas y estadísticas

2.4.1 Análisis de residuos sólidos

A los RSU y suelo cargados inicialmente se les determinaron los parámetros mostrados en la Tabla 3.

Tabla 3. Normas mexicanas y métodos utilizados para caracterizar residuos sólidos

Parámetros	Normas mexicanas y métodos
pH	NMX-AA-25-1984[a]
Contenido de humedad	NMX-AA-016-1984[a]
Nitrógeno total	NMX-AA-24-1984[a]
Carbono orgánico	Método de dicromato [b]
Holocelulosa	Método del clorito [c]
Lignina	Método ASTM D1106-56 modificado[d]
Sólidos volátiles totales	Método 2540G [e]

[a] SEMARNAT, 2009; [b]Walkley & Black, 1934; [c] Wise *et al.*, 1946; [d] Colín-Urieta *et al.*, 2007; [e] APHA, 2005.

El asentamiento de la matriz de sólidos en cada BLAB se midió con un vernier al desmontar cada BLAB. A los residuos sólidos descargados se les determinaron los parámetros listados en la Tabla 3, así como el porcentaje de SVT removidos de acuerdo a la Ecuación 1. Todas las determinaciones analíticas se llevaron a cabo por cuadruplicado.

$$\% \text{ Remoción SVT} = \frac{(SVTi - SVTd) * 100}{SVTi} \qquad \text{(Ec. 1)}$$

Donde:

SVTi = SVT de RSU y suelo

SVTd = SVT de residuos sólidos degradados

2.4.2 Análisis de lixiviados

La Tabla 4 presenta las normas mexicanas y métodos utilizados para caracterizar los lixiviados producidos (LP) y los lixiviados diluidos recirculados (LR). Se tomó muestra de los LP al término de su drenado y de los LR del depósito, una vez preparados (Fig. 1). Todas las determinaciones se hicieron por duplicado y los datos de los resultados se sometieron a

pruebas de análisis de varianza (ANOVA) y Tukey HDS (acrónimo en inglés de *Honestly Significant Differences*) con el software STATGRAPHICS Plus 5.0 ®, para establecer las diferencias entre las tasas de recirculación.

Tabla 4. Normas mexicanas y métodos utilizados para caracterizar lixiviados

Parámetros	Normas mexicanas y métodos
pH	NMX-AA-008-SCFI-2000 [a]
Conductividad eléctrica	NMX-AA-093-SCFI-2000 [a]
Demanda química de oxígeno	Método dicromato, aprobado por la USEPA [b]
Nitrógeno amoniacal	Método colorimétrico [c]
Sulfatos	Método de turbidimetría [d]
Ácidos orgánicos volátiles	Método para cromatografía de gases [e]

[a] SEMARNAT, 2009; [b] HACH, 1997; [c] Márquez-Benavides, 2004; [d] Nitayapat, 2003; [e] Hernández-Berriel *et al.,* 2010.

2.4.3 Análisis de biogás

El biogás generado en cada BLAB se midió por desplazamiento y su contenido de CH_4 se cuantificó 2 veces/semana como se describe en Hernández-Berriel *et al.* (2010). A los datos de biogás y CH_4 se les analizó estadísticamente mediante pruebas de ANOVA y Tukey HDS (95 % de significancia) con el software STATGRAPHICS Plus 5.0 ®, considerando como variable control la tasa de recirculación de lixiviados diluidos.

3. Resultados y discusión

3.1 Caracterización de residuos sólidos

Los valores de SVT, HOL, LIG y C de los RSU cargados fueron superiores a los reportados para RSU frescos (Tabla 5), debido a que la MO representó el 73.15 % (Tabla 1), lo cual es común en áreas rurales de México (Buenrostro & Bocco, 2003; Hernández-Berriel *et al.*, 2008). Las variaciones en los valores reportados muestran la heterogeneidad de los RSU dispuestos en diferentes países.

La relación C/N de los RSU preparados fue cercana al valor de 30 citado como óptimo por Kayhanian (1995), lo que sugirió una concentración apropiada de N (Tabla 5). El suelo utilizado como material de cobertura neutralizó el valor del pH y redujo el contenido de MO expresada como SVT, HOL, LIG y C, de los RSU cargados en cada BLAB, aunque su adición representó el 13 % en peso de los residuos iniciales.

Tabla 5. Comparación entre residuos sólidos cargados y reportados

	Componentes cargados			Valores reportados
Parámetros	Suelo	RSU y suelo	RSU frescos	RSU frescos
Humedad (%Hbh)	33.2±0.35	38.96±0.42	40.69±0.51	43.5 [a] ; 54.7 [b]
pH	6.66±0.03	6.56±0.07	5.65±0.08	6.8 [b] ; 6.9 [c]
SVT (%)	7.8±0.32	71.35±0.26	79.53±0.41	38.5 [a] ; 50.0 [b] ; 69.3 [d]
HOL (%)	1.81±0.12	56.91±0.46	61.77±0.37	52-62 [e] ; 50.38 [f]
LIG (%)	1.26±0.23	16.88±0.27	20.33±0.32	10-15 [e] ; 19.96 [f]
HOL / LIG	1.44	3.37	3.04	2.52 [f] ; 3.0-4.0 [g]
C (%)	1.93±0.33	32.25±0.54	39.16±0.46	24.0 [a] ; 29.0 [d] ; 36.5 [h]
N (%)	0.10±0.03	1.15±0.14	1.31±0.16	1.63 [a] ; 1.2.0 [h]
C / N	19.3	28.04	29.89	71.8 [d] ; 30.42 [h]

Promedio ± desviación estándar; [a] Valencia *et al.*, 2009; [b] Elango *et al.*, 2007; [c] Hernández-Berriel *et al.*, 2008; [d] Francois *et al.*, 2006; [e] Barlaz *et al.*,1989; [f] Hossain *et al.*, 2003; [g] Barlaz *et al.*, 1997; [h] Sri Shalini *et al.*, 2009.

3.1.1 Degradación anaeróbica de residuos en el intervalo exploratorio de recirculación

Todos los BLAB del intervalo exploratorio se descargaron el día 201 de experimentación. Se encontró que independientemente de la tasa de recirculación de lixiviados, el pH de los residuos sólidos descargados fue cercano a la neutralidad (Tabla 6), mientras que en los BLAB control, el valor ácido del pH y los valores de los otros parámetros; evidenciaron que la DA de la MO se llevó a cabo con velocidades más lentas.

Tabla 6. Caracterización final de residuos sólidos, BLAB a intervalo exploratorio de recirculación de lixiviados

Parámetros	Control	Niveles de recirculación de lixiviados (%V)			
		15	30	60	120
%Asentamiento	0.56	7.17	9.17	11.92	18.06
Humedad (%Hbh)	37.34±0.39	64.92±0.49	65.37±0.45	66.06±0.44	64.91±0.46
pH	5.47±0.04	6.98±0.03	7.14±0.04	6.92±0.04	7.98±0.04
SVT (%)	63.51±0.35	56.97±0.47	55.97±0.44	54.88±0.30	56.71±0.47
Remoción de SVT (%)	10.99	20.15	21.56	23.08	20.66
HOL (%)	54.18±0.35	41.53±0.37	33.13±0.42	29.85±0.34	36.69±0.38
LIG (%)	16.69±0.26	27.74±0.32	29.41±0.29	31.16±0.35	28.11±0.30
HOL / LIG	3.25	1.50	1.13	0.96	1.31
C (%)	29.51±0.22	20.54±0.31	15.98±0.47	14.81±0.55	19.26±0.57
N (%)	1.04±0.12	0.96±0.01	0.89±0.21	0.90±0.07	0.49±0.04
C / N	28.38	21.39	17.96	16.46	39.41

Valores promedio ± desviación estándar

La remoción de SVT y los índices de HOL/LIG y C/N de los residuos sólidos descargados señalan que la mayor DA se dio a la tasa de 60 %V (Tabla 4). Los índices de HOL/LIG y C/N de los residuos sólidos a 120 %V revelaron un menor grado de DA, lo que puede atribuirse a una pobre transferencia de masa por el grado de asentamiento (18.06 %) y una posible canalización, o incluso a un efecto de lavado de microorganismos y nutrientes como consecuencia del volumen utilizado para recircular (Sponza, & Ağ dağ , 2004). El lavado de nutrientes podría también explicar la menor concentración de N en la matriz de residuos sólidos a esta tasa de recirculación.

3.1.2 Degradación anaeróbica de residuos en el intervalo acotado de recirculación

Como ya se menciono, la segunda parte de la experimentación se desarrolló usando tasas de 40, 60 y 80 %V, con 7 desmontajes periódicos durante la misma.

Los BLAB con recirculación mantuvieron la humedad de los residuos entre valores de 63.5-67.8 %Hbh, lo que contribuyó a la DA de la MO, ya que sus dinámicas de pH remontaron la neutralidad a partir del día 75 (Fig. 4) y alcanzaron remociones de SVT de 22.16-23.35 % (Fig. 5); mientras que en los BLAB control su pH osciló entre valores de 4.88-5.47 y su contenido de humedad decreció hasta el valor de 37.34±0.39 el día 201, lo que sugirió que la DA no superó la fase ácida (Mehta *et al.,* 2002).

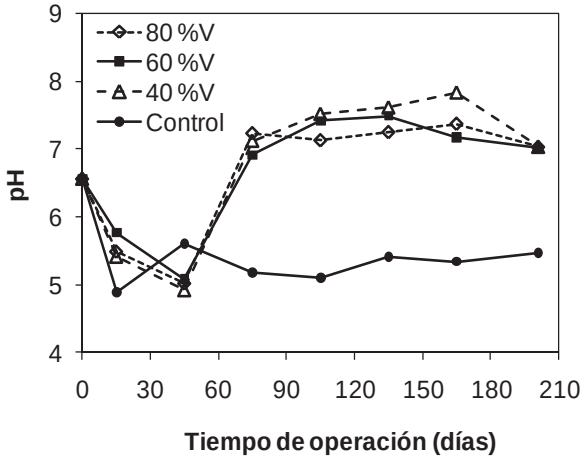


Fig. 4. Dinámica de pH en residuos sólidos, intervalo acotado de recirculación

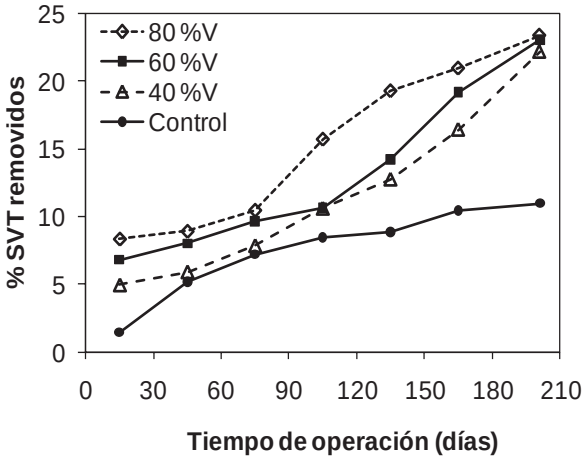


Fig. 5. Dinámica de remoción de SVT en residuos sólidos, intervalo acotado de recirculación

El grado de asentamiento (Fig. 6) tuvo una relación directa con respecto a las tasas de recirculación (Reinhart & Al-Yousfi, 1996; Swati *et al.* 2005). Los asentamientos menores a 3.5 % en los BLAB con recirculación (días 15 y 45) fueron de primer tipo (compresión primaria) y se debieron a que el agua inicialmente adicionada disolvió y movió partículas pequeñas a través de los espacios de la matriz de los residuos, así como a que las recirculaciones redujeron los espacios vacios al impactar las capas superiores de los residuos sólidos (Durmusoglu *et al*., 2005). Los asentamientos posteriores al día 75 se denominaron de segundo tipo y se atribuyeron al efecto combinado de la compresión por el volumen de los LR y a la DA de la MO de los residuos sólidos (Hossain *et al.,* 2003; Sri Shalini *et al*., 2010), ya que los valores de pH fueron superiores a 7 (Fig. 4) y las remociones de SVT mayores a 10 % (Fig. 5). Los dos primeros desmontajes evidenciaron que los BLAB control no tuvieron asentamientos hasta el día 45 y sus asentamientos posteriores fueron de menores del 1 %, alcanzando una remoción de SVT 10.99 % el día 201.

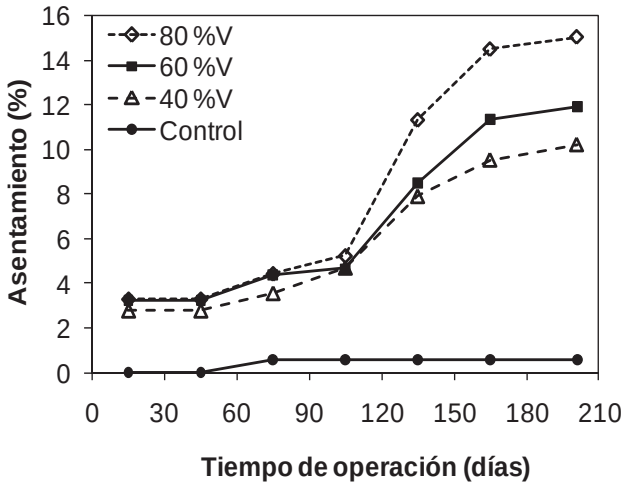


Fig. 6. Dinámica del asentamiento de residuos sólidos, intervalo acotado de recirculación

En los residuos descargados pudo apreciarse que a mayor tasa de recirculación hubo una mayor remoción de SVT (Fig. 5), corroborando que el movimiento del agua a través de la matriz de residuos sólidos fue clave para la transferencia de masa entre las fases sólida y líquida, lo que permitió una mayor disponibilidad de nutrientes como lo reportan Benbelkacem *et al*. (2010). Sin embargo, al término del experimento se detectó una remoción

similar en las 3 tasas de recirculación, lo cual puede explicarse en dos sentidos. El primero puede atribuirse al alto contenido inicial de LIG en los RSU, ya que su estructura compleja pudo haber interferido con la DA de la HOL (Barlaz *et al.,* 1997; Micales & Skog, 1997), impidiendo que se alcanzaran menores valores de C a los 201 días, cuando se dio por terminado el experimento. El segundo motivo se explica en función de la compactación de la matriz de residuos, donde hasta un asentamiento menor al 12 %, se calculó una velocidad de remoción de SVT > 0.1 %SVT removidos/día para las tres tasas de recirculación, la cual se redujo a 0.07 %SVT removidos/día a partir del día 165 en los de 80 %V, cuando su asentamiento fue de 14.49 %. Esto significa que si los RSU tienen un alto % de residuos de jardinería (≥ a 30 %), el utilizar diferentes tasas de recirculación no necesariamente redundará en una mayor DA (Tabla 7), además que una tasa alta añadiría una problemática en el sentido de generar una mayor compactación (Fig. 6).

Tabla 7. Caracterización final de residuos sólidos, BLAB a rango fino de recirculación

Parámetros	Niveles de recirculación de lixiviados (%V)		
	40	60	80
SVT (%)	55.54±0.43	54.88±0.30	54.69±0.40
HOL (%)	30.46±0.38	29.85±0.34	29.36±0.41
LIG (%)	30.30±0.39	31.16±0.35	31.89±0.38
HOL / LIG	1.01	0.96	0.92
C (%)	14.43±0.61	14.81±0.55	13.92±0.42
N (%)	0.89±0.13	0.90±0.07	0.87±0.08
C / N	16.21	16.46	15.99

Valores promedio ± desviación estándar

3.2 Lixiviados producidos y recirculados

Debido a que la composición de los RSU y el protocolo de operación fueron similares tanto para el intervalo exploratorio como para el intervalo acotado, los resultados de los LP y RL se presentan integrando todas las tasas de recirculación: 15, 30, 40, 60, 80 y 120 %V. El análisis estadístico se realizó para todos los parámetros en cada una de las 3 fases de la DA identificadas, aunque solo se reportan las diferencias encontradas con Tukey HDS para pH. En los BLAB usados como control no se detectó producción de lixiviados.

3.2.1 Dinámica del pH en lixiviados producidos y recirculados

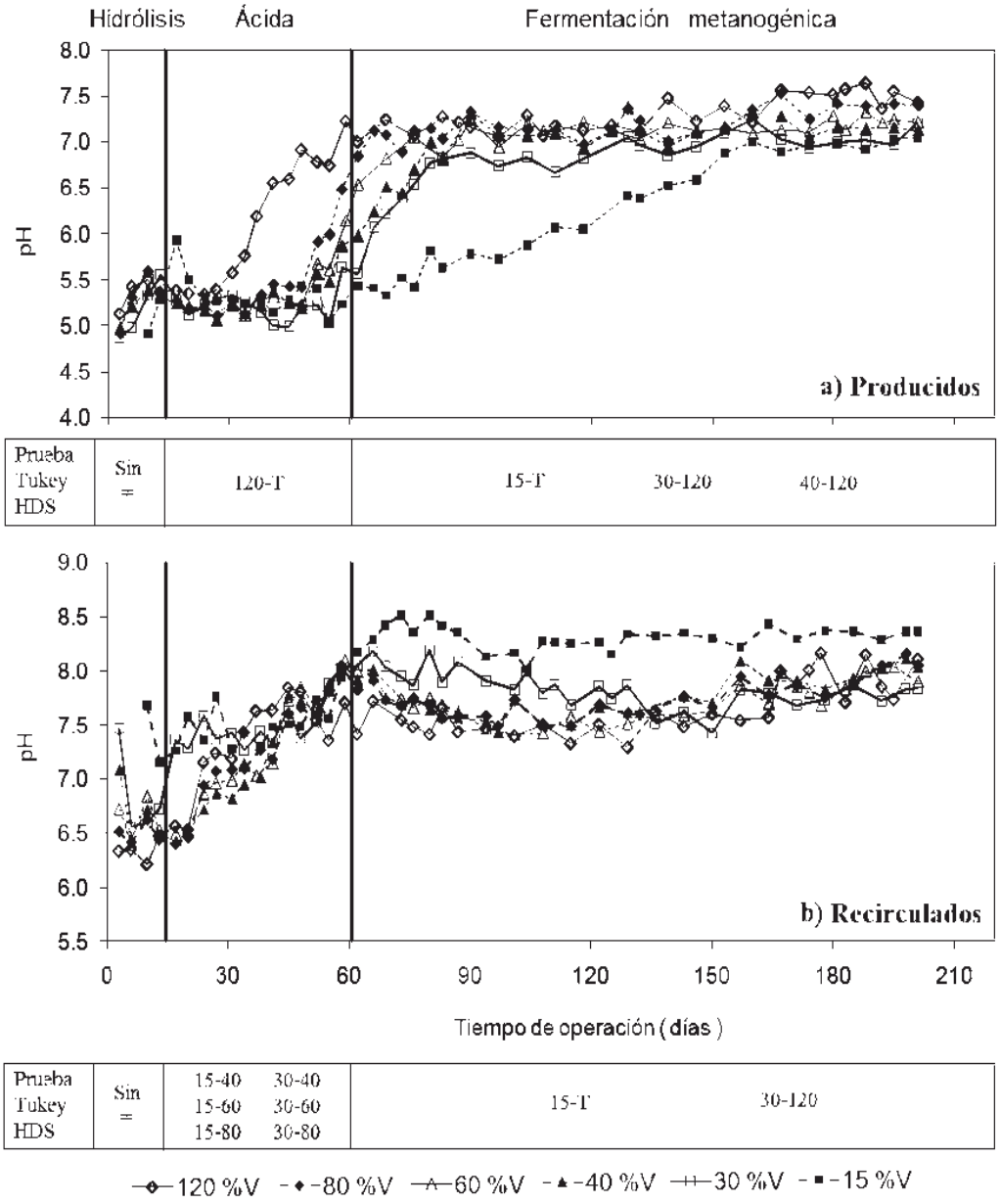
Los LP fueron obtenidos en el punto de muestreo e) y los LR en el depósito de agua/lixiviados diluidos del punto g), ambos de la Fig. 1. Los valores de pH de los primeros LP fueron ácidos (Fig. 7a), lo que sugirió una dilución y arrastre inicial de AOV de la matriz de residuos (Francois *et al*., 2007; Sponza & Ağ dağ , 2004).

El término de la fase de hidrólisis e inicio de la fase ácida se delimitó cuando decrecieron los valores del pH (Fig. 7a). A pesar de la variabilidad en los días que finalizó la hidrólisis, los valores de pH no tuvieron diferencias significativas. La Tabla 8 presenta los periodos de la DA, donde la delimitación de las fases ácida y fermentación metanogénica se establecieron con respecto a la concentración de 40 %v/v CH_4 en el biogás producido. Los valores de pH en los LP de los BLAB a 40, 60 y 80 %V fueron similares a los valores de los residuos sólidos desmontados periódicamente (Fig. 4), lo cual demuestra que la medición de pH en lixiviados es una referencia efectiva para conocer el pH de la matriz de residuos.

La Fig. 7b) presenta las dinámicas de pH de los LR. Las variaciones en los valores iniciales de pH pueden atribuirse a que fueron vertidas distintas cantidades de los primeros LP en los depósitos de agua/lixiviados diluidos (Fig. 1g). En la fase acida la prueba de Tukey HDS evidenció que los LR a 15 y 30 %V tuvieron diferentes concentraciones que los de 40, 60 y 80 %V. Posterior al día 40 los LR presentaron valores superiores a 7, con fluctuaciones entre 7.3-8.5 en la fase metanogénica fermentativa.

Tanto el incremento en los valores de pH en los LP, como el alcance de la neutralidad en las fases ácida y de fermentación metanogénica (Fig. 7a), presentaron una relación inversa a las tasas de recirculación, lo que concordó con lo reportado por Chugh *et al*. (1998). El alcance de pH neutros en los LP demostró que no fue necesario un tratamiento adicional en sus LR para que la DA en los RSU superaran la fase ácida a cualquiera de las tasas de recirculación, sin embargo, el efecto de los volúmenes recirculados fue evidente sobre el pH de LP en los BLAB a 120 y a 15 %V, quienes mostraron diferencias de acuerdo al análisis estadístico. En los BLAB a 120 %V durante la fase ácida, los pH de los LP presentaron diferente dinámica que los otros BLAB y alcanzaron 20 días antes valores de 6.5, lo cual fue indicio que el volumen recirculado a esta tasa permitió una mayor dilución y distribución de nutrientes, lo que fue benéfico para la DA. Para los BLAB operados a las tasas de 30 a 80 %V, también la recirculación promovió la distribución de nutrientes, aunque estadísticamente los

resultados fueron similares. Por otro lado, en los BLAB a 15 %V, el pH de sus LP fue menor de 6.5 hasta el día 139, aunque sus LR fueron alcalinos (Fig. 7b), lo cual sugirió que el volumen recirculado a esta tasa no fue suficiente para movilizar los AOV, con lo que se afectó el microambiente en la matriz de residuos y en consecuencia se retardó la DA (Sanphoti *et al*., 2006).



15-T, Indica diferencia significativa entre BLAB al 15 %V y todas las otras tasas de recirculación
120-T, Indica diferencia significativa entre BLAB al 120 %V y todas las otras tasas de recirculación
Sin ≠, Indica que los valores fueron similares en todas las tasas de recirculación

Fig. 7. Dinámica del pH de lixiviados de BLAB

Tabla 8. Periodos para las fases de la degradación anaeróbica

Fases	Tasas de recirculación (%V)					
	15	30	40	60	80	120
Hidrólisis (días)	≤ 17	≤ 13	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10
Acida (días)	20-66	17-66	13-48	13-48	13-48	13-48
Fermentación metanogénica (días)	69-201	69-201	52-201	52-201	52-201	52-201

3.2.2 Dinámicas de DQO y AOV en lixiviados producidos y recirculados

Como consecuencia de la adición inicial de agua en los BLAB, los valores más altos de demanda química de oxígeno (DQO) y ácido acético (AA) se obtuvieron en los primeros LP (Figs. 8 a y c). Después, en la hidrólisis y al comenzar la fase ácida, los valores de DQO y AA mostraron un efecto de dilución causado por los diferentes volúmenes de LR (Sponza & Ağ dağ , 2004; Chugh *et. al*., 1998). En la fase ácida las dinámicas de AA y AP (Figs. 8 c y e) fueron resultado del metabolismo y la acumulación de ambos ácidos (Barlaz, *et al.*, 1989; Ellis *et al.*, 2005), lo que repercutió en las dinámicas de DQO (Fig. 8a) y en los bajos valores de pH (Fig. 7a). La prueba de Tukey HDS evidenció la hetereogeneidad de los valores de DQO, AA y AP entre las 6 tasas de LR (Figs. 8 b, d y f) en las fases de hidrólisis y ácida, sin embargo solo los LP a 15 y 120 %V tuvieron diferencias estadísticas con respecto a las otras tasas, lo que sugirió que la DA en términos de concentración de MO, fue similar entre las tasas de 30 a 80 %V.

Los valores de AA y AP en los LP continuaron disminuyendo en la fase metanogénica fermentativa (Figs. 8 c y e), debido a su utilización como sustrato para producir CH_4 (Francois *et al*., 2007; Barlaz *et al.,* 1990) lo que contribuyó al decremento de la DQO y al aumento del pH. En esta fase las tasas de recirculación no tuvieron efecto en los valores de AA, AP y DQO en los LP ni en los LR. Para el término del experimento, los LP y LR alcanzaron concentraciones ≤ 500 mg DQO/L, 50 mg AA /L y de 40 mg AP/L de AP, así como un color café-amarillento. El color observado y el valor remanente de DQO, coincidió con lo reportado por Castrillón *et al.* (2010) para lixiviados maduros, quienes mencionan que se deben a la existencia de ácidos húmicos y fúlvicos.

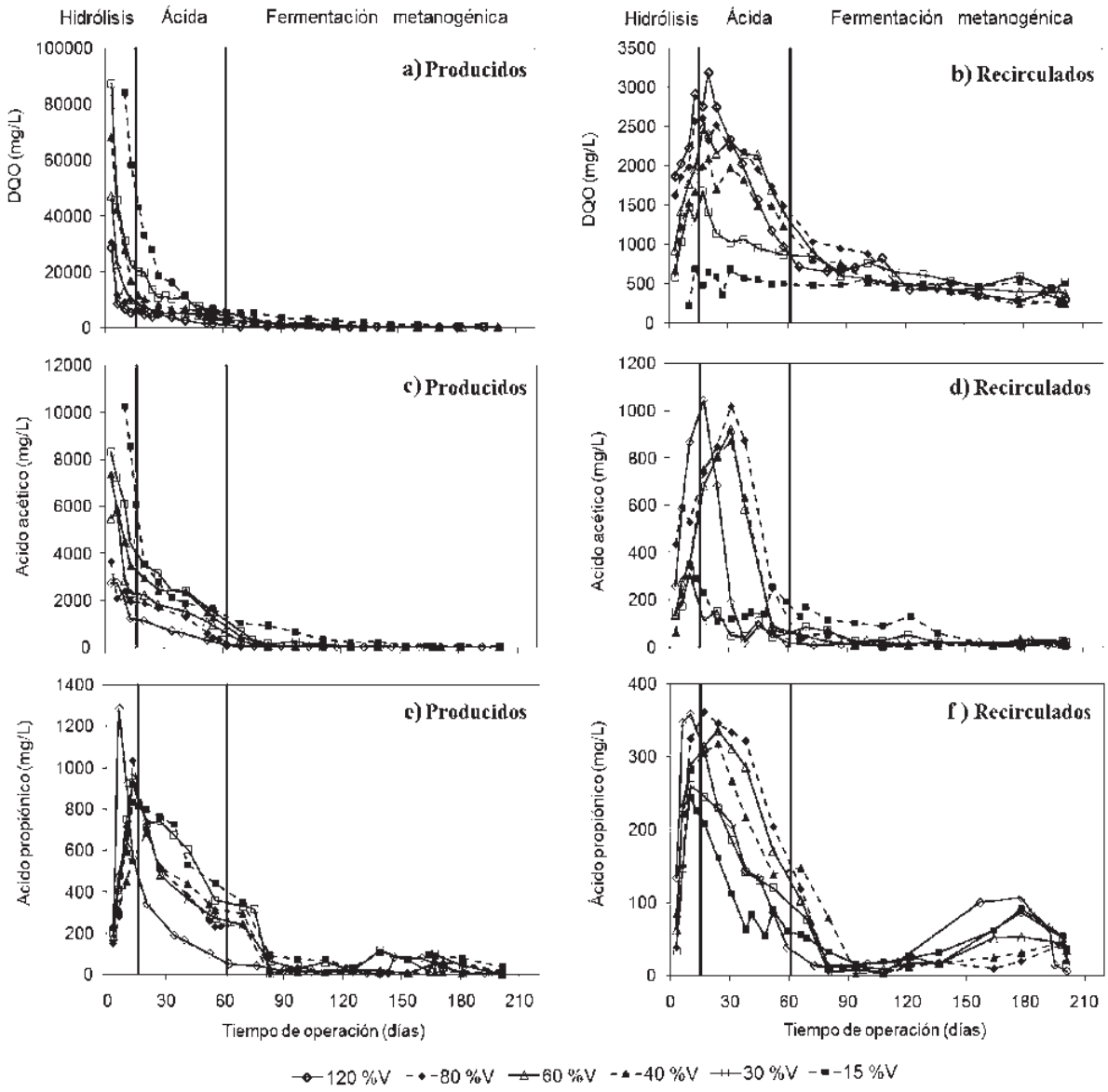


Fig. 8. Dinámicas de DQO, AA y AP en lixiviados de BLAB

Considerando como límite de estabilización el valor ≤ 1000 mg/L de DQO, los LP al 120 %V fueron los primeros en estabilizarse (día 63), seguidos en orden decreciente a las tasas de recirculación por el resto de los BLAB. El que la estabilización de la DQO fuera inversa a la tasa de recirculación, se atribuyó a que la actividad microbiana aumentó a mayor volumen de LR (Reinhart & Al-Yousfi, 1996; Ravishankar *et al.*, 2007), con excepción de los 120 %V, debido a que a esta tasa se obtuvieron valores menores a 700 mg DQO /L después del día 60 tanto en los LP como en los LR, lo que sugirió que el volumen recirculado pudo provocar un

efecto de dilución mayor que el de la DA de la MO de los residuos sólidos. Francois *et al*. (2006) reportan como límite de estabilización el rango de 355–432 mg DQO/L; de acuerdo a estos valores los LP se pueden considerar estabilizados a partir del día 191, con excepción de los BLAB al 120 %V, debido a que sus LP solo alcanzaron valores entre 446-480 mg DQO/L.

Si bien las concentraciones de DQO y AOV disminuyeron de manera gradual durante las fases ácida y de fermentación metanogénica por la DA, también es cierto que la dilución de los primeros LP redujo las concentraciones de los LR, por lo que es posible que la DA en la parte final de la metanogénesis fermentativa, haya estado limitada por la reintroducción de lixiviados con una concentración orgánica pobre. Esto último contribuiría a explicar la baja remoción de SVT alcanzada al día 201 en todas las tasas de LR.

3.2.3 Dinámicas de conductividad electrolítica y nitrógeno amoniacal en lixiviados producidos y recirculados

La mayor concentración de iones como conductividad electrolítica (CE) y de nitrógeno amoniacal (NH_3-N) en LP para cada tasa de recirculación, al igual que en los otros parámetros, se detectó al inicio del experimento (Fig. 9 a y c). Los primeros LP tuvieron una CE de 13.54-19.14 mS/cm, los cuales fueron menores a los reportados por Tatsi & Zouboulis (2002) para lixiviados generados por infiltración de agua de lluvia en RSU frescos (23.0-35.5 mS/cm). Los valores iniciales de 646-1565 mg NH_3-N/L fueron similares a los reportados por Sponza & Ağ da, (2004), quienes también adicionaron agua al principio de su experimento, aunque las tendencias fueron inversas, debido a que los primeros LP se diluyeron 10 veces el volumen de un BLAB. Las dinámicas de CE y NH_3-N presentaron un rápido descenso durante los primeros 20 días, lo que sugirió un efecto de dilución por la tasa de recirculación.

Después del día 20, en la fase ácida se detectó un descenso desacelerado en la concentración de NH_3-N en los LP (Fig. 9c), lo que fue indicio de la utilización del amonio en la síntesis de componentes celulares para las bacterias involucradas en la DA de la MO de los RSU (Berge *et al*., 2006; Valencia *et al*., 2009). Con excepción de los BLAB a 15 %V, en la fase metanogénica fermentativa se observó un cambio en las dinámicas de CE (Fig. 9a) y del amonio (Fig. 9c) en los LP. Los mayores valores en los LP se detectaron en relación directa a las tasas de recirculación, lo que sugirió la acumulación del iones en los BLAB por su reintroducción (Ravishankar *et al*., 2007) en los LR (Fig. 9 b y d). El cambio y aumento de la

concentración del NH_3-N coincidió con lo reportado por Sponza and Ağ dağ (2004) al recircular lixiviados.

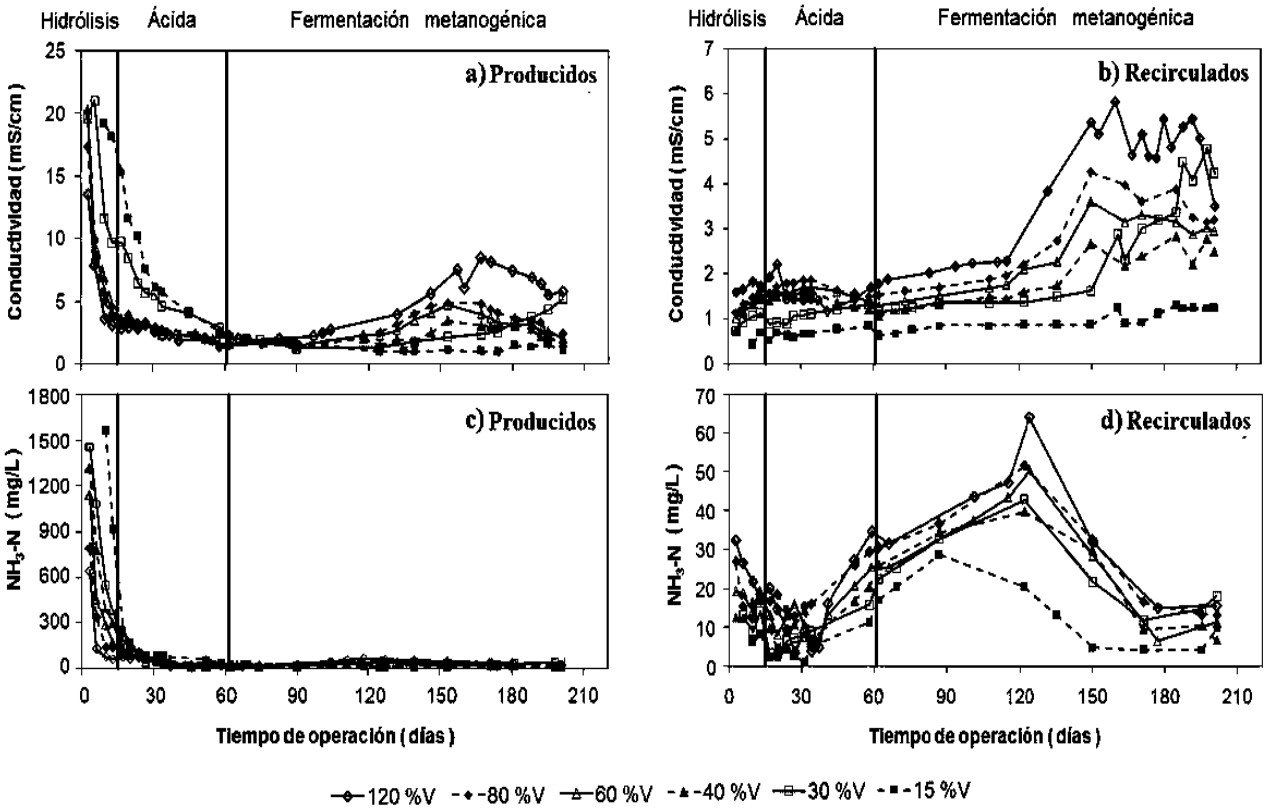


Fig. 9. Dinámicas de CE y NH_3-N en lixiviados de BLAB

Al término del experimento, la CE en los BLAB a 120 %V alcanzó valores de 5.81 mS/cm en LP y de 3.59 mS/cm en LR (Figs. 9b y d), lo que sugirió un arrastre de iones por el volumen utilizado a esta tasa. Gerardi (2003) reporta concentraciones de 1500-3000 mg NH_3-N/L como inhibitorias a pH > 7, además menciona que las bacterias metanogénicas no aclimatadas pueden ser inhibidas por concentraciones de amoniaco > 50 mg/L. De acuerdo a ésto, no se tuvo inhibición por amonio libre durante toda la DA. Para el caso de los BLAB a 120 %V, aunque sus concentraciones de amonio fueron > 50 mg/L entre los días 110-139 no hubo inhibición, ya que como se muestra en la sección 3.3, el biogás producido en estos días tuvo concentraciones superiores a 50 %v/v de CH_4. El análisis por Tukey HDS reportó diferencias estadísticas para CE y NH_3-N entre las tasas de 15 y 120 %V con respecto al resto, lo que indicó que las tasas de 30-80 %V no tuvieron efecto sobre estos parámetros.

Posterior al día 120, los LP y LR presentaron decrementos en sus concentraciones de NH_3-N (Figs. 9 c y d), obteniendo remociones superiores al 95 % en los LP a los 201 días de operación. Algunos trabajos reportan que no es factible en anaerobiosis estricta la conversión de NH_3-N a nitrito/nitrato y luego hasta N_2 (Castrillón *et al*., 2010; Nguyen *et al*., 2008), sin embargo, la generación de CH_4 hace posible inferir que la recirculación de lixiviados diluidos permitió la conversión quimiolitotrófica de NH_3-N y nitrito a N_2 en anaerobiosis mediante el proceso denominado Anammox (acrónimo en inglés de *anaerobic ammonium oxidation*), aplicado con éxito en el tratamiento de lixiviados por Liang & Liu, 2008, aunque argumentar sobre ello rebaza los límites de esta investigación.

3.2.4 Dinámica de sulfatos en lixiviados producidos y recirculados

En cuanto a sulfatos (SO_4^{2-}), los LP iniciales presentaron valores entre 1226-1017 mg SO_4^{2-}/L (Fig. 10a), por lo que es posible que el primer valor de pH de los LP (Fig. 7a) haya sido afectado más por el contenido de SO_4^{-2} que por los AOV. La dinámica decreciente de los SO_4^{-2} en los LP fue similar a la reportada por Márquez-Benavides (2004) para mezclas de RSU con suelo arenoso y limoso. Aunque se introdujeron SO_4^{-2} con los LR (Fig. 10b), el rápido descenso de la concentración de SO_4^{2-} a partir del segundo LP (< 900 mg/L), sugirió la reducción de SO_4^{-2} a ácido sulfhídrico (H_2S), el cual no provocó la acidificación del sistema en los BLAB debido a que se combinó con sales metálicas de los RSU y formó principalmente sulfuro de hierro (FeS). La formación de FeS fue observada por el obscurecimiento de los LP (Tchobanoglous *et al.,* 1993).

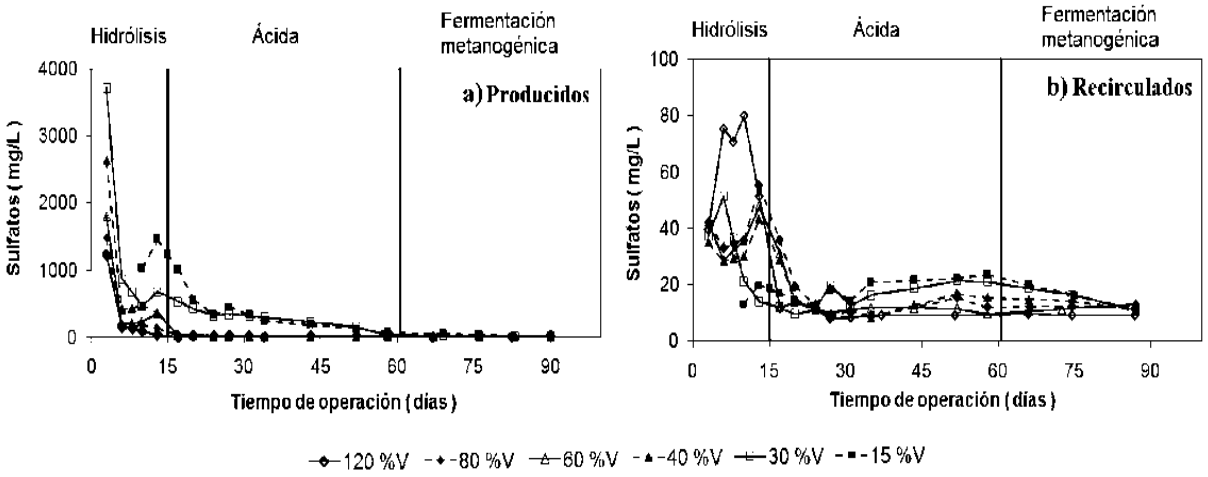


Fig. 10. Dinámica de sulfatos de lixiviados de BLAB

Durante las fases ácida y metanogénica fermentativa la concentración de SO_4^{2-} en los LP disminuyó, debido a la actividad de las bacterias reductoras de SO_4^{2-} (Gerardi, 2003), con lo que el color negro-grisáceo de los lixiviados cambió a café-amarillento (Castrillón *et al.*, 2010). A ninguna tasa de recirculación se tuvo toxicidad por las concentraciones alcanzadas y, la prueba de Tukey HDS reportó solo diferencias estadísticas entre las tasas de 15 y 120 %V con respecto al resto.

3.3 Metano y biogás

Los resultados de CH_4 y biogás se presentan en este apartado integrando también las diferentes tasas de recirculación de lixiviados: 15, 30, 40, 60, 80 y 120 %V.

3.3.1 Análisis estadísticos de metano y biogás

La Tabla 9 presenta los resultados de la prueba de Tukey HDS en biogás y CH_4 durante las fases ácida y de fermentación metanogénica, tomando como límite la concentración de 40 %v/v de CH_4. En los BLAB usados como control la generación de biogás fue mínima y no se detectó producción de CH_4 durante el experimento.

Tabla 9. Análisis estadístico para la producción de biogás y CH_4

Parámetros / Fases (CH_4 %v/v)	Diferencias estadísticas por Tukey HDS (95%)		
	Concentración de CH_4 (%v/v)	Biogás acumulado (L/kg RSUs)	CH_4 acumulado (L/kg RSUs)
Acida	Sin ≠	Sin ≠	Sin ≠
Fermentación metanogénica	15-30 30-120 15-40 40-120 15-60 60-120 15-80 80-120	15-30 15-40 15-60 15-80	15-30 30-120 15-40 40-120 15-60 60-120 15-80 80-120

Sin ≠, Los valores fueron similares en todas las tasas de recirculación
RSUs, Residuos sólidos urbanos secos

3.3.2 Producciones de metano y biogás

En la fase ácida, las concentraciones de CH_4 (%v/v) obtenidas en los BLAB a 15 y 30 %V fueron similares (Fig. 11), como lo muestra la prueba de Tukey HDS (Tabla 9) y el cálculo de su velocidad en %v/vCH_4/d (Tabla 10). Sin embargo, el efecto de las tasas de recirculación a 15 y 30 %V se reflejó en el establecimiento de la producción de CH_4, la cual se detectó 14

días después que en los de las otras tasas de recirculación (día 24). Este retraso se debió a que la DA fue más lenta, como se muestra en las dinámicas de pH en LP (Fig. 7a), donde el alcance de la neutralidad a 15 y 30 %V fue hasta los días 160 y 129.

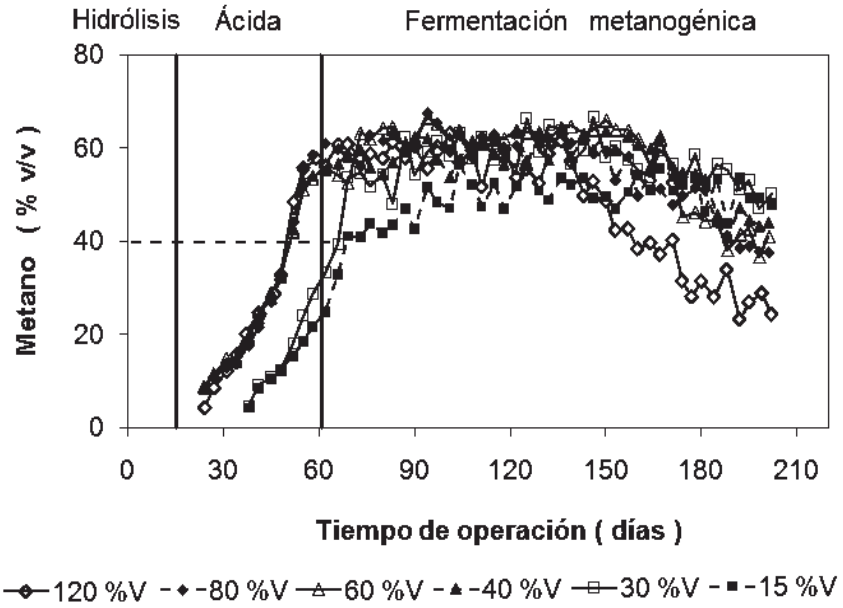


Fig. 11. Dinámica de concentración de metano en biogás

Tabla 10. Tasas de producción de metano y biogás en BLAB

	Tasas de recirculación de lixiviados diluidos (%V)					
FASE / PARÁMETRO	15	30	40	60	80	120
FASE ACIDA (días)	38 a 66	38 a 66	24 a 48	24 a 48	24 a 48	24 a 48
%v/v CH_4 / d	1.025	1.193	0.996	1.015	1.008	1.187
Biogás acumulado / d (L/kg RSUs d)	0.089	0.163	0.074	0.077	0.093	0.185
CH_4 acumulado / d (L/kg RSUs d)	0.018	0.036	0.018	0.020	0.039	0.043
FASE DE FERMENTACION METANOGENICA (días)	69 a 201	69 a 201	52 a 201	52 a 201	52 a 201	52 a 201
%v/v CH_4	49.43±3.37	58.39±3.32	58.70±3.91	60.81±4.18	58.80±3.91	44.29±9.17
CH_4 acumulado / d (L/kg RSUs d)	0.113	0.198	0.216	0.220	0.230	0.171
Biogás acumulado / d (L/kg RSUs d)	0.223	0.334	0.364	0.350	0.371	0.307
CH_4 acumulado, día 201 (L/kg RSUs)	15.26	23.21	24.77	25.17	25.41	17.07

RSUs, Residuos sólidos urbanos secos

Durante la fase acida, las producciones acumuladas de biogás (Fig. 12) y CH_4 (Fig. 13) en los BLAB a 40, 60 y 80 %V al día 52 fueron similares (Tabla 9), lo que concordó con las remociones de SVT menores del 10 % obtenidas en la matriz de residuos hasta el día 45 (Fig. 5). Mientras que las tasas estimadas de biogás acumulado por día para los BLAB a 120 %V, no tuvieron diferencias estadísticas con respecto a las otras tasas, aunque fueron mayores (Tabla 10), lo cual sugirió que la dinámica de pH en sus LP fue influenciada tanto por la DA, como por la dilución del volumen utilizado.

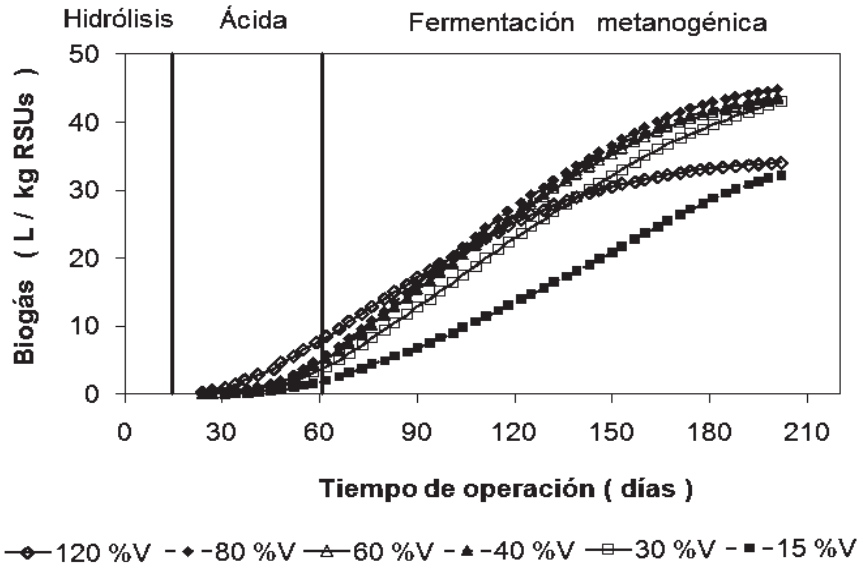


Fig. 12. Producciones acumuladas de biogás

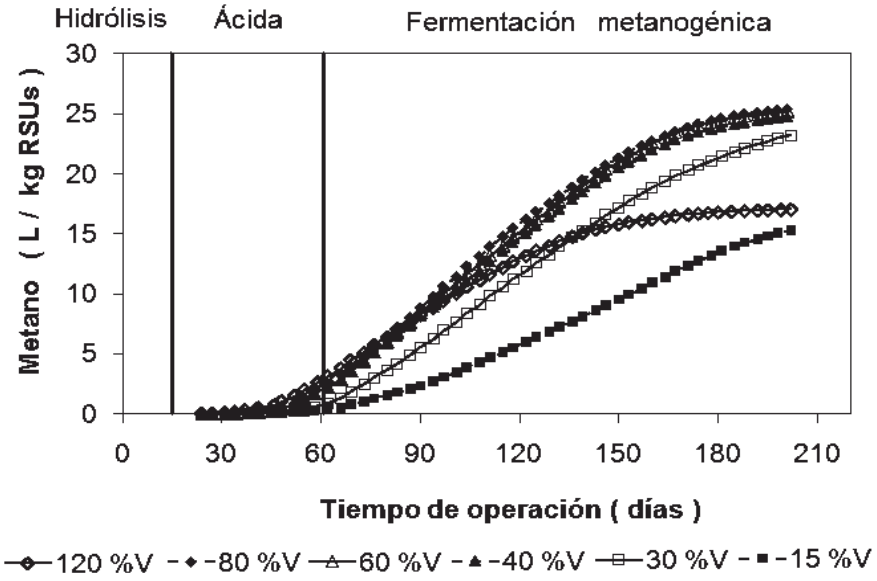


Fig. 13. Producciones acumuladas de metano

En la fase de fermentación metanogénica las menores concentraciones de CH_4 se detectaron en los BLAB a 15 y 120 %V (Fig. 11 y Tabla 10), obteniéndose en los BLAB a 120 %V un descenso en su concentración desde el día 143. De acuerdo a la prueba de Tukey HDS, la concentración de CH_4 a 15 y 120 %V fue diferente con respecto a las demás. Las velocidades de biogás (Fig. 12) y CH_4 acumulado (Fig. 13) en los BLAB a 40, 60 y 80 %V decrecieron entre los días 130 y 150, coincidiendo con el asentamiento obtenido el día 135 en la matriz de los residuos sólidos (Fig. 6), que fue cerca del doble al del día 105, lo cual sugirió que la compactación de la matriz de residuos pudo afectar negativamente la producción de biogás (Benson *et al.*, 2007; El-Fadel, 1999). Las curvas de biogás acumulado de los BLAB de 30 a 80 %V tuvieron una yuxtaposición en esta fase y, aunque la velocidad de CH_4 acumulado/d en los BLAB a 30 %V fue menor que en los de 40 a 80 %V (Tabla 10), la prueba de Tukey HDS solo encontró diferencias estadísticas con respecto a 15 y 120 %V (Tabla 9).

Con excepción de los BLAB a 120 %V, las producciones acumuladas de biogás (Fig. 12) y CH_4 (Fig. 13) en la fase metanogénica fermentativa presentaron una relación directa entre la biometanización y los niveles de recirculación (Tabla 10), lo que concuerda con lo reportado por Chugh *et al.* (1998) y Ravishankar *et al.* (2007), quienes mencionan que a mayor recirculación de lixiviados la actividad microbiana se estimula por la mejor distribución de nutrientes. El descenso en producción de biogás y CH_4 en BLAB al 120 %V entre los días 130-140 puede explicarse en etapas consecutivas, la primera sugiere que el volumen de recirculación fue excesivo y provocó la dilución y arrastre de componentes, produciendo canalizaciones y lavado (Ellis *et al.*, 2005; Hernández-Berriel *et al.*, 2010); las canalizaciones contribuyeron al asentamiento en la matriz de residuos sólidos que alcanzó 18.06 %, lo cual limitó la transferencia de masa entre las fases sólida, líquida y gaseosa y afectó negativamente la DA (Benson *et al.*, 2007; El-Fadel, 1999; Yong-Jun *et al.*, 2008).

La prueba Tukey HDS no reportó diferencias significativas entre las tasa de recirculación de 30 a 80 %V para las producciones de biogás y CH_4 acumulado (Tabla 9). Esta producción fue menor a la que reporta Sanphoti *et al.* (2006) para la recirculación de lixiviados con adición de agua suplementaria de 54.87 L/kg RSUs y, mayor a la registrada solo con recirculación de lixiviados de 17.04 L/kg RSUs, lo que indica que recircular lixiviados diluidos fue mejor, debido a que evitó la presencia de compuestos en concentraciones tóxicas (Gerardi, 2003).

Aunque la mayor producción de CH_4 acumulado se obtuvo a 80 %V, el grado de asentamiento obtenido de 15.04 % sugiere que no es apropiada esta tasa, además de que la diferencia con respecto al 60 %V es solo de 0.27 L CH_4/kg RSUs y el volumen de recirculación utilizado es 1.3 veces mayor. Haciendo una comparación de los litros de CH_4 acumulado producido al día 201 por litro de LR a 30, 40, 60 y 80 %V, resulta que se generaron respectivamente 24.59, 19.72, 13.33 y 10.12 L CH_4/L LR, conforme a ello y a que a escala campo el manejo de volúmenes grandes puede causar problemas prácticos (Benson, *et al.*, 2007; Reinhart *et al.*, 2002), el rango de recirculación recomendable para RSU con composición similar a la de Pátzcuaro es 30-40 %V.

CONCLUSIONES

La biometanización de residuos sólidos es un proceso complejo en el que la actividad microbiana depende del contenido y del flujo de la humedad, donde el movimiento de la humedad ayuda a la distribución de nutrientes y movilidad de microorganismos. La recirculación de lixiviados en un lecho de sólidos tiene por objetivo cubrir esos dos aspectos. En este sentido las conclusiones de la presente investigación fueron:

- La frecuencia de recirculación utilizada permitió mantener un contenido de humedad cercano a la capacidad de campo, con lo que los nutrientes estuvieron en fase soluble y la DA se vio beneficiada en relación directa a las tasas de 15 a 60 %V.
- Los valores de los asentamientos finales fueron consecuencia tanto de la reducción de intersticios en la matriz por el peso de los lixiviados recirculados, como por la disminución del contenido de componentes por arrastre y por la DA.
- Los asentamientos y la producción de CH_4 en los BLAB al 80 %V, sugieren que esta tasa de recirculación o superiores, no son adecuadas para la biometanización y muestran una interrelación no lineal entre la DA, el volumen de recirculación de lixiviados y la compactación de la matriz de residuos, debido a que la compactación de la matriz de residuos limita la distribución de nutrientes y afecta adversamente a la DA.
- Los lixiviados producidos lograron niveles de estabilización para nitrógeno amoniacal y demanda química de oxígeno, con excepción de los BLAB a 120 %V en este último parámetro, sin embargo, a estabilización se debió tanto a la DA como a la dilución de los LR.

- Las dinámicas de lixiviados y la velocidad de producción de CH_4 mostraron que la tasa de recirculación a 120 %V provocó primero la dilución y arrastre de componentes, produciendo canalizaciones y un efecto de lavado, lo que consecuentemente ayudó a la compactación de la matriz de residuos y limitó la DA.
- En este estudio las 6 tasas de recirculación permitieron la DA, sin embargo, considerando el alcance de la fase de fermentación metanogénica, las tasas a 30-120 %V fueron las que proporcionaron las mejores condiciones para la DA inicial y, en términos de la mayor generación de CH_4 en el biogás por litro de LR, el intervalo de 30-40 %V fue el apropiado.
- Los BLAB a las tasas a 15 y 30 %V requirieron de más tiempo para alcanzar su capacidad de campo y tuvieron una menor distribución y DA de nutrientes durante las fases ácida y metanogénica fermentativa, sin embargo, sus velocidades de generación de CH_4 acumulado y sus contenidos de C para el término del experimento sugieren que su producción podría haber sido similar a 80 %V si se hubiera continuado su operación.

Con base a los resultados obtenidos, trabajos futuros puede incluir estudios a nivel piloto a las tasas de recirculación de 15-60 %V, para proyectar de su aplicación práctica a escala campo. También sería interesante llevar a cabo experimentos con recirculaciones a tasas variables, utilizando tasas de 60, 80 y 120 %V durante las fases de hidrólisis y ácida y, tasas de 15, 30 y 40 % V en la fase de fermentación metanogénica. Finalmente, las diferencias estadísticas en los LR evidenciaron que es importante en estudios de esta naturaleza, iniciar tanto con el sistema saturado, como con lixiviados que no estén sujetos a una dilución tan drástica como la que tuvo lugar en esta investigación.

REFERENCIAS

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. United States of America United States of America.

Barlaz, M.A., Schaefer, D.M., Ham, R.K. 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., Schaefer, D.M. 1990. Methane production for municipal refuse: a review of enhancement techniques and microbial dynamics. Critical Review Environmental Control 19, 557-584.

Barlaz, M.A., Eleazer, W.E., Odle, W.S., Qian, X., 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, U.S.A. 237 pp.

Barlaz, M.A., Rooker, A.P., Kjeldsen, P., Gabr, M.A., Borden, R.C. 2002. A critical evaluation of factors required to terminate the post-closure monitoring period at solid waste landfills. Environmental Science & Technology 36 (16), 3457–64.

Benson, C.H., Barlaz, M.A., Lane, D.T., Rawe, J.M. 2007. Practice review of five bioreactor/recirculation landfills. Waste Management 27, 13-29.

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.

Berge, N.D., Reinhart, D.R., Dietz, J. Townsend, T. 2006. In situ ammonia removal in bioreactor landfill leachate. Waste Management 26, 334–343.

Boda, B. 2002. Evaluation of Stability Parameters for Landfills. MSc. Thesis. Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia, USA. (unpubhlised).

Buenrostro, O., Israde, I. 2003. La gestión de los residuos sólidos municipales en la Cuenta del Lago de Cuitzeo, México. Revista Internacional de Contaminación Ambiental 19 (4), 161-169.

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.

Chugh, S., Clarke, W., Pullammanappallil, P., Rudolph, V. 1998. Effect of recirculated leachate volume on MSW degradation. Waste Management & Research. 16, 564-573.

CICC. 2009. Programa Especial de Cambio Climático 2009-2012. Comisión Intersecretarial de Cambio Climático. Publicado en el Diario Oficial de la Federación en su edición verpertina el 28 de agosto 2009 (DOF 28/08/2009). Poder Ejecutivo Federal. (último acceso 04.06.10). <http://www.semarnat.gob.mx/queessemarnat/politica_ambiental/cambioclimatico /Pages/pecc.aspx>.

Colín-Urieta, S., García-Calderón, Ma.A., López-Albarrán, P., Rutiaga-Quiñonez, J.G. 2007. Análisis preliminar de la composición química de la madera de Cordia eleagnoides DC. 4to. Congreso Forestal, IV Simposio Internacional sobre técnicas agroforestales, III Congreso Internacional de Jóvenes Investigadores DEFORS 2007 y I Taller sobre Silvicultura Urbana y Periurbana. 7 al 11 abril 2007. La Habana, Cuba. pp. 223.

Durmusoglu, E., Corapcioglu, M.Y., Tuncay, K., 2005. Landfill settlement with decomposition and gas generation. Journal of Environmental Engineering 131, 1311–1321.

El-Fadel. M. 1999. Leachate recirculation effects on settlement and biodegradation rates in MSW landfills. Environmental Technology 20, 121-33.

Elango, D., Pulikesi, M., Baskaralingam, P., Ramamurthi, V., Sivanesan, S. 2007. Production of biogas from municipal solid waste with domestic sewage. Journal of Hazardous Materials 141 (1), 301-304.

Ellis, G.T., Park, J., Debik, E., Smith, S. 2005. Evaluation of Leachate Treatment and Recycle Options at the Boone County Landfill. Proceedings of The Twenty International

Conference on Solid Waste Technology and Management. April 3-6 2005. Philadelphia, PA, U.S.A.

Francois, V., Feuillade, G., Skhiri, N., Lagier, T., Matejka, G. 2006. Indicating the parameters of the state of degradation of municipal solid waste. Journal of Hazardous Materials 137, 1008–1015.

Francois, V., Feuillade, G., Matejka, G., Lagier, T., Skhiri, N. 2007. Leachte 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.

HACH. 1997. Sistema DQO de Hach para análisis de agua residual. Lit. No. 4257, H74 ©Hach Company. Estados Unidos de America. (último acceso 10.11.07). <http:// www.hach.com/fmmimghach?/ CODE%3AL42575109%>.

Hernández-Berriel, Ma.C., Márquez-Benavides, L., González-Pérez, D.J. Buenrostro-Delgado, O. 2008. The effect of moisture regimes on anaerobic degradation of municipal solid waste from Metepec (Mexico). Waste Management S 28, 14-20.

Hernández-Berriel, Ma. C., Mañón-Salas, C., Sánchez-Yáñez, J.M., Lugo-de la Fuente, J., Márquez-Benavides, L. 2010. Influence of recycling different leachate volumes on refuse anaerobic degradation. The Open Waste Management Journal 3, 155-166.

Hossain, M.S., Gabr, M.A., Barlaz, M.A. 2003. Relationship of Compressibility Parameters to Municipal Solid Waste Descomposition. ASCE. Journal of Geothnical and Geoenvironmental Engineering 12, 1151-1158.

Kayhanian, M. 1995. Biodegradability of the organic fraction of municipal solid waste in a high-solids anaerobic digester. Waste Management & Research 13, 123-136.

Liang, Z., Liu, J. 2008. Landfill leachate treatment with a novel process: Anaerobic ammonium oxidation (Anammox) combined with soil infiltration system. Journal of Hazardous Materials 151 (1), 202-212.

LGPGIR. 2007. Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos, General Law for Waste Prevention and Management. DOF, Diario Oficial de la Federación, Federal Official Newspaper, (in Spanish). México, D. F. Última reforma publicada DOF 19-06-2007.

Márquez-Benavides, L. 2004. Study of the effect of soil inclusion on the anaerobic degradation of municipal solid waste. PhD Thesis. Department of Bioscience. University of Strathclyde in Glasgow, United Kingdom (unpubhlised).

Mehta, R., Barlaz, M. A., M.ASCE, Yazdani, R., Augenstein, D., Bryars, M., Sinderson, L. 2002.Refuse Decomposition in the Presence and Absence of Leachate Recirculation. Journal of Environmental Engineering 3, 228-236.

Micales, J.A., Skog, K.E. 1997. The Decomposition of Forest Products in Landfills. International Biodeterioration & Biodegradation 39, 145-158.

Nguyen, P.H.L., Kuruparan, P., Visvanathan, C. 2007. Anaerobic digestion of municipal solid waste as a treatment prior to landfill. Bioresource Technology 98 (2), 380-387.

Nitayapat, N. 2003. Assessment of the toxicity of chlorophenols to the anaerobic microorganisms of landfilled refuse. PhD Thesis. Department of Bioscience. University of Strathclyde in Glasgow, United Kingdom (unpubhlised).

Pacey, J., Augenstein, D., Morck, R., Reinhart, D.R., Yazdani, R. 2000. The bioreactor landfill - an innovation in solid waste management. Solid Waste Association of North America (SWANA), USA.

Pohland, F.G., Kim, J.C. 1999. In situ" anaerobic treatment of leachate in landfill bioreactors. Water Science & Technology 40, 203-210.

Pohland, F.G., Cross, W.H., Gould, J.P., Reinhart, D.R. 1992. The Behavior and Assimilation of Organic Priority Pollulants Codisposed with Municipal Refuse. EPA Co-operation Agreement CR-812158, Vol. 1, Cincinaty OH, USA.

Ravishankar, R., Ravichandra, P., Mugeraya, G. 2007. Effect of MSW Leachate Recirculation Frecuency on Contaminants Reduction. Proceedings of The Twenty Two International Conference on Solid Waste Technology and Management. March 18-21 2007. Philadelphia, PA, U.S.A.

Reinhart, D.R., 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 Research 20, 172–186.

Šan, I., Onay, T.T. 2001. Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation. Journal of Hazardous Materials B87, 259–271.

Sanphoti, N., Towprayoon, S., Chaiprasert, P., Nopharatana, A. 2006. The effects of leachate recirculation with supplemental water addition on methane production and waste decomposition in a simulated tropical landfill. Journal of Environmental Management 81, 27-35.

SEMARNAT. 2009. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Normas mexicanas vigentes. (último acceso 02.01.09). <http://www.semarnat.gob.mx/leyesynormas/Pages/ normasmexicanas vigentes.aspx?&p=1>.

SEMARNAT 2010. Modulo de Consulta Temática, Dimension Ambienta, Residuos Sólidos Urbanos. Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales. (último acceso 21.07.10). <http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ approot/dgeia_mce/ html/mce_index.html#>.

Sponza, D.T., Ağ dağ , 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.

Sri Shalini, S., Karthikeyana, O.P., Joseph, K.. 2010. Biological stability of municipal solid waste from simulated landfills under tropical environment. Bioresource Technology 101, 845-852.

Swati, M,, Kurgan, J., Nagendran, R. 2005. Bioreactor landfill lisymeter studies on Indian urban refuse. Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. pp. 100.

Tatsi, A.A., Zouboulis, A.I. 2002. A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece). Advances in Environmental Research 6, 207-219.

Tchobanoglous, G., Theisen, H. Vigil, S. 1993. Gestión Integral de Residuos Sólidos. En: Evacuación de residuos sólidos y rechazos. McGraw-Hill-Interamericana de España, S.A. México, D.F.

Trankler, J., Visvanathan, C., Kuruparan, P., Tubtimthai, O. 2005. Influence of tropical seasonal variations on landfill leachate characteristics—Results from lysimeter studies. Waste Management 25, 1013–1020.

Valencia, R., den Hamer, D., Komboi, J., Lubberding, H.J., Gijzen, H.J. 2009. Alternative treatment for septic tank sludge: Co-digestion with municipal solid waste in bioreactor landfill simulators. Journal of Environmental Management, 90, 940-945.

Walkey, A., Black, I.A. 1982. Methods of Soil Analysis - Part 2, Chemical and Microbiological Properties. Second ed., Agronomy.

Wise, L.E., Murphy, M., D'Adieco, A. 1946. Chlorite holocellulose, its fractionation and beating on summative wood analysis and on studies on the hemicelluloses. Paper Trade Journal 122, 35-45.

Yong-Jun, H., Wei-Xiang, W., Song-Wei, W., Hua, S., Ying-Xu, Ch. 2008. Municipal solid waste decomposition under oversaturated condition in comparison with leachate recirculation. Process Biochemistry 43, 108–112.

VII. DISCUSION GENERAL

Esta investigación se enfocó al estudio de la aceleración de la DA de los RSU en biorreactores a escala laboratorio (BLAB) y piloto. El primer experimento (E1) se llevó a cabo humidificando RSU del sitio de disposición de Metepec, Edo. de México, mientras que en los experimentos segundo (E2) y tercero (E3), se utilizaron RSU del RESA de Pátzcuaro, Mich., los cuales se humidificaron inicialmente y se les recircularon sus lixiviados producidos.

Los desmontados periódicos en el E1 evidenciaron que la humificación cada 21 días, constituyó periodos muy largos en términos de la retención de humedad (ΔFaw), mientras que el E3 en el rango fino, demostró que la recirculación de 2 veces/semana mantuvo la ΔFaw en valores cercanos a la capacidad de campo. En los tres experimentos, la DA en los biorreactores control fue menor que en los sometidos a humidificación y recirculación, corroborando que la DA se vio beneficiada por la solubilización y distribución de nutrientes (Barlaz *et al.,* 1990; El-Fadel, 1999; Mehta *et al.,* 2002), sin embargo a 80 %Hbh (120 %V), el volumen utilizado fue excesivo, provocando un efecto de dilución y arrastre que produjo canalizaciones y el efecto de lavado reportado por Ellis *et al.* (2005), Pin-Jing *et al.* (2007) y Sponza & Ağ dağ (2004), lo anterior coincidió con las dinámicas de las características de sus lixiviados y el grado de asentamiento alcanzado, que consecuentemente limitó la transferencia de masa (Benson *et al.*, 2007; Yong-Jun *et al.*, 2008) y repercutió en una baja DA.

La relación directa entre el grado de asentamiento de la matriz de residuos y el volumen de lixiviado recirculado (Swati *et al.,* 2005; Reinhart & Al-Yousfi, 1996), destacó la importancia del volumen utilizado, aunque fue en el E3 de rango fino donde se identificaron los asentamientos primario y secundario reportados por Durmusoglu *et al*. (2005) y Sri Shalini *et al*. (2010). Por otro lado, la remoción similar de SVT a 40, 60 y 80 %V, mostró que su aplicación en RSU con un alto contenido de residuos de jardinería, no necesariamente redundaría en mayores DA (Barlaz *et al.,* 1997; Micales & Skog, 1997), además que una tasa alta añadiría una problemática en el sentido de generar una mayor compactación.

En los tres experimentos los mayores valores de los parámetros analizados se obtuvieron en los primeros lixiviados, como consecuencia de la dilución y arrastre de compuestos orgánicos e inorgánicos (Francois *et al*., 2007; Munansinghe, 2003) y, similarmente a lo reportado por Sponza & Ağ dağ , (2004) y Chugh *et al*. (1998), estos parámetros mostraron un efecto de

dilución por los diferentes volúmenes utilizados. Aunando a lo anterior, el seguimiento de los lixiviados recirculados en el E3 demostró que sus composiciones fueron diferentes durante las fases de hidrólisis y ácida, así como que la adición de nutrientes fue pobre en la metanogénesis fermentativa, lo que también pudo afectar la baja remoción de SVT alcanzada.

En los E2 y E3, el establecimiento de la producción de CH_4 a las tasas de 50 y 60 %Hbh (15 y 30 %V) fue 14 días después que en las otras tasas, debido a que la DA fue más lenta en la fase ácida. El que a mayor recirculación de lixiviados, la actividad microbiana se estimula por la mejor distribución de nutrientes (Chugh *et al.,* 1998; Ravishankar *et al.*, 2007; Reinhart & Al-Yousfi, 1996), fue evidente a las tasas de 15 a 80 %V, donde los lixiviados producidos se estabilizaron en orden decreciente y, las producciones acumuladas de CH_4 en la fase metanogénica fermentativa, presentaron una relación directa entre la biometanización y las tasas de recirculación. Sin embargo, con base a los volúmenes requeridos de lixiviado a recircular por litro de CH_4 producido en el E3 y, que a escala campo el manejo de volúmenes grandes puede causar problemas prácticos (Benson, *et al.*, 2007; Reinhart *et al.*, 2002), el rango de recirculación recomendable para RSU con una composición similar a la de Pátzcuaro, es de 30-40 %V.

VIII. CONCLUSIONES GENERALES

En esta investigación se estudió la degradación anaeróbica (DA) acelerada de residuos sólidos urbanos (RSU) en biorreactores, mediante la humidificación y recirculación de lixiviados. En este sentido las conclusiones generales fueron las siguientes:

- Existe un contenido de humedad que maximiza la biodegradación de los RSU, la cual es la capacidad de campo, aunque su alcance y mantenimiento depende de la frecuencia de la humidificación o de la recirculación de los lixiviados a la matriz de RSU.

- Las dinámicas de lixiviados y la velocidad de producción de metano mostraron que la humidificación y la recirculación provocaron una dilución y arrastre de componentes proporcional a las tasas utilizadas, lo cual benefició la distribución de nutrientes y la DA, sin embargo, a tasas iguales o superiores al 80 %V se tuvo indicio de canalizaciones y un efecto de lavado, lo que consecuentemente ayudó a la compactación de la matriz de residuos y limitó la DA.

- Se comprobó que existe un intervalo de volumen de lixiviado recirculado que maximiza la generación de CH_4, el cual, de acuerdo a los resultados de la segunda parte experimental fue de 60-70 %Hbh (30-60 %V) y, conforme a la tercera parte experimental fue de 30-40 %V, lo que denota que el intervalo depende de la composición química de los RSU y tiene la salvedad, que el grado de la DA puede verse limitado por el contenido de lignina.

- Debido a que las características de los lixiviados producidos pueden ser consecuencia de la dilución por el volumen de agua infiltrada o de lixiviado recirculado, que el asentamiento es efecto de la DA y de la tasa de recirculación de lixiviado y, que la producción de CH_4 depende de la distribución y DA de nutrientes, es necesario contar al menos con información de dos de las tres fases involucradas en el proceso de la DA: la matriz de residuos, el biogás y los lixiviados tanto producidos como recirculados.

- Los resultados de esta investigación muestran la factibilidad de la DA acelerada en RSU de México y del tratamiento “in situ” de los lixiviados producidos, sin embargo, su aplicación en campo requiere de estudios a escala piloto.

IX. PERPECTIVAS Y/O RECOMENDACIONES

Con base a los resultados obtenidos, se sugieren los siguientes puntos para trabajos futuros:

a) Realizar estudios a nivel piloto para las tasas de recirculación de 15-60 %V, con el fin de proyectar de su aplicación práctica a escala campo.

b) Llevar a cabo experimentos en BLAB con recirculaciones a tasas variables, utilizando durante las fases de hidrólisis y ácida tasas de 60, 80 y 120 %V y, tasas de 15, 30 y 40 %V en la fase de fermentación metanogénica.

c) Estudiar a diferentes tasas con trazadores la migración de agua y nutrientes a través de la matriz de sólidos.

d) Determinar parámetros de compresibilidad, con diferentes densidades de compactación y flujos de recirculación de lixiviados.

e) Obtener tiempos de retención hidráulica con trazadores variando el flujo de recirculación.

Conforme a los resultados finales de SVT en los residuos sólidos y, a las pruebas estadísticas que evidenciaron diferencias en las concentraciones de los lixiviados durante las fases hidrolítica y acidogénica, se recomienda lo siguiente:

a) Utilizar mezclas de RSU con menores contenidos de residuos de jardín.

b) Mantener en operación al menos durante 260 días los experimentos en BLAB y, de ser posible completar el año.

c) Iniciar saturando el sistema, para evitar que el tiempo requerido para alcanzar la capacidad de campo sea una variable adicional y, que los lixiviados a recircular estén sujetos a una dilución inicial tan drástica.

d) Mezclar en un solo depósito los lixiviados producidos de cada BLAB, independientemente de su tasa de recirculación, para que las características de los lixiviados a recircular sean homogéneas.

X. VALIDACIÓN DE HIPÓTESIS

La hipótesis de este trabajo se planteó de la siguiente forma:

" Existe un contenido de humedad y un intervalo de volumen de lixiviado recirculado, que maximiza la biodegradación de la materia orgánica contenida en los RSU y, consecuentemente la tasa de generación de metano "

Su validación se presenta enseguida:

Si existe un contenido de humedad que maximiza la biodegradación de los RSU, la cual es la capacidad de campo, aunque su alcance y mantenimiento depende de la frecuencia de la humidificación o de la recirculación de los lixiviados a la matriz de RSU.

Si existe un intervalo de volumen de lixiviado recirculado que maximiza la generación de metano, el cual, de acuerdo a los resultados de la segunda parte experimental fue de 60-70 %Hbh (30-60 %V) y, conforme a la tercera parte experimental fue de 30-40 %V, lo que denota que el intervalo depende de la composición química de los RSU y, tiene la salvedad que el grado de la DA puede verse limitado por el contenido de lignina.

XI. CUMPLIMIENTOS DE OBJETIVOS

X.1 OBJETIVO GENERAL

Determinar los efectos de diferentes niveles de humidificación y recirculación de lixiviados, sobre la biodegradación de la MO de los RSU.

✓ **CUMPLIDO**

X.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Construir un sistema de biorreactores escala laboratorio (BLAB), que permita estudiar la degradación y mineralización acelerada de RSU mediante recirculación de lixiviados.

✓ **CUMPLIDO** mediante el diseño de un prototipo y la construcción de 36 BLAB en PVC cédula 40, con sus respectivos sistemas de medición de biogás y recirculación de lixiviados.

- Estudiar el efecto de la humidificación sobre la biodegradación de RSU a dos diferentes regímenes de humedad.

✓ **CUMPLIDO** mediante el montado de 6 biorreactores a escala piloto (PIB) y 25 BLAB, los cuales fueron cargados con RSU del RESA de Metepec, Edo. de México y se les adicionó agua simulando lluvia cada 21 días, para alcanzar los contenidos de humedad de 70 y 80 % base húmeda (%Hbh).

- Estudiar el efecto de la recirculación de lixiviados sobre el establecimiento de la fase metanogénica en la biodegradación de la MO de los RSU, dentro del intervalo de regímenes de humedad de 50 a 80 %.

✓ **CUMPLIDO** mediante el montado 20 BLAB con RSU del RESA de Pátzcuaro, Mich. Se operaron 16 con recirculación de sus lixiviados 2 veces por semana, para alcanzar los regímenes de humedad de 50, 60, 70 y 80 % Hbh por cuadruplicado y 4 como controles sin recirculación.

- Determinar el intervalo de volumen de lixiviado a recircular para obtener la mayor generación de metano en la biodegradación de los RSU de Pátzcuaro, Mich.

  ✓ **CUMPLIDO** mediante el montado de dos experimentos, utilizando RSU de Pátzcuaro, Mich. En el primer experimento, denominado intervalo exploratorio, se operaron parejas de BLAB a las tasas de 15, 30, 60 y 120 porciento volumen de RSU cargados (%V) y 2 como controles. En el segundo experimento, denominado intervalo acotado, se montaron 28 BLAB y se operaron en 4 grupos: 40 %V, 60 %V, 80 %V y control. Un BLAB de cada grupo se desmontó periódicamente.

XII. BIBLIOGRAFÍA COMPLEMENTARIA

Aiello-Mazzarri, C., F.K. Agbogbo and M.T. Holtzapple. 2005. **Conversion of municipal solid waste to carboxylic acids using a mixed culture of mesophilic microorganisms.** *Elsevier. Bioresource Technology* 97 (1): 47-56.

Akesson, M. and P. Nilsson. 1998**. Material dependence of methane production rates in landfills**. *Waste Management & Research* 16 (2): 108-118.

Alexander, M. 1979. **Introducción a la microbiología del suelo**. En Cap. 9, Descomposición de la materia orgánica y Cap. 12, Descomposición de la lignina. John Wiley & Sons, Inc., USA, pp. 142-162 y 190-202.

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. Cd. de México. p. 49.

Alzate-Gaviria, L.M., A. Pérez-Hernández, V.G. Nevárez-Moorillón, N. Rinderknecht-Seijas and H.M. Poggi-Varaldo. 2003. **Comparación de dos sistemas anaerobios acoplados para la biometanización de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos**. *INTERCIENCIA* 28 (8): 436-442.

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.

Barlaz, M.A., D.M. Schaefer and R.K. Ham. 1989. **Bacterial Population Development and Chemical Characteristics of Refuse Decomposition in a Simulated Sanitary Landfill.** *Applied and Environmental Microbiology* Jan: 55-65.

Barlaz, M.A., R.K. Ham, and D.M. Schaefer 1990. **Methane production for municipal refuse: a review of enhancement techniques and microbial dynamics.** *Critical Reviews in Environmental Control* 19 (3): 557-584.

Barlaz, M.A. 1996. **Microbiology of solid waste landfills. In:** ***Microbiology of Solid Waste*****.** Palmisano, A.C. and Barlaz, M.A. (Ed) CRC Press. Boca Raton, Florida, USA., pp. 541-557.

Barlaz, M. A., W. E. Eleazer, W.S. Odle III, X. Qian, and Y.S. Wang. 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. 237 pp.

Barlaz, M.A., A.P. Rooker, P. Kjeldsen, M.A. Gabr, R.C. Borden. 2002. **A critical evaluation of factors required to terminate the post-closure monitoring period at solid waste landfills.** *Environmental Science & Technology* 36 (16): 3457–64.

Baun, A., P.L. Bjerg, N. Nyholm, A. Ledin, and T.H. Christensen. 1999. **Monitoring toxicity of organic chemical pollution in a leachate plume** (Grindsted, Denmark). *Proceedings Sardinia 99, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium.* CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. p. 235.

Benbelkacem, H., R. Bayard, A. Abdelhay, Y. Zhang, R. Gourdon. 2010. **Effect of leachate injection modes on municipal solid waste degradation in anaerobic bioreactor.** *Bioresource Technology* 101: 5206–5212.

Benson, C.H., M.A. Barlaz, D.T. Lane, J.M. Rawe. 2007. **Practice review of five bioreactor/recirculation landfills.** *Waste Management* 27: 13-29.

Bergman, I., M. Klarqvist and M. Nilsson. 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 G. Merlin. 1995. **The contribution of ammonia and alkalinity to landfill leachate toxicity to duckweed.** Elsevier Science. *The Science of the Total Environment*, 170: 71-79.

Bitton, G. 2005. **Wastewater microbiology**. 3a ed. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, USA. and Canada, pp.350-354.

Bohinski, R.C. 1986. **Bioquímica.** Sistemas Técnicos de Edición, S.A. de C.V. México. pp. 240-247.

Borglin, S.E., T.C. Hazen, C.M. Oldenburg and P.T. Zawislanski. 2004. **Comparison of Aeroic and Anaerobic Biotreatment of Municiopal Solid Waste.** *Air & Waste Management Association* 54: 815-822.

Boda B. 2002. **Evaluation of Stability Parameters for Landfills.** MSc. Thesis. Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia, USA. 1, 3 and 24. pp.

Buenrostro D. O, G. Bocco, and G. Bernache. 2001. **Urban solid waste generation and disposal in Mexico. A case study.** *Waste Management & Research* 19: 169-176.

Buenrostro-Delgado, O., S. Ojeda-Benítez and L. Márquez-Benavides. 2007. **Comparative analysis of hazardous household waste in two Mexican regions.** *Waste Management* 27 (6): 792-801.

Buenrostro-Delgado O., L. Márquez-Benavides, F. Pinette-Gaona. 2008. **Consumption patterns and household hazardous solid waste generation in an urban settlement in México.** *Waste Management* S28: 2–6.

Cahuich-Poot, N.R., M.R. Sauri-Riancho, E.R. Castillo-Borges y R.I. Méndez-Novelo. 2005 **Monitoreo de emisiones de metano y bióxido de carbono en un relleno sanitario.** 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. p. 145.

Calace, N., A. Massimiani, B.M. Petronio, and M. Pietroletti. 2001. **Municipal landfill leachate-soil interactions: a kinetic approach.** *Chemosphere* 44: 1025-1031.

Carrillo, L. 2003. **Microbiología Agrícola, Cap. 3 Actividad microbiana**. Universidad Nacional de Salta. Argentina. pp. 1-28.

Chen, Y.M., T.L.T., Zhan, H.Y. Wei, H. Ke. 2009. **Aging and compressibility of municipal solid wastes.** *Waste Management* 29: 86–95.

Chugh, S., W. Clarke, P. Pullammanappallil and V. Rudolph 1998. **Effect of recirculated leachate volume on MSW degradation.** *Waste Management & Research* 16: 564-573.

Christensen, T.H. and P. Kjeldsen. 1989. **Basic biochemical processes in landfills. Chapter 2.1 in Landfilling of Waste.** Christensen, T.H., Cossu, R., and Stegmann, R. Published by E&FN Spon, and imprint og Chapman & Hall. 1st, Ed., pp. 44-46.

Conde, C. 2007. **México y el cambio climático. Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales y Universidad Nacional Autónoma de México**. 1ª ed. México.

Cortinas de N. C. 2001. **Hacia un México sin basura, bases e implicaciones de las legislaciones sobre residuos.** Talleres Gráficos de la Cámara de Diputados. México.

Cortinas de N. C. 2005. **Residuos peligrosos y no peligrosos y su perspectiva en México.** http://www.prespyn.uanl.mx/especiales/2005/ee-12-2005/documentos/conferencias/01.pdf (Accesada en septiembre de 2005).

Crowe, M., K. Nolan, C. Collins, G. Carty, B. Donlon and M. Kristoffersen. 2002. **Biodegradable Municipal Waste Management. In: Europe: Strategies and instruments, European Topic Centre on Waste.** Topic Report, European Environment Agency. pp. 16-20.

Colín-Urieta S., Ma.A. García-Calderón, P. López-Albarrán, J.G. Rutiaga-Quiñonez. 2007. Análisis preliminar de la composición química de la madera de *Cordia eleagnoides* DC. 4to. Congreso Forestal, IV Simposio Internacional sobre técnicas agroforestales, III Congreso Internacional de Jóvenes Investigadores DEFORS 2007 y I Taller sobre Silvicultura Urbana y Periurbana. La Habana, Cuba. p. 223.

Czepiel P.M., J.H. Shorter, B. Mosher, E. Allwine, J.B. McManus, R.C.C. Harriss, E. Kolb, E. and B.K. Lamb. 2003. **The infuence of atmospheric pressure on landfill methane emissions.** *Waste Management* 23: 593–598.

Davis, L.M., y S.J. Masten. 2005. **Ingeniería y Ciencias Ambientales.** En: Ingeniería de Residuos Sólidos. Ed. Mc. Graw Hill. México. pp. 518-547

Decottignies, V., Galtier, L., Lefebvre, X., Villerio, T., 2005. Comparison of analytical methods to determine the stability of municipal solid waste and related wastes. In: Proceeding Sardinia, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium. Italy.

Del Val A. 1996. **"Tratamiento de los residuos sólidos urbanos".** Textos sobre Sostenibilidad. Marzo. Escuela Técnica Superior de Arquitectura de Madrid. Universidad Politécnica de Madrid. Ministerio de Vivienda. Departamento de Urbanística y Ordenación del Territorio, Madrid, España. http://www.habitat.aq.upm.es/select-sost/ (Accesada en agosto de 2007).

Demirekler E.Y., K. Ünlü, R.R. Ferry. 2004. **Modelling leachate quality and quantity in municipal solid waste landfills**. *Waste Manage Research* 22(2):78–92.

Durmusoglu, E., M.Y. Corapcioglu, K. Tuncay, 2005. **Landfill settlement with decomposition and gas generation.** *Journal of Environmental Engineering* 131: 1311–1321.

El-Fadel. M. 1999. **Leachate recirculation effects on settlement and biodegradation rates in MSW landfills.** *Environmental Technology* 20: 121-33.

Ellis G.T., J. Park, E. Debik and S. Smith. 2005. **Evaluation of Leachate Treatment and Recycle Options at the Boone County Landfill.** Proceedings of The Twenty International Conference on Solid Waste Technology and Management. Philadelphia, PA U.S.A, p. 989.

Escobarí, Jorge. 2003. **Problemática Ambiental en Bolivia.** Unidad de Análisis de Políticas Sociales y Económicas (UDAPE). La Paz, Bolivia. http://www.udape. gov.bo/revista/MEDAMB.pdf (Accesada en diciembre de 2003).

Fielding, E.R., D.B. Archer, E.C. Demacario and A.J.L. Macario. 1988**. Isolation and characterization of methanogenic bacteria from landfills.** *Environmetal Microbiology* 54: 835-836.

FIDA. 2006. **Biometanización.** Madrid, España. http://www.fida.es:8001/fida/VisNot?id= c2e6b78ac468ecc5d3470f6a065cc2b (Accesada en Diciembre de 2006)

Foth & Van Dike. 2004. **Update Research Report on Bioreactor Landfills, Landfill Leachate Recirculation and Landfills with Methane Recovery**. Foth & Van Dike and Associaties, Inc. September 2004. Eagan, Minnesota, USA.

Francois, V., G. Feuillade, G. Matejka, T. Lagier and N. Skhiri. 2007. **Leachte recirculation effects on waste degradation: Study on columns.** *Waste Management and Research* 27(9): 1259-1272.

Francois, V., Feuillade, G., Skhiri, N., Lagier, T., Matejka, G. 2006. **Indicating the parameters of the state of degradation of municipal solid waste.** *Journal of Hazardous Materials* 137: 1008–1015.

García, J. L., B. K. C. Patel and B. Ollivier. 2000. **Taxonomic phylogenetic and ecological diversity of methanogenic Archaea**. *Anaerobe* 6: 205-226.

Gerardi, M.H. (2003). **The Microbiology of Anaerobic Digester.** Wiley-Interscience. USA. 84 pp.

GDF (Gobierno del Distrito Federal). 2006. **Residuos Sólidos. Distrito Federal, México**. http://www.sma.df.gob.mx/educacion/04saber/residuos.htm (Acesada en diciembre, 2006).

Griffth, M., Trois, C., 2006. **Long-term emissions from mechanically biologically treated waste: Influence on leachate quality**. *Water SA* 32 (3): 307–313.

GTZ. 2006. **Apoyo a la Gestión de Residuos Sólidos Municipales en el Estado de México**. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (Agencia de Cooperación Técnica Alemana). Cooperación técnica entre Alemania y México**.** http//www.gtz.org.mx/segem (Accesada en noviembre, 2006).

HACH. 1997. Sistema DQO de Hach para análisis de agua residual. Lit. No. 4257, H74 ©Hach Company. Estados Unidos de America. http://www.hach.com/fmmimghach?/ CODE%3AL42575109% (Accesada en noviembre, 2007).

Hernández-Berriel, Ma.C., L. Márquez-Benavides, D.J. González-Pérez and O., Buenrostro-Delgado. 2008. **The effect of moisture regimes on anaerobic degradation of municipal solid waste from Metepec (Mexico).** *Waste Management* S28**:** 14-20.

Hossain, M.S., M.A. Gabr and M.A. Barlaz. 2003. **Relationship of compressibility parameters to municipal solid waste descomposition.** ASCE. *Journal of Geothnical and Geoenvironmental Engineering.* 12: 1151-1158.

INE 2005. (Instituto Nacional de Ecología). **Generación y Composición de los RSM.** http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/libros/128/cap3.html?id_pub=128 (Accesada en diciembre, 2005).

INEGI (Instituto Nacional de Estadística y Geografía). 2006. **Estadísticas por tema.** http://www.inegi.gob.mx/est/contenidos/espanol/rutinas/ept.asp?t=mamb57&c=5912 (Accesada en octubre de 2006).

Jokela, J.P.Y., R.H. Kettunen and J.A. Rintala. 2002. **Methane and leachate pollutant emission potential from various fractions of municipal solid waste (MSW): Effects of source separation and aerobic treatment.** *Waste Management & Research* 20: 424–433.

Kalyuzhnyi, S., Gladchenko. M. and A. Epov. 2003. **Combined anaerobic-aerobic treatment of landfill leachates under mesophilic, submesophilic and psychrophilic conditions**. *Water Sciencie and Technology* 48 (6): 311-318.

Kjeldsen P., M.A. Barlaz, A.P. Rooker, A. Baun, A. Ledin and T.H. Christensen. 2002. **Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review**. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 32 (4): 297–336.

Klink R.E. and R. K. Ham. 1982. **Effects of moisture movement on methane production in solid waste landfill samples.** *Resourse Recovery and Conservation* 8: 29-41.

Laia, T.E., A. Nopharatanaa, P.C. Pullammanappallil and P.W. Clarke. 2001. **Cellulolytic activity in leachate during leach-bed anaerobic digestion of municipal solid waste.** *Bioresource Technology* 80 (3): 205-210.

Ladapo, J.A. and M.A. Barlaz. 1997. **Isolation and characterization of refuse methanogens.** *Journal of Applied Microbiology* 82:751-758.

LGPGIR. 2007. **Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos.** DOF, Diario Oficial de la Federación. Última reforma publicada DOF 19-06-2007. México, D.F.

Ljungdahl, L.G., M.W. Adams, L.L. Barton, J.G. Ferry and M.K. Jonson. 2003. **Biochemistry and Physiology of Anaerobic Bacteria**. In: Chapter 11, One-Carbon metabolism in methanogenic anaerobes. Springer-Verlag New Cork, Inc. USA, pp.143-154.

Madigan, M.T., J.M. Martinko y J. Parker. 2004. Brock, **Biología de los microorganismos**. Décima edición. Pearson Educación, S.A. Madrid, España. pp. 448-451, 568-579 y 646-650.

Márquez-Benavides, L. 2004 **"Study of the Effect of Soil Inclusion on the Anaerobic Degradation of Municipal Solid Waste".** *PhD Thesis.* Department of Bioscience. University of Strathclyde in Glasgow, United Kingdom. 66 and 69 pp.

Márquez-Benavides, L. and I. Watson-Craik. 2003. **Effect of intermediate soil cover on municipal solid waste decomposition.** *Water Science Technology* 48 (4): 245-248.

Mehta, R., M.A. Barlaz, M.ASCE, R. Yazdani, D. Augenstein, M. Bryars, L. Sinderson. 2002. **Refuse Decomposition in the Presence and Absence of Leachate Recirculation**. *Journal of Environmental Engineering* 3: 228-236.

Méndez-Novelo, R.E. Cachón-Sandoval, R.Ma. Sauri-Riacho y E.R. Castillo-Borges. 2002. **Influencia del material de cobertura en la composición de lixiviados de un relleno sanitario**. *Ingeniería* 6 (2): 7-12.

Micales, J.A., Skog, K.E. 1997. **The decomposition of forest products in landfills.** *International Biodeterioration & Biodegradation* 39: 145-158.

Montgomery D. 2003. **Diseño y análisis de experimentos**. Editorial Limusa S.A. de C.V. Grupo Noriega Editores. España. pp 154-192.

Munasinghe, R. 2003. **"Effect hydraulic retention time on landfill leachate and gas characteristics".** PhD Thesis**.** The Faculty of Graduates Studies Civil Engineering in the University of Brithis Columbia. Canada. 62 pp.

Nitayapat, N. 2003. **Assessment of the toxicity of chlorophenols to the anaerobic microorganisms of landfilled refuse.** PhD Thesis. Department of Bioscience. University of Strathclyde in Glasgow, United Kingdom. 162 pp.

O´Flaherty, V.S. Colohan, D. Mulkerrins and E. Colleran. 1999. **Effect of sulphate addition on volatile fatty acid and ethanol degradation in an anaerobic hybrid reactor. II: Microbial interactions and toxic effects.** *Bioresource Technology* 68 (2):109-120.

Orozco-Barrenetxea C.A. Pérez-Serrano, Ma.N. González-Delgado, Fco.J. Rodríguez-Vidal y J.M. Alfayate- Blanco. 2003. **Contaminación Ambiental.** Ed. Thomson. Madrid, España. pp. 512-520.

Pacey, J., D. Augenstein, R. Morck, D. Reinhart, and R. Yazdani. 1999. **Bioreactive landfill.** *Municipal Solid Waste Management*, Sept/Oct: 53-60.

Pin-Jing H., Q. Xian, S. Li-Ming, L. Guo-Jian, L. Duu-Jong. 2007. **Leachate pretreatment for enhancing organic matter conversion in landfill bioreactor.** *Journal of Hazardous Materials* 142: 288–296.

Pohland, F.G. and J.C. Kim. 1999. **"In situ" anaerobic treatment lf leachate in landfill bioreactors.** *Water Science & Technology* 40 (8): 203-210.

Pourcher, A.M., L. Sutra, I. Hebe, G. Moguedet, C. Bollet, P. Simoneau and L. Gardan. 2001. **Enumeration and characterization of cellulolytic bacteria from refuse of a landfill**. *FEMS Microbiology Ecology* 34: 229-241.

Qian, X., and M.A. Barlaz. 1996. **Enumeration of anaerobic refuse decomposing microorganisms on refuse constituents.** *Waste Management and Research* 14 (2):151-161.

Querio, A.J. and C.M. Lundell, 1992. **Geosynthetic use as daily cover**. *Geotextiles and Geomembranes,* 11:621-627.

Rajasekaran, P., R. Murugesan and A. Palanisamy. (1986). **Influence of temperature on microbial numbers and biogas production of some anaerobically digested waste**. *Agricultural Wastes* 17(2):83-89.

Rase, H. F. y M. H. Barrow. 1988. **Ingeniería de los proyectos para plantas de proceso**. Editorial CECSA, D.F. México. pp 216-218.

Ravishankar R., P. Ravichandra and G. Mugeraya. 2007. **Effect of MSW Leachate Recirculation Frecuency on Contaminants Reduction.** Proceedings of The Twenty Two International Conference on Solid Waste Technology and Management. Philadelphia, PA U.S.A. p. 258.

Reinhart, D.R. 1996. **Full-Scale experiences with leachate recirculating landfills: Case Studies.** *Waste Management & Research* 14: 347–365.

Reinhart, D.R and A.B. Al-Yousfi. 1996. **The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics**. *Waste Management and Research*. 14: 337-346.

Reinhart D.R., P.T. McCreanor and T.G. Townsend. 2002. **The bioreactor landfill: Its status and future**. *Waste Manage Research* 20: 172–186.

Rodríguez-Salinas, M. A. y M. Domínguez-Mares. 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., Cd. de México.

Romero-Vertti, E. M., P. Lina-Manjarrez y E. Rendón. Hernández. 2008. **El suelo de conservación en el contexto de la expansión urbana en el Distrito Federal.** *Memorias del XVI Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales*. FEMISCA, A.C., Cd. de México.

Šan, I. and T.T. Onay, 2001. **Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation**. *Journal of Hazardous Materials* B87: 259–271.

Sanphoti N., S. Towprayoon, P. Chaiprasert, A. Nopharatana. 2006. **The effects of leachate recirculation with supplemental water addition on methane production and waste decomposition in a simulated tropical landfill.** *Journal of Environmental Management*, 81 (1): 27-35.

SEDESOL (Secretaría de Desarrollo Social). 2006. **Situación actual en el Manejo de Residuos Sólidos Urbanos en México.** http://www.sedesol.gob.mx/subsecretarias/desarrollourbano/sancho/documentos/Alcances/Residuos_Solidos_Urbanos.pdf (Accesado en octubre de 2006)

SEGEM y GTZ. 2002. **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.

SEGEM y GTZ. 2003. **Guía para el desarrollo, presentación y evaluación de proyectos ejecutivos para rellenos sanitarios.** Secretaría de Ecología del Gobierno del Estado de México y Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (Agencia de Cooperación Técnica Alemana). México.

SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2006**. La gestión ambiental en México.** México, D. F. pp. 817-968.

SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2008. Normas mexicanas vigentes. http://www.semarnat.gob.mx/leyesynormas/Pages/normasmexicanas vigentes.aspx (Accesada en agosto de 20008).

SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2010. **Modulo de Consulta Temática, Dimension Ambienta, Residuos Sólidos Urbanos.** Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales. http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ approot/dgeia_mce/ html/mce_index.html# (Accesada en julio de 2010).

SEMARNAT y GTZ. 2004. **Guía de cumplimiento de la NOM-083-SEMARNAT-2003**. Primera edición: Diciembre de 2004. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales y Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (Agencia de Cooperación Técnica Alemana). México.

SEMARNAT y GTZ. 2006. **Una propuesta para la gestión ambiental municipal de los residuos sólidos. El Sistema Integral de Gestión Ambiental Municipal (SIGAM).** Primera edición 2006. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales y Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (Agencia de Cooperación Técnica Alemana). México, D.F.

Shearer B. 2001. **Enhanced Biodegradation in Landfills. Thesis for the degree of Master of Science in Environmental Engineering**. The Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University. USA.

Sinan B. M., A. Demir and B. Ozkaya. 2007. **Influence of leachate recirculation on aerobic and anaerobic decomposition of solid wastes**. *Journal of hazardous materials* 143 (2): 177-183.

Sponza D.T., and A˘gda˘g 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.

Sri Shalini, S., O.P. Karthikeyana, K. Joseph. 2010. **Biological stability of municipal solid waste from simulated landfills under tropical environment.** *Bioresource Technology* 101: 845-852.

SUMA, 2008. (Secretaría de Urbanismo y Medio Ambiente). **Programa Estatal para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos en Michoacán de Ocampo**.://www.suma.michoacan.gob.mx/pdf/residuos.pdf (Accesado en Diciembre de 2008) http

Swati M, J. Kurgan and R. Nagendran. 2005. **Bioreactor landfill lisymeter studies on on Indian urban refuse.** Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.

Tatsi, A.A. and A.I. Zouboulis, 2002. **A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece).** *Advances in Environmental Research* 6: 207-219.

Tchobanoglous, G., H. Theisen and S. Vigil. 1993a. **Gestión Integral de Residuos Sólidos. En: *Evolución de la gestión de residuos sólidos*.** McGraw-Hill-INTERAMERICANA DE ESPAÑA, S.A. México, D.F. Vol. I, pp. 279-366.

Tchobanoglous, G., H. Theisen and S. Vigil. 1993b. **Gestión Integral de Residuos Sólidos. En: *Evacuación de residuos sólidos y rechazos*.** McGraw-Hill-INTERAMERICANA DE ESPAÑA, S.A. México, D.F. Vol. I, pp. 433-484.

Trankler, J., C. Visvanathan, P. Kuruparan, O. Tubtimthai. 2005. **Influence of tropical seasonal variations on landfill leachate characteristics—Results from lysimeter studies.** *Waste Management* 25: 1013–1020.

Valencia-Vázquez, 2008. **"Enhanced Stabilisation of Municipal Solid Waste in Bioreactor Landfills".** *PhD Thesis.* Wageningen University and UNESCO-IHE Institute for Water Education. 12 pp.

Vázquez-Mújica, P. Ma. y R. A. González-Herrera. 2006. **Hidrogeoquímica de la zona del exbasurero de la ciudad de Mérida, Yucatán**. Memorias del XV Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales. EXPO Guadalajara, Jal.

Wang, Y.S., C.S. Byrd, M.A. Barlaz. 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.

Westlake, K. 1995. **Landfill waste pollution and control. Chapter 3, Biological, chemical, and physical processes within landfill.** Albion Publishing Limited. pp. 45-64.

Wilshusen, J.H., J.P.A. Hettiaratchi and V.B. Stein. 2004. **Long-term behavior of passively aerated compost methanotrophic biofilter columns.** Waste Management 24 (7): 643-653.

Wise, L.E., M. Murphy and A. D'Adieco. 1946. **Chlorite holocellulose, its fractionation and beating on summative wood analysis and on studies on the hemicelluloses.** *Paper Trade Journal* 122: 35-45.

Wrefor, K.A., J.W. Atwater and L.M. Lavkulich. 2000. **The effects of moisture imputs on landfill gas production and composition and leachate characteristics at the Vancouver Landfill Site at Burns Bog.** *Waste Management & Research* 18:386-392.

Yong-Jun, H., W. Wei-Xiang, W. Song-Wei, S. Hua, Ch. Ying-Xu. 2008. **Municipal solid waste decomposition under oversaturated condition in comparison with leachate recirculation.** *Process Biochemistry* 43: 108–112.

Zach, A., E. Binner and M. Latif. 2000. **Improvement of municipal solid waste quality for landfilling by means of mechanical-biological pretreatment.** *Waste Management & Research* 18: 25-32.

Zeiss, C. and W. Major. 1993. **Moisture flow through municipal solid waste: patterns and chatacteristics.** *Journal Environmental Systems* 22: 211-231.

ANEXOS

ANEXO I

DISEÑO Y CONSTRUCCIÓN DE BIORREACTORES ESCALA LABORATORIO (BLAB)

I.1 CALCULOS PARA EL DISEÑO DEL PROTOTIPO "BLAB"

Esta fase se realizó debido a la necesidad de contar con un modelo a escala para simular la operación de una celda del RESA bajo condiciones más controladas y, a menores costos que a escala campo. Para el diseño del biorreactor a escala laboratorio (BLAB) prototipo, se hicieron las siguientes consideraciones:

- Altura promedio de RSU compactados por día en la celda: 1.0 m
- Altura promedio de material de cobertura compactado por día: 0.15 m
- Densidad de compactación: 600 kg/m^3
- Escalamiento regresivo de la capa superior de la celda mediante similitud geométrica: 6:1
- Elemento diferencial de la capa superior de la celda: cilindro
- Parámetro adimensional altura-diámetro: h/D=3.3

Tomando como base la altura total de la capa superior de la celda del RESA de Pátzcuaro, Mich., el escalamiento regresivo 6:1 dio como resultado la primera aproximación a la altura del prototipo:

Altura 1 del prototipo = 115 cm / 6 = 19.17 cm

Para un elemento diferencial cilíndrico de la capa superior de la celda (Fig. I.1) y un parámetro adimensional h/D de 3.3 (Rase & Barrow, 1988), el diámetro del prototipo 1 es:

Diámetro 1 del prototipo = 19.17 cm / 3.3 = 5.81 cm

Para el prototipo se seleccionó tubo de PVC de 2" cédula 40 (C-40), debido a las características de corrosividad de los lixiviados de los RSU y por ser económico. Este tubo tiene un diámetro interno de 5.4 cm (Diámetro 2 del prototipo), con el que despejando ahora la altura de la relación h/D=3.3, resulta:

Altura 2 del prototipo = 3.3 * 5.4 = 17.82 cm

Fig. I.1 Elemento diferencial de la capa superior de la celda de disposición de RSU.

Esta altura del prototipo 2 se ajustó por razones prácticas de corte a 18 cm, lo que dio una relación real h/D = 3.33 y un escalamiento regresivo real de 6.39. La Fig. I.2 muestra las dimensiones del cuerpo y esquemáticamente como se compactarían dentro de este los RSU y el suelo. El volumen interno real del cuerpo es 412.2 ml.

Dentro de los requerimientos del prototipo, se planteó la necesidad de almacenar temporalmente el biogás (Domo) y los lixiviados generados (Fondo). Debido a costos, para estos compartimentos se decidió utilizar tapas para cementar en PVC de 2" C-40. La Fig. I.3 muestra las dimensiones de una tapa.

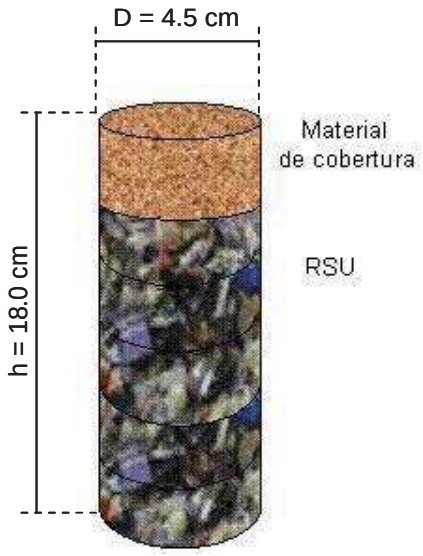
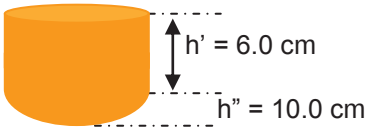


Fig. I.2 Dimensiones del cuerpo de BLAB prototipo



Volumen interior = 137.4 ml

Fig. I.3 Dimensiones de tapas para domo y fondo de BLAB prototipo

I.2 CONSTRUCCIÓN DE PROTOTIPOS

Debido a las características corrosivas de los lixiviados y del biogás, así como a costos, los materiales seleccionados para la construcción del prototipo fueron: PVC C-40, látex, acero inoxidable, latón y neopreno. En la Tabla I.1 se presenta la lista de materiales utilizados.

Tabla I.1 Materiales para 20 BLAB con 4 bridas

CANTI-DAD	MATERIAL	UNIDAD	PREC UNIT.	SUB-TOTAL	I.V.A.	IMPORTE
80	Brida acero inoxidable 10 cm DE, 6 cm DI, 6 barrenos 1/4"	Pza	310.00	24800.00	3720.00	28520.00
8	Tubo PVC 2" C-40	m	33.25	266.00	39.90	305.90
80	Tapa cementar 2" PVC C-40	Pza	9.50	760.00	114.00	874.00
2	Tubo PVC 1/2" hidráulico	m	5.60	11.20	1.68	12.88
240	Tornillo hexagonal de 1/4*2"	Pza	0.75	180.00	27.00	207.00
240	Tuerca hexagonal 1/4"	Pza	0.30	72.00	10.80	82.80
240	Arandela plana 1/4"	Pza	0.20	48.00	7.20	55.20
13	Hule neopreno negro 3/16" (kg) NEOP 3/16	kg	52.17	678.21	101.73	779.94
40	Conexión latón 30182-8-8B PARKER (pieza)	Pza	51.73	2069.20	310.38	2379.58
2	Hule neopreno negro 1/8" (kg) NEOP 1/8	kg	58.97	117.94	17.69	135.63
7	Tubo látex COD: 2020	m	25.00	175.00	26.25	201.25
2	Manguera 1/2"	m	15.80	31.60	4.74	36.34
20	Abrazadera sinfín 3/4"	Pza	7.00	140.00	21.00	161.00
20	Conector espiga de 3/4" plástico	Pza	10.50	210.00	31.50	241.50
4	Aislante armaflex	placa	960.27	3841.08	576.16	4417.24
40	Abrazadera sinfín 1/4"	Pza	5.50	220.00	33.00	253.00
5	Lata cemento de 118.3 g VCEM1183	Pza	29.00	145.00	21.75	166.75
2	Cinta de aislar	Pza	35.00	70.00	10.50	80.50
					Total	$38,910.51

Para la construcción del prototipo BLAB, también se tomaron en cuenta los siguientes requerimientos:

a) Hermeticidad, ya que la biodegradación requiere ser anaeróbica.

b) Facilidad de carga y descarga de RSU.

c) Puntos de muestreo y de medición para biogás y lixiviados.

d) Sistema para medir biogás

e) Humidificación y recircular lixiviados.

Para que la unión del domo y fondo al cuerpo garantizara una operación anaeróbica del prototipo, se mandaron construir 4 bridas en acero inoxidable con seis barrenos de 6.7 mm de diámetro a un ángulo de 60º. A continuación se describe la elaboración de cada una de las partes del prototipo:

- Domo. Se utilizó una tapa de PVC C-40 de 2" diámetro nominal, a la cual se le hicieron dos barrenos de ¼", uno central y otro a un cuarto del diámetro de la tapa. En estos barrenos se colocaron conectores pasa muros de bronce de 6 mm con empaques de neopreno de 1/8" de espesor, a los que se les fijó manguera de látex (COD: 2020). El conector central (Conector A) se considero para adicionar agua o lixiviados y el conector a un cuarto del diámetro de la tapa (Conector B) para el muestreo del biogás. A esta tapa se le pegó un tramo de 6 cm de tubo (PVC C-40 de 2"), se le ensambló una brida y se le pegó un arillo también de PVC, para que la brida tuviera un tope y pudiera fijar el domo al cuerpo (Fig. I.4).

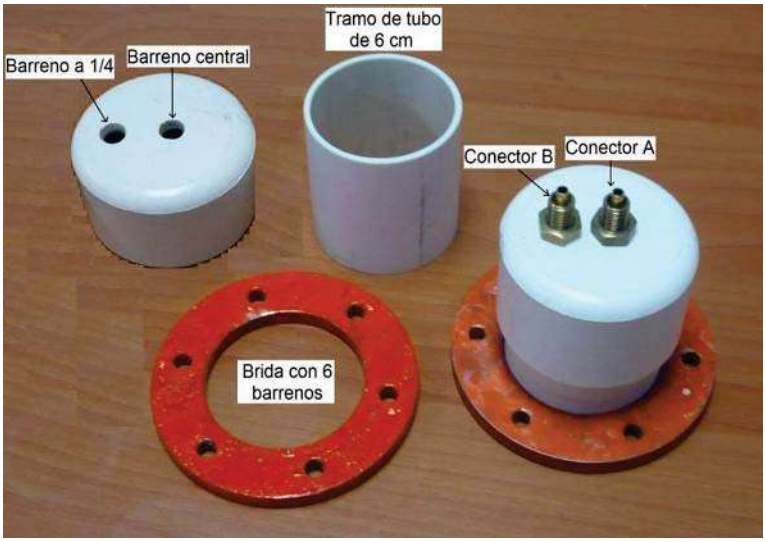


Fig. I.4 Partes de domo del BLAB de 4 bridas

- Cuerpo. Se construyó con un tramo de 18 cm de tubería de PVC C-40 de 2" diámetro nominal. Se le ensamblaron dos bridas al tubo y en los extremos de éste se pegó un aro

también de PVC, para que las bridas tuvieran un tope y pudieran empatarse con las bridas del domo y del fondo (Fig. I.5).

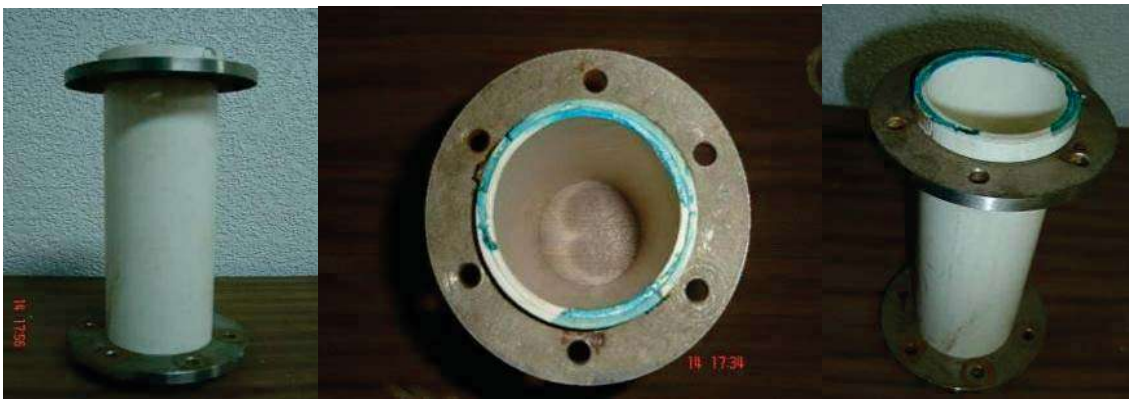


Fig. I.5 Cuerpo del BLAB prototipo

- Fondo. Se utilizó una tapa de PVC C-40 de 2“ diámetro nominal con un barreno central de ½ pulgada, donde se pegó un tramo de tubo del mismo material de ½”, al cual se le adaptó con 5 cm de manguera tramada un conector espiga para el drenado de lixiviados. También se le pegó un tramo de 6 cm de tubo (PVC C-40 de 2“), se le ensambló una brida y se le pegó un aro (PVC C-40 de 2“), para que la brida tuviera un tope y pudiera empatarse con la brida del cuerpo (Fig. I.6).

Fig. I.6 Fondo del BLAB prototipo

- Distribuidores. Se elaboraron de polietileno de alta densidad, con el propósito de mantener los RSU dentro del cuerpo a la densidad de compactación establecida. El distribuidor para fondo-cuerpo tienen un diámetro externo de 7.2 cm y barrenos de 1/16" para permitir el drenado del lixiviado. El distribuidor del cuerpo-domo tienen como función repartir el líquido uniformemente sobre la superficie de los RSU, para ello cuentan con barrenos de 1/8" en una distribución triangular y separación (pitch) de ¼ entre cada barreno. En la Fig. I.7 se muestran dos de éstos, así como empaques de neopreno de 1/8" de espesor (diámetros interno y externo de 5.4 y 7.2 cm) y uno de los tornillos (con tuerca y arandela) de ¼" y 6 cm de largo en acero al carbón (debido a costos). Los empaques y tornillos se utilizaron para unir herméticamente el domo y el fondo con el cuerpo.

Fig. I.7 Distribuidores y empaques para el BLAB prototipo

Como una mejora al prototipo con bridas de acero y pintadas con anticorrosivo, se mandaron fabricar en bridas en Nylamid, ya que además de ser un material resistente a la corrosión, es más ligero y de menor costo que el acero inoxidable.

Otra mejora fue que se hizo en el fondo un barreno central con cuerda, para colocar un conector de ¾" a espiga en cobre (debido a costos), con lo que se evitó el pegado de tubo de PCV C-40 de ½" y la adaptación con 5 cm de manguera tramada a un conector de espiga. La Fig. I.8 presenta las partes de un BLAB con 3 bridas en Nylamid. En la Tabla I.2 se presenta la lista de materiales utilizados para la construcción de este BLAB.

En total se construyeron 20 BLAB con 4 y 8 BLAB con 3 bridas. El costo de un BLAB con 4 bridas fue de $1,945.53 (Tabla I.1) y el de un BLAB con 3 bridas fue de $1,082.08 (Tabla I.2), la diferencia entre ambos tipos de BLAB se debió principalmente a las bridas de acero inoxidable.

a) b) c)

Fig. I.8 Prototipo de BLAB con 3 bridas de Nylamid: a) domo, b) cuerpo y c) fondo.

Tabla I.2 Materiales para 8 BLAB con 3 bridas

CANTI-DAD	MATERIAL	UNIDAD	PREC. UNIT.	SUB-TOTAL	I.V.A.	IMPORTE
24	Bridas Nylamid 3/8", 10 cm DE, 6cm DI, 6 barrenos 1/4"	Pza	212.00	5088.00	763.20	5851.20
4	Tubo PVC 2" C-40	m	33.25	133.00	19.95	152.95
16	Tapa cementar 2" PVC C-40	Pza	9.50	152.00	22.80	174.80
16	Varillas roscadas 1/4" (pieza)	Pza	5.60	89.60	13.44	103.04
144	Tuerca hexagonal 1/4"	Pza	0.30	43.20	6.48	49.68
144	Arandela plana 1/4"	Pza	0.20	28.80	4.32	33.12
7.5	Hule neopreno negro 3/16" (kg) NEOP 3/16	kg	52.17	391.28	58.69	449.97
16	Conexión latón 30182-8-8B PARKER (pieza)	Pza	51.73	827.68	124.15	951.83
0.8	Hule neopreno negro 1/8" (kg) NEOP 1/8	kg	58.97	47.18	7.08	54.25
3	Tubo látex COD: 2020	m	25.00	75.00	11.25	86.25
5	Manguera azul de poliuretano 1/4" (m)	m	20.00	100.00	15.00	115.00
8	Conexión latón 30182-8-6B PARKER (pieza)	Pza	44.35	354.80	53.22	408.02
50	Cinchos plástico 1/8"	Pza	1.50	75.00	11.25	86.25
3	Lata cemento de 118.3 g VCEM1183	Pza	29.00	87.00	13.05	100.05
1	Cinta teflón	Pza	35.00	35.00	5.25	40.25
					Total	$8,656.66

ANEXO II

ENSAMBLADO Y MONTADO DE BIORREACTORES A ESCALA LABORATORIO (BLAB)

II.1 ENSAMBLADO DE BLAB

Se detalla por separado el ensamblado de un BLAB con 4 bridas y el ensamblado de uno de 3 bridas, debido a las diferencias en sus partes. En la Tabla II.1 se listan los materiales requeridos para el ensamblado de ambos tipos de BLAB (Fig. II.1).

Tabla II.1 Materiales para el ensamblado de biodigestores a escala laboratorio

BLAB CON 4 BRIDAS	BLAB CON 3 BRIDAS
• 1 Domo de BLAB con mangueras en conectores A y B	• 1 Domo de BLAB con mangueras en conectores A y B
• 1 Cuerpo de BLAB con 4 bridas	• 1 Cuerpo de BLAB con 3 bridas
• 1 Fondo de BLAB con manguera en su conector central	• 1 Fondo de BLAB con manguera en su conector central
• 4 empaque de neopreno	• 4 empaque de neopreno
• 1 Distribuidor con perforaciones de 1/16”	• 1 Distribuidor con perforaciones de 1/16”
• 1 Distribuidor con perforaciones de 1/8”	• 1 Distribuidor con perforaciones de 1/8”
• 12 tornillos de ¼” y 6 cm de largo	• 6 tornillos de ¼” y 26 cm de largo
• 12 arandelas de ¼”	• 18 arandelas de ¼”
• 12 tuercas de ¼”	• 18 tuercas de ¼”
• 1 Tubo de silicón F 101 para baños y cocinas marca Sista	• 1 Tubo de silicón F 101 para baños y cocinas marca Sista
• 2 llaves pericas o inglesas apropiadas para el tamaño de las tuercas	• 2 llaves pericas o inglesas apropiadas para el tamaño de las tuercas
• 1 Soporte para pruebas en BLAB	

Fig. II.1 Partes para ensamblar BLAB de 4 y 3 bridas

Los pasos para el ensamblado de un BLAB de 4 bridas para pruebas de hermeticidad son:

1) Colocar el fondo boca arriba (Fig. II.2)
2) Poner silicón en la parte superior donde se pegó el arillo como tope para la brida
3) Colocar un empaque
4) Poner silicón en la parte superior de este empaque (Fig. II.3)
5) Colocar un distribuidor con perforaciones de 1/16”
6) Poner silicón en la orilla de este distribuidor (Fig. II.4)
7) Colocar el segundo empaque
8) Poner silicón en la parte superior del segundo empaque (Fig. II.5)
9) Colocar el cuerpo y hacer coincidir las perforaciones de las bridas de fondo y cuerpo (Fig. II.6)
10) Colocar en las perforaciones de las bridas de cuerpo y fondo los 6 tornillos requeridos de arriba abajo (Fig. II.7).
11) Colocar a cada tornillo su arandela y tuerca respectiva aprentando con la mano de manera encontrada, es decir, después de ajustar la tuerca No. 1 ajustar la No. 4, después de ajustar la No. 2 ajustar la No. 5, y finalmente después de ajustar la No. 3 ajustar la No. 6 (Fig. II.8)
12) Dejar secar el silicón por 24 horas, de manera vertical apoyándose en el cuerpo.
13) Apretar las turcas con llaves (pericas o inglesas) de manera encontrada (Fig. II.9), cuidando que los empaques y el distribuidor no se descentren. En caso de desplazamiento de los empaques, aflojar las tuercas y reacomodarlos.
14) Montar con ayuda de un tensor de acero el fondo-cuerpo en el soporte para pruebas. Cuidar que el fondo quede abajo (Fig. II.10)
15) Colocar un empaque en la parte superior del cuerpo sin silicón, donde se pegó el arillo como tope para la brida (Fig. II.11)
16) Colocar el distribuidor superior con perforaciones de 1/8” (Fig. II.12)
17) Colocar el segundo empaque (Fig. II.13)
18) Colocar el domo invertido sobre el segundo empaque y hacer coincidir las perforaciones de las bridas de cuerpo y domo (Fig. II.14)

19) Colocar en las perforaciones de las bridas de cuerpo y domo los 6 tornillos requeridos de abajo hacia arriba (Fig. II.15), cuidando colocar de manera encontrada
20) Colocar a cada tornillo su arandela y tuerca respectiva aprentando con la mano de manera encontrada
21) Apretar las turcas con llaves (pericas o inglesas) de manera encontrada, cuidando que los empaques y el distribuidor no se descentren. En caso de desplazamiento de los empaques, aflojar las tuercas y reacomodarlos
22) Realizar pruebas neumáticas de hermeticidad para verificar fugas entre las uniones de domo-cuerpo y fondo, así como en los conectores

Fig. II.2 Fondo boca arriba

Fig. II.3 Puesta de silicón en primer empaque

Fig. II.4 Puesta de silicón en distribuidor

Fig. II.5 Puesta de silicón en segundo empaque

Fig. II.6 Ensamble de cuerpo con fondo

Fig. II.7 Colocación de tornillos

Fig. II.8 Apretado manual de tuercas a tornillos de fondo-cuerpo

Fig. II.9 Apretado de tuercas en forma encontrada

Fig. II.10 Montado de fondo-cuerpo en soporte para pruebas

Fig. II.11 Colocación de empaque en cuerpo sin silicón

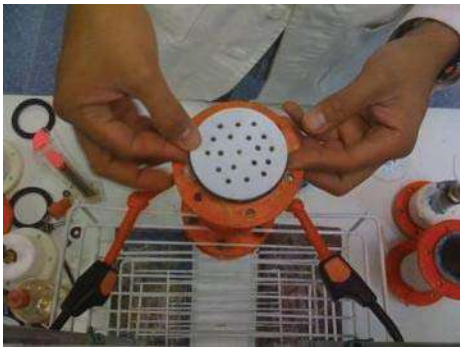


Fig. II.12 Puesta de distribuidor superior

Fig. II.13 Puesta de segundo empaque

Fig. II.14 Ensamble de domo a fondo-cuerpo

Fig. II.15 Tornillos apretados manualmente

Los pasos para el ensamblado de BLAB de 3 bridas para pruebas de hermeticidad son:

1) Tomar el fondo boca arriba
2) Poner silicón en la parte superior, donde se pego el arillo como tope para la brida del fondo (Fig. II.16)
3) Colocar un empaque
4) Poner silicón en la parte superior de este empaque (Fig. II.17)
5) Colocar el distribuidor con perforaciones de 1/16”
6) Poner silicón en la orilla de este distribuidor (Fig. II.18)
7) Colocar el segundo empaque
8) Poner silicón en la parte superior del segundo empaque (Fig. II.19)

9) Colocar el cuerpo y hacer coincidir las perforaciones de las bridas de fondo y cuerpo (Fig. II.20)
10) Preparar los 6 tornillos de 26 cm, colocándoles una tuerca y su arandela a 6 cm de un extremo (Fig. II.21)
11) Introducir un tornillo por el extremo con la arandela y tuerca, primero en la brida del cuerpo y después en la brida del fondo (Fig. II.22)
12) Colocarle a este tornillo su arandela y tuerca en la brida del fondo (Fig. II.23)
13) Ajustar con la mano dicho tornillo
14) Repetir los pasos 11 a 13 con los otros 5 tornillos de manera encontrada
15) Dejar secar el silicón por 24 horas, colocando el BLAB de manera horizontal
16) Apretar las turcas con llaves (pericas o inglesas) de manera encontrada cuidando que los empaques y el distribuidor no se descentren (Fig. II.24). En caso de desplazamiento de los empaques, aflojar las tuercas y reacomodarlos
17) Colocar el fondo-cuerpo de manera que quede abajo el fondo
18) Colocar un empaque en la parte superior del cuerpo, donde se pego el arillo como tope para la brida (Fig. II.25)
19) Colocar distribuidor con perforaciones de 1/8" (Fig. II.26)
20) Colocar el segundo empaque (Fig. II.27)
21) Colocar el domo invertido sobre el segundo empaque y hacer coincidir las perforaciones de la brida del domo con los tornillos de 26 cm ((Figs. II.28 y II.29)
22) Colocar a cada tornillo su arandela y tuerca (Figs. II.30 y II.31) respectiva aprentando con la mano
23) Colocar de manera horizontal el BLAB (fondo-cuerpo-domo) para facilitar su manejo y cuidar que el distribuidor y empaques no se descentren. En caso de desplazamiento de los empaques, aflojar las tuercas y reacomodarlos
24) Apretar las turcas del domo con llaves (pericas o inglesas), sujetando la tuerca correspondiente del fondo. Tener cuidando de que los empaques y el distribuidor del ensamblado de fondo y cuerpo no se descentren (Fig. II.32)
25) Proseguir de manera encontrada con el resto de las tuercas
26) En caso de desplazamiento de los empaques, aflojar las tuercas y reacomodarlos

27) Una vez ensamblado fondo-cuerpo-domo (Fig. II.33) realizar pruebas neumáticas de hermeticidad para verificar fugas entre las uniones de domo-cuerpo y fondo, así como en los conectores

Fig. II.16 Puesta de silicón
en parte superior de fondo

Fig. II.17 Puesta de silicón
en primer empaque

Fig. II.18 Puesta de silicón al filo
del distribuidor del fondo

Fig. II.19 Puesta de silicón
al segundo empaque

Fig. II.20 Acomodo de cuerpo
sobre segundo empaque de fondo

Fig. II.21 Tornillo con tuerca
y arandela a 6 cm de un extremo

Fig. II.22 Colocación de tornillo entrando por brida de cuerpo y posteriormente a brida de fondo

Fig. II.23 Puesta manual de tuercas en tornillos

Fig. II.24 Ajuste de tuercas con pericas

Fig. II.25 Colocación de empaque en cuerpo

Fig. II.26 Puesta de distribuidor superior

Fig. II.27 Puesta de segundo empaque

Fig. II.28 Acomodo de brida de domo en tornillos

Fig. II.29 Ensamblado de domo a cuerpo

Fig. II.30 Ajuste de tuercas manual en forma encontrada

Fig. II.31 Cuerpo-domo con tornillos, arandelas y tuercas

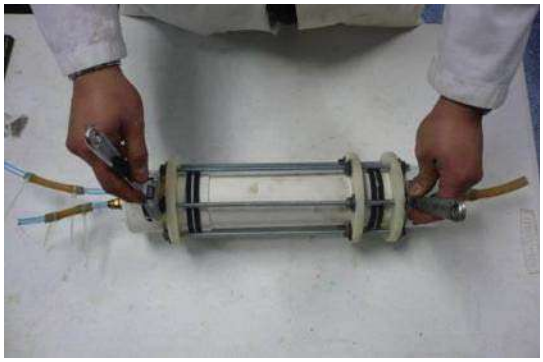


Fig. II.32 Apretado de tuerca en domo con llaves, sosteniendo tuerca de fondo

Fig. II.33 BLAB ensamblado (fondo-cuerpo-domo)

II.2 PRUEBAS DE HERMETICIDAD

Esta actividad es de especial relevancia para garantizar la operación anaeróbica del BLAB. En seguida se relacionan el equipo y materiales necesarios para la llevar a cabo pruebas neumáticas:

- 1 Compresor de aire marca ALTRADE
- 1 Válvula tipo pistola
- 1 extensión eléctrica tipo industrial
- 1 Soporte para pruebas en BLAB
- 1 Manguera de látex de 1 m
- 1 Conector de plástico de 5 mm de diametro
- 1 Pinza Morh
- 1 Careta
- 2 pares de googles
- 1 vaso de precipitado de 2 L con jabonadura

Los pasos para las pruebas de hermeticidad del BLAB tanto de 4 como de 3 bridas son:

1) Montar con ayuda de un tensor de acero el BLAB ensamblado en el soporte para pruebas (fondo-cuerpo-domo), cuidando que el fondo quede abajo (Fig. II.34)
2) Colocar una pinza Morh en la manguera de látex del conector B del domo (Fig. II.35)
3) Verificar que la manguera de látex del conector del fondo no tenga pinza (Fig. II.36)
4) Acoplar en el conector A del domo la manguera de látex de 1 m, la cual tiene en su extremo distal un conector de plástico de 5 mm de diámetro (Fig. II.37)
5) Poner en funcionamiento el compresor de aire, hasta que llegue a una presión de 75 psi (Fig. II.38)
6) Ensamblar la válvula tipo pistola de la manguera del compresor de aire al conector de plástico de la manguera de látex de 1 m (Fig. II.39)
7) Cubrir con jabonadura los conectores A y B del domo, así como la unión entre las bridas de este y del cuerpo (Fig. II.40).

8) Inyectar mediante la válvula tipo pistola de la manguera del compresor aire al BLAB, regulando la salida de aire al flujo mínimo
9) Estrangular manualmente la manguera del fondo para que se presurice el BLAB, cuidando que no se vaya a soltar la manguera de látex de alguno de los conectores del domo
10) Liberar de vez en vez la manguera del fondo para no presurizar en exceso el BLAB
11) Mientras el BLAB esta presurizado, revisar visual y minuciosamente la formación de burbujas en la base de los conectores A y B, así como en los acoplamientos de las mangueras de látex a estos conectores. Colocar jabonadura extra si es necesario. En caso de detectar alguna fuga, marcar con un plumón y continuar con la prueba
12) Desmontar el BLAB del soporte para pruebas, invertirlo y volverlo a montar con el tensor
13) Cubrir con jabonadura los ensambles del conector central del fondo, así como la unión entre las bridas de éste y del cuerpo (Fig. II.41)
14) Repetir los pasos 8 al 11 para todas las interconexiones del fondo-cuerpo
15) Desmontar el BLAB del soporte para pruebas
16) En caso de haber detectado fuga (s), desensamblar la (s) parte (s) de BLAB marcada (s) con plumón. Reparar y repetir la prueba de hermeticidad en el (los) punto(s) de fuga (s).
17) En caso de no existir fugas desensamblar solo el domo del cuerpo-fondo (Figs. II.42 y II.43), para cargar el cuerpo con el material de estudio
18) Para el BLAB con 4 bridas, una vez compactado el material de estudio dentro el cuerpo, realizar los pasos indicados para el ensamble de éste del 15 al 20, cuidando colocar silicón entre sus piezas (cuerpo-empaque-distribuidor-empaque-domo)
19) Para el BLAB con 3 bridas, una vez compactado el material de estudio dentro el cuerpo, realizar los pasos indicados para el ensamble de éste del 18 al 23, cuidando colocar silicón entre sus piezas (cuerpo-empaque-distribuidor-empaque-domo)
20) Dejar secar el silicón 24 horas, apretar de manera encontrada los 6 tornillos y realizar la verificación de hermeticidad indicada en este apartado del paso 1 al 16

Fig. II.34 Montado de BLAB de 3 bridas para prueba de hermeticidad

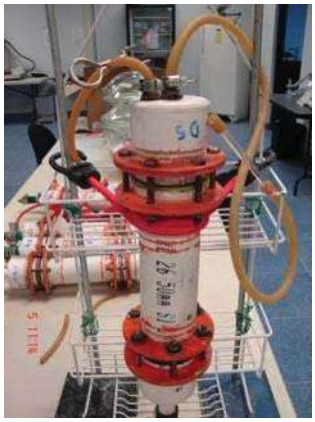


Fig. II.35 Montado de BLAB de 4 bridas para prueba de hermeticidad

Fig. II.36 Manguera del conector del fondo sin pinza.

Fig. II.37 Manguera de látex de 1 m con conector de plástico de 5 mm.

Fig. II.38 Compresor de aire encendido

Fig. II.39 Ensamble de válvula tipo pistola y conector de plástico de 5 mm

Fig. II.40 Colocación de jabonadura
en conectores de domo y unión con cuerpo

Fig. II.41 Prueba de hermeticidad
en el conector del fondo y uniones con cuerpo

Fig. II.42 BLAB de 4 bridas
con domo desmontado

Fig. II.43 BLAB de 3 bridas
con domo desmontado

Ya que los prototipos de 3 y 4 bridas fueron probados, se construyeron otros 7 BLAB de 3 bridas (Fig. II.44) y 19 más de 4 bridas (Fig. II.45).

Fig. II.44 BLAB de 3 bridas
y sus partes

Fig. II.45 Domos, cuerpos y fondos
para BLAB de 4 bridas

II.3 INSTALACIÓN DE SISTEMAS DE MEDICIÓN DE BIOGÁS Y RECIRCULACIÓN DE LIXIVIADOS A BLAB

En los sitios de disposición se cuenta con equipo para medir el biogás generado. A falta de este equipo y para medir de manera independiente el biogás de cada BLAB se construyó un sistema sencillo, que mediante desplazamiento fue capaz de medir la generación de biogás. En la Fig. II.46 se muestra este sistema de medición de biogás, el cual está conformado por dos frascos de vidrio 170 ml con tapones de hule. Cada tapón cuenta con 2 varillas de vidrio y están interconectados entre si por manguera de látex. El frasco que se ensambla al conector A (Fig. II.47) del domo del BLAB tiene 120 ml de salmuera saturada a pH 4.0 con HCl concentrado y el segundo está graduado de 10 en 10 ml hasta 120 ml.

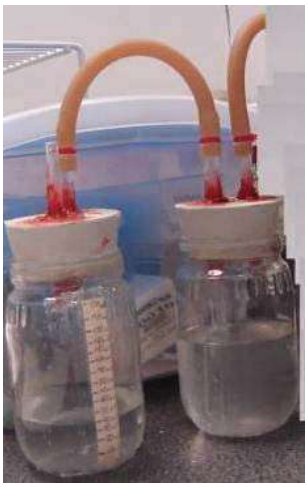


Fig. II.46 Sistema de medición de biogás

Fig. II.47 Sistemas de medición de biogás conectados a domos de BLAB

La Fig. II.48 presenta esquemáticamente la recirculación de lixiviados a una celda donde los RSU han sido compactados y cubiertos con suelo y como puede apreciarse, se requiere de un sistema bombeo que permita llevar mediante tubería los lixiviados de la laguna de captación al interior de la celda. Con base a ello se conceptualizó el sistema para recircular lixiviados a los BLAB, el cuál está compuesto de un recipiente para lixiviado, una bomba peristáltica de doble flujo marca MASTERFLEX/COLE-PALMER y mangueras (Fig. II.49).

Para el muestreó de los lixiviados, como paso intermedio se conectó al fondo un frasco colector (Fig. II.50).

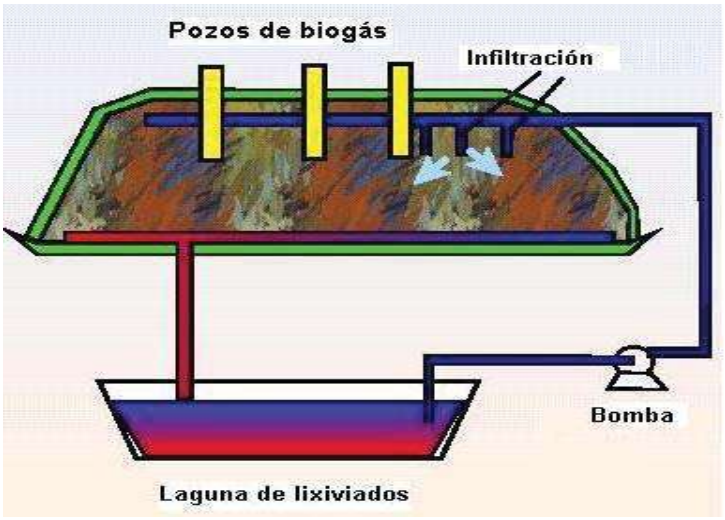


Fig. II.48 Esquema del sistema de recirculación de lixiviados a una celda

Fig. II.49 Sistema de recirculación de lixiviados

Fig. II.50 Frascos para colectar lixiviados conectados al fondo de BLAB

La Fig. II.51 muestra un esquema de un BLAB montado con sus sistemas de medición de biogás y recirculación de lixiviados y en la Fig. II.52 se presenta una pareja de ellos.

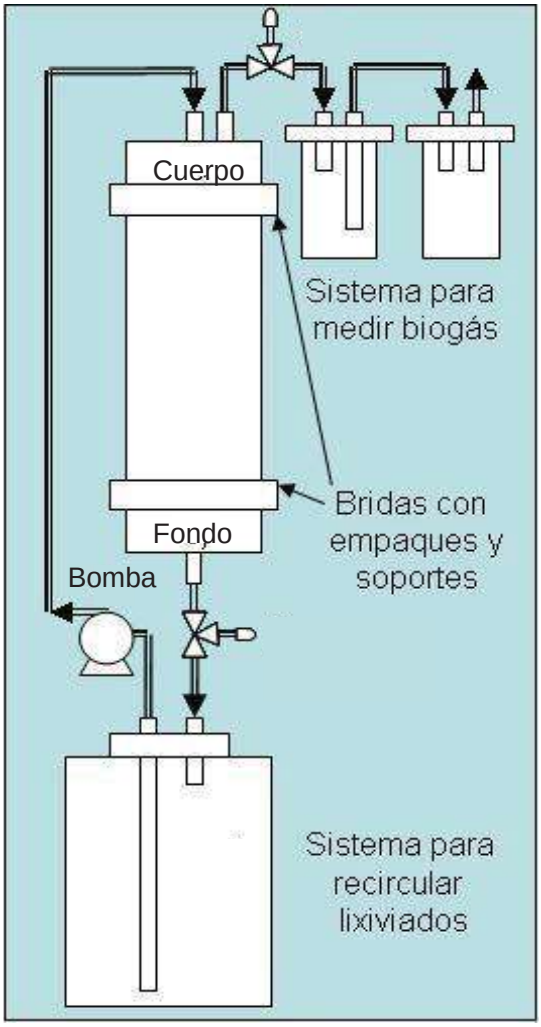


Fig. II.51 Esquema de un BLAB con sus sistemas para medir biogás y recircular lixiviados

Fig. II.52 BLAB con sistemas para medir biogás y recircular lixiviados

II.4 CALIBRACION DE BOMBAS PERISTÁLTICAS

Las bombas peristálticas de doble flujo marca MASTERFLEX/COLE-PALMER tienen un botón regulador para las revoluciones por minuto (rpm) de su embolo, sin embargo, no cuentan con graduación para el flujo bombeado, ya que éste es afectado por el diámetro de las mangueras utilizadas y la altura de descarga. Debido a ello se realizaron pruebas con el sistema de recirculación completo, relacionando las rpm a diferentes posiciones el botón regulador con el flujo en ml/min del bombeo.

Las mediciones se realizaron por triplicado y con ellas se construyeron las gráficas para las 3 bombas disponibles denominadas P1 (Fig. II.53), P2 (Fig. II.54) y P3 (Fig. II.55). Como puede apreciarse, es diferente el flujo proporcionado por la manguera interna (Mang Int) y la manguera externa (Mang Ext) que pueden montarse en cada una de las bombas, por lo que para equiparar el flujo bombeado entre ellas, a la a la mitad del tiempo de operación se invirtieron sus posiciones. Las bombas P1, P2 y P3 se operaron a 77, 56 y 56 rpm para que el el flujo de recirculación de lixiviados fuera 2 ml/min.

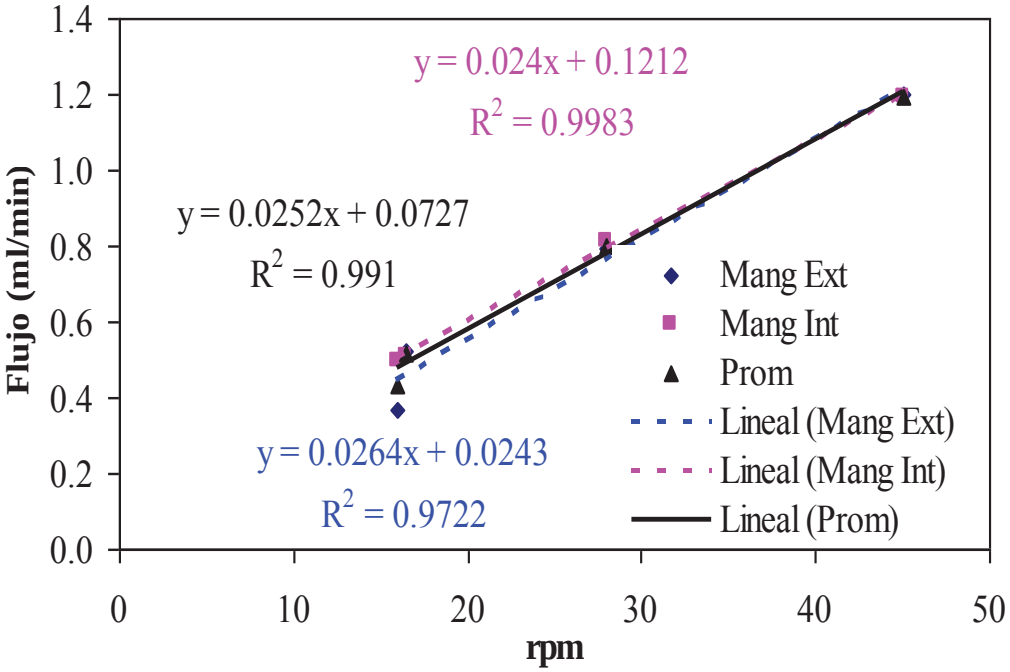


Fig. II.53 Gráfica para calibración de bomba peristáltica P1

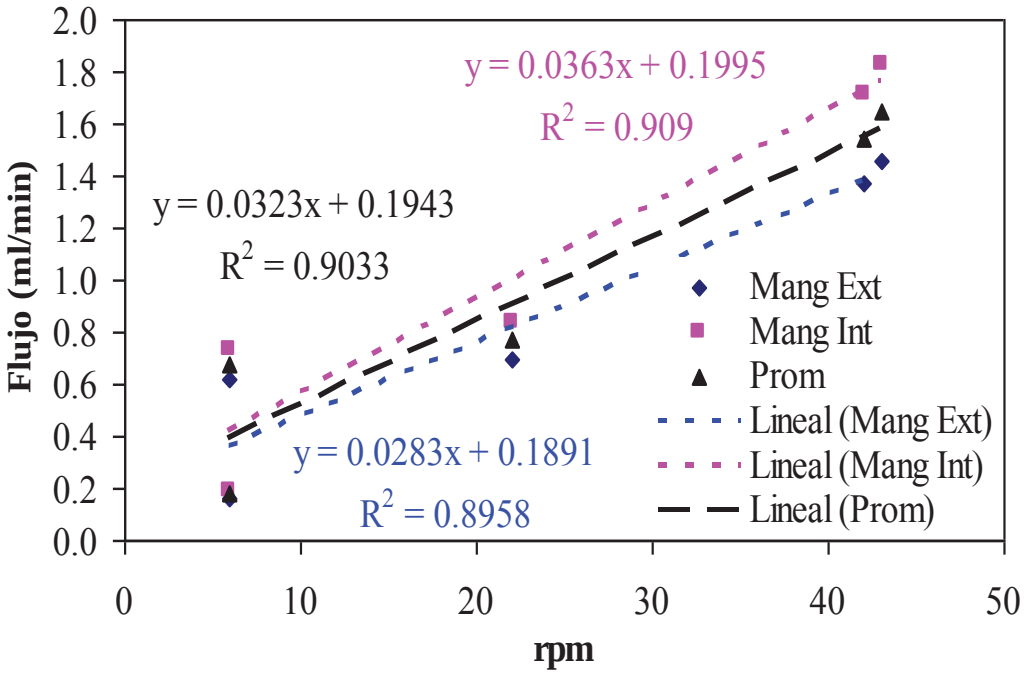


Fig. II.54 Gráfica para calibración de bomba peristáltica P2

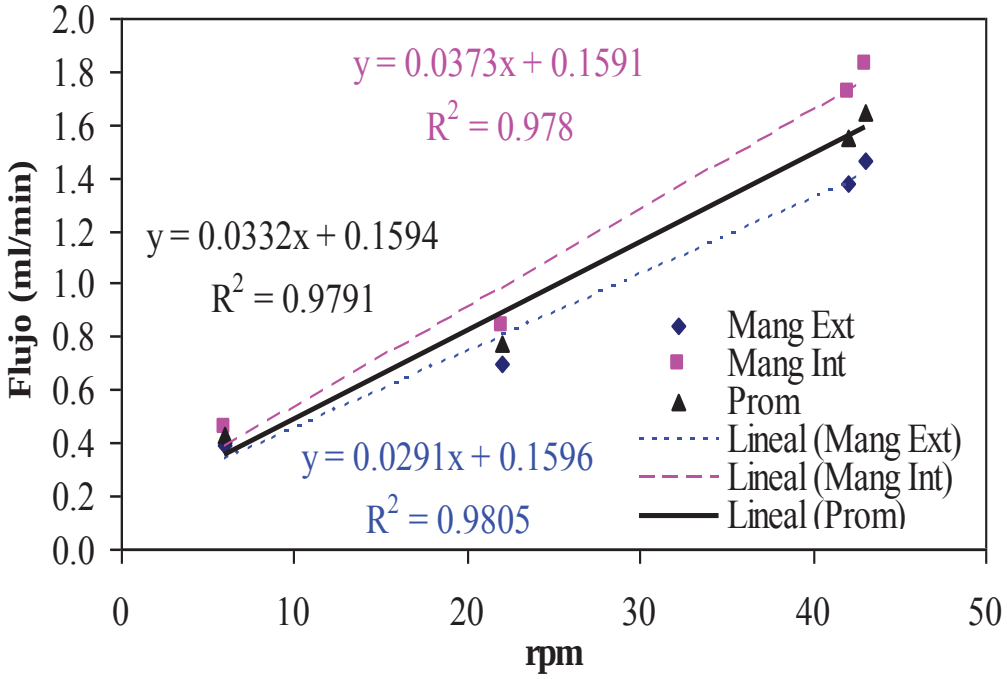


Fig. II.55 Gráfica para calibración de bomba peristáltica P3

ANEXO III

TÉCNICAS Y MÉTODOS PARA RESIDUOS SÓLIDOS

Las técnicas que a continuación se describen, se utilizaron para determinar los parámetros de pH, contenido de humedad (%Hbh), sólidos volátiles totales (SVT), holocelulosa (HOL) y lignina (LIG), tanto en RSU como en suelo y en la mezcla de ambos componentes después de la degradación anaeróbica en los BLAB.

III.1 DETERMINACIÓN DE pH

La determinación de pH de la muestra de los RSU preparados se realizó conforme a la NMX-AA-25-1984 (SEMARNAT, 2008), para lo cual fue utilizado el siguiente equipo, material y reactivos:

- Potenciómetro marca Conductronic PC18 digital con electrodo de vidrio para medir pH y otro electrodo metálico para medir la temperatura.
- Balanza granataria marca Socouth.
- Agitadores magnéticos marca HANNA Instrument
- Agitador magnético marca Fisher Scientific
- Barras magnéticas octagonales recubiertas de teflón marca "Cienceware" de 4 cm
- Vasos de precipitados de 500 ó 250 ml
- Papel absorbente
- Solución estándar pH 4.0 marca J.T. Baker
- Solución estándar pH 7.0 marca J.T. Baker
- Solución estándar pH 10.0 marca J.T. Baker
- Agua destilada

Esta determinación se realizó por duplicado tomándose 10 g de muestra de residuos húmedos. Cada una de las muestras se depositó en un vaso de precipitado de 250 ml (tarado) y se pesó en la balanza granataria. Una vez hecho lo anterior se les agregó la cantidad de 90 ml de agua destilada y se pusieron en agitación durante 10 minutos, se dejaron reposar por 30 minutos más y se realizó la medición del pH y temperatura por duplicado a cada vaso, previa calibración del potenciómetro a pH 4.0 ó 7.0. Cabe mencionar que la calibración el potenciómetro se realizó de acuerdo al pH esperado en la muestra.

III.2 DETERMINACIÓN DEL CONTENIDO DE HUMEDAD

El porcentaje de humedad contenido en los RSU se determinó por triplicado conforme a la técnica NMX-AA-016-1984 publicada por la Secretaria de Comercio y Fomento Industrial (SEMARNAT, 2008). Para lo cual se requirió del siguiente equipo y material:

- Balanza analítica (Explorer^{R} Pro)
- Estufa de secado marca RIOSSA modelo HCF-41.
- Cápsulas de aluminio de 300 ml a peso constante.
- Desecadores
- Pinzas para cápsulas
- Pinzas para residuos sólidos

Una vez estabilizada y calibrada la balanza analítica, utilizando las pinzas se colocó en el plato de ésta, la cápsula de aluminio de 300 ml previamente calcinada y a peso constante. Se registró el peso con 4 dígitos decimales y se agregaron 10 g de muestra sólida previamente homogenizada. Para el pesado se consideraron los cuatro dígitos de la balanza analítica. Acto seguido se procedió a secar las muestras a 105 ºC por 12 horas en la estufa. Una vez transcurrido el tiempo se depositaron en un desecador por media hora para que se enfriaran y así poder pesarlas. Se introdujeron una hora a la estufa a 105 ºC, se enfriaron en un desecador por media hora y se pesaron nuevamente. El secado por una hora 105 ºC se repitió hasta alcanzar peso constante (variación entre pesos no mayor a 0.5 mg). El porcentaje de humedad se determinó mediante el uso de la Ecuación III.1; tomando en cuenta que para obtener G y G_1 se debe restar el peso de la cápsula de aluminio:

$$\% \text{ Hbh} = (G - G_1) \times 100 / G \qquad \text{(Ec. III.1)}$$

Donde:

% Hbh: es el porcentaje de humedad base húmeda

G: es el peso de la muestra sólida húmeda en g

G_1: es el peso de la muestra sólida seca en g

III.3 DETERMINACIÓN DE SÓLIDOS VOLÁTILES TOTALES

El porcentaje de SVT contenido en los RSU se determinó por triplicado conforme a la técnica 2540G del Standard Methods (APHA, 1998). Para lo cual se requirió del siguiente equipo y material:

- Balanza analítica (Explorer^{R} Pro)
- Estufa de secado marca RIOSSA modelo HCF-41.
- Mufla marca Fisher Scientific^{R}.
- Cápsulas de aluminio de 300 ml a peso constante.
- Desecadores
- Pinzas para cápsulas
- Pinzas para residuos sólidos
- Guantes de asbesto
- Careta

Para la determinación de los SVT se utilizaron las cápsulas con las muestras de los residuos sólidos secos (G_1) de la determinación de humedad. Estas cápsulas se introdujeron en la mufla a 550ºC durante una hora. Al término de este tiempo, se redujo la temperatura de la mufla mediante su control automático y al alcanzar los 300ºC, se les transfirió a la estufa (previamente estabilizada a 105 ºC) y se les dejó dentro durante media hora para reducir gradualmente su temperatura. Por último se pusieron a enfriar hasta temperatura ambiente dentro de un desecador durante otra media hora. Transcurrido este tiempo fueron nuevamente pesadas y anotado su peso final. Se introdujeron en la estufa 30 minutos, se enfriaron en un desecador por 30 minutos y se pesaron hasta peso constante (G_2). Para determinar el %SVT se utilizo la Ecuación III.2; tomando en cuenta que para obtener G_1 y G_2 se debe restar el peso de la cápsula de aluminio:

$$\% \text{ SVT} = (G_1 - G_2) \times 100 / G_1 \qquad \text{(Ec. III.2)}$$

Donde:

%SVT: es el porcentaje de SVT base seca

G_1: es el peso de la muestra seca, en g

G_2: es el peso del residuo después de la calcinación, en g

III.4 PREPARACIÓN PARA RSU LIBRES DE EXTRACTIVOS

Para realizar las determinaciones de holocelulosa y lignina, primero se deben eliminar los extractivos de los residuos sólidos. Los extractivos consisten de materiales que son solubles en solventes neutros y su eliminación se hizo de acuerdo al método estándar para la preparación de la madera libre de extraíbles ASTM D1105-56 reportado por Colín-Urieta *et al.* (2007). Para ésto se utilizaron los siguientes equipos, materiales (certificado clase A o calibrado) y reactivos grado analítico:

- Molino de cuchillas marca Kika Werke
- Tamiz No. 60 y 80
- Balanza analítica (Explorer^R Pro)
- Sistema de reflujo Soxhlet Pirex
- Parrilla de calentamiento con control automático marca NOVATECH
- Campana de extracción con sistema de agua y drenaje
- Cartuchos de extracción de 40 x 100 mm (diámetro x altura)
- Cedazo fino en forma de disco para colocar como tapa sobre el cartucho con RSU
- Termómetro de mercurio
- Pinzas para crisol
- Guantes de asbesto
- Guantes de latex
- Careta
- Probeta graduada 100 ml
- Alcohol etílico 95%, CH_3CH_2-OH marca J.T. Baker
- Tolueno, $C_6H_5CH_3$ marca J.T. Baker
- Agua destilada

Se trituraron mediante el molino de cuchillas los residuos sólidos frescos o degradados previamente secados a temperatura ambiente, hasta pasar por un tamiz No. 60 (250 μm) y

retenerse en 80. Se pesaron 20.0 g de los residuos molidos en la balanza analítica dentro de un cartucho de extracción tarado (registrar el peso). Con ayuda de pinzas, se colocó el cartucho en el cuerpo extractor del sistema de reflujo Soxhlet. Se puso a reflujo con 250 ml una mezcla 1:2 de etanol-tolueno (84-167 ml) por un periodo de 4 horas (Fig. III.1). Después de transcurrido el tiempo, se escurrió el cartucho con residuos y se seco a temperatura ambiente. La extracción con etanol-tolueno se repitió cuando los solventes presentaron color en los sifones. Se puso a reflujo con 250 ml de agua destilada por 4 horas (Fig. III.2) y finalmente se seco el material extraido al aire.

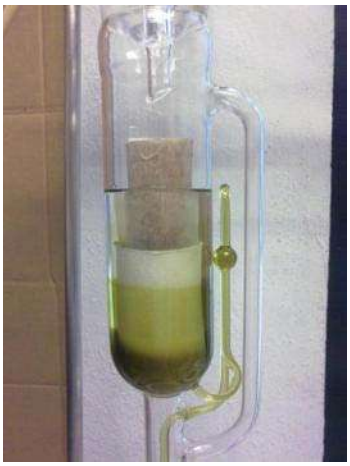


Fig. III.1 Extracción con etanol-tolueno

Fig. III.2 Extracción con agua destilada

III.5 DETERMINACIÓN DE HOLOCELULOSA

La determinación de holocelulosa (HOL) en las muestras de residuos sólidos se realizó por duplicado de acuerdo al método del clorito (Wise *et al.*, 1946), el cual se basa en la acción del dióxido del cloro cuyos productos de reacción acuosa y caliente, hacen que la lignina se separe en forma soluble. El dióxido de cloro se genera *in situ* utilizando clorito de sodio y ácido acético (Ecuaciones III.3 y III.4).

$$NaClO_2 + CH_3COOH \rightarrow CH_3COONa + HClO_2 \qquad \text{(Ec. III.3)}$$

$$4HClO_2 \rightarrow 2ClO_2 + HClO_3 + HCl + H_2O \qquad \text{(Ec. III.4)}$$

Los equipos, materiales (certificado clase A o calibrado) y reactivos grado analítico utilizados fueron los siguientes:

- Balanza analítica (Explorer^{R} Pro)
- Matraz Erlenmeyer de boca ancha de 200 ml
- Matraz kitazato de 500 ml
- Gotero de vidrio
- Espátula
- Termo baño Felisa Modelo FE-377
- Soportes universales
- Vidrio de reloj
- Estufa de secado marca RIOSSA modelo HCF-41
- Bomba de vacío
- Filtro Gooch de 50 ml
- Papel filtro Whatman No. 40 de 55 mm (diámetro)
- Pinzas
- Pinzas para crisol
- Acido acético 70 % v/v, CH_3COOH marca J.T. Baker
- Clorito de sódio, $NaClO_2$ marca J.T. Baker
- Acetona, $CH_3(CO)CH_3$ marca J.T. Baker
- Agua destilada

Se pesó 1.0 g de la muestra seca libre de extractivos (M_1) y se colocó en el matraz Erlenmeyer con una solución de 0.3 g de Clorito de sodio en 32 ml de agua destilada, a la que previamente se le había añadido 2 gotas de ácido acético. Los matraces preparados se pusieron a reaccionar en un baño con agua a 75 °C (Fig. III.3) durante 4 horas. Cada 30 min se agitaron y cada hora se les añadió lentamente 2 gotas de ácido acético y 0.32 g de clorito de sodio. Una vez enfriados los matraces a temperatura ambiente, su contenido se filtró aplicando vacío a un matraz kitazato con un filtro Gooch y papel filtro Whatman (Fig. III.4) previamente identificados y pesados (M_2). El material separado se lavó con 200 ml de agua caliente (hasta

tener color pálido) y luego con 100 ml de acetona. Con ayuda de pinzas se puso cada filtro Gooch con papel y muestra a secar durante 3 días en una estufa a 40 °C. El filtro Gooch con la HOL separada, se pasó con pinzas a un desecador por 30 minutos.

Fig. III.3 Digestión de muestras en el termo-baño

Fig. III.4 Filtración y lavado al vacío

Finalmente, se les pesó rápidamente en una balanza analítica para evitar la hidratación de la HOL. Para el cálculo del %HOL se utilizó la Ecuación III.5.

$$\% \text{ HOL} = (M_3 - M_2) \times 100 / M_1 \qquad \text{(Ec. III.5)}$$

Donde:

% HOL: es porcentaje de holocelulosa base seca

M_1: es el peso de la muestra seca libre de extractivos

M_2: es el peso del filtro Gooch y papel filtro Whatman

M_3: es el peso de la holocelulosa seca en el filtro Gooch con papel filtro Whatman

III.6 DETERMINACIÓN DE LIGNINA

La determinación de lignina (LIG) en las muestras de residuos sólidos se realizó de acuerdo al método ASTM D1106-56 reportado por Colín-Urieta *et al.* (2007). Para ésto se utilizaron los siguientes equipos, materiales (certificado clase A o calibrado) y reactivos:

- Balanza analítica (Explorer^R Pro)
- Estufa de secado marca RIOSSA modelo HCF-41.

- Termómetro de mercurio
- Embudo de porcelana Buchner de 87 ml
- Papel filtro Whatman No. 40 de 55 mm (diámetro)
- Papel pH
- Pinzas
- Matraz kitazato de 500 ml
- Vaso pp 500 ml
- Vaso pp 50 ml
- Probeta graduada 100 ml
- Pinzas para crisol
- Guantes de asbesto
- Careta
- Acido sulfúrico concentrado (72 % v/v), H_2SO_4 marca Reasol
- Ácido bromhídrico 40% (v/v)
- Agua destilada

Se pesó 1.0 g de la muestra seca libre de extractivos (M_1) en vaso de pp de 500 ml. Se le agregaron 25 ml de ácido sulfúrico al 72 % y 2.5 ml de ácido bromhídrico y se dejó reposar por 2 horas agitándole cada 30 min. Posteriormente se le adicionaron 100 ml de agua destilada y se puso a hervir por 5 minutos. Se vertió todo el contenido del vaso en un el embudo Buchner con papel filtro previamente pesado (M_2), lavándole con agua destilada caliente (Fig. III.5) hasta obtener un pH neutro (papel pH). Con ayuda de la pinzas para crisol, se colocó el filtro con residuos en la estufa (Fig. III.6) y se secó a 70 °C por 12 horas. Al término de puso a enfriar en un desecador por 30 minutos. Una vez a peso constante, se peso y se calculó del contenido de LIG mediante la Ecuación III.6:

$$\% \text{ LIG} = (M_3 - M_2) \times 100 / M_1 \qquad \text{(Ec. III.6)}$$

Donde:

% LIG: es el porcentaje de lignina base seca

M_1: es el peso de la muestra seca libre de extractivos

M_2: es el peso del papel filtro seco

M_3: es el peso de la lignina seca en el papel filtro

Fig. III.5 Lavado de lignina con agua caliente

Fig. III.6 Secado de lignina en papel filtro

III.7 DETERMINACIÓN DE CARBONO ORGANICO

La determinación de carbono orgánico (C) en las muestras de residuos sólidos se realizó por el método de dicromato (Walkley & Black, 1934). Se utilizaron los siguientes equipos, materiales (certificado clase A o calibrado) y reactivos:

- Balanza analítica (Explorer^R Pro)
- Campana de extracción
- Matraz erlenmeyer de 250 ml
- Dispensadores de 5 y 10 ml
- Bureta automática
- Dicromato de potasio 1 N, $K_2Cr_2O_7$ marca J.T. Baker
- Acido sulfúrico concentrado (72 % v/v), H_2SO_4 marca Reasol
- Acido fosfórico 5%, H_3PO_4 marca J.T. Baker
- Difenil-amina (indicador)
- Sulfato ferroso 0.5 N, $FeSO_4$ marca J.T. Baker
- Agua destilada

Esta determinación se realizó por duplicado pesándose 0.5 g de residuos secos previamente tamizados por malla 10 (2 mm) en un matraz erlenmeyer de 250 ml. Se adicionaron 5 ml de dicromato de potasio 1N y 10 ml de ácido sulfúrico concentrado y se dejaron en reposo durante 30 minutos. Posteriormente se diluyeron con 50 ml de ácido fosfórico al 5% y 5 gotas de difenil-amina. Finalmente se tituló con sulfato ferroso 0.5 N hasta obtener un vire en la solución a color verde esmeralda. El cálculo del porcentaje de C se hizo mediante la ecuación 7.

NOTA: Al mismo tiempo en que se determinó el % de materia orgánica como OC de la muestra (s), se trabajó con un blanco o testigo como referencia.

$$\% C = F \times (1 - (m / b)) \qquad \text{(Ec. III.7)}$$

Donde:

% C: es el porcentaje de carbono orgánico base seca

m: milímetros del gasto de titulación de la muestra

b: milímetros del gasto de titulación del testigo

F: factor igual a 6.9 para suelos y 34.5 para compostas

III.8 DETERMINACIÓN DE NITRÓGENO TOTAL

El contenido de nitrógeno total (N) los RSU se determinó conforme a la técnica NMX-AA-24-1984 publicada por la Secretaria de Comercio y Fomento Industrial (SEMARNAT, 2008). El N es la suma de los nitrógenos amoniacal y orgánico presentes en la muestra, conocido también como nitrógeno Kjeldahl. Para esta determinación se utilizaron los siguientes equipos, materiales (certificado clase A o calibrado) y reactivos:

- Potenciómetro Balanza analítica (Explorer^{R} Pro)
- Potenciómetro marca Conductronic PC18
- Aparato de digestión Kjeldahl con extractor de humos
- Aparato de destilación Kjeldahl
- Matraces Kjeldahl de 1000 cm^3
- Granalla de zinc de 20 mallas
- Perlas de vidrio

- Sulfato de potasio, K_2SO_4 marca J.T. Baker
- Sulfato cúprico, $CuSO_4 .5H_2O$ marca J.T. Baker
- Acido sulfúrico concentrado (72 % v/v), H_2SO_4 marca Reasol
- Acido salicílico, $C_2H_2O_4$ marca J.T. Baker
- Tiosulfato de sodio cristalino, $Na_2S_2O_3 .5H_2O$ marca J.T. Baker
- Alcohol etílico, $CH_3 - CH_2 - OH$ al 95% marca J.T. Baker
- Solución de hidróxido de sodio 10 N, NaOH marca J.T. Baker
- Solución de hidróxido de sodio 0.1 N, NaOH marca J.T. Baker
- Solución de ácido sulfúrico 0.1 N, H_2SO_4 marca J.T. Baker
- Solución indicadora de anaranjado de metilo (0.1 g de anaranjado de metilo en una solución de 50 ml de alcohol etílico y 50 ml de agua).
- Solución indicadora mixta de rojo de metilo y verde de bromocresol (pesar 1 g de rojo de metilo y 0.5 g de verde de bromocresol, se disuelven en 100 ml de alcohol etílico y se lleva a un pH = 4.5).

Esta determinación se realizó por triplicado además de correr un blanco de agua. Se pesó 0.5 g de muestra y se transfirió a un matraz Kjeldhal, donde se le agregaron 2 g de ácido salicílico y 40 ml de ácido sulfúrico concentrado. El matraz Kjeldhal se agitó hasta incorporar totalmente la muestra, formándose el ácido nitrososalicílico. Se dejó reposar 30 minutos y después se añadió 10 g de tiosulfato de sodio para reducir al ácido nitrososalicílico. Se agitó y dejó reposar por 5 minutos. Posteriormente se puso en el equipo de digestión Kjeldhal hasta que dejaron de desprenderse humos blancos y la solución en el matraz Kjeldhal se clarificó. Se continúo la digestión durante 30 minutos más, retirándose el matraz del aparato y se dejó enfriar a temperatura ambiente. Se añadió 1 g de sulfato cúprico y 10 g de sulfato de potasio al matraz y se puso nuevamente a digerir en el aparato Kjeldhal hasta que la solución fue incolora ó de color amarillo paja.

Se preparó un matraz Erlenmeyer de 500 ml con 25 ml de la solución de ácido sulfúrico 0.1 N mas 3 a 4 gotas de solución indicadora de anaranjado de metilo (matraz colector) y se colocó abajo del condensador, de manera que la punta quedó en el seno del líquido. Se agregaron al matraz Kjeldahl de 4 a 5 granallas de zinc y 10 perlas de vidrio. Se adicionaron con cuidado por las paredes del cuello del matraz, 100 ml de la solución de hidróxido de sodio

10 N y se conectó al destilador Kjeldahl. Se adicionaron con mucho cuidado 150 ml de la solución de hidróxido de sodio 0.1 N y se calentó hasta que se destiló todo el amoniaco (150 ml de destilado se obtuvieron en aproximadamente en 30 minutos). Se colocó el matraz colector del destilado de manera que el tubo de vidrio de descarga del condensador, quedara sobre la boca del matraz libre del contacto con la solución de ácido sulfúrico 0.1 N y se continuó destilando aproximadamente cinco minutos, para llenar el tubo de descarga. Se interrumpió el calentamiento, se retiró el matraz colector y se tituló con la solución de ácido sulfúrico 0.1N hasta que la solución viró a rosa. El cálculo del N se realizo mediante la ecuación III.8:

$$\% N = ((A.N1 - B.N2) \times 0.014 \times 100) / M \qquad \text{(Ec. III.8)}$$

Donde:

% N: es el porcentaje de nitrógeno total base seca

A: ml de la solución de ácido sulfúrico empleado en la recolección del amoniaco destilado

N1: normalidad del ácido sulfúrico (0.1 N)

B: ml de la solución de hidróxido de sodio empleado en la neutralización de la solución de ácido sulfúrico

N2: normalidad de la solución del hidróxido de sodio (0.1N)

M: masa de la muestra seca en gramos

0.014: miliequivalente del nitrógeno

100: factor para relacionar el nitrógeno a por ciento

ANEXO IV

MÉTODO PARA METANO EN BIOGÁS

IV.1 DETERMINACIÓN DE METANO

El contenido de metano (CH_4) en el biogás generado se analizó por cromatografía de gases de acuerdo al método reportado por Márquez-Benavides (2004). Para esta determinación se utilizaron los siguientes equipos, materiales y reactivos:

- Cromatógrafo de gases marca VARIAN 3800
- Viales de 15 ml con salmuera
- Jeringas de 20 ml
- Jeringas de 5 ml
- Jeringa para cromatografía de gases de 50 μL
- Salmuera saturada (NaCl grado no reactivo) a pH 4.0 con HCl concentrado marca Meyer
- Metano extra seco marca INFRA grado Q.P.

Para medir el contenido de CH_4 del biogás producido por los BLAB, el *headspace* de los viales fue muestreado tomando 10 μL con una jeringa de cromatografía, para inmediatamente inyectarse en un equipo VARIAN CP 3800 (Fig. IV.1), con un detector FID y una columna de acero inoxidable (2m de longitud y 2 mm de DI), empacada con 5% de neopentilglicol sebacato + 1% H_3PO_4. El gas acarreador se mantuvo con un flujo de 35 ml/min. La temperatura del horno, inyector y detector se mantuvieron a 80, 200 y 210 °C, respectivamente.

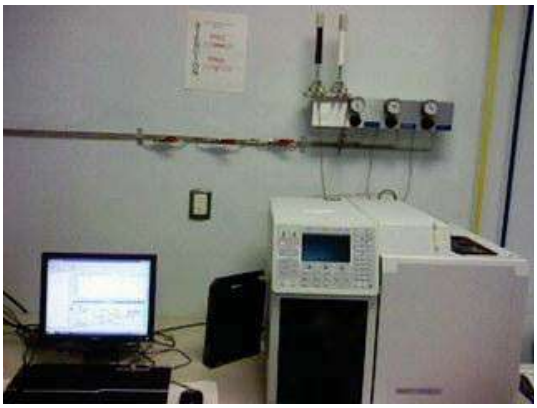


Fig. IV.1 Cromatógrafo de gases VARIAN 3800

Debido a imponderantes, la columna con 5% de neopentilglicol sebacato + 1% H_3PO_4 se cambio por una con dimensiones semejantes pero empacada con HAYESEP Q 80-100 MESH. Se hicieron varias pruebas hasta determinar un flujo de 30 ml/min para el gas acarreador y una temperatura de 90 °C. para el horno. Los otros parámetros se mantuvieron similares a los utilizados con la columna de 5% de neopentilglicol sebacato + 1% H_3PO_4.

Cabe mencionar, que cada vez que se encendió el Cromatógrafo de Gases VARIAN 3800, se elaboró una curva de calibración. Para ello, se realizaron por triplicado inyecciones de 0.0, 2.5, 5.0, 7.5 y 10 µL de CH_4 extra seco marca INFRA grado Q.P. y mediante el software Galaxy 2000, se construyó una curva de calibración con estándar externo (Fig. IV.2), de manera que al inyectar cada muestra problema, el resultado del cromatograma fue leído en µL.

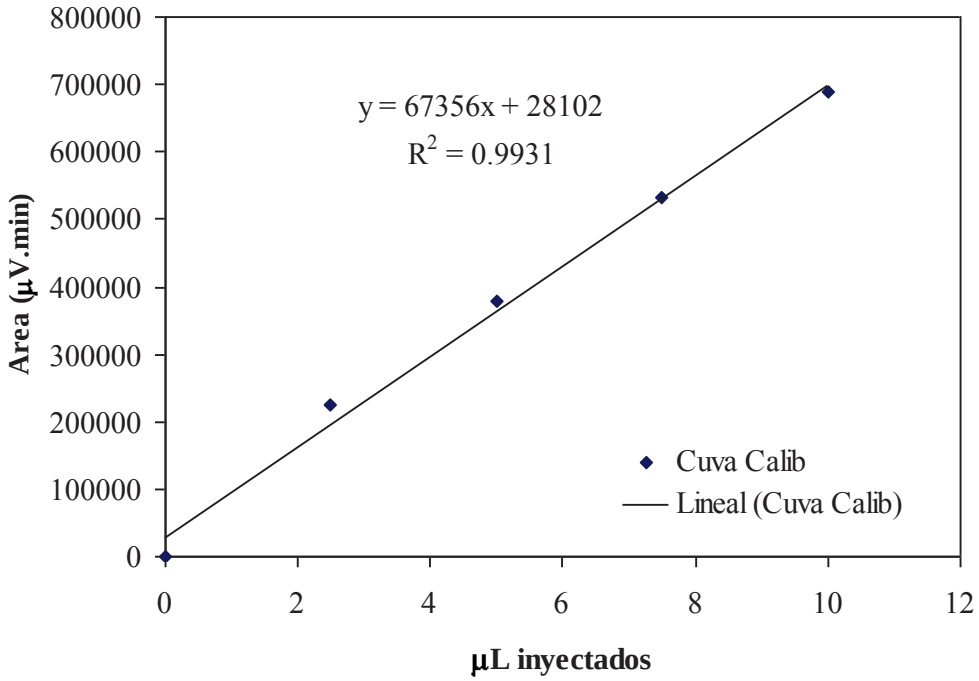


Fig. IV.2 Curva de calibración para CH_4 con estándar externo

Debido a que se inyectaron 10 µL de cada muestra de biogás, fue posible considerar una composición porciento volumen, es decir, si el resultado del cromatograma era 5 µL, ésto correspondió una composición del 50 % v/v de CH_4.

IV.2 METODOLOGIA PARA TOMA Y CONSERVACION DE MUESTRAS

Se prepararon viales de polietileno de 15 ml (Fig. IV.3) conforme a los siguientes pasos:

1) Adicionar 10 ml de una solución de NaCl saturada a pH 4 con HCl
2) Tapar con tapones Suba-seal^{R} No. 33
3) Succionar 40 ml de aire del espacio vacío con una jeringa de 20 ml
4) Mantener invertidos hasta el muestreo (Fig. IV.4)

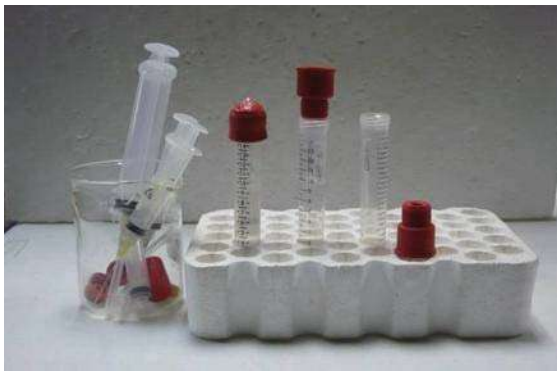


Fig. IV.3 Materiales para preparación de viales de polietileno de 15 ml

Fig. IV.4 Viales invertidos de 15 ml con salmuera

El muestreo del biogás, se realizó en el conector B del domo del BLAB por medio de una jeringa de 5 ml (Fig. IV.5). Los pasos para el muestreo fueron los siguientes:

1) Registrar en bitácora el volumen de salmuera del sistema de medición de biogás
2) Introducir la aguja de una jeringa de 5 ml en el Suba-seal^{R} del conector B del domo del BLAB
3) Succiona 5 ml de biogás y regresarlo sin sacar la aguja del Suba-seal^{R}, con el fin de provocar turbulencia dentro del domo y mezclar el biogás
4) Succionar por segunda vez y tomar una muestra de 5 ml de biogás
5) Inyectar inmediatamente en el Suba-seal^{R} del vial del tubo de 15 ml con salmuera los 5 ml de biogás
6) Invertir el tubo de 15 ml para garantizar un sello con salmuera en el Suba-seal^{R}
7) Almacenar a temperatura ambiente hasta su análisis en el cromatógrafo

Fig. IV.5 Muestreo de biogás

ANEXO V

TÉCNICAS Y MÉTODOS PARA LIXIVIADOS

Para la caracterización de los lixiviados producidos por los BLAB, se emplearon las técnicas y métodos analíticos vigentes para aguas residuales, cuidando realizar las diluciones necesarias para su aplicación. Las técnicas que enseguida se describen son para pH, conductividad electrolítica, sólidos totales (ST), sólidos volátiles totales (SVT), demanda química de oxigeno (DQO), ácidos orgánicos volátiles (AOV), nitrógeno amoniacal (NH_3-N) y sulfatos (SO_4^{-2}).

V.1 DETERMINACIÓN DE pH

Los análisis de pH en las muestras de lixiviados se realizaron de acuerdo con la Norma NMX-AA-008-SCFI-2000 (SEMARNAT, 2008). El equipo, material y reactivos requeridos fueron los siguientes:

- Potenciómetro marca Conductronic PC18 digital con un electrodo de vidrio para la determinación del pH y un electrodo bimetálico para medir la temperatura.
- Papel absorbente
- Pizeta con agua destilada
- Vaso de precipitado de 500 ml
- Solución estándar de pH 4.0 marca J.T. Baker
- Solución estándar de pH 7.0 marca J.T. Baker

Una vez calibrado el electrodo de pH con las soluciones estándar y registrada la temperatura, se lavaron con agua destilada ambos electrodos, se secaron con papel absorbente y se introdujeron en la muestra de 80 ml lixiviados. Se agitaron suavemente con el electrodo bimetálico y cuando se estabilizó la lectura del electrodo de pH (variación de lectura menor que 0.02 unidad de pH en un lapso no mayor de 1 min), se registraron por duplicado las lecturas tanto de temperatura como de pH (con 2 cifras decimales), cuidando que estas difirieran en menos de 0.1 unidad. Antes de introducir en otra muestra o verificar la calibración del electrodo de pH, se lavaron nuevamente con agua destilada ambos electrodos y se secaron con papel absorbente.

V.2 DETERMINACIÓN DE CONDUCTIVIDAD ELECTROLÍTICA

Los análisis de pH en las muestras de lixiviados se realizaron de acuerdo a la metodología descrita en la Norma NMX-AA-093-SCFI-2000 (SEMARNAT, 2008). El equipo, material y reactivos requeridos fueron los siguientes:

- Potenciómetro marca Conductronic PC18 digital con un electrodo de conductividad
- Papel absorbente
- Pizeta con agua destilada (de preferencia desionizada)
- Vaso de precipitado de 500 ml
- Probeta de 50 ml
- Cloruro de potasio, KCl marca Golden Bells
- Cloruro de sodio, NaCl marca J.T. Baker

Una vez calibrado el electrodo de conductividad como lo indica la NMX-AA-093-SCFI-2000 con diluciones de KCl y NaCl, se lavó con agua destilada, se enjuagó con el lixiviado a analizar y se introdujo en una muestra de éste, cuidando que quedara cubierto el orificio de ventilación del electrodo de conductividad. En caso de no contar con suficiente muestra de lixiviado, se vertió ésta en una la probeta de 50 ml y se introdujo el electrodo hasta cubrir su orificio de ventilación. Se agitó suavemente el electrodo, se seleccionó el rango de medición (mS/m o μS/cm) y cuando se estabilizó su lectura (variación de lectura menor que 0.02 unidades en un lapso no mayor de 1 min), se registraron por duplicado las lecturas. Antes de introducir en otra muestra o verificar la calibración del electrodo, se lavo nuevamente con agua destilada.

V.3 DETERMINACIÓN DE SÓLIDOS TOTALES Y SÓLIDOS VOLÁTILES TOTALES

La determinación de sólidos totales (ST) y sólidos totales volátiles (SVT) en las muestras de lixiviados producidos, se realizó por duplicado de acuerdo a la norma NMX-AA-034-SCFI-2001 (SEMARNAT, 2008). Primeramente se realizó la determinación de ST y una vez seca la muestra se obtuvo SVT. La NMX-AA-034-SCFI-2001 recomienda realizar estas

determinaciones dentro de las 24 horas a la colecta de las muestras, o bien preservarlas a 4°C hasta su análisis (7 días tiempo máximo de almacenamiento), cuidando que estén a temperatura ambiente al momento del análisis. Para estas determinaciones se utilizaron los siguientes equipos y materiales:

- Balanza analítica marca Explorer^{R} Pro
- Estufa de circulación forzada marca RIOSSA modelo HCF-41
- Mufla marca Fisher Scientific^{R}
- Cápsulas de porcelana o metálicas a peso constante
- Pinzas para cápsula
- Desecadores con silica (preparada máximo 30 antes)
- Micropipeta con émbolo marca BRAND de 1000 μL
- Puntillas de plástico para micropipeta

Una vez estabilizada y calibrada la balanza analítica, utilizando las pinzas se colocó en el plato de ésta la cápsula de previamente calcinada y a peso constante (G). Se registró el peso con 4 dígitos decimales y mediante la micropipeta se adicionaron 3 ml de la muestra de lixiviados producidos. Se tuvo cuidado de homogenizar la muestra cada vez que se tomaron 1000 μL con la micropipeta. Se registró el peso e inmediatamente se introdujo la cápsula con la muestra en la estufa, previamente estabilizada a 105 °C. Esta operación se repitió con cada muestra por duplicado.

Después de 1.5 horas, con ayuda de las pinzas se sacaron las cápsulas de la estufa y se introdujeron en los desecadores, dejándose ahí por 30 minutos para que alcanzaran la temperatura ambiente. Una vez transcurrido el tiempo, se les pesó nuevamente y se registró su valor (G1). La NMX-AA-034-SCFI-2001 recomienda volver a introducir la cápsula con muestra seca a la estufa (20 minutos) y sacarla a enfriar a un desecador (30 minutos) hasta alcanzar peso constante (variación entre pesos no mayor a 0.5 mg). La determinación de los ST se realizó mediante la Ecuación V.1:

$$ST = (G1 - G) * 1000000 / V \qquad \text{(Ec. V.1)}$$

Donde:

ST: son los sólidos totales, en mg/L;

G1: es el peso de la cápsula con la muestra seca, en g;

G: es el peso de la cápsula vacía, en g a peso constante, y

V: es el volumen de muestra, en ml.

Para la determinación de los SVT se utilizaron las cápsulas con las muestras de ST; las cuales fueron pesadas y anotado su peso en gramos con 4 digitos, se introdujeron en la mufla a 550ºC durante una hora, para después ser transferidas a la estufa (previamente estabilizada a 105 ºC) y dejarlas dentro durante media hora. Por último se pusieron a enfriar hasta temperatura ambiente dentro de un desecador durante otra media hora. Transcurrido este tiempo fueron nuevamente pesadas y anotado su peso final. Se introdujeron en la estufa (20 minutos), se enfriaron en un desecador (30 minutos) y se pesaron hasta peso constante (G2). Para determinar los SVT se utilizó la Ecuación V.2.

$$SVT = (G1 - G2) * 1000000/ V \qquad \text{(Ec. V.2)}$$

Donde:

SVT: es la materia orgánica total, en mg/L.

G2: es el peso de la cápsula con el residuo, después de la calcinación, en g.

V.4 DETERMINACIÓN DE LA DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO

La determinación de DQO en las muestras de lixiviados producidos, se realizó por duplicado de acuerdo al método de dicromato aprobado por la USEPA (HACH, 1997). Para ésto se utilizaron los siguientes equipos, materiales y reactivos:

- Digestor marca HACH, modelo DR200
- Espectrofotómetro marca HACH, modelo DR/2500
- Matraces aforados de 100 o 50 ml
- Micropipeta con émbolo marca BRAND de 1000 μL

- Puntillas de plástico para micropipeta
- Tubos con reactivo para 1500 mg/L marca HACH
- Agua destilada

Las determinaciones de DQO incluyeron la dilución de las muestras de lixiviados cuando su valor esperado fue superior a 1500 mg/L. Con la micropipeta se adicionaron 2 ml de muestra de lixiviado a un tubo con reactivo HACH. Se tuvo cuidado de mezclar la muestra cada vez que se tomaron 1000 μL con la micropipeta. Una vez cerrado con su tapón, se agitó inclinándolo suavemente para mezclarlo. Esta preparación se realizó por duplicado para cada muestra de lixiviado.

Una vez preparados todos los tubos con reactivo HACH para DQO, se colocaron en el digestor DR200 previamente estabilizado a 150^{o}C y se dejaron digerir por 2 horas conforme al programa para DQO de dicho digestor. Terminada la digestión se dejaron enfriar a temperatura ambiente. Se calibró el espectrofotómetro DR/2500 y se determinó la cantidad de DQO en mg/L a la longitud de 620 nm mediante el programa "435 COD HR Limit 1500 mg/L" de este equipo. Como blanco se utilizó agua destilada.

V.5 DETERMINACIÓN DE ÁCIDOS ORGÁNICOS VOLÁTILES

La determinación de AOV en las muestras de lixiviados producidos se realizó por duplicado, adecuando el método reportado por Nitayapat (2003). Para ésto se utilizaron los siguientes equipos, materiales y reactivos:

- Cromatógrafo de Gases marca VARIAN, modelo CP5800
- Centrífuga 5415D marca EPPENDORF
- Vórtice marca APOLLO
- Tubos Eppendorf de 2 ml
- Viales cromacol con septa de 2 ml
- Micropipeta con émbolo marca BRAND de 1000 μL
- Micropipeta con émbolo marca BRAND de 250 μL
- Puntillas de plástico para micropipeta.
- Jeringa de cromatografía para líquidos de 5 μL

- Agua destilada
- Acido fórmico, HCOOH marca Fluka
- Acido acético glacial, CH_3COOH marca J.T. Baker
- Acido propiónico, CH_3CH_2COOH marca Fermont
- Acido butírico, $CH_3CH_2CH_2COOH$ marca Fluka

Se colocaron 1.5 ml de cada una de las muestras homogenizadas de lixiviado en tubos Eppendorf y se clarificaron en una centrífuga 5415D a 10000 rpm durante 10 min. Con la micropipeta se transfirió 0.9 ml del sobrenadante del tubo Eppendorf a un vial cromacol y se le adicionó 0.1 ml de acido fórmico. Los viales cromacol se almacenaron a 4^oC hasta su análisis.

La determinación de AOV se llevó a cabo mediante un cromatógrafo de gases, con detector de de ionización de flama (FID) conectado vía una interfaz a una computadora con el software Galaxy 2000. Previo mezclado con un vórtice de la muestra acidificada, se inyectó 1 μL con una jeringa para líquidos de 5 μL a una columna cromatográfica de acero inoxidable de 2 m de largo y 2 mm de DI, el empaque de la columna contenía 5% de neopentil glicolsebacato + H_3PO_4 (1%) en Cromosorb W-AW (80-100 mesh) [Speck Analytical, Alva]. Se utilizó un flujo de 25 ml/min. El inyector y el detector FID se mantuvieron a 210 y 220 ºC, respectivamente. La temperatura del horno varió de acuerdo al siguiente programa: Inmediatamente después de la aplicación de la muestra, la temperatura del horno se mantuvo a 108 ºC por 2 min. y después fue incrementada a una tasa de 25 ºC/min hasta que se alcanzó una temperatura de 120 ºC. Después de 0.2 min a 120 ºC, la temperatura volvió a incrementarse a una razón de 8 ºC/min hasta que se alcanzaron 145 ºC. Debido a ensuciamiento de la columna con 5% de neopentil glicolsebacato + H_3PO_4 (1%) en Cromosorb W-AW (80-100 MESH) [Speck Analytical, Alva], se tuvo que sustituir por una nueva columna empacada con 3% Carbowax 20M + 0.5% H_3PO_4, Cromosor WHP 20-200 Mesh. El programa de temperaturas y tiempos para el horno fue el mismo y solo se cambio el Threshold de 10.0 a 5.0.

Cabe mencionar, que cada vez que se encendió el Cromatógrafo de Gases VARIAN 3800, se realizó una curva de calibración. Para ello se prepararon las siguientes soluciones:

Mezcla 10-1-5: 10 mM ácido acético, 1 mM ácido propiónico y 5 mM ácido Butírico
Mezcla 20-2-10: 20 mM ácido acético, 2 mM ácido propiónico y 10 mM ácido Butírico
Mezcla 50-5-25: 50 mM ácido acético, 5 mM ácido propiónico y 25 mM ácido Butírico
Mezcla 100-10-50: 100 mM ácido acético, 10 mM ácido propiónico y 50 mM ácido Butírico

De cada una de las soluciones se vertió 0.9 ml en un vial cromacol y se le adicionó 0.1 ml de acido fórmico. Los viales cromacol se mezclaron con el vórtice y se realizaron 3 inyecciones de 1.0 μL de cada uno de ellos. Las áreas de los picos reportados en μV.min fueron comparadas con las áreas producidas al inyectar las 4 mezclas (Fig. V.1) y mediante el software Galaxy 2000, se construyó una curva de calibración con estándar externo, de manera que al inyectar cada muestra de lixiviado preparado, el resultado del cromatograma de cada ácido pudiera ser leído en mM.

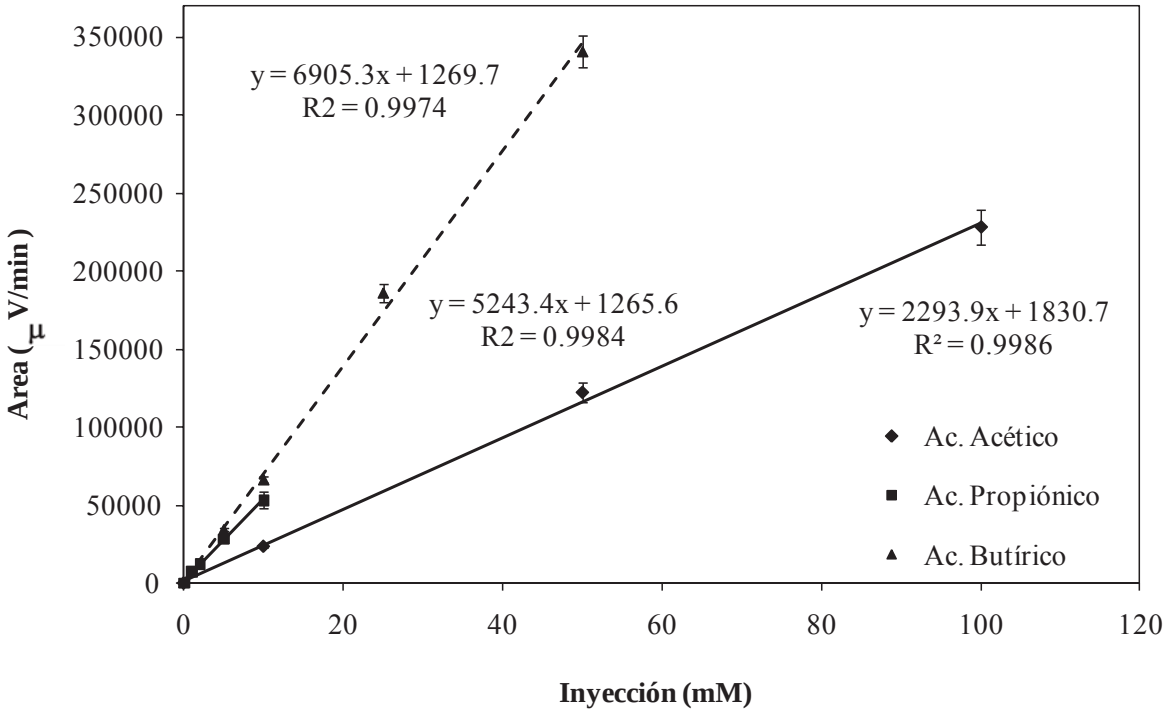
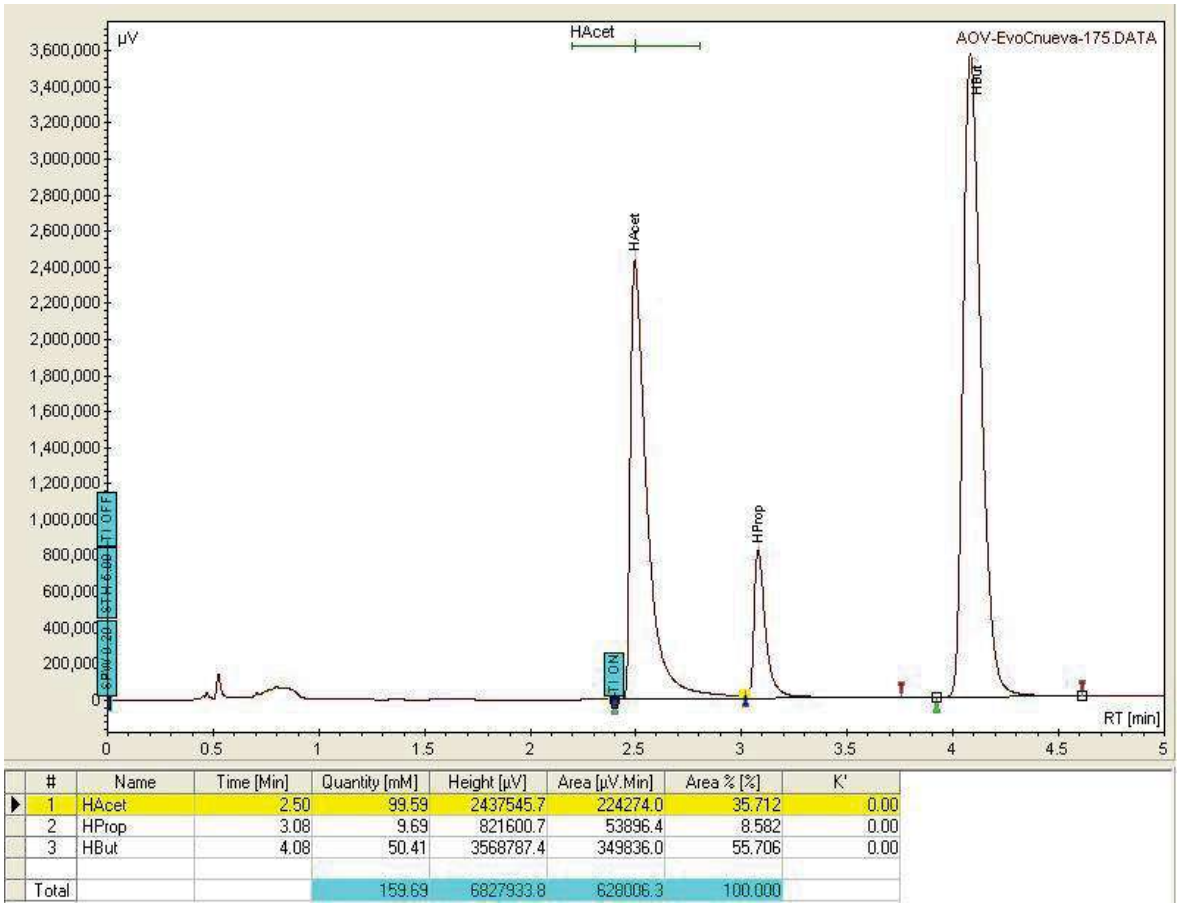


Fig. V.1 Curva de calibración para AOV



#	Name	Time [Min]	Quantity [mM]	Height [µV]	Area [µV.Min]	Area % [%]	K'
1	HAcet	2.50	99.59	2437545.7	224274.0	35.712	0.00
2	HProp	3.08	9.69	821600.7	53896.4	8.582	0.00
3	HBut	4.08	50.41	3568787.4	349836.0	55.706	0.00
Total			159.69	6827933.8	628006.3	100.000	

Fig. V.2 Cromatograma de AOV en una muestra de lixiviados

V.6 DETERMINACIÓN DE NITRÓGENO AMONIACAL

La determinación de nitrógeno amoniacal en las muestras de lixiviados producidos, se realizó por duplicado de acuerdo al método colorimétrico reportado por Márquez-Benavides (2004). Para ésto se utilizaron los siguientes equipos, materiales y reactivos:

- Espectrofotómetro marca HACH, modelo DR/2500
- Centrífuga 5415D marca EPPENDORF
- Balanza analítica marca Explorer^{R} Pro
- Estufa de circulación forzada marca RIOSSA modelo HCF-41
- Vórtice marca APOLLO
- Tubos de ensaye marca HACH de 10 ml

- Tubos Ependorf de 2 ml
- Micropipeta con émbolo marca BRAND de 1000 μL
- Micropipeta con émbolo marca BRAND de 250 μL
- Puntillas de plástico para micropipeta.
- Matraces aforados de 10, 25, 50 y 100 ml
- Agua desionizada
- Alcohol fenílico 10 % (w/v):

  - Fenol, C_6H_5OH marca J.T. Baker

  - Metanol, CH_3OH marca Meyer
- Solución de nitroprusiato al 0.5 % (w/v), $Na_2[Fe(CN)_5NO]$ marca Fluka
- Citrato alcalino por litro:

  - 200 g Citrato de sodio, $NaH_2C_3H_5O(COO)_3$ marca Meyer

  - 10 g de Hidróxido de sodio, NaOH marca Golden Bells
- Solución de hipoclorito de sodio al 15% (v/v), NaClO marca J.T. Baker
- Agente oxidante: 10 ml de citrato alcalino mas 2.5 ml de la solución de hipoclorito (prepararse fresca para cada ensayo)
- Solución de cloruro de amonio 2 g / L, NH_4Cl marca J.T. Baker

Los reactivos pueden almacenarse a 4ºC y utilizarse dentro de un mes. El agente oxidante debe ser preparado el día de su utilización. En la preparación de los reactivos se utilizó agua desionizada, menos en el alcohol fenílico. La preparación de 100 ml de citrato alcalino requiere una agitación en el vórtice de 20 minutos.

Se colocó 2 ml de la muestras homogenizada de lixiviado en un tubo Eppendorf, y se clarificó en una centrífuga a 10,000 rpm durante 10 min. Con la micropipeta se transfirió 1.5 ml del sobrenadante del tubo Eppendorf a un tubo de ensaye y se le adicionó 1.5 ml de agua desionizada, 60 μL de alcohol fenílico, 60 μL solución de nitroprusiato y 150 μL del agente oxidante. Se incubaron por una hora a 50ºC en la estufa y se enfriaron a temperatura ambiente. Finalmente se realizó la lectura de absorvancia por triplicado en un espectrofotómetro a 640 nm, utilizando agua desionizada como blanco para la calibración del equipo.

Las lecturas de absorvancia se convirtieron a mg/L con una curva de calibración, la cual se elaboró cada vez que se prepararon nuevos reactivos. La curva de calibración se elaboró

mediante soluciones acuosas de NH_4Cl de 1 a 17 mg / L (Fig. V.3). Se utilizó agua desionizada como blanco.

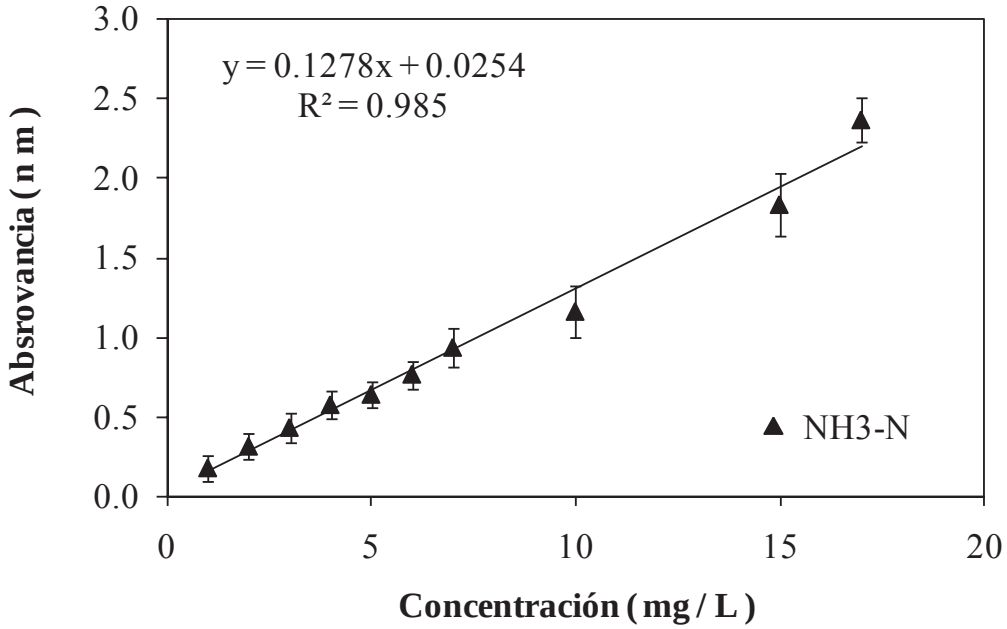


Fig. V.3 Curva de calibración para NH_3-N

Se recomienda antes de adicionar los reactivos, realizar una lectura de absorvancia a 3 ml de lixiviado clarificado y si reporta valores mayores de 0.01, llevar a cabo diluciones con agua desionizada.

V.7 DETERMINACIÓN DE SULFATOS

La determinación de sulfatos en las muestras de lixiviados producidos, se realizó por duplicado utilizando al método de turbidimetría reportado por Nitayapat (2003). Para ésto se utilizaron los siguientes equipos, materiales y reactivos:

- Espectrofotómetro marca HACH, modelo DR/2500
- Centrífuga 5415D marca EPPENDORF
- Balanza analítica marca Explorer^R Pro.
- Vórtice marca APOLLO

- Tubos de ensaye marca HACH de 10 ml
- Tubos Ependorf de 2 ml
- Micropipeta con émbolo marca BRAND de 1000 μL
- Micropipeta con émbolo marca BRAND de 250 μL
- Puntillas de plástico para micropipeta
- Matraces aforados de 100 o 50 ml
- Agua destilada
- Reactivo acondicionador por litro (Almacenar a temperatura ambiente máximo un mes):
  - 100 ml Glicerol (ρ=1.258 g/L), marca J.T. Baker
  - 60 ml ácido clorhídrico, HCl marca Meyer
  - 200 ml Propanol-2, C_3H_7OH marca J.T. Baker
  - 150 g Cloruro de sodio, NaCl, marca J.T. Baker
- Cloruro de barrio, $BaCl_2$ marca J.T. Baker
- Sulfato de sodio, Na_2SO_4 marca J.T. Baker

Se colocaron por duplicado 2 ml de la muestra homogenizada de lixiviado en tubos Ependorf, y se clarificaron a 10000 rpm durante 10 min. Del sobrenadante clarificado de cada tubo Eppendorf se transfirió 1.5 ml a un tubo de ensaye (3 ml en total) y se adicionó 150 μL del reactivo acondicionador y 1.2 g de $BaCl_2$. Se mezclaron en el vórtice por 1 minuto y se dejaron reposar por 4 minutos. Inmediatamente a los 4 minutos se leyó su absorvancia en un espectrofotómetro a 420 nm. Para corregir de la lectura de cada muestra, se utilizó como blanco el mismo lixiviado clarificado, al cual se le leyó su absorvancia en un espectrofotómetro a 420 nm, previamente agitado en el vórtice por 1 minuto y en reposo por 4 minutos sin reactivos. Se utilizó agua desionizada para la calibración del equipo.

Las lecturas de absorvancia se convirtieron a mM con una curva de calibración. La curva de estándar de calibración se preparó mediante soluciones acuosas de Na_2SO_4 de 0.1 a 1.0 mM (Fig. V.4). Para la corrección de la coloración y turbidez de la muestra se prepararon blancos sin la adición de $BaCl_2$. Se utilizó agua desionizada para la calibración del equipo.

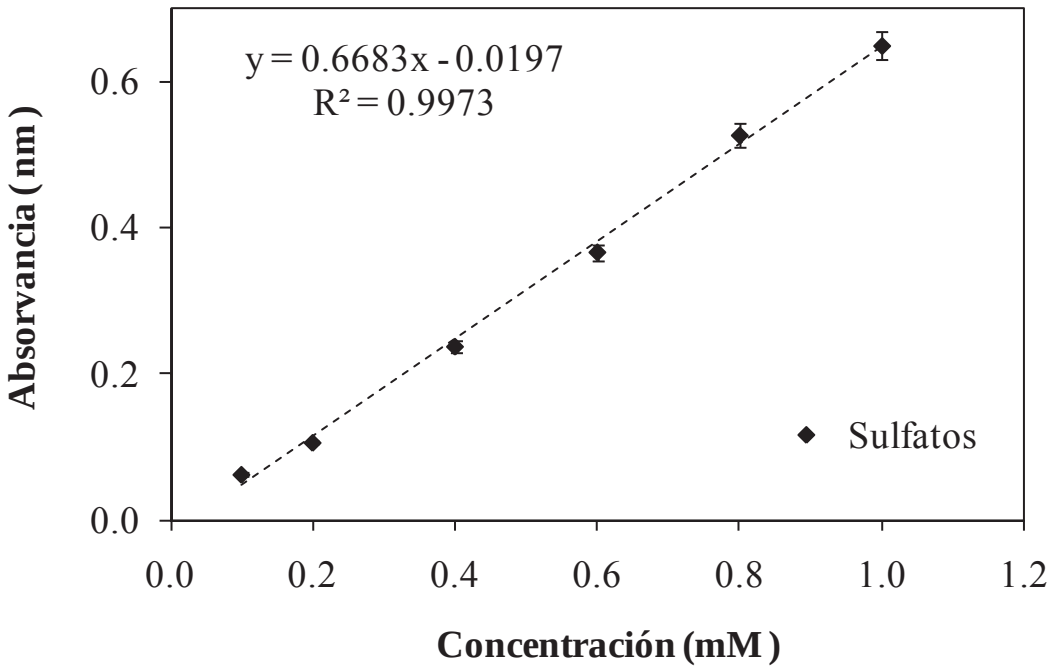


Fig. V.4 Curva de calibración para sulfatos

ANEXO VI

ANÁLISIS ESTADISTICO PARA LOS 4 NIVELES DE RECIRCULACIÓN DE LIXIVIADOS

En los siguientes apartados se describen los análisis univariado y multivariado realizados con STATGRAPHICS PLUS 5.0 ®. Los análisis multivariados como Correlación, Análisis de la Varianza (ANOVA) y Prueba de Tukey HDS, se presentan en apartados independientes (Tukey, 1977).

VI.1 PRUEBA DE ANOVA ENTRE BIORREACTORES DE CADA NIVEL

Para determinar si existían diferencias significativas entre las 4 repeticiones de un nivel de recirculación de lixiviados (50, 60, 70 u 80 %Hbh), se realizó a cada parámetro una prueba de ANOVA con un nivel de significancia del 95 %. Para ello, hubo que declarar las hipótesis nulas respectivas. Como ejemplo, enseguida se muestra la hipótesis nula Ho (Ecuación VI.1) de manera estadística para el pH entre los 4 BLAB al 80 %Hbh, denominados 1, 4, 7 y 19.

"No existen diferencias entre las medias (μ) de los valores de pH de los BLAB operados al 80 %Hbh"

$$Ho : \mu_1 = \mu_4 = \mu_7 = \mu_{19} \qquad \text{(Ec. VI.1)}$$

Y la hipótesis alternativa Ha (Ecuación VI.2) puede enunciarse:

"Existen diferencias entre las medias de los valores de pH de los BLAB operados al 80 %Hbh"

$$Ha : \mu_1 \neq \mu_4 \neq \mu_7 \neq \mu_{19} \qquad \text{(Ec. VI.2)}$$

Comprobándose para pH la Ho, ya que el valor de la probabilidad fue 0.6931 ($p > 0.05$) (Montgomery, 2003).

Para los parámetros de pH, conductividad electrolítica (CE), sólidos totales (ST), sólidos volátiles totales (STV), demanda química de oxígeno (DQO) y metano (CH_4) no se encontraron diferencias significativas entre los BLAB de un mismo régimen de humedad (tratamiento), por lo que fue posible considerar el promedio de los resultados de un parámetro de los 4 BLAB, como su valor para ese nivel de humedad (Montgomery, 2003). Las Figs. VI.1

a VI.24 presentan los resultados gráficos de la prueba de ANOVA para cada uno de ellos, realizada con el paquete STATGRAPHICS PLUS 5.0 ®.

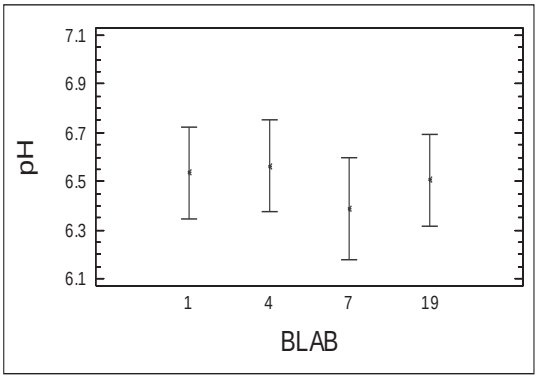


Fig. VI.1 ANOVA para pH en lixiviados de BLAB al 80 %Hbh, p = 0.6931

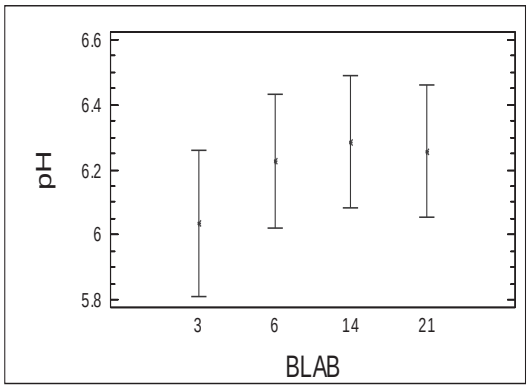


Fig. VI.2 ANOVA para pH en lixiviados de BLAB al 70 %Hbh, p = 0.4504

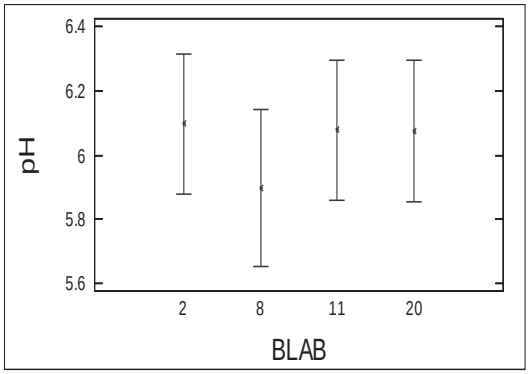


Fig. VI.3 ANOVA para pH en lixiviados de BLAB al 60 %Hbh, p = 0.6747

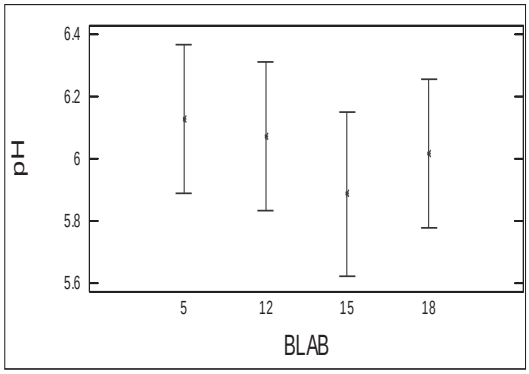


Fig. VI.4 ANOVA para pH en lixiviados de BLAB al 50 %Hbh, p = 0.6435

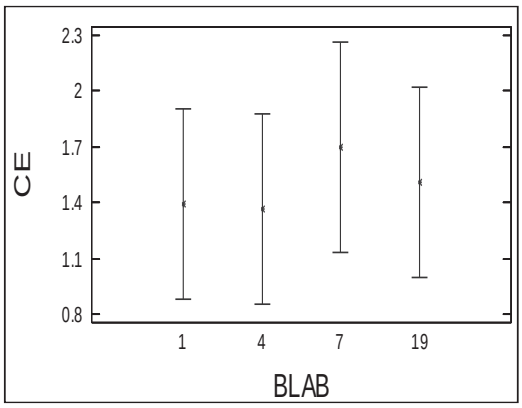


Fig. VI.5 ANOVA para CE en lixiviados de BLAB al 80 %Hbh, p = 0.8516

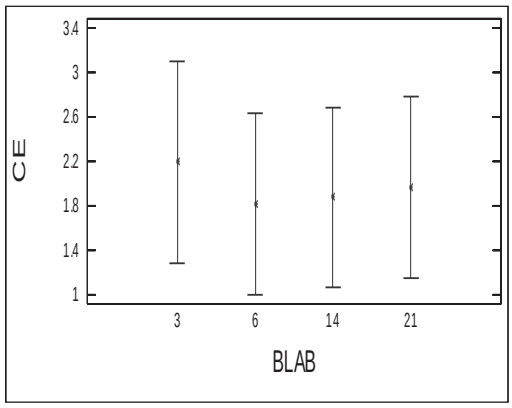


Fig. VI.6 ANOVA para CE en lixiviados de BLAB al 70 %Hbh, p = 0.9460

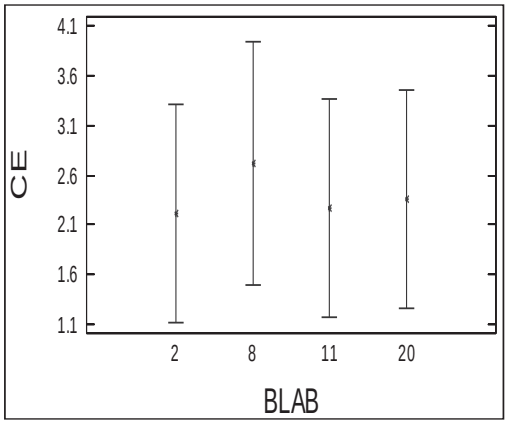


Fig. VI.7 ANOVA para CE en lixiviados de BLAB al 60 %Hbh, p = 0.9452

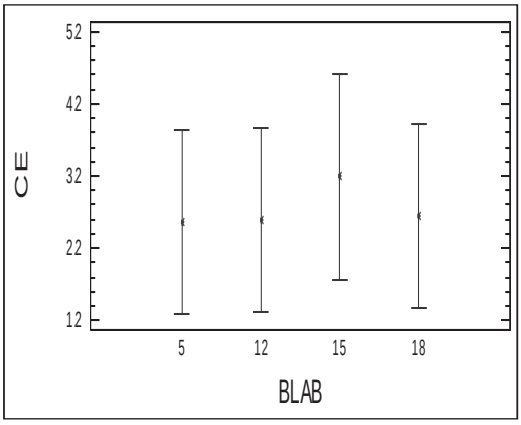


Fig. VI.8 ANOVA para CE en lixiviados de BLAB al 50 %Hbh, p = 0.9242

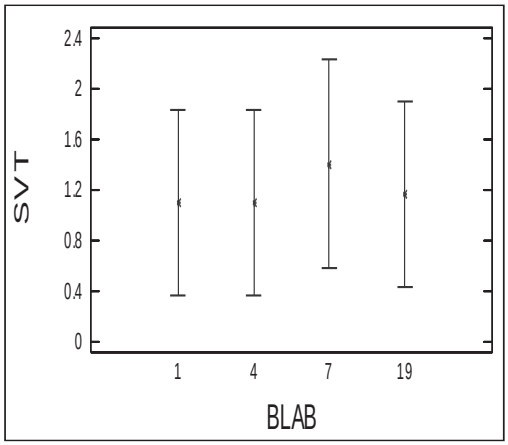


Fig. VI.9 ANOVA para SVT en lixiviados de BLAB al 80 %Hbh, p = 0.9544

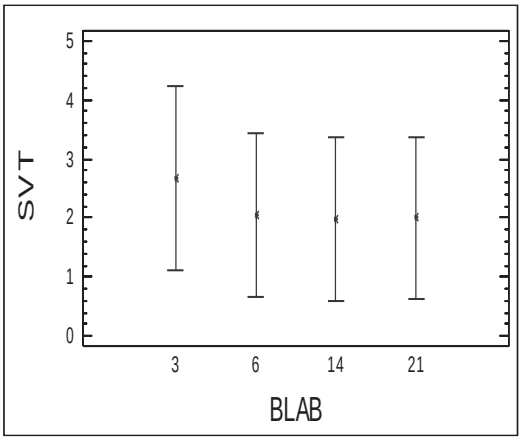


Fig. VI.10 ANOVA para SVT en lixiviados de BLAB al 70 %Hbh, p = 0.9211

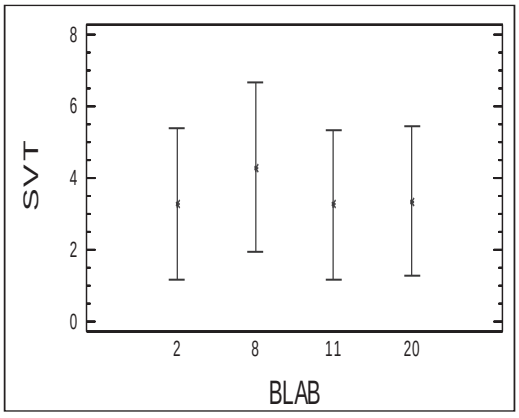


Fig. VI.11 ANOVA para SVT en lixiviados de BLAB al 60 %Hbh, p = 0.9248

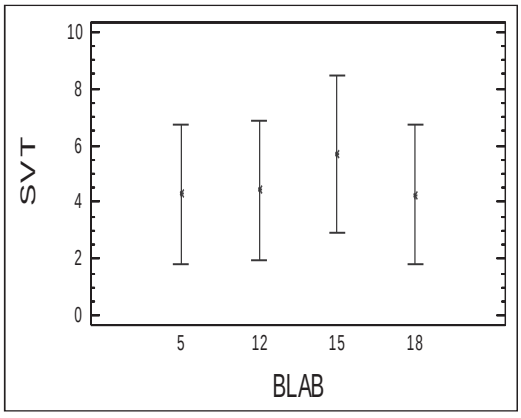


Fig. VI.12 ANOVA para SVT en lixiviados de BLAB al 50 %Hbh, p = 0.8881

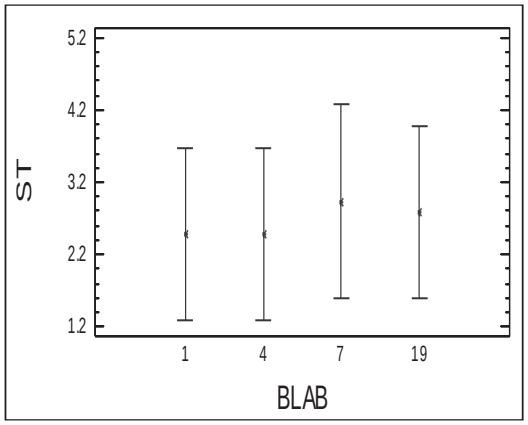


Fig. VI.13 ANOVA para ST en lixiviados de BLAB al 80 %Hbh, p = 0.9541

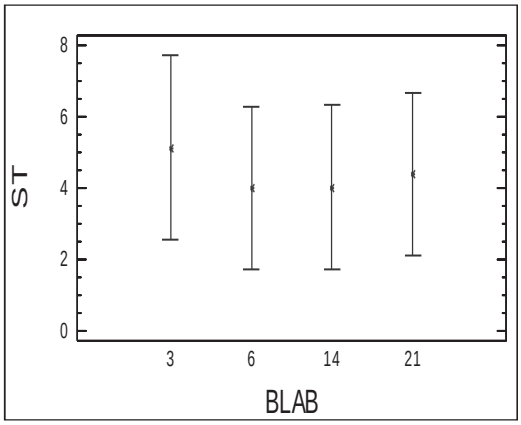


Fig. VI.14 ANOVA para ST en lixiviados de BLAB al 70 %Hbh, p = 0.9270

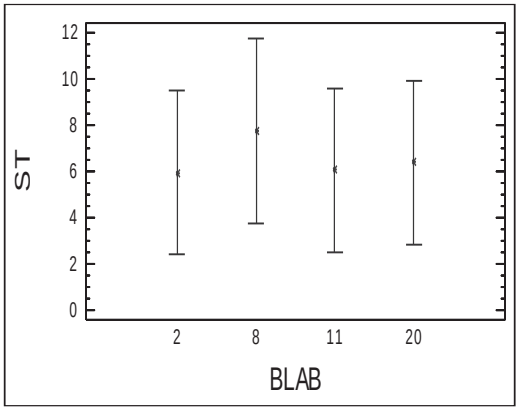


Fig. VI.15 ANOVA para ST en lixiviados de BLAB al 60 %Hbh, p = 0.9285

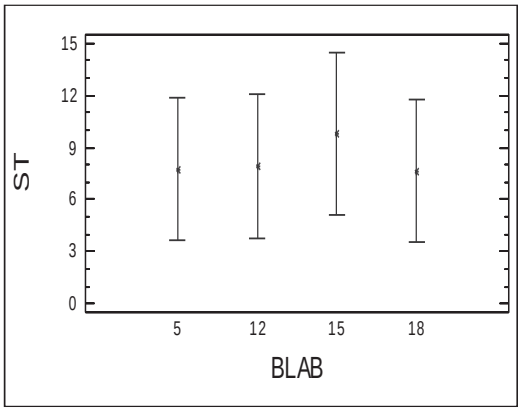


Fig. VI.16 ANOVA para ST en lixiviados de BLAB al 50 %Hbh, p = 0.9194

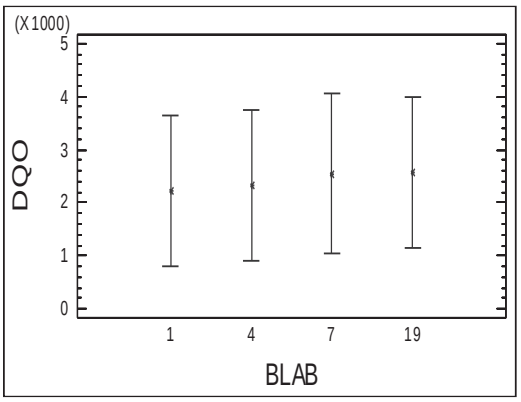


Fig. VI.17 ANOVA para DQO en lixiviados de BLAB al 80 %Hbh, p = 0.9860

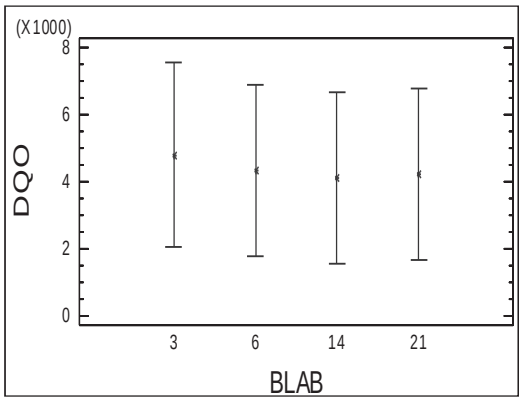


Fig. VI.18 ANOVA para DQO en lixiviados de BLAB al 70 %Hbh, p = 0.9881

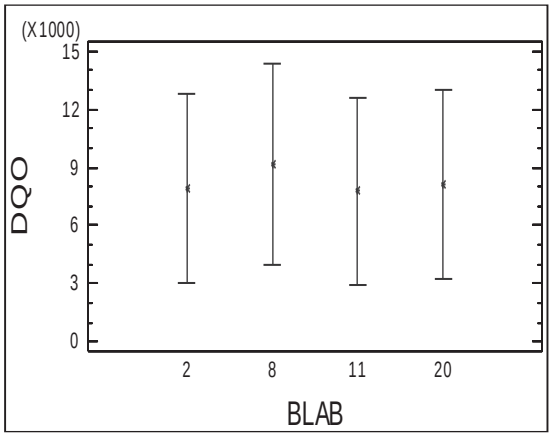


Fig. VI.19 ANOVA para DQO en lixiviados de BLAB al 60 %Hbh, p = 0.9828

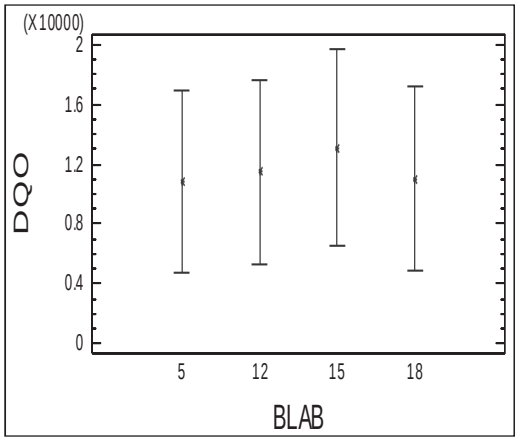


Fig. VI.20 ANOVA para DQO en lixiviados de BLAB al 50 %Hbh, p = 0.9676

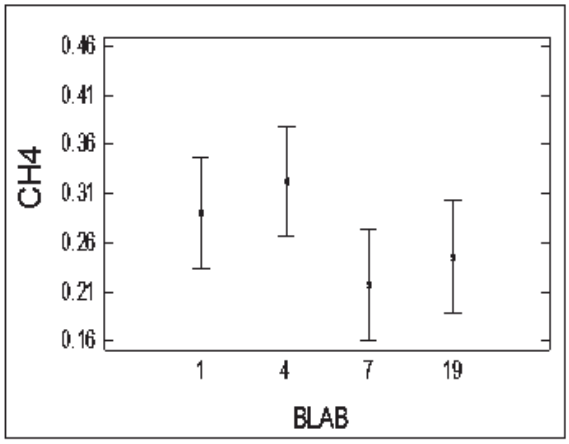


Fig. VI.21 ANOVA para CH_4 en lixiviados de BLAB al 80 %Hbh, p = 0.1472

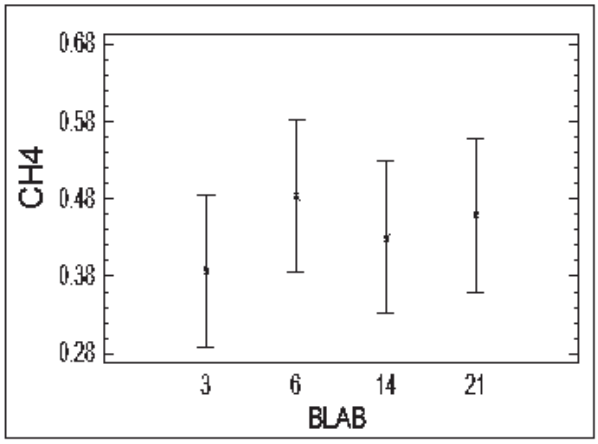


Fig. VI.22 ANOVA para CH_4 en lixiviados de BLAB al 70 %Hbh, p = 0.6100

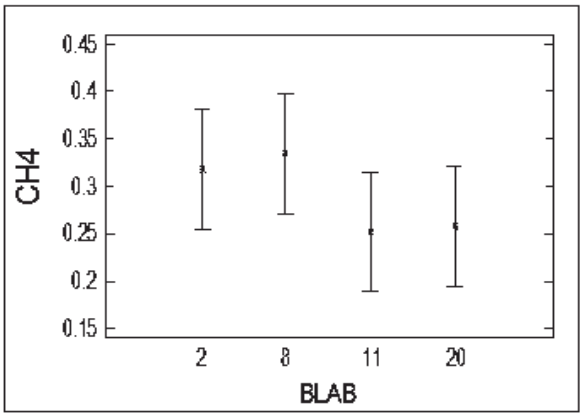


Fig. VI.23 ANOVA para CH_4 en lixiviados de BLAB al 60 %Hbh, p = 0.2273

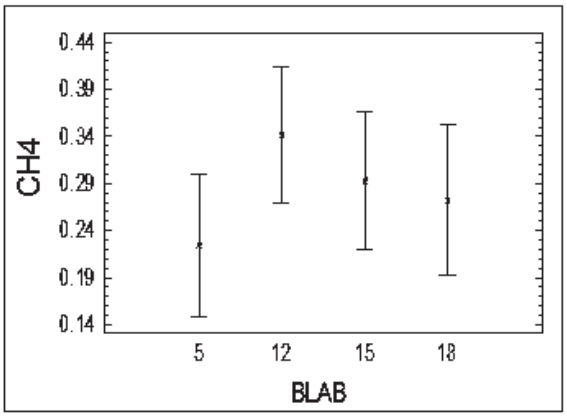


Fig. VI.24 ANOVA para CH_4 en lixiviados de BLAB al 50 %Hbh, p = 0.2283

VI.2 ANALISIS UNIVARIADO

Los datos fueron resultado de un diseño experimental completamente aleatorio, donde el factor de confusión fue el volumen de lixiviado recirculado para alcanzar los regímenes de humedad de 50, 60, 70 y 80% Hbh. El tamaño de la población fue N=1656, dividida en nueve variables: pH, CE, ST, SVT, DQO, ácido acético (AA), ácido propiónico (AP), ácido butírico (AB) y CH_4. En la Tabla VI.1 se resumen los estadísticos calculados para cada una de las variables analizadas.

Tabla VI.1 Resumen de estadísticos del análisis univariado

VARIABLES	MEDIA	MEDIANA	DS	VALOR MINIMO	VALOR MAXIMO	RANGO	CURTOSIS	CV (%)
pH	6.26	6.45	0.8	4.59	7.68	3.09	-1.34	12.82
DQO (mg/L)	4600	760.75	10772	0	68775	68775	43.58	234.14
ST (mg/L)	4.52	1.50	9.67	0.27	66.13	65.86	18.22	123.95
CE (mg/L)	1.84	0.72	3.17	0.2	19.43	19.23	12.08	172.03
SVT (mg/L)	2.32	0.50	5.74	0.03	38.03	38.00	18.16	246.54
AA (mg/L)	16.14	1.16	30.37	0	155.72	155.71	7.25	188.12
AB (mg/L)	2.79	0.15	6.38	0	66.12	66.12	30.67	228.74
AP (mg/L)	1.47	0.43	1.73	0	6.67	6.67	0.58	117.54
CH_4 (%V)	16.02	8.55	17.24	0	69.73	69.73	-0.29	107.58

DS, Desviación estándar; CV, Coeficiente de variación

Para los lixiviados producidos, las Figs. VI.29, VI.33, VI.37, VI.41, VI.45, VI.49 y VI.53 muestran los gráficos de dispersión. Los gráficos de caja se presentan en las Figs. VI.30, VI.34, VI.38, VI.42, VI.46, VI.50 y VI.54. Los histogramas se muestran en las Figs. VI.31, VI.35, VI.39, VI.43, VI.47, VI.51 y VI.55. Los gráficos de distribución normal se presentan en las Figs. VI.32, VI.36, VI.40, VI.44, VI.48, VI.52 y VI.56). Las Figs. VI.57 a VI.60 muestran los resultados gráficos para la variable CH_4.

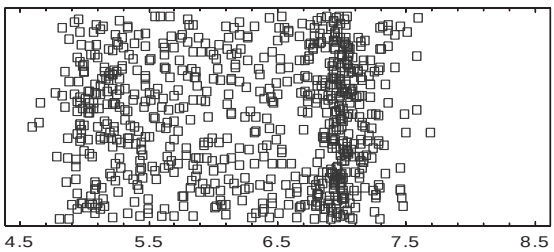


Fig. VI.25 Gráfico de dispersión para pH en lixiviados

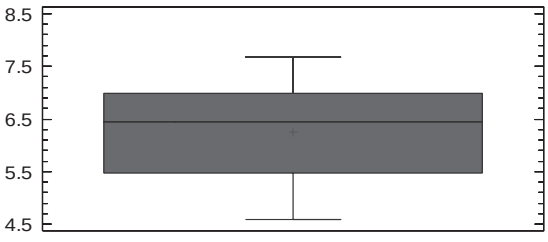


Fig. VI.26 Gráfico de caja para pH en lixiviados

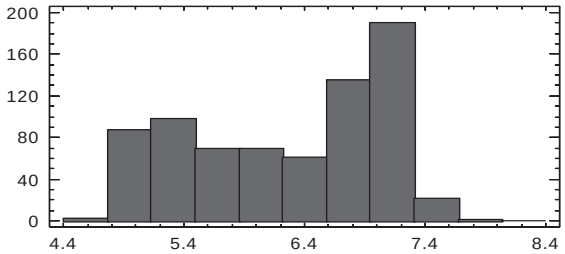


Fig. VI.27 Histograma para pH en lixiviados

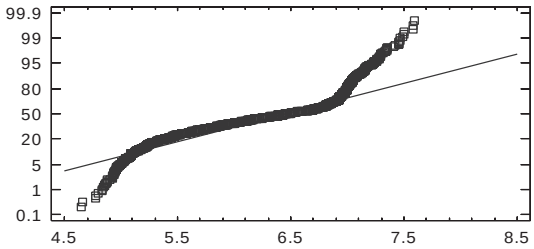


Fig. VI.28 Gráfico de distribución normal para pH en lixiviados

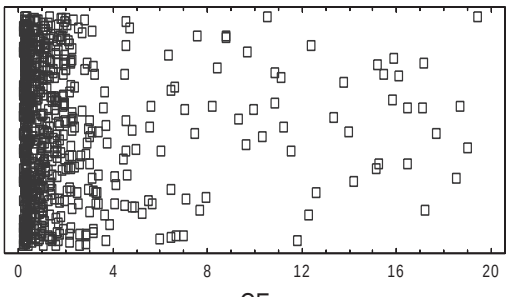


Fig. VI.29 Gráfico de dispersión para CE en lixiviados

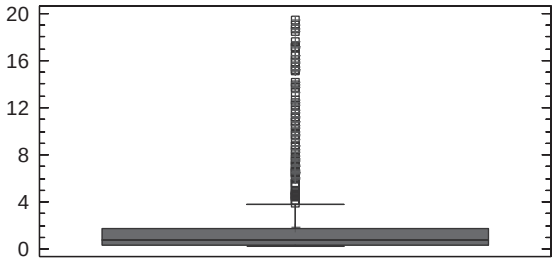


Fig. VI.30 Gráfico de caja para CE en lixiviados

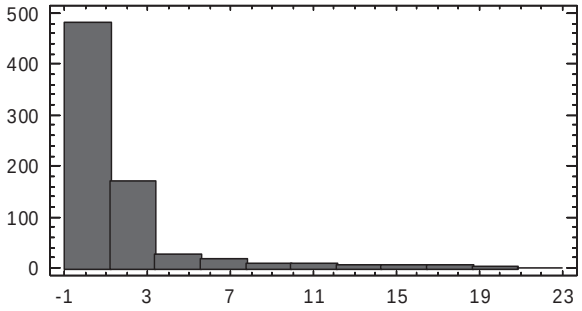


Fig. VI.31 Histograma para CE en lixiviados

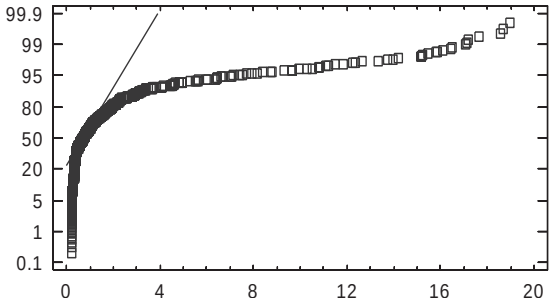


Fig. VI.32 Gráfico de distribución normal CE en lixiviados

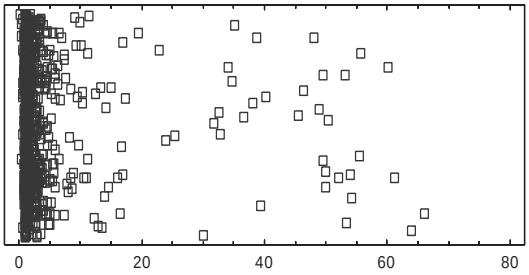


Fig. VI.33 Gráfico de dispersión para ST en lixiviados

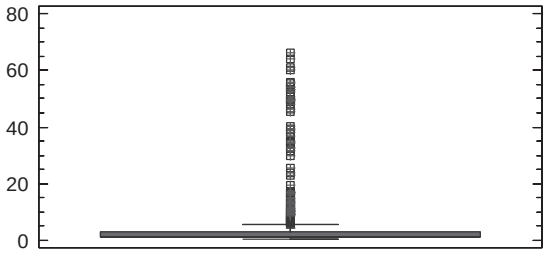


Fig. VI.34 Gráfico de caja para ST en lixiviados

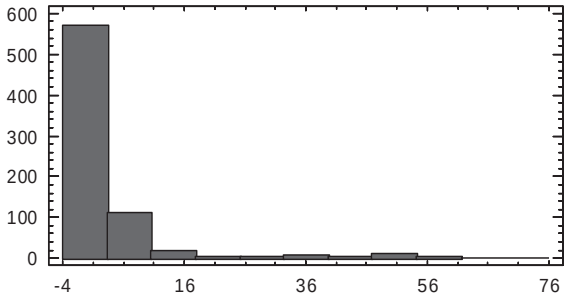


Fig. VI.35 Histograma para ST en lixiviados

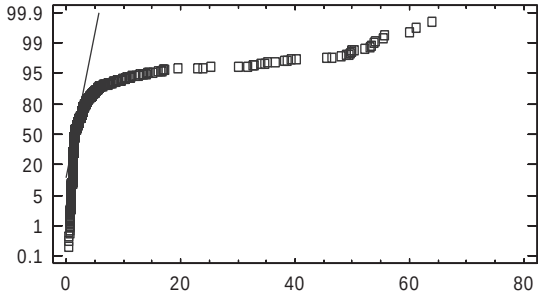


Fig. VI.36 Gráfico de distribución normal ST en lixiviados

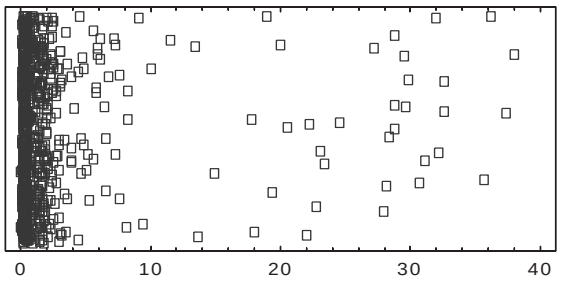


Fig. VI.37 Gráfico de dispersión para SVT en lixiviados

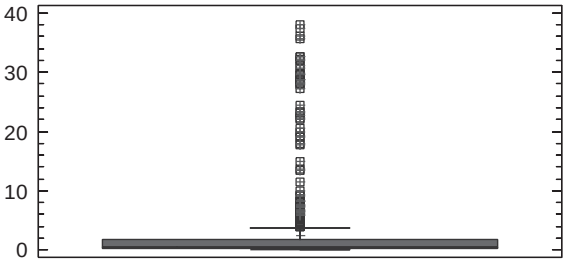


Fig. VI.38 Gráfico de caja para SVT en lixiviados

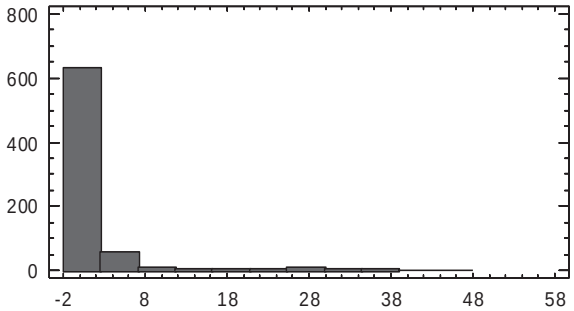


Fig. VI.39 Histograma para SVT en lixiviados

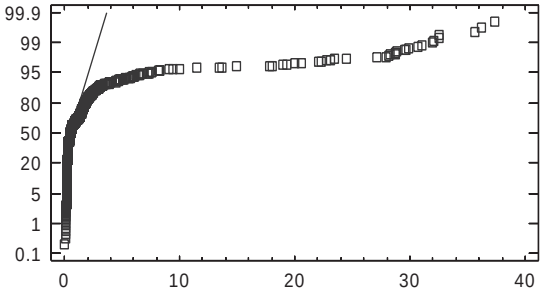


Fig. VI.40 Gráfico de distribución normal para SVT en lixiviados

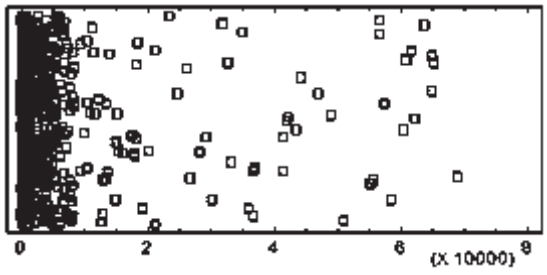


Fig. VI.41 Gráfico de dispersión para DQO en lixiviados

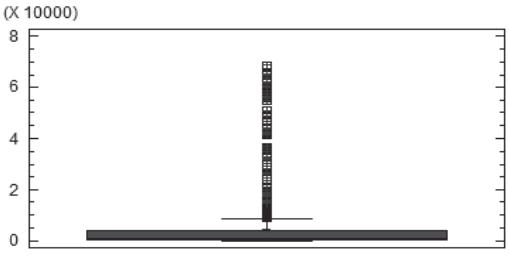


Fig. VI.42 Gráfico de caja para DQO en lixiviados

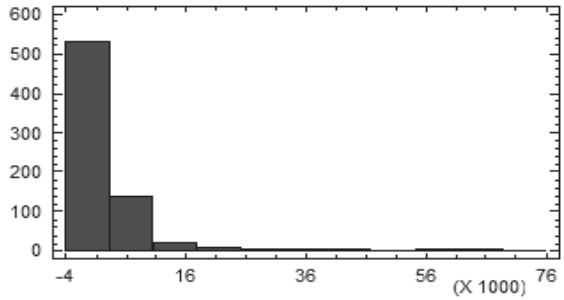


Fig. VI.43 Histograma para DQO en lixiviados

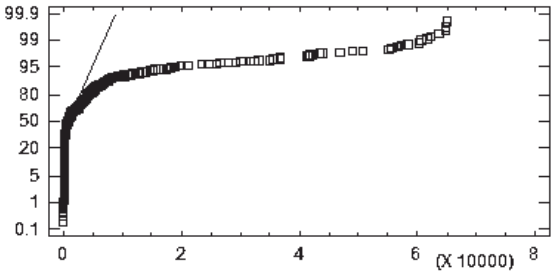


Fig. VI.44 Gráfico de distribución normal de DQO en lixiviados

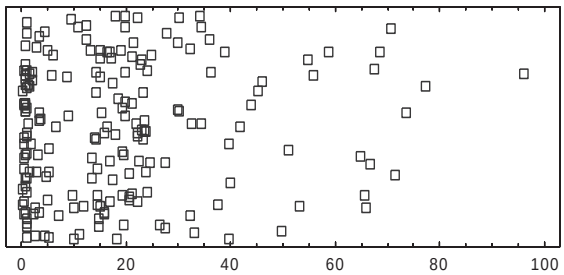


Fig. VI.45 Gráfico de dispersión para AA en lixiviados

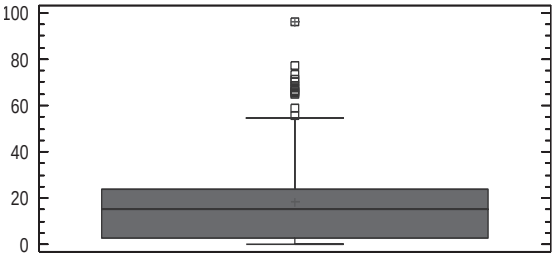


Fig. VI.46 Gráfico de caja para AA en lixiviados

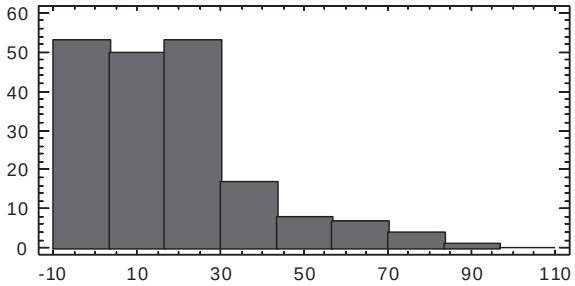


Fig. VI.47 Histograma para AA en lixiviados

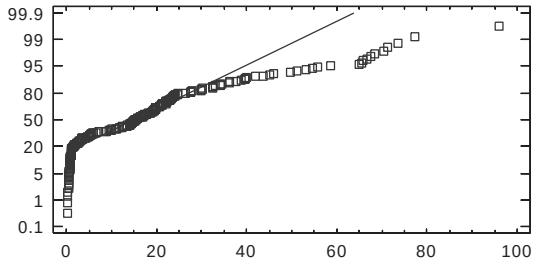


Fig. VI.48 Gráfico de distribución normal de AA en lixiviados

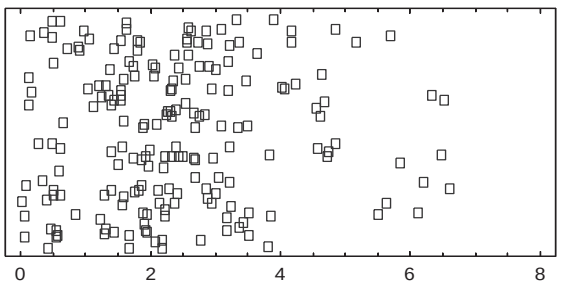


Fig. VI.49 Gráfico de dispersión para AP en lixiviados

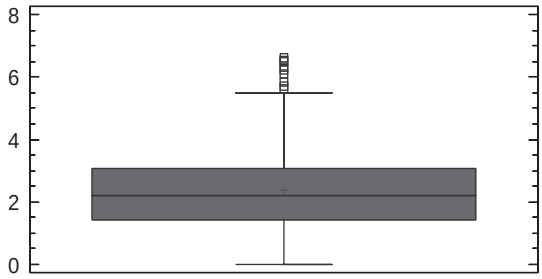


Fig. VI.50 Gráfico de caja para AP en lixiviados

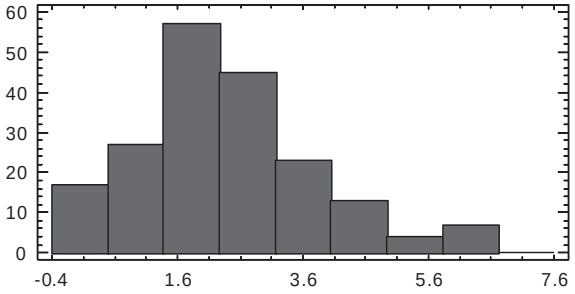


Fig. VI.51 Histograma para AP en lixiviados

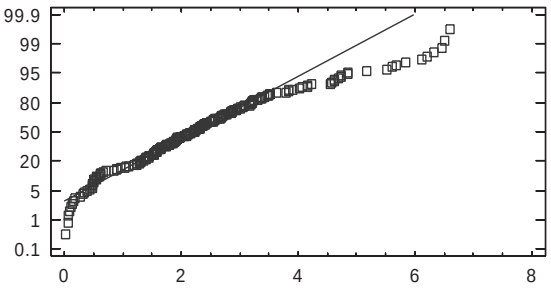


Fig. VI.52 Gráfico de distribución normal de AP en lixiviados

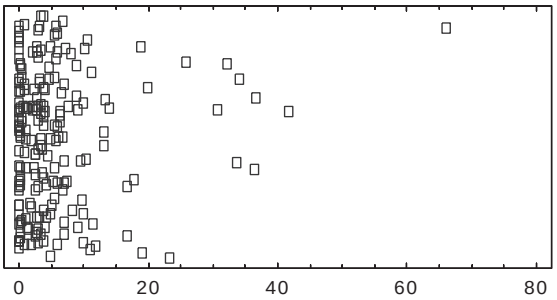


Fig. VI.53 Gráfico de dispersión para AB en lixiviados

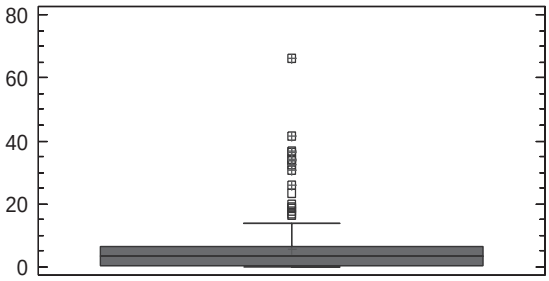


Fig. VI.54 Gráfico de caja para AB en lixiviados

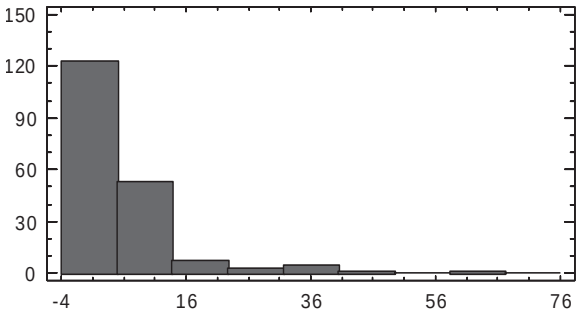


Fig. VI.55 Histograma para AB en lixiviados

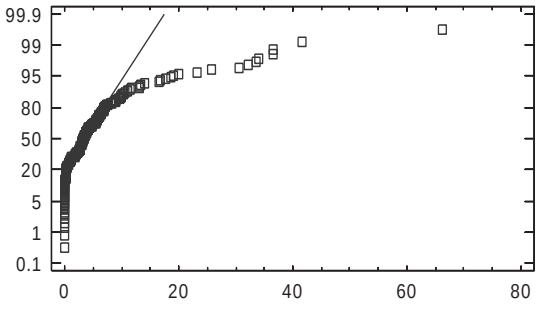


Fig. VI.56 Gráfico de distribución para AB en lixiviados

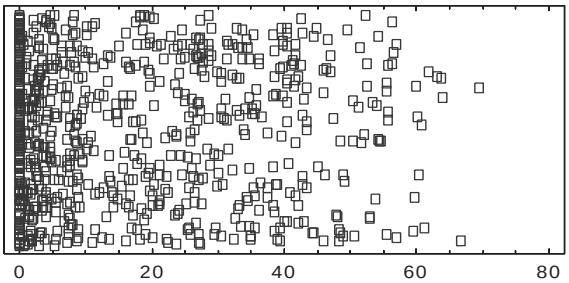


Fig. VI.57 Gráfico de dispersión para CH_4 en biogás

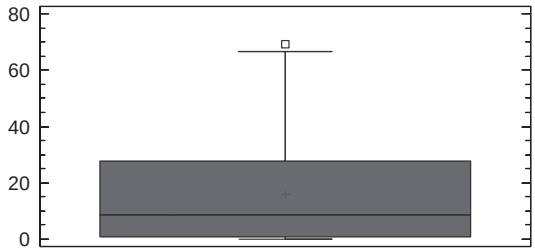


Fig. VI.58 Gráfico de caja para CH_4 en biogás

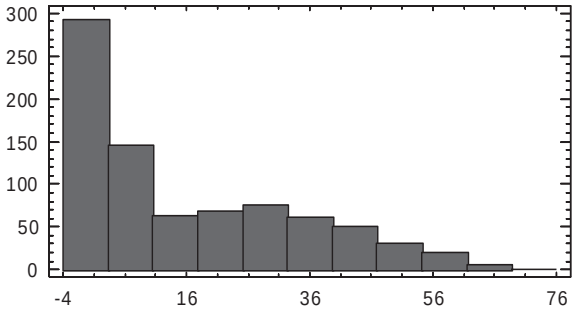


Fig. VI.59 Histograma para CH_4 en biogás

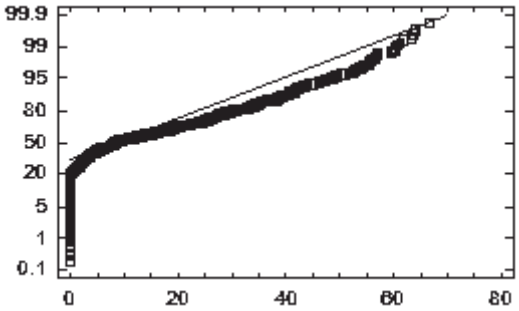
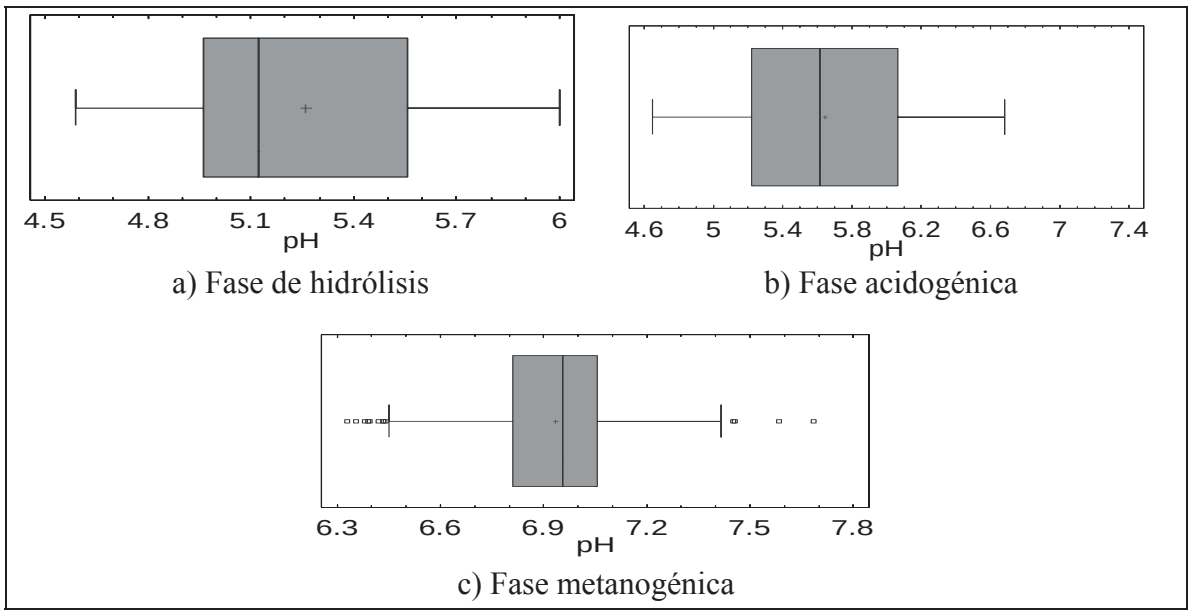


Fig. VI.60 Gráfico de caja para CH_4 en biogás

La Tabla VI.2 muestra los estadísticos del pH en cada fase y la Fig. VI.61 sus resultados gráficos. Los estadísticos calculados para CE, ST SVT, DQO, AA, AP y AB se presentan en las Tablas VI.3, VI.4, VI.5, VI.6, VI.7, VI.8, y VI.9, y Fig. VI.69.

Tabla VI.2 Estadísticos calculados para pH por fases

ESTADISTICOS/FASES	HIDROLISIS	ACIDOGENESIS	METANOGENESIS
Media	5.23	5.64	6.93
Mediana	5.05	5.61	6.95
Desviación estándar	0.34	0.49	0.23
Coeficiente de variación (%)	6.65	8.76	3.34



a) Fase de hidrólisis

b) Fase acidogénica

c) Fase metanogénica

Fig. VI.61 Diagramas de caja para pH por fases

Tabla VI.3 Estadísticos calculados para CE

ESTADISTICOS/FASES	HIDROLISIS	ACIDOGENESIS	METANOGENESIS
Media	9.74	1.85	0.45
Mediana	9.68	1.45	0.38
Desviación estándar	5.2	1.45	0.22
Coeficiente de variación (%)	53.42	78.35	49.97

Tabla VI.4 Estadísticos calculados para ST

ESTADISTICOS/FASES	HIDROLISIS	ACIDOGENESIS	METANOGENESIS
Media	26.35	3.77	1.26
Mediana	23.36	2.87	1.20
Desviación estándar	19.89	3.39	0.34
Coeficiente de variación (%)	75.03	89.12	27.21

Tabla VI.5 Estadísticos calculados para SVT

ESTADISTICOS/FASES	HIDROLISIS	ACIDOGENESIS	METANOGENESIS
Media	15.52	1.92	0.31
Mediana	13.63	1.5	0.3
Desviación estándar	11.83	1.88	0.12
Coeficiente de variación (%)	76.00	97.00	40.00

Tabla VI.6 Estadísticos calculados para DQO

ESTADISTICOS/FASES	HIDROLISIS	ACIDOGENESIS	METANOGENESIS
Media	30782	3652	362
Mediana	28623	3100	308
Desviación estándar	20407	3868	206
Coeficiente de variación (%)	66.22	97.14	56.31

Tabla VI.7 Estadísticos calculados para ácido acético

ESTADISTICOS/FASES	HIDROLISIS	ACIDOGENESIS	METANOGENESIS
Media	87.72	18.54	0.63
Mediana	86.16	15.17	0.25
Desviación estándar	46.32	18.81	1.03
Coeficiente de variación (%)	52.81	101.43	161.55

Tabla VI.8 Estadísticos calculados para ácido propiónico

ESTADISTICOS/FASES	HIDROLISIS	ACIDOGENESIS	METANOGENESIS
Media	4.26	2.35	0.16
Mediana	4.36	2.22	0.16
Desviación estándar	1.47	1.44	0.11
Coeficiente de variación (%)	34.59%	61.43	68.92

Tabla VI.9 Estadísticos calculados para ácido butírico

ESTADISTICOS/FASES	HIDROLISIS	ACIDOGENESIS	METANOGENESIS
Media	2.74	5.75	0.09
Mediana	1.27	3.29	0.00
Desviación estándar	3.54	8.61	0.22
Coeficiente de variación (%)	129.32%	149.73	233.01

VI.3 ANÁLISIS DE CORRELACIÓN

Con el fin de analizar el comportamiento de las variables en grupo, el grado y la forma de asociación, se calculó el coeficiente de correlación de Pearson (r) para cada una de ellas, el cual es un indicador del grado de asociación lineal entre dos variables. Si la relación es lineal perfecta, r será 1 o -1. En la Tabla VI.10 se presenta la matriz de correlaciones y en la Fig. VI.62 se muestra el diagrama de dispersión.

Tabla VI.10 Matriz de correlación

r	pH	DQO	CE	ST	SVT	AA	AP	AB
DQO	-0.52							
CE	-0.56	0.97						
ST	-0.45	0.98	0.97					
SVT	-0.47	0.98	0.96	0.99				
AA	-0.69	0.79	0.88	0.77	0.77			
AP	-0.81	0.56	0.65	0.49	0.49	0.80		
AB	-0.58	0.23	0.14	0.15	0.14	0.44	0.79	
CH_4	*0.07	-0.27	-0.31	-0.27	-0.26	-0.39	-0.34	-0.35

$p < 0.05$, * $p > 0.5$

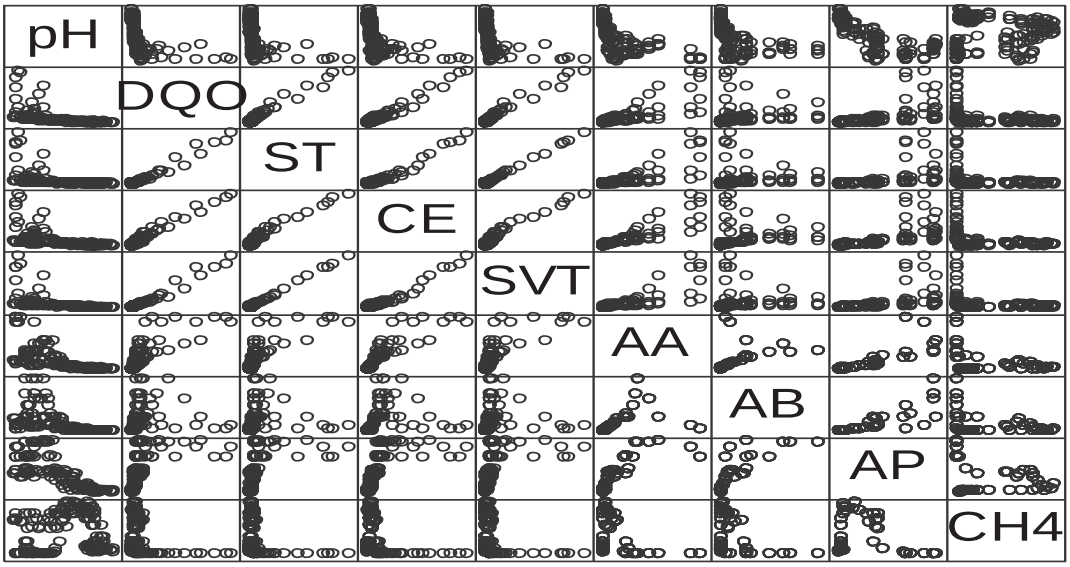


Fig. VI.62 Diagrama de dispersión de la matriz de correlación

VI.4 PRUEBAS DE ANOVA Y TUKEY ENTRE LOS 4 NIVELES DE RECIRCULACIÓN

Las pruebas de ANOVA y Tukey HDS entre los 4 niveles de recirculación se realizaron con base a la hipótesis de este trabajo de investigación, la cual se enuncia a continuación omitiendo lo de "contenido de humedad":

*"*Existe un intervalo de volumen de lixiviado recirculado, que maximiza la biodegradación de la materia orgánica contenida en los RSU, y consecuentemente la tasa de generación de metano *"*

La prueba de ANOVA verificó la existencia de diferencias significativas entre las medias (μ) de los tratamientos al 80, 70, 60 y 50 %Hbh, por lo que se rechazó Ho (Ecuación VI.3) y, la prueba de Tukey HDS con la Ha (Ecuación VI.4) comprobó que cuando menos en una μ existían diferencias significativas con un nivel de confianza del 95%.

$$Ho : \mu_{80} = \mu_{70} = \mu_{60} = \mu_{50} \qquad \text{(Ec. VI.3)}$$

$$Ha : \mu_{80} \neq \mu_{70} \neq \mu_{60} \neq \mu_{50} \quad \text{(Ec. VI.4)}$$

La Tabla VI.11 concentra los resultados de la prueba de ANOVA para cada parámetro. En la fase de hidrólisis no se reporta algún valor para el CH_4, debido a que no se detectó en el biogás producido.

Tabla VI.11 Resultados de ANOVA por fases

FASES	pH	CE	ST	SVT	DQO	AA	AP	AB	CH_4
HIDRO-LISIS	0.6254	0.0042	0.0017	0.0022	0.0001	0.0048	0.0041	0.9881	-
ACIDO-GENESIS	0.0001	0.0930	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0021	0.0005	0.0049
METANO-GENESIS	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0012	0.0055	0.6665	0.0705	0.0001

$p < 0.05$, se verifica Ho; $p > 0.5$ se verifica Ha

A los parámetros donde la prueba de ANOVA rechazó Ho, se les realizó la prueba de Tukey HDS para cada fase del proceso de biodegradación (Tabla VI.12).

Tabla VI.12 Resultados del análisis con Tukey HDS por fase

FASES	DIAS	TUKEY HDS (95%)								
		pH	CE	ST	SVT	DQO	AA	AP	AB	CH_4
HIDRO-LISIS	1 a 12		50-80 60-80	50-70 50-80 60-80	50-70 50-80 60-80	50-70 50-80 60-70 60-80	50-70 50-80 60-80	50-70 50-80		
ACIDO-GENESIS	>12 y <139	50-70 50-80 60-80		50-60 50-70 50-80	50-60 50-70 50-80	50-60 50-70 50-80	50-60 50-70 50-80	50-60 50-80	50-60 50-70 50-80	50-70 60-70
META-NOGE-NESIS	> 139	50-80 60-80 70-80	50-70 50-80 60-70 60-80	50-70 60-70 60-80 70-80	50-60 50-70 50-80	50-70 50-80	50-80 60-80 70-80			50-60 50-70 50-80 60-70 70-80

ANEXO VII

ANÁLISIS ESTADÍSTICO PARA LOS 6 NIVELES DE RECIRCULACIÓN DE LIXIVIADOS

Gracias a que en la experimentación a 4 niveles de recirculación de de lixiviados, la prueba de ANOVA comprobó que no había diferencia significativa entre los 4 biorreactores a escala laboratorio (BLAB) de un mismo nivel, fue posible reducir el número de BLAB requeridos, de manera que para este experimento, se consideró no seguir la regla de igual número de repeticiones al de tratamientos (Mongomery et al, 2003).

En los siguientes apartados se presentan los resultados de los Análisis Univariado y Multivariado realizado con el software STATGRAPHICS 5.0 ®. En el Análisis Multivariado se realizaron los análisis de correlación, ANOVA y prueba de Tukey HDS.

VII.1 ANALISIS UNIVARIADO

Los datos fueron resultado de un diseño experimental completamente aleatorio, donde el factor de confusión fue la tasa de recirculación de lixiviado recirculado en porcentaje volumen con respecto a los RSU cargados en un BLAB (%V). Las tasas utilizadas fueron: 15, 30, 40, 60, 80 y 120 %V.

Las variables o parámetros analizados fueron pH, demanda química de oxígeno (DQO), ácido acético (AA), ácido propiónico (AP), conductividad electrolítica (CE), nitrógeno amoniacal (NH_3-N) y sulfatos (SO_4^{-2}), tanto en lixiviados producidos (P) como en lixiviados recirculados (R). En el biogás se analizó el metano (CH_4) en %v/v. En la Tabla VII.1 se resumen los estadísticos calculados para cada una de las variables analizadas en los lixiviados y CH_4 producidos y en la Tabla VII.2 los de los lixiviados recirculados. En la Fig. VII.1 se presentan los diagramas de caja para cada variable analizada en los lixiviados producidos.

Tabla VI.1 Resumen de estadísticos de Análisis Univariado para lixiviados y CH_4 producidos

VARIABLES	MEDIA	MEDIANA	DS	CURTOSIS	CV (%)	ASIMETRIA
pH	6.28	6.55	0.89	-1.70	14.17	-0.14
DQO (mg/L)	10121	3981	16679	7.09	166	2.63
AA (mg/L)	1400	85.5	2233	3.23	159	1.93
AP (mg/L)	241	77.5	288	0.77	120	1.25
CE (mg/L)	4.83	3.14	4.60	3.56	95.12	2.04
NH_3-N (mg/L)	176	44.09	316	6.63	180	2.66
SO_4^{-2} (mg/L)	306	34.93	580	12.66	190	3.20
CH_4 (%v/v)	37.30	47.12	23.50	-1.30	32.40	0.50

DS, Desviación estándar; CV, Coeficiente de variación

Tabla VI.2 Resumen de estadísticos de Análisis Univariado para lixiviados recirculados

VARIABLES	MEDIA	MEDIANA	DS	CURTOSIS	CV (%)	ASIMETRIA
pH	7.61	7.68	0.51	0.30	6.80	-0.75
DQO (mg/L)	1076	741	752	-0.57	69.85	0.81
AA (mg/L)	200	62	273	1.39	136	1.59
AP (mg/L)	119	80	108	-0.70	90.43	0.79
CE (mg/L)	1.93	1.53	1.20	1.32	61.98	1.42
NH_3-N (mg/L)	17.00	14.24	11.43	2.09	67.29	1.36
SO_4^{-2} (mg/L)	21.37	14.74	15.06	3.75	70.50	1.88

DS, Desviación estándar; CV, Coeficiente de variación

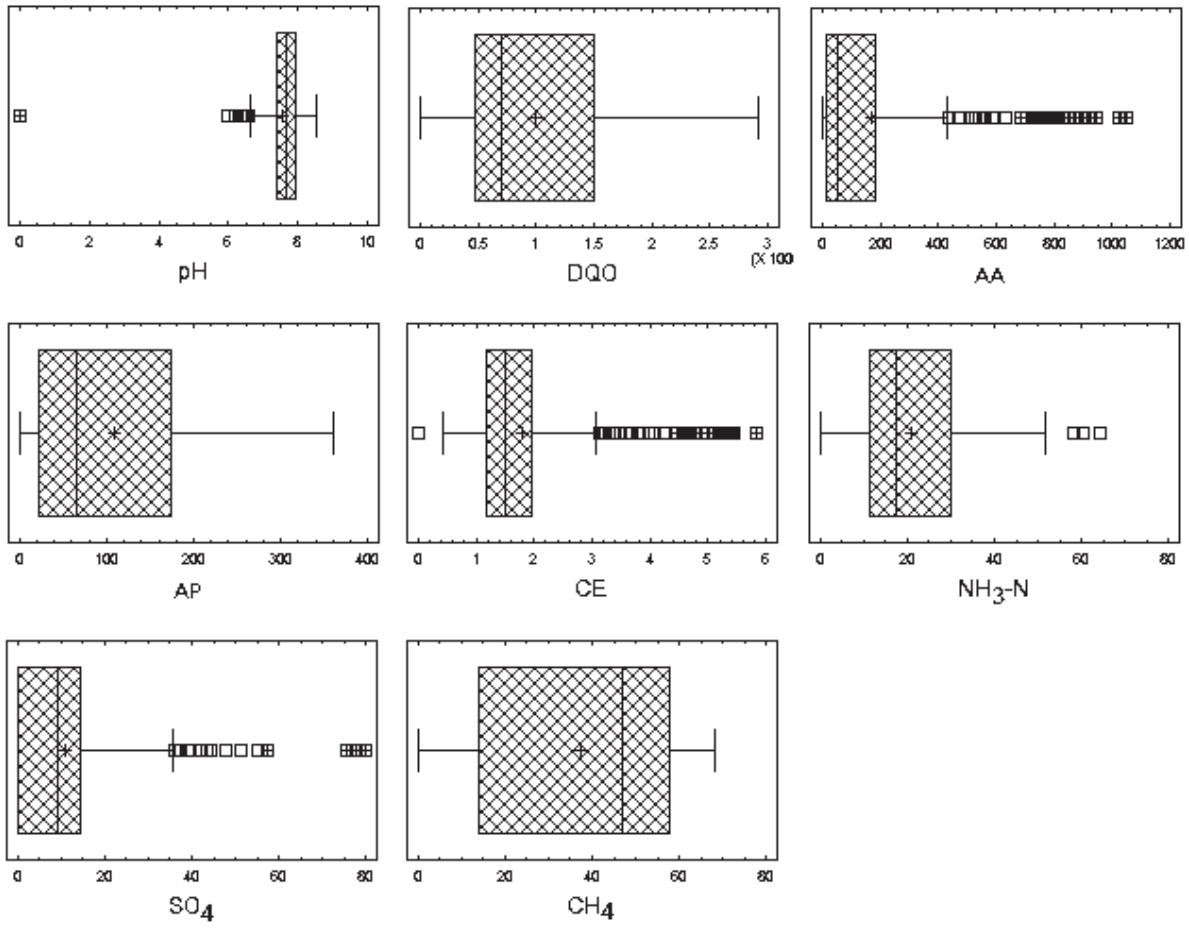


Fig. VII.1 Gráficos del Análisis Univariado de lixiviados y CH_4 producidos

VII.2 ANÁLISIS DE CORRELACIÓN

Se calculó el coeficiente de correlación de Pearson (r) para cada una de las variables (Tabla VII.3), el cual es un indicador del grado de asociación lineal entre dos variables. Si la relación es lineal perfecta, r será 1 o -1. En la Fig. VII.2 se muestra el diagrama de dispersión para lixiviados producidos.

Tabla VII.3 Matriz de correlación de lixiviados producidos

r	pH	CE	AA	AP	DQO	NH_3-N
CE	-0.26					
AA	-0.56	0.81				
AP	-0.62	0.43	0.67			
DQO	-0.44	0.84	0.92	0.45		
NH_3-N	-0.31	0.81	0.83	0.25	0.92	
SO_4^{-2}	-0.34	0.84	0.78	0.32	0.90	0.87
CH_4	0.71	-0.6	-0.74	-0.80	-0.58	-0.46

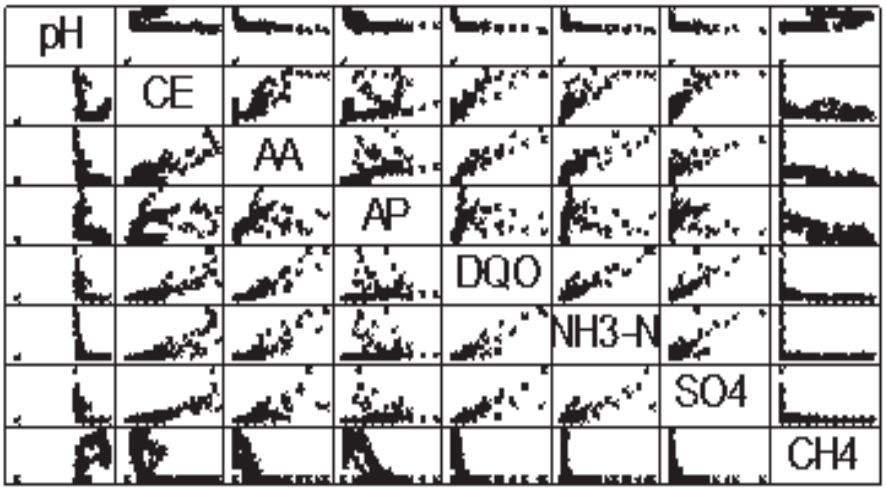


Fig. VII.2 Diagrama de dispersión de las características de lixiviados producidos

La Tabla VII.4 resume los valores de los r para las variables de los lixiviados recirculados y la Fig. VII.3, presenta sus diagramas de dispersión.

Tabla VII.4 Matriz de correlación de lixiviados recirculados

r	pH	CE	AA	AP	DQO	NH_3-N
CE	0.16					
AA	-0.40	-0.21				
AP	-0.38	-0.18	0.82			
DQO	-0.35	-0.26	0.77	0.82		
NH_3-N	0.09	0.19	-0.26	-0.41	-0.21	
SO_4^{-2}	-0.47	-0.36	0.50	0.56	0.49	-0.19

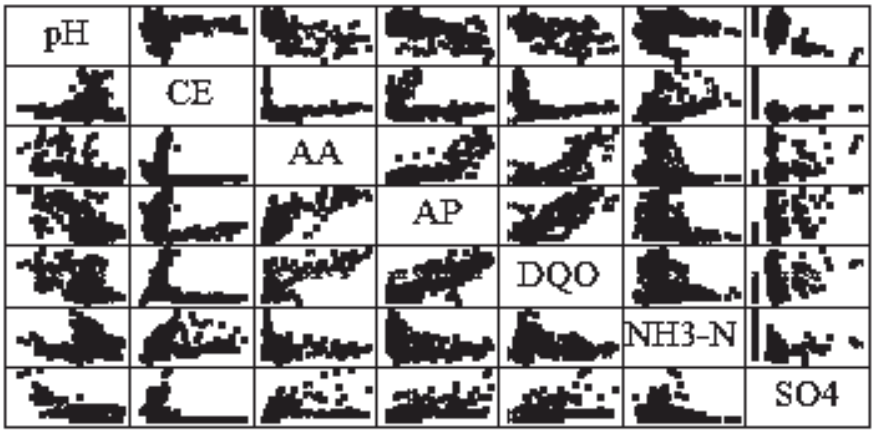


Fig. VII.3 Diagrama de dispersión de las características de lixiviados recirculados

VII.3 PRUEBAS DE ANOVA Y TUKEY ENTRE LOS 6 NIVELES DE RECIRCULACIÓN

Las pruebas de ANOVA y Tukey HDS entre las 6 tasas de recirculación se realizaron con base a la hipótesis de este trabajo de investigación, la cual se enuncia a continuación omitiendo lo de "contenido de humedad":

*"*Existe un intervalo de volumen de lixiviado recirculado, que maximiza la biodegradación de la materia orgánica contenida en los RSU, y consecuentemente la tasa de generación de metano *"*

La prueba de ANOVA verificó la existencia de diferencias significativas entre las medias (μ) de los tratamientos al 15, 30, 40, 60, 80 y 120 %V, por lo que se rechazó Ho (Ecuación

VII.1) y, la prueba de Tukey HDS con la Ha (Ecuación VII.2) comprobó que cuando menos en una μ existían diferencias significativas con un nivel de confianza del 95%.

$$Ho : \mu_{120} = \mu_{80} = \mu_{60} = \mu_{40} = \mu_{30} = \mu_{15} \quad \text{(Ec. VII.1)}$$

$$Ha : \mu_{120} \neq \mu_{80} \neq \mu_{60} \neq \mu_{40} \neq \mu_{30} \neq \mu_{15} \quad \text{(Ec. VII.2)}$$

Ambas pruebas se realizaron considerando las fases de la degradación anaerobia: hidrólisis, ácida y fermentación metanogénica. La Tabla VII.5 presenta los días que comprendió cada fase.

Tabla VII.5. Periodos para las fases de la degradación anaeróbica

FASES	TASAS DE RECIRCULACIÓN (%V)					
	15	30	40	60	80	120
Hidrólisis (días)	≤ 17	≤ 13	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 10
Acida (días)	20-66	17-66	13-48	13-48	13-48	13-48
Fermentación metanogénica (días)	69-201	69-201	52-201	52-201	52-201	52-201

Los resultados de la prueba de ANOVA para cada parámetro se concentran en la Tabla VII.6 para los lixiviados producidos y en la Tabla VII.7 para los lixiviados recirculados. Las Figs. VII.4 a VII.14 muestran los resultados gráficos obtenidos con el paquete STATGRAPHICS PLUS 5.0 ®.

Tabla VII.6 Resultados de probabilidad "p" en ANOVA en lixiviados y biogás producidos

FASES	pH	DQO	AA	AP	CE	NH_3-N	SO_4^{-2}	CH_4 %v/v	Biogás Acum.	CH_4 Acum.
HIDRO-LISIS	0.7303	0.0001	0.0001	0.1054	0.0060	0.0236	0.1924			
ACIDO-GENESIS	0.0001	0.0023	0.0002	0.2010	0.0003	0.4349	0.0001	0.9721	0.0509	0.1720
METANO-GENESIS	0.0001	0.1427	0.4290	0.5268	0.0001	0.0011	0.0001	0.0001	0.0021	0.0001

$p < 0.05$, se verifica Ho; $p > 0.5$ se verifica Ha; Biogás y CH_4 Acum., Son valores acumulados en L/kg RSUs; RSUs, Residuos sólidos urbanos secos

Tabla VII.7 Resultados de probabilidad "p" en ANOVA por fases en lixiviados recirculados

FASES	pH	DQO	AA	AP	CE	NH_3-N	SO_4^{-2}
HIDROLISIS	0.2931	0.0001	0.0001	0.2098	0.0001	0.0001	0.0001
ACIDOGENESIS	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0001	0.0355	0.8851
METANOGENESIS	0.0001	0.7300	0.0669	0.9785	0.0001	0.0628	0.0005

$p < 0.05$, se verifica Ho; $p > 0.5$ se verifica Ha

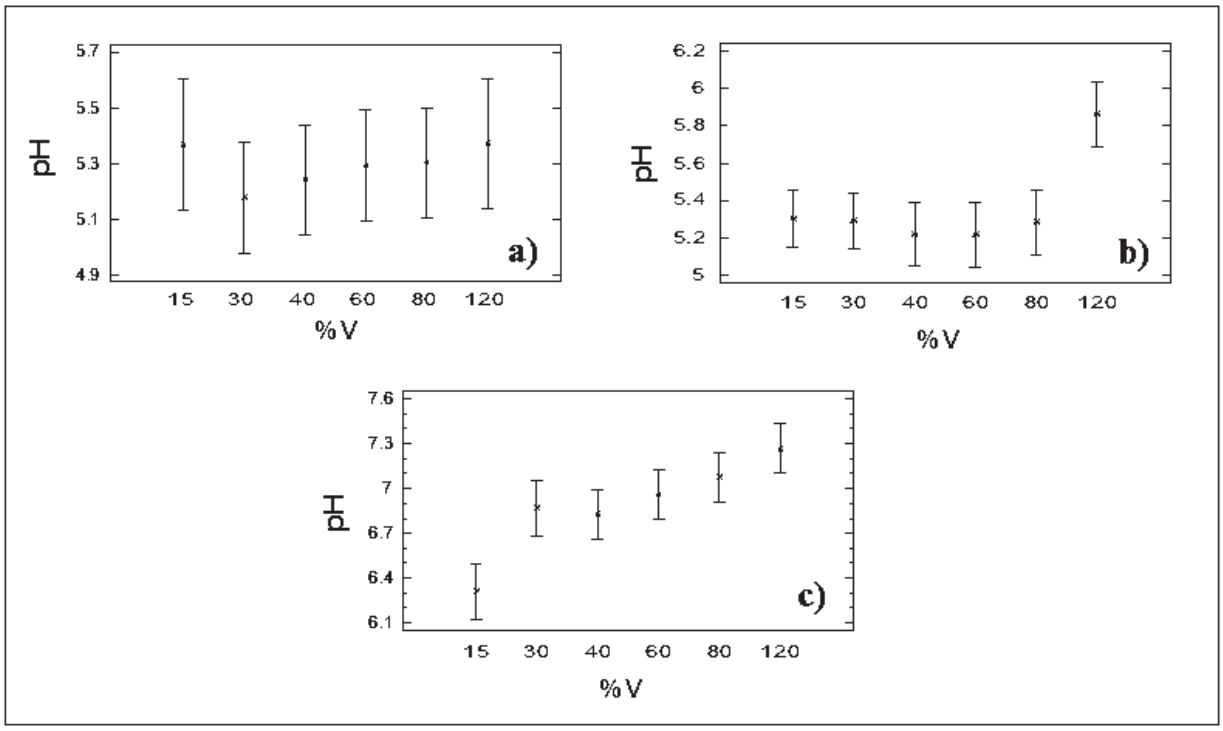


Fig. VII.4 ANOVA para pH de lixiviados producidos en las fases:
a) Hidrólisis, b) Ácida y c) Fermentación metanogénica

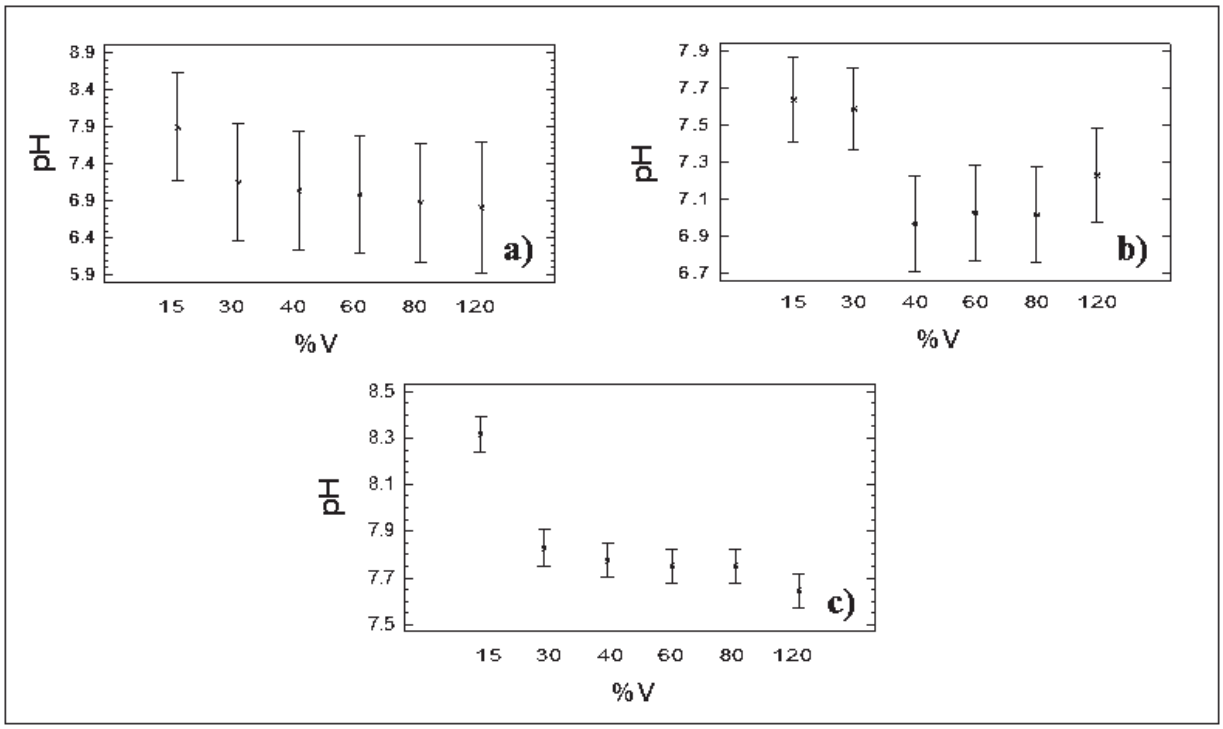


Fig. VII.5 ANOVA para pH de lixiviados recirculados en las fases:
a) Hidrólisis, b) Ácida y c) Fermentación metanogénica

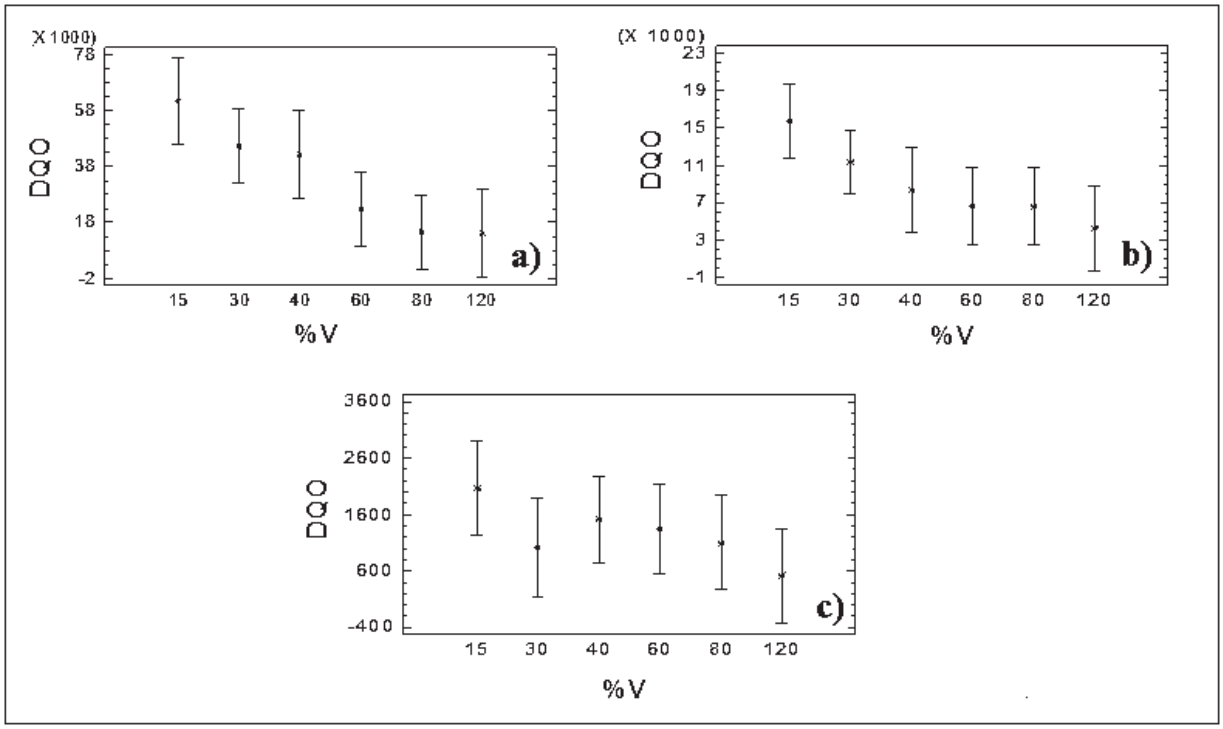


Fig. VII.6 ANOVA para DQO de lixiviados producidos en las fases:
a) Hidrólisis, b) Ácida y c) Fermentación metanogénica

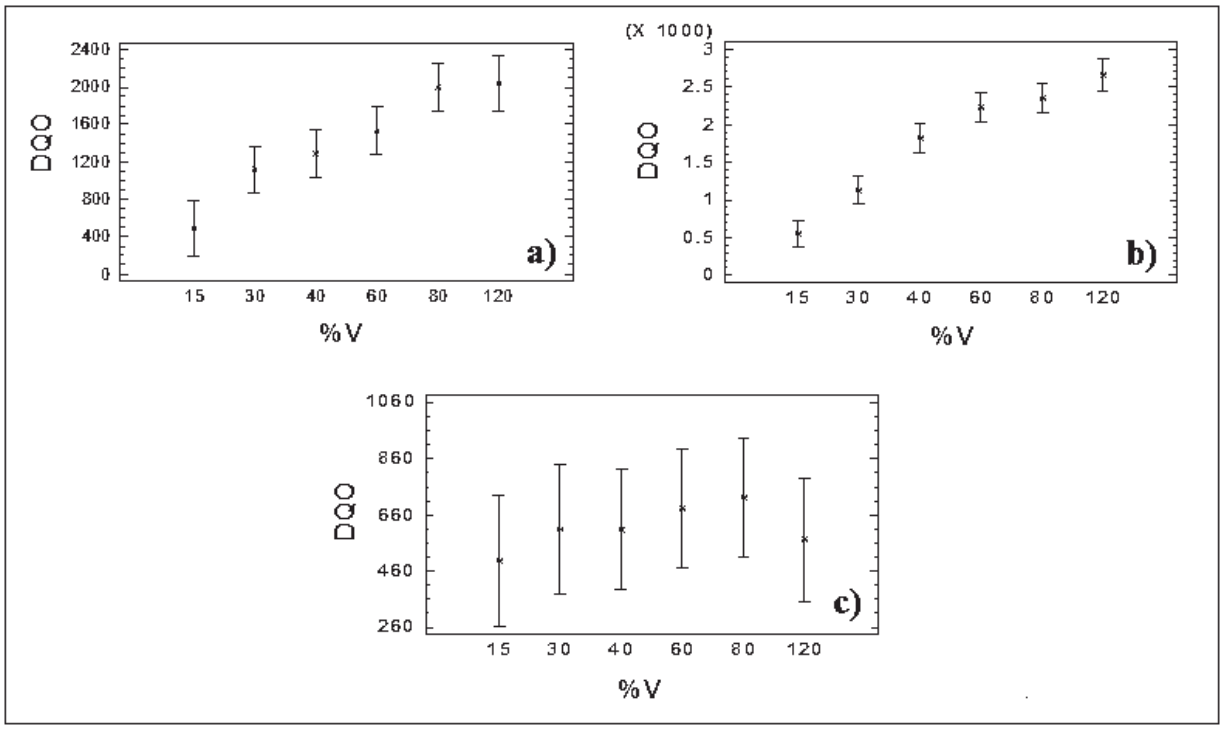


Fig. VII.7 ANOVA para DQO de lixiviados recirculados en las fases:
a) Hidrólisis, b) Ácida y c) Fermentación metanogénica

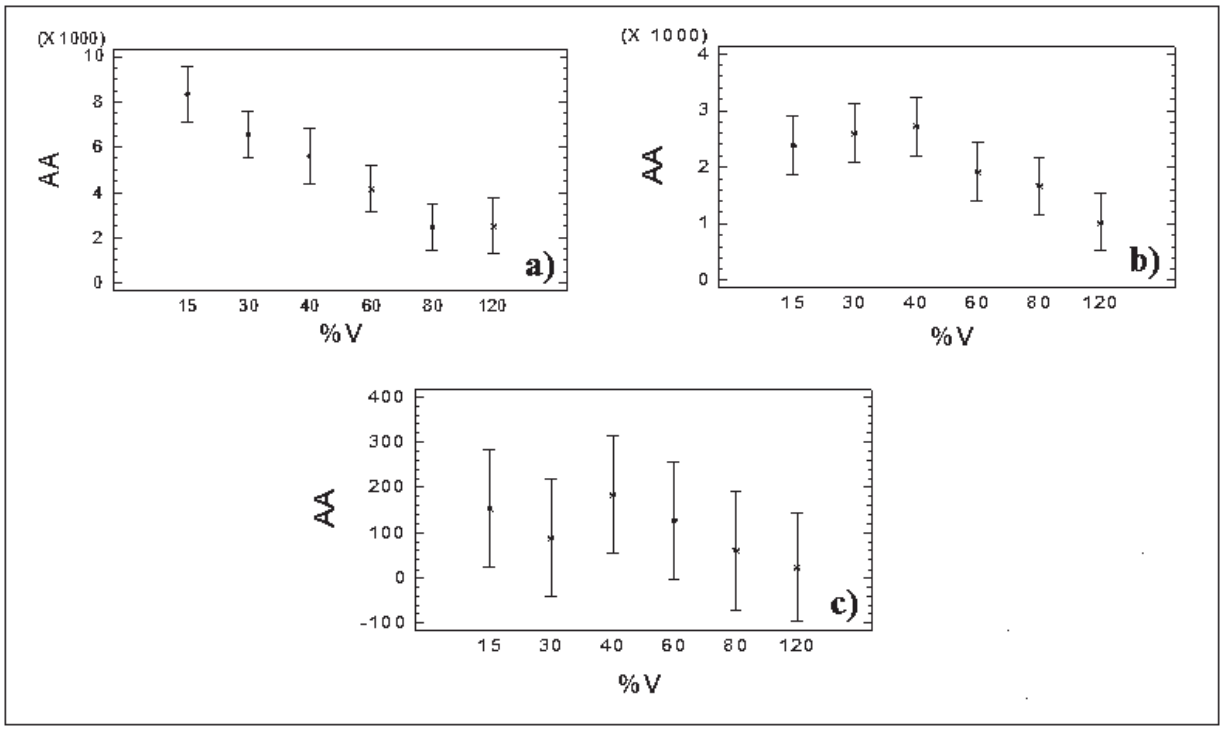


Fig. VII.8 ANOVA para AA de lixiviados producidos en las fases:
a) Hidrólisis, b) Ácida y c) Fermentación metanogénica

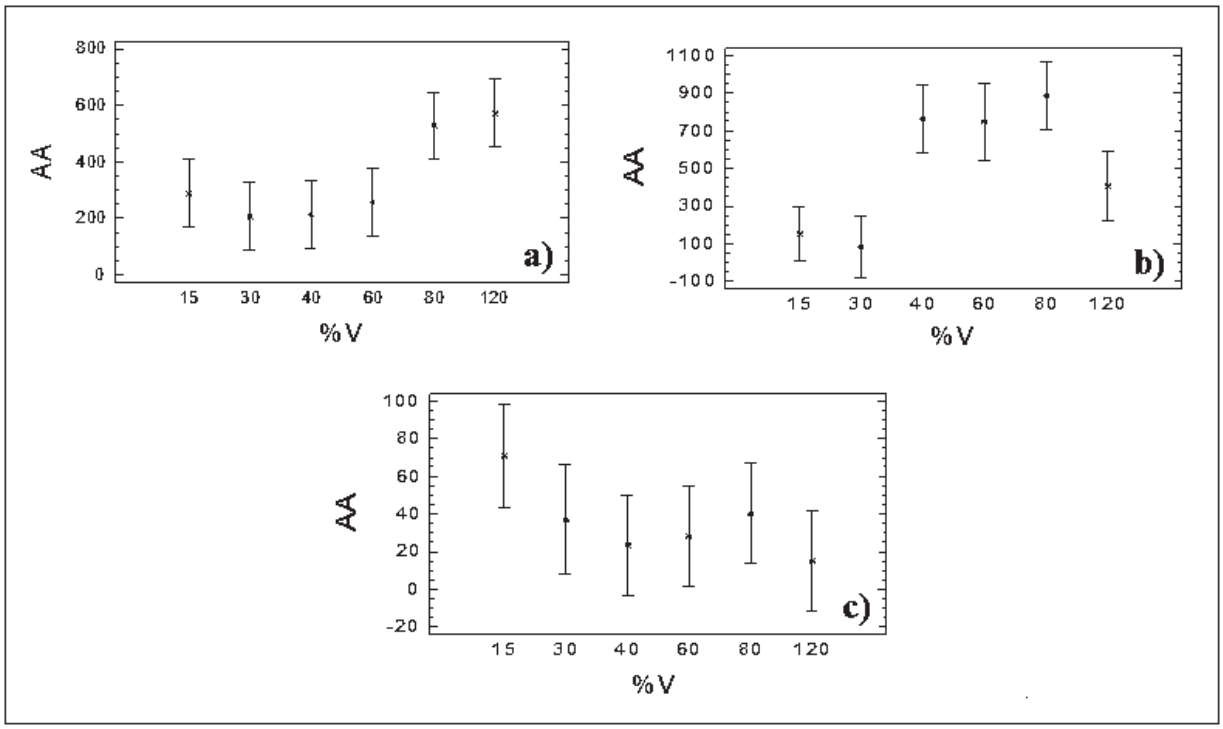


Fig. VII.9 ANOVA para AA de lixiviados recirculados en las fases:
a) Hidrólisis, b) Ácida y c) Fermentación metanogénica

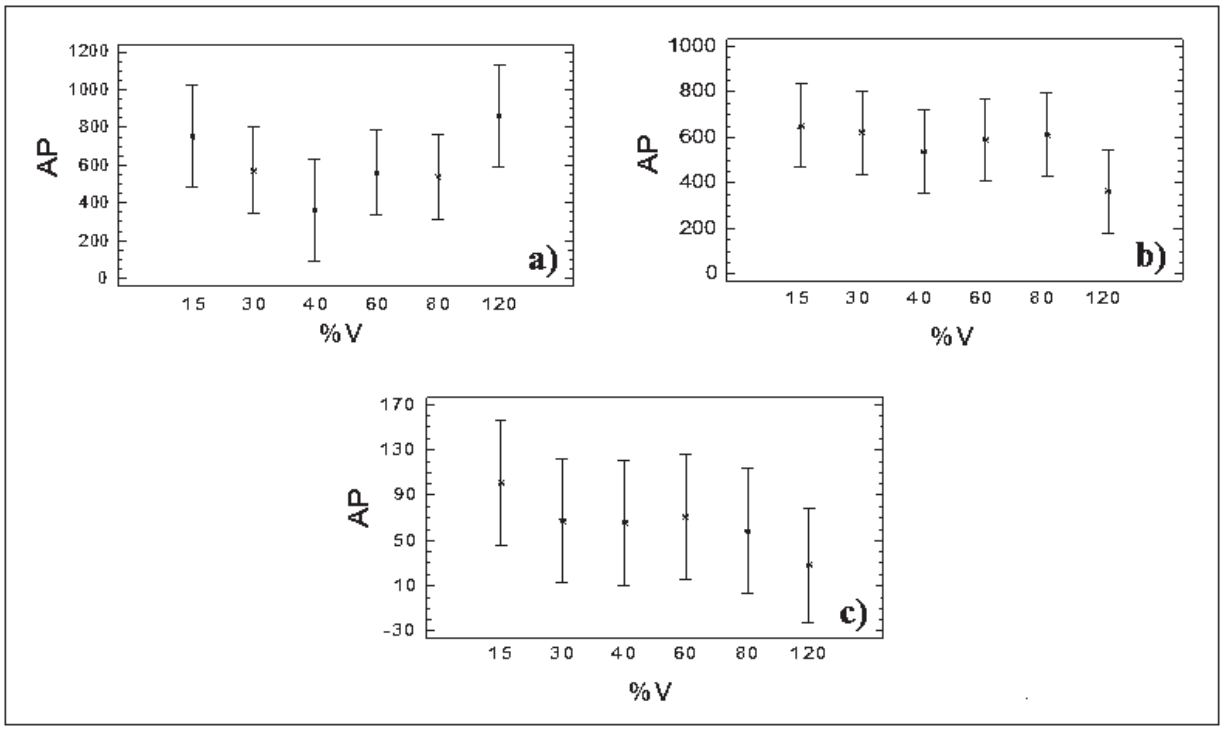


Fig. VII.10 ANOVA para AP de lixiviados producidos en las fases:
a) Hidrólisis, b) Ácida y c) Fermentación metanogénica

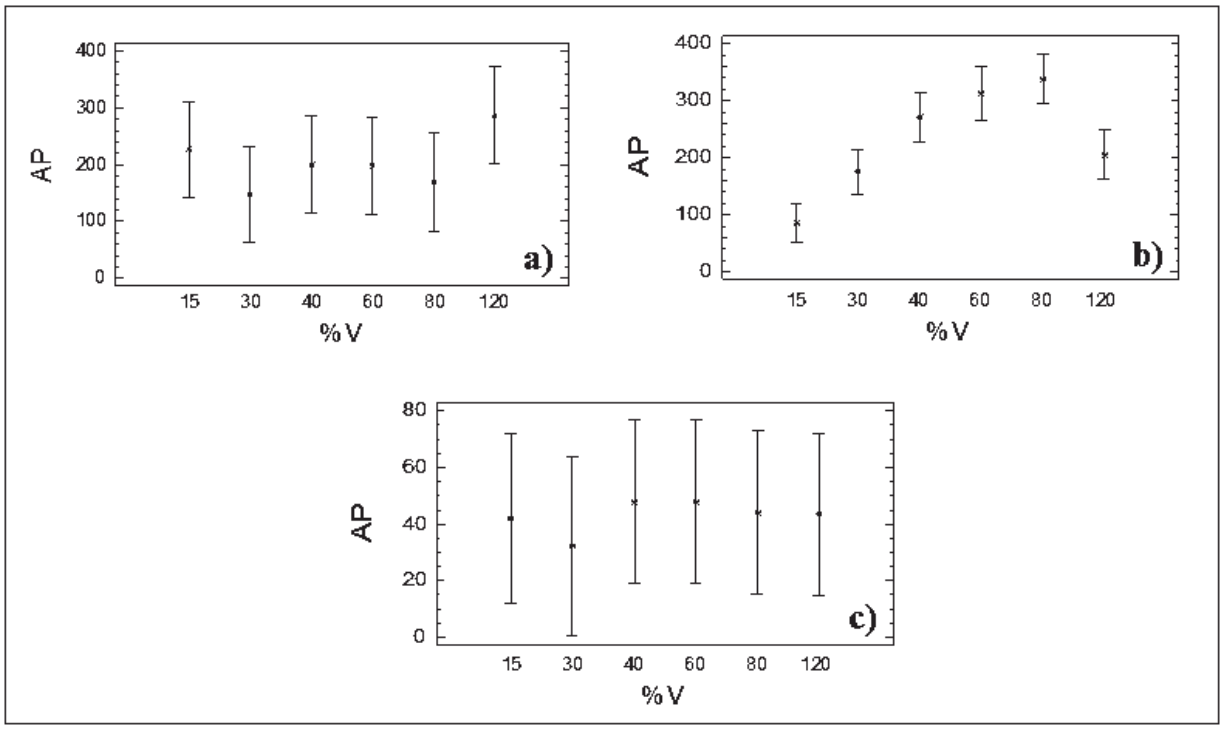


Fig. VII.11 ANOVA para AP de lixiviados recirculados en las fases:
a) Hidrólisis, b) Ácida y c) Fermentación metanogénica

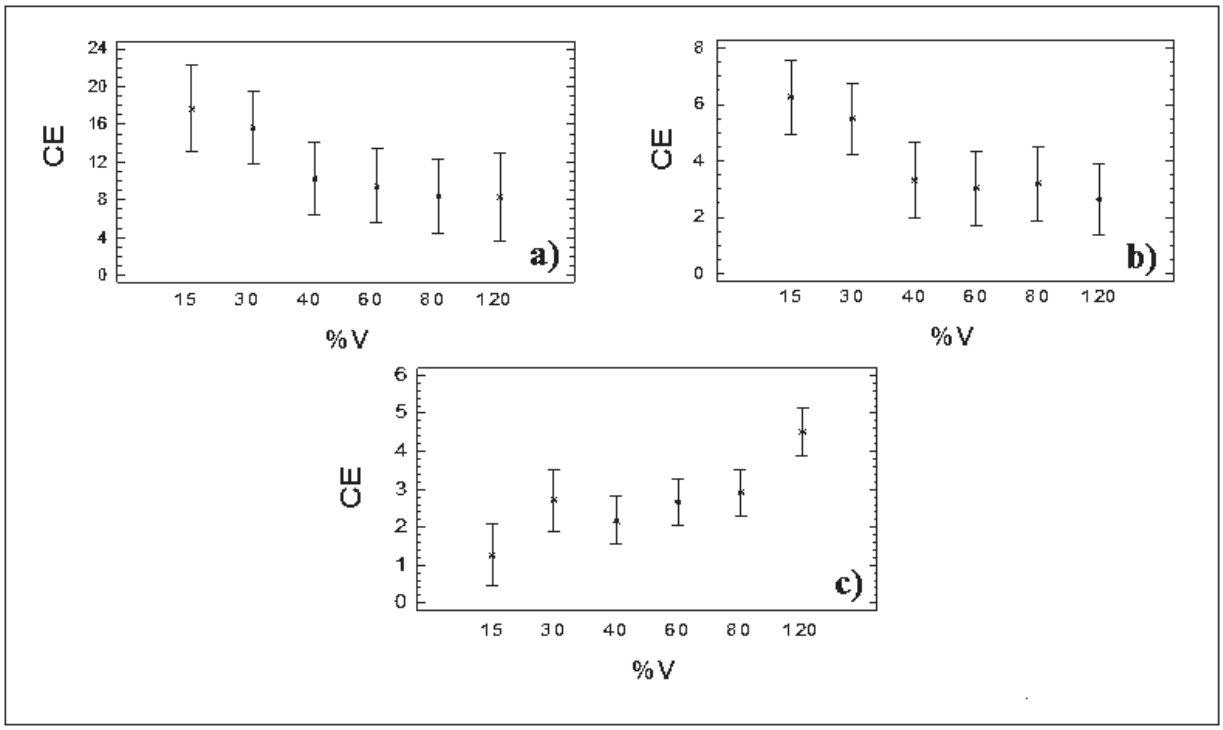


Fig. VII.12 ANOVA para CE de lixiviados producidos en las fases:
a) Hidrólisis, b) Ácida y c) Fermentación metanogénica

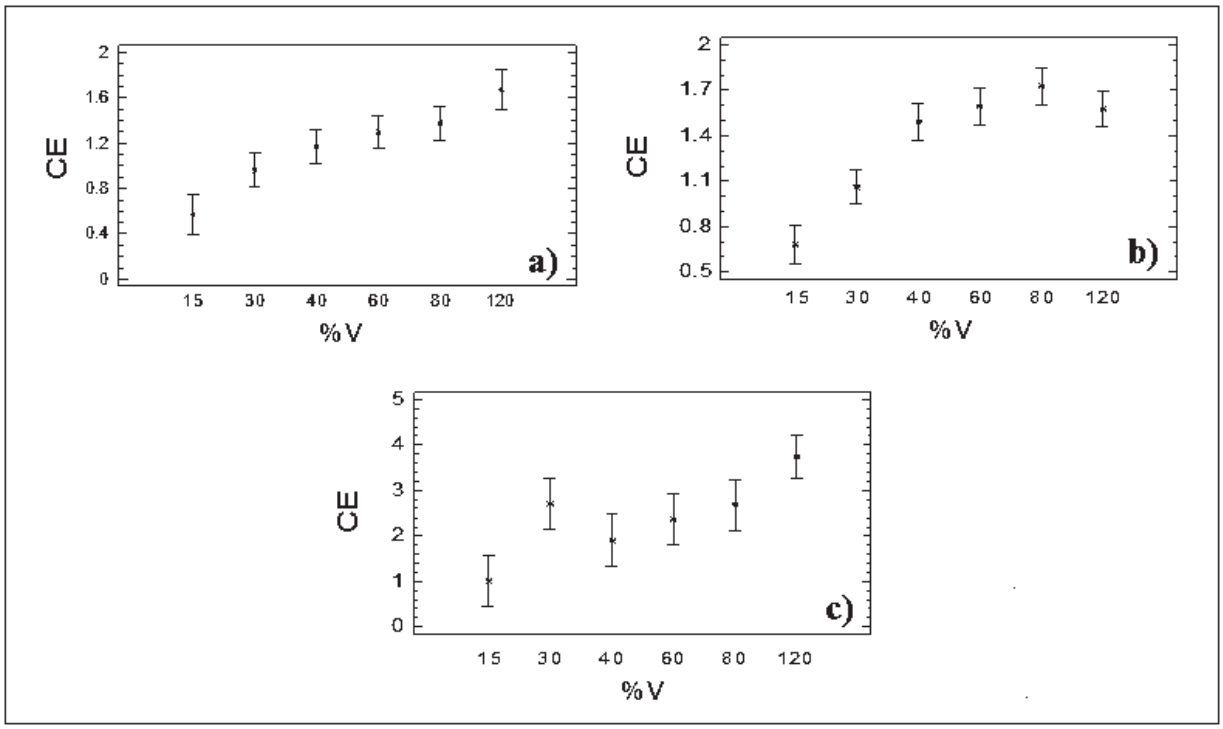


Fig. VII.13 ANOVA para CE de lixiviados recirculados en las fases:
a) Hidrólisis, b) Ácida y c) Fermentación metanogénica

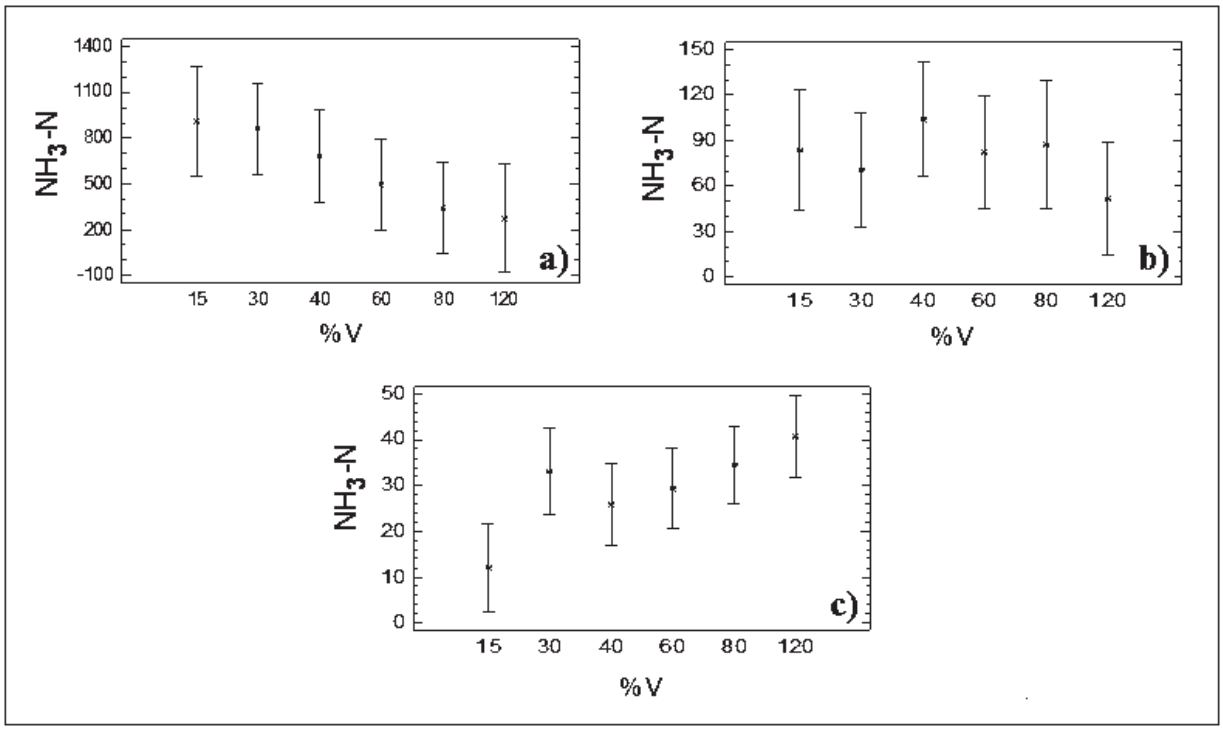


Fig. VII.14 ANOVA para NH_3-N de lixiviados producidos en las fases:
a) Hidrólisis, b) Ácida y c) Fermentación metanogénica

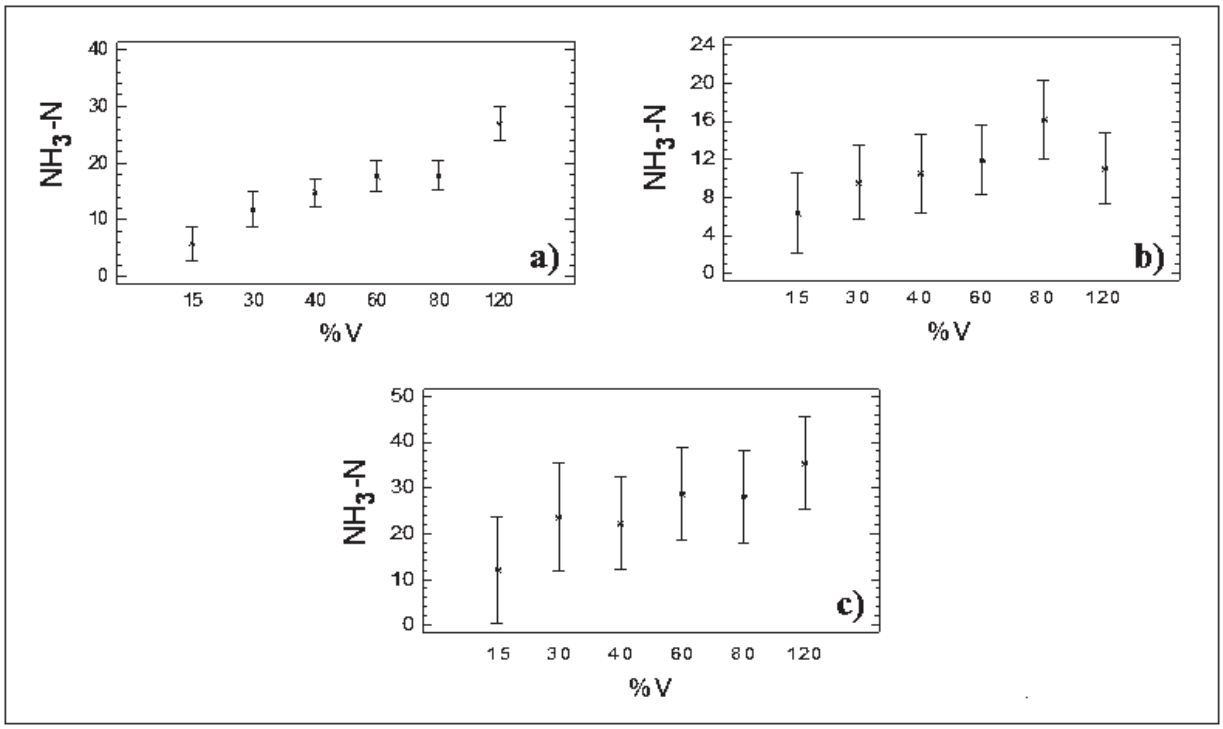


Fig. VII.15 ANOVA para NH_3-N de lixiviados recirculados en las fases:
a) Hidrólisis, b) Ácida y c) Fermentación metanogénica

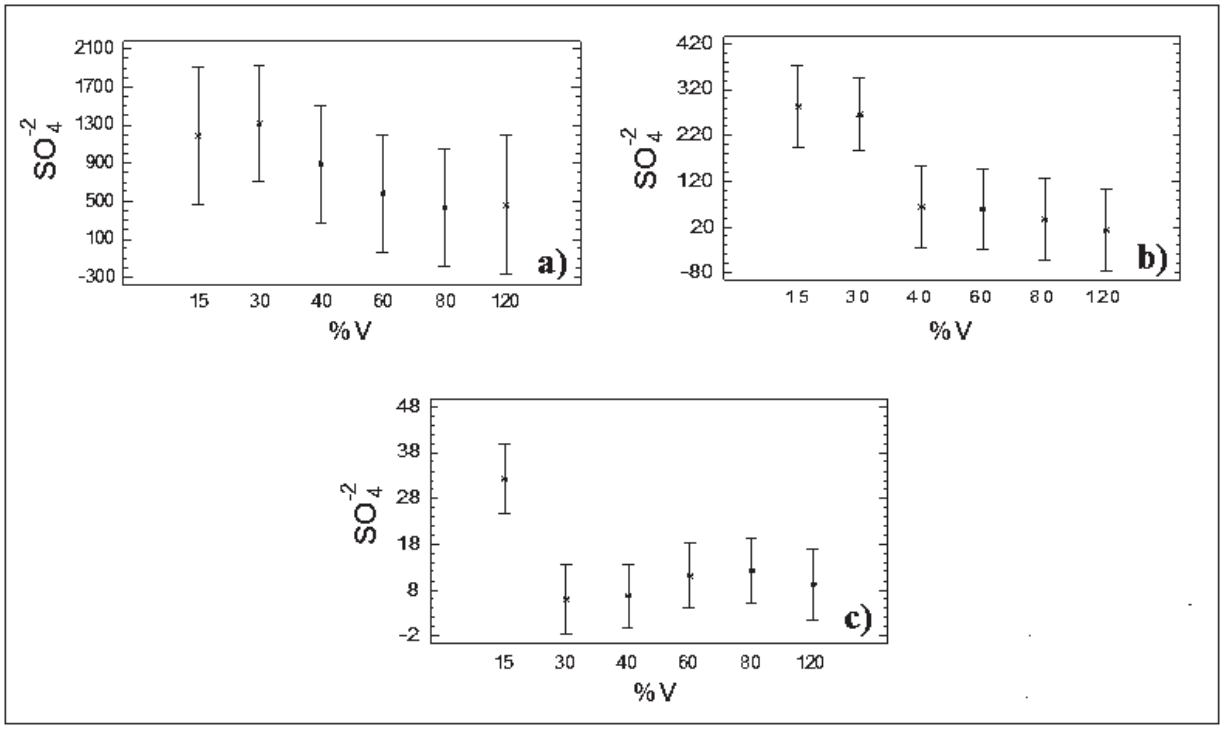


Fig. VII.16 ANOVA para SO_4^{-2} de lixiviados producidos en las fases:
a) Hidrólisis, b) Ácida y c) Fermentación metanogénica

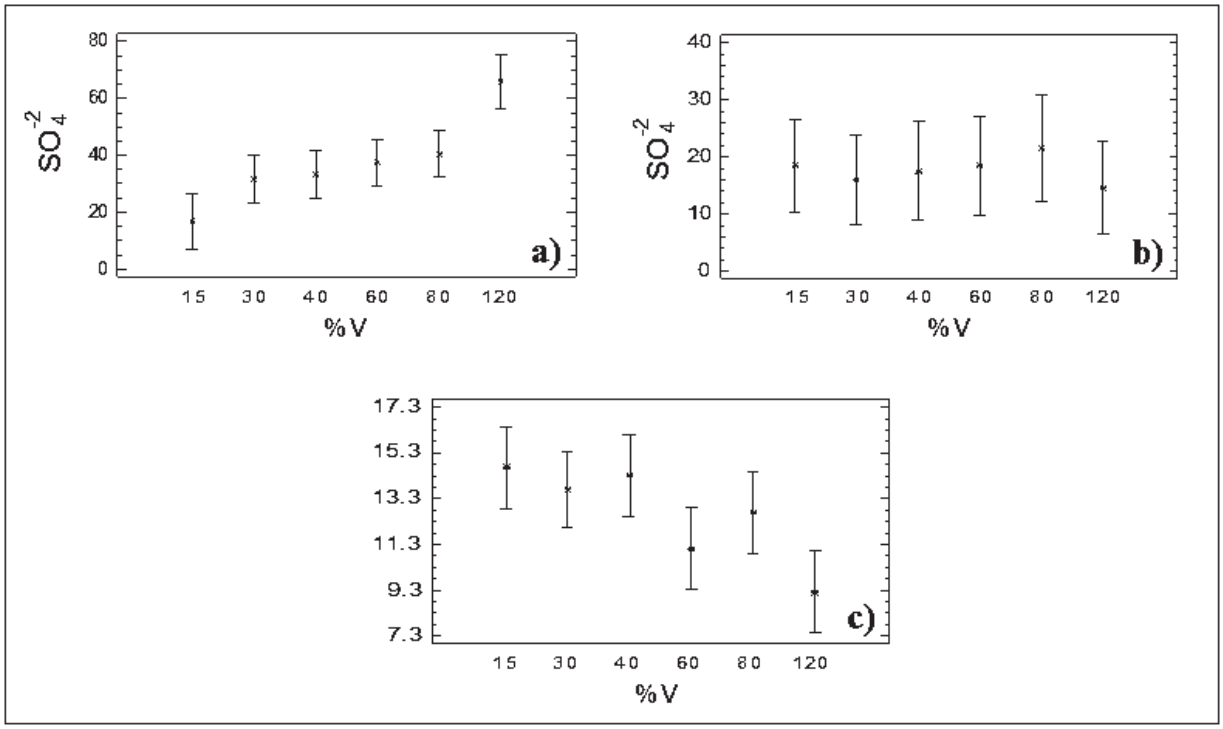


Fig. VII.17 ANOVA para SO_4^{-2} de lixiviados recirculados en las fases:
a) Hidrólisis, b) Ácida y c) Fermentación metanogénica

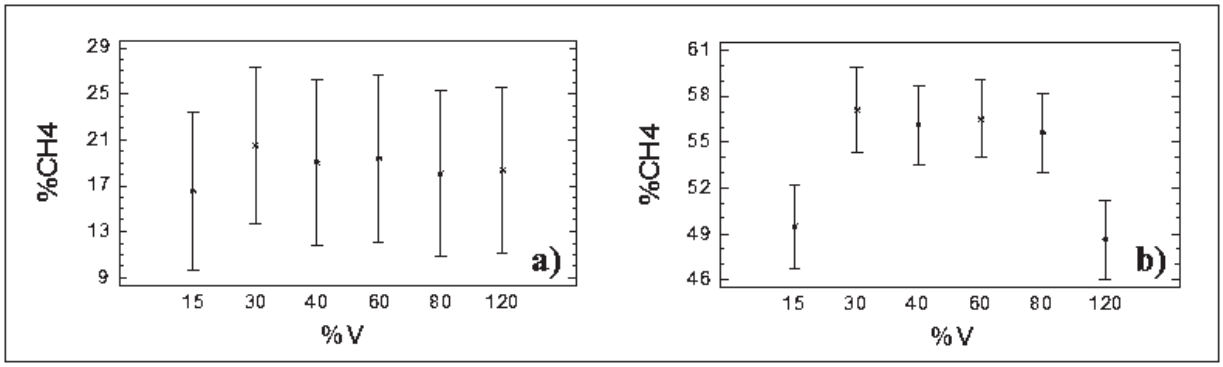


Fig. VII.18 ANOVA para CH_4 en las fases:
a) Hidrólisis, b) Ácida y c) Fermentación metanogénica

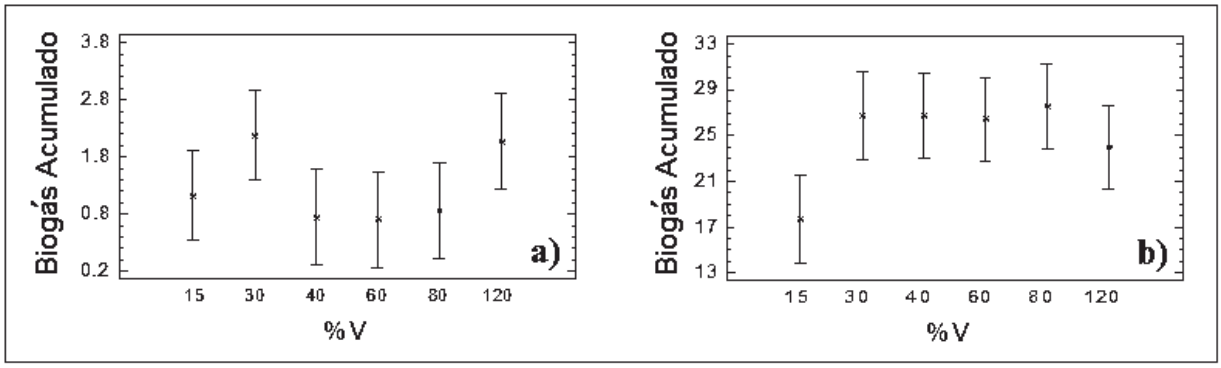


Fig. VII.19 ANOVA para biogás acumulado en las fases:
a) Ácida y b) Fermentación metanogénica

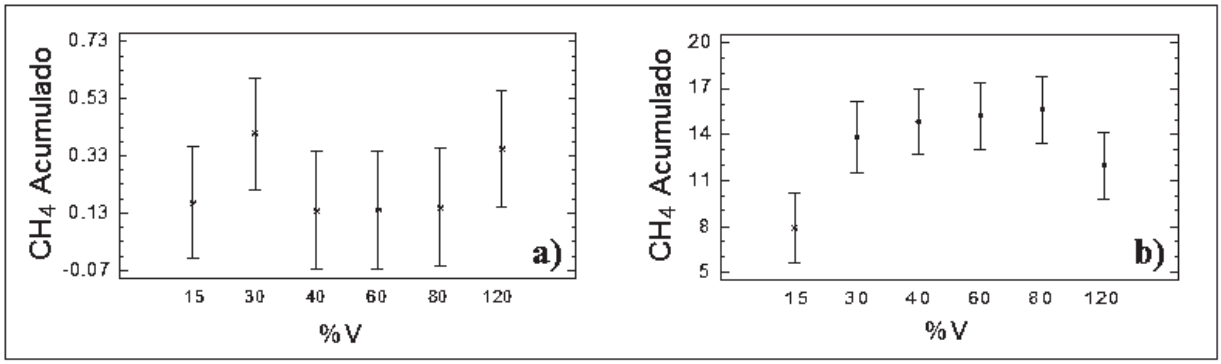


Fig. VII.20 ANOVA para CH_4 acumulado en las fases:
a) Hidrólisis, b) Ácida y c) Fermentación metanogénica

A los parámetros donde la prueba de ANOVA rechazó Ho, se les realizó la prueba de Tukey HDS. La Tabla VII.7 concentra los resultados de la prueba de Tukey HDS para los parámetros de los lixiviados y biogás producidos y la Tabla VII.8 la de los lixiviados recirculados.

Tabla VII.7. Resultados de Tukey HDS de lixiviados producidos

Fases/ Parámetros	Tukey HDS									
	pH	DQO	AA	AP	CE	NH_3-N	SO_4^{2-}	CH_4 (%v/v)	Biogás Acum.	CH_4 Acum.
Hidrólisis	Sin ≠	15-60 15-80 15-120 30-80 30-120	15-40 15-60 15-80 15-120 30-60 30-80 30-120 40-80 40-120	Sin ≠	15-80 15-120	15-120 30-120	Sin ≠			
Acida	120-T	15-60 15-80 15-120	15-120 30-120 40-80 40-120	Sin ≠	15-40 15-60 15-80 15-120 30- 120	Sin ≠	15-40 15-60 15-80 15-120 30-40 30-60 30-80 30-120	Sin ≠	Sin ≠	Sin ≠
Fermentación metanogénica	15-T	Sin ≠	Sin ≠	Sin ≠	15-80 120-T	15-30 15-80 15-120	15-T	15-30 15-40 15-60 15-80 30-120 40-120 60-120 80-120	15-30 15-40 15-60 15-80	15-30 15-40 15-60 15-80 30-120 40-120 60-120 80-120

Sin ≠, Los valores fueron similares en todas las tasas de recirculación;
Biogás y CH_4 Acum., Son valores acumulados en L/kg RSUs; RSUs, Residuos sólidos urbanos secos

Tabla VII.8. Resultados de Tukey HDS de lixiviados recirculados

Fases/ Parámetros	Tukey HDS						
	pH	DQO	AA	AP	CE	NH_3-N	SO_4^{2-}
Hidrólisis	Sin ≠	15-T 30-80 30-120 40-80 40-120	15-80 15-120 30-80 30-120 40-80 40-120 60-80 60-120	Sin ≠	15-T 30-60 30-80 30-120 40-120 60-120	15-40 15-60 15-80 30-80 120-T	15-60 15-80 120-T
Acida	15-40 15-60 15-80 30-40 30-60 30-80	15-T 30-T 40-T 60-120	15-40 15-60 15-80 30-40 30-60 30-80 80-120	15-T 30-40 30-60 30-80 60-120 80-120	15-T 30-T	15-80	Sin ≠
Fermentación metanogénica	15-T 120-T	Sin ≠	Sin ≠	Sin ≠	15-30 15-60 15-80 120-T	15-120	15-120 30-120 40-120

Sin ≠, Los valores fueron similares en todas las tasas de recirculación**s**