

EFFECTO DE SUELOS EN LA DEGRADACIÓN ANAEROBIA DE RESIDUOS SÓLIDOS MUNICIPALES

1. LILIANA MÁRQUEZ-BENAVIDES

INSTITUTO DE INVESTIGACIONES SOBRE LOS RECURSOS NATURALES
UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLAS DE HIDALGO
AV. SAN JUANITO ITZICUARO, COL. SAN JUANITO ITZICUARO,
MORELIA, MICH. C.P. 58330. MEXICO
TEL: +52 (443) 3.27.23.51, FAX: +52 (443) 3.27.23.50
lmarquez@zeus.umich.mx

2. OTONIEL BUENROSTRO DELGADO.

IDEM otonielb@zeus.umich.mx

PALABRAS CLAVE:

Rellenos sanitarios; residuos sólidos municipales; suelos.

RESUMEN

Los rellenos sanitarios son una necesidad, prevista de permanecer en uso a mediano y largo plazo, puesto que aún haciendo un uso concienzudo de las 3R's (reducir, reciclar y reusar), siempre habrá una corriente de residuos que no tendrá mas alternativa que ser depositada en un relleno sanitario. En escocia (Reino Unido) se prevén cambios en la composición de los residuos depositados en los rellenos, por lo que se hace apremiante investigar el efecto de otros componentes con potencial capacidad biológica dentro de un relleno sanitario, por ejemplo, las cubiertas o capas intermedias de suelo.

La premisa de este trabajo propone que la inclusión de suelos permite el desarrollo de una fermentación anaerobia de residuos sólidos municipales más vigorosa, en términos del tiempo de establecimiento y desarrollo de las fases de degradación, como la acidogénica, y en última instancia, en las tasas de producción de metano.

ABSTRACT

Landfills might be regarded as a necessity, and it is foreseen that they will be still used in the short and long term. Landfilling is bound to remain, regardless of how conscientiously other strategies are practiced, such as recycling, reducing and reusing; there will always remain a fraction with no other alternative than landfilling. In Scotland (UK), landfilling managing strategies are changing to comply with the European Community Landfill Directive (1999). The new legislation prevents organic matter from being landfilled, and waste composition is anticipated to change. Therefore, it is urgent to investigate the effect of any other organic component in a landfill, for instance, the intermediate soil cover (ISC). We propose that the inclusion of soil as ISC in the municipal solid waste (MSW), allows for the establishment of

an earlier anaerobic fermentation. Thus, the aim of this work was to test the effect of the inclusion of 20% of soil in the MSW anaerobic degradation performance parameters.

INTRODUCCIÓN

La producción de residuos sólidos es uno de los indicadores más reveladores de la interacción entre las actividades del hombre y el ambiente. El Reino Unido (RU) tiene un historial de regulación en cuanto a la producción de residuos desde períodos de la I Guerra Mundial (Public Health Act 1936). En los años siguientes a la guerra, la economía iba en contra de la incineración, por lo que la tendencia en el manejo de residuos sólidos (RS) dentro del RU se inclinó hacia el uso de rellenos sanitarios (RESA). En la actualidad, como miembro de la Comunidad Europea (CE), la legislación británica en términos ambientales debe sujetarse a las disposiciones y convenciones que rigen desde el parlamento europeo.

La jerarquía para el tratamiento de RS aceptada dentro de la CE se muestra en la Figura 1, donde se muestra el uso de RESA como la opción menos deseable, sin embargo, es conveniente señalar que el uso únicamente de esta jerarquía es considerada como una herramienta muy simplista, por lo que también se emplean estrategias locales.

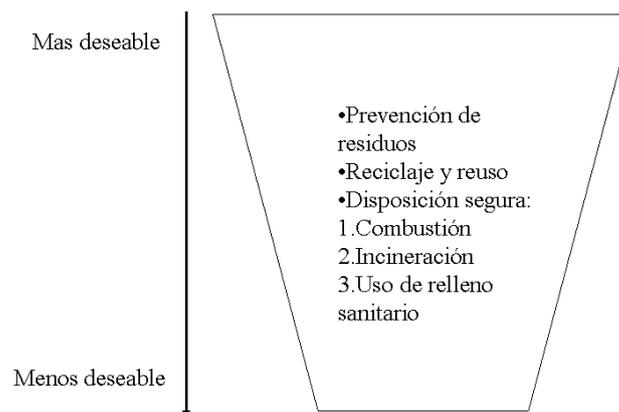


Figura 1 Diagrama de la jerarquía del manejo de residuos (DETR, 2000)

Además, esta jerarquía es usada en formas distintas a través de toda la CE, como se puede ver en la Tabla 1. Es evidente que Italia y el RU son los países con el manejo más pobre de residuos, de acuerdo a la jerarquía señalada.

La Directiva Europea de Rellenos Sanitarios fue adoptada en 1999, y definió como objetivo reducir la fracción de orgánicos biodegradables que se depositan en los rellenos sanitarios (1991/31/EC), 25% menos para el año 2005, 30% para 2010 y 33% para 2015. Escocia, como parte del RU, recae fuertemente en el uso de RESA y en el marco de las nuevas disposiciones por ley, se conforman las iniciativas de investigación en el área del manejo de los RS.

En vista de la incipiente reducción de materia orgánica biodegradable dentro del volumen de los RESA, se hace imperativo analizar el efecto de otros componentes con un potencial efecto biológico. Al finalizar un día de trabajo, o más frecuentemente si se necesita, el área de trabajo de un RESA es cubierta con, comúnmente, una capa de 15-30 cm. de tierra (Tchobanoglous, 1993). Entre otros, los propósitos principales de la mencionada capa son (1) controlar la entrada de agua de lluvia, (2) reducir la contaminación visual, (3) prevenir que animales se alimenten de los residuos, (4) ayudar al acceso vehicular al RESA, (5) controlar

olores, (6) prevenir incendios, etc. El volumen añadido de tierra significa que al término de la vida útil de un RESA, ésta puede constituir hasta el 20% del volumen total.

La heterogeneidad de los residuos depositados en un RESA, dan como resultado un ecosistema altamente diverso y dinámico. Por lo mismo, la degradación anaerobia de RS es producto de la actividad de un complejo consorcio microbiano. Dicho consorcio esta sujeto a la influencia de diversos factores abióticos tales como la presencia o ausencia de oxígeno, hidrógeno, % humedad, rangos de temperatura, alcalinidad y pH del sistema, etc. Por su parte, el suelo es una entidad biológica *per se*, en cuya matriz se llevan a cabo reacciones físicas y químicas. Además, el suelo es un agente con propiedades tales como la capacidad buffer y la capacidad de intercambiar cationes, que se sabe juegan un papel clave como mecanismos de atenuación de contaminantes por parte del suelo. La consideración de las propiedades del suelo y de las poblaciones microbianas inherentes en el, es necesaria si se persigue el obtener una perspectiva completa del funcionamiento de un RESA.

Tabla 1 Opciones de manejo de residuos a través de los países de la CE (%)

País	Año	Rellenos sanitarios	Incineración	Composteo	Reciclaje
Dinamarca	1996	11	58	2	29
Países bajos	1998	12	42	7	39
Suiza	1996	13	45	11	31
Suecia	1997	30	36	8	26
Austria	1996	35	17	14	34
Francia	1993	49	39	6	6
Alemania	1993	54	18	5	23
Noruega	1995	62	15	1	22
España	1997	74	6	17	3
Italia	1997	80	7	10	3
Reino Unido	1996	85	6	1	8

Fuente: Crowe *et al.*, 2002

La premisa de este trabajo propone que la inclusión de suelos permite el desarrollo de una fermentación anaerobia de residuos sólidos municipales mas vigorosa, en términos del tiempo de establecimiento y desarrollo de las fases de degradación como la acidogénica, y en última instancia, en las tasas de producción de metano.

METODOS

Obtención y preparación de materiales

Cuatro suelos (turba de jardín, un suelo arenoso, un suelo calizo y un suelo franco arenoso) fueron estudiados. Se obtuvieron residuos sólidos del RESA Shewalton (Ayrshire, UK), éstos fueron clasificados a mano para remover la porción no-biodegradable, y el restante se desmenuzó a partículas de hasta 1 cm.

Montaje de columnas

Cinco pares de columnas de vidrio (1L, 60 mm DI, 480 mm longitud, cada una) fueron montadas. Cuatro pares de columnas fueron empacadas con una mezcla de residuos y suelo, en una proporción de 5:1, un par de columnas fueron empacadas solo con residuos desmenuzados, para ser utilizadas como referencia. Cada columna estuvo conectada a una garrafa de vidrio de 10L (Pirex) llena de agua destilada, la cual, con un flujo de 20 mL/min. se bombeó al borde superior de la columna, lixiviando a través del empaque de la columna para volver a la garrafa recolectora. Este proceso tuvo lugar ininterrumpidamente por un período de 180 días. La temperatura operacional, en promedio, fue de 20.5°C (± 2.1 °C).

Métodos analíticos

Ácidos orgánicos volátiles (AOV)

Primeramente, el lixiviado fue clarificado: 2 mL de muestra fueron centrifugados a 10,000 rpm durante 10 min. Del sobrenadante, 0.9 mL se transfirieron a un vial cromacol, y 0.1 mL de ácido fórmico (AristaR) fueron añadidos. La determinación de AOV se llevó a cabo mediante un cromatógrafo de gases (CG). De la muestra acidificada, 1 μ L se inyectó 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 + H₃PO₄ (1%) en Cromosorb W-AW (80-100 mesh) [Speck Analytical, Alva] conectada a un CG. EL CG, a su vez, estaba conectado a un PC vía una interfaz Perkin Elmer serie 9000. El inyector y el detector de ionización de flama se mantuvieron a 210 y 220 °C, 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 °C por 2 min. y después fue incrementada a una tasa de 25 °C/min hasta que se alcanzó una temperatura de 120 °C. Después de 0.2 min a 120 °C, la temperatura volvió a incrementarse a una razón de 8 °C/min hasta que se alcanzaron 145 °C. Después de 0.2 min, ésta temperatura, se volvió a incrementar a razón de 25 °C/min hasta que se alcanzaron 165 °C, los cuales se mantuvieron por 1.4 min.

Las áreas de los picos observados fueron comparadas con las áreas producidas al inyectar 1 μ L de una mezcla acidificada de AOV. La mezcla consistió de cada uno de los siguientes ácidos: acético, butírico, propiónico, *iso*-butírico, *iso*-valérico, valérico y hexanoico a una concentración de 10 mM, cada uno.

Metano

En un CG Perkin Elmer 8700, se inyectaron 50 μ L de muestra, el CG estuvo equipado con detector de ionización de flama (FID). La columna, de acero inoxidable (2m longitud, 2 mm DI), contenía un empaque de 5% neopentilglicol sebacato + 1% H₃PO₄. Se usó nitrógeno libre de oxígeno como gas acarreador, con un flujo de 35 mL/min. La temperatura del horno, inyector y detector, se mantuvieron a 80, 200 y 210°C, respectivamente.

pH

Los valores de pH fueron obtenidos a temperatura ambiente, mediante el uso de un electrodo BDH-Gelplus ensamblado a un medidor de pH Jenway modelo 3010.

Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La DQO fue analizada usando el kit comercial HACH Manganese III (HACH, cat. 24159-25), con un rango de detección de 20-1000 mg/L.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La generación de lixiviados por RESA es un hecho bastante documentado, además, sabe que la producción de lixiviados está influenciada por el contenido del RESA; las condiciones climáticas locales, y por la manera en que el RESA es operado (Barlaz & Ham, 1993). En el caso de la columna únicamente con residuos (Figura 2) se observó que la concentración de ácido acético, inicialmente de 2.2 mg/L, decreció hacia el día 25 del experimento, coincidiendo con la recuperación de pH, y transición de fase acidogénica hacia metanogénica. La concentración de ácido propiónico fue observada por un período mas largo en el lixiviado de la columna, coincidiendo con el conocimiento de que la conversión de intermediarios de la fermentación anaerobia, tales como el ácido butírico o propiónico es termodinámicamente favorable solo a concentraciones de hidrógeno muy bajas, esto es, presiones parciales por debajo de 9×10^{-5} (Mata-Álvarez, 2002). Por lo tanto, estos substratos pueden ser utilizados solamente cuando las bacterias acetogénicas reductoras obligadas de protones pueden funcionar en asociación sintrófica con un utilizador de hidrógeno, tales como las bacterias metanogénicas o las bacterias sulfato reductoras.

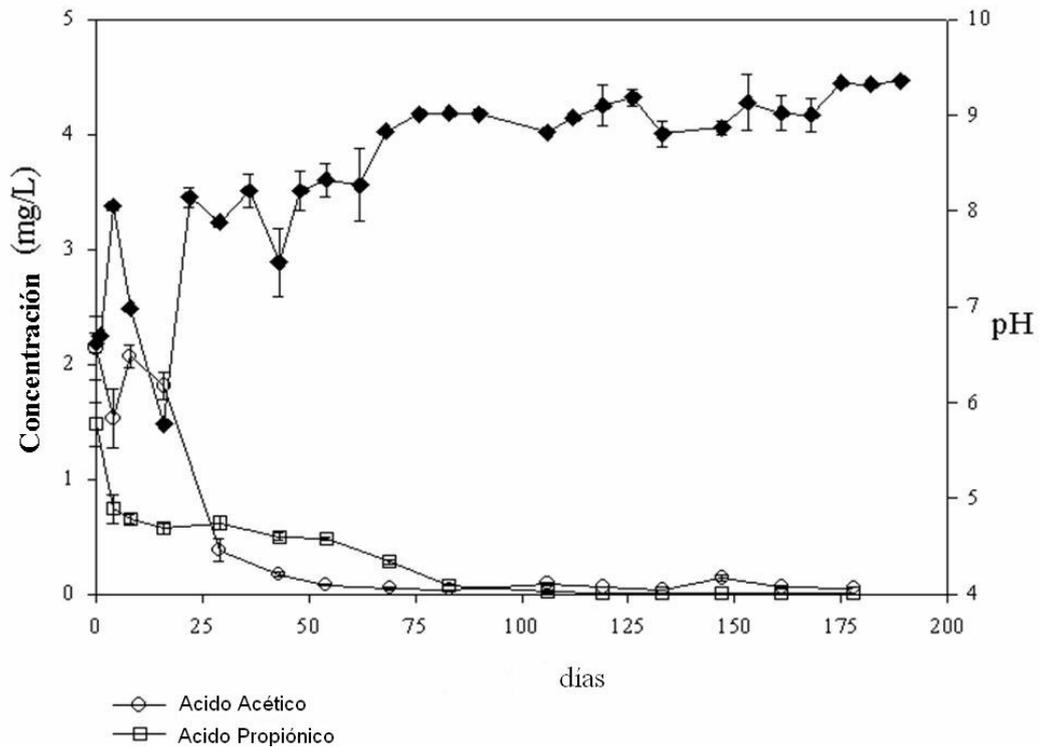


Figura 2 Concentraciones de ácido acético y propiónico y su relación con el pH en la columna de residuos (RE)

Las Figura 3 y 4 muestra el desarrollo de la fermentación anaerobia en las columnas con mezclas de suelo y residuos, relacionado con las características propias del lixiviado. Es interesante hacer notar que la inclusión de suelo, pareció no alterar el patrón en la producción neta de AOV, y su relación con el pH, asimismo, la recuperación de los valores de pH coincidieron con los valores fisiológicos que se sabe permiten el establecimiento de regímenes metanogénicos.

Las columnas conteniendo las mezclas de residuos y turba de jardín (MRT), y residuos y suelo arenoso (MRA), de acuerdo a los resultados obtenidos mostraron una demora de alrededor de 25 días en alcanzar el fin de la etapa acidogénica, al compararse con el desempeño de la columna empacada únicamente con residuos. Estos resultados no se esperaban, especialmente en relación con la turba de jardín, puesto que es bien conocida su capacidad de formar ambientes metanogénicos (Bergman et al., 2000; Chin, et al. 1999), aunque la fuente de sustrato metanogénicos es aun incierta. Algunos autores sostienen que la materia orgánica es el principal sustrato para las bacterias metanogénicas (Schimel, 1995) pero otros difieren y señalan que residuos recientes de plantas o residuos frescos como la materia mas importante a usar por los consorcios metanogénicos (Whiting and Chanton, 1993). A pesar de esto, es evidente que, en rellenos sanitarios a escala laboratorio, la inclusión de turba orgánica no es capaz de compensar por el decremento de 20% en el volumen de residuos biodegradables

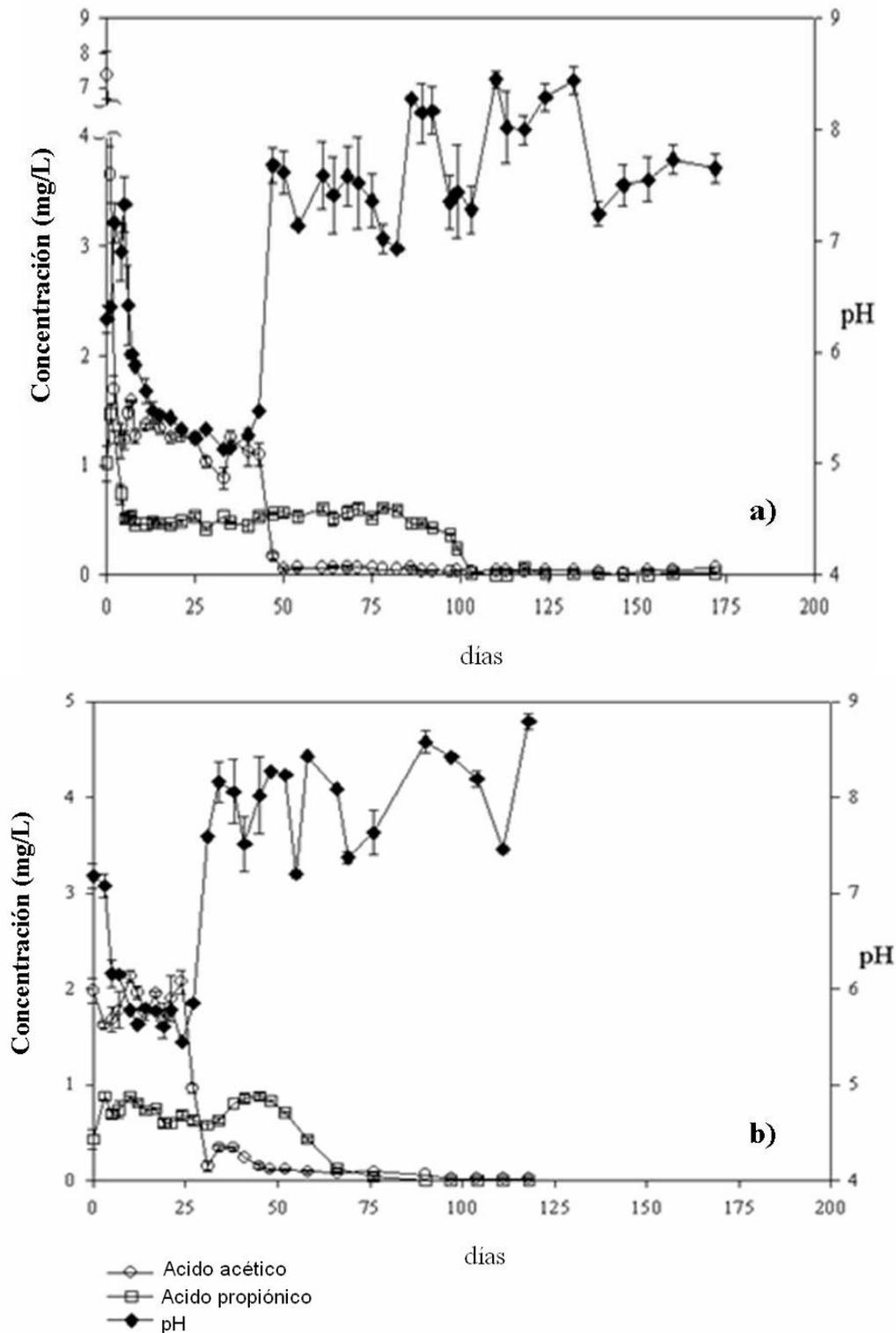


Figura 3 Concentraciones de ácido acético y propiónico y su relación con el pH en la columna con mezcla de (a) residuos y turba de jardín y (b) residuos y suelo franco arenoso

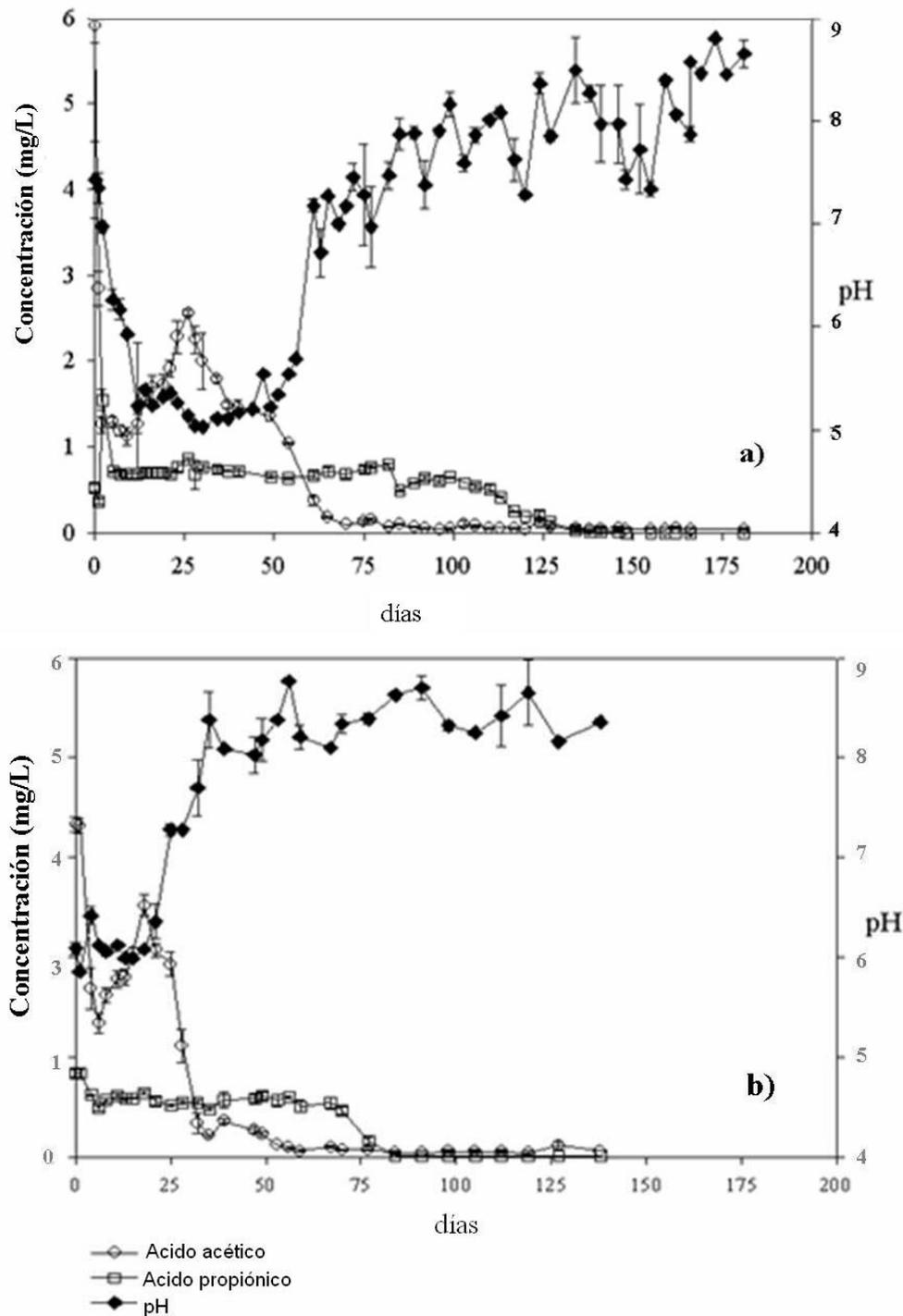


Figura 4 Concentraciones de ácidos acético y propiónico y su relación con el pH en la columna con mezcla de (a) residuos y suelo arenoso y (b) residuos y suelo calizo

Por otro lado, la inclusión de otro tipo de suelo, por ejemplo el franco arenoso (MRFA) (Figura 3b) y el suelo calizo (Figura 4b), parecieron no tener efecto en promover o detener el desarrollo de la fermentación anaerobia. Sin embargo, es interesante hacer notar que el suelo calizo, a pesar de un comportamiento aparentemente inerte bajo la luz del desarrollo de los

parámetros de monitoreo de fermentación anaerobia, si tuvo un efecto desfavorable sobre las tasas de producción de metano (no se muestran estos resultados).

La DQO ha sido considerada históricamente como una medida indirecta de la materia orgánica del lixiviado de RESA (Kylefords *et al.*, 2003). Al igual que sucedió con los patrones de degradación anaerobia, los patrones generales de valores de DQO en el lixiviado de las diferentes columnas, no fue afectado por la inclusión de suelos (Figura 5). A pesar de lo anterior, existe una diferencia indiscutible y digna de mención. La concentración inicial de DQO en el lixiviado de la columna MRC fue la más alta (40g/L). Sin embargo, para el día 75 de experimentación, el valor de DQO ya estaba en el mismo rango que el resto de las columnas (1.5 g/L).

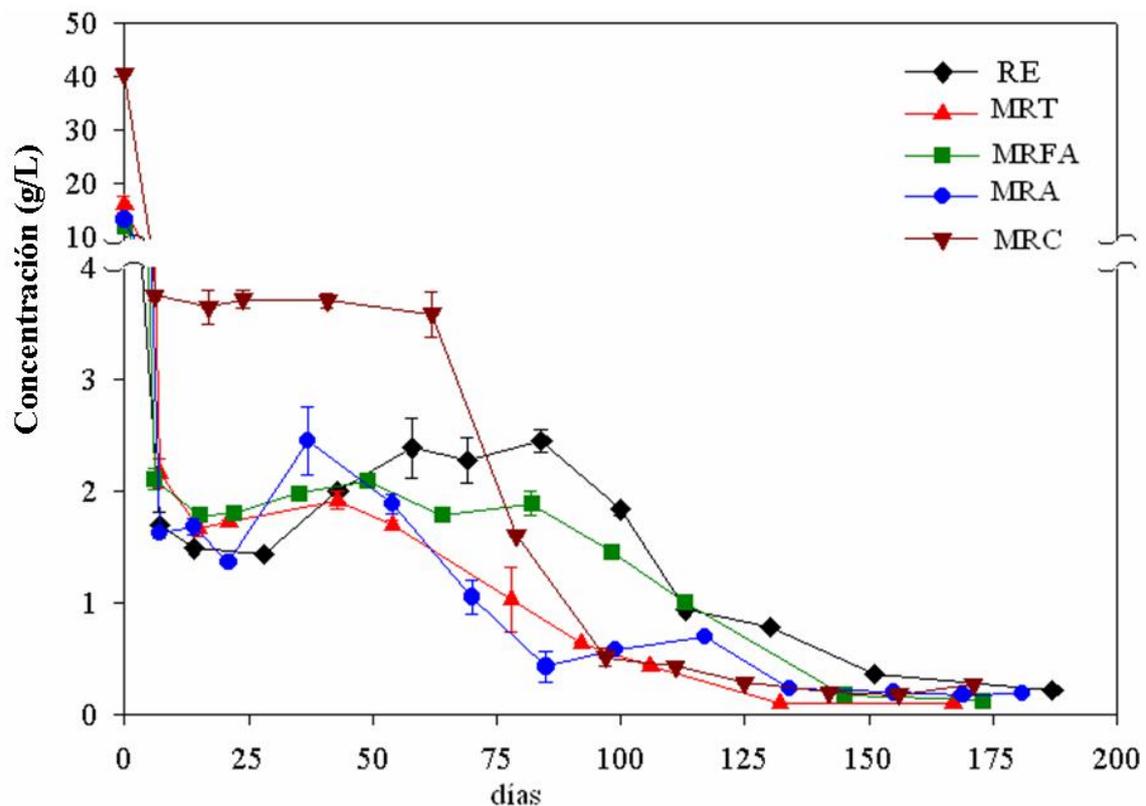


Figura 5 Evolución de los valores de DQO en el lixiviado de la columna con (a) residuos RE; (b) residuos y turba de jardín, MRT; (c) residuos y suelo franco arenoso, MRFA; (d) residuos y suelo arenoso, MRA; y (e) residuos y suelo calizo, MRC.

De acuerdo a la Figura 5, la inclusión de un suelo calizo (MRC), con un pH básico y altas concentraciones de carbonato de calcio es capaz de intervenir en la concentración de la DQO. El Ca es un catión presente usualmente en el lixiviado de los RESA, capaz de elicitar diferentes respuestas, relacionadas con la concentración del mismo. Christensen y Kjeldsen (1989) reportaron que en lixiviados, una concentración de 100-200 mg Ca/L tiene un efecto estimulador en la producción de CH_4 ; 2500-4500 mg/l tienen un efecto estimulador moderado y una concentración de 8000 mg/L es significativamente inhibitoria. En general, la presencia de Ca no parece ser un agente inhibitorio, pero los resultados sugieren que la inclusión de un suelo calizo en la degradación anaerobia de residuos sólidos es capaz de

causar un desbalance en el proceso y por lo mismo mantener más altas concentraciones de DQO, en comparación con el resto de las columnas. Este resultado está en concordancia con los publicados por Brummeler y Koster (1989), quienes reportaron que la inclusión de CaCO_3 durante la digestión de la fracción orgánica de los residuos sólidos municipales no constituyó un aliado en el control de los valores de pH e inhibió la producción de biogás. Los resultados pues parecen señalar que la inclusión de suelos no acelera el término de la fase acidogénica y tampoco se halló una correlación entre la clase textural de los distintos suelos estudiados y los alcances de la degradación anaerobia de los residuos sólidos municipales frescos.

CONCLUSIONES

Las conclusiones de este trabajo:

- En términos de pruebas de rellenos sanitarios a escala laboratorio, los patrones de fermentación anaerobia en columnas empacadas únicamente con residuos no presentaron diferencia cuando los residuos fueron suplementados con distintos tipos de suelos, por lo que se establece que la inclusión de suelos no altera significativamente el desarrollo de la degradación anaerobia de residuos sólidos municipales
- Sin embargo, la inclusión de algunos suelos, como la turba de jardín (suelo rico orgánico) o suelos arenosos, pueden influir en el tiempo de establecimiento de las diferentes fases de la degradación anaerobia, especialmente, el inicio de la fase acidogénica y el asentamiento de la metanogénesis.
- La inclusión de suelos calizos parece intervenir en el proceso de degradación de materia orgánica, en términos de valores de DQO, asimismo, la inclusión de éste tipo de suelos, es capaz de deprimir las tasas de generación de metano.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer el apoyo brindado por el Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) para la realización de este proyecto, por medio de la beca No. 124462. Asimismo, se reconoce la estancia científica en el laboratorio perteneciente al grupo "Solid Waste Technology" en el departamento de Biociencias, de la Universidad de Strathclyde, Escocia, Reino Unido. De la misma forma, agradecen el apoyo técnico del Sr. Craig Irving.

REFERENCIAS

- Barlaz, M.A.** and Ham, R.K. (1993) Leachate and gas generation. In: *Geotechnical Practice for Waste Disposal*. Daniel, D.E. (Ed.) Chapman and Hall, London, UK. pp. 113-136.
- Bergman, I.**, Klarqvist, M., and Nilsson, M. (2000) Seasonal variation in rates of methane production from peat of various botanical origins: effects of temperature and substrate quality. *FEMS Microbiology Ecology*, **33**:181-189.

- Brummeler**, E.T. and Koster, I.W. (1989) The effects of several pH control chemicals on the dry batch digestion of the organic fraction of municipal solid waste. *Resource, Conservation and Recycling*, **3**(1):19-32.
- Christensen**, T.H. and Kjeldsen, P. (1989) Basic biochemical processes in landfills. In: *Sanitary Landfilling: Process, technology and environmental impact*. Christensen, T.H., Cossu, R. and Stegmann, R. (Eds.) Academic Press, London, UK. pp. 29-49.
- Crowe**, M. Nolan, K., Collins, C., Carty, G., Donlon, B., and Kristoffersen, M. (2002) Biodegradable Municipal Waste Management. In: *Europe: Strategies and instruments, European Topic Centre on Waste*. Topic Report, European Environment Agency. pp. 16-20.
- Chin**, K.J., Lukow, T., Stubner, S. and Conrad, R. (1999) Structure and function of the methanogenic archeal community in stable cellulose-degrading enrichment cultures at two different temperatures (15-30°C). *FEMS Microbiology Ecology*, **30**:313-326.
- DETR** (2000) Waste Strategy 2000, The Stationary Office, UK.
- Kylefords**, K., Ecke, H., and Lagerkvist, A. (2003) Accuracy of COD test for landfill leachates. *Water, Air and Soil Pollution*, **146**:153-169.
- Mata-Alvarez, J. (2002)**. Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste. ISBN 1900222140.
- Schimmel**, J.P. (1995) Plant transport and methane production as controls on methane flux from arctic wet meadow tundra. *Biogeochemistry*, **28**:183-200.
- Tchonanolous**, G., Theisen, H., and Vigil, S. (1993). Disposal of Solid Wastes and residual Matter. In: *Integrated Solid Waste Management, Engineering Principles and Management issues*. Clark, B.J. and Morris, J.M. (Eds.) McGraw Hill, California, USA. pp. 361-538.
- Whiting**, G.J., and Chanton, J.P. (1993) Primary production control of methane emissions from wetlands. *Nature*. **364**:794-795.

NOTACIÓN

AOV	Ácidos orgánicos Volátiles
CE	Comunidad Europea
CG	Cromatógrafo de Gases
MRA	Mezcla residuos y suelo arenoso
MRC	Mezcla residuos y suelo calizo
MRFA	Mezcla residuos y suelo franco arenoso
MRT	Mezcla residuos y suelo turba de jardín
RE	Columna únicamente con residuos
RESA	Relleno Sanitario
RS	Residuos sólidos
RU	Reino Unido