
Estudio preliminar del comportamiento de rellenos sanitarios como biodigestores a escala de laboratorio

Maria Elena López Vega*, Ronaldo Santos Herrero

^aCentro de Estudio de Química Aplicada. ^bDepartamento de Ingeniería Química Universidad Central de Las Villas. Carretera a Camajuaní Km 5 ½ Santa Clara. CP 54830, Villa Clara, Cuba

Preliminary study of the behavior of landfills as laboratory-scale digesters

Estudi preliminar del comportament d'abocadors com biodigestors a escala de laboratori

Recibido: 30 de junio de 2011; revisado: 7 de marzo de 2012; aceptado: 12 de marzo de 2012

RESUMEN

Teniendo en cuenta la situación desfavorable con que cuentan los sitios de disposición final del RSU en la ciudad de Santa Clara, Cuba, y las futuras proyecciones de construcción de rellenos sanitarios controlados, propusimos como objetivo general del presente trabajo evaluar el proceso de degradación anaerobia en los rellenos sanitarios como biodigestores a escala de laboratorio en sus etapas iniciales, teniendo en cuenta la gestión y composición de los RSU en la ciudad de Santa Clara. Primeramente se realizó una preparación y caracterización de los residuos a introducir en los digestores, y comenzar el proceso de monitoreo durante 10 semanas según diseño de experimento ²², teniendo en cuenta la recirculación de lixiviados y el uso de suelo como material de cobertura. Las técnicas involucradas en el monitoreo y seguimiento de la digestión anaerobia fueron: pH, DQO, Conductividad, y N-NH₄⁺ en los lixiviados. La selección de variables monitoreadas viene dada por ser la DQO y el pH los parámetros que brindan mayor información sobre el transcurso de las diferentes etapas de la digestión anaerobia. A su vez indican si se logra alcanzar o no la estabilización de los Residuos Sólidos Orgánicos (RSO); ya que valores de DQO en los lixiviados por debajo de 2000 mg/L son indicativos de un relleno sanitario estabilizado (**Hernández-Berriel et al., 2011**), (**Mehta et al., 2002**). Al analizar los resultados de las variables monitoreadas para los 4 reactores se aprecian valores de pH y DQO indicativos de lixiviados de rellenos sanitarios jóvenes y en etapas iniciales de degradación (acidogénesis). Este resultado contrasta con la baja producción de biogás observada en todos los reactores. Los resultados también indican un alto poder contaminante de los lixiviados, poniéndose de manifiesto con valores de DQO que llegan hasta 60 g/L, corroborándose lo que se plantea en la literatura sobre estos líquidos; los que pueden ser de 100 a 120 veces más contaminantes que las aguas residuales cloacales (**Hernández-Berriel et al., 2008**), (**Suna et al., 2008**).

Palabras Clave: digestión anaerobia, rellenos sanitarios, lixiviados

SUMMARY

The Urban Solid Waste Management of MSW in Cuba isn't favorable in the present. The Santa Clara City is one of the most population cities of the country and the principal constituents of all fractions in solid waste are organic matter. The accumulation of organic solid waste is a major problem in urban waste management. These residues requires be treated in a sustainable manner, to minimize the negative impacts of your inadequate treatment. A number of methods are currently applied to the treatment and management of solid organic waste. One of the most important methods used is the landfill as a bioreactor; with leachate recirculation. The aim of our work was to evaluate the process of anaerobic degradation in the landfill as laboratory-scale digesters in its early stages, taking into account the management and composition of MSW in the city of Santa Clara. Four reactors were charged according to experimental design ²². The variables were leachate recirculation and soil as a coverage material. The COD, pH, EC and ammonium values in the leachate were measured once per week, during the 10 weeks of monitoring. The selection of variables to be monitored is given because the COD and pH parameters those provide more information about the course of the different stages of anaerobic digestion. At the same time, indicate whether or not it achieves the stabilization of Organic Solid Waste. The COD values in leachates below 2000 mg / L are indicative of a stabilized landfill (**Hernández-Berriel et al. , 2011**), (**Mehta et al., 2002**). As a results appreciated that the pH and COD values indicative of young landfill leachate and initial stages of degradation (acidogenesis). This result contrasts with the low biogas production observed in all reactors. The results also indicate a highly polluting leachate, manifesting themselves with the COD values that reach 60 g / L, confirming what is proposed in the literature on these fluids, which can be 100 to 120 times more polluting that sewage wastewater (**Hernández-Berriel et al., 2008**), (**Suna et al., 2008**).

Key words: anaerobic digestion, landfill, leachate.

Autor para correspondencia: marialv@uclv.edu.cu

RESUM

Tenint en compte la situació desfavorable que tenen els llocs de disposició final del RSU a la ciutat de Santa Clara, Cuba, i els futurs projectes de construcció d'abocadors controlats, vam proposar com a objectiu general d'aquest treball l'avaluació del procés de degradació anaeròbia en els abocadors com biodigestors a escala de laboratori en les seves etapes inicials, tenint en compte la gestió i composició dels RSU a la ciutat de Santa Clara. En primer lloc es va realitzar una preparació i caracterització dels residus a introduir en els digestors, i començar el procés de monitorització durant 10 setmanes segons un disseny d'experiment 2², tenint en compte la recirculació de lixiviats i l'ús de sòl com a material de cobertura. Les tècniques involucrades en el monitoratge i seguiment de la digestió anaeròbia van ser: pH, DQO, conductivitat, i N-NH₄⁺ dels lixiviats. La selecció de variables monitoritzades ve donada per què la DQO i el pH són els paràmetres que ofereixen més informació sobre el transcurs de les diferents etapes de la digestió anaeròbia. També indiquen si s'aconsegueix assolir o no l'estabilització dels Residus Sòlids Orgànics (RSO), ja que valors de DQO en els lixiviats per sota de 2000 mg/L són indicatius d'un abocador estabilitzat (**Hernández-Berriel et al. , 2011**), (**Mehta et al., 2002**). Quan s'analitzen els resultats de les variables monitoritzades per als 4 reactors s'aprecien valors de pH i DQO indicatius de lixiviats d'abocadors joves i en etapes inicials de degradació (acidogènesi). Aquest resultat contrasta amb la baixa producció de biogàs observada en tots els reactors. Els resultats també indiquen un alt poder contaminant dels lixiviats, que es manifesta en valors de DQO que arriben fins a 60 g/L, corroborant el que es planteja a la literatura sobre aquests líquids, els quals poden ser de 100 a 120 vegades més contaminants que les aigües residuals cloacals (**Hernández-Berriel et al., 2008**), (**Sunna et al., 2008**).

Paraules clau: digestió anaeròbia, abocadors, lixiviats

INTRODUCCIÓN

La generación de residuos sólidos urbanos (RSU) y su manejo adecuado es un desafío para cualquier sociedad. La influencia negativa sobre su entorno crea la necesidad de desarrollar sistemas de gestión adecuados desde el punto de vista ambiental, social y económico.

El manejo de los residuos sólidos urbanos en América Latina y el Caribe es complejo y ha evolucionado paralelamente a la urbanización, al crecimiento económico y a la industrialización. Según estadísticas de las Naciones Unidas, América Latina y el Caribe (ALC) tenía 283 millones de habitantes en 1970 y 482 millones en 1995. Para el año 2000 se estimó una población de 524 millones y de 604 millones para el año 2011, por lo que hay que tener muy en cuenta esta creciente urbanización de América Latina y el Caribe para lograr un buen manejo de los residuos sólidos municipales (**CEPIS, 2002**).

La correcta toma de decisiones en la gestión de residuos exige el conocimiento de los impactos presentes y futuros de la generación de residuos, la recogida selectiva y la disposición final de los mismos. Las estimaciones en las que no se tenga en cuenta las características de la generación de residuos pueden dar lugar a la superación de la

capacidad de las plantas de tratamiento de residuos con el consiguiente encarecimiento económico (**Sunna, 2006**). El análisis Sectorial de Residuos Sólidos para Cuba determinó que uno de los problemas más importantes del Manejo de Residuos Sólidos era precisamente la disposición final. Una de las primeras acciones encaminadas a solucionar de manera parcial el manejo de los RSU a partir del año 1999 fue dividir las poblaciones cubanas en poblaciones de hasta 20 mil habitantes y de más de esta cifra (**Delgado, 2000**) para así comenzar con la construcción de rellenos sanitarios manuales para las ciudades más pequeñas. En estos momentos se cuenta con alrededor de 200 rellenos sanitarios manuales, pocas plantas de reciclaje, un gran número de vertederos a cielo abierto, sitios de disposición final donde los residuos son tapados sin existir impermeabilización y vertederos donde se continúa la quema de residuos sin ningún control. En nuestro país más del 60 % de los residuos sólidos que se generan corresponden a la fracción orgánica que puede ser reciclada mediante económicos procesos. Esta fracción se considera una de las más contaminantes, principal generadora de lixiviados altamente contaminados y de gases como el metano. Los daños que provocan estos residuos en el medio ambiente pueden ser mitigados en gran medida si los tratamos mediante métodos biológicos aerobios o anaerobios, para así disminuir la contaminación que provocan (**Christ et al., 2007**).

La situación que se ha generado por los residuos (especialmente en los últimos 50 años) es grave y compleja. Para que los sistemas de reciclaje puedan convertirse en sistemas capaces de terminar con los desperdicios, deberá procurarse que los materiales sean de alta calidad y que los procesos de reciclaje no generen más basura. Por otra parte los gobiernos deberán fomentar la rentabilidad del reciclaje desde perspectivas no solo económicas sino también ecológicas. Muchos de las actuales métodos sobre la disposición de los RSU no son ambientalmente factibles debido fundamentalmente a la carencia de un adecuado Sistema de Gestión que desde el origen logre una segregación adecuada de los residuos, contribuyendo así a un mayor reciclado y valorización de los residuos.

Los rellenos sanitarios han sido ampliamente usados en el mundo, aunque su tendencia es a ir desapareciendo debido a la baja disponibilidad de suelos, así como a la cada vez más costosa tecnología para la impermeabilización de los mismos con vistas al tratamiento de los lixiviados y para el control del gas metano; el que resulta 23 veces más contaminante que las de CO₂ (**González, 2005**).

Los desechos sólidos enterrados en el relleno sanitario están sometidos a un número de cambios biológicos, físicos y químicos simultáneos. La degradación biológica de los componentes orgánicos empieza en condiciones aeróbicas, consumiendo el aire atrapado dentro del relleno; al agotarse el oxígeno, la descomposición a largo plazo sigue bajo condiciones anaerobias. La degradación de los residuos está influida por el grado de compactación, la composición de los RSM, la humedad, y la temperatura; la tasa de producción de gases es el principal indicador de las reacciones biológicas en un relleno sanitario.

El tiempo de estabilización de los residuos depende de la intensidad de los procesos biológicos; para llegar a un estado "inerte" de los residuos depositados en un relleno sanitario tradicional, los datos que existen indican un periodo entre 10 y hasta más de 100 años en donde lixivian compuestos orgánicos e inorgánicos. En general, para

evaluar el funcionamiento del relleno se deberá monitorear el cumplimiento de las normas de emisión y de calidad ambiental aplicables y el estudio o declaración de impacto ambiental. El monitoreo de agua subterránea y el biogás debe comprender un período posterior a la etapa de clausura, generalmente hasta que las concentraciones estén por debajo de las que indica la normatividad (Guereca, 2006). Teniendo en cuenta todos estos largos periodos para lograr la estabilización de la materia orgánica en los rellenos sanitarios, es que se hace necesario influenciar y propiciar la aceleración de estos fenómenos anaerobios estudiando la recirculación de los lixiviados y operar los rellenos sanitarios como biodigestores; aprovechando el biogás generado en los mismos (Jaingou, 2007).

Desde hace más de 30 años se comenzaron a desarrollar este tipo de estudios considerando los rellenos sanitarios como biodigestores fundamentalmente en los Estados Unidos de América (Reinhart et al., 2002). Mas recientemente se han desarrollado estudios similares en países como Turquía, Tailandia, España y México (Sinan, 2007), (Mehta et al., 2002). Particularmente en México se ha estudiado a profundidad los rellenos sanitarios como biodigestores con el objetivo de determinar los tiempos de generación de metano y su producción cuando se acelera la degradación de los RSU mediante la recirculación de sus lixiviados (Hernández-Berriel et al., 2011).

En Cuba han sido desarrollados estudios del proceso de digestión anaerobia de residuos muy específicos como la cachaza, y se encuentra en funcionamiento una planta de biogás a partir de residuos orgánicos procedentes de los mercados agropecuarios de Ciudad Habana, pero han sido poco estudiados estos fenómenos de degradación teniendo en cuenta la composición de RSU y que simulen lo que ocurre en los rellenos sanitarios controlados con recirculación de sus lixiviados.

MATERIALES Y MÉTODOS

La digestión anaerobia es un proceso en etapas, en el que cada grupo microbiano, relacionado tróficamente, aprovecha como sustrato los productos generados por el metabolismo de los microorganismos responsables del paso anterior.

Cada una de las poblaciones microbianas que forman parte del proceso de digestión presenta unas condiciones óptimas para su crecimiento y adecuado desarrollo. Sin embargo, las condiciones globales de operación han de ser tales que todos los grupos microbianos puedan ser activos simultáneamente, siendo de especial importancia, por tanto, el equilibrio entre la velocidad de generación de productos por parte de un grupo microbiano y la de consumo del mencionado producto por el siguiente grupo o grupos implicados (Sparling, 1997).

Este equilibrio se ve favorecido por la capacidad tampón del medio de digestión, que condiciona el pH del sistema. Conviene recordar que las bacterias responsables de la fase acidogénica son menos sensibles a los cambios de pH del medio que las Archaea metanogénicas y que presentan elevados valores de velocidad máxima de crecimiento específico. Las bacterias acetogénicas y las Archaea metanogénicas acetoclásticas, sin embargo, son altamente dependientes de las condiciones de pH y presentan una velocidad de duplicación lenta. Finalmente, las metanógenas utilizadoras de hidrógeno crecen rápida-

mente pero son dependientes del pH del medio. Por otro lado, el H₂ presenta un acusado efecto inhibitor sobre la actividad de las bacterias de la fase acetogénica (Hyohak et al., 2009), (Marin et al., 2010).

Selección de la tecnología, tipo de reactor

A los efectos de la simulación lo más real posible de los fenómenos que ocurre dentro de los rellenos sanitarios como biodigestores y las condiciones materiales del laboratorio, se selecciono el siguiente sistema.

Sistema tipo **batch** estático: Son los más simples y económicos. Los reactores se llenan con los residuos, y una vez finalizada la digestión, se vacían para poder continuar la operación en cargas individuales. La operación es similar a la realizada en los rellenos sanitarios de RSU con recirculación de lixiviados producidos.

Según el régimen de recirculación de lixiviados que se establezca se pueden definir varios sistemas, el nuestro es uno de etapa simple, donde el lixiviado se recircula directamente al propio reactor (Özturk, 1991).

Diseño de experimento 2², escala de laboratorio

Variables X₁ = Empleo de suelo de la región donde se encuentra ubicado el vertedero municipal de Santa Clara, como material de cobertura.

X₂ = Recirculación del lixiviado.

Nivel (+), uso del suelo como material de cobertura y recirculación del lixiviado.

Nivel (-), Sin empleo de suelo y sin recirculación.

Tabla 1. Matriz

Digestor o Reactor	X ₁	X ₂
R1	-	-
R2	-	+
R3	+	+
R4	+	-

Variables respuesta = DQO, pH, Conductividad eléctrica y Nitrógeno Amoniacal en los lixiviados.

Los reactores fueron cargados con semejante composición de todas las fracciones de residuos.

Selección de los residuos:

Todas las fracciones de residuos fueron recogidas separadamente, en áreas de la Universidad Central de Las Villas. Para la preparación de la muestra sintética, fueron usados los siguientes equipos:

-Balanza digital industrial OHAUS 5000 (Max 150 Kg)

- Molino de Cuchillas Retsch SM 2000

En la tabla # 2 se puede apreciar la composición de las muestras sintéticas de las mezclas de residuos, según caracterización realizada en la ciudad de Santa Clara en el año 2005, así como el % de cada fracción para cada reactor.

Tabla 2. Fracciones de residuos para los 4 reactores.

Materiales	%	Kg de cada fracción	Total por fracciones (Kg)
Papel y cartón	0.40	0.40	1.6
Aluminio	3.01	0.18	0.72
Hierro	1.43	0.08	0.32
Trapo (textiles)	3.12	0.19	0.75
Plástico	3.63	0.22	0.88
Vidrio	6.02	0.36	1.44
Materiales orgánicos biodegradables	65.53	3.93	15.72
Metales(cobre y otros)	10.8	0.41	1.64
Total			23.06

Tanto el monitoreo de los lixiviados, como la recirculación de los mismos se realizó una vez a la semana. Las técnicas analíticas involucradas en el monitoreo son las siguientes:

Tabla 3. Métodos analíticos empleados.

Parámetros.	Símbolo	Unidades	Método empleado
Potencial de hidrógeno	pH	U de pH.	Método electrométrico
Conductividad eléctrica a 25° C.	CE	µS/cm.	Método electrométrico
Sólidos totales disueltos.	STD	mg/L	Método electrométrico
Demanda química de oxígeno.	DQO	mg O ₂ /L	Método dicromato
Nitrógeno amoniacal.	N-NH ₄	mg/L	Volumétrico

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Resultados preliminares del diseño de experimento.

Los lixiviados pueden contener grandes cantidades de materia orgánica, nitrógeno amoniacal, metales pesados y sales. Las características químicas de los lixiviados varían

de manera significativa en función de numerosos factores como son: el clima, la edad del relleno, la composición de la basura y la geología del terreno. A los efectos de los objetivos de este trabajo, el monitoreo del diseño de experimento se realizó por 10 semanas.

Resultados analíticos en el monitoreo de los lixiviados en cada reactor.

El reactor 1 (R1) se mantuvo según diseño de experimento sin recirculación de los lixiviados y sin el empleo de suelo como material de cobertura. Los resultados analíticos pueden apreciarse en la tabla 4.

El reactor 2 (R2) se mantuvo según diseño de experimento con recirculación de los lixiviados y sin el empleo de suelo como material de cobertura. Los resultados analíticos pueden apreciarse en la tabla 5.

El reactor 3 (R3) se mantuvo según diseño de experimento con recirculación de los lixiviados y con el empleo de suelo como material de cobertura. Los resultados analíticos pueden apreciarse en la tabla 6.

El reactor 4 (R4) se mantuvo según diseño de experimento con recirculación de los lixiviados y con el empleo de suelo como material de cobertura. Los resultados analíticos pueden apreciarse en la tabla 7.

Tabla 4. Resultados del monitoreo en los lixiviados para el reactor 1 (R1)

Valores Medios R1/Semana	DQO g/L	CE (mS/Cm)	pH	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)
R1-1	39.68 ± 0.8	12.80 ± ±	5.00 ± 0.01	145.60 ± 1.17
R1-2	21.49 ± 0.23	12.93 ± 0.07	5.20 ± 0.10	224.00 ± 1
R1-3	39.16 ± 1.5	13.73 ± 0.27	5.30 ± 0	175.00 ± 1
R1-4	35.82 ± 0.25	14.56 ± 0.44	5.93 ± 0.08	262.50 ± 0.7
R1-5	38.40 ± 1	10.54 ± 0.01	5.30 ± 0.05	158.00 ± 0.2
R1-6	45.60 ± 0.5	11.30 ± 0	5.4 ± 0.05	140.00 ± 1.23
R1-7	23.88 ± 0.2	11.47 ± 0.09	5.23 ± 0	128.80 ± 1.2
R1-8	44.40 ± 0.6	11.80 ± 0	5.30 ± 0	147.00 ± 0
R1-9	30.00 ± 0	12.81 ± 0.19	5.43 ± 0	145.60 ± 1.6
R1-10	16.90 ± 0.1	9.16 ± 0.01	5.26 ± 0.06	145.00 ± 0.23

Tabla 5. Resultados del monitoreo en los lixiviados para el reactor 2 (R2)

Valores Medios R2/Semana	DQO g/L	CE (mS/Cm)	pH	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)
R2-1	59.50 ± 1.5	10.6 ± 0.1	5.3 ± 0.10	154.00 ± 1.2
R2-2	23.80 ± 0.2	16.8 ± 0	6.0 ± 0	192.50 ± 0.5
R2-3	38.20 ± 1.5	12.6 ± 0.4	5.1 ± 0.06	283.50 ± 1.5
R2-4	52.50 ± 0.5	12.86 ± 0.04	5.75 ± 0.04	114.80 ± 1.5
R2-5	45.60 ± 1.4	13.16 ± 0.01	5.10 ± 0	263.50 ± 0.2
R2-6	43.20 ± 0.6	15.86 ± 0.04	5.20 ± 0.01	375.20 ± 0.7
R2-7	45.20 ± 1.3	16.71 ± 0.04	5.23 ± 0.03	380.80 ± 1.2
R2-8	40.80 ± 0.5	16.85 ± 0	5.53 ± 0.07	400.50 ± 1.38
R2-9	19.20 ± 0.2	17.01 ± 0.01	5.23 ± 0.17	300.0 ± 1
R2-10	46.80 ± 0.1	14.44 ± 0.25	5.42 ± 0.02	299.60 ± 2.6

Tabla 6. Resultados del monitoreo en los lixiviados para el reactor 3 (R3)

Valores Medios R3/Semana	DQO g/L	CE (mS/Cm)	pH	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)
R3-1	39.68 ± 1	8.20 ± 0.12	5.00 ± 0	123.20 ± 0.2
R3-2	23.80 ± 1.2	13.81 ± 0.19	5.30 ± 0.10	245.00 ± 0
R3-3	23.80 ± 0.6	11.52 ± 0.02	5.20 ± 0.10	255.50 ± 0.5
R3-4	33.43 ± 0.2	13.54 ± 0.41	5.76 ± 0.06	332.50 ± 1.8
R3-5	33.60 ± 1	11.86 ± 0.43	5.00 ± 0	341.50 ± 1.5
R3-6	38.40 ± 0.4	15.59 ± 0.69	5.10 ± 0.05	344.40 ± 1.6
R3-7	38.20 ± 1	15.23 ± 0.37	5.11 ± 0.01	387.0 ± 0.63
R3-8	38.40 ± 0.5	15.45 ± 0	5.23 ± 0.02	381.5 ± 1.5
R3-9	22.80 ± 0.3	15.97 ± 0.03	5.28 ± 0.02	223.2 ± 0.2
R3-10	31.20 ± 0.7	12.09 ± 0	5.45 ± 0	224.8 ± 0.8

Tabla 7. Resultados del monitoreo en los lixiviados para el reactor 4 (R4)

Valores Medios R4/Semana	DQO g/L	CE (mS/Cm)	pH	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)
R4-1	54.56 ± 0.5	13.1 ± 0.52	4.9 ± 0.10	238 ± 2
R4-2	56.11 ± 0.5	18.2 ± 0.2	6.3 ± 0	262.5 ± 1.04
R4-3	28.65 ± 0.54	13.95 ± 0.55	5.5 ± 0	360 ± 1.5
R4-4	21.6 ± 0.52	13.64 ± 0.13	5.73 ± 0.23	315 ± 0.2
R4-5	26.40 ± 0	11.04 ± 0.16	5.00 ± 0	311.5 ± 0.7
R4-6	26.26 ± 1.4	12.39 ± 0.06	5.10 ± 0.09	277.2 ± 1.2
R4-7	28.80 ± 0.9	10.69 ± 0.32	5.17 ± 0.03	218.4 ± 1.38
R4-8	40.8 ± 0.5	10.75 ± 0	5.23 ± 0	238 ± 1
R4-9	40.8 ± 0.6	10.72 ± 0	5.49 ± 0.07	217 ± 2
R4-10	24.00 ± 0	7.93 ± 0	5.47 ± 0	159.6 ± 2.6

Variación del pH en la experimentación:

Se realizaron mediciones del pH a los lixiviados generados en cada uno de los reactores, una vez a la semana. Para estas mediciones fue usado el equipo JENWAY 3020 pH Meter. En la figura # 1 se puede apreciar la tendencia de este parámetro en los 4 reactores en el periodo de tiempo monitoreado.

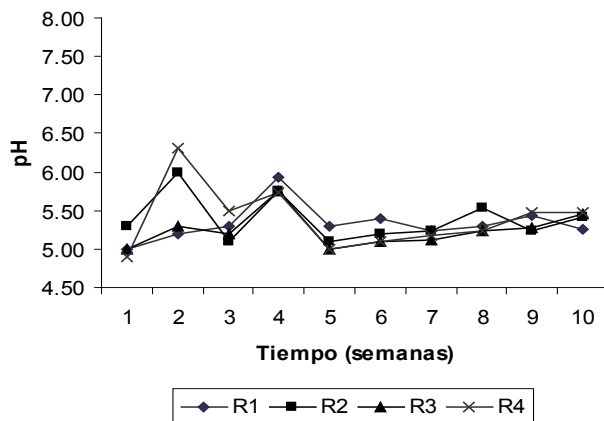


Fig. 1. Variación del pH en los lixiviados de los 4 reactores.

Para analizar estos resultados, es importante primeramente destacar que los procesos de biodegradación están fuertemente influenciados por el pH del medio de reacción. El seguimiento del pH es determinante para comprobar que el medio se encuentra dentro del rango óptimo para el desarrollo de los diferentes grupos de microorganismos predominantes en cada etapa de la digestión anaerobia.

Los microorganismos tienen un pH óptimo de crecimiento que está comprendido en el intervalo entre 6 y 8.

Como se puede apreciar en la figura 1, en el periodo que se monitoreó, en los 4 reactores el pH se mantuvo en un rango ligeramente ácido, entre 6.3 y 5 aproximadamente. Este es un factor importante a tener en cuenta y que indica que en el periodo monitoreado había una amplia producción de ácidos grasos volátiles.

Los valores relativamente bajos y fluctuantes en el pH de los lixiviados desde la semana 1 a la 5 se debió fundamentalmente a que los residuos sólidos orgánicos utilizados se encontraban parcialmente descompuestos. A partir de la semana 5 comienza a estabilizarse el sistema estableciéndose totalmente las condiciones anaerobias.

Variación de la Conductividad Eléctrica (CE) en la experimentación:

Teniendo en cuenta la figura 2, se puede apreciar que la conductividad para los 4 reactores fue muy elevada desde el comienzo del monitoreo. Esto es debido a la disolución de muchas sales en los lixiviados. Es de destacar que en la última semana del monitoreo en los 4 reactores se aprecia un descenso de dicho parámetro, y debe continuar disminuyendo paulatinamente a medida que avance el tiempo. Los 4 reactores mantuvieron un comportamiento semejante en el periodo monitoreado.

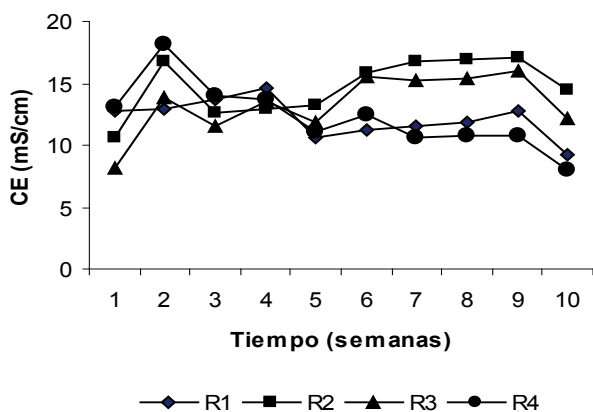


Fig.2. Variación de la Conductividad Eléctrica en los lixiviados de los 4 reactores

Variación de la carga orgánica en los lixiviados expresada como Demanda Química de Oxígeno (DQO).

Al analizar los resultados de la DQO en los 4 reactores se aprecia la elevada carga orgánica que se puso de manifiesto en todo momento de la experimentación (figura 3), demostrándose lo que se reporta en la literatura sobre que estos líquidos son aproximadamente 100 veces más contaminantes que las aguas albañales. Estos valores elevados de DQO también indican la factibilidad de este residual para ser aprovechado en una mayor producción de biogás mediante la recirculación de los lixiviados al propio sistema de relleno sanitario. Es de destacar además que se han reportado cargas orgánicas de hasta 30 000 mg/L y 70 000 mg/L en sistemas a nivel de laboratorio y piloto, con buenos resultados de degradación de residuos y producción de metano.

Para los 4 reactores la DQO se mantuvo fluctuando en valores comprendidos entre 18 y 60 g/L. Hacia la semana 10 de monitoreo los reactores que mayor DQO presentaban eran el 2 y 3, los que operan con recirculación del lixiviado. Esto es debido a que con la recirculación se le está agregando una carga orgánica adicional con respecto a los que no tienen recirculación. Obviamente con la recirculación de los lixiviados se concentra la carga orgánica dentro de los reactores; y teniendo en cuenta que aun los reactores no se encontraban en la fase metanogénica esta carga orgánica continuaba apareciendo en los lixiviados.

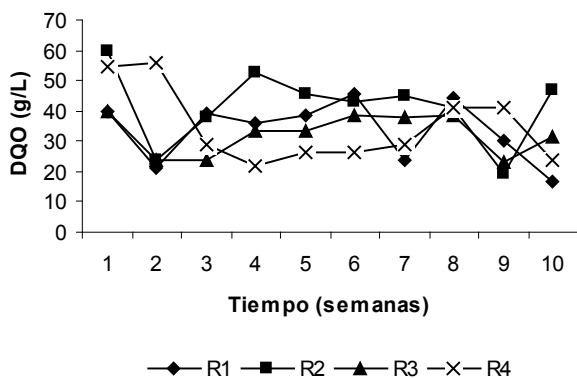


Fig.3. Variación de la DQO en los lixiviados de los 4 reactores

Variación en la concentración de Nitrógeno Amoniacal en la experimentación:

El amonio es un nutriente importante para el crecimiento microbiano de forma tal que concentraciones de nitrógeno amoniacal en el orden de los 200 mg/L resultan beneficiosos para el proceso anaerobio (Sung, 2003). Este elemento procede fundamentalmente de la hidrólisis de proteínas y en la bibliografía se recoge que valores superiores a los 2.000 mg (N-NH₄⁺)/ L provoca inhibición de la actividad microbiana.

El amonio es un parámetro que ha variado durante el periodo monitoreado entre 100 y 400 mg/l, manifestándose esta variación más apreciablemente entre los reactores 2 y 3 donde se recircularon los lixiviados, aumentando así la concentración de N-NH₄⁺. En el reactor 2 donde se recirculó el lixiviado y no tenía suelo como material de cobertura se registraron las mayores concentraciones de N-NH₄⁺ (figura 4).

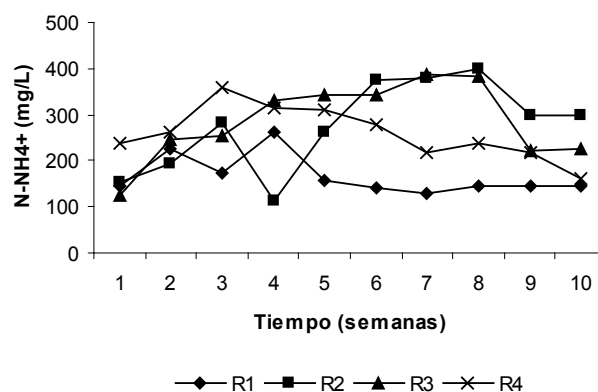


Fig.4. Variación de la concentración de N-NH₄⁺ en los lixiviados de los 4 reactores

CONCLUSIONES

1-El seguimiento de las variables pH, Conductividad, N-NH₄⁺ y DQO en los lixiviados, así como la baja producción de biogás indica que los 4 reactores se encontraban en la fase o etapa de acidogénesis.

2- La recirculación de los lixiviados en las primeras etapas de la digestión anaerobia provoca un aumento de la concentración de la carga orgánica (DQO), N-NH₄⁺ y de la Conductividad Eléctrica, aspecto que debe ir variando cuando la digestión anaerobia pase a la etapa de metanogénesis.

3- Los lixiviados generados en los simuladores de rellenos sanitarios son altamente contaminantes. No cumplen con los requisitos de vertimiento según la Norma Cubana NC- 27:1999. Esta evidencia apoya la idea de aplicar la recirculación de lixiviados para eliminar carga orgánica y con posterioridad poder aplicar un tratamiento más convencional.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean agradecer al editor y a los árbitros por sus comentarios, al Proyecto Educación Ambiental y Tecnologías más limpias entre las universidades flamencas de Bélgica y la Universidad Central "Marta Abreu" de Las Villas, Cuba, financiado por el VLIR.

REFERENCIAS

1. CEPIS, OPS, OMS. (2002). Diagnóstico de la situación del manejo de residuos sólidos municipal en América Latina y el Caribe. Documento pdf. Consultado abril 2011.
2. CHRIST, O., WILDERER, P., ANGERHÖFER, R. (2007). Mathematical modeling of the hydrolysis of anaerobic processes. *Water Science and Technology*, Vol. 41(3), pp: 61-65.
3. DELGADO, J. (2000). Relleno sanitario manual. Solución a la disposición final en poblaciones hasta 20 mil habitantes. Experiencia Cubana. XXVII Congreso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Consultado Abril 2008.
4. GONZALEZ, J. (2005). Situación actual de la producción de lixiviados en los vertederos provinciales de ciudad de la habana. Impacto Ambiental y propuesta de sistemas de tratamiento. Revista Electrónica de la Agencia de Medioambiente, Cuba. Año 5, N0.8.
5. GUERECA, L. (2006). Desarrollo de una metodología para la valoración en el análisis de ciclo de vida aplicada a la gestión integral de residuos municipales. Tesis de Doctorado. Universidad Politécnica de Cataluña.
6. HYOHAK, S., WILLIAM, P. (2009). Cellulose hydrolysis by a methanogenic culture enriched from landfill waste in semi continuous reactor. *Bioresource technology*. Vol.100, No. 3, pp. 1268-1273.
7. JIANGOU, J. (2007). Pilot-Scale experiment on anaerobic bioreactor landfills in China. *Waste Management*, Vol. 27(5): 893-901.
8. LAY, J., LI, Y. (1998). The influence of pH and ammonia concentration on the methane production in high-solids digestion processes. *Water Environment Research*, Vol. 70(5) pp: 1075-1082.
9. MACKENZIE, D., MASTEN, J. (2005). Ingeniería y Ciencias Ambientales. En: *Ingeniería de Residuos Sólidos*. Ed. Mc. Graw Hill. México. pp 518-523.
10. MARIN, J., KENNEDY, K., ESKICROGLU, C. (2010). Effect of microwave irradiation on anaerobic degradability of model kitchen waste. *Waste Management*. Vol. 30, No. 10, pp. 1772-1779.
11. MEHTA, R., BARLAZ, M. (2002). Refuse decomposition in the presence and absence of leachate recirculation. *Journal of Environmental Engineering*. Vol. 128, No. 3, pp. 228-236.
12. NEDWELL, D., REYNOLDS, P. (1996). Treatment of landfill leachate by methanogenic and sulphate-reducing digestion. *Waste Management*. Vol. 30, No. 1, pp. 21-28,
13. O'FLAHERTY, V., COLOHAN, S., MULKERRINS, D. (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
14. ÖZTÜRK, M. (1991). Conversion of acetate, propionate and butyrate to methane under thermophilic conditions in batch reactors. *Water Research*, Vol. 25(12), pp: 1509-1513.
15. POHLAND, F., KIM, J. (1999). In situ anaerobic treatment of leachate in landfill bioreactors. *Water Science Technology*, Vol. 40, No. 8:203-210.
16. REINHART, D. TOWNSEND, T. (2002). The Status of Bioreactor Landfills. *Waste Management and Research*. Vol.20, pp.172-186.
17. SINAN, M. (2007). Influence of leachate recirculation on aerobic and anaerobic decomposition of solid waste. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 143, pp. 177-183.
18. SPARLING, R., RISBEY, D. (1997) Hydrogen production from inhibited anaerobic composters. *International Journal of Hydrogen Energy* Vol. 22(6) pp: 563-566.
19. SUNA, A. (2008). Comparison of aerobic and anaerobic degradation of municipal solid waste in bioreactor landfills. *Bioresource Technology* Vol. 99 (2008) pp: 5418-5426.
20. SUNG, S., LIU, T. (2003). Ammonia inhibition on thermophilic anaerobic digestion. *Chemosphere*. Vol. 53, pp. 43-52.
21. VIEITEZ, E. (2000). Kinetics of accelerated solid state fermentation of organic municipal solid waste. *Water Science and Technology*, Vol. 41(3), pp: 231-238.