

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA

INSTITUTO DE INGENIERÍA

MAESTRÍA Y DOCTORADO EN CIENCIAS E INGENIERÍA



**“FACTOR DE BIODEGRADABILIDAD DE LOS RESIDUOS CONFINADOS EN EL RELLENO DE TIERRA DE
MORELIA, MICHOACÁN”**

TESIS PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRO EN CIENCIAS

PRESENTA

Lilia Edith Velázquez Bucio

DIRECTOR

Dr. Otoniel Buenrostro Delgado

Mexicali, B. C.

Enero de 2011.

A Emiliano, con todo mi amor

Agradecimientos

A Dios, porque pones en orden todo para que yo pueda realizar aquello de lo que me has hecho capaz y por poner a mí alrededor gente buena en el momento y lugar precisos, que me muestra tu existencia y me hace sentir tu favorita.

A Emiliano, eres lo mas valioso y hermoso que conozco y tengo conmigo. No podría explicarte lo milagroso y.mágico de tu sonrisa, de tus miradas y tus besos. Con una caricia y un "te quiero" cambias mi universo y me rescatas. Eres mi héroe. ¡¡Te Amo!!

Te digo otra vez, "NO TENGAS MIEDO".

A José Luis, porque estás aquí.

A mi familia, Papá, Mamá, son los mejores. Los quiero.

Nena, Ale y Mateo, Marce, gracias, por todo su apoyo y su ayuda. Por estar en todo momento conmigo. Mateo, por darme mucha alegría. Los quiero mucho.

Dr. Otoniel, gracias por el apoyo y comprensión brindadas todo este tiempo que he trabajado con usted, ha sido una gran maestro.

Dra Lilitiana, por apoyarme durante la realización de este trabajo.

A mis compañeros y amigos del laboratorio, principalmente a Erick, me ayudaste mucho.

A todas quienes de alguna manera me ayudaron, gracia!!

RESUMEN

La descomposición de la materia orgánica (MO) en ausencia de oxígeno, genera biogás, el cual es una mezcla gaseosa, constituida principalmente por metano y dióxido de carbono. Entre las pruebas de determinación del rendimiento de metano al someter a degradación anaerobia la fracción orgánica de los RSU se incluyen las del estudio del potencial bioquímico de metano (PBM). En este trabajo se analizaron muestras provenientes de 16 diferentes pozos del antiguo relleno de tierra de Morelia. Las muestras de residuos se caracterizaron y secaron y se molieron a un tamaño de partícula $\leq 1\text{mm}$. Se tomaron 10 g (peso seco) y se incubaron con 150 ml de agua en botellas selladas herméticamente, a 35°C . Dos veces por semana se analizó el biogás generado, la concentración de metano en el biogás producido, usando cromatografía de gases y el pH del sobrenadante en las botellas. Posterior a la toma de lectura del metano los frascos fueron sometidos a venteo con N_2 para desplazar cualquier residuo de biogás y volver a crear un ambiente inerte. El experimento se realizó por quintuplicado. A las muestras se les determinó Sólidos Volátiles (SV) antes (SV iniciales) y después (SV finales) de la realización de la prueba de PBM. De acuerdo a los resultados obtenidos, la composición de los residuos influye en la producción de metano, así mismo los resultados observados muestran grandes variaciones con respecto de un sitio a otro. Además de las proporciones en el volumen de biogás, también se obtuvieron las tasas de producción de metano en el biogás producido, con respecto a los valores de metano generado se observó que la producción de éste componente del biogás no se encuentra directamente relacionado en los 16 casos, ya que existieron sitios que presentaron altas producciones de biogás y baja generación de CH_4 y viceversa. El pH observado en durante la incubación se mantuvo dentro de los rangos propicios para que se llevara a cabo la biodegradación.

ÍNDICE

1 INTRODUCCION	1
1.1 Definición de Residuos Sólidos.....	2
1.2 Clasificación de Residuos Sólidos	3
1.3 Generación de Residuos Sólidos	5
1.4 Problemática de los Residuos Sólidos	6
1.5 Composición de los Residuos Sólidos.....	8
1.6 Disposición final de los Residuos Sólidos	10
1.7 Degradación de los Residuos Sólidos	13
1.8 Biodegradación anaerobia	16
1.9 Producción de biogás por Residuos Sólidos	22
1.10 Hipotesis.....	25
1.11 Objetivos	25
1.11.1 Objetivo general.....	25
1.11.2 Objetivos específicos.....	25
2 ANTECEDENTES	26
3 METODOLOGIA.....	31
3.1 FASE 1. Obtención de las muestras.....	31
3.2 FASE 2. Preparación de las muestras	32
3.2.1 Disminución del tamaño de partícula de las muestras	32
3.2.2 Secado de las muestras.....	33
3.2.3 Molienda de las muestras	34
3.3 FASE 3. Determinación de Sólidos Volátiles (SV) Inicial.....	35
3.4 FASE 4. Análisis del Potencial Bioquímico de Metano (PBM).	36
3.4.1 Montaje de la prueba del Potencial Bioquímico de Metano (PBM)	36

3.5	Fase 5. Determinación de Sólidos Volátiles (SV) final.....	40
3.6	Fase 6. Determinación de % de Remoción.....	41
4	RESULTADOS	43
4.1	Fase 1 y fase 2.	43
4.2	Fase 3. Determinación de Sólidos Volátiles iniciales.....	44
3.3	Fase 4. Análisis con la prueba de Potencial Bioquímico de Metano.....	44
4.4	Fase 5. Determinación de Sólidos Volátiles (SV) final.	46
6.5	Fase 6. Determinación de % de Remoción.....	47
5	DISCUSIÓN.....	51
6	CONCLUSIONES	57
7	REFERENCIAS.....	60

1 INTRODUCCION

El problema de los residuos sólidos (RS), en la gran mayoría de los países, y particularmente en determinadas regiones, se viene agravando como consecuencia del acelerado crecimiento de la población y concentración en las áreas urbanas, del desarrollo industrial, los cambios de hábitos de consumo y mejor nivel de vida, los cuáles son factores que conllevan a la contaminación del medio ambiente y al deterioro de los recursos naturales (Jaramillo, 1991), e inciden en una generación creciente y heterogénea de residuos sólidos (Costanza, 1991).

Generalmente el desarrollo de cualquier región viene acompañado de una mayor producción de residuos sólidos, puesto que toda actividad productiva produce algún residuo (Wesley 1991) y, sin duda, ocupan un papel importante entre los distintos factores que afectan la salud de la comunidad. Por lo tanto, constituye un motivo para que se implanten las soluciones adecuadas para resolver los problemas de su manejo y disposición final (Jaramillo, 1991).

Aunque el problema de los residuos sólidos municipales se encuentra actualmente muy bien identificado, especialmente en las áreas metropolitanas, las soluciones parciales que hasta ahora se han logrado no abarcan a todos los países ni a la mayoría de las ciudades menores, convirtiéndose en un tema político permanente que en la mayoría de casos genera conflictos sociales (Acurio, 1997).

1.1 Definición de Residuos Sólidos

La diferencia conceptual entre basura y residuo sólido reside en la percepción que se tiene de los desechos materiales. El término de basura tiene que ver con el sistema de manejo administrativo y técnico, con una percepción que los define como algo inservible, que no tiene mayor utilidad y por lo tanto debe eliminarse. En cambio, cuando se habla de residuos sólidos se parte de una percepción de la gestión integral, en la que los desechos de una utilidad no se consideran basura inservible, sino como artículos que pueden separarse, clasificarse y almacenarse de manera ordenada por tipos de material, para después re-aprovecharlos e integrarlos de nuevo a los ciclos productivos de la misma sociedad (Bernache, 2006).

En su sentido más amplio, el término “Residuos Sólidos” incluye todos los materiales sólidos desechados de actividades municipales, industriales o agrícolas que no son transportados por agua y que han sido rechazados por que ya no se van a utilizar (Henry, 1999). Definido por la LGEEPA (2003), “Residuo Sólido” (RS) es: “Cualquier material generado en los procesos de extracción, beneficio, transformación, producción, consumo, utilización, control o tratamiento cuya calidad no permite usarlo nuevamente en el proceso que lo generó”. Los Residuos Sólidos Municipales (RSM) comprenden los desperdicios que provienen de casas habitación, sitios de servicios privados y públicos, demoliciones, construcciones y de establecimientos comerciales y de servicios (SEDUE, 1998).

El término de “Residuos Sólidos Municipales” (RSM) es actualizado en Octubre de 2003 por La Nueva Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los residuos, bajo el nuevo nombre de Residuos Sólidos Urbanos (RSU), definidos ahora como: “los generados en las casas habitación, que resultan de la eliminación de los materiales que utilizan en sus actividades domésticas de los productos que consumen y de sus envases, embalajes o empaques; los residuos que provienen de cualquier otra actividad dentro de establecimientos o en la vía pública que genera residuos con características domiciliarias y los resultantes de la limpieza de las vías y lugares públicos, siempre que no sean considerados por la ley como residuos de otra índole” (DOF, 2003). El concepto de Residuo Sólido abarca una amplia y heterogénea gama de objetos utilizados por el hombre en su vida diaria y de relación social, y que se desechan al haber perdido su utilidad para cumplir el fin al que fueron destinados (Buenrostro, 2001).

1.2 Clasificación de Residuos Sólidos

En el caso de los residuos sólidos se aplican términos más específicos a los residuos de alimentos putrescibles (biodegradables), llamados basura, y a los residuos sólidos no putrescibles, los cuáles se designan simplemente como desechos. Los desechos incluyen varios materiales que pueden ser combustibles (papel, plásticos, textiles, etc.) o no combustibles (vidrio, metal, mampostería, etc.) (Henry, 1999).

Los residuos sólidos pueden ser clasificados en tres categorías: los residuos sólidos urbanos, los residuos peligrosos y los residuos de manejo especial. La Ley General del

Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA) generalmente clasifica a los RS de acuerdo a su composición y características físicas y químicas de la siguiente manera:

- Residuos no peligrosos: todos aquellos residuos que no requieren técnicas especiales para su control.
- Residuos especiales: son los que requieren técnicas especiales para su control, ya sea por su relativa peligrosidad, por las condiciones o estado en que se encuentren, o bien, por que así lo demanden las disposiciones legales vigentes (UNAM/UMSNH, 1996).
- Los residuos peligrosos: son aquellos que posean alguna de las características de Corrosividad, Reactividad, Explosividad, Toxicidad, Inflamabilidad, o que contengan agentes Biológico-infecciosos que les confieran peligrosidad de acuerdo a los análisis CRETIB, así como envases, recipientes, embalajes y suelos que hayan sido contaminados cuando se transfieran a otro sitio, de conformidad con lo que establece la legislación (LGPGIR, 2003). Dichos residuos, por sus características físicas, químicas y biológicas representan desde su generación un daño al ambiente y a la salud pública (SECOFI, 1985).
- De acuerdo con la composición y al impacto que ocasionan los residuos, ya sea al ambiente, a la salud o a ambos, existe la siguiente clasificación (SEMARNAT, 2000):
 - Residuos de alimentos
 - Residuos Municipales

- Cenizas y Residuos
- Cascajo
- Residuos No Específicos
- Residuos Agropecuarios
- Residuos de Plantas de Tratamiento
- Residuos Peligrosos
- Residuos No Domiciliarios
- Residuos Industriales
- Residuos Especiales

1.3 Generación de Residuos Sólidos

En la sociedad, la generación de RS es un factor ligado a la historia del hombre, no obstante, actualmente la creciente generación de residuos sólidos se debe a que la presente racionalidad económica promueve el crecimiento económico con base en el consumo y uso de bienes, muchos de ellos innecesarios (Buenrostro, 1999).

Hoy en día la generación de RSU en México alcanza cifras nunca antes vistas debido a factores como la explosión demográfica, al proceso de urbanización y a los hábitos actuales de consumo (Robles, 2008).

Como fuentes generadoras de Residuos Sólidos son consideradas tres: la ciudad, la industria y el campo, en los cuáles se generan los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) que se dividen en las siguientes categorías: a) Residencial o Doméstica, b) Comercial, c)

Institucional, d) Construcción y Demolición, e) Servicios Municipales, f) Zonas de Plantas de Tratamiento, g) los residuos de tipo Industrial y h) los residuos de origen Agropecuario (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

1.4 Problemática de los Residuos Sólidos

Los RSU que van a parar al vertedero constituyen una mezcla de materiales orgánicos e inorgánicos de características diferentes. Según su composición y naturaleza estos materiales serán degradados por efecto de procesos físicos, químicos y/o biológicos, dando lugar a la generación de lixiviados y gases. Entre los contaminantes que aparecen en el mismo destacan por un lado los compuestos tóxicos inorgánicos (metales pesados entre otros) y por otro las sustancias orgánicas. El impacto causado por los primeros es provocado aun encontrándose en pequeñas concentraciones, mientras que las segundas son problemáticas fundamentalmente por las elevadas concentraciones que alcanzan y en su descomposición fungen como sustrato de diferentes microorganismos; resultado de esta biodegradación es la liberación al lixiviado de compuestos inicialmente sólidos y la generación de gas como producto final de las transformaciones biológicas (Herrero, 1999), lo cual forma parte del impacto ambiental que causan los sitios de disposición final, puesto que el metano generado en ellos aporta grandes contribuciones en el efecto invernadero (Rassol, 2007).

La generación de residuos trae consigo una problemática compleja, la cual puede abordarse desde tres diferentes ángulos (Robles, 2008):

- Generación y eliminación de residuos
- El derroche de los recursos contenidos en éstos
- El impacto negativo sobre el ambiente

El impacto ambiental negativo se presenta en el siguiente orden decreciente de riesgo: sitios de disposición final; sitios de almacenamiento temporal; estaciones de transferencia, plantas de tratamiento y recuperación; y en el proceso de recolección y transporte. Este impacto está relacionado con la contaminación de los recursos hídricos; del aire; del suelo; y del paisaje. La protección del ambiente tiene limitaciones de orden institucional, de legislación ambiental, financieros y sobre todo de vigilancia para el cumplimiento de las regulaciones. Por otra parte, las políticas para reducir la generación de residuos municipales, especiales y peligrosos aun no han dado resultados; y la reducción de la peligrosidad de los residuos en la fuente mediante procesos productivos más limpios, es aún incipiente. Para lograr un desarrollo sostenible, se requiere incrementar la recuperación, reúso y reciclaje. Pero lo principal para prevenir los impactos negativos al ambiente es mejorar el manejo de RSU y específicamente la disposición final de estos (Acurio, 1997). En México la disposición final de los residuos por lo general tiene que ver con enterrar los residuos en predios cercanos a la periferia de la ciudad. Su tratamiento es mínimo en cualquier caso, de ahí que la importancia de observar los procesos de biodegradación y sus productos finales en dichos sitios (Bernache, 2006).

Existen riesgos relacionados con la salud, los cuáles son ocasionados por el contacto directo con los residuos, que a veces contienen excrementos humanos y de animales; las personas más expuestas son los *recolectores*, debido a la manipulación de recipientes inadecuados para el almacenamiento de los desechos, al uso de equipos inapropiados y por carecer de ropa limpia, guantes y zapatos de seguridad. En la misma situación se encuentran los *pepenadores*, cuya actividad de separación y selección de materiales es realizada en las peores condiciones y sin la más mínima protección. Es necesario señalar que en todas estas personas se muestra una incidencia más alta de parásitos intestinales que en el público en general, además de experimentan tasas más altas de lesiones que las de trabajadores de la industria; estas lesiones se presentan en las manos y en los pies, así como lesiones en la espalda, hernias, heridas, enfermedades respiratorias y en la piel, entre otras también (Jaramillo, 1991).

1.5 Composición de los Residuos Sólidos

No se debe pasar por alto la heterogeneidad de los RSU, pues son un conjunto de materiales que varían en composición a través del tiempo y el espacio. En un mismo lugar la composición cambia durante el año, sobre todo la fracción fácilmente biodegradable, representada principalmente por los residuos de alimentos. Existen diferencias importantes en la composición de los residuos de zonas rurales, semiurbanas y urbanas, y por supuesto, entre ciudades de diferentes países (Robles, 2008).

Además de las variaciones en cuanto a cantidad, puede haber también grandes diferencias de composición. De acuerdo con Glynn (1999) los factores que influyen en la composición incluyen algunos como:

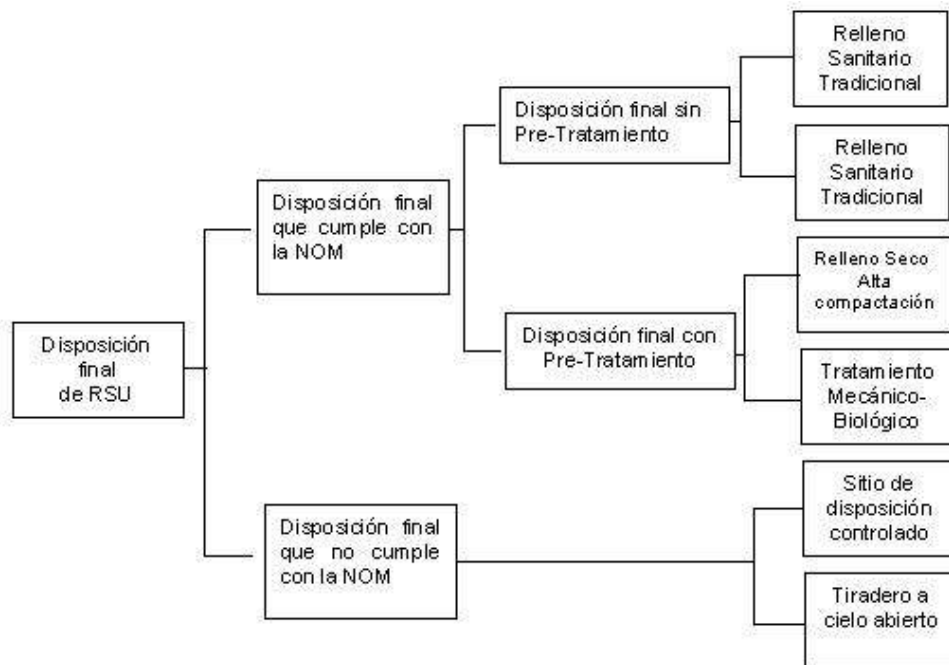
- El clima. Es un factor que influirá altamente en el contenido de humedad de los residuos; en áreas húmedas como Sao Pablo, Brasil, el contenido de humedad de los residuos sólidos es comúnmente de 50%.
- La frecuencia de recolección. Las recolecciones más frecuentes tienden a aumentar la cantidad anual.
- El uso común de molinos domésticos para residuos. Los molinos reducen, pero no eliminan los residuos de alimentos.
- Las costumbres sociales. Ciertas áreas étnicas consumen pocos alimentos de preparación rápida, por lo cual se consumen menos residuos de papel y más de alimentos crudos.
- La aceptabilidad de alimentos empacados y de preparación rápida. En Estados Unidos y Canadá el uso de empaques ha aumentado el contenido de papel de los residuos sólidos.
- El grado de urbanización e industrialización del área. En virtud de la conversión en abono , el reciclaje y la recuperación que son posibles en áreas rurales y en áreas de viviendas unifamiliares, los residuos de este tipo de fuentes pueden ser

inferiores en cuanto a cantidad y tener distintos componentes que los de áreas metropolitanas industrializadas con viviendas multifamiliares.

Como consecuencia de lo anterior los residuos sólidos presentan una gran variabilidad en cuanto a sus propiedades físicas, químicas y biológicas, entre las que se pueden distinguir algunas como su biodegradabilidad, si son orgánicas o inorgánicas; sus diferentes características traen como consecuencia el efecto adverso que pueden causar, tanto a la salud humana como al ambiente (Robles, 2008).

1.6 Disposición final de los Residuos Sólidos

En la Figura 1 se presentan los métodos de disposición de acuerdo a la forma de operación y tratamiento de los RSU.



Fuente: SEMARNAT/GTZ, 2004.

Figura 1. Disposición final de RSU.

A excepción de la eliminación de los residuos en el mar, la cual está prohibida por la mayoría de los países, los residuos sólidos, o lo que queda de ellos en alguna forma, deben quedar en tierra (Glynn 1999); dado que el principal método de manejo de los residuos para su disposición final es el entierro de los mismos, surge la preocupación fundada sobre la contaminación que se origina en estos sitios. Los tres vectores de degradación que escapan de los vertederos son: los escurrimientos líquidos que contienen restos de sustancias peligrosas y cuyo principal impacto es la contaminación de fuentes de agua; la generación de grandes volúmenes de gas metano que contribuye significativamente a crear el efecto invernadero en la atmósfera regional; y la degradación de los suelos (Bernache, 2006). Estudios recientes informan que más del 80% de los residuos sólidos municipales se disponen en vertederos y en la mayoría de los casos sin pretratamiento alguno (Stegman, 1996).

Los sitios de disposición final de los Residuos Sólidos en México son los siguientes:

- Lugares de entierro o tiraderos a cielo abierto.
- Relleno Sanitario (RESA): es una estructura de ingeniería sanitaria que cumple con el objetivo de mantener el entierro de los residuos en una celda controlada que confina la contaminación ocasionada a partir de los materiales (Bernache, 2006).
- Relleno de tierra: es un lugar donde los residuos que se reciben en el transcurso del día se cubren al final de la jornada con una capa de tierra de 15 o 20 cm de

tierra, la cuál ayuda a controlar los olores por la descomposición de los residuos orgánicos, además de impedir la proliferación de fauna nociva (Rathje y Murphy, 1992).

- Sitios no controlados (tiraderos a cielo abierto) (INEGI, 2006): éste puede ser un sitio de disposición formalmente reconocido por las autoridades municipales, aunque no tenga el visto bueno de los responsables de la ecología estatal, lo cual es muy común en zonas rurales. En estos sitios los interesados llegan y depositan sus residuos sin pasar por una caseta de vigilancia; una práctica común en dichas zonas es quemar los residuos para disminuir su volumen y el depósito no se cubre con capas de tierra ni hay compactación de los residuos (Bernache, 2006).

De éstos, el relleno sanitario es considerado como el único admisible, ya que no representa mayores molestias ni peligros a la salud pública; la disposición de los residuos en los cursos de agua, lagos o mares, es inaceptable debido al desequilibrio ecológico que produce, sobre todo por la adición excesiva de nutrientes y carga orgánica al agua. El abandono de los desechos a cielo abierto ocasiona serios problemas de salud pública por la proliferación de insectos y roedores transmisores de múltiples enfermedades, además de los humos que se producen por los continuos incendios, y que causan el deterioro estético de las ciudades y del paisaje natural (Jaramillo, 1991). El relleno sanitario es el sistema más seguro en cuanto a manejo e impactos al ambiente para disponer los residuos que no son reciclados y aquellos que son rechazados de las plantas de separación de subproductos y de conversión de energía (Tchobanoglous et. al., 1997).

1.7 Degradación de los Residuos Sólidos

Desde el momento en que los residuos son depositados en el sitio de disposición final, éstos empiezan a interactuar con el medio en el que son enterrados, en esta etapa dos tipos de fenómenos entran en juego: a) procesos fisicoquímicos y b) procesos biológicos (Robles, 2008). Dado que la degradación ambiental empieza cuando los residuos son enterrados en un sitio, es necesario estructurar sistemas de monitoreo en dichos sitios y de aquellos que operaron como “basureros” en un pasado reciente (Bernache, 2006).

La descomposición puede llevarse a cabo en presencia de oxígeno (respiración aeróbica) o en su ausencia (respiración anaeróbica). La primera es más completa y libera energía, dióxido de carbono y agua, dando como resultado un mayor rendimiento energético. Los procesos anaeróbicos son oxidaciones incompletas y liberan menor energía (Branco, 1984).

La biodegradación es un proceso natural, provechoso no sólo por permitir la eliminación de compuestos nocivos impidiendo su concentración, sino que además es indispensable para el reciclaje de los elementos en la biósfera, permitiendo la restitución de elementos esenciales en la formación y crecimiento de los organismos (carbohidratos, lípidos, proteínas) (Branco, 1984).

Los procesos de biodegradación de los RSU en los sitios de disposición final traen consigo la formación o liberación de diversos compuestos químicos, principalmente el metano (CH_4) y el dióxido de carbono (CO_2) y en menor cantidad el ácido sulfhídrico (H_2S) y

amoníaco (NH_3), que pueden contaminar el aire, agua y suelo del medio natural que rodea a estos sitios, principalmente si se trata de un tiradero a cielo abierto. En el caso de Rellenos Sanitarios, si éstos son operados adecuadamente, el riesgo de contaminación al medio externo es muy bajo (Robles, 2008).

Son muchas las variables que condicionan el proceso de descomposición del residuo: las características del propio residuo (composición, densidad, tamaño de partícula), la presencia de humedad, la temperatura, pH, la disponibilidad de nutrientes y presencia de microorganismos, la existencia de factores inhibidores como son el oxígeno, metales, sulfatos. Se han realizado muchos estudios, de campo y laboratorio, para observar la influencia de estos parámetros, pero casi siempre las relaciones establecidas han sido sólo cualitativas (Herrero, 1999).

Los factores que intervienen en el proceso de biodegradación son múltiples:

- Temperatura y humedad del suelo.
- pH. El rango óptimo para que se lleve a cabo el proceso de degradación anaerobia va de 6.8 a 7.5 (Hilal, et. al., 2003).
- Disponibilidad de Oxígeno.
- Cantidad de residuos.
- Naturaleza de los microorganismos (Derregibus, 1997).

Estudios realizados coinciden en señalar que, a igualdad en la naturaleza de los residuos, la humedad parece ser el parámetro que más condiciona la velocidad de descomposición en el vertedero (Barlaz *et al.*, 1990; Young, 1995; El-Fadel *et al.*, 1996d y 1997b).

La presencia de agua no sólo proporciona el medio de transporte de nutrientes y microorganismos facilitando que ambos entren en contacto, sino que a la vez tiene otros efectos favorecedores de la degradación, como es el caso de la dilución de las sustancias inhibitoras. Y su efecto depende mucho del tamaño del residuo pues éste condiciona la superficie expuesta directamente a la degradación (Barlaz *et al.*, 1990).

No obstante que la biodegradación es un proceso natural por el que determinadas sustancias pueden ser descompuestas con cierta rapidez debido a la acción de bacterias, levaduras y hongos microscópicos existentes en el suelo y las aguas, algunos compuestos biológicos entre los que destacan la lignina y celulosa son difícilmente degradados debido a sus características químicas. Los compuestos lignocelulósicos son resistentes al ataque bacteriano, como confiere la resistencia a la lignina (Derregibus, 1997).

Los procesos de degradación biológica que naturalmente ocurren en un Relleno Sanitario (RESA) abarcan la degradación anaerobia con la consecuente producción de metano. La descomposición natural o putrefacción de la materia orgánica por acción de los microorganismos presentes en el medio, ocurre en dos etapas: aerobia y anaerobia (Claudio, 2000).

La aerobia es la etapa en la que el oxígeno está presente en el aire contenido en los intersticios de la masa de residuos enterrados, siendo rápidamente consumido (Tchobanoglous, 1994).

1.8 Biodegradación anaerobia

El proceso de degradación anaerobia, es la que predomina en el relleno sanitario y produce cantidades apreciables de metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2), así como trazas de otros gases como ácido sulfhídrico (H_2S), amoníaco (NH_3) y mercaptanos (Jaramillo, 1991).

Con respecto a la degradación anaerobia de los RS, después de la disposición de los residuos, el contacto con el oxígeno es limitado debido a que son cubiertos con una capa de material; en condiciones de anoxia y, posteriormente de anaerobiosis, favoreciendo de esta manera el desarrollo de la actividad metanogénica. La intensidad de la actividad anaerobia dependerá de la naturaleza de los desechos, del tamaño de partícula y la humedad de éstos, de la temperatura ambiente, el pH y otros factores. Los principales productos de este tipo de degradación son: gas metano, gas carbónico, agua y amoníaco (Robles, 2008). El gas metano reviste el mayor interés porque, a pesar de ser inodoro, es inflamable y explosivo si se concentra en el aire en una proporción de 5 a 15% en volumen; el gas tiende a acumularse en los espacios vacíos dentro del relleno, en cualquier fisura del terreno o zonas permeables de la cubierta para salir, logrando originar altas concentraciones de metano con el consiguiente peligro de explosión. Por lo tanto, es

necesario llevar a cabo un adecuado control de la generación y migración de estos gases (Jaramillo, 1991).

El tiempo de la degradación de los residuos sólidos en el sitio de disposición final es relativamente largo, su duración dependerá de los materiales y los diferentes sustratos presentes y de la secuencia con que ésta se lleve a cabo, debido a que los metabolitos presentan secuencias de descomposición que se preceden o superponen a distintos tiempos. Durante el proceso tienen lugar distintas rutas metabólicas que dependen esencialmente de la concentración de oxígeno, las dos vías en que el proceso es llevado a cabo en la materia orgánica (aerobia y anaerobia) se desarrollan al mismo tiempo, pero en diferentes zonas del sitio de disposición final, con condiciones predominantes de oxigenación o anaerobiosis diferentes (figura 2). En los sitios de almacenamiento temporal de los RSU, la actividad microbiológica sobre ellos, y por consiguiente, los riesgos de incendio y/o explosiones, además de los problemas de generación de malos olores dependen directamente de la cantidad de materia orgánica fácilmente biodegradable presente, lo que podría variar por diferentes causas, tales como: la heterogeneidad de los residuos, variaciones ligadas a las estaciones del año, lugar de generación y clima propio de la región (Robles, 2008).

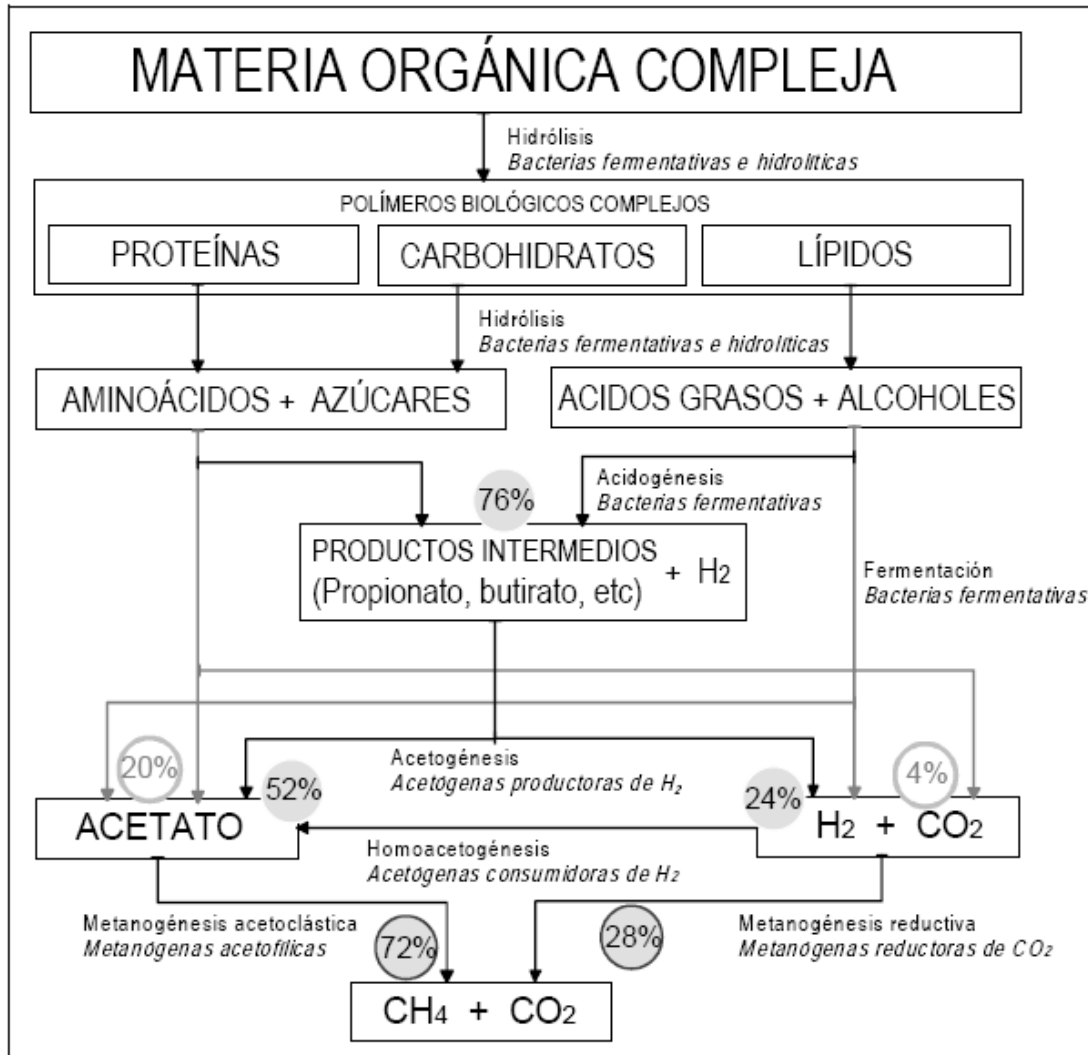


Figura 2. Esquema de las reacciones en la digestión anaerobia de materiales poliméricos (adaptado de Zehnder, 1982, Gujer y Zehnder, 1983 y Zinder, 1984).

Las fases del proceso de la biodegradación anaerobia de los residuos sólidos son las siguientes:

Fase inicial de ajuste (I). Comienza la descomposición biológica de la MO biodegradable, en condiciones aerobias. En primer lugar se produce la hidrólisis del sólido orgánico, dando lugar a polímeros más simples como proteínas, carbohidratos y lípidos que a su vez

son hidrolizados y forman azúcares, aminoácidos y ácidos grasos volátiles de alto peso molecular (Herrero, 1999). En esta fase se observa una gran concentración de N_2 , una ligera disminución de oxígeno y comienza a aparecer CO_2 .

2) Fase de transición (II). Con el decremento de oxígeno, comienzan a desarrollarse condiciones anaerobias en el RESA. Esta fase se caracteriza por un aumento considerable de CO_2 , un descenso del nitrógeno y la aparición de hidrógeno.

Durante la “Fase de ajuste” y la fase de transición, que tiene una duración reducida en el proceso global de descomposición, se producen transformaciones de tipo aerobio y seguidamente anóxico hasta eliminar el oxígeno disponible primero y los nitratos y sulfatos que actúan como aceptores de electrones después. Como consecuencia de estas reacciones (fuertemente exotérmicas) se registrará un aumento de la temperatura y cierta liberación de CO_2 , N_2 , SH_2 y ácidos orgánicos que disminuyen el pH del lixiviado.

3) Fase ácida (III). Se acelera la actividad microbiana anaerobia iniciada en la fase anterior, produciendo cantidades importantes de ácidos orgánicos y pequeñas de gas hidrógeno. Los compuestos de alto peso molecular (lípidos, polisacáridos, ácidos nucleicos y proteínas) son transformados mediante enzimas en compuestos más sencillos, que utilizan los microorganismos como fuentes de energía y carbono celular. Posteriormente, estos compuestos son transformados por microorganismos en otros de peso molecular bajo, como el ácido acético. El biogás producido en esta etapa está constituido fundamentalmente por CO_2 , reduciéndose el porcentaje de hidrogeno mientras comienza a aparecer CH_4 en su composición

(Tchobanoglous, 1994). El pH del lixiviado entonces puede descender por debajo de 5. La contaminación aumenta a la vez que el contenido en metales pesados y algunos nutrientes esenciales (Fe, Mn, Zn, Ca, Mg, etc.), cuya solubilidad crece en condiciones de acidez. Se producen también elevadas concentraciones de amonio, resultado principalmente de la degradación de materiales proteínicos. Esta fase, que genera los lixiviados con mayor carga contaminante (gran concentración de metales pesados y compuestos orgánicos y pH ácido) puede prolongarse durante años, incluso décadas. El pH alcanzado depende de la cantidad de ácidos orgánicos que se hayan producido, los cationes disueltos que contrarresten su carga, y la presión parcial de dióxido de carbono en contacto con el lixiviado (Herrero, 1999).

4) Fase de fermentación metánica (IV). El ácido acético obtenido en la fase ácida se transforma en CH₄ y en CO₂ mediante la acción de microorganismos metanogénicos que actúan en condiciones anaerobias, por lo que el gas generado está constituido por cantidades importantes de CO₂ y CH₄ (Tchobanoglous, 1994). El pH del lixiviado aumenta descendiendo el contenido orgánico del lixiviado y su conductividad. Disminuye también la presencia de metales pesados y otros componentes inorgánicos, que no se mantienen en disolución a pH elevado. En esta fase la concentración de amonio puede ser elevada todavía (Herrero, 1999).

5) Fase de maduración (V). En esta etapa la velocidad de generación disminuye significativamente, debido a que los componentes que quedan en el RESA son de degradación lenta, apareciendo lixiviados ácidos recalcitrantes (denominados habitualmente “compuestos húmicos”). Los principales gases que se encuentran en esta

fase son el CH₄ y CO₂ procedentes de la fase anterior. Sustancias inorgánicas como el Fe, Na, K, sulfatos y cloruros pueden continuar lixiviándose durante largo tiempo. Además, en esta fase se produce un descenso de la actividad biológica, el biogás (en función de las medidas de sellado), recupera la composición inicial de nitrógeno y oxígeno (Tchobanoglous, 1994) (figura 3).

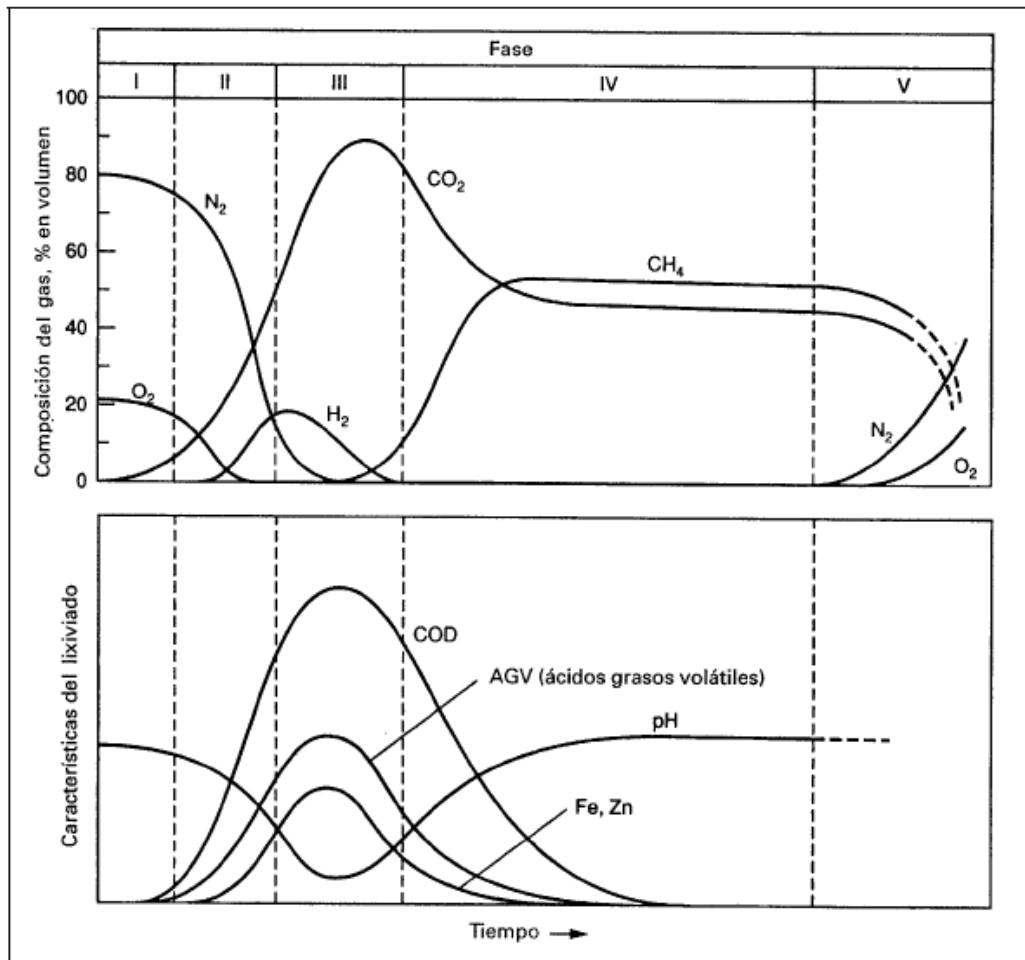


Figura 3. Evolución en el tiempo de las emisiones del vertedero. Fases “de ajuste inicial” (I y II), “ácida” (III), “metanogénica” (IV) y de “maduración” (V). (Tchobanoglous *et al.*, 1994).

1.9 Producción de biogás por Residuos Sólidos

El gas de un RESA a menudo llamado “biogás” se define como una mezcla gaseosa resultado del proceso de descomposición anaerobia de la materia orgánica (MO) de los RSU en ausencia de oxígeno y está constituido principalmente por metano y bióxido de carbono (SEMARNAT, 2004). Las condiciones favorables del medio para la supervivencia de los microorganismos anaeróbicos pueden desarrollarse a temperaturas de entre 10 y 60 ° C, teniendo un óptimo entre 30 y 40°C (fase mesofílica) y otro entre 50 y 60°C (fase termofílica). El pH entre 6.5 y 8.5 permite un buen desarrollo de los microorganismos teniendo un óptimo entre 7 y 7.2 (Santana, 2007).

Por lo general, los componentes principales del biogás son el metano (CH₄) y el dióxido de carbono (CO₂), en proporciones aproximadamente iguales, constituyendo normalmente más del 97% del mismo. Ambos gases son incoloros e inoloros, por lo que son otros gases, como el ácido sulfhídrico y el amoníaco los que le otorgan el olor característico al biogás y permiten su detección por medio del olfato (Santana, 2007).

La producción del biogás será dependiente en la composición de los residuos, principalmente de fracciones biodegradables. La biodegradabilidad de los RSU varía perceptiblemente debido a la composición de las solas fracciones (residuos de alimento, residuos de jardín, papel, periódico, etc.) (Kayhanian 1995, Plaza y otros 1996). Dentro de los factores importantes que interfieren en la generación de biogás son, además del ya mencionado (composición de los residuos): contenido de materia orgánica fácilmente degradable, el contenido de humedad, la edad de los residuos, el pH y la temperatura

(Mc. Bean et. al. 1995). Los residuos de alimento, por ejemplo, propician a altas producciones de biogás debido al alto contenido de la materia orgánica biodegradable, pero puede también llevar a la toxicidad por la presencia del amoníaco. Por su parte, los residuos de papel periódico y de jardín contienen fracciones más altas de lignina y de hemicelulosa y serán caracterizadas por producciones más bajas del biogás (Hartmann, 2004).

El gas metano se produce en los rellenos en concentraciones dentro del rango de combustión, lo que confiere al biogás ciertas características de peligrosidad por riesgos de incendio o explosión y por lo mismo, la necesidad de mantener un control sobre éste (Santana, 2007).

No son pocos los trabajos que tratan de integrar distintos efectos y manifestaciones en los residuos, pero muchos de ellos surgen del análisis de experiencias de laboratorio o campo y no llegan a generalizarse para su aplicación en vertederos. Entre los modelos de simulación de instalaciones completas algunos se centran en la biodegradación (Findikakis *et al.*, 1979; El Fadel *et al.*, 1996), acoplando las descripciones de generación y transporte de gas y calor sin tener en cuenta el flujo de agua que provoca, además, transporte de sustancias (Herrero, 1999).

El Potencial Bioquímico de Metano (PBM) es el parámetro más extendido al caracterizar el comportamiento de los residuos ante los fenómenos de biodegradación que cuantifica la cantidad de metano a que puede dar lugar la unidad de masa del material por

descomposición anaerobia. Existen y se van creando distintas técnicas para determinarlo (Adani *et al.*, 2001; Cossu *et al.*, 2001; Harries *et al.*, 2001a y 2001b; Heerenklage *et al.*, 2001; Laquidara *et al.*, 1986; Owens y Chynoweth, 1993), pero todavía no se ha normalizado ningún ensayo. Los datos de biodegradabilidad publicados surgen de distintas condiciones experimentales como el contenido de humedad, el tamaño de partícula y la composición de los residuos, lo cual dificulta la comparación de los resultados con las diferentes técnicas (Herrero, 1999).

En esta dirección se han realizado estudios que tratan de relacionar el PBM con otras variables observables de manera más inmediata, como el contenido en sólidos volátiles (SV), carbono orgánico total (COT), la demanda química de oxígeno (DQO), contenido en celulosa, (Bertanza *et al.*, 2001; Cossu *et al.*, 2001; Harries *et al.*, 2001b; Martín, 1997). Con este tipo de relaciones se puede estimar la cantidad total de biogás que podría generarse en vertedero sin necesidad de prolongar la experimentación hasta lograr la degradación completa del material. Queda por definir todavía a qué velocidades se producirá (Herrero, 1999).

La prueba del Potencial Bioquímico de Metano (PBM) es considerada como un método para evaluar los procesos de digestión anaerobia, puede ser usada para conocer la descomposición de los residuos sólidos y compararla con otras pruebas (Machado, 2008). Otra medida utilizada para conocer la biodegradabilidad de los RSU es la determinación de Sólidos Volátiles (SV), con la cual se puede estimar la porción de la materia orgánica que

puede eliminarse o volatilizarse cuando la materia orgánica es quemada en un horno-mufla a una temperatura de 550°C durante 5 horas (Standars Methods 1995).

1.10 Hipotesis

- Dado que la composición heterogénea y la diferente edad de los residuos sólidos confinados en el relleno de tierra de Morelia les confiere a éstos distintas tasas de biodegradabilidad, es de esperar un potencial de producción de metano diferencial, que variará de acuerdo con la ubicación de los residuos sólidos confinados dentro del relleno.

1.11 Objetivos

1.11.1 Objetivo general

Determinar la biodegradabilidad de los residuos sólidos confinados en el clausurado relleno de tierra de Morelia.

1.11.2 Objetivos específicos

- 1) Determinar el nivel de biodegradabilidad de las muestras de 16 sitios del relleno de tierra de Morelia a diferentes estratos de confinamiento.
- 2) Obtener la biometanización de las muestras de 16 sitios del relleno de tierra de Morelia.
- 3) Determinar la relación entre el % de Remoción y la biometanización de las muestras.

2 ANTECEDENTES

A nivel internacional actualmente se encuentra bibliografía que reporta que se han realizado una gran cantidad de estudios para conocer las generaciones y el impacto del biogás, especialmente de metano, que son generados desde los sitios de disposición final de Residuos Sólidos. Dentro de los trabajos reportados hay los que realizan pruebas en laboratorio y se mencionan las que en la presente investigación han sido realizadas.

Barlaz, et. al., (1979), señalan que es factible utilizar el contenido de SV para expresar el contenido total de materia orgánica presente en los RS.

Wang y colaboradores (1994) aplican la prueba de Potencial Bioquímico de Metano (PBM) para predecir la generación de metano de un sitio de disposición final de RSU. Los autores utilizaron la prueba para aplicarla en muestras de residuos de un relleno sanitario en California. En el trabajo se comparó el potencial de metano medido por la prueba con el potencial de metano calculado de las concentraciones medidas de la celulosa y hemicelulosa y se confirmó que parte de la celulosa presente en las muestras extraídas no se encuentra disponible para la biodegradación anaerobia. Los autores mencionan que el metano generado en los sitios de disposición final de Estados Unidos puede ser recuperado en cantidades comerciales y argumentan que cuando el metano no está recuperado o controlado de alguna manera, puede causar un peligro de explosión por la migración y acumulación en la profundidad del sitio. Sin embargo, muchos proyectos de ésta índole son rechazados debido a la incertidumbre en el volumen de metano disponible para la recuperación y su tasa de producción.

Owens (1997) describe la prueba de PBM como una medida de biodegradabilidad del substrato supervisando la producción acumulativa del metano de una muestra en incubación anaerobia en un medio químicamente definido.

Herrero y colaboradores (1999) reportaron que se han realizado estudios que tratan de relacionar el PBM con otras variables observables de manera más inmediata, como el contenido en sólidos volátiles (SV), carbono orgánico total (COT), la demanda química de oxígeno (DQO) y el contenido en celulosa.

Hossain et. al., (2003), identificaron constituyentes de los RS que contienen bacterias anaerobias metanogénicas y calcularon el potencial de producción de metano (CH_4) de los principales componentes de los RS para valorar el impacto global de los RESA por acumulación de biogás.

Rodríguez y colaboradores (2005) hacen mediciones de biogás y metano emitido por la biodegradación de la materia orgánica de RSU en condiciones anaerobias. En su investigación realizan comparaciones entre la prueba de PBM con una prueba de hidrólisis enzimática midiendo la cantidad de azúcares liberados y concluyen que éstas se pueden relacionar positivamente y que son pruebas confiables para determinar el potencial de degradación de los RSU.

Kelly et. al. (2006) colectaron muestras de Residuos Sólidos Urbanos de 12 Rellenos Sanitarios de Estados Unidos con diferencia de edad, las muestras iban desde residuos frescos hasta de 11 años de edad, esto con el fin de medir la estabilidad de los procesos

biológicos de los residuos. Los diferentes parámetros que se midieron incluían: contenido de celulosa (c), de lignina (L), contenido de celulosa entre el contenido de la lignina (c/L), sólidos volátiles (SV) y Potencial Bioquímico de Metano (PBM). Dichos parámetros fueron comparados para determinar cuáles son los mayores indicadores de la bioestabilidad de los procesos biológicos en los residuos. La conclusión a la que los autores llegaron fue que el contenido de celulosa, los sólidos volátiles y el potencial bioquímico de metano están inversamente relacionados con la edad de los residuos, por lo tanto resultaron ser los mejores indicadores de la bioestabilidad de los residuos en un relleno sanitario, la cual se ve afectada fuertemente por el contenido de humedad.

Rassol y colaboradores (2007) propusieron dar un pretratamiento a los residuos sólidos antes de depositarlos en el sitio, además sugirieron que con dicha técnica recuperan materiales, se obtiene energía y se minimiza el impacto ambiental de los sitios de disposición final. A la mezcla de residuos se les dio un pretratamiento aerobio para agilizar la bioconversión de la materia orgánica. Previo al tratamiento se desarrolló un simulador de un relleno sanitario a escala. Para los análisis de las muestras se tomaron en cuenta diversos parámetros: contenido de humedad, pH, densidad, contenido de materia orgánica, demanda química de oxígeno, carbono orgánico total, carbono, nitrógeno e hidrógeno, lignocelulosa y se realizó una prueba de potencial bioquímico de metano. Cada uno de estos parámetros fueron analizados por triplicado al igual que la prueba de PBM. Las muestras se tomaron de nueve puntos del relleno sanitario seleccionados aleatoriamente, de cada punto se tomaron 3 muestras: una de la parte superior, otra de la

parte media y finalmente una de la parte inferior, teniendo 3 muestras por punto y un total de 27 muestras. Con esta investigación se demostró que el pretratamiento aerobio resulta altamente efectivo para reducir las emisiones de gas y lixiviados de los sitios de disposición de residuos, se observó una significativa reducción en la generación de metano en las muestras pretratadas después de realizada la prueba de potencial bioquímico de metano, la reducción máxima fue de 45%.

Machado y colaboradores (2008) utilizaron el método más ampliamente utilizado y recomendado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA) y por el panel Intergubernamental del Clima (IPCC) para las emisiones de metano calculadas de los Rellenos Sanitarios. Las muestras se obtuvieron de un sitio de disposición final del área Metropolitana del Salvador, en Brasil. Las muestras se tomaron de diferentes edades y épocas del año. Los procedimientos son para estimar el potencial de generación de metano (L_0) y la constante de la tasa de biodegradación (k). Los trabajos se realizaron en laboratorio y se demuestra que a pesar de la simplicidad de los procesos adaptados para el laboratorio, los valores L_0 y k obtenidos se acercaron a los medidos directamente en el sitio, haciendo a esta clase de análisis muy atractiva para realizarse. Señalaron que entre otros factores, el pH y la temperatura son relevantes para la acción de las bacterias en la degradación de los residuos y que de éstas dependerá la tasa de producción de metano. Los autores refieren que la fracción biodegradable de los residuos se puede obtener a través de pruebas que cuantifican el Potencial Bioquímico de Metano (PBM).

Yuen, et. al., (2000), describen una práctica de monitoreo "*in situ*" para contenido de humedad en los residuos sólidos urbanos (RSU) en un RESA aplicando el método de dispersión de neutrón y señalan que el conocimiento de la densidad y la composición de las muestras reduce el error de los resultados al mínimo y muestra que una de las principales limitantes es la heterogeneidad del contenido de residuos en los RESAs.

3 METODOLOGIA

Para lograr el cumplimiento de los objetivos generales y particulares de este trabajo, se hizo una revisión bibliográfica con tópicos similares a éste.

El trabajo fue realizado en 6 fases con el fin de llevar un orden y consecución. Las fases son descritas enseguida:

3.1 FASE 1. Obtención de las muestras

Las muestras utilizadas provienen del Relleno de Tierra clausurado de la ciudad de Morelia; se seleccionaron aleatoriamente 16 puntos de muestreo, tomadas a diferentes intervalos de profundidad, de cero a tres metros, obteniendo 3 estratos por cada sitio con un total de 48 muestras (Figura 4).



Figura 4. Relleno de Tierra de Morelia con los 16 sitios de muestreo.

3.2 FASE 2. Preparación de las muestras

Las muestras se separaron manualmente en fracción orgánica y fracción inorgánica. En la fracción orgánica se consideró: residuos, residuos de jardinería y residuos alimenticios y el resto como fracción inorgánica (LGPGIR, 2003) (FIGURA 5).



Figura 5. Clasificación de las muestras.

3.2.1 Disminución del tamaño de partícula de las muestras

El total (fracción orgánica y fracción inorgánica) fueron reducidos en tamaño mediante corte manual y se refrigeraron (Figura 6).



Figura 6. Reducción manual de los componentes de las muestras y refrigeración de éstas.

3.2.2 Secado de las muestras.

Posterior a la reducción del tamaño se secaron las muestras mediante exposición solar durante 6 horas al día y el resto del día fueron colocadas en cámaras de incubación a temperatura ambiente (25 °C) (Figura 7). Este tipo de secado a las muestras se le realizó durante 3 días y en cámara de incubación a temperatura ambiente.



Figura 7. Secado de las muestras.

3.2.3 Molienda de las muestras

Una vez secas las muestras fueron trituradas mediante un molino IKA MF 10 de IKA®-WERKE y llevadas a un tamaño de partícula ≤ 0.1 cm y se depositaron en frascos de plástico sellados y etiquetados (Fig. 8). Una parte de las muestras ya secas se almacenaron como respaldo en bolsas selladas y etiquetadas.

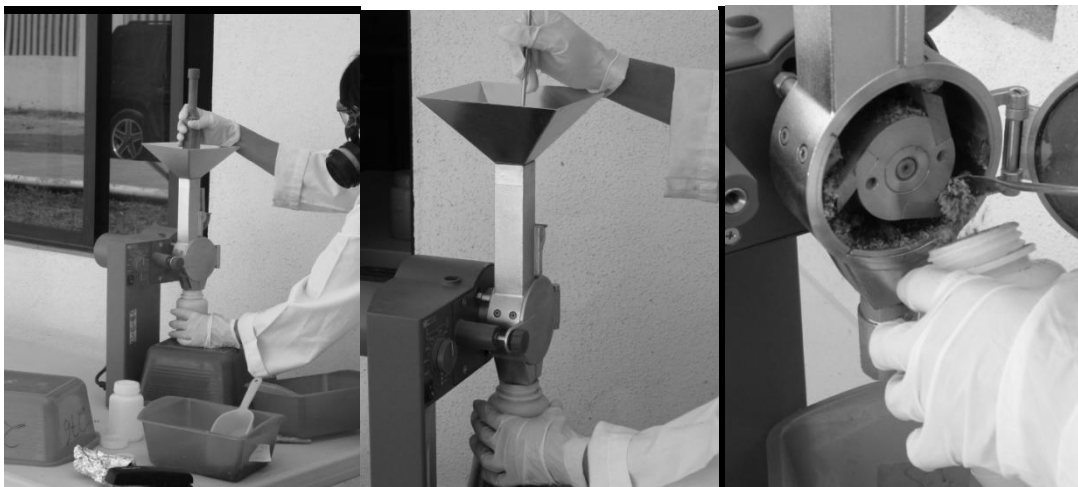


Figura 8. Molienda de las muestras mediante molino.

3.3 FASE 3. Determinación de Sólidos Volátiles (SV) Inicial.

Para la determinación de SV inicial se siguió el procedimiento AFA WWUE, método 2540G (Standards Methods, 1995). Puesto que el análisis se realizó por triplicado para cada pozo, 48 cápsulas de aluminio de 250 ml fueron llevadas a peso constante, se pesaron en una balanza granataria y se colocaron en un desecador. De las muestras secas y trituradas una fracción de cada estrato fue tomado para homogenizarlo y tener entonces una muestra por pozo, se tomó 10g de cada muestra por pozo para ser depositado en las cápsulas, las cuáles se introdujeron en la estufa a 105 °C durante 12 horas para eliminar el contenido de humedad. Las cápsulas se extrajeron de la estufa y se colocaron en un desecador durante 30 minutos, enseguida se tomó el peso en la balanza granataria, se registró como Peso Seco (PS) y posteriormente se colocaron en una mufla puesta a 550 °C durante 1 hora para ser calcinadas; transcurrido el tiempo la temperatura se llevó a 70 °C para entonces retirarlas de la mufla y fueron pesadas en la balanza granataria y registrado el peso como peso calcinado (PC). La determinación se realizó por triplicado.

Se realizaron los cálculos para conocer el % SV inicial mediante la siguiente ecuación (Ec. 1):

$$\% \text{ SV} = \frac{(\text{PS} - \text{PC})}{\text{PS}} * 100$$

Ecuación 1.

Donde:

% SV = Porcentaje de Sólidos Volátiles

PS = Peso en gramos de la muestra seca (105 °C)

PC = peso en gramos de la muestra calcinada (505 °C)

3.4 FASE 4. Análisis del Potencial Bioquímico de Metano (PBM).

Se determinó la producción de metano de las muestras analizadas mediante la prueba de biometanización e implementando cromatografía de gases (CG). La prueba se llevó a cabo de la siguiente manera:

3.4.1 Montaje de la prueba del Potencial Bioquímico de Metano (PBM)

Se pesaron 25gr de muestra previamente seca y triturada de cada uno de los estratos de cada pozo y colocados en un recipiente. Una vez pesados los 75gr de los tres estratos se mezclaron perfectamente para homogenizar la muestra por pozo. Posteriormente se tomaron 10gr de muestra que se colocaron en cada uno los frascos de vidrio de 250ml correspondientes a cada pozo, que funcionaron como biorreactores. Se adicionaron 150 ml de agua destilada a cada uno de los frascos. Cuando cada uno de los frascos de vidrio de 250ml tuvo agua y muestra, se midió el pH, se procedió a sellarlos con los tapones Suba Seal[®] y se colocaron en los arnés de sujeción (Figuras 9 y 10). Al finalizar las mediciones por día de cada biorreactor se le realizó venteo con N₂ para asegurar un medio inerte y que la lectura posterior correspondiera a la producción diaria (Figura 11). Después

del procedimiento los arnés fueron colocados en cámaras de incubación previamente calibradas a 35°C.

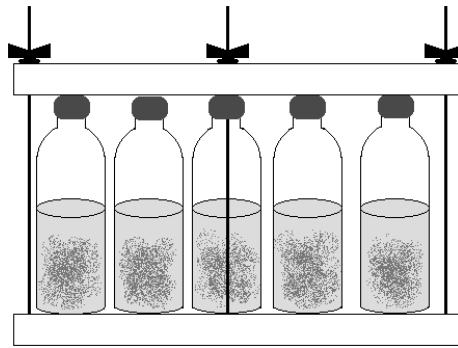


Figura 9. Arnés de sujeción.



Fig. 10. Montaje de la prueba de Potencial Bioquímico de Metano.

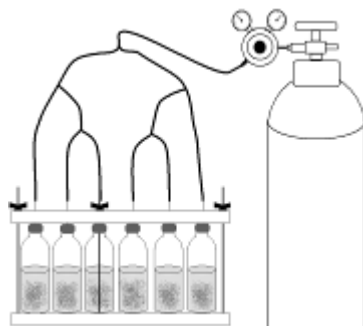


Figura 11. Venteo con N_2 a los biorreactores.

3.4.2 Seguimiento del experimento: Las muestras permanecieron en incubación 55 días, dentro de los cuáles dos veces por semana se extrajeron de las cámaras durante 15 a 20 minutos cada una para realizar las mediciones necesarias y se incubaron nuevamente. Las mediciones fueron:

- **Concentración de metano en el biogás producido:** Las unidades experimentales se retiraron de la cámara de incubación y se tomó una muestra de (10 μ l) de biogás por cada muestra de cada pozo y se determinó la concentración de CH_4 presente en el biogás. La determinación de metano incluyó el uso de un cromatógrafo de gases condicionado con un detector FID y una columna de acero inoxidable (2 m largo, 2 mm de DI), empacada con HAYESEP Q 80-100 MESH. La temperatura del horno, del inyector y del detector se mantuvieron a 90, 200 y 210 $^{\circ}$ C, respectivamente.

- **Mediciones de biogás mediante desplazamiento:** se utilizaron un frasco graduado de 250ml con tapón perforado con dos salidas y un frasco de 250 ml lleno con solución saturada de NaCl, con tapón perforado, y dos conexiones, una de las cuales estuvo conectada a la salida del biorreactor, y la otra al frasco graduado, a su vez este frasco con graduación tuvo una salida hacia la atmósfera (Figura 12). El proceso de medición de volumen se basó en un diferencial de presiones, la salida del biorreactor se conectó al frasco con solución salina (NaCl), al permitir el flujo del biogás, la presión de éste desplazó a la solución de NaCl que se transfirió al frasco graduado vacío, permitiendo la lectura de solución desplazada que equivale a volumen de biogás producido (Figura 13). Esta determinación se realizó para cada muestra de cada pozo 2 veces por semana.



Figura 12. Conexiones de frascos



Figura 13. Desplazamiento de Sol NaCl

- **Potencial Hidrógeno (pH) del sobrenadante de la unidad experimental:** antes de realizar las mediciones por día, se calibró el potenciómetro modelo Ultra Basic UB-10 de la marca Denver Instrument ® con un rango de pH de 0.00 a 14.00, resolución de 0.01 y exactitud pH de 0.005. Para las mediciones de pH se tomaron tres ml del sobrenadante en los biorreactores, con ayuda de una jeringa con aguja hipodérmica Terumo ® 20G x 32mm. Los 3 ml se colocaron en un tubo para centrifuga, enseguida se introdujeron los electrodos y se determinó el pH.

3.5 Fase 5. Determinación de Sólidos Volátiles (SV) final.

Al término de la realización de la prueba de PBM (55 días) se colocó el contenido de los biorreactores (las 5 réplicas de cada pozo) en un vaso de precipitado, uno por pozo (total 16 vasos) y se dejó precipitar, el sedimento de cada vaso se extrajo y se colocó en cápsulas de aluminio previamente puestos a peso constante. Las cápsulas con 10 g de cada muestra se colocaron en la estufa a secar durante 12 horas a una temperatura de 105 ° C. Posterior al secado fueron puestas en un desecador durante 30 minutos, transcurrido el tiempo mencionado se pesaron en la balanza granataria registrando el peso como Peso Seco (PS). Paso seguido se colocaron las cápsulas con el contenido en la mufla puesta a 550 °C durante una hora para ser calcinadas; después de una hora la temperatura en la mufla se llevó a 70 °C. Cuando se alcanzó la temperatura de 70 °C las muestras se retiraron de la mufla y se pesaron en la balanza granataria para obtener el Peso Calcinado (PC) y registrarlo.

Para conocer el % de SV final se realizaron los cálculos mediante la siguiente ecuación:

$$\% SV = \frac{(PS-PC)}{PS} * 100$$

Ecuación 1.

Donde:

% SV = Porcentaje de Sólidos Volátiles

PS = Peso en gramos de la muestra seca (105 °C)

PC = peso en gramos de la muestra calcinada (505 °C)

3.6 Fase 6. Determinación de % de Remoción.

Puesto que durante los 55 días de incubación de las muestras se estuvo realizando su biodegradación, se comparó el % de SV inicial con el % de SV final y calculó el % de Remoción, que se obtuvo mediante la siguiente ecuación (Ecuación 2):

$$\% R = \frac{(SV_i - SV_f)}{SV_i} * 100$$

Ecuación 2.

Donde:

% R = Porcentaje de Remoción

SV final = Valor de Sólidos Volátiles final

SV inicial = valor de sólidos volátiles inicial

Nota: el % de Remoción de degradación es el porcentaje de residuos orgánicos degradados después de la incubación.

4 RESULTADOS

4.1 Fase 1 y fase 2.

De cada uno de los 16 puntos de muestreo se obtuvieron 3 muestras a diferentes intervalos de profundicas, a 1, 2 y 3 metros, obteniendo 3 muestras por pozo y 48 muestras en total. La totalidad de las muestras se tuvieron divididas en fracción orgánica y en mezcla de orgánica e inorgánica con sus respectivos respaldos en muestra húmeda y seca triturada.

La caracterización de las muestras dio valores que van de un rango del 18 al 79 % de fracción orgánica en los pozos (Tabla 1).

Tabla 1. % de la fracción orgánica e inorgánica en los residuos sólidos de cada pozo analizado.

POZO	FRACCION ORGANICA %	FRACCION INORGANICA %
1	79.55	20.45
2	45.77	54.23
3	51.78	48.22
4	48.51	51.49
5	40.87	59.13
6	46.92	53.08
7	46.93	53.07
8	66.29	33.71
9	46.58	53.42
10	58.67	41.33
11	34.09	65.91
12	45.52	54.48
13	53.24	46.76
14	18.15	81.85
15	38.41	61.59
16	74.75	25.24

4.2 Fase 3. Determinación de Sólidos Volátiles iniciales.

En la mayoría de los pozos los % de SV fueron del 70 al 80 %, a excepción de los pozos 2 y 6, los cuáles mostraron valores de 42 y 62 % respectivamente (Tabla 2).

Tabla 2. % de SV inicial y su desviación estándar.

POZO	%SV INICIAL	DESVIACIÓN ESTÁNDAR
1	75.82	2.37
2	42.03	11.37
3	71.95	0.70
4	77.52	1.76
5	76.41	1.05
6	62.34	2.36
7	70.46	2.88
8	76.05	1.53
9	74.53	0.57
10	73.26	3.21
11	79.87	0.67
12	83.54	1.35
13	85.92	1.72
14	83.22	2.13
15	82.66	0.71
16	81.83	2.25

3.3 Fase 4. Análisis con la prueba de Potencial Bioquímico de Metano.

Se analizaron el total de las muestras con la prueba del PBM a 5 réplicas de cada pozo, teniendo un total de 80 unidades experimentales.

La incubación tuvo una duración de 55 días dentro de los cuales hubo 15 mediciones de % en Volumen de CH₄ en el biogás producido (% V/V) (Tabla 3).

Tabla 3. % V/V de CH₄ en el biogás producido durante la incubación.

POZO	% CH₄
1	0.28
2	1.22
3	0.14
4	0.86
5	0.02
6	6.72
7	1.36
8	14.63
9	21.07
10	16.89
11	18.61
12	12.96
13	16.75
14	11.41
15	3.29
16	13.20

En esta fase se obtuvieron resultados del biogás producido por cada una de las muestras en las que se expresaron resultados muy diversos entre un pozo y otro; la heterogeneidad en los resultados también fue observada en los datos de la producción de CH₄ y el pH (Tabla 4).

Tabla 4. Producción de biogás, pH y PBM de las muestras de los 16 pozos.

POZO	ml Biogás /kg RSU <small>seco</small>	PBM ml CH₄/kg <small>RSU_{seco}</small>	pH
1	2929.33	8.08	7.54
2	3298.75	40.35	6.91
3	3282.86	4.65	8.48
4	3074.67	26.58	8.01
5	5285.33	0.88	7.21
6	3473.33	233.38	7.41
7	3087.14	42.09	8.78
8	5981.43	875.10	7.98
9	6785.88	1429.85	7.13
10	5276.25	891.32	7.29
11	5882.35	1094.99	7.18
12	5587.06	723.87	6.90
13	4988.00	835.27	7.25
14	4340.00	495.31	7.25
15	3682.86	121.08	7.38
16	5274.29	695.95	6.82

4.4 Fase 5. Determinación de Sólidos Volátiles (SV) final.

Transcurridos los 55 días de incubación de las muestras de los 16 pozos se les analizó nuevamente el contenido de SV, de los cuáles presentaron contenidos muy bajos con respecto a los resultados iniciales (Tabla 5).

Tabla 5. Porcentaje de SV finales.

POZO	% SV FINAL	DESVIACION ESTANDAR
1	10.09	8.09
2	9.38	0.95
3	11.34	1.61
4	14.07	11.02
5	13.30	2.19
6	31.42	3.94
7	10.16	2.90
8	15.20	4.30
9	10.14	6.75
10	15.74	4.18
11	18.06	1.16
12	33.13	2.30
13	40.33	8.04
14	59.21	6.28
15	28.35	3.61
16	24.39	11.93

6.5 Fase 6. Determinación de % de Remoción.

El porcentaje de remoción de los residuos orgánicos fue del 28 al 86 % (Tabla 6).

Tabla 6: % de Remoción.

POZO	%SV INICIAL	% SV FINAL	% REMOCION
1	75.82	10.09	86.69
2	42.03	9.38	77.68
3	71.95	11.34	84.25
4	77.52	14.07	81.84
5	76.41	13.30	82.60
6	62.34	31.42	49.60
7	70.46	10.16	85.58
8	76.05	15.20	80.01
9	74.53	10.14	86.40
10	73.26	15.74	78.52
11	79.87	18.06	77.39
12	83.54	33.13	60.34
13	85.92	40.33	53.06
14	83.22	59.21	28.85
15	82.66	28.35	65.70
16	81.83	24.39	70.20

Teniendo los resultados del seguimiento total de la realización de las diferentes pruebas y análisis podemos entonces relacionar el conjunto de éstos (Tabla 7).

Tabla 7. Valores de los resultados que arrojaron las distintas pruebas aplicadas a las muestras de RSU.

POZO	% FRACCION ORGANICA	% REMOCION	ml Biogás /kg RSU_{seco}	pH	PBM ml CH4/kg RSU_{seco}
1	79.55	86.69	2929.33	7.54	8.08
2	45.77	77.68	3298.75	6.91	40.35
3	51.78	84.25	3282.86	8.48	4.65
4	48.51	81.84	3074.67	8.01	26.58
5	40.87	82.60	5285.33	7.21	0.88
6	46.92	49.60	3473.33	7.41	233.38
7	46.93	85.58	3087.14	8.78	42.09
8	66.29	80.01	5981.43	7.98	875.10
9	46.58	86.40	6785.88	7.13	1429.85
10	58.67	78.52	5276.25	7.29	891.32
11	34.09	77.39	5882.35	7.18	1094.99
12	45.52	60.34	5587.06	6.90	723.87
13	53.24	53.06	4988.00	7.25	835.27
14	18.15	28.85	4340.00	7.25	495.31
15	38.41	65.70	3682.86	7.38	121.08
16	74.75	70.20	5274.29	6.82	695.95

Los diferentes parámetros analizados son mostrados en las siguientes gráficas. (Figura 14).

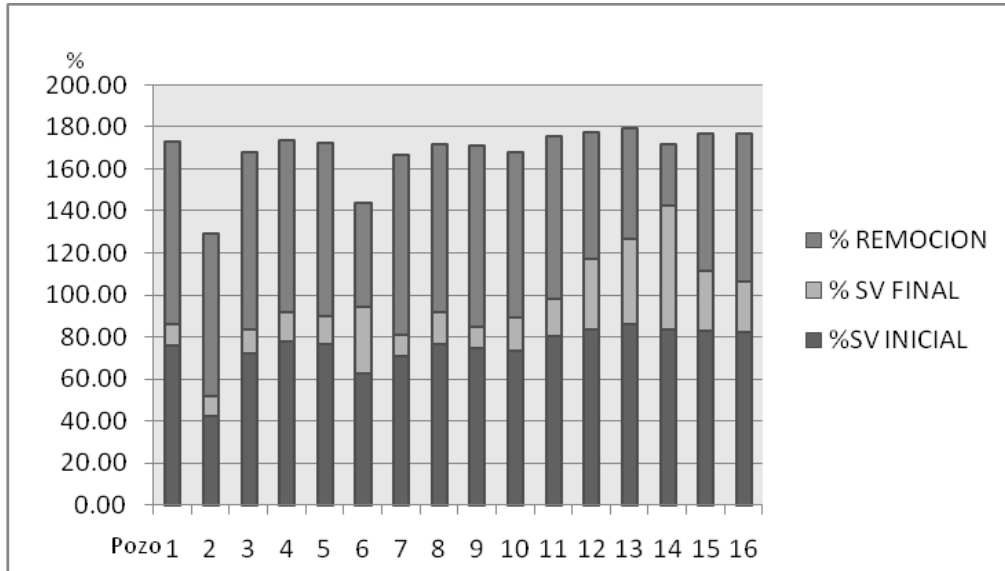


Figura 14. % de SV inicial, % SV final y % de Remoción.

El contenido de CH₄ en el volumen de biogás generado durante la incubación se aprecia en la Figura 15.

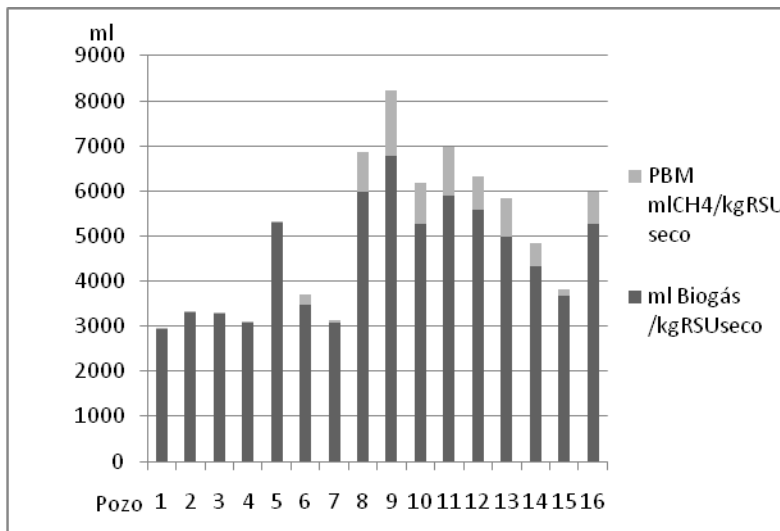


Figura 15. Contenido de CH₄ en el biogás producido.

La relación entre el % de Remoción y el % CH₄ se aprecia gráficamente (Figura 16).

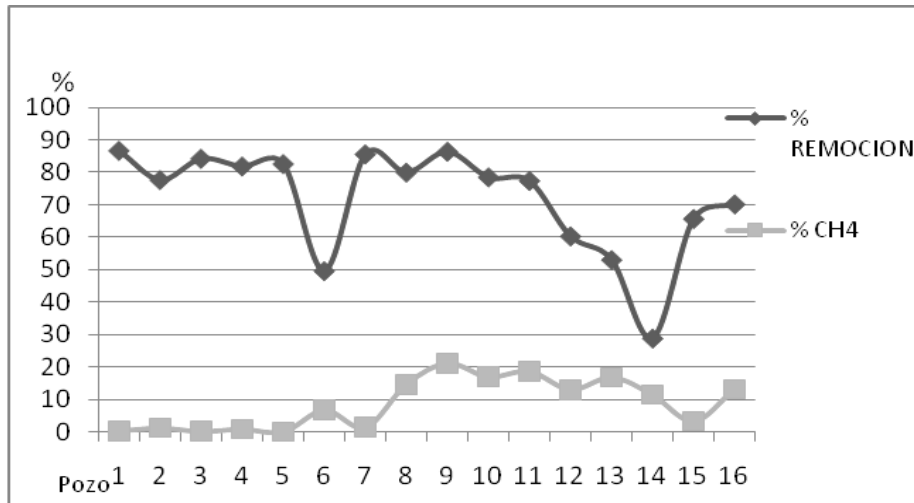


Figura 16. Relación % Remoción y % CH₄ producido.

Es posible observar la relación de la producción de biogás y CH₄ con el contenido de SV con que iniciaron las muestras para su incubación (Figura 17).

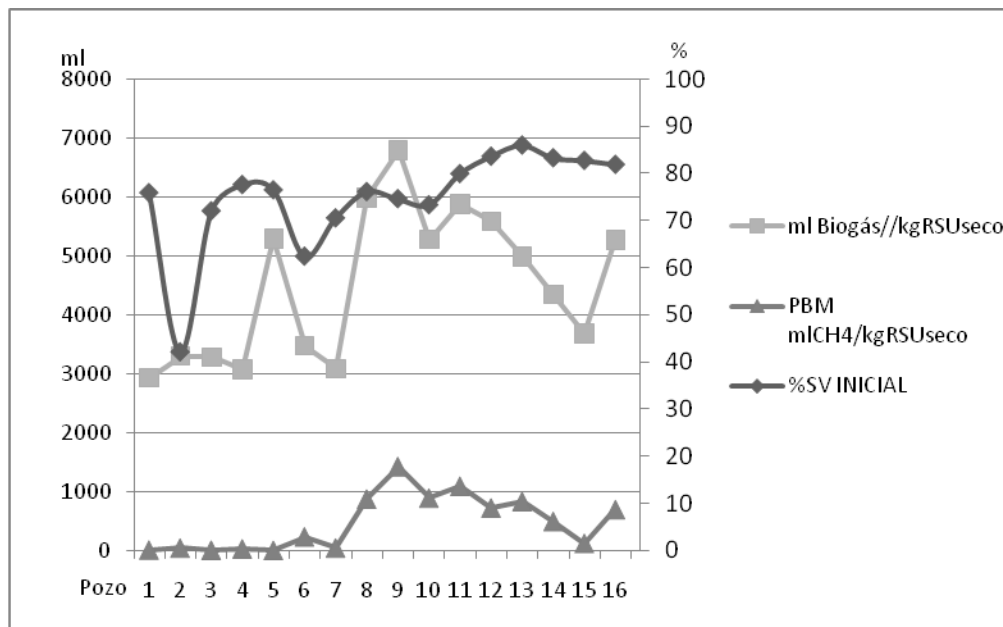


Figura 17. Relación de biogás y CH₄ con el % SV inicial.

5 DISCUSIÓN

Los RSU son un conjunto de materiales que varían en composición en el tiempo y el espacio. En un mismo lugar la composición varía durante el año, sobre todo la fracción fácilmente biodegradable, representada principalmente por los residuos de alimentos, Robles, 2008, en el mismo orden Hartmann, (2004), menciona que la producción del biogás será dependiente de la composición de los residuos, principalmente de las fracciones biodegradables.

Puesto que la composición de los RS es un factor importante para que sea llevado a cabo el proceso de biodegradación, se puede observar en la presente investigación que, al tener una muestra de RSU con un contenido mayor de fracción orgánica, la biodegradación se llevó a cabo en menor tiempo y con mayor efectividad en cuanto a la obtención de los productos generados durante el proceso, comparándolas con las muestras de menor contenido de fracción orgánica, en la que sus componentes degradables requirieron de un mayor periodo de tiempo y los productos que el proceso generó mostraron resultados menores. Tomando en cuenta la diversidad de resultados en cuanto a fracción orgánica e inorgánica se refiere, es posible hacer referencia y comparar con lo señalado por Yuen et. al. 2000, que menciona que una de las principales limitantes para la realización de la biodegradación de los RSU es la heterogeneidad que éstos presentan en los sitios de disposición final.

La biodegradación anaerobia es un proceso natural que se lleva a cabo en los sitios de disposición final de Residuos Sólidos, ésta a su vez obedece a diversos factores, dentro de

los cuales encontramos la temperatura y la humedad. En este sentido Robles (2008), menciona que la humedad y la temperatura son factores importantes para que se realice la actividad microbiana en el proceso de biodegradación puesto que favorecerán el contacto entre las bacterias y los sustratos y que de éstos dependerá en gran parte la producción de biogás, y a su vez, la tasa de producción de metano, señala también que la generación de calor por la actividad microbiana dependerá a su vez de la humedad del sustrato. En el presente trabajo ambos factores fueron tratados, obteniendo que después de manipulados éstos, la biodegradación se llevó a cabo en condiciones adecuadas para los microorganismos; en este orden Kelly (2006) menciona que a mayor contenido de humedad se incrementa la actividad microbiana en los RESAs. Es importante resaltar que el contenido de humedad es un factor clave durante el proceso de la biodegradación; Reinhart et. al. (2002) señalan que un contenido de humedad de 65 a 70% permitirá una aceleración en la degradación anaerobia.

Al hacer mención de los parámetros notables para la actividad bacteriana en los RSU, Mehta et al, (2002), señalan que el pH es relevante para la existencia y acción de las bacterias y ejerce una gran influencia para la en la generación de biogás: éste factor es considerado como la primera variable del proceso a controlar. Para que la formación de metano se desarrolle de forma satisfactoria el pH debe ser mayor a 6.0, presentando problemas si llega a niveles menores o sube por encima de 8.3. Puesto que el pH es un importante modulador del sistema, durante la fase metanogénica es aceptable si es mayor a 6.2, un pH de 6.8 a 7.2 es considerado como bueno mostrando mayores

resultados para la producción de los productos finales cuando el pH se encuentra entre 7.0 a 7.2, (Lay et al., 1997). En el presente trabajo, se obtiene que, a pesar de que el pH observado en las muestras durante el periodo de incubación presentó fluctuaciones, se mantuvo dentro del rango propicio, como señala Gunaseelan, (2004) en la literatura consultada (el pH entre 6.5 y 8.5 permite un buen desarrollo de los microorganismos teniendo su óptimo entre 7 y 7.2), para el desarrollo de los microorganismos anaerobios. Cabe señalar que el pH tiene un profundo efecto en la actividad biológica de cualquier organismo vivo.

Con respecto a los resultados obtenidos de las determinaciones de SV (inicial y final) se observa que las fracciones de materia orgánica disminuyeron significativamente después de la incubación, por lo que es factible mencionar que el proceso de biodegradación se efectuó exitosamente, lo que es notorio al observar los resultados del porcentaje de remoción que van de un 86.69 % el más alto hasta un 28.8 % el más bajo. Los resultados muestran que en los contenidos de fracción orgánica, la presencia de material de fácil degradación fue alta, puesto que los contenidos SV resultaron considerablemente menores después de la incubación.

No obstante que la prueba de SV es factible para conocer la fracción orgánica presente en las muestras a analizar, no se debe esperar que la prueba sea factible para predecir si la generación de biogás o metano serán dependientes de los valores que muestre dicha determinación, puesto que la fracción orgánica puede incluir material resistente a la biodegradación, como por ejemplo contenidos de lignina y celulosa. En los resultados

obtenidos en esta investigación es evidente que, a pesar de haber muestras pozos con altos contenidos de fracción orgánica, en la prueba de PBM presentaron bajas producciones de biogás y CH₄, lo cual puede deberse a la presencia de material que no se degrada fácilmente o que para hacerlo requiere de otras condiciones. Barlaz, et. al. (1989) mencionan que la celulosa y la hemicelulosa son limitantes durante la fase metanogénica de la biodegradación y que la lignina es aun más restrictiva durante el proceso, pues ésta interviene en la descomposición de la celulosa y la hemicelulosa impidiendo el acceso microbiano para la descomposición de dichos carbohidratos. Colberg, (1988), refiere que la lignina es un componente relevante de los RSU, con concentraciones de 15 a 18% y de muy lenta degradación, basándonos en lo anterior es factible percibir que otro factor de gran importancia para la obtención de biogás de las muestras es el contenido de materia orgánica de fácil degradación, puesto que es posible apreciar que posterior a la incubación, no todos los pozos mostraron una alta generación de biogás, y, por consiguiente, de metano, lo cual se puede atribuir a que la materia orgánica contenida en esas muestras es de difícil degradación y es factible suponer que es material con alto contenido de celulosa y, especialmente de lignina. Valores reportados por Barlaz 1989b refieren altos contenidos de celulosa y lignina en RS en peso seco, dichos valores son de 45 y 60 % respectivamente. A su vez Bookter y Ham, 1982 señalan que durante el proceso de degradación los contenidos de celulosa disminuyen, contrario a lo que ocurre con los contenidos de lignina, dado que es un material altamente recalcitrante y estable bajo las condiciones anaerobias en que ocurre el proceso.

Ejemplificando lo anterior: los residuos de alimento tienen producciones de biogás debido al alto contenido de materia orgánica biodegradable. Los residuos de papel periódico y de jardín, no obstante de ser materia orgánica, contienen fracciones más altas de lignina y de hemicelulosa, lo que les confiere producciones más bajas del biogás (Hartmann, 2004), así la producción del biogás, y por lo tanto de CH_4 es dependiente la composición de los residuos, principalmente de fracciones fácilmente biodegradables.

Los resultados arrojados por la prueba de PBM van desde muy poca producción de metano en el pozo 5 (cuadro 4) (0.88 ml/kgRSU seco), hasta lo que reporta el pozo 9 (1429.85 ml/kg RSU seco) (cuadro 4). Dichos valores demuestran que la generación de biogás, y por lo tanto de CH_4 no se encuentra directamente relacionado con el % de remoción en cada muestra, puesto que no en todos los pozos en los que se observa un resultado alto de % de remoción la producción del biogás resultante es alto, lo cual puede ser observado en los resultados del pozo 1, en el que la remoción es de 86.69%, el más alto valor de los 16 pozos, contrario a lo que muestra en la producción de biogás, para lo que este pozo fue el que menor producción presentó con un valor de 29929.33 ml Biogás/Kg RSU_{seco} (cuadro 4). Otra motivo posible como influyente en los bajos valores de producción de metano durante la prueba realizada es, que dado que no se realizó análisis sobre la composición del biogás producido durante las mediciones, el principal componente de éste sea CO_2 , razón por lo que se sugiere implementar técnicas o equipos con los que sea posible conocer las características del biogás en la realización de estudios posteriores.

La producción de CH_4 durante la prueba de PBM puede ser relacionada con la ubicación de los RSU en el Relleno de Tierra, dado que los pozos que menor producción presentaron se encuentran en los primeros 5, cuya ubicación es aproximada en el sitio y se sugiere que en este caso la edad de los residuos depositados juega un papel importante puesto que dichos pozos se encuentran en una zona en la que en los últimos años de servicio del sitio ya no se hacían depósitos de residuos, por lo que se deduce que son las depositadas en el sitio con mayor anterioridad con respecto al resto de las muestras analizadas. En este sentido Kelly (2006) menciona que la actividad bacteriana en los RSU es mayor después de los primeros 4 años de depósito en el sitio de disposición final, no obstante, después de los 8 años dicha actividad decrece y el PBM de los residuos disminuye, mostrando valores alrededor de 5 ml/g RSU.

6 CONCLUSIONES

Con la prueba de PBM es factible comprobar la contribución de CH₄ en los diferentes puntos de muestreo, sin embargo, se requieren más estudios que incluyan muestreos de mayor profundidad para poder relacionar las emisiones de biogás y de metano con la antigüedad del tiempo de disposición de los residuos en el sitio. A pesar de haber controlado los factores temperatura y humedad para que las condiciones de los residuos fueran adecuados para tener una buena degradación anaerobia, no se tienen tasas muy altas en cuanto a la producción de biogás y por lo tanto de CH₄.

Es importante tomar en cuenta que un factor importante es que la materia orgánica presenta contenidos de material de difícil degradación (lignina); no obstante, la degradación para el material de fácil degradación se llevó a cabo exitosamente, demostrado al calcular el porcentaje de remoción, entonces es factible mencionar que la mayor porción de la materia orgánica contiene un mayor contenido de componentes fácilmente degradables.

La prueba de PBM es una experimento que se realiza a escala laboratorio, en donde las condiciones de humedad y temperatura son las que se consideran propicias para un buen desarrollo bacteriológico y que se apegan a la realidad del sitio considerando el tipo de clima de la región, no obstante, no es posible esperar que en la realidad éstas no presentarán fluctuaciones.

Con la prueba del PBM es factible obtener los resultados de la producción de biogás, en total y en promedio de la producción por día, el pH en promedio de cada uno de los sitios, la producción de CH₄ y el contenido final de SV posterior al tiempo de la incubación; por lo tanto puede ser recomendada para conocer y comparar distintas variables.

Analizar los contenidos de SV de las muestras es una prueba sencilla y requiere poco tiempo para su ejecución, contrario al tiempo requerido para llevar a cabo la prueba de PBM, ya que ésta requiere de mayor tiempo y dedicación de quien se encuentra a cargo del experimento.

Empero a que la determinación de SV y el cálculo para conocer el % de Remoción son de fácil realización, éstas arrojan resultados muy confiables con lo que es posible tener certidumbre de éstos y concluir que el proceso de degradación se llevó a cabo de una manera exitosa.

La heterogeneidad en los resultados presentados en la prueba de PBM sugieren que las muestras tomadas en el relleno de tierra como de tres estratos ha sido una muestra donde no es posible esperar que las estratificaciones sean reales, puesto que en el proceso de clausura del sitio ya ha habido manipulación mecánica de los depósitos situados en el área, por lo que se sugiere continuar con los estudios en el mismo sitio pero a mayor profundidad para mayor certidumbre de los datos.

Para poder obtener unos resultados confiables es necesario ser estricto en el registro de los datos y el etiquetado de las muestras para no contar con riesgos de confusión y optimizar el tiempo de trabajo.

7 REFERENCIAS

Acurio G., Rossin A., Teixeira P. F. y Zepeda F. 1997. "Diagnóstico de la Situación del Manejo de Residuos Sólidos Municipales en América Latina y el Caribe. Publicación Conjunta del Banco Interamericano del Desarrollo y la Organización Panamericana. Washington, D. C. No.ENV.97-107

Adani, F.; Calcaterra, E. y Malagutti, L. (2001). "Preparation of a test for estimating biogas production from pretreated urban waste". Actas del congreso "Sardinia 2001, Eight International Waste Management and Landfill Symposium". 1 – 5 de octubre de 2001. CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. pp. 571-578.

Barlaz, M. A., 1997. "Microbial Studies of Landfills and Anaerobic Refuse Decomposition". Manual of Environmental Microbiology . Washington, D. C., Edited by Harvey, R. W. and suflita, J. M., ASM Press, 1997.

Barlaz, M. A., Ham, R. K., and Shaefer, D. M. 1990. "Methane Production from municipal refuse: a review of enhancement techniques and microbial dynamics". Crit. Rev. Environ. Control, 19 (3), 557-84.

Bertanza, G.; Cavallari, S.; Cillovignarelli, C. y Avanzi, P. (2001). "Characterization of waste extracted from MSW landfills: correlation between waste stabilization and characteristics of landfill emissions". Actas del congreso "Sardinia 2001, Eight International Waste Management and Landfill Symposium". 1 – 5 de octubre de 2001, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. pp. 179 – 188.

Bookter, T.J., Ham, R.K., 1982. Stabilizations of solid waste in landfills. Journal de 666. Environmental Engineering, ASCE 108, 1089–1100.

Branco S. M., 1984. Limnología Sanitaria. Estudio de la Contaminación de Aguas Continentales. Monografía Científica No. 28, Serie Biológica, OEA. 119.

Buenrostro O. (2001). "Los Residuos Sólidos Municipales". Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Morelia, México.

Buenrostro, O., Bocco G., and Cram. S. 2001. Classification of sources of municipal solid wastes in developing countries. Resources, Conservation and Recycling. 32,29-41.

Claudio, G. Y. 2000. Análisis de Generación de los Residuos Sólidos Residenciales en Morelia, Michoacán. Tesis de Licenciatura. Facultad de biología. UMSNH. Morelia, Michoacán, México.

Colberg, P. J. 1988. "Anaerobic microbial degradation of cellulose. Lignin, oligolignols and monoaromatic lignin derivatives". Biology of anaerobic microorganisms, A. J. B. Zehner, ed., Wiley-Liss, New York, 333-372.

Colberg, P. J. 1988. "Anaerobic microbial degradation of cellulose. Lignin, oligolignols and monoaromatic lignin derivatives". Biology of anaerobic microorganisms, A. J. B. Zehner, ed., Wiley-Liss, New York, 333-372.

Cossu, R.; Lararai, R.; Adani, F. y Raga, R. (2001): "Test methods for the characterization of the biological stability of pretreated municipal solid waste in compliance with EU Directive". Actas del congreso "Sardinia 2001, Eight International Waste Management and Landfill Symposium". 1 – 5 de octubre de 2001, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. pp. 545 – 554.

Costanza, R. (edit). (1991). Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability. Columbia University Press. USA. 525 p.

Derregibus M. T., 1997. "Determinación Rápida de Lignina en Efluentes de Mataderos". Revista Internacional de Contaminación Ambiental. 13, No. 002. UNAM DF. México. 97-100.

EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A. N. y LECKIE, J. O. (1996d). "Transport of gas and heat in sanitary landfills III. Sensitivity analysis". Waste Management and Research. 15, pp. 87 - 102.

EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A. N. y LECKIE, J. O. (1997b). "Transport of gas and heat in sanitary landfills I. Model Formulation." Waste Management and Research, 14(6), pp. 483 - 504.

Findikakis, A. N. y Leckie, J. O. (1979). "Numerical simulation of gas flow in Sanitary Landfills". Journal of the environmental engineering division, 105, pp. 927-945.

Glynn, H. J. y Heinke, G. W. 1999. Ingeniería Ambiental 2ª. Ed. (Environmental Science and Engineering 2ª. Ed.) Traducc. Escolona y García, Héctor Javier. PrenticeHall/Pearson. México, D. F.

Gunaseelan, V. Nallathambi (2004) Biochemical methane potential of fruits and vegetable solid waste feedstocks. *Biomass and Bioenergy*, 26(4):389-399

Harries, C. R.; Cross, C. J. y Smith, R. (2001b). "Application of Biochemical Methane potential (BMP) testing to the study of MSW decomposition in a municipal waste lysimeter". Actas del congreso "Sardinia 2001, Eight International Waste Management and Landfill Symposium". 1 – 5 de octubre de 2001, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. Vol. I, pp. 589 – 598.

Hartmann H., Moller H. B. y Ahring B. K. Efficiency on the Anaerobic Treatment of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste: Collection and Pretreatment. *Waste Management & Research*. 2004.

Heerenklage, J. y Stegmann, R. (2001): "comparison of test systems for the determination of the gas potential from waste". Actas del congreso "Sardinia 2001, Eight International Waste Management and Landfill Symposium". 1 – 5 de octubre de 2001, CISA, Centro de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Cagliari, Italia. Vol. I, pp. 563 – 570.

Herrero, J. y Montero, O. (1999). *MODUELO. Modelo hidrológico, biológico y de producción para el diseño de vertederos. Manual de usuario y documentación técnica*. Grupo de Ingeniería Ambiental. Universidad de Cantabria. Documento de uso interno.

Hilger, H. H., and Barlaz, M. A. ~2001!. "Anaerobic decomposition of refuse in landfills and methane oxidation in landfill cover soils." *Manual of environmental microbiology*, 2nd Ed., American Society of Microbiology, Washington, D.C., 696–718.

Hossain, M., Gabr, M. and Barlaz, M. 2003. "Relationship of compressibility parameters to municipal solid waste decomposition". *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*. 129 (12), 1151-1158.

<http://www.inegi.org.mx/est/contenidos/espanol/rutinas/ept.asp?t=mamb60&s=est&c=8855>

Jaramillo J. 1991. "Guía para el diseño, construcción y operación de Rellenos Sanitarios Manuales". Washington, D. C.

Kayhanian M. Biodegradability of the Organic fraction of Municipal Solid Waste in a High-Solid Waste Anaerobic Digester. *Waste Management and Research*. 1995.

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

Laquidara, M. J.; Leuchner, A. P. y Wise D. L. (1986). "Procedure for determining potential gas quantities in an existing sanitary landfill". *Water Science and Research*, 18(12), pp. 151 – 162.

Lay J. J., C.J. Tsai, C.C. Huang, J.J. Chang, C.H. Chou, K.S. Fan, J.I. Chang y P.C. Hsu. 1994. Influences of pH and hydraulic retention time on anaerobes converting beer processing wastes into hydrogen. *Water Science and Technology* Vol. 52 No 1-2. IWA Publishing.

Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (LGPGIR) 2003. Título 3°. Capítulo único. Art. 20. Diario Oficial de la Federación.

LGEEPA (Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente). 2003. Gobierno Federal.

LGPGIR (Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos). 2003. Diario Oficial de la Federación. Título primero Disposiciones generales. Capítulo único Objeto y ámbito de aplicación de la ley. Artículo 5.

Machado S. L., Carvalho M. F., Gource J. P., Vilar O. M. y Nascimento J. C. F. Methane generation in tropical landfills: Simplified methods and field results. *Waste Management*. 2008.

Martín, Santiago (1997). *Producción y recuperación del biogás en vertederos controlados de Residuos Sólidos Urbanos: análisis de variables y modelización*. Tesis Doctoral Dpto. Ingeniería Química y Tecnología del Medio Ambiente de Universidad de Oviedo. Gijón, 1997.

Mehta, R., Barlaz, M.A., Yazdani, R., Augenstein, D., Bryars, M., Sinderson, L., 2002. 699. Refuse decomposition in the presence and absence of leachate recirculation. *J. 700. Environ. Eng.* 128 (3), 228–236.

Owens, J. M. y Chynoweth, D. P. (1993). “Biochemical methane potential of municipal solid waste (MSW) components”. *Water Science and Technology*, pp. 1-14.

Pinette F. G. 2009. Composición y Parámetros Físicos y Químicos de los Residuos Sólidos del Antiguo Relleno de Tierra de Morelia. Tesis de maestría. Universidad michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

Ratje W. y Murphy C. 1992. *Rubbish! The Archaeology of Garbage*. Harper Perennial, Nueva York.

R. Stegman y K. Leikman. *AIDIS ARGENTINA.*, pp 29, 60–67, 1996.

Rassol B. M., Jianguo L., Dongbei Y. and Yongfang N. Biodegradation of Matters from mixed Unshredded Municipal Solid Waste through Air Convection before Landfill. Department of Environmental Science and Engineering Tsinghua University, Beijing, people’s Republic of China. *Air & Waste Management Association*. 2007.

Reinhart I., Leshchinsky T., 2002. Estimation of Municipal solid waste landfill settlement. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*. 124: 21-28.

Robles M. F., 2008. *Generación de Biogás y Lixiviados en los rellenos Sanitarios*. 2da. Ed. Instituto Politécnico Nacional. México D. F. 115 pgs.

Rodríguez C., Hiligsmann S., Charlier R. y Tonart p. 2005. Development of an Enzymatic assay for the Determination of cClulloce Cioavailability in Municipal Solid Waste. Biodegradation. 16: 415–422.

Santana G. M. J. 2007. “Influencia de los Factores Abióticos en la Producción de Metano a partir de RSU procedentes del Relleno Sanitario de Pátzcuaro, Mich. Tesis de licenciatura. Facultad de Biología. UMSNH. Morelia, México.

SECOFI, 1985. (Secretaría de Comercio y Fomento Industrial) Norma Mexicana NMX-AA-015-1985 Protección al Ambiente - Contaminación del Suelo – Residuos Sólidos Municipales – Muestreo- Método de Cuarteo. México.

Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) 2000.

SEDESOL-INE, 1994. Normas oficiales Mexicanas en materia de Protección ambiental 1993-1994, 411 pp., México.

SEDUE 2001. Manual para el manejo integral elemental de los residuos sólidos no peligrosos del estado de Michoacán de Ocampo. Gobierno Federal

SEMARNAT-INE. 2004. Contaminación por pilas y baterías en México. México

Standard Methods for the examination of wáter and wastewater, 19th Ed.; American Public Health Association: Washington, DC. 1995.

Tchobanoglous, G., H. Theisen y S. Vigil. 1994. Gestión Integral de los Residuos Sólidos (Integrated Solid Waste Management 1^a Ed.) Traducc. Tejero, Juan Ignacio. McGrawHill. Madrid, España.

UNAM/UMSNH (Universidad Nacional Autónoma de México/Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo) (1996). “Control y Manejo de Residuos Sólidos Municipales y Especiales (Informes y comunicaciones del curso) Morelia, Michoacán. México.

Wang Y-S., Byrd C.S. y Barlaz M. A. 1994. “Anaerobic biodegradability of cellulose and hemicellulose in excavated refuse samples using a biochemical methane potential assay”. Journal and Industrial Microbiology 13. Pp. 147-153.

Wesley, M. (1991). Man and His Environment Waste. Harper and Row, Publishers. USA, 179 p.

Yuen S. T. S., McMahon T. A. and Styles J. R., 2000. “Monitoring in situ Moinsture Content of Municipal Solid Waste Lanfills”. Journal of Environmental Engineering.