



UNIVERSIDAD NACIONAL
AVENIDA DE
MÉXICO

UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

**PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN
INGENIERÍA**

FACULTAD DE INGENIERÍA

**COMPORTAMIENTO DE LA DESCOMPOSICIÓN
ANAEROBIA DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS
PRODUCIDA EN PACAS COMPACTADAS E
IMPERMEABILIZADAS**

T E S I S

PARA OBTENER EL GRADO DE

DOCTOR EN INGENIERÍA

INGENIERÍA AMBIENTAL EN RESIDUOS SÓLIDOS

P R E S E N T A:

M EN I. CARMEN DEL PILAR TELLO ESPINOZA

TUTOR:

DRA. GEORGINA FERNÁNDEZ VILLAGÓMEZ

AÑO
2012





Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.



JURADO ASIGNADO

Presidente: Dr. NOYOLA ROBLES ADALBERTO
Secretario: Dr. MARTÍNEZ PEREDA PEDRO
1^{er} Vocal: Dra. FERNÁNDEZ VILLAGÓMEZ GEORGINA
1^{er} Suplente: Dr. SZANTÓ NAERA MARCEL
2^{do} Suplente: Dr. GARCIA JIMENEZ FEDERICO.

Lugar donde se realizó la tesis:

FACULTAD DE INGENIERÍA DE LA UNAM.

TUTORA DE LA TESIS:

Dra. Georgina Fernández Villagómez

CONTENIDO

LISTA DE ACRONIMOS
LISTA DE TABLAS
LISTA DE FIGURAS
ABSTRACT
RESUMEN

CAPITULO I: INTRODUCCION

- 1.1. Introducción
- 1.2. Hipótesis
- 1.3. Objetivos
 - 1.3.1. Objetivo principal
 - 1.3.2. Objetivos específicos
- 1.4. Alcances

CAPITULO II: ESTADO DEL ARTE

- 2.1. Generación per cápita de los residuos sólidos urbanos (RSU)
- 2.2. Composición de los residuos sólidos urbanos
- 2.3. Disposición final de los residuos sólidos urbanos
- 2.4. Disposición final con pacas
- 2.5. Normatividad relacionada a la disposición final
- 2.6. Degradación anaerobia.
 - 2.6.1 Hidrólisis
 - 2.6.2 Acidogénesis.
 - 2.6.3 Acetogénesis
 - 2.6.4 Metanogénesis
- 2.7. Biodegradabilidad de los residuos sólidos
- 2.8. Parámetros físicos y fisicoquímicos de la degradación de los residuos sólidos urbanos
 - 2.8.1 pH
 - 2.8.2 Temperatura
 - 2.8.3 Humedad
 - 2.8.4 Oxígeno
 - 2.8.5 Tóxicos e inhibidores
- 2.9 Comportamiento y características del biogás en los rellenos sanitarios
- 2.10 Comportamiento y características del lixiviado en rellenos sanitarios
- 2.11 Compresibilidad y deformación
- 2.12 Características físicas del polietileno de baja y alta densidad

CAPITULO III: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN

- 3.1. Características de la zona donde se desarrolló la investigación
 - 3.1.1 Localización del caso de estudio.
 - 3.1.2. Parámetros climatológicos de la zona de estudio
- 3.2. Implementación del área de trabajo.
- 3.3. Procedimiento de trabajo
 - 3.3.1. Materiales y equipos
 - 3.3.2. Métodos de análisis

CAPITULO IV: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

- 4.1 Resultados de la observación de las pacas
- 4.2 Resultados de pesos de las pacas
- 4.3 Balance de masa
- 4.4 Dimensiones y volúmen
- 4.5 Densidad de las pacas
- 4.6 Resultados de la caracterización de los residuos sin compactar.
- 4.7 Resultados de la caracterización de los residuos compactados en pacas grandes con LDPE, encapsulada con HDPE y paca chica con LDPE.
 - 4.7.1 Composición física de los residuos
 - 4.7.2 pH de los residuos.
 - 4.7.3 Humedad de los residuos
 - 4.7.4 Ácidos grasos volátiles (AGV) de los residuos.
 - 4.7.5 Materia orgánica y nitrógeno orgánico de los residuos
- 4.8 Resultado del biogás
- 4.9 Resultados de los lixiviados
- 4.10 Discusión final
- 4.11 Analisis de costo-beneficio de la tecnología de las pacas impermeabilizadas
 - 4.11.1 Costos de inversión
 - 4.11.2 Costos de operación
 - 4.11.3 Analisis de beneficios

CAPITULO V: CONCLUSIONES

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

ANEXOS

- ANEXO 1 A: Datos de campo 2009-2011 del clima de área del proyecto. Temperatura ambiente
ANEXO 1 B: Datos de campo 2009-2011 del clima de área del proyecto. Precipitación pluvial
ANEXO 1 C: Datos de campo 2009-2011 del clima de área del proyecto. Humedad relativa.
ANEXO 2 A: Observaciones de campo. Humedad en el interior de la paca
ANEXO 2 B: Observaciones de campo. Presencia de moscas y larvas
ANEXO 2 C: Observaciones de campo. Ruptura de paca por medio ambiente, degradación del plástico o deformación de la paca
ANEXO 2 D: Observaciones de campo. Ruptura de paca por roedor o perro
ANEXO 2 E: Observaciones de campo. Generación de lixiviados
ANEXO 2 F: Observaciones de campo. Generación de olor.
ANEXO 3: Peso de las pacas impermeabilizadas con LDPE, HDPE y paca chica
ANEXO 4: Comportamiento de las dimensiones de las pacas con LDPE, HDPE y paca chica
ANEXO 5: Volumen de las pacas impermeabilizadas con LDPE, HDPE y paca chica
ANEXO 6: Densidad de las pacas impermeabilizadas con LDPE, HDPE y paca chica
ANEXO 7A: Tabla de composición física de los residuos sin compactar y residuos compactados al final de la investigación.
ANEXO 7B: Comportamiento del porcentaje de la composición física en las pacas con LDPE, HDPE y paca chica.
ANEXO 8: pH de los residuos en las pacas con LDPE, HDPE y paca chica
ANEXO 9: Humedad de los residuos en las pacas con LDPE, HDPE y paca chica.
ANEXO 10: Ácidos grasos volátiles de los residuos en las pacas con LDPE, HDPE y paca chica.
ANEXO 11: Porcentaje de materia orgánica de los residuos en las pacas con LDPE, HDPE y paca chica
ANEXO 12: Porcentaje del Nitrógeno Kjeldahl de los residuos en las pacas con LDPE, HDPE y paca chica
ANEXO 13A: Composición del biogás y temperatura en el interior de las pacas con LDPE y paca de LDPE encapsulada con HDPE
ANEXO 13B: Composición del biogás y temperatura en el interior de la cápsula de HDPE.
ANEXO 14: pH de los lixiviados en las pacas con LDPE y HDPE
ANEXO 15: DQO de los lixiviados en las pacas con LDPE y HDPE
ANEXO 16: AGVs de los lixiviados en las pacas con LDPE y HDPE

LISTA DE ACRONIMOS

AIDIS:	Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental
ALC:	América Latina y el Caribe
APHA	American Public Health Association. Standard Methods for examination.
AGV:	Ácidos grasos volátiles
BID:	Banco Interamericano de Desarrollo
CEE:	Comunidad Económica Europea
CEAMSE:	Coordinación Ecológica Área Metropolitana Sociedad del Estado.
CEPAL:	Comisión Económica para América Latina y el Caribe
CEPIS:	Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.
DBO:	Demanda bioquímica de oxígeno
DGSU- DF:	Dirección General de Servicios Urbanos del Distrito Federal.
DOO:	Demanda química de oxígeno
EUROSTAT.	Estadísticas y encuestas de la unión europea
EVAL:	Evaluación regional del manejo de los residuos sólidos en ALC
GEI:	Gases efecto invernadero
HDPE:	Polietileno de alta densidad (por sus siglas en inglés)
INE:	Instituto Nacional de Ecología
INEGI:	Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
INSA:	Institut Nacional des Sciencies Appliquees
LDPE:	Polietileno de baja densidad
MSNM:	Metros sobre el nivel del mar
MNJ:	Municipalidad de Naucalpan de Juárez
OECD:	Organización para la cooperación y el desarrollo económico
OMS:	Organización mundial de la salud
OPS:	Organización panamericana de la salud
PBI:	Productos bruto interno
PET:	Tereftalato de polietileno, politereftalato de etilo, polietilentereftalato o Polietileno
RCRA 40:	Resources Conservation and Recovery Act. Hazardous Waste Regulations.
RSD:	Residuos sólidos domiciliarios.
RSU:	Residuos sólidos urbanos
SEDESOL:	Secretaría de Desarrollo Social
SEMARNAT:	Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales
UV:	Luz ultravioleta
VOC's:	Compuestos orgánicos volátiles

LISTA DE TABLAS

- Tabla 2.1. Generación per cápita de RSU en países de Europa y Estados Unidos de Norte América.
- Tabla 2.2. Generación per cápita de residuos sólidos urbanos en los países de América Latina y el Caribe.
- Tabla 2.3. Porcentaje en peso de la composición de residuos sólidos en algunos países desarrollados.
- Tabla 2.4. Porcentaje en peso de la composición de residuos sólidos en algunos países de América Latina y el Caribe
- Tabla 2.5. Formas de disposición final de residuos sólidos urbanos en países de América Latina y el Caribe
- Tabla 2.6. Porcentaje del costo de algunos conceptos considerados en el costo de inversión de un relleno seco rectangular y un relleno sanitario convencional
- Tabla 2.7. Porcentaje del costo de algunos conceptos considerados en el costo de operación de un relleno seco rectangular y un relleno sanitario convencional
- Tabla 2.8. Contenido de celulosa, hemicelulosa y lignina en residuos
- Tabla 2.9. Temperatura del biogás en los rellenos sanitarios.
- Tabla 2.10. Porcentaje de los componentes del biogás en rellenos sanitarios.
- Tabla 2.11. Estimación de la tasa de producción de biogás
- Tabla 2.12. Infiltración y capacidad de absorción de agua de los RSU en función de su compactación
- Tabla 2.13. Parámetros y valores en el lixiviado de rellenos sanitarios en América Latina.
- Tabla 2.14. Características de los lixiviados de acuerdo a la fase anaerobia.
- Tabla 4.1. Peso neto inicial y final de las pacas LDPE, HDPE y paca chica sin material inerte.
- Tabla 4.2. Peso del agua contenido en las pacas LDPE, HDPE y paca chica al inicio y final de los experimentos.
- Tabla 4.3. Peso del sólido en base seca contenido en las pacas LDPE, HDPE y paca chica.
- Tabla 4.4. Promedio de las mediciones de los lados durante la investigación y la desviación estándar
- Tabla 4.5. Porcentaje de la composición de RSU por tipos de degradación en los tres tipos de pacas al final de la experimentación y la composición de los residuos sin compactar al inicio de la experimentación.
- Tabla 4.6. Maquinaria para la operación del relleno seco
- Tabla 4.7. Resumen de los costos de operación para el relleno seco.

LISTA DE FIGURAS

- Fig. 2.1. Pacas sin impermeabilizar en el Vertedero de Meruelos, Cantabria, España en 1993 y en 1998.
- Fig. 2.2. Acomodo de las pacas dentro del sitio de disposición final. Pacas impermeabilizadas (propiedad de ECOFENIX SA de CV) y no impermeabilizadas (propiedad Imabe Iberica SA de CV)
- Fig. 2.3. Disposición final de pacas sin impermeabilizar en el vertedero de Cerceda LaCoruña, España.
- Fig. 2.4. Diagrama de las fases de la digestión anaerobia. Pavlostathis y Giraldo, 1991
- Fig. 2.5. Tasa de crecimiento de las bacterias metanogénicas respecto a la temperatura
- Fig. 2.6. Producción del gas metano en un relleno sanitario
- Fig. 3.1. Ubicación de relleno sanitario de Naucalpan
- Fig. 3.2. Área de trabajo en campo
- Fig. 3.3. Pacas de LDPE y paca encápsulada con HDPE
- Fig. 3.4. Paca chica
- Fig. 3.5. Diagrama de la investigación
- Fig. 3.6. Ruptura de las pacas y homogenización de RSU.
- Fig. 4.1. Ataque de roedores y moscas en el interior de la paca
- Fig. 4.2. Presencia de humedad en la superficie interna de la paca
- Fig. 4.3. Porcentaje de pérdida de peso en el tiempo para las pacas con LDPE, HDPE y paca chica
- Fig. 4.4. Peso de la materia que se metabolizó durante la investigación
- Fig. 4.5.a. Dimensiones de la longitud del largo de las pacas
- Fig. 4.5.b. Dimensiones de la longitud del ancho de las pacas
- Fig. 4.5.c. Dimensiones de la longitud del alto de las pacas
- Fig. 4.6. Comportamiento del volumen en las pacas con LDPE, HDPE y paca chica respecto al tiempo
- Fig. 4.7. Comportamiento de densidad en las pacas con LDPE, HDPE y paca chica respecto al tiempo.
- Fig. 4.8. Porcentajes de la composición física de RSU sin compactar
- Fig. 4.9. Porcentaje de tipos de residuos de fácil, mediana, lenta degradación e inertes, por tipos de pacas al final de la experimentación.
- Fig. 4.10. pH de los residuos para los tres tipos de pacas.
- Fig. 4.11. Comportamiento de la humedad de los residuos de las pacas
- Fig. 4.12. Comportamiento de los AGV's de los residuos de las pacas impermeabilizadas con LDPE, HDPE y paca chica
- Fig. 4.13. Comportamiento del porcentaje de materia orgánica en las pacas con LDPE, HDPE y paca chica
- Fig. 4.14. Porcentaje de nitrógeno orgánico en las pacas con LDPE, HDPE y paca chica.
- Fig. 4.15. Comportamiento de la temperatura en las pacas con LDPE y encápsulada con HDPE
- Fig. 4.16a. Composición del biogás de las pacas impermeabilizadas con LDPE
- Fig. 4.16b. Composición del biogás en la cápsula de HDPE y la composición del biogás en la paca de LDPE encapsulada con HDPE.
- Fig. 4.17. Medición del biogás en las pacas con LDPE y en la capsula de HDPE
- Fig. 4.18. Comportamiento del pH de los lixiviados de las pacas con LDPE y HDPE
- Fig. 4.19. Materia orgánica medida como DQO en lixiviado
- Fig. 4.20. Ácidos grasos volátiles de los lixiviados.

ABSTRACT

Final disposal in wrapped bales with Low Density Polyethylene (LDPE) may be suitable for urban solid wastes (USW) generated in developing countries. Previous investigations were carried out at lab scale but there is still a lack of information concerning anaerobic behavior in bales with high content of organic matter (OM).

This study evaluated, at full scale, biogas formation and anaerobic behavior of OM in bales of USW wrapped with LDPE, containing 54% of OM, which is typical in México and Latin America.

The research was conducted over a period of fifteen months in Naucalpan Landfill, in Valley of México. Thirteen one ton bales of USW (average density: 950 kg/m³) were wrapped using LDPE and one of those LDPE wrapped bale was also encapsulated with high density polyethylene (HDPE) to evaluate biogas and leachate formation. LDPE wrapped bales were weighed and opened every 45 or 60 days, in which the following parameter were determined : pH, chemical oxygen demand (COD), volatile fatty acids (VFA) in leachate, % moisture, % Kjeldahl nitrogen and % organic matter in wastes, together with the weather (rainfall, % moisture and temperature) in the area.

The results showed a variation in pH between 5.5 and 7.2, with moisture content above 33.4%. VFAs concentration presented a reduction from 5,378 mg/l (day 79) to 258 mg/l (end of study). In LDPE wrapped bales methane was not detected; whereas in HDPE encapsulated bale methane was detected at 30.1% (V/V), indicating that anaerobic decomposition took place in this bales, although LDPE wrapped bales allowed methane leak.

The leachate was produced in 3 of the 13 LDPE wrapped bales; in the others, leachate was observed, but it could not be measured due to evaporation. However, the leachate generated in the encapsulated bale (COD values from 30,588 to 44,791 mg/l) from the 5th month had VFA values of 14,103 mg/l on average. The pH of the encapsulated bale varied between 7.2 to 8.

From month 12, the bales showed methanogenic conditions, as observed in the leachate characteristics. However, the amount produced was minimal. It was found that the compaction and waterproofing with LDPE does not inhibit the decomposition of waste, but reduce the generation of methane and leachate.

RESUMEN

La disposición final en pacas impermeabilizadas con polietileno de baja densidad (LDPE) puede ser viable para los residuos sólidos urbanos (RSU) generados en países en desarrollo. Sin embargo, a pesar de que investigaciones previas han sido realizadas en escala laboratorio, aún falta información del comportamiento de la digestión anaerobia en pacas con residuos con alto contenido de materia orgánica (MO).

Este estudio evaluó, a gran escala, la formación del biogás y lixiviado así como el comportamiento de la degradación anaerobia de la materia orgánica en pacas de residuos sólidos urbanos con LDPE, que contienen 54% de MO, valor típico en México y América Latina.

La investigación fue conducida en un periodo de 15 meses en el relleno sanitario de Naucalpan en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México. Trece pacas de una tonelada de RSU con una densidad promedio de 950 kg/m³ fueron impermeabilizadas con LDPE y una de ellas fue encapsulada con polietileno de alta densidad (HDPE) para evaluar el biogás y el lixiviado formado. Las pacas con LDPE fueron pesadas y abiertas cada 45 ó 60 días, y se les midió pH, demanda química de oxígeno (DQO), AGVs en lixiviados y % de humedad, % nitrógeno Kjeldahl y % de MO en residuos. Además se midieron los parámetros climatológicos (precipitación pluvial, % humedad y temperatura) de la zona.

Los resultados mostraron una variación del pH entre 5.5 y 7.2, humedad promedio de 33.4% y la composición AGV presentó una reducción de 5,378 mg/l (día 79) a 258 mg/l (al final del estudio). En la paca impermeabilizada con LDPE el metano no fue detectado, mientras que en la paca impermeabilizada con HDPE fue medido en 30.1% v/v del total del biogás producido, indicando que la descomposición anaerobia se llevó a cabo en las pacas y éste se fugó a través de la envoltura del polietileno de baja densidad.

En el estudio se pudo medir lixiviado en 3 de las 13 pacas impermeabilizadas con LDPE. En las demás se observó que también hubo formación de lixiviado pero no se logró cuantificar debido a su evaporación. La paca encapsulada con HDPE generó lixiviado con valores de DQO de 30,588 a 44,791 mg/l, con AGV a partir del 5° mes en concentraciones de 14,103 mg/l en promedio. El pH de la paca encapsulada se mantuvo entre 7.2 y 8.0

A partir del doceavo mes se presentaron en los lixiviados condiciones típicas de la fase metanogénica y las cantidades generadas fueron mínimas, con lo que se comprueba que la impermeabilización de los residuos no inhibe la descomposición anaerobia de los residuos, pero minimiza el volumen generado debido a que la impermeabilización y la compactación de las pacas evitan la influencia de la lluvia.

CAPITULO I: INTRODUCCION

1.1. Introducción

La disposición final de los residuos sólidos urbanos en América Latina y el Caribe, constituye una de las mayores preocupaciones de las agendas gubernamentales, debido al aumento de la generación de residuos, a la falta de terrenos para la construcción de rellenos sanitarios por la resistencia que tiene la población a la construcción de éstos cerca de sus casas. Esta reacción se debe en gran parte a que muchos de los sitios que nacieron como un relleno sanitario se convirtieron en poco tiempo en vertederos a cielo abierto o vertederos controlados generando malos olores, presencia de fauna nociva, contaminación de mantos acuíferos. A lo anterior hay que agregar la difícil y compleja realidad de los trabajadores informales de la basura que hacen su *modus vivendi* en estos lugares y que constituyen un reto tan grande como el técnico debido a que los residuos son su fuente de subsistencia.

Sin embargo los rellenos sanitarios en América Latina y el Caribe han permanecido como líderes entre las formas de disposición final, debido a sus bajos costos de construcción y operación así como su fácil implementación en los municipios donde han sido aplicados. Esto ha llevado a un aumento de su uso del 22.6 % en el 2002 (OPS, 2005) al 54.4% en el 2010 (AIDIS *et al.*, 2010). Sin embargo, este aumento del porcentaje de sitios de disposición final también se ha debido a la presión de la población hacia las autoridades para mejorar el manejo de los residuos en sus poblados.

La tecnología de disposición final mediante el uso de pacas de residuos sólidos urbanos (RSU) impermeabilizadas o no, surgieron como una alternativa en los años 90 en Europa (Baldasano *et al.*, 2001) y durante los años posteriores se han realizado investigaciones a nivel piloto para determinar las propiedades estructurales, comportamiento del pH, la humedad, compuestos orgánicos volátiles, composición del biogás, y los riesgos por inflamabilidad, para demostrar la viabilidad de ésta. (Ansbjer *et al.*, 1995, Tamaddon *et al.*, 1995, Sieger y Kewitz 1997, Costemalle, 1997, Hogland 1998, Robles 1999, Robles y Gourdon 1999, 2000, Andreottola y Lagazzi 2000, Andreottola *et al.*, 2001; Nammari y Hogland 2003a, Nammari *et al.*, 2003b, 2004, 2006).

En estas investigaciones los residuos utilizados tenían una composición de materia orgánica promedio de 33.69 % típica de la unión Europea (OECD, 2008). Sin embargo aún no se han realizado estudios a gran escala (Nammari *et al.*, 2007), ni con altos porcentajes de materia orgánica condición típica de países en vías de desarrollo.

1.2. Hipótesis

La compactación e impermeabilización de los residuos sólidos urbanos previa a la disposición final puede inhibir la descomposición anaerobia y por lo tanto minimiza la generación de lixiviados y biogás en condiciones de más de 50% de materia orgánica en los residuos sólidos urbanos.

1.3. Objetivos

1.3.1. Objetivo principal

Evaluar el comportamiento de la descomposición anaerobia de residuos sólidos urbanos producida en pacas compactadas e impermeabilizadas, considerando los parámetros físico-químicos utilizados para la caracterización de los residuos sólidos

1.3.2. Objetivos específicos

Los objetivos específicos son:

- Realizar un estado del arte de la generación, composición física y disposición final de los residuos sólidos urbanos en Europa, América y México, así como de la tecnología propuesta, mediante la consulta en medios impresos y electrónicos.
- Determinar las características de la composición del biogás y lixiviado producto de la descomposición anaerobia mediante la evaluación de los parámetros fisicoquímicos a través de la medición periódica de las pacas impermeabilizadas con LDPE con residuos de más del 50% de materia orgánica, en tamaño real.
- Determinar la variación de la densidad y la deformación de las pacas a través de las mediciones del peso y volumen con el fin de relacionarlo con la degradación anaerobia de los residuos sólidos urbanos.
- Determinar las ventajas de la impermeabilización de las pacas con LDPE.
- Realizar un análisis costo beneficio (técnico y económico) de la implementación de la tecnología como alternativa para su aplicación en México.

1.4. Alcances

Los alcances de la investigación son los siguientes:

Se usaron residuos sólidos urbanos generados en el Municipio de Naucalpan de Juárez, Estado de México (2300 msnm), y que pertenece a la zona metropolitana de la Ciudad de México.

Los residuos fueron utilizados sin clasificación previa, para observar el comportamiento de los residuos semejante al de un relleno sanitario convencional.

Las pacas fueron construidas a escala real, en condiciones similares a las que se presentarían en un sistema de disposición final.

CAPITULO II: ESTADO DEL ARTE

2.1. Generación per cápita de los residuos sólidos urbanos (RSU)

La generación de los residuos sólidos urbanos resulta de la actividad diaria del hombre en sociedad y existen varios factores que influyen: el aumento de población; el producto bruto interno del país, el consumo per cápita, los programas de reciclado, los planes de manejo de residuos.

Los países desarrollados presentan valores de generación per cápita sobre 1.5 kg/ hab/ día, sin embargo algunos países como Francia, Bélgica, Finlandia y Austria, han presentado una tendencia a la baja en los últimos 5 años, la cual se ve reflejada al no variar la cantidad de población, el PBI, los programas de recuperación que tienen y a las políticas de manejo de residuos. En la tabla 2.1, se presenta la generación per cápita en algunos países desarrollados.

Tabla 2.1. Generación per cápita de RSU en países de Europa y Estados Unidos de Norte América.

PAÍSES /REGIÓN	kg/hab/día
Estados Unidos	2.08
Suiza	1.95
Alemania	1.59
España	1.59
Reino Unido	1.56
Italia	1.51
Francia	1.48
Suecia	1.42

Fuente:Elaboración propia con base en AIDIS *et al.*(2010) y a información en línea de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OECD, 2008): http://www.oecd-ilibrary.org/environment/occd-factbook-2010/municipal-waste_factbook-2010-64-en.

En la Evolución Regional de residuos sólidos en América Latina y el Caribe- EVAL 2010 realizada por la Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS *et al.*, 2010), se muestra que la generación de residuos sólidos urbanos para la región es de 0.93 kg/hab/día y que de acuerdo al tamaño de los núcleos poblacionales se observa la diferencia de la generación per cápita, la cual varía de acuerdo al tamaño de la población. Es así que para las ciudades grandes de 300,001 a 5,000,000 de habitantes se tiene un promedio de 1.14 kg/ hab/día, mientras que para la población Micro: < 15,000 habitantes se tienen 0.74 kg/hab/día, condición muy dispereja para toda la región. En la tabla 2.2, se observa la generación per cápita por país de acuerdo al EVAL 2010 (AIDIS *et al.*, 2010).

Tabla 2.2. Generación per cápita de residuos sólidos urbanos en los países de América Latina y el Caribe

PAÍS	MICRO		PEQUEÑO		MEDIANO		GRANDE		MEGA		PAÍS	
	RSD	RSU	RSD	RSU	RSD	RSU	RSD	RSU	RSD	RSU	RSD	RSU
Argentina	0.66	0.92	0.68	1.06	0.8	1.02	0.78	1.41	-	-	0.77	1.15
Belice	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bolivia	0.27	0.29	0.4	0.43	0.45	0.48	0.51	0.55	-	-	0.46	0.49
Brasil	0.49	0.87	0.54	0.86	0.66	0.85	0.78	1.31	0.91	1	0.67	1
Chile	0.75	1.28	0.76	1.43	0.8	1.21	0.86	1.12	-	-	0.79	1.25
Colombia	0.41	0.48	0.4	0.55	0.56	0.57	0.59	0.66	0.73	0.82	0.54	0.62
Costa Rica	-	1.21	-	0.75	-	0.89	-	1.2	-	-	-	0.88
Ecuador	0.41	0.54	0.45	0.66	0.59	0.68	0.73	0.85	-	-	0.62	0.71
El Salvador	0.3	0.48	0.42	0.64	0.58	0.94	0.58	1.74	-	-	0.5	0.89
Guatemala	0.36	-	0.42	0.5	0.52	0.62	0.5	0.62	-	-	0.48	0.61
Guyana	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Honduras	0.27	-	0.37	-	0.67	-	0.94	-	-	-	0.61	-
Jamaica	0.6	-	0.64	-	0.83	-	0.95	-	-	-	0.71	-
México	0.32	0.53	0.47	0.78	0.49	0.83	0.75	1.1	0.65	1.34	0.58	0.94
Nicaragua	-	-	0.7	-	0.57	-	1	-	-	-	0.73	-
Panamá	0.46	0.54	0.57	1.11	0.59	0.96	0.5	1.6	-	-	0.55	1.22
Paraguay	0.63	0.72	0.63	0.86	0.72	1.02	0.83	1.28	-	-	0.69	0.94
Perú	0.33	0.53	0.41	0.63	0.51	0.67	0.48	0.85	0.43	0.81	0.47	0.75
Rep. Dom.	-	-	0.9	1	0.75	1.01	0.9	1.2	-	-	0.85	1.1
Uruguay	0.72	0.85	0.67	1.07	1.46	0.81	0.88	1.22	-	-	0.75	1.03
Venezuela	-	0.5	0.77	0.78	0.51	0.75	0.82	1.08	-	-	0.65	0.86
ALC	0.45	0.75	0.53	0.8	0.61	0.84	0.74	1.14	0.73	1.01	0.63	0.93

Tamaño de población: Mega (más de 5.000.000 de habitantes); Grande (entre 300.001 y 5.000.000 de habitantes); Mediano (entre 50.001 y 300.000 habitantes); Pequeño (entre 15.001 y 50.000 habitantes); y Micro (inferior a 15.000 habitantes).

Fuente:Elaboración propia en base la AIDIS *et al.* (2010), Evaluación regional de los servicios de manejo de residuos sólidos en América Latina y el Caribe, 2010.

En México, la generación per cápita de residuos sólidos urbanos en el 2010 fue de 0.96kg/hab/día y ha tenido un crecimiento del 15.6 % en los últimos 5 años, ya que se reportó 0.81 kg/hab/días en el 2005 (OPS, 2005). La generación de residuos en México al 2010 es de 107,843.076 ton día con una población de 112 336,538 habitantes (INEGI, 2010).

2.2. Composición de los residuos sólidos urbanos

La determinación de la composición física del RSU en los países se obtiene a partir de estudios realizados en algunas ciudades, como se observa en la tabla 2.3, donde se muestra que los mayores porcentajes se encuentran en el papel y cartón y en los residuos de fácil degradación. En estudios específicos como el de Gallardo *et al.*(2011), se encontró que para poblaciones de todos los tamaños en España, el porcentaje de materia orgánica fue de 37.42%. Los valores encontrados para los demás componentes son similares a los reportados por la OECD en el 2008

Tabla 2.3. Porcentaje en peso de la composición de residuos sólidos en algunos países desarrollados.

País/Ciudad	Cartón y Papel %	Orgánicos de fácil degradación %	Plásticos %	Vidrio %	Metal %	Textiles, y otros %
EEUU	34	25	12	5	8	16
Canadá	47	24	3	6	13	8
Australia	23	47	4	7	5	13
Austria	22	35	11	8	5	19
Bélgica	17	39	5	7	3	29
Dinamarca	27	29	0.8	5	6	32
Francia	20	32	9	10	3	26
Alemania	34	14	22	12	5	12
Italia	28	29	5	13	2	22
Noruega	33	30	9	4	4	20
Portugal	21	34	11	7	4	23
España	21	49	12	8	4	7
PROMEDIO	26.30	33.69	8.44	7.53	5	18.84

Fuente: Elaboracion propia a partir de la informacion de la Organization for Economic Co-operation and Development (OECD), Environmental Data: Compendiumm 2006-2008.

La obtención de valores de composición de residuos por ciudades o país es un trabajo complejo y caro por lo que no existe información validada a nivel de la región. Por tal motivo, la información obtenida del EVAL 2005 constituye la fuente de referencia más exacta para la región y donde se indica que el porcentaje de materia orgánica de fácil degradación está en promedio de 57.18 % del total de la composición del residuo (OPS, 2005) como se observa en la tabla 2.4.

Tabla 2.4. Porcentaje en peso de la composición de residuos sólidos en algunos países de América Latina y el Caribe.

País/Ciudad	Cartón y Papel	Orgánicos de fácil degradación	Plásticos	Vidrio	Metal	Textiles y otros
Barbados	20,0	59,0	9,0	ND	ND	12,0
Belice	5,0	60,0	5,0	5,0	5,0	20,0
Costa Rica	20,7	49,8	17,7	2,3	2,1	7,4
Perú	7,5	54,5	4,3	3,4	2,3	27,4
Caracas	22,3	41,3	11,7	4,5	2,9	15,3
Asunción	10,2	58,2	4,2	3,5	1,3	21,1
Ecuador	9,6	71,4	4,5	3,7	0,7	ND
Guatemala	13,9	63,3	8,1	3,2	1,8	9,7
PROMEDIO	13.65	57.18	8.06	3.65	2.3	16.11

ND: Datos no disponibles

Fuente:Elaboración propia con base en la Evaluación regional de los servicios de manejo de residuos sólidos en América Latina y el Caribe, OPS / OMS, 2005.

2.3. Disposición final de los residuos sólidos urbanos

En los últimos 10 años los compromisos adquiridos por la Comunidad Económica Europea (CEE) han obligado a los países miembros a cerrar sus rellenos sanitarios, considerando así, alternativas como el reciclaje, el composteo, la incineración, otras técnicas de disposición final y tratamiento térmico con recuperación de energía. Países como Holanda, Dinamarca, Bélgica, Polonia y Alemania tienen un máximo del 20 % de uso del relleno sanitario y un 80% repartido entre reciclaje, compostaje y tratamiento térmico, mientras que países como Estados Unidos, España, Suecia, Finlandia y Reino Unido tienen máximo del 60 % en el uso de rellenos sanitarios (EUROSTAT, 2008).

En América Latina y El Caribe, el 27.1% de la población deposita sus residuos en vertederos a cielo abierto y un 18.5% en vertederos controlados, con lo que se puede afirmar que el 45.6% de la población no cuenta con un sistema adecuado de disposición final, (AIDIS *et al.*, 2010), lo que se convierte en una problemática por resolver. Los vertederos controlados son sitios donde los residuos son dispuestos de forma desordenada, se cubre la basura esporádicamente, existen segregadores por lo que no cumplen con las condiciones de un relleno sanitario. Sin embargo se observa un aumento significativo de población que disponen sus residuos en rellenos sanitarios de 22.6% reportado en el 2002 (OPS, 2005) al 54.4% en el 2010 (AIDIS *et al.*, 2010). En la tabla 2.5, se

presentan las formas de disposición final de residuos sólidos en países de América Latina y el Caribe.

Tabla 2.5. Formas de disposición final de residuos sólidos urbanos en países de América Latina y el Caribe.

PAÍS	RELLENO SANITARIO	VERTEDERO CONTROLADO	VERTEDERO A CIELO ABIERTO	QUEMA A CIELO ABIERTO	OTRAS FORMAS (CUERPOS DE AGUA, ALIMENTO DE ANIMALES, ETC)
Argentina	64.7	9.9	24.6	0.8	0
Belice	0	0	85.2	14.8	0
Bolivia	44.7	16.4	10.6	1.9	26.3
Brasil	55	20.2	24.5	0	0.3
Chile	81.5	13.8	4.0	0	0.7
Colombia	81.8	4.1	12.5	1.2	0.3
Costa Rica	67.5	23.5	9.1	0	0
Ecuador	30.2	46.3	20.5	0.8	2.1
El Salvador	78.2	0	13.8	7.3	0.6
Guatemala	15.4	9.6	69.8	0	5.1
Guyana	-	-	-	-	-
Honduras	11.3	59.9	15	13.8	0
Jamaica	0	100	0	0	0
México	65.6	12.1	12.4	5.9	4
Nicaragua	0	19.6	59.3	7.5	13.6
Panamá	41.7	16	23.4	0	0
Paraguay	36.4	40.2	23.4	0	0
Perú	43.5	10.6	45.3	0.6	0
Rep. Dom.	33.7	24.5	31.6	10	0.2
Uruguay	3.8	68.2	18.1	0	9.8
Venezuela	12.9	40.9	45.6	0.5	0
ALC	54.4	18.5	23.3	2	1.8

Fuente: AIDIS *et al.* (2010), Evaluación regional de los servicios de manejo de residuos sólidos en América Latina y el Caribe, 2010.

En la tabla 2.5 se puede observar que México tiene una mayor cantidad de rellenos sanitarios y que tiene una tendencia a mejorar la disposición final al considerar un 12.1 % de rellenos controlados, abajo del 18.5% de América Latina. Sin embargo, las condiciones de un relleno controlado al no ser óptimas, es preferible considerar que a México le falta un 34.4 % de sitios por corregir mientras que en América Latina es un 45.6 %.

2.4. Disposición final con pacas

Desde la década de los noventa se comenzó a percibir en Europa la falta de sitios para la disposición final de los residuos. Además, se identificó el problema que tenían algunas ciudades en ciertos periodos del año (durante vacaciones), donde su población aumentaba hasta el triple, ocasionando un problema para la disposición final de sus residuos (Baldasano, 2001). Por esa razón se inició la búsqueda de nuevas alternativas de disposición final de RSU distintas a los rellenos sanitarios convencionales para resolver el problema de escasez de terreno.

En Suecia y Francia comenzaron la compactación y el embalaje de residuos en pacas con la finalidad de transportarlos a sitios donde pudieron ser incinerados por su alto contenido de poder calorífico y también pudieran ser almacenados previo a su incineración, permitiendo así una alimentación constante al sistema de incineración (Szantó *et al.*, 2002).

Los primeros estudios sobre la compactación y embalaje plastificado de RSU han sido hechos por la universidad de Lund, Suecia (1995), Dekra en Munich, Alemania (1996) y el INSA en Francia. Además, Costemalle (1997) y Sieger y Kewits (1997) estudiaron la aplicación del almacenamiento temporal de la pacas de RSU impermeabilizadas. A este sistema de disposición final mediante pacas también se le conoce como "Relleno seco", por el retiro inicial de la humedad de los residuos y por impedir el ingreso de lluvia a las pacas.

Las pacas fueron construidas de dos formas: unas cubiertas con plástico y las otras atadas con alambre o fleje sin recubrimiento plástico. También se construyeron pacas de forma cilíndricas y otras rectangulares a las cuales se les han realizado estudios para comparar el comportamiento de ambos tipos de pacas, encontrando diferencias en la temperatura interior, forma de acomodo en la disposición final, conservación de la compactación y densidad de los residuos, etc., donde la paca rectangular presenta mayores ventajas (Nammari *et al.*, 2003b, 2007; Baldasano *et al.*, 2003).

Nammani *et al.* (2007), realizaron un estudio de los compuestos orgánicos volátiles (COV) en el aire, emitidos durante el almacenamiento de los residuos sólidos municipales en pacas cilíndricas y rectangulares empacadas con LDPE, con diferentes densidades. Se encontró que la concentración de compuestos orgánicos volátiles en la paca cilíndrica fue de $115 \text{ ug}\cdot\text{m}^{-3}$, mientras que la paca rectangular fue de $64 \text{ ug}\cdot\text{m}^{-3}$, por lo que afirmaron que existen diferentes mecanismos de degradación en diferentes tipos de pacas.

En el estudio de caso presentado por Tsagas *et al.* (2009), realizados al relleno sanitario de Alexandroupolis en Grecia, con pacas cilíndricas empacadas con LDPE a $770 \text{ kg}/\text{m}^3$, se observó la ausencia de lixiviados y olores.

Baldasano *et al.* (2003), encontraron que los rellenos secos que utilizan pacas cilíndricas envueltas en LDPE, tienen una densidad menor que las pacas rectangulares, ya que la geometría cilíndrica de

las pacas no permite el uso eficiente del espacio en las celdas, y la capacidad de procesamiento de la maquinaria es menor.

Szantó *et al.* (2002) experimentaron dejando a la intemperie pacas no impermeabilizadas y encontraron que éstas perdieron su forma a los 5 años, presentaron crecimiento de vegetación producido por la humedad del ambiente y el aporte de la lluvia. A los 8 años de investigación, se reportó una reducción del volumen del 20% sobre el volumen inicial, debido a que las condiciones climáticas influyeron en la degradación de la materia orgánica existente, como se observa en la figura 2.1.



Fig. 2.1. Pacas sin impermeabilizar en el vertedero de Meruelos, Cantabria, España en 1993 y en 1998.

Una característica importante del sistema de disposición final con pacas, es alcanzar una alta densidad. Según Lambisto (1990), la vida media de un relleno sanitario donde se aplica la técnica de compactación de RSU en pacas, puede aumentar un 20% en relación a un relleno sanitario convencional y en un 60 % respecto a un vertedero a cielo abierto, esto debido a que las pacas, provocan una mejor estabilidad por la reducción de los espacios vacíos en su interior, dando como consecuencia un aumento en la vida media. Las densidades que normalmente alcanzan este tipo de sistemas están entre los 600 y 800 kg/m³ y pueden llegar a alcanzar los 900 kg/m³ (El-Fadelet *al.*, 2002). Sin embargo, según los fabricantes IMABE IBERICA y ECOFENIX pueden llegar a densidades entre 1,000 y 1,200 kg/m³. Lo anterior se complementa por la menor necesidad de material de cobertura (20 cm de tierra encima de 5 pacas de altura), lo que da como resultado que una plataforma alcance hasta 5.5 m de altura (Manfredet *al.*, 2002).

En las fotos de la figura 2.2, se observan las características de la disposición final de pacas compactadas e impermeabilizadas rectangulares. En la figura 2.3 se observa un sitio de disposición final con pacas.



Fig. 2.2. Acomodo de las pacas dentro del sitio de disposición final. Pacas impermeabilizadas (propiedad de ECOFENIX SA de CV) y no impermeabilizadas (propiedad Imabe Iberica SA de CV)



Fig 2.3. Disposición final de pacas sin impermeabilizar en el vertedero de Cerceda La Coruña, España.

La temperatura en el interior de las pacas fue una gran preocupación para el uso de esta tecnología debido al temor que éstas tuvieran un alto riesgo de incendio, por lo que fue el motivo de varios estudios. En este sentido Baldasano *et al.* (2001) observaron que la temperatura interior de las pacas es similar a la temperatura del exterior, con una diferencia de alrededor de 4°C. Namnari *et al.*(2003b), encontraron que la temperatura en el interior de la paca no se incrementó más que la temperatura del aire ambiente y los valores encontrados en el interior de la paca fueron 20-25°C en una paca y otra de 30-35°C. Asi mismo Tamaddon *et al.* (1995); y Holgland *et al.* (2001) concluyen que la ventaja más importantes del embalado de residuos es la reducción del riesgo de incendios en vertedero por su baja temperatura interna, la cual no se incrementa al punto de provocar autoignición.

Holglund *et al.* (2001) observaron en las pacas generadas en el incinerador de Lidköping, Suecia que la contaminación del agua de lluvia por los lixiviados de las pacas fue baja que la obtenida en los análisis de las aguas residuales de la zona de almacenamiento de la planta del incinerador.

En las observaciones realizadas por Robles y Gourdon (2000), durante 8 meses, a una paca recién construida y a una paca de 20 meses de construida en la planta del incinerador de Agde, France, se encontraron valores altos de nitrógeno y bajos de CO₂ y O₂, sin presencia de metano. Solo que en las pacas viejas se observó más oxígeno debido al deterioro del plástico lo que hace suponer que entró aire. La paca antigua presentó un 20 % de oxígeno en su interior y la paca nueva presentó una condición anóxica por la compresión de ésta.

En los estudios de laboratorio Robles y Gourdon (1999) donde el residuo fue compactado a 900 kg/m³ en un lisímetro de 15 litros se presentó baja producción de biogás entre 8 y 16 L/kg de materia seca, ausencia de metano, y la producción de CO₂ que después de alcanzar un máximo de 30% se estabilizó entre un 20 y 25%. Se observó que la inhibición de la actividad biológica bajo condiciones insaturadas fue causada por la acidificación del medio, debido a la producción de ácidos grasos volátiles bajo condiciones anoxicas. La temperatura de los residuos nunca fue superior a la temperatura del cuarto donde se realizaba la investigación.

Los resultados de laboratorio obtenidos por Duran *et al.* (2010), mostraron que el aumento de 800 kg/m³ a 1000 kg/m³ ocasiona la inhibición de las actividades metanogénicas con producción de metano de 18% a 7% y también se observó la elevación de los valores de DBO y DQO. El aumento de la densidad implicó una reducción del pH en los lixiviados en intervalos de 5.6 y 5.9. Además, la concentración de los valores del poco lixiviado generado en las pacas fue superior a los valores de los lixiviados de un relleno sanitario convencional.

Baldasano *et al.* (2002) encontraron que los costos de inversión del terreno y los costos de la maquinaria en un relleno seco con pacas rectangulares y un relleno sanitario convencional, son valores similares de 68.6% y 67.9%, encontrando ligeramente menor el costo de inversión del relleno sanitario convencional, como se muestra en la tabla 2.6

Tabla 2.6 Porcentaje del costo de algunos conceptos considerados en el costo de inversión de un relleno seco con pacas rectangulares y un relleno sanitario convencional. (Baldasano *et al.*, 2002)

Algunos conceptos del costo de inversión	Rellenoseco con pacas rectangulares (%)	Relleno sanitario convencional (%)
Terreno	60	61.5
Maquinaria	8.6	6.4
TOTAL	68.6	67.9

Respecto a los costos de operación y mantenimiento, los mismo autores encontraron las siguientes diferencias presentadas en la tabla 2.7

Tabla 2.7 Porcentaje del costo de algunos conceptos considerados en el costo de operación de un relleno seco con pacas rectangular y un relleno sanitario convencional. (Baldasano *et al.*, 2002)

Algunos conceptos del costo de operación	Rellenoseco rectangular (%)	Relleno sanitario convencional (%)
Personal	18.6	18.2
Consumo energético	29.6	32.3
Mantenimiento	17.5	23.1

Los costos de convertura intermedia están relacionados a la cantidad de material que se usa para cubrir los residuos diariamente. En el caso de un relleno seco rectangular representa el 50% respecto al costo de un relleno sanitario convencional. En el caso de la clausura del vertedero, el costo en un relleno seco también es menor y representa el 42% menos que el costo de clausura de un relleno sanitario convencional, debido a la mayor estabilidad que hay un relleno seco que evita el menor uso de material de convertura para nivelar las deformaciones de las plataformas. (Baldasano *et al.*, 2002)

Los costos por tonelada en un relleno seco rectangular, cilíndrico y relleno sanitario convencional para las mismas condiciones de disposición final (100,000 t/año de residuos, tiempo de operación de 15 años) son \$41.69; \$57.35 y \$42.10dólares/tonelada, respectivamente, por lo que el relleno seco utilizando pacas rectangulares envueltos en LDPE, representa una opción económicamente competitiva en comparación con un relleno sanitario convencional y un relleno seco con pacas cilíndricas (Baldasano *et al.*, 2003)

2.5. Normatividad relacionada a la disposición final

La normatividad en el mundo relacionada a la última etapa del manejo de los residuos sólidos como es la disposición final, presenta la tendencia de minimizar la cantidad de residuos que se dispongan, a través de incrementar técnicas de reciclado, compostaje, tratamiento térmico y generación de energía. En Europa, la Directiva 99/31/EC establece los criterios y procedimientos para un relleno sanitario. Japón aplica la filosofía de las 3Rs llegando a disponer solo lo que ya no tiene un valor económico o de uso a través de su ley N°66 del 2001.

En los Estados Unidos de América, la normatividad relacionada a la disposición final de residuos sólidos es la RCRA 40 part 258 que establece los criterios para la selección del sitio, construcción, operación, monitoreo y clausura de los rellenos sanitarios pero también hace énfasis en la recuperación del material valorizable y la recuperación de energía a través de los residuos dejando así la posibilidad de utilizar otras técnicas de tratamiento y disposición final.

En América Latina solo 7 países: Argentina, Perú, Paraguay, México, Venezuela, Costa Rica y Brasil, cuentan con ley de residuos sólidos en los que se tienen contemplado al relleno sanitario como forma de disposición final. Sin embargo existen otros países que no cuentan con una Ley nacional de residuos pero si con otros instrumentos legales que permiten dar los lineamientos de la forma de disposición final en sus países, como Colombia, Bolivia, Chile, Ecuador, El Salvador, Guatemala y Panamá, que establecen como única forma de disposición final al relleno sanitario, enfatizando también la valorización y minimización de la generación de los residuos.

México tiene varios instrumentos legales relacionados a la disposición final de los residuos sólidos, como la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos promulgada por la SEMARNAT en el 2003 (SEMARNAT, 2003) y su respectivo Reglamento promulgado en el 2006 (SEMARNAT 2006), en los que se establecen la responsabilidad de la federación, los estados y los municipios en el manejo de integral de los residuos y específicamente en la disposición final a partir de la elaboración de programas, normas, guías que permitan la reducción de la generación, así como la valorización y la gestión integral de los residuos sólidos urbanos y de manejo especial, a fin de proteger la salud y prevenir y controlar la contaminación ambiental producida por su manejo. Además, se cuenta con la norma oficial mexicana NOM 083-SEMARNAT/2003, la cual establece las especificaciones de protección ambiental para la selección de sitios, diseño, construcción, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos urbanos y

de manejo especial. (SEMARNAT, 2004). En esta norma se especifican condiciones para la selección de sitio y la construcción tomando en cuenta la posible contaminación producida por el biogás o el lixiviado que los residuos pueden provocar al ambiente y a las personas, para lo cual se presentan condiciones y características para su construcción y para la protección y prevención de la contaminación, tomando en cuenta solo 3 factores:

a. Impermeabilidad: Establece que se debe contar con una barrera geológica natural o equivalente, de un espesor de un metro y un coeficiente de conductividad hidráulica, de al menos 1×10^{-7} cm/seg en la base de las celdas de disposición final; o bien, garantizarla con un sistema de impermeabilización equivalente. Además de esta condición, se hace referencia a la compactación de los residuos (SEMARNAT, 2004).

b. Compactación de los RSU: La norma maneja valores mayores de 700 kg/m^3 de compactación de residuos para rellenos que reciban más de 750 toneladas/día, pero para rellenos que reciban más de 100 a 750 ton/día, la compresión debe ser de 600 kg/m^3 y para recepción de 50 a 100 ton/día la compresión debe ser de 500 kg/m^3 . Sin embargo, no hay una justificación para una variación de la compactación ya que ésta sólo dependerá del tipo de equipo y las pasadas que se le den al residuo, no de la cantidad de residuos que se reciben al día (SEMARNAT, 2004).

c. Recubrimiento diario: Los residuos deben ser cubiertos en forma continua y dentro de un lapso menor a 24 horas posteriores a su depósito (SEMARNAT, 2004).

Por lo tanto, se observa que la tendencia del mundo a minimizar y valorizar la cantidad de residuos que se generan, conduce a la reducción de los tamaños de los rellenos sanitarios, ya que realmente son varias y complejas las obras complementarias necesarias para evitar la contaminación ambiental generada por los residuos sólidos.

2.6. Degradación anaerobia

La biodegradación de residuos es un término que describe su conversión por procesos biológicos enzimáticos a moléculas inorgánicas simples (mineralización). Los productos de la biodegradación son formas moleculares que tienden a existir en la naturaleza y que están en mayor equilibrio con sus alrededores que los materiales de inicio (Manahan, 2007).

La digestión anaeróbica es un proceso biológico en el que la materia orgánica, en ausencia de oxígeno y mediante la acción de un grupo de bacterias y microorganismos específicos, a través de fases consecutivas, diversos complejos enzimáticos y además condiciones de los parámetros fisicoquímicos se descomponen mediante procesos de oxidación y reducción en productos gaseosos o biogás (CH_4 , CO_2 , H_2 , H_2S) (Besel, 2007).

A continuación en la figura 2.4 se mencionan las etapas bioquímicas de la degradación anaeróbica:

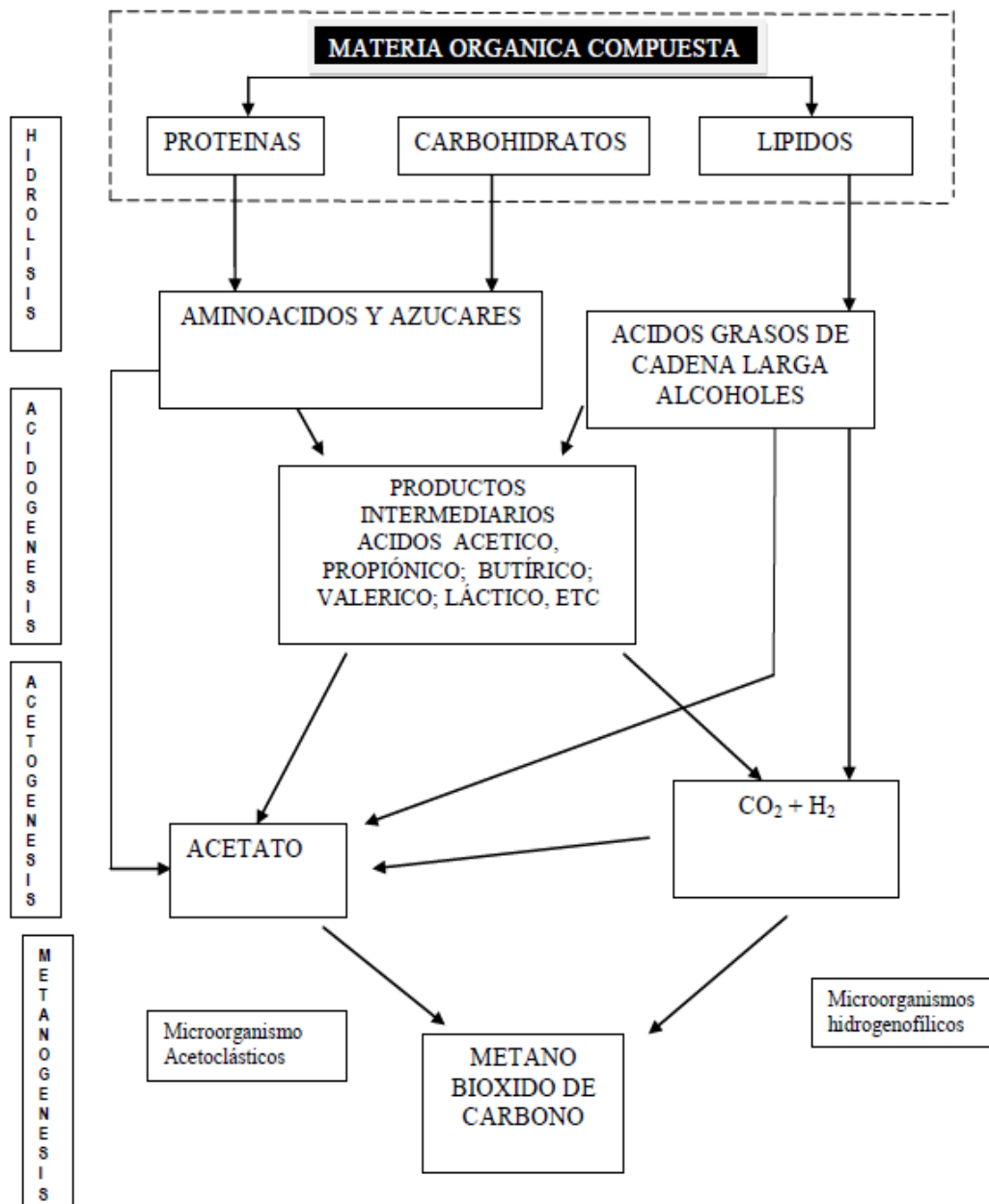


Fig 2.4. Diagrama de las fases de la digestión anaerobia. Pavlostathis y Giraldo (1991)

2.6.1. Hidrólisis

La hidrólisis es una reacción química del agua con una sustancia. Esto produce un desplazamiento del equilibrio de disociación del agua y como consecuencia se modifica el valor del pH (Sonesa y Ander, 1977).



La materia orgánica presente en los residuos sólidos urbanos está compuesta por macromoléculas o polímeros como lípidos, proteínas y polisacáridos, los cuales son hidrolizados, por acción de las enzimas hidrolíticas. La hidrólisis de cada tipo de compuesto se realiza por diferentes grupos enzimáticos, convirtiéndolas en moléculas solubles y fácilmente degradables como azúcares, ácidos grasos de cadena larga, aminoácidos, alcoholes, etc.

Para que los microorganismos puedan asimilar la materia orgánica ésta tiene que estar en solución acuosa, de modo que si se parte de un sólido particulado será necesaria una etapa de hidrólisis de dicha partícula que permitan pasar de la fase sólida a la líquida y posteriormente una hidrólisis de las moléculas complejas que las transforme en moléculas más simples que puedan ingresar al interior de las células (Borzacconiet *al.*, 1995).

El grado de hidrólisis y la velocidad del proceso de las proteínas es menor que la de los carbohidratos y depende de muchos factores, entre otros del pH, temperatura, del tipo de materia orgánica particulada (Pavlostathis y Giraldo-Gómez, 1991), y del tamaño de partícula debido fundamentalmente a la disponibilidad de superficie para la adsorción de las enzimas hidrolíticas (Hills y Nakano, 1984). La tasa de hidrólisis, en general, aumenta con la temperatura (Siegrist *et al.*, 1993)

Las proteínas son hidrolizadas en peptonas (solubles en agua y soluciones salinas), o aminoácidos, mientras que la hidrólisis de polisacáridos dará como resultado la formación de azúcares simples, ácidos orgánicos y alcoholes (Chynoweth y Pullammanappallil, 1996; Williams, 2005).

La celulosa que es un polisacárido, se transforma en glucosa y la celobiosa (disacarido), la cual a su vez se transforma en ácido acético y ácido láctico (Yurkanis, 2008).

La degradación de lípidos en ambientes anaerobios consiste en una ruptura inicial de las grasas por un grupo de enzimas hidrolíticas (lipasas) en los correspondientes ácidos grasos de cadena larga y moléculas de glicerol o galactosa.

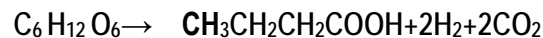
Sin embargo, en algunos casos la acción hidrolítica enzimática se dificulta por la baja solubilidad de algunos sustratos. Tal es el caso de los lípidos, por lo que esta etapa podría ser limitante en el caso de tener residuos sólidos con alto contenido en grasas (Dumont *et al.*, 1993). Esto también puede ocurrir con el alto contenido de sólidos (Pavlostathis y Giraldo-Gómez, 1991).

2.6.2. Acidogénesis

En la etapa de acidogénesis los microorganismos transforman la materia orgánica en ácidos grasos de cadena corta por oxidaciones sucesivas; de esta manera, los ácidos con número par de carbonos producen acetato únicamente, mientras que los ácidos con número impar dan como resultado acetato y propionato, tales como el, ácido propiónico, ácido butírico y el ácido valérico. (Graindorge, 1990). Esta producción de ácidos genera una disminución del pH provocando la disolución de la materia inorgánica, alcanzando concentraciones altas de DQO y AGV y un valor más bajo de pH. El biogás producido en esta fase es principalmente de CO₂ (80%) y de H₂ (20 %). Williams (2005). Esta afirmación solo se presenta en procesos tipo Batch o por lotes.

Los aminoácidos producto de la proteólisis son degradados en AGV de cadena corta, CO₂ y NH₃ por las reacciones clásicas de desaminación, transaminación y descarboxilación. El tipo de ácidos grasos formados en esta etapa dependen del tipo de aminoácidos y de las especies de bacterias presentes. Los valores elevados de pH favorecen la desaminación y la producción de NH₃, mientras valores bajos de pH favorecen las reacciones de descarboxilación. Los azúcares son degradados siguiendo la vía clásica de la glicólisis (Robles y Gourdon, 1999).

Las siguientes ecuaciones describen el proceso bioquímico de acidogénesis:



Si los AGV generados no son degradados durante la fase de acetogénesis, estos se acumulan progresivamente, lo que trae consigo una disminución del pH del medio Barlaz (1996). Esta acidificación puede ser la causa de la inhibición en el desarrollo de los microorganismos, debido a que éstos crecen en un medio neutro.

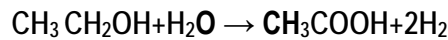
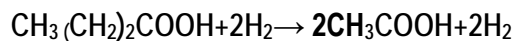
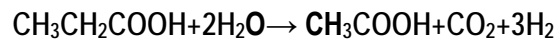
El principal inhibidor de este proceso es el H₂ (Stams, 1994), que se elimina rápidamente por ser un gas ligero. Siegrist *et al.* (1993) señalan también como inhibidor de este proceso la concentración de ácido acético.

2.6.3. Acetogénesis

Esta etapa se traduce en la transformación de los ácidos grasos volátiles (AGV) producidos en la etapa de acidogénesis en acetato, dióxido de carbono e hidrógeno molecular. El pH aumenta justo a la neutralización (Graindorge, 1990).

El desarrollo de las bacterias acetogénicas es muy lento y forman diversos grupos heterogéneos (Berthe, 2006).

Las ecuaciones siguientes describen en forma general el proceso de acetogénesis, a partir del ácido propiónico, butírico y del etanol respectivamente (Dumont *et al.*, 1993).



En esta fase se encuentran tres grupos de bacterias las cuales son:

Bacterias fermentativas: Producen alcoholes, acetato e hidrógeno y se caracterizan también por orientar su metabolismo hacia la producción privilegiada de acetato cuando la presión de hidrógeno (PH_2) es débil. Estas poblaciones participan también en la etapa de la hidrólisis, por ejemplo, los géneros *Selenomonas*, *Clostridium*, *Ruminococcus* y de forma más específica menciona a *Clostridium Aceticum*, *Clostridium Formicoaceticum* y *Acetobacterium Woodii* (Braun *et al.*, 1979).

Bacteria productoras de hidrógeno (OHPA): Si la presión parcial de hidrógeno (PH_2) es baja, estas bacterias degradan los AGV (propionato, butirato, lactato, entre otros) y alcoholes (etanol) en acetato. Los principales géneros son *Syntrophomonas* y *Syntrophobacter*, los cuales degradan primeramente el butirato y valerato, y posteriormente degradan el propionato. El desarrollo de estas bacterias es muy lento. Todas las bacterias acetogénicas de tipo OHPA generan hidrógeno.

Bacterias homoacetogénicas. Estas bacterias producen acetato como único metabolito, éstas consumen azúcares (Braun *et al.*, 1979).

2.6.4. Metanogénesis

La metanogénesis es la etapa final del proceso de digestión anaerobia en el que el ácido acético, hidrógeno y dióxido de carbono son transformados a CH_4 y CO_2 (Tchobanoglous *et al.*, 1998; Sandoval *et al.*, 2007). El hidrógeno es utilizado para la reducción del CO_2 y la formación de metano según la conversión del lactato en metano, en las cuales, el lactato es consumido durante el proceso más rápido que el acetato (Barlaz *et al.*, 1989).

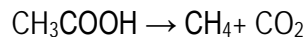
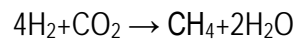
Los microorganismos metanogénicos incluyen a las *Methanobacterium*, *Methanobacillus*, *Methanococcus* y *Methanosarcina*, estas se dividen en dos grupos, hidrogenotróficos las que consumen hidrogeno, CO_2 y ácido fórmico y los metilotróficos o acetoclásticos que consumen el grupo metilo del acetato, metanol y algunas aminas (Cairó y Paris, 1988) (Hedrick *et al.*, 1992).

Methanosarcina spp., y *Methanothrix* spp., son consideradas las más importantes en la digestión anaerobia por degradar a ambos grupos.

Las condiciones óptimas de pH para los microorganismos metanogénicos (arqueas), se encuentran en 6.4 y 7.2 según Chugh *et al.* (1998) y entre 6,8 y 7,5 según Williams (2005). La concentración del AGV disminuye rápidamente mientras que hay un aumento de valores del pH (Aragno, 1988).

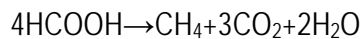
Con estos pH se pueden precipitar algunos compuestos inorgánicos. La concentración de la materia orgánica continúa disminuyendo en los lixiviados lo que se ve traducido en la disminución de la DBO₅ y de la DQO.

Las reacciones siguientes describen la fase de la metanogénesis a partir de diversos sustratos (Dumont *et al.*, 1993):



Metanogénesis a partir de otros sustratos

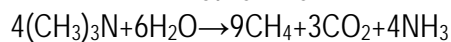
Fórmico



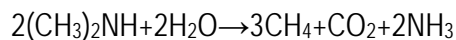
Metanol



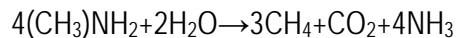
Trimetil-amina



Dimetil-amina



Monometil-amina



Barlaz *et al.* (1989), reportaron que las concentraciones de fosfato y amoníaco en los lixiviados de los rellenos sanitarios disminuyen después de la producción de metano. En un relleno sanitario donde la metanogénesis es activa se presenta una producción débil de H₂ y H₂S. Por otra parte, el pH de los lixiviados tiende a aumentar, lo cual disminuye fuertemente la emisión de malos olores así como la concentración de AGV y de metales pesados en los lixiviados (Bagchi, 1994). La fase de metanogénesis en un relleno sanitario con residuos compactados puede durar de 10 a 30 años (Aragno, 1988).

Paralelamente a la metanogénesis, se pueden producir reacciones de sulfato-reducción y ambas fases entran en competencia por el consumo de hidrógeno formado en la fase de acetogénesis, con la diferencia de que en la sulfato-reducción se requiere concentraciones más importantes de sulfatos y se tiene una tolerancia más amplia a las variaciones de pH (5-9). Solamente cuando se tiene

ausencia de nitrato y de sulfato o una vez que sus aceptores de electrones se han agotado, se obtienen las condiciones para que la metanogénesis se desarrolle correctamente (Robles, 1999).

El sulfuro de hidrogeno, H_2S , puede generarse por la reacción química de los sulfuros con los ácidos o por la reducción bioquímica de sulfatos por bacterias anaerobias (*Desulfovibrio*) en presencia de materia orgánica biodegradable (Manahan, 2007).

Cuando la materia orgánica que se encuentra en los residuos sólidos llega a madurar y estabilizarse es porque se ha producido la máxima degradación y es cuando la producción del biogás disminuye y la metabolización de la materia orgánica se degradada en moléculas complejas de tipo de los ácidos húmicos. Esta transformación de la materia orgánica procedente de los residuos sólidos urbanos es similar a la que hay en el suelo natural, como es el caso de la composta y la humificación (Pichler y Kogel-Knaber, 2000; Francou, 2003).

Algunos compuestos están identificados como inhibidores del crecimiento de los microorganismos metanogénicos son el nitrógeno amoniacal, los ácidos grasos de cadena larga, ácidos grasos volátiles, algunos cationes, etc. No todos los grupos de metanogénicos resultan igualmente inhibidos por los mismos compuestos. La inhibición por amoníaco libre es más fuerte para los metanogénicos acetoclásticos que para los hidrogenotróficos (Hansen *et al.*, 1998).

2.7. Biodegradabilidad de los residuos sólidos

Existen varios factores determinantes en la biodegradación de los residuos sólidos urbanos. Uno de ellos es la cantidad de materia orgánica, otro es el tamaño de las partículas debido que la hace más accesible al ataque de microorganismos en los finos y por tanto más fácilmente biodegradable que las fracciones más grandes (Baldit *et al.*, 1985; Graindorge, 1990). La tasa de la biodegradabilidad puede mejorarse si la materia orgánica es triturada hasta alcanzar un tamaño de partícula de 1mm (Lara *et al.*, 2006), lo cual es muy costoso en términos energéticos.

Según Barlaz *et al.* (2002) los principales componentes (en cantidad) biodegradables de los residuos sólidos urbanos son la celulosa y las hemicelulosas, así como la lignina, la cual es un material orgánico complejo que no puede ser fácilmente degradado por las bacterias anaerobias e interfiere con la descomposición de la celulosa y hemicelulosa impidiendo el acceso microbiano a estos carbohidratos degradables. La materia orgánica seca de los residuos sólidos urbanos contiene inicialmente entre 40 y 50% de celulosa, 10-15% de lignina, 12 % de hemicelulosa (Wang *et al.*, 1994).

Buenrostro (2011) encontró que los pañales tienen un alto contenido de lignina y se llega a tener hasta un 11.4% de pañales en los residuos sólidos urbanos. También encontró que a pesar de que la digestión anaerobia puede procesar los desechos de jardín, una mezcla con gran cantidad de residuos de jardinería reduce la producción de biogás, porque la lignina que se encuentra en estos materiales no se descompone sin oxígeno.

De acuerdo al modelo mexicano de generación de biogás versión 2.0 (EPA, 2009), la fracción orgánica que hay en los RSU se clasifican en cuatro grupos:

- Residuos de degradación muy rápida: residuos alimenticios, otros orgánicos, 20% de los pañales.
- Residuos degradación moderadamente rápida: residuos vegetales, poda de casas, parques municipales, papel higiénico.
- Residuos degradación moderadamente lenta: papel, cartón, textiles.
- Residuos degradación muy lenta: madera, caucho. piel, huesos, paja.

Excavaciones realizadas de sitios de disposición final en rellenos sanitarios de Belo Horizonte, Brasil, presentaron residuos de papel y cartón con más de 25 años sin descomponerse (Heller y Catapreta, 2003).

La lignocelulosa (celulosa, hemicelulosa, lignina) es la más abundante biomasa que se puede conservar como combustible energético en la etapa de la hidrólisis por que ésta es insoluble en el agua. (Chang y Holtzapple, 2000). En la tabla 2.8 se presenta el contenido de celulosa, hemicelulosa y lignina de algunos residuos.

Tabla 2.8. Contenido de celulosa, hemicelulosa y lignina en residuos

Material lignocelulósico	Celulosa (%)	Hemicelulosa (%)	Lignina (%)
Madera dura	40 - 55	24 - 40	18 - 25
Madera suave	45 - 50	25 - 35	25 - 35
Cascara de nuez	25 - 30	25 - 30	30 - 40
Olote de maíz	45	35	15
Deshechos de maíz	25 - 40	35 - 40	18 - 30
Papel	85 - 99	0	0 - 15
Paja de trigo	30	50	15
Hojas	15 - 20	80 - 85	0
Algodón	80 - 95	0	0
Papel periódico	40 - 55	25 - 40	18 - 30
Desecho de papel de pulpeos químicos	60 - 70	10 - 20	5 - 10
Desechos sólidos de aguas residuales	8 - 15	ND	24 - 29
Desechos animales (cerdos)	6	28	ND
Desechos sólidos de ganado	1.6 - 4.7	1.4 - 3.3	2.7 - 5.7
Hierba bermuda	25	35.7	64
Pastos de crecimiento rápido	45	31.4	12

ND: no determinado

Fuente: Cuervo L, Folch JL, Quiroz R (2009).

2.8. Parámetros físicos y fisicoquímicos de la degradación de los residuos sólidos urbanos

Existen varios factores que afectan la actividad biológica en la descomposición de los residuos sólidos urbanostales como bacterias, composición de los materiales, así como la humedad, temperatura, pH, oxígeno (Ross, 1990).

2.8.1. pH

La fase metanogénica de la digestión anaerobia puede llevarse a cabo dentro de un intervalo de pH comprendido entre 6.2 y 7.8 siendo el óptimo entre 7.0 y 7.2, fuera de este rango, la digestión puede continuar aunque en forma ineficiente hasta un pH de 6.2 en donde los microorganismos metanogénicos son afectados severamente, debido a la acumulación de ácidos orgánicos Noyola(1996), así mismo Elias (2005) encontró en sus investigaciones con RSU que la fase metanogénica se presentó con pH de 6.5 a 7.5. Según Kjeldsen *et al.*, (2002) el pH del lixiviado de residuos sólidos se encuentra entre 4.5 a 7.5, y según Williams (2005) entre 6.8 y 7.5.

En lo que respecta a los hongos, estos se desarrollan mejor en un rango de pH entre 5 y 6; estos microorganismos pueden participar activamente en la fase hidrolítica (Robles y Gourdon, 1999).

La literatura muestra varios valores de pH para las distintas etapas de la digestión anaerobia. Por ejemplo, las investigaciones realizadas por Dinamarca *et al.* (2003) muestran que la fluctuación del pH en la fase hidrolítica se mueve en un rango de entre 6.5 y 8.2, mientras que Elias (2005) encontró para la misma fase valores de 7.2 a 7.4 y Mendoza, *et al.* (2011) encontraron 6.5. Estas variaciones de un rango tan grande para la fase hidrolítica de 6.5 a 8.2 se deben a la composición de los residuos sólidos urbanos la cual es muy variable y compleja, por lo que valores altos de pH se pueden deber a la acción de residuos de construcción como el yeso, el cemento, el concreto, ricos en carbonatos (CO_3), bicarbonatos (HCO_3) disueltos y a los iones amonio producidos por la degradación de las proteínas de la carne.

Una vez que la producción del metano es estabilizada, los valores de pH se encuentran entre 7.2 y 8.2 (Themelis, 2002).

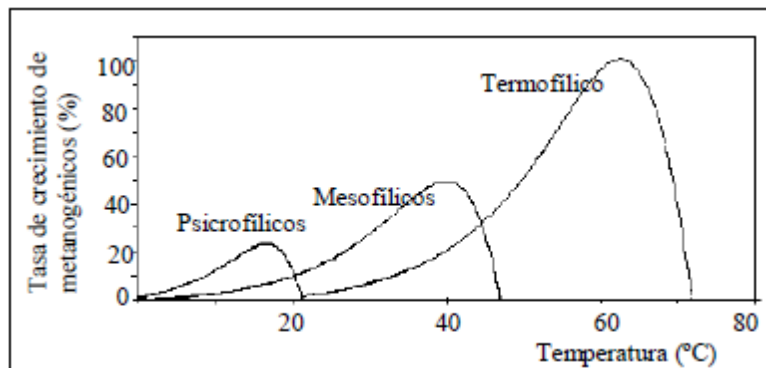
El pH y la concentración del AGV son dos buenos indicadores para diferenciar las fase de acidogénesis ($\text{pH} < 7$) y la fase de metanogénesis ($\text{pH} > 7$) (Berthe, 2006).

2.8.2. Temperatura

La temperatura es un factor que influye de gran manera en los procesos biológicos ya que afecta la tasa de reacción enzimática, desnaturaliza las enzimas y las proteínas, por lo que en torno de los 10°C la actividad microbiana se reduce notablemente y por encima de los 65°C las enzimas son destruidas por el calor(Conn *et al.*, 2000).

Existen dos rangos de temperaturas óptimos para la digestión anaerobia para la producción del metano. La mesófila está entre 20 y 40 ° C y la temperatura optima considerada entre 30-35°C y la temperatura termofílica está en el rango 50-65°C (Themelis, 2002). Los sistemas metanogénicos son muy sensibles a la variación de la temperatura ambiente, pueden parar de generar biogás en periodos de invierno en climas fríos(Reichert, 2005).

En la fig 2.5 se muestra la temperatura en la que la tasa de crecimiento de la población de microorganismos es máxima y mínima.



Fuente:Van Lier, J.B. (1995).

Fig. 2.5. Tasa de crecimiento de las bacterias metanogénicas respecto a la temperatura.

La solubilidad de los gases NH_3 , H_2S y H_2 desciende al aumentar la temperatura, favoreciéndose la transferencia líquido-gas, y por tanto desapareciendo más rápidamente del medio acuoso. (Van Lier., 1995).

La solubilidad de la mayoría de las sales aumenta con la temperatura, por lo que la materia orgánica es más accesible para los microorganismos, y aumenta la velocidad del proceso. (Hwu *et al.*, 1997).

Para Mariano *et al.* (2007) en el relleno sanitario de Muribeca en Recife, Brasil, la temperatura varió entre 30° e 57 °C entre las profundidades de 0 a 15m; después de ésta profundidad la temperatura disminuyó.

2.8.3 Humedad

La humedad que contiene los residuos sólidos municipales es muy variable y está ligada a su composición, principalmente a la fracción orgánica fácilmente biodegradable. Sin embargo, el proceso de almacenamiento, recolección, la precipitación pluvial pueden ser responsable de una parte importante de la humedad de los residuos sólidos. Según los trabajos de Wreford *et al.* (2000) en los rellenos sanitarios de Burns Bog, Vacouver, Cánada, la infiltración del agua debido a la precipitación pluvial se encontró en relación directa con la generación del metano (CH₄).

Si no existe humedad se disminuye la actividad microbiana hasta el punto de detenerse la degradación y hasta un determinado nivel de humedad puede haber un estímulo de producción de biogás, pero la infiltración excesiva puede detener la producción de metano. Esto puede ser debido al favorecimiento de la fermentación ácida de la materia orgánica, con la liberación de grandes cantidades de ácidos grasos volátiles, determinando la inhibición del proceso metanogénico (Paes, 2003).

Una humedad inferior a 15% resulta muy desfavorable para que se pueda llevar a cabo la biodegradación en estos sitios, aunque Hartz y Ham (1983) observaron en experimentos de laboratorio que la metanización podría llevarse a cabo aún con 10% de humedad, pero no por debajo de este porcentaje, de igual manera con 80% de humedad la producción de metano decrece. Sin embargo, para tener una buena metanogénesis se requiere de una humedad promedio de 60% en los residuos (Palma *et al.*, 1999).

2.8.4 Oxígeno

La concentración de oxígeno libre (O₂) que se presenta en la fase gaseosa al interior de la masa de los residuos que ocupa el espacio poroso de estos, es un factor importante que determina el tipo de vía metabólica a seguir, es decir si el proceso de biodegradación se desarrollará en forma aerobia (sólo en capas superiores de residuos y de reciente colocación en los rellenos sanitarios) o anaerobia.

Se considera que la biodegradación anaerobia de sustrato sólido poroso, se presenta por debajo de un 5% (en volumen) de oxígeno, la cual se lleva a cabo solo en ausencia total de oxígeno molecular, ya que éste gas resulta tóxico para las bacterias acetogénicas y metanogénicas (Mustin, 1987).

2.8.5. Compuestos o materiales tóxicos e inhibidores

Así como existen nutrientes que favorecen el aumento de la población microbiana en la biodegradación de los residuos sólidos urbanos, también existen sustancias o elementos que son tóxicos en concentraciones o condiciones específicas.

Taylor (1982), indica como principales inhibidores potenciales de la metanogénesis a los siguientes elementos o compuestos: metales pesados, hidrocarburos clorados, AGV, detergentes y amoniaco.

El ión amonio en altas concentraciones resulta un inhibidor de la metanogénesis sobre todo si el pH es elevado, Mc Carty y Mic Kinney (1996) reportaron que la concentración inhibidora de nitrógeno amoniacal es de 3 g/L a pH 8.

Rousseaux *et al.*, (1989) afirmaron que el efecto de los metales pesados sobre las bacterias metanogénicas son generalmente despreciables durante la disposición final de los residuos sólidos urbanos.

De acuerdo a las investigaciones de Baltierra *et al.* (2011) la cal 1%, el cemento 0.5%, el escombro 3% y 6 % inhiben la actividad metanogénica de las bacterias acetoclasticas. Por su parte la cal 1%, y la mezcla de escombro 3 y 6% inhiben la actividad de las bacterias consumidoras de propianato. La causa posible de la inhibición de la actividad metanogénica puede adjudicarse a la alteración del pH ocasionada por la disolución de iones OH⁻ procedentes del hidróxido de calcio. El yeso en concentraciones de 3% no causó un efecto inhibitorio de la metanogénesis.

Todos los cationes pueden proporcionar toxicidad a algún nivel de concentración, aumentando la toxicidad con el peso molecular, por lo que los metales pesados son los que provocan toxicidad a menor concentración. El orden de toxicidad de los metales pesados es Ni > Cu > Zn > Pb > Cr(VI) (Hayes y Theis, 1978). Los metales pesados precipitan en presencia de sulfuros, desapareciendo de la solución, por lo que resultan menos tóxicos para los microorganismos, pudiendo llegar a tolerarse elevadas concentraciones de metales pesados (Kugelman y Chin, 1971).

2.9. Comportamiento y características del biogás en los rellenos sanitarios

El biogás es básicamente constituido por el CO₂ y el metano con pequeñas concentraciones de NH₃, H₂S, N₂, H₂ y mercaptanos. El gas metano es el principal componente del biogás; es inodoro, inflamable y explosivo si se concentra en el aire en una proporción de 5 a 15% en volumen. La densidad del metano es 0.65 kg/m³ (Pemex, 2011) menor que la densidad del aire. La temperatura del biogás en los rellenos sanitarios que ya están generando metano se muestra en la tabla 2.9

Tabla. 2.9. Temperatura del biogás en rellenos sanitarios

Nombre del autor	Bingemer y Crutzen, 1987	Gendebien (1992)	Veeken y Hamelers (1999)	Relleno sanitario de Naucalpan–MNJ (2011a)
Temperatura en los rellenos sanitarios	20 y 35 °C	45° y 50 °C.	30 y 40 °C	25.3° a 37.9 °C

La composición del biogás generado en rellenos sanitarios se presenta en la tabla 2.10:

Tabla 2.10. Porcentaje de los componentes del biogás en rellenos sanitarios

Componentes del biogás	Mazo (2006) Proyecto : Curva de Rodas y la pradera (Medellin, Colombia)	MNJ (2011a) Relleno sanitario de Naucalpan	Thurgood (1993)	Bagchi (1994) Estudio de 20 rellenos sanitarios	Campaniet al., (2009)
Metano	45-60	44- 59.4	45	30-53	43 - 45.5
Dióxido de carbono	40-60	30.20- 40.9	30	34 - 51	30.2-27
Nitrógeno	2- 5		24	1- 21	23.9-25.6
Oxígeno	0.1 – 1	0.1 – 5.6	1	1-2	0.4 - 4.4
Amonio	0.1 - 1	-	-	-	-
Hidrógeno	0. 0.2	-	-	-	-

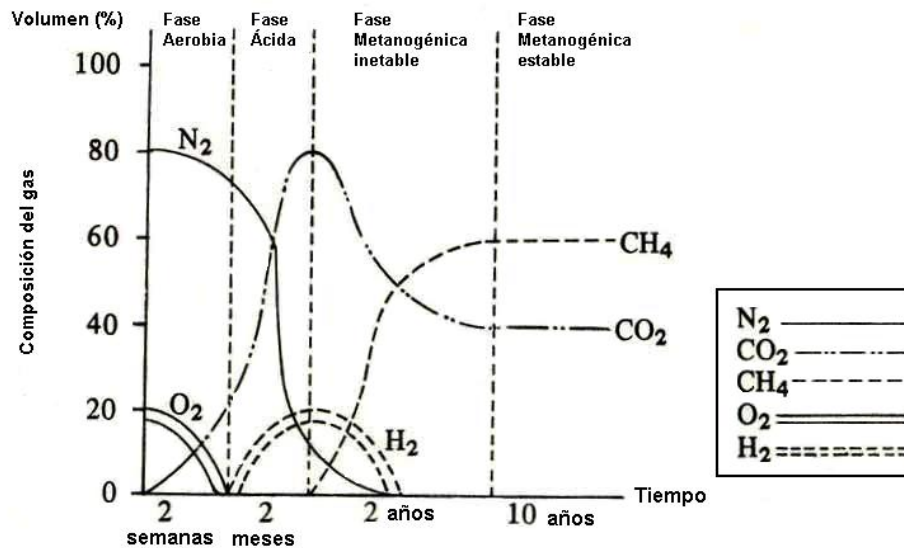
En la tabla 2.11 se presenta la estimación de la tasa de producción de biogás

Tabla 2.11. Estimación de la tasa de producción de biogás

Estimación de biogás según	Cantidad (L/ kg/ año)
Hartz y Ham (1983)	De 6.25 a 37.5
Bagchi (1994),	1.2 y 7.5
Robles y Gourdon, (2000)	15

La determinación de la cantidad del biogás es relativa y depende de varios factores como son: la composición del residuo, del tipo de disposición final (relleno sanitario, tiradero a cielo abierto), método de operación del relleno sanitario y del clima (Aguilar *et al.*, 2011).

En la figura 2.6 se presenta la curva elaborada por Tabasaran (1975) mencionado en el trabajo de Queiroz (1988), donde se muestra la evolución que resulta de la biodregadación de los residuos sólidos urbanos, en las cuales se observa en la primera zona un consumo de oxígeno. En ella el oxígeno disuelto en la masa del residuo es consumido por las bacterias aerobias, provocando el descenso del pH. En la segunda zona se alcanzan los picos de la DQO y AGV y el valor más bajo de pH. En la fase metanogénicas se observa dos fases, la inestable donde se inicia la producción del metano y el decaimiento del CO₂ y la fase estable donde el metano alcanza su nivel más alto y se mantiene y se alcanzan valores de pH neutro



Fuente: Queiros Lima, L.M.(1988)

Fig. 2.6. Producción del gas metano en un relleno sanitario.

La investigación a nivel laboratorio realizada por Duranet *al.*, (2009) concluyó que la compactación de residuos mostró una eficiencia en la reducción de la emisión de biogás para el caso de 800 kg/m³. A 1000 kg/m³mostró una reducción del 90% de la emisión de biogás para una humedad del 54%; también encontró que el aumento de humedad influye directamente en el aumento de la generación de biogás, hasta compresiones de 800 kg/m³, para compresiones mayores el efecto no es significativo.

El valor teórico del potencial de generación de metano (Lo) para América Latina es de aproximadamente 68 a 91 m³/ton de residuos sólidos y en México este valor varía por ejemplo de 63.2 en Chihuahua a 73.6 en Baja California y Queretaro a 95.4 en Nuevo León (Aguilar *et al.*, 2011) A nivel práctico se ha encontrado que dicho valor está en 100 m³/ton para el caso del relleno sanitario La Feria en Santiago de Chile (Monreal, 1999) y la EPA (2009) en sus trabajos encontró que la (Lo) puede variar de 69 a 214 m³/ton.

La determinación de la cantidad de gas generado en un relleno sanitario se realiza a través de la ecuación de LandGEM versión 3.02 en el 2005, establecidos por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) y del modelo mexicano versión 2 del 2009 realizado por la EPA y SEDESOL, donde se establecen para condiciones de México los valores de la Generación Potencial de Metano (Lo) es la constante del modelo que representa la capacidad potencial para



UNIVERSIDAD NACIONAL
AUTÓNOMA DE
MÉXICO

Tesis de Doctorado
Comportamiento de la descomposición anaerobia de residuos sólidos urbanos
Producida en pacas compactadas e impermeabilizadas

generar metano (componente principal del biogás) de un relleno sanitario. El Lo depende de la cantidad de celulosa disponible en los residuos y el Índice de Generación de Metano (k) está relacionado con el período de vida del relleno y está en función del contenido de humedad en los residuos, la disponibilidad de nutrientes para las bacterias metanogénicas, el pH y la temperatura. Las condiciones de humedad dentro del relleno sanitario generalmente son difíciles de determinar por lo que son estimadas en base a la precipitación promedio anual. La disponibilidad de nutrientes está en función de las cantidades de residuos y la caracterización de los mismos. El pH dentro del relleno sanitario es desconocido y no es evaluado en el modelo. La temperatura en el relleno sanitario es relativamente constante debido al calor generado por las bacterias anaeróbicas y tiende a ser independiente de la temperatura ambiente, excepto en rellenos sanitarios poco profundos en climas muy fríos. Por lo que los valores de k están basados en el tipo de residuo y clima y hay tablas con valores constantes de acuerdo a la región en Mexico(EPA, 2009).

El modelo se base en la siguiente ecuación de primer grado (EPA, 2009):

$$Q_T = \frac{n}{n-1}$$

la captura, como son: la cobertura del sistema, la impermeabilización de base, la compactación. (EPA, 2009).

2.10. Comportamiento y características del lixiviado en rellenos sanitarios

La formación del lixiviado es un fenómeno inevitable del relleno sanitario, por la precolación del agua de lluvia y por la humedad de los residuos orgánicos que se encuentran en el relleno sanitario. (Brunner y Keller, 1970; Mooij, 1979). Por lo tanto, éste se puede formar por la humedad propia de los residuos, pero en pequeñas cantidades.

Vincent (1991) llegó a determinar que la capacidad de retención, calculada a partir a un balance de materia, varía generalmente entre 0.30 y 0.40 litros de de agua por kg de residuos secos. Sin embargo, Campbell (1982) determinó que un kilo de residuos secos pueden absorber de 0.09 a 0.27 e inclusive, en algunos casos hasta 0.65 litros de agua. En ambos casos hay un rango que coincide, lo que permitiría afirmar que como máximo los residuos sólo soportan 0.5 litros de agua por kilo de residuo seco.

Otra variable importante es el nivel de compactación de los residuos, por lo que Campbell (1982) reportó que a mayor densidad de los residuos sólidos urbanos, la infiltración y la capacidad de absorción del agua es menor, esto independientemente de la precipitación pluvial, como se puede observar en la tabla 2.12.

Tabla 2.12. Infiltración y capacidad de absorción de agua de los RSU en función de su compactación

Precipitación Pluvial (mm)	Densidad de los residuos (t/m ³)	Infiltración (%)	Capacidad de absorción de agua (m ³ /t)
339	1.01	20%	0.024
265	No reportado	35%	0.061
147	0.65	60%	0.102
216	0.79	55%	0.063
165	0.95	40%	0.041
269	0.67	55%	0.097

Fuente: Campbell, D. (1982).

De igual forma Ehring (1983) estudió 20 rellenos sanitarios durante tres años en Alemania y encontró que la cantidad de lixiviados está en función de la compactación de los residuos, por lo que para residuos muy compactados (0.7 ton/m³) generan de 15 a 25 % de lixiviados del total del agua precipitada y para sitios con compactación baja (menores de 0.7 ton/m³) generan 25 – 50 % de lixiviados de total de agua precipitada.

Rellenos sanitarios ubicados en zonas con más de 750 mm de precipitación pluvial por año producirán lixiviados, mientras que rellenos sanitarios donde la precipitación pluvial es menor de 300 – 400 mm, toda la precipitación se convierte en evapotranspiración. (Lechner, 1995).

Autores como Ehring (1983), Kjeldsen y Christophersen (2001), indican que además de la precipitación pluvial y la humedad de los residuos, existen otros factores para la formación de los lixiviados como son la composición del residuo y la edad de estos. Pillay (1985) afirma que otro factor también es el método de operación usado en el sitio de disposición final.

Ozanne (1990) reporta que la formación de lixiviados genera reacciones físico químicas como los cambios de pH, de la salinidad y del potencial de oxidorreducción de la solución que percola a través de los residuos, así como la producción de metabolitos como: aminoácidos, ácidos grasos volátiles, aldehidos, carbonatos y bicarbonatos, nitratos, amonio, sulfatos y sulfuros, etc., los cuales reaccionan con los residuos para inducir fenómenos de: disolución de minerales en medio ácido; estabilización de iones minerales en solución por efectos complejos y precipitación de sulfuros y carbonatos, etc.

El grado de acidez o alcalinidad en los lixiviados son el resultado de los metabolitos formados; el aumento regular de la concentración de iones amonio disminuye la acidez del medio, de tal forma que si el amonio se encuentra en una concentración del orden de 1g/L mantiene un pH ligeramente superior a 7.0, además de un buen efecto buffer (Mounton *et al.*, 1985). Williams (2005) reportó que el pH de los lixiviados se encuentra entre 6.8 y 7.5 cuando están en la fase metanogénica.

Investigaciones realizadas por Millot (1986), muestra que lixiviados jóvenes de menos de 5 años se encuentran en la fase acidogénica, además de carga orgánica elevada (demanda química de oxígeno (DQO) > 20 g/L); Harmsen (1983) estimó que la cantidad de AGV representa un 95% del carbón orgánico total en los lixiviados jóvenes. Un lixiviado intermedio de 5 a 10 años de edad de residuo se produce en la fase acidogénica y metanogénicas con una carga orgánica mediante DQO entre 3 y 15g/L., concentración de (AGV) que representan de 20 a 30% de la carga orgánica y pH próximo a 7. Por su parte, que los residuos con edad mayor a 10 años se encuentran en la etapa de estabilización por lo tanto estará en la fase de metanogénesis y de maduración, donde la carga orgánica ya es muy débil (DQO <2 g/L), ausencia de (AGV) y pH ligeramente superior a 7.5 .

Durante la fase de maduración, el lixiviado a menudo contendrá ácidos húmicos y fúlvicos, que son difíciles de degradar biológicamente (Tchobanoglous *et al.*, 1998).

François (2004) define como un indicador de estabilidad de la degradación de los residuos a la humificación de la materia orgánica que lo compone. Langeet *al.* (2000) ponen en evidencia que más del 80% de la materia orgánica contenida en un lixiviado estabilizado está compuesto de macromoléculas « tipo húmicas » siendo la mayoría ácidos fúlvicos.

En la tabla 2.13 se presentan los parámetros y los valores del lixiviado para RSU en rellenos sanitarios.

Tabla 2.13. Parámetros y valores en el lixiviado de rellenos sanitarios en América Latina.

Parámetros	Relleno sanitario Norte III-A (Argentina) (CEAMSE 2007)	Relleno sanitario Naucalpan (México) (MNJ, 2011b)	Relleno sanitario Bordo Poniente IV (México) (DGSU-DF, 2007)	Relleno sanitario Merida, Yucatan, Mexico (Mendez <i>et al.</i> , 2002)	Relleno sanitario Sao Joao, Sao Paulo (Brasil) (Yabroudi, 2010)
pH	5.2- 8.1	8.52	7.37	8.4	8.23
DBO ₅ (mg/L)	2500-68500	3144.86	470.78	1652	1511
DQO (mg/L)	17400-93700	6163.2	5331.93	5764	5829
COT (mg/L)	-	-	-	2857	2169
AGV (mg/L)	-	-	-	-	-
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	80-2000	-	-	-	-
Ca (mg/L)	42-2880	-	-	-	-
Mg (mg/L)	59-3860	-	-	-	-
Fe (mg/L)	28-126	-	-	102.9	-
Mn (mg/L)	15-96	-	-	1.28	-
Zn (mg/L)	1-13.5	0.414	-	5.02	-
Cu (mg/L)	0.20-6.60	<0.0979	-	0.32	-
Cd (mg/L)	0.11-0.62	< 0.0501	-	0.0107	-
Cr (mg/L)	0.14-220	0.278	-	6.98	-
Ni (mg/L)	0.03-2.1	0.270	-	-	-
Pb (mg/L)	0.11- 12	0.175	-	0.384	-

Según Robinson y Gronow (1993) los valores característicos de DQO en lixiviados son mayores de 20,000 mg/l. Sin embargo, Pisani *et al.* (2010) encontraron que lixiviados extraídos de RSU compactados a densidades mayores de 800 kg/m³ y humedad mayor de 49% provocan valores elevados de DQO hasta de 83,100 mg/l.

En la tabla 2.14, se presentan los resultados del análisis de los lixiviados considerando que estos se encontraban en las fases acidogénicas y metanogénicas.

Tabla 2.14. Características de los lixiviados de acuerdo a la fase anaerobia.

Parámetros	Ehring (1989)		Kjeldsen <i>et al.</i> , (2002)	
	Fase Acidogénica	Fase metanogénica	Fase acidogénica	Fase metanogénica
pH	4.5 – 7.5	6.8 – 9.0	4.5 – 7.8	6.4 – 9
DBO ₅ (mg/L)	4,000 – 68000	20-1770	500-68000	0.5- 1770
DQO (mg/L)	6,000 – 15200	500- 8000	400-152000	1-8000
COT (mg/L)	1010-29000	184-2270	350-29000	14-2270
AGV (mg/L)	963-22414	5-146	-	-
SO ₄ ⁻² (mg/L)	5-1750	5-420	4- 2300	1-1190
Ca (mg/L)	10 – 6240	20-600	-	-
Mg (mg/L)	25 – 1,150	40-478	-	-
Fe (mg/L)	20 – 2,300	1.8- 280	0.1-2300	0.2-330
Mn (mg/L)	0.3 - 164	0.03- 45	-	-
Zn (mg/L)	0.1 - 140	0.03-6.7	0.02-200	0.005-9
Cu (mg/L)	0.13	0.13	0.003-1.1	0.007-0.6
Cd (mg/L)	0.02	0.15	0.002-0.10	0.0001-0.9
Cr (mg/L)	0.13	0.090	0.01-1.5	0.0001-0.7
Ni (mg/L)	0.4	0.17	-	0.036-0.6
Pb (mg/L)	0.28	0.2	-	0.001-1.9

2.11. Compresibilidad y Deformación

No existe información sobre el comportamiento de la deformación de pacas de RSU, sin embargo, en una investigación realizada por Szantó *et al.* (2002) en la Universidad de Cantabria, España, se encontró que a los 8 años de exposición a la intemperie, una paca no impermeabilizada con LDPE se redujo en un 20% su volumen.

La compactación depende de varios factores entre los que están: el espesor de residuos, peso y número de pasadas del equipamiento compactador, sentido de la compactación, la composición y humedad de los RSU (Boscoy y Abreu, 2000; Savage *et al.*, 1998; y Caterpillar, 2001). La compactación de los RSU en un relleno sanitario tiene como objetivo promover la reducción volumétrica y tener mayor estabilidad. La reducción volumétrica también se da a lo largo del tiempo, causado por la constante disposición de residuos y el proceso de descomposición de la materia orgánica presente (Hossain, 2003).

Una buena compactación garantiza el aumento de la vida útil de los rellenos sanitarios, la reducción de la migración descontrolada de los gases y líquidos lixiviados, la disminución del flujo de líquidos lixiviados, el aumento de la estabilidad de los residuos sólidos, la posibilidad del paso inmediato de los vehículos sobre los residuos dispuestos, y la mejora del aspecto estético de los residuos enterrados (Liu *et al.* (2006).

Los residuos sólidos en los rellenos sanitarios sufren asentamientos con los cuales su volumen disminuye y su capacidad de almacenamiento aumenta (Mariano *et al.*, 2007). Estimaciones de los asentamientos totales en un relleno sanitario varía de 25 a 50 % (Wall y Zeiss, 1995). Edgers *et al.* (1992) encontraron que los asentamientos finales de un relleno sanitario pueden ser de 30 a 40% de la altura inicial, a lo largo de su vida útil.

Diversos autores citan que la descomposición de los residuos es responsable en gran parte por los asentamientos en los rellenos sanitarios, lo que genera grandes espacios en el interior del relleno provocando que estos sean llenados por residuos de menor tamaño procedentes de la misma descomposición o del material de cobertura (Park *et al.*, 2002, Wall y Zeiss, 1995); Edgers *et al.*, 1992). Es importante conocer la composición de los residuos, sobre todo los de fácil degradación ya que estos influyen en las propiedades mecánicas, que dan como resultado los asentamientos.

Según Wall y Zeiss (1995) y Ouvry y Page (2005), existen etapas del asentamiento, las cuales son: la compactación inicial, que ocurre cuando una carga externa se aplica sobre el relleno sanitario y está directamente asociada a la compactación inmediata de los espacios vacíos. La compactación primaria se presenta por la presión de los poros de los espacios vacíos; esta etapa se presenta a los 30 días de la aplicación de la carga y se prolonga de 1 a 3 años.

La compresión secundaria es resultado del peso del cuerpo del relleno sanitario y de la descomposición biológica y ocurre después de 10 a 30 años. En el caso del relleno seco, las pacas colocadas en la parte superior de la plataforma, sufren una deformación natural ya que no están expuestas a sobre cargas.

Las pacas presentan una compactación homogénea distinta a la de un relleno sanitario, por que el área de compactación de la prensa es pequeña (de 1m²), la fuerza de prensado es de 72,000 kg lo que da una presión de trabajo de 220 kg/cm² (Imabe, 2009). Por lo contrario, en un relleno sanitario la compactación no es uniforme por que es realizado por maquinaria pesada (23,755 kg a 55,604kg) que para lograr el valor de compactación en un área determinada, debe pasar hasta 5 veces por el mismo lugar. Con más pasadas puede lograr una mayor compresión, sin embargo el costo de combustible es tan alto que no justifica la mayor compresión (Caterpillar, 2001).

Los beneficios de la compactación son: Aumenta la capacidad para soportar cargas, debido a que los espacios vacíos son eliminados; impide el hundimiento del suelo, por que el suelo tendrá un afirmado parejo; reduce el escurrimiento del agua, debido a que un suelo compactado reduce la penetración de agua. Un fenómeno contrario de la compactación es el esponjamiento el cual consiste en el aumento del volumen de un material causado por la absorción del agua o vapor, por encima de su volumen normal cuando está seco (Juarez y Rico, 2005).

En todos los cuerpos sólidos existen fuerzas contrarias de atracción y repulsión, pero entre las propiedades más importantes de los materiales están sus características de elasticidad, por lo que la Ley de Hooke indica que las fuerzas elásticas reaccionan contra la fuerza deformadora para mantener estable la estructura molecular del sólido.

2.12. Características físicas del polietileno de baja y de alta densidad

El polietileno es uno de los termoplásticos más utilizados en la vida diaria; existen dos tipos de polietileno, el de alta y de baja densidad. El polietileno de baja densidad (PEBD o LDPE) es el primer polímero de etileno y se descubrió en 1939 en Gran Bretaña. Se obtiene a partir del etileno, sometiéndolo a altas temperaturas y presión, en presencia de un catalizador de radicales libres y se diferencia del HDPE porque el LDPE es mucho más ramificado.

El LDPE tipo película, es el tipo de plástico usado para impermeabilizar las pacas con RSU. Es un plástico semicristalino, flexible, blanquecino, inodoro e insípido, de tacto parafínico, con excelentes propiedades eléctricas y poca resistencia a elevadas temperaturas. Posee un elevado poder calorífico (46,000 kJ/kg) y es impermeable al agua, el vapor de agua, a los vapores orgánicos y al oxígeno y la permeabilidad aumenta con la temperatura (Mevius *et al.*, 1994).

La oxidación fotocatalizada del LDPE expuesto a la luz del sol, debido a que los rayos UV tienen suficiente energía como para romper algunos enlaces -C-C- y -C-H de los plásticos, por lo tanto

rompen las cadenas moleculares reduciendo su peso molecular y modificación de las propiedades mecánicas, con disminución de la resistencia a la tracción, alargamiento o impacto, con aumento de la fragilidad, de tal manera que pierden resistencia y se fragmentan en partículas diminutas. Todo esto, referido a los plásticos que estén expuestos al sol de una manera continuada, por lo que las películas de LDPE se agrietan durante una estación de calor (Plastivida Argentina, 2007).

Se han observado cambios en las propiedades físicas y químicas del LDPE que indican oxidación y degradación de las moléculas del polímero a 50 °C, y en presencia de la luz se produce una degradación incluso a la temperatura ambiente. El LDPE no protegido no sirve para usos en los cuales estará expuesto a la luz solar (Needham *et al.*, 2004).

Otra consideración importante es la difusión que puede presentarse a través las películas de LDPE la cual consiste en la penetración de sustancias líquidas, gaseosas o sólidas a través de un material sólido. Los polímeros como componente principal de los termoplásticos están en constante movimiento dentro del material por efectos térmicos, este movimiento continuamente deja aparecer y desaparecer orificios libres que dan espacio para la absorción de sustancias (Needham *et al.*, 2004).

Los materiales termoplásticos contienen entre 10,000 y 15,000 capilares submicroscópicos por cm². Al contrario de los orificios libres, estos capilares o microporos son estructuras estables y la difusión sucede como tránsito directo. Éste mecanismo no se da para la molécula de oxígeno porque tiene un tamaño mayor al espacio intermolecular constituido por las moléculas de polímero (enlaces C-H) no produciéndose el paso a través de los microporos (Wanget *al.*, 1998).

La difusión depende de factores como:

- Temperatura ambiental (la velocidad de difusión aumenta con la temperatura)
- La relación de tamaño entre espacios intermoleculares de los polímeros y las moléculas de la sustancia a difundir.
- La diferencia de presión parcial entre los medios dentro y fuera de la película.
- Influencia térmica (termo-oxidación) que resulta en un aumento de la velocidad de la difusión activada con el paso del tiempo (Mevius *et al.*, 1994).

El comportamiento de la película de LDPE respecto a la acción de la radiación solar y su degradación por los rayos UV, deja claro que la impermeabilización de las pacas con el LDPE sólo será efectiva mientras las pacas no permanezca expuesta al sol por un periodo mayor a los 3 meses que dura una estación de calor. Además de considerar que existe la posibilidad de difusión de líquidos y gases en las pacas a través del LDPE.

CAPITULO III: METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN

3.1. Características de la zona donde se desarrolló la investigación

3.1.1. Localización del caso de estudio

La investigación fue realizada en el relleno sanitario de Naucalpan, ubicado en el Municipio de Naucalpan de Juárez, en el estado de México, perteneciente a la zona metropolitana de la Ciudad de México. Ver figura 3.1.

Este municipio se encuentra a una altitud de 2430 msnm y tiene un área de 149.86 km², con una población de 821,442 habitantes, de las cuales el 87% habita en zonas urbanas y el 13 % en zonas rurales, con 4.4 personas por casa INEGI (2010).

El relleno sanitario se encuentra ubicado en las coordenadas 19°29'46.03" N y 99°17'47.34" O, e inició operaciones en diciembre del 2006, está operado por la empresa Servicios de Tecnología Ambiental SA de CV (SETASA) de acuerdo a la norma NOM-083-SEMARNAT-2003 que establece los criterios mexicanos para la construcción y operación de un relleno sanitario.

Este sitio de disposición final recibe en promedio 650 ton/día (MNJ, 2011a). No es común que se mida la temperatura del gas en los rellenos sanitarios, sin embargo para esta investigación se comenzó la medición de la temperatura del biogás en el relleno sanitario de Naucalpan y la temperatura del 2009 al 2011 varió de 25 a 35°C (MNJ, 2011b).

En el relleno sanitario de Naucalpan donde se desarrolla la investigación se compactan los residuos a 700 kg/m³ (MNJ, 2011a).

Los residuos utilizados para la investigación fueron generados en el Municipio de Naucalpan de Juárez, Estado de México.



Fig. 3.1. Ubicación de Relleno Sanitario de Naucalpan

3.1.2. Parámetros climatológicos de la zona de estudio

Durante el periodo de investigación el predio reportó una temperatura ambiente máxima de 29.8°C, mínima de -9°C y promedio de 16.15°C encontrados los valores más altos en los meses de marzo, abril, mayo y junio, así como los más bajos en los meses de diciembre, enero y febrero.

La precipitación pluvial obtenida durante el periodo de la investigación fue de 488 mm/año. Los días de lluvia promedio al año fueron de 69 días, considerando cualquier episodio de lluvia.

La humedad relativa de la zona varió de 41.73% en los meses de marzo a 77.7% en los meses de julio, agosto y septiembre, dando un promedio del periodo de 58 %.

Los datos de campo 2009-2011 del clima del área del proyecto se encuentran en el ANEXO 1A, 1B, 1C.

3.2. Implementación del área de trabajo

Las pacas fueron colocadas en un área de 50 m² cercada con maya ciclónica de 2 metros de altura y una puerta que permaneció permanentemente cerrada con candado.

Se colocó una geomembrana de alta densidad de 2mm de espesor en el suelo del área donde se colocaron las pacas, esto con la finalidad de retener el lixiviado que pudiera generarse.

A partir del cuarto mes de iniciada la investigación se colocó un techo de lona al área para evitar la influencia de la radiación solar y de la precipitación pluvial. En condiciones normales, las pacas serían cubiertas por otras pacas que se colocarían encima y las últimas se les cubrirán con material de cobertura (tierra o geotextil). Ver figura 3.2.



Fig. 3.2. Área de trabajo en campo.

3.3. Procedimiento de trabajo

Previo a la construcción de las pacas se realizaron tres muestreos a los RSU sin compactar de la misma fuente usada para la preparación de las pacas. A estos residuos, se les midió pH, humedad y la composición física, con el objeto de tener información de base de los RSU.

Las pacas fueron elaboradas con RSU provenientes de los camiones recolectores de una misma ruta de recolección del municipio de Naucalpan, lo que significa que pertenecían a un mismo estrato socioeconómico, por lo tanto la composición de los residuos era similar.

Los residuos (14 toneladas) se introdujeron a la prensa, a través de una banda tal como llegaron ya que sólo se les retiraron los residuos de gran volumen como neumáticos, grandes bloques de concreto, tablas, pedazos de muebles de metal, partes de bicicletas, etc., puesto que podrían dañar la prensa hidráulica.

La investigación duró 15 meses y se desarrollaron 2 ensayos con pacas compactadas e impermeabilizadas con polietileno de baja densidad (LDPE) que contenían RSU. En el primer ensayo se construyeron 13 pacas con una prensa rectangular con pistón hidráulico (Imabe H-240-5000) de 2.93 kg/cm² para alcanzar una densidad de 950 kg/m³ y 1 tonelada de peso en promedio con dimensiones de 1.24m de largo, 1m de ancho y 0.80 m de alto. Cada paca fue flejada con alambre y se colocó un tubo de hierro perforado en la parte central de las pacas para medirla la composición y temperatura del biogás generado en el interior. Posteriormente fueron cubiertas cada una con 6 capas de polietileno de baja densidad (LDPE) de 250 µm de espesor. Las pacas fueron abiertas en distintos periodos, iniciando con la primera a los 60 días de compactadas y las dos posteriores con intervalos de 22 días cada una. Las demás fueron abiertas de manera indistinta en intervalos que variaban de 45 a 60 días.

Cada vez que se abrieron las pacas se observaron las condiciones físicas externas de las pacas que mostraban la reacción de los residuos respecto a la descomposición que se presentaba en el interior de las pacas, al clima y a los vectores que las atacaban. Posteriormente se realizaba la medición de los parámetros establecidos al residuo del interior de la paca (composición física, humedad, nitrógeno orgánico, determinación de materia orgánica y ácidos grasos volátiles (AGV), pH, al biogás (temperatura, composición) y al lixiviado (DQO, pH, AGV) si lo hubiera.

Por las características de las pacas impermeabilizadas con LDPE no fue factible medir la cantidad de biogás que se formaba antes de abrir, ya que se requería que estas se mantuvieran herméticas hasta el día de su apertura.

Una de las pacas ya impermeabilizadas con LDPE (la denominada paca 7, que fue la 13^o paca en abrir) fue encapsulada con polietileno de alta densidad (HDPE) de 2mm a los 5 meses de iniciada la investigación. A la cápsula de HDPE se le acondicionaron dos tubos con tapa de rosca que permitían medir el biogás y extraer lixiviado que se pudiera generar entre la paca impermeabilizada con LDPE y la cápsula de HDPE. Cada 15 días se midió la composición del biogás en la cápsula y los parámetros relacionados al lixiviado. Al finalizar el periodo de la investigación se abrió la cápsula y se le midieron las mismas determinaciones que les fueron realizadas a las pacas que no se encapsularon. Con este ensayo se pudo hacer una comparación del comportamiento de los parámetros analizados entre las pacas impermeabilizadas con LDPE y la encapsulada. Ver fig. 3.3.



Fig. 3.3. Pacas de LDPE y paca encapsulada con HDPE.

El segundo ensayo consistió en la construcción de una paca con 650 kg/m^3 de densidad y dimensiones menores (1.45m de largo, 0.8m de ancho y 0.40 m de alto), donde se observa que las dimensiones del alto es la mitad de la utilizada en las pacas construidas en el ensayo 1. Esta paca también fue impermeabilizada con LDPE. El objeto del ensayo fue observar el comportamiento de la deformación de las pacas a distintas densidades, por lo que se medía cada 15 días las dimensiones de todas las pacas del ensayo 1 y la paca chica durante los 15 meses de la investigación. El peso de estas fue medido inicialmente y luego antes de ser abiertas se les pesaba nuevamente. Ver la fig. 3.4.



Fig. 3.4. Paca chica

En el diagrama de la investigación se presenta en la fig 3.5, donde se observan los dos ensayos indicando los parámetros que se realizan en cada uno.

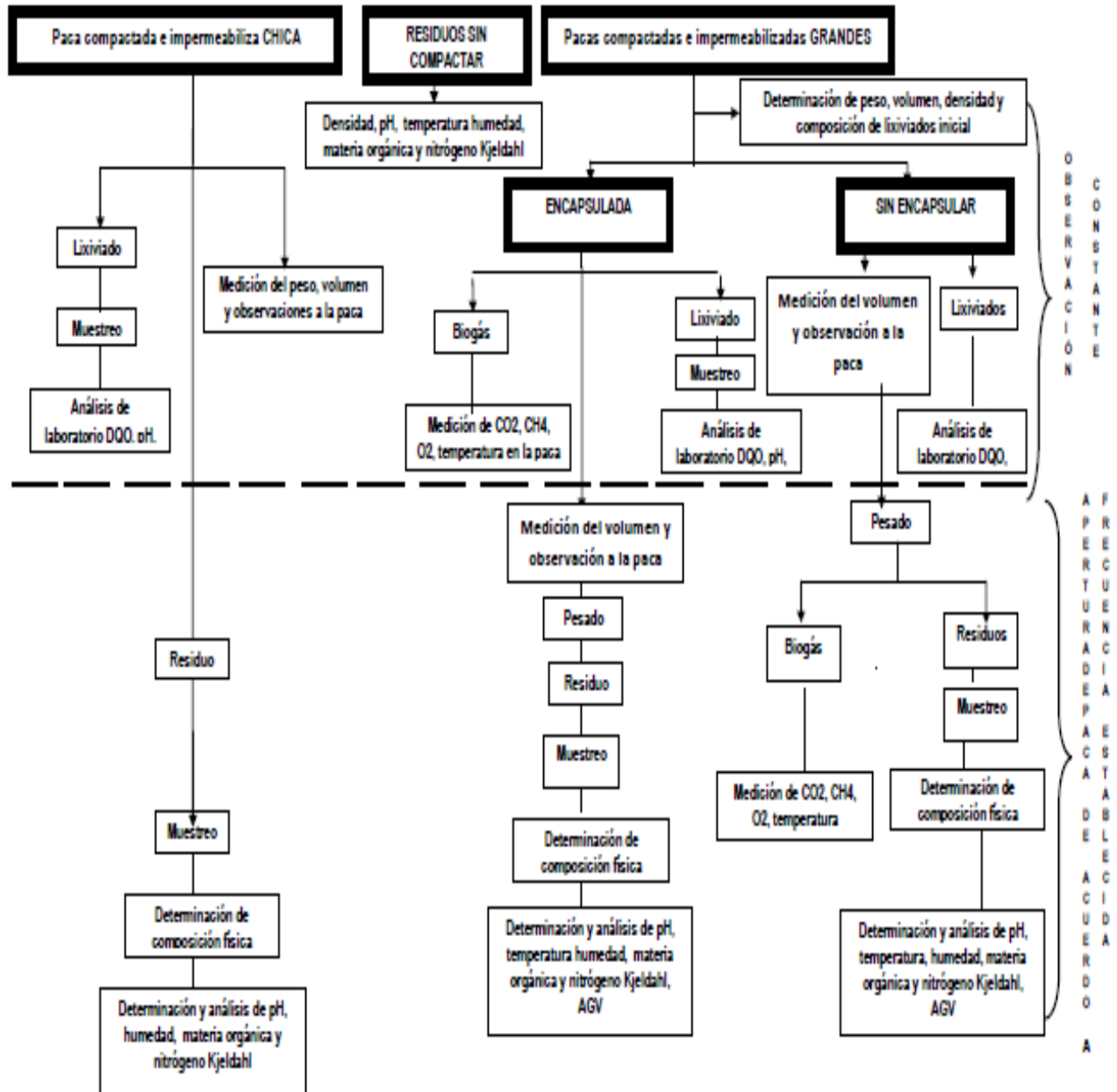


Fig. 3.5. Diagrama de la investigación

3.3.1. Materiales y equipos

Las pacas fueron pesadas con la báscula de piso marca AIBSA de capacidad de 80 toneladas y los residuos obtenidos de la caracterización física fueron pesados con las basculas modelo PI / G50 de 500 kg y la báscula para residuos más ligeros Camry Modelo EKA 5055, capacidad 5 kg.

El biogás fue analizado usando un equipo portátil GEN 2000, marca LANTEC, con el cual se midió el porcentaje de CH₄, CO₂, O₂ y N₂ y además en laboratorio por cromatografía de gases en un cromatógrafo Fisher Gas Partitioner, Modelo 1200, con detector de conductividad térmica, de doble columna Porapak Q y malla molecular SA, con helio como gas acarreador a 25 ml/min.

La determinación de ácidos grasos volátiles (AGV's) se hizo por cromatografía de gases con un cromatógrafo SRI, modelo 8610, con detector de flama, columna Zebron, con helio como gas acarreador a 30psi.

El pH de los residuos fue medido por el método potenciométrico con el equipo Corning pH meter model 7.

Los datos de temperatura ambiente fueron obtenidos con una estación meteorológica inalámbrica marca DAVIS, modelo Wireless Vantage Pro 2 acoplada a un sensor de radiación solar con software Weather Link 5.7, instalado en el relleno sanitario de Naucalpan.

3.3.2. Métodos de análisis

Para realizar los análisis de los parámetros a los residuos, se requería obtener una muestra homogénea y representativa para lo cual se abrieron las pacas con un montacarga de uñas y se le aplicó el muestreo método de cuarteo establecido en la Norma Mexicana NMX-AA-015-1985. Ver figura 3.6.



Fig. 3.6. Ruptura de la paca y homegenizacion de residuos.

Posteriormente se realizó la caracterización de los residuos mediante el método selección y cuantificación de subproductos - NMX-AA-22-1985. De la porción que fue rechazada se tomó la muestra de 20 kilos para ser triturada, homogenizada y realizarles las demás determinaciones, con los métodos que se mencionan a continuación:

- Determinación de humedad - NMX-AA-16-1984
- Determinación de materia orgánica - NMX-AA-21-1985
- Determinación de pH método potenciométrico - NMX-AA-25-1984
- Nitrógeno total - NMX-AA-24-1984

La determinación de AGVs en residuos se realizó haciendo una modificación al método estandar utilizado para la determinación de AGVs en lodos, el cual consiste en tomar dos miligramos de residuos y se deposita en el tubo Eppendorf. Se agregan dos gotitas de ácido clorhídrico (solución 1:1). Se centrifuga por media hora a una velocidad de 3500 revoluciones por minuto en una microcentrifuga Eppendorf. Al término de la centrifugación se extrae el sobrenadante amarillo y se filtra, colocándolo el filtrado en otro tubo Eppendorf o en un vial de cromatografía. Frente al cromatógrafo se toman 0.5µl del sobrenadante. Las muestras pueden ser preservadas (conservación de las muestras) en refrigeración a 4°C.

La DQO, se midió mediante la técnica de reflujo cerrado 5220 C del *StandardMethods* (APHA, 1998) donde se colocó un tubo de digestión con tapón de rosca: 1.5 ml de solución digestora, 3.5 de solución catalítica y 2.5 ml de muestra. Los tubos con muestra y el blanco se colocaron en el reactor HACH DR 2000 a una temperatura de 150°C durante 2 horas, se dejó y enfriar para luego leer en el espectrofotómetro de HACH a una longitud de onda a 600 nanómetros. (APHA, 1998).

CAPITULO IV: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Resultados de la observación de las pacas

Durante 15 meses las pacas impermeabilizadas con LDPE fueron observadas en relación al deterioro del plástico por acción del clima, al ataque los vectores como ratas, gatos y perros que a pesar de las seguridades del sitio entraban en búsqueda de alimento. También se observaba la presencia de larvas, moscos, humedad en el interior de la paca, formación de lixiviados y olores.

Se observó un ataque a las pacas por parte de los animales como ratas y perros, que a pesar de la cerca de acero que protegía a las pacas, lograban ingresar. El hecho se observó con más incidencia en las pacas grandes que en la paca chica. En ninguna paca se encontró que las ratas hubieran intentado introducirse dentro de la paca para hacer sus madrigueras, a pesar que la temperatura del interior de las pacas era mayor de la temperatura ambiente. Ver fig 4.1.

En investigaciones anteriores realizadas en Europa como es el caso de los ensayos en la Universidad de Cantabria reportó la mordedura de la paca por cabras (Szantó y Tejero, 2001) y se considera una perdida de peso despreciable por esta circunstancia.

Respecto a la formación de larvas y moscas, se observó durante los 15 meses de la investigación la existencia de larvas debajo del LDPE y crecimiento de mosquitos en las semanas siguientes, así como la de moscas en el interior, por larvas que pudieron venir en los residuos. Se observó en pocas ocasiones presencia de moscas en el exterior de las pacas.



Fig. 4.1. Ataque de roedores y moscas en el interior de la paca

El olor se percibió durante los meses 5 primeros meses en casi todas las pacas, sin embargo, en éste período a 20 m del área no se percibían olores. Posteriormente, el olor solo se percibía

directamente al acercarse a las pacas, pero no en el área. Este olor era menor que el que se percibía en el área del relleno sanitario.

Durante los 15 meses se observó en la parte superior y los lados de todas las pacas la formación de gotas de humedad debajo del LDPE. Ver fig 4.2. Esto se debe a que la temperatura externa es menor que la interna provocando una condensación de las gotas de humedad que se regresan a los residuos el interior de la paca, conservando la humedad de éstos.



Fig. 4.2. Presencia de humedad en la superficie interna de la paca.

También se observó la formación de lixiviados, en el fondo ó al lado lateral inferior de la paca donde se observaron espacios con liquido detrás del LDPE. En los casos que se observó escurrimientos no se podían tomar muestras ya que se secaban rápidamente y la cantidad era muy poca para tomar una muestra.

También se observó en algunas pacas la presencia de hongos. Los resultados de las observaciones se presentan en el ANEXO 2A, 2B, 2C, 2D, 2E, 2F.

4.2. Resultados del pesaje de las pacas

En 15 meses de investigación, las pacas impermeabilizadas con LDPE, HDPE y paca chica presentaron una disminución del peso total, observando que la paca con HDPE y la paca chica presentaron mayor pérdida de peso total del 8% y 8.5%, respecto a la pérdida de peso total en las

pacas de LDPE que varió entre 1% y 5%. En el balance de masa se observará mejor las pérdidas de peso en base seca que demuestran la relación directa con la degradación.

En la figura 4.3, se observan los porcentajes de pérdida de peso en las pacas con LDPE, HDPE y paca chica. En las pacas con LDPE se observa que a partir del día 245 el porcentaje es mayor variando del 3% al 5%, superior a lo observado en la etapa inicial donde la disminución fue entre 1 y 2.9 %. Esto está relacionado con el cambio evidente que se presenta en los valores de pH, humedad, AGVs realizados a los residuos y la DQO a los lixiviados donde se observa un decaimiento de la materia orgánica. Se puede asumir que la pérdida de peso observada se debió a la descomposición anaerobia que se presentó en el interior de las pacas, siendo mayor en la paca con HDPE y la paca chica, donde se presentó una degradación mayor.

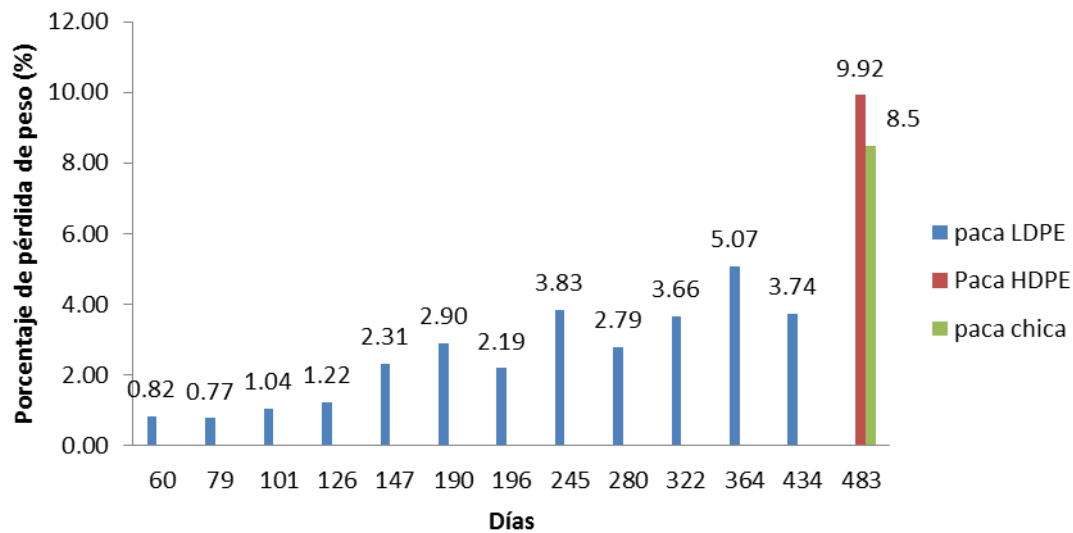


Fig 4.3. Porcentaje de pérdida de peso en el tiempo para las pacas con LDPE, HDPE y paca chica.

Los resultados de las mediciones de peso se presentan en el ANEXO 3.

4.3. Balance de masa

El balance de masa se presenta para las tres condiciones en las que se tuvieron a las pacas: paca impermeabilizada con LDPE, paca chica impermeabilizada con LDPE y paca grande impermeabilizada con LDPE y HDPE, de acuerdo a la ecuación siguiente, en su forma más simple:

$$P_i = P_f + P_m$$

Dónde:

P_i: peso inicial de la paca (base seca)

P_f: peso final de la paca (base seca)

P_m: peso del material metabolizado a biogás y agua que salió como lixiviado o como vapor de agua.

La determinación del contenido de agua y biogás que se pueden generar de los residuos se hizo tomando en cuenta la cantidad de sólidos de fácil y mediana degradación, para lo cual se usaron los valores obtenidos en el estudio de composición física realizado en la investigación y que se presentan en la tabla 4.6 y

En la tabla 4.1 se presentan los valores de peso de las pacas inicial y final, retirándole el material inerte.

Tabla 4.1. Peso inicial y final de las pacas con LDPE, HDPE y paca chica sin material inerte

PACAS		DÍAS	Peso de paca inicial (kg)	Porcentaje de sólidos inertes	Peso del residuo inerte de la paca (kg)	Peso del residuo degradable de la paca inicial (kg)	Peso de paca final (kg)	Peso del residuo degradable de la paca final (kg)	Diferencia en pesos de materia degradable inicial - final (kg)
PACAS DE LDPE	P1°	60	857	49.9	427.64	429.36	850	422.36	7.00
	P2°	79	1037	49.9	517.46	519.54	1029	511.54	8.00
	P3°	101	957	49.9	477.54	479.46	947	469.46	10.00
	P4°	126	987	49.9	492.51	494.49	975	482.49	12.00
	P5°	147	997	49.9	497.50	499.50	974	476.50	23.00
	P6°	190	967	49.9	482.53	484.47	939	456.47	28.00
	P7°	196	867	49.9	432.63	434.37	848	415.37	19.00
	P8°	245	757	49.9	377.74	379.26	728	350.26	29.00
	P9°	280	897	49.9	447.60	449.40	872	424.40	25.00
	P10°	322	957	49.9	477.54	479.46	922	444.46	35.00
	P11°	364	887	49.9	442.61	444.39	842	390.39	45.00
	P12°	434	1017	49.9	507.48	509.52	979	471.52	38.00
PACA DE LDPE + HDPE		483	927	49.9	462.57	464.43	853	390.43	74.00
PACA CHICA DE LDPE		483	282	49.9	140.72	141.28	258	117.28	24.00

4.3.1. Determinación de la diferencia del agua al inicio y al final

Se determinó la diferencia en peso del agua en la pacas mediante la relación del porcentaje de humedad inicial y final de cada paca y el peso inicial y final de las pacas. En la tabla 4.2, se observan los valores obtenidos para las pacas con LDPE, la paca con HDPE y la paca chica.

Tabla 4.2. Peso del agua contenido en las pacas con LDPE, HDPE y paca chica al inicio y al final de los experimentos.

PACAS	DÍAS	peso inicial	% Humedad inicial	Peso de agua inicial (kg)	Peso final (kg)	% Humedad final	Peso del agua final (kg)	Diferencia en peso del agua inicial-final (kg)	
PACAS DE LDPE	P1°	60	857.00	38	325.66	850.00	40.10	340.85	-15.19
	P2°	79	1037.00	38	394.06	1029.00	47.37	487.44	-93.38
	P3°	101	957.00	38	363.66	947.00	43.73	414.12	-50.46
	P4°	126	987.00	38	375.06	975.00	47.10	459.23	-84.17
	P5°	147	997.00	38	378.86	974.00	49.76	484.66	-105.80
	P6°	190	967.00	38	367.46	939.00	ND	ND	ND
	P7°	196	867.00	38	329.46	848.00	50.67	429.68	-100.22
	P8°	245	757.00	38	287.66	728.00	50.21	365.53	-77.87
	P9°	280	897.00	38	340.86	872.00	56.56	493.20	-152.34
	P10°	322	957.00	38	363.66	922.00	54.60	503.41	-139.75
	P11°	364	887.00	38	337.06	842.00	57.21	481.71	-144.65
	P12°	434	1017.00	38	386.46	979.00	57.00	558.03	-171.57
PACA DE LDPE-HDPE	483	927.00	38	352.26	853.00	54.15	461.90	-109.64	
PACA CHICA DE LDPE	483	282.00	38	107.16	258.00	63.60	164.09	-56.93	

ND: la muestra para determinación de humedad se perdió.

En los tres tipos de pacas se observa el aumento de la masa de agua. Este aumento de agua respecto al inicial, permite demostrar que si hubo conversión de la materia orgánica en el interior de las pacas, puesto que las reacciones bioquímicas producen agua, junto con otros productos del metabolismo. Es importante señalar que las pacas estuvieron en todo momento cubiertas con una lona no techumbre, lo que evitó la incorporación de lluvia en su interior.

4.3.2. Determinación de peso del residuo en base seca

Se determinó el peso de los sólidos en base seca, por diferencia entre el peso de la paca inicial y final y la cantidad de agua que contiene la masa inicial y final, para cada tipo de paca en base seca. En la tabla 4.3 se observa una disminución del peso de los sólidos en base seca final respecto al peso de los sólidos en base seca inicial.

Tabla 4.3. Peso del sólido en base seca y balance de masa en las pacas de LDPE, HDPE y paca chica

PACAS	DÍAS	Peso de paca inicial (kg)	Peso de agua inicial (kg)	(Pi) Peso del residuo de la paca inicial base seca (kg)	Peso de paca final (kg)	Peso del agua final (kg)	(Pf) Peso del residuo de la paca final base seca (kg)	(Pm) Peso de materia metabolizada a biogás y agua que salió como lixiviado y como vapor (kg)	Porcentaje de decaimiento del peso (%)	
PACAS DE LDPE	P1 ^a	60	857	325.7	531.34	850	340.85	509.15	22.19	4.18
	P2 ^a	79	1037	394.1	642.94	1029	487.44	541.56	101.38	15.77
	P3 ^a	101	957	363.7	593.34	947	414.12	532.88	60.46	10.19
	P4 ^a	126	987	375.1	611.94	975	459.23	515.78	96.17	15.71
	P5 ^a	147	997	378.9	618.14	974	484.66	489.34	128.80	20.84
	P6 ^a	180	967	367.5	599.54	939	ND	ND	ND	ND
	P7 ^a	196	867	329.5	537.54	848	429.68	418.32	119.22	22.18
	P8 ^a	245	757	287.7	469.34	728	365.53	362.47	106.87	22.77
	P9 ^a	280	897	340.9	556.14	872	493.20	378.80	177.34	31.89
	P10 ^a	322	957	363.7	593.34	922	503.41	418.59	174.75	29.45
	P11 ^a	364	887	337.1	549.94	842	481.71	360.29	189.65	34.49
	P12 ^a	434	1017	386.5	630.54	979	558.03	420.97	209.57	33.24
PACA DE LDPE + HDPE	483	927	352.3	574.74	853	461.90	391.10	183.64	31.95	
PACA CHICA DE LDPE	483	282	107.2	174.84	258	164.09	93.91	80.93	46.29	

ND: la muestra para determinación de humedad se perdió.

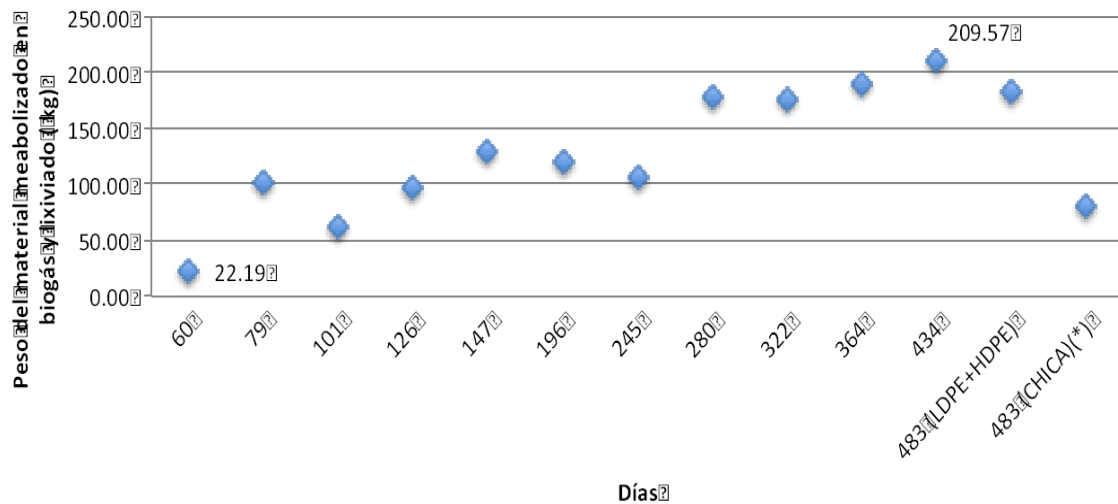
La pérdida de peso de los sólidos en base seca demuestra que hubo una degradación microbiana en el interior de las pacas, presumiblemente anaerobia. Por lo tanto la materia orgánica degradada se transformó en biogás y materia orgánica e inorgánica que salió disuelta en el lixiviado.

Al observar el comportamiento de las tres pacas abiertas en el mismo periodo de tiempo al final de la investigación (434 - 483 días) se encontró que la paca de LDPE tuvo una reducción del peso del sólido en base seca del 33.24%, la paca de HDPE del 31.95% y la paca chica del 46.29%, valores casi similares a pesar de las distintas condiciones de impermeabilización y compactación, alcanzando un promedio de pérdida de peso en base seca del 37.16%.

Cuando se abrieron las pacas se observó que mientras pasaban los días, la materia orgánica producto de los alimentos, así como las hojas del follaje que contenían las pacas tomando un de color nogrusco y aspecto lodoso. En algunos casos los restos de alimentos ya no se reconocían fácilmente.

En la figura 4.3. se observa la tendencia de la pérdida de peso la materia que se metabolizó durante el periodo de la investigación, donde en la paca 1 a los 60 días de experimentación se tiene una pérdida de 22.19 kg., mientras que en la paca que se abrió a los 434 días la pérdida de peso fue de 209.57kg, indicando que se llevo a cabo una degradación de la materia orgánica que se transformó en biogás y agua que salió como lixiviado o vapor.

También se puede observar que la pérdida de peso a los 15 meses de investigación es significativa respecto al peso inicial de la paca ya que por ejemplo en la paca 12, la pérdida de material metabolizado.



(*) La paca chica tenía un peso inicial menor que las demás pacas.

Fig. 4.4. Peso de la materia que se metabolizó durante la investigación

4.4. Dimensiones y volumen

Se observó un aumento de las dimensiones en los tres lados de las pacas durante los 15 meses de investigación. Se encontró en promedio un aumento del largo del 9.24% (13.40 cm), del ancho 5.15 % (4.12cm) y de alto 5.38% (2.25cm), respecto a la medida inicial de las pacas impermeabilizadas con LDPE y un aumento del largo del 3.33% (0.05 cm), del ancho 0.77 % (0.01cm) y de alto 6.88% (0.03 cm), respecto a las medidas iniciales de la paca chica. Los resultados de las mediciones se presentan en el ANEXO 4 se observa deformaciones verticales entre

La variación de las dimensiones de las pacas de LDPE, HDPE y paca chica durante la investigación se observa en las figuras 4.5a, 4.5b, 4.5c.

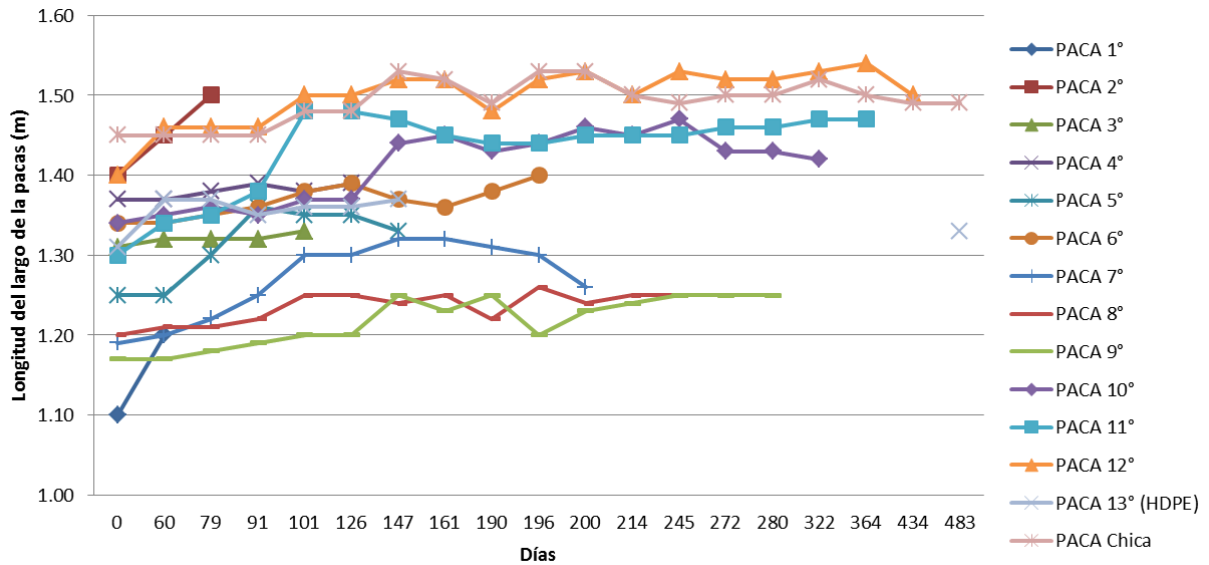


Fig. 4.5.a. Dimensiones de la longitud del largo de las pacas

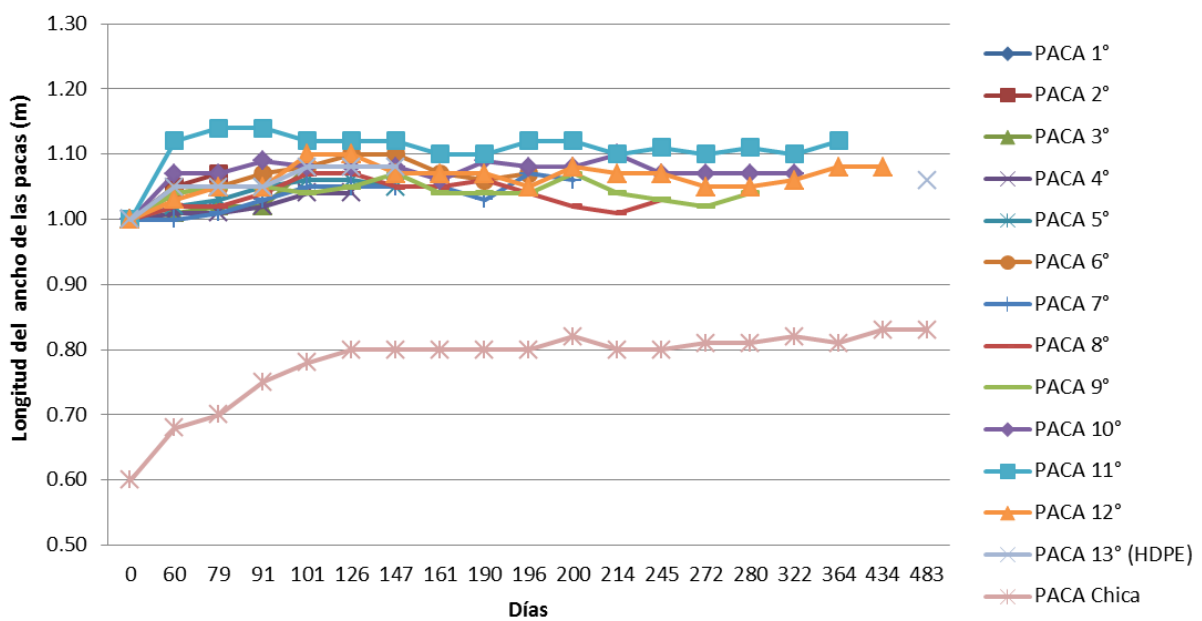


Fig. 4.5.b. Dimensiones de la longitud del ancho de las pacas

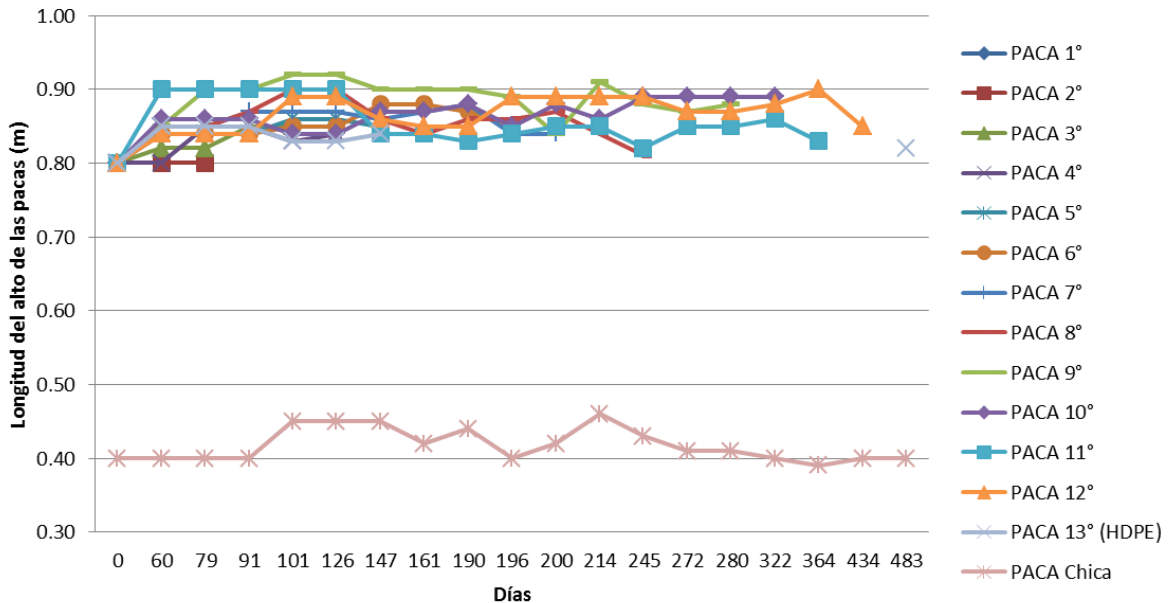


Fig. 4.5.c. Dimensiones de la longitud del alto de las pacas

Como se observa en las gráficas, la mayor variación en las dimensiones de pacas se encuentra en el largo. Las variaciones observadas en el ancho y en el alto son mínimas. Esto también se observa en la tabla 4.4, donde se presenta el promedio de las mediciones durante la investigación y la desviación estándar de las mismas, donde también se observa una mayor desviación estándar en el largo de las pacas.

Tabla 4.4. Promedio de las mediciones de los lados durante la investigación y la desviación estándar (metros)

PACAS	LARGO			ANCHO			ALTO		
	Dimensiones iniciales	Promedio de las mediciones durante la investigación	Desviación estándar	Dimensiones iniciales	Promedio de las mediciones durante la investigación	Desviación estándar	Dimensiones iniciales	Promedio de las mediciones durante la investigación	Desviación estándar
PACA 1°	1.100	1.150	0.071	1.000	1.025	0.035	0.800	0.800	0.000
PACA 2°	1.400	1.450	0.050	1.000	1.040	0.036	0.800	0.800	0.000
PACA 3°	1.310	1.320	0.007	1.000	1.026	0.031	0.800	0.828	0.022
PACA 4°	1.370	1.380	0.009	1.000	1.020	0.017	0.800	0.830	0.023
PACA 5°	1.250	1.313	0.047	1.000	1.039	0.023	0.800	0.841	0.020
PACA 6°	1.340	1.367	0.021	1.000	1.063	0.030	0.800	0.850	0.024
PACA 7°	1.190	1.270	0.049	1.000	1.036	0.024	0.800	0.855	0.023
PACA 8°	1.200	1.231	0.020	1.000	1.037	0.023	0.800	0.852	0.029
PACA 9°	1.170	1.217	0.031	1.000	1.041	0.018	0.800	0.880	0.034
PACA 10°	1.340	1.410	0.045	1.000	1.073	0.022	0.800	0.859	0.024
PACA 11°	1.300	1.428	0.054	1.000	1.108	0.031	0.800	0.858	0.032
PACA 12°	1.400	1.499	0.036	1.000	1.060	0.024	0.800	0.866	0.027
PACA 13° (HDPE)	1.310	1.353	0.022	1.000	1.056	0.027	0.800	0.830	0.018
PACA Chica	1.450	1.492	0.027	0.600	0.781	0.059	0.400	0.417	0.022

La presión interna que ejercen los residuos en el interior de las pacas provocó pequeñas fisuras del LDPE en la mayoría de las pacas grandes y con ello la pérdida de hermeticidad, mientras que en la paca chica sólo se alcanzó a ver un alambre salido sin ruptura del LDPE.

Los resultados de las dimensiones indican que el volumen en las pacas grandes con LDPE aumentó el 16.67 % (de 0.99 a 1.15 m³), similar que en la paca encapsulada con HDPE y el 10.58% (de 0.464 a 0.512m³) en la paca chica. Por lo tanto se considera que en los 15 primeros meses las pacas aumentan su volumen en 13.6% en promedio.

El aumento del valor del volumen en las pacas se atribuye al esponjamiento que es el fenómeno que presentan los residuos sólidos, posterior a la compactación (Juarez y Rico, 2005). En el caso de los residuos sólidos en las pacas, el esponjamiento se dará por que no existe una compresión secundaria producto de la colocación de pacas una encima de otra y a la reacción de los cuerpos a regresar a su estado inicial luego de detener la compactación en función de la ley de Hooke.

Se observó que hubo una variación mínima de las dimensiones en los primeros 3 meses en ambos tipos de pacas. Esto se debe a que la compactación inicial al formar las pacas fue alta y permitió conservar la posición de los residuos por este período de tiempo, además que durante este período se mantuvo en buenas condiciones el LDPE. A partir del octavo mes (245 días), las dimensiones aumentaron, observando un aumento notorio del volumen en las pacas con LDPE. Se observó que las dimensiones de la paca chica se mantuvieron casi constantes a partir del décimo mes (322 días) de empacadas, demostrando que ésta llegó a su estabilidad en este período, como se observa en la fig.4.6.

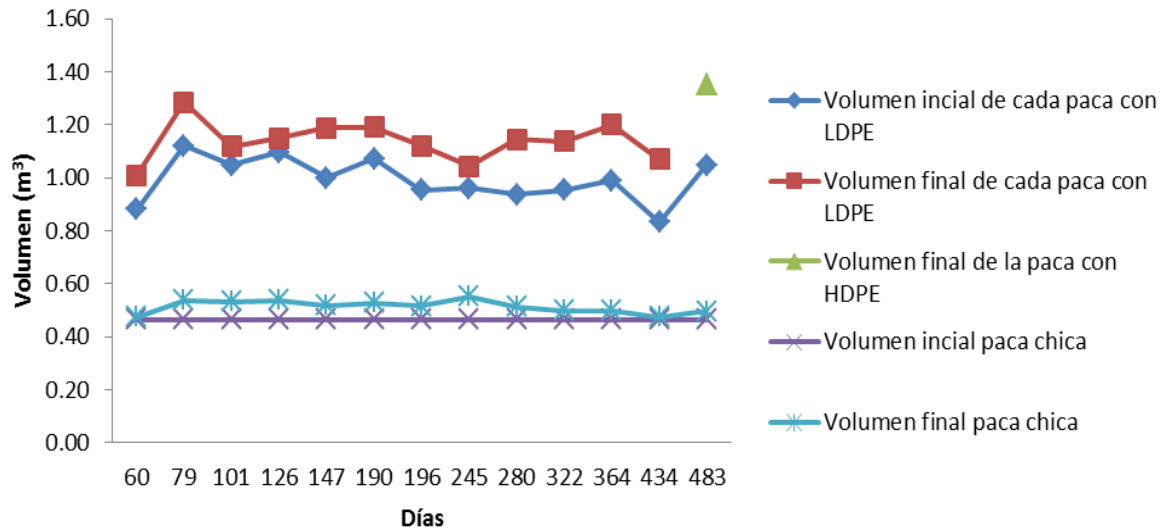


Fig.4.6. Comportamiento del volumen en las pacas con LDPE, HDPE y paca chica respecto al tiempo

Otro factor importante al que se le puede atribuir el aumento de volumen de las pacas es al incremento del porcentaje de humedad producto de la hidrólisis que se demostró en la tabla 4.2 y que al final de los 15 meses representa más del 50% de humedad, que queda retenida en las pacas.

La importancia de conocer el crecimiento de la paca, permite diseñar el espacio de la celda donde se colocarán las pacas. Sin embargo el esponjamiento del residuo, sólo afectará a las pacas que se ubiquen en la parte superior de la celda. Cuando estas se apilen, las pacas interna mantendrán su compactación debido al peso de las pacas que estén encima. Los resultados de las determinaciones de volumen se presentan en el ANEXO 5.

4.5. Densidad de las pacas

La disminución de la densidad de los residuos en las pacas, se debió a la pérdida de peso atribuido a la degradación de los residuos y al aumento de volumen, provocado por el esponjamiento de los residuos. Este parámetro fue analizado en las pacas con LDPE de 950 kg/m³ de densidad promedio inicial y en la paca chica que tenía la mitad de volumen y densidad de 608 kg/m³. Los resultados se presentan en la figura 4.7.

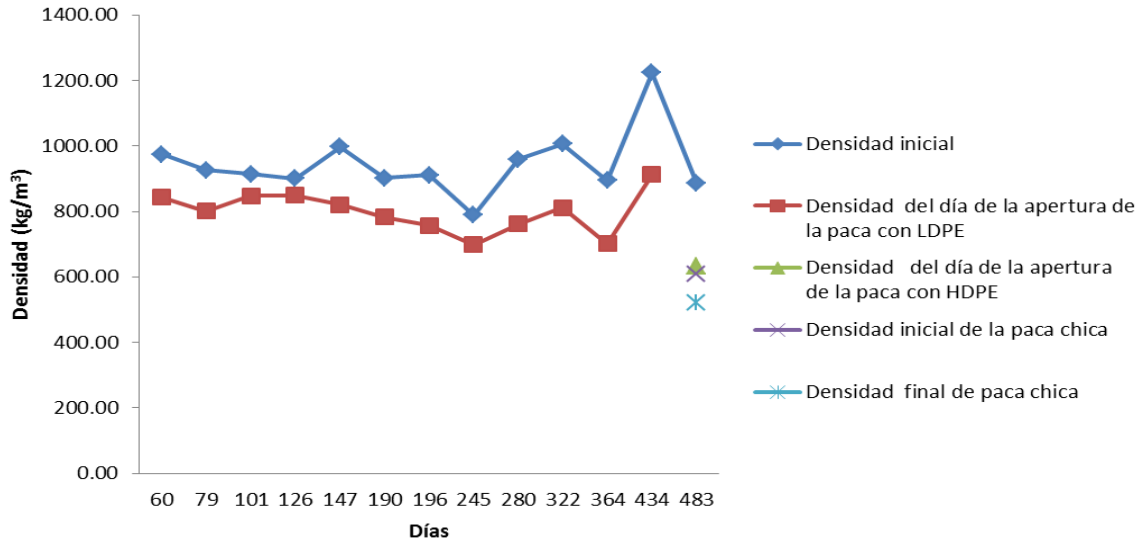


Fig. 4.7. Comportamiento de densidad en las pacas con LDPE, HDPE y paca chica respecto al tiempo

Se reportó un decaimiento promedio del 15.9% de la densidad obtenida en de cada paca con LDPE respecto a la densidad inicial en el tiempo, que fue de 949.63 kg/m³ a 799 kg/m³. Sin embargo, observando el comportamiento de las tres pacas abiertas en el mismo período de tiempo al final de la investigación (434 - 483 días) se encontró que la paca de LDPE tuvo un decaimiento del 25.3%, la paca de HDPE de 28.6%, y la paca chica de 14.2 %. El decaimiento de la densidad en las pacas de LDPE y HDPE es casi similar, mientras que la paca chica presentó valores menores de pérdida de densidad, debido a que las dimensiones son menores y la compresión también por lo tanto los residuos tenían menos fuerza que vencer para regresar a su estado inicial.

Los valores reportados de densidad en las pacas grandes representan valores similares al promedio en los rellenos sanitarios, que van de 700 a 1200 kg/m³ (Castillo *et al.*, 2003), y sobre todo del relleno sanitario de Naucalpan que es de 700 kg/m³ (MNJ, 2011b). Los resultados del cálculo de las densidades se presentan en el ANEXO 6.

4.6. Resultados de la caracterización de los residuos sin compactar

Los residuos sin compactar presentaron valores de pH de 5.6; 38% de humedad; 31.6 % de materia orgánica; 0.82 % de nitrógeno orgánico. Respecto a la composición física de los residuos se encontró un 46.5% de material de fácil y rápida degradación (residuos de alimentos, 20% de la composición del pañales, residuos de jardín), 21.4% de media degradación (tela, 80% de la composición del pañal, papel, cartón) y 4.8 % de lenta degradación (hueso, madera), y un 27.4% de materiales inertes (pila , materiales de construcción, vidrio, metales ferrosos, aluminio, tierra, loza y cerámica, tetrapac, poliestireno, PET, LDPE, HDPE), como se observa en la figura 4.8.

Se puede observar que el porcentaje de materia orgánica que existe en la composición de los residuos es del 72.6% y el 27.4% representa el material inerte y materia orgánica no biodegradable.

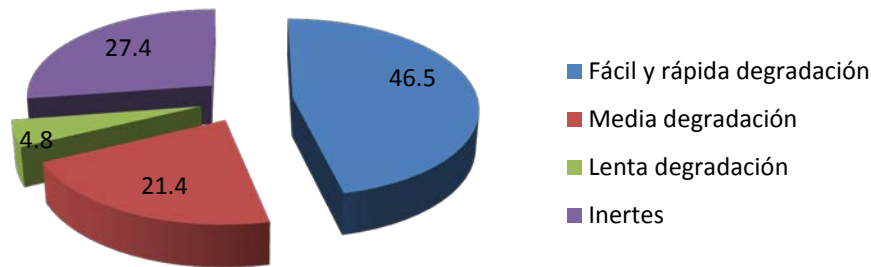


Fig4.8. Porcentajes de la composición física de RSU sin compactar.

Los resultados de las mediciones de la composición física de los residuos sin compactar se presentan en el ANEXO 7A

4.7. Resultados de la caracterización de los residuos compactados en pacas grandes con LDPE, encapsulada con HDPE y paca chica con LDPE

4.7.1. Composición física de los residuos al final de la experimentación

Los resultados encontrados en la determinación de la composición física de los residuos indican que las cantidades encontradas de los sub productos en las tres condiciones de empaque son similares, al final de los 15 meses de investigación, como se observa en la tabla 4.5. Tomando en cuenta que cada paca fue elaborada de manera aleatoria se encontró un promedio para las tres condiciones de empaque de 23.8% de material de fácil y rápida degradación (residuos de alimentos, 20% de la composición del pañales, residuos de jardín), 26.22 % de media degradación (tela, 80% de la composición del pañal, papel, cartón) y 2.96 % de lenta degradación (hueso, madera), y un 47.02% de materiales inertes (pila, hule, materiales de construcción, vidrio, metales ferrosos, aluminio, tierra, loza y cerámica, tetrapac, poliestireno, PET, LDPE, HDPE). De lo anterior se consideraría que en las pacas compactadas se tuvo un 49.98% de material que no se degradó.

Tabla 4.5. Porcentaje de la composición de RSU por tipos de degradación en los tres tipos de pacas al final de la experimentación y la composición de los residuos sin compactar al inicio de la experimentación.

TIPO DE RESIDUOS	% Residuos sin compactar al inicio	% de la paca 12 de LDPE Final	% Paca HDPE final	% Paca CHICA final
Fácil degradación	46.5	19.17	26.47	13.95
Mediana degradación	21.4	32.06	23.90	33.41
Lenta degradación	4.8	3.33	2.64	2.63
Inertes	27.4	44.19	46.99	50.01

Analizando los valores obtenidos se observa que la tendencia de la composición física del material inerte y los de lenta degradación de las pacas compactadas con LDPE y HDPE se encuentran en el mismo rango. Los valores reportados en la composición de los residuos sin compactar están en el rango de los reportados por la OPS (2005).

En la figura 4.9, se observa que existe una disminución en los porcentajes de residuos de fácil degradación en las pacas compactadas respecto a los residuos sin compactar, lo que hace suponer que estos se han degradado durante el periodo de la investigación, lo cual coincide con lo presentado en la tabla 4.3 donde se observa la pérdida de peso.

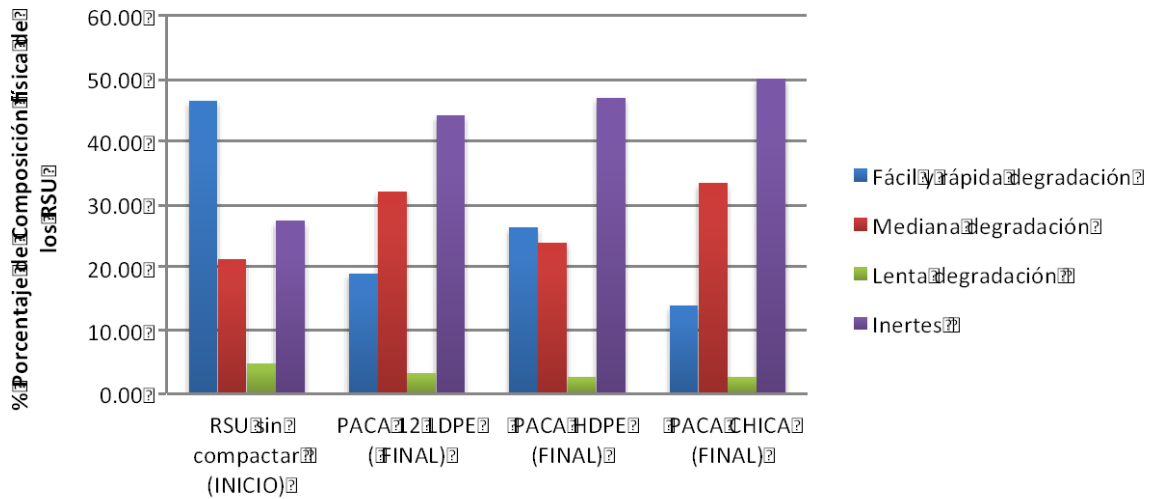


Fig. 4.9. Porcentaje de tipos de residuos de fácil, mediana, lenta degradación e inertes, por tipos de pacas al final de la experimentación.

Los resultados de las mediciones de composición física de los residuos en las diferentes pacas se presentan en el ANEXO 7B

4.7.2. pH de los residuos

Se considera que los microorganismos metanogénicos son sensibles a los ambientes ácidos y según Williams (2005) su ambiente óptimo medido en residuos está entre 6.8 y 7.5. En la presente investigación los valores de pH de los residuos de las pacas impermeabilizadas con LDPE variaron de 5.5 a 7.2. El día 245 se observa un aumento notorio a 6.5 y a partir del día 280 se encontró entre 6.7 y 6.8. En la paca con HDPE para el día 483 el pH fue de 6.4, por lo que ya se tendrían las condiciones necesarias para encontrarse en una fase metanogénica. El pH del residuo el día 483 que se abrió la paca chica fue de 7.1, como se observa en la figura 4.8. En las investigaciones de Baldasano *et al.* (2001) y Robles y Gourdon (1999), se indica que existe una inhibición de la fase metanogénica en un pH de 6 y Pisani *et al.* (2010) encontraron un porcentaje de metano del 7 al 18% para pH de 6. Ver figura 4.10.

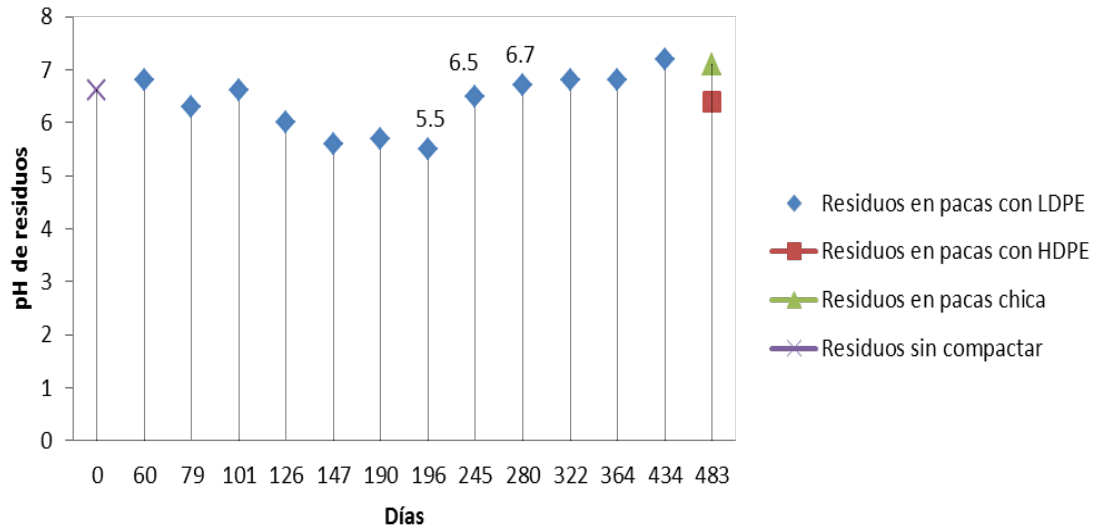


Fig. 4.10. pH de los residuos para los tres tipos de pacas.

Los resultados de las mediciones del pH de los residuos en las diferentes pacas se presentan en el ANEXO 8

4.7.3. Humedad de los residuos

Durante el período de la investigación se obtuvo un máximo de 57% de humedad en las pacas impermeabilizadas con LDPE, 54.15% en la paca encápsulada con HDPE y 63.6% en la paca chica, respecto al 38% de humedad obtenido en los residuos sin compactar al inicio (ver fig 4.11), lo que demuestra un aumento de la humedad respecto a la humedad inicial del residuo. Esto se debe a la aportación de agua generada en la fase hidrolítica y a las reacciones metabólicas que se llevan a cabo durante la degradación de la materia orgánica, como se puede observar en la tabla 4.2. El vapor de agua formada en estas reacciones fue retenido por la barrera que representa la película de LDPE, que se caracteriza por impedir la salida del vapor al exterior (Mevius *et al.*, 1994). No hubo aportación de agua por la lluvia, debido a que las pacas se encontraron protegidas con una carpa.

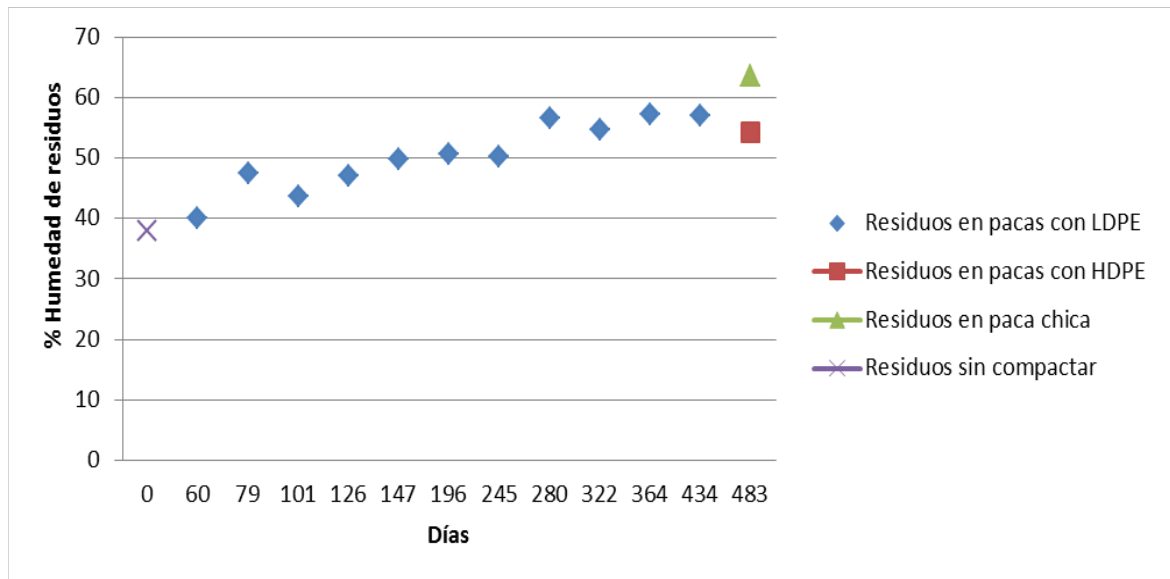


Fig. 4.11. Comportamiento de la humedad de los residuos de las pacas.

Los resultados de las mediciones de la humedad de los residuos en las diferentes pacas se presentan en el ANEXO 9

4.7.4. Ácidos grasos volátiles (AGV) de los residuos

Los resultados obtenidos de los AGV's medidos en los residuos de las pacas impermeabilizadas con LDPE reportaron valores iniciales de 5,500 mg/kg y a partir del día 245 se presentó un decaimiento de los AGVs, los cuales están relacionados con el aumento de pH a valores de 6.5 a 7.2 en el resto del período de la investigación, como se observa en la figura 4.10. Los AGV que se obtuvieron del residuo de la paca encapsulada con HDPE a los 15 meses fueron de 400 mg/kg, encontrándose 237 mg/kg de acético, 99 mg/kg de propiónico y 64 mg/kg de butírico. En la paca chica se presentó un total de AGVs de 343 mg/kg encontrándose 97 mg/kg de acético, 234 mg/kg de propiónico y 12 mg/kg de butírico. Estos resultados muestran una tendencia común de degradación donde el butírico degrada más rápido que el propiónico para convertirse en acético, como lo indica Graindorge(1990).

Se observó que las pacas con LDPE presentaron un aumento de AGVs mínimo posterior a un decaimiento total entre los días 245 y 280. Esto se puede deber a lo heterogéneo de la composición de los residuos sólidos que hay en cada paca, que provoca que las bacterias acetogénicas se tengan que adaptar a diferentes medios para continuar con la degradación de la materia orgánica. Sin embargo en la paca con HDPE y la paca chica se observa generación AGVs, que indica que hubo un decaimiento y por la cantidad mínima permite suponer que están en la fase metanogénica. Ver fig.4.12.

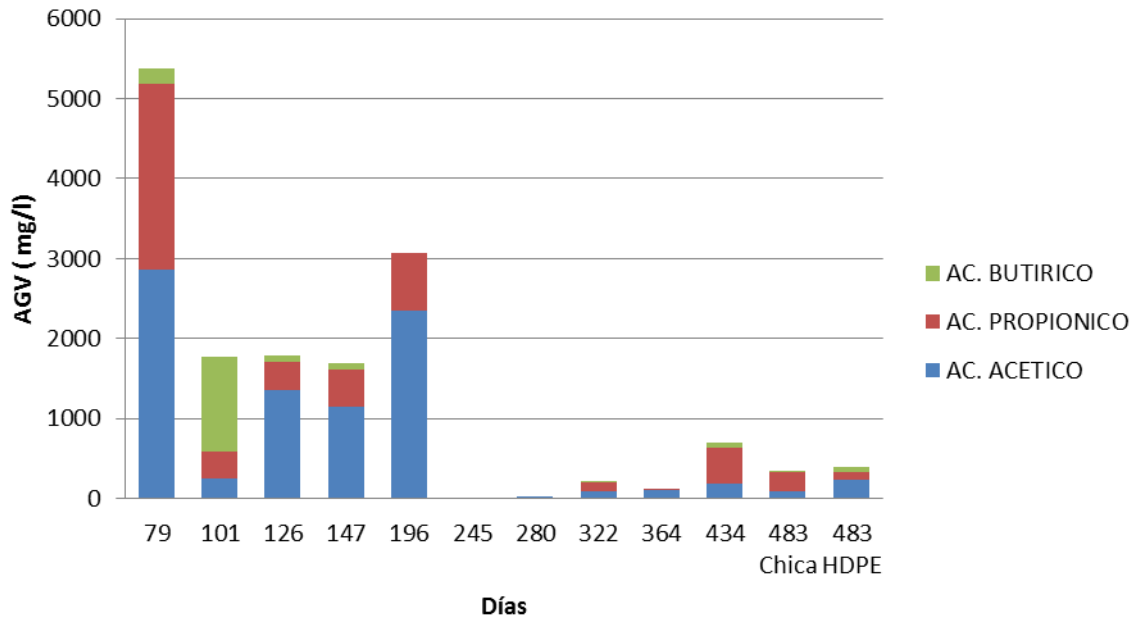


Fig.4.12. Comportamiento de los AGV's de los residuos de las pacas impermeabilizadas con LDPE, HDPE y paca chica.

La ausencia de AGVs que se presenta el día 245, se puede deber a una error en los análisis de laboratorio, sin embargo, es evidente el decaimiento de los AGVs en las fechas posteriores.

Los resultados de las mediciones de los AGVs de los residuos en las diferentes pacas se presentan en el ANEXO 10.

4.7.5. Materia orgánica y nitrógeno orgánico de los residuos

La determinación de materia orgánica y nitrógeno orgánico fue complicada debido a que las pacas eran de una tonelada, y a pesar que se obtuvo la muestra homogénea con residuos triturados, la porción representativa utilizada para las determinaciones de acuerdo a lo establecido en la Norma mexicana debía ser de 0.5 gr para nitrógeno orgánico y 0.1 gr para la determinación de la materia orgánica, lo que da una baja confiabilidad a los valores, ya que no es fácil que en esa pequeña cantidad de residuos se encuentren todos los tipos de subproductos que contienen los RSU.

Sin embargo, en la determinación de la materia orgánica se observa un decaimiento de los valores indicando que se presentó una degradación anaerobia en el interior de las pacas de LDPE, HDPE y paca chica, encontrando siempre valores inferiores al 39.4% que fue el valor inicial de la composición de residuos. El valor obtenido de materia orgánica en la última paca abierta de LDPE a

los 432 días y la paca chica se encuentran en el mismo rango 25.8 % y 29.13%, mientras que la paca con HDPE reportó un valor superior de decaimiento de materia orgánica del 49.5% el cual puede suponerse que esa paca contenía mayor cantidad de materia orgánica en su interior ó por que la metanogénesis funcionó mejor. Este valor esta relacionado con los presentados en la tabla 4.1 donde se observa una mayor pérdida de peso respecto a los valores de las pacas LDPE y paca chica. Ver figura 4.13.

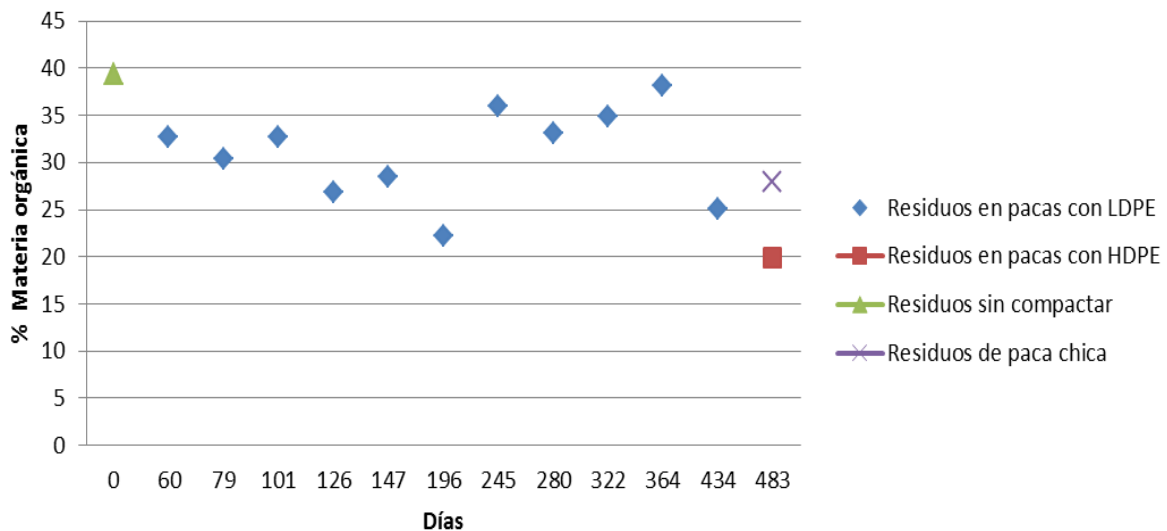


Fig. 4.13. Comportamiento del porcentaje de materia orgánica en las pacas con LDPE, HDPE y paca chica.

Los resultados de las mediciones del porcentaje de materia orgánica de los residuos en las diferentes pacas se presentan en el ANEXO 11.

En los análisis de nitrógeno total se observaron variaciones importantes, con un valor inicial de 1.03 % y a los 100 días su valor más alto de 1.932% para luego comenzar el descenso hasta alcanzar el valor de 0.72 %. Según Mata (2003), lo que se encuentra en los residuos sólidos es un 1 % de nitrógeno Kjeldahl (nitrógeno total). Esto significa que las proteínas presentes en la materia orgánica están siendo descompuestas. Ver fig. 4.14

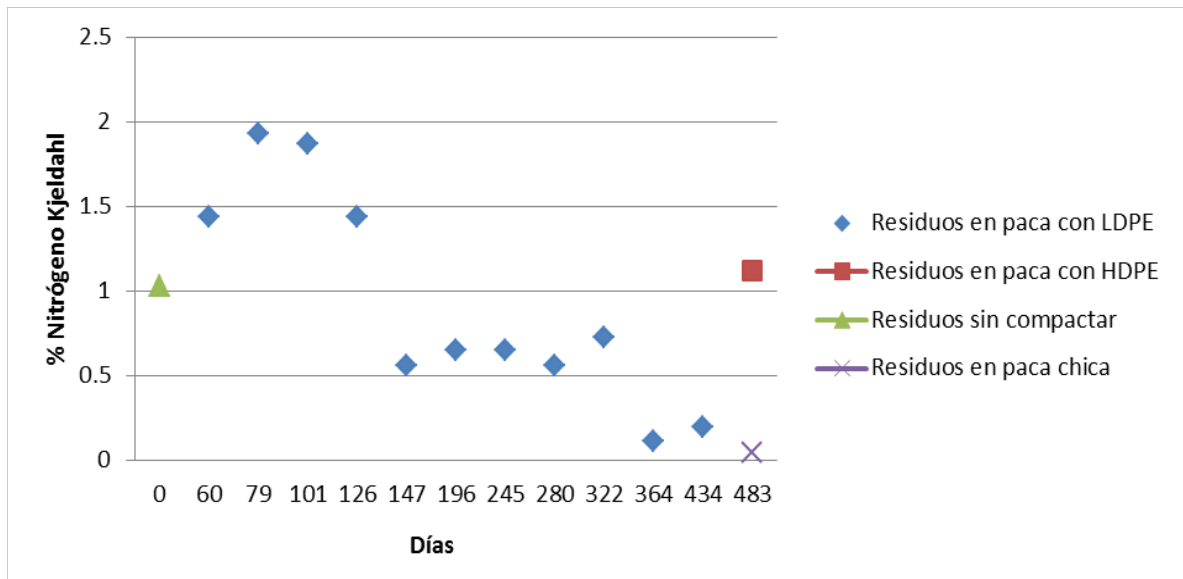


Fig. 4.14. Porcentaje de nitrógeno orgánico en las pacas con LDPE, HDPE y paca chica.

Los resultados de las mediciones del porcentaje de nitrógeno Kjeldahl de los residuos en las diferentes pacas se presentan en el ANEXO 12.

4.8. Resultados del biogás

El intervalo de la temperatura en el interior de las pacas impermeabilizadas con LDPE varió de 24.8 °C a 37.2 °C. En el espacio entre la cápsula de HDPE y la paca de LDPE varió de 25° a 38.8°C, y en la paca de LDPE en el interior de la cápsula de HDPE la temperatura fue de 23 °C, medida el día que se abrió la cápsula de HDPE. Esta temperatura es inferior posiblemente debido a que la cubierta negra de HDPE no permite el paso directo de los rayos solares a la paca debido a que existe un espacio vacío entre la cápsula y la paca que impide la transmisión directa del calor del HDPE al LDPE. La temperatura dentro de las pacas de LDPE se mantuvo en un rango similar a la temperatura registrada en el biogás generado en el relleno sanitario de Naucalpan, el cual fue de 25° a 35 °C (MNJ, 2011a). De acuerdo a Harty Ham (1982) y Veeken y Hamelers (1999) la temperatura óptima de la fase metanogénica en un relleno sanitario está entre 30° y 40°C.

Considerando que la temperatura ambiente en la zona fue de -9°C a 29.8°C con un promedio de 16.15°C, se observa en la figura 4.15 que la temperatura dentro de las pacas siempre fue superior a la temperatura ambiente el día que se tomó la muestra.

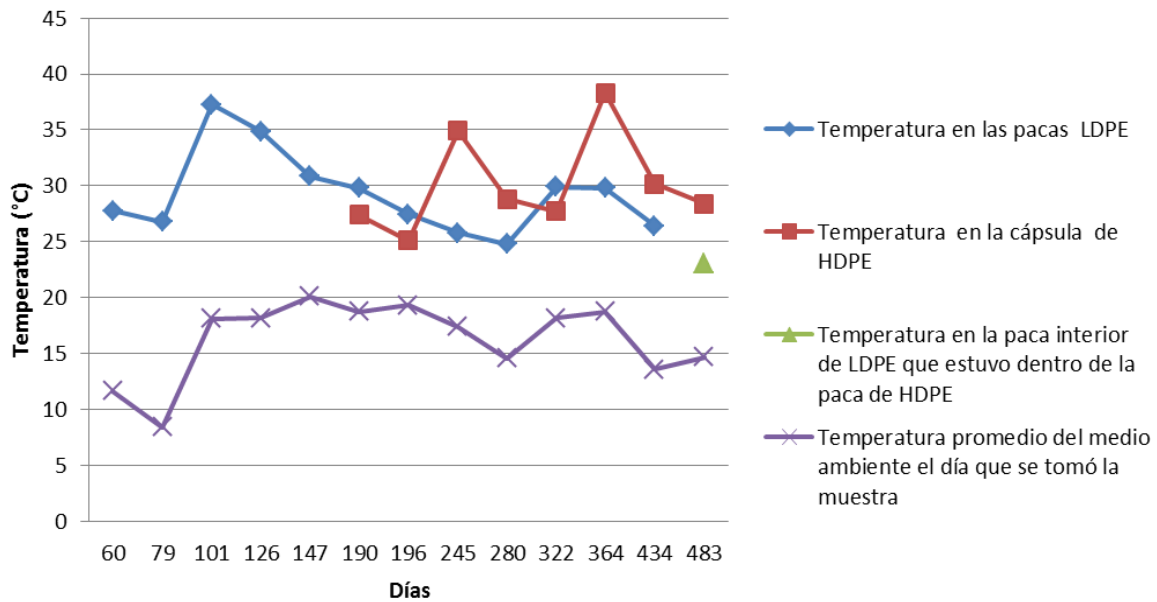


Fig. 4.15. Comportamiento de la temperatura en las pacas con LDPE y encápsulada con HDPE.

El comportamiento de la composición del biogás en las pacas con LDPE fue constante y se reportó en promedio del 13.4 % de O₂, 6% de CO₂, 81.7% de N₂ y el metano se mantuvo en el intervalo de 0 a 0.2%. Sin embargo, la composición del biogás en la cápsula de HDPE muestra la presencia del metano con un promedio de 30.1%, 38.8% de CO₂, 31.1% de N₂, y no se detectó oxígeno. Lo anterior se observa en la figura 4.16a y 4.16b. El alto porcentaje de nitrógeno se asume que es por el nitrógeno que hay en el aire.

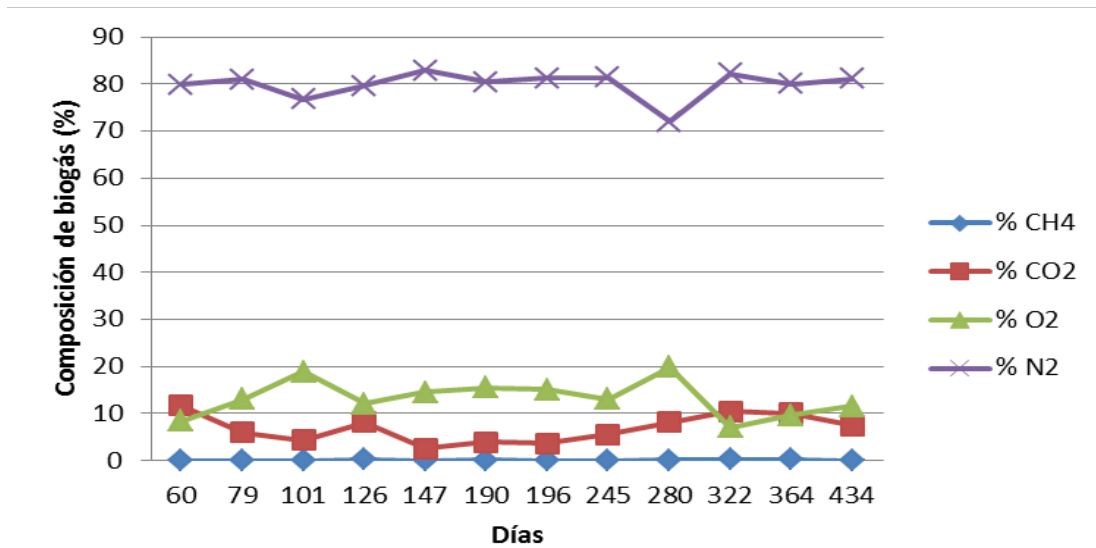


Fig.4.16a: Composición del biogás de las pacas impermeabilizadas con LDPE.

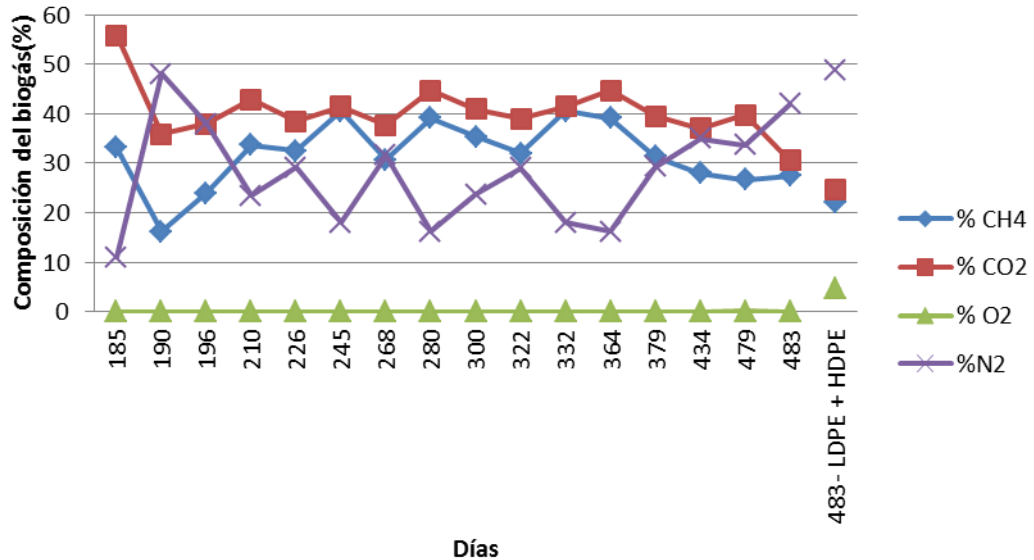


Fig.4.16b. Composición del biogás en la cápsula de HDPE y la composición del biogás en la paca de LDPE encapsulada con HDPE.

Los valores de CH₄, N₂, O₂ y CO₂ obtenidos en la paca impermeabilizada con HDPE coinciden con los observados en laboratorio por Robles y Gourgon (2000) donde el porcentaje de CO₂ fue mayor que el del metano. Duran *et al.* (2009) reportan concentraciones superiores de CO₂ sobre el metano a humedades de 49.2% y 54.2 % con presiones superiores a 800 kg/m³. Sin embargo, esta situación no es común en la composición del biogás en los rellenos sanitarios, ya que la tendencia es que el porcentaje de metano sea mayor que la del CO₂, en el orden de 53% de metano y 38% de CO₂ (caso del relleno sanitario de Naucalpan) (MNJ, 2011a), pero si coincide con el comportamiento de los gases en la primera etapa de la fase metanogénica inestable como se observó en la fig 2.6. La alta presencia de N₂ es un indicador de la entrada de aire al sistema (pacas con LDPE) o bien de la escasa producción de CH₄ y CO₂ que no consiguió eliminar el N₂ por dilución y acarreo fuera de la paca en el caso de la encapsulada con HDPE.

Luego de medir la composición del biogás en la cápsula se abrió dejando al descubierto la paca de LDPE que se encontraba en su interior, a la cual se le perforó el LDPE donde se encontraba el tubo perforado dentro de la paca y al igual que a las demás pacas de LDPE y se realizó la medición donde se encontró el metano de 22.1 %, 24.6 % de CO₂ y 4.6% de oxígeno y 48.7% de nitrógeno, casi similares a los encontrados en el biogás de la cápsula. En ambos casos los valores de nitrógeno son altos, posiblemente por lo señalado anteriormente.

El transporte del metano de la paca impermeabilizada con LDPE a la cápsula de HDPE demuestra la difusión de los gases que se producen a través de LDPE. Por esa razón, el metano no aparecía en las mediciones de las pacas impermeabilizadas sólo con LDPE. Durante todo el periodo del encapsulamiento de la paca nunca se notó la cápsula de HDPE inflada. Los resultados del contenido y temperatura del biogás de los residuos en las diferentes pacas se presentan en el ANEXO 13A y 13B.

En la figura 4.17 se muestra la forma de medición del biogás en las pacas impermeabilizadas con LDPE y en la paca encapsulada con HDPE.



Fig. 4.17. Medición del biogás en las pacas con LDPE y en la cápsula de HDPE.

Los resultados de las mediciones del flujo de biogás, medidos en la cápsula de HDPE, presentaron en promedio 1ml de biogás en 10 horas de medición. Esto indica que el flujo del biogás producido fue de 0.1 ml/ha temperatura atmosférica de 16.5 °C y 0.769 atmósferas, lo que equivale a 8.76×10^{-4} m³/año, el cual es un valor muy pequeño respecto a los 0.013 m³/año a 0.17 m³/año, reportados en el primer año de generación en un relleno sanitario (Tchobanoglous *et al.*, 1998), por lo que se asume que se presentó una fuga del biogás en el sistema de medición del flujo de biogás.

La determinación de la cantidad de biogás en un relleno sanitario es compleja debido a la gran cantidad de variables involucradas, sin embargo, el valor teórico de generación de biogás obtenido para los rellenos sanitarios en Chile fue de 280 L/kg de residuo de los cuales solo se captó 100 L/kg de sólidos degradables (Monreal, 1999), otros valores teóricos, a nivel laboratorio de biogás en rellenos sanitarios convencionales van de 270 a 300 L/kg de residuo (Robles y Gourdon, 1999) (EPA, 2009), con lo que se puede afirmar que la generación de biogás en la investigación fue menor, respecto al valores reales antes mencionado.

4.9. Resultados de los lixiviados

Sólo 3 pacas (6,7 y 11) de LDPE generaron lixiviado a lo largo de los 15 meses, que fueron a los que se les pudo tomar una muestra representativa. Las demás pacas mostraban manchas en el piso con pequeñas cantidad de lixiviado que no permitían la toma de una muestra. Los resultados que se muestran son solo los que fueron tomados desde el interior de las pacas. La paca 7 de LDPE que se encapsuló el día 147 presentó lixiviados antes y durante todos los meses que estuvo encapsulada.

El pH de los lixiviados en la paca encapsulada con HDPE presentó un comportamiento similar al de la paca impermeabilizada. En ambos casos el pH a partir del día 200 se encontró entre 7 y 7.7, como se puede ver en la figura 4.18, considerando entonces que pudiera estar pasando de la fase acidogénica, a la fase metanogénica. Según Williams (2005) el pH de los lixiviados se encuentra entre 6.8 y 7.5 cuando se encuentran en la fase metanogénica, por lo que el pH medido en el lixiviado de la investigación estaría en el rango de la fase metanogénica propicia para la formación del metano.

El pH de 9 observado en el día 147 se debió a que las pacas 7 y 6 contenían un alto porcentaje de material de construcción que contenía yeso, cal, ladrillos (7.86% y 8.78% del peso de la paca), lo que provocó este aumento del pH, hasta que este se estabilizara y continuara su descenso.

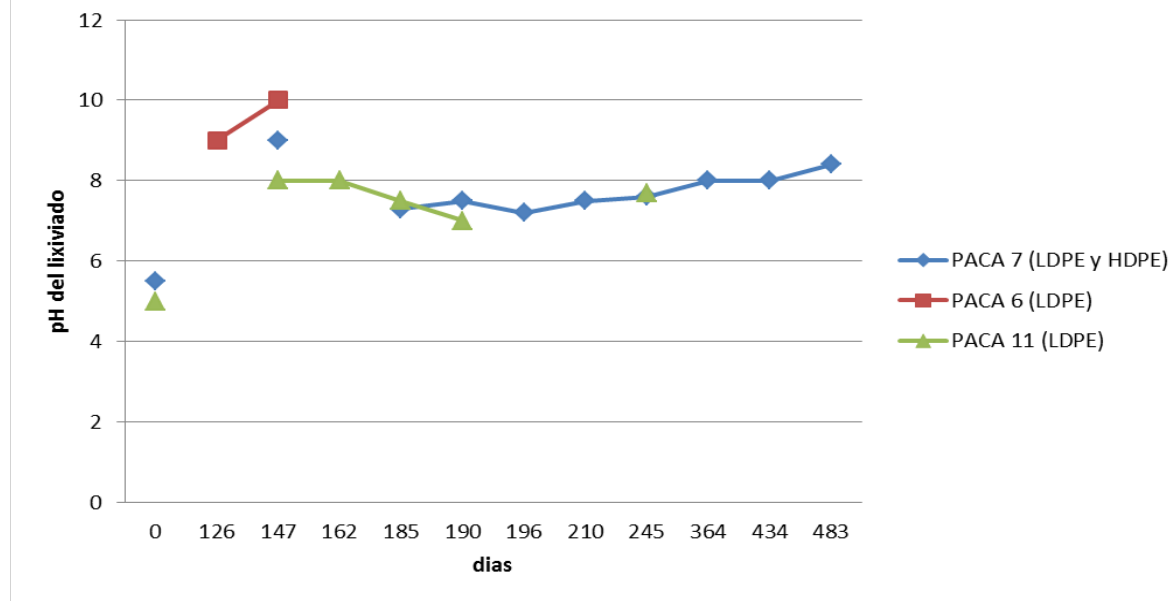


Fig.4.18. Comportamiento del pH de los lixiviados de las pacas con LDPE y HDPE.

Los resultados del pH del lixiviado generado en las diferentes pacas se presentan en el ANEXO 14.

La materia orgánica medida como DQO en el lixiviado de la paca con HDPE alcanzó valores de más de 60,000 mg/L y en los 8 meses en los que se generó lixiviado se presentó una disminución de los valores en todas las pacas llegando a 29,467 mg/L, lo que indica un decaimiento de la materia orgánica, como también se observa en la pendiente de la recta, tal y como se presenta en la figura 4.19.

La DQO de los lixiviados en los rellenos sanitarios convencionales se encuentra en rangos de 20,000 a 80,000 mg/L y según Robinson y Gronow (1993) los valores característicos de DQO

comúnmente son mayores de 20,000 mg/L y valores de pH ácidos típicamente 5-6. Sin embargo, Pisaniet *al.* (2010) encontraron que a densidad mayor de 800 kg/m³ y humedad mayor de 49% provocaron valores elevados de DQO hasta de 83,100 mg/L., con lo que se puede observar que los valores obtenidos de DQO en la paca de HDPE están en mismo rango. Los resultados de la DQO de los lixiviados generados en las diferentes pacas se presentan en el ANEXO 15.

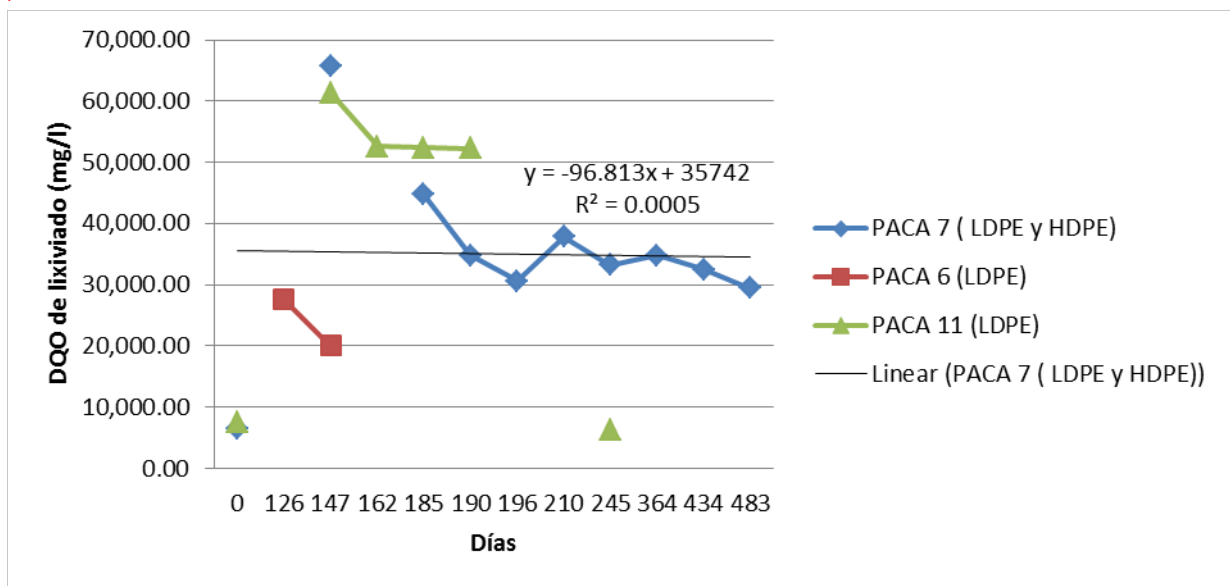


Fig.4.19. Materia orgánica medida como DQO en lixiviado.

En el caso de los AGV medidos en los lixiviados, se observó que hay mayor formación de estos en el 5° mes de la investigación y posteriormente un descenso del ácido acético, propiónico y butírico. El descenso del ácido acético en la paca encapsulada es más lento que en las pacas impermeabilizadas, tal y como se presenta en la figura 4.20.

Los resultados de los AGVs de los lixiviados en las diferentes pacas se presentan en el ANEXO 16.

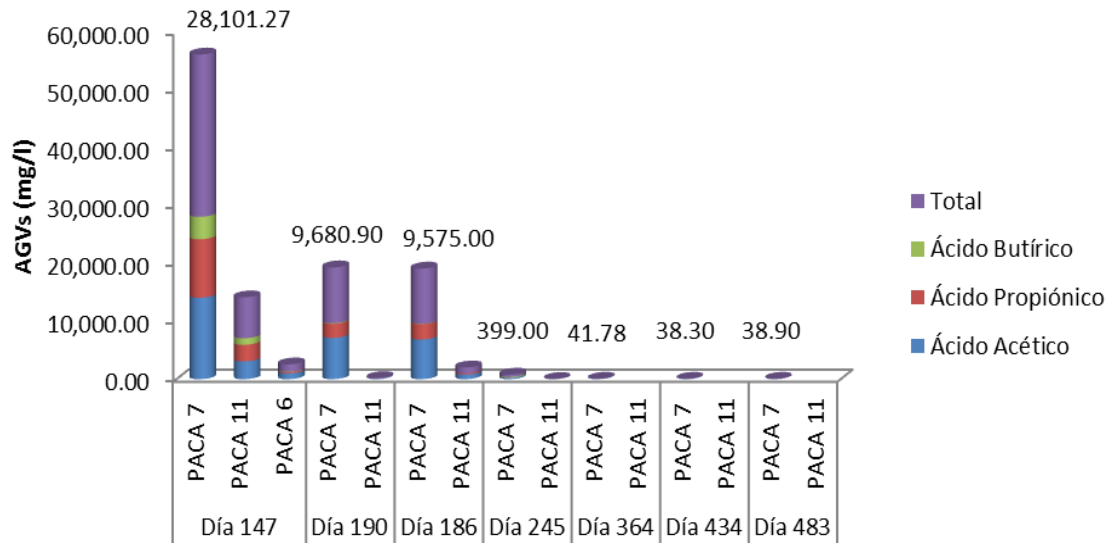


Fig.4.20. Ácidos grasos volátiles de los lixiviados.

Los resultados obtenidos en las mediciones realizadas a los lixiviados indican que a partir del día 245 el pH presentó un rango de 7.6 a 8.4 y los AGVs se redujeron a valores de 38.9 mg/l, aunado al descenso evidente de los valores de DQO del 55.22%, el cual está relacionado al 49.5% de decaimiento que se observó en la determinación del porcentaje de materia orgánica a los residuos. Lo anterior permite afirmar que se presentó una degradación de la materia orgánica y que las condiciones eran propicias para una metanogénesis.

La cantidad total de lixiviado extraída durante la investigación fue de 9 litros en la paca encapsulada con HDPE; esto se determinó sumando la cantidad de lixiviados que se extraían para analizar en el laboratorio, más la cantidad de lixiviado que se encontró en la base de la cápsula al momento de abrirla. Las mediciones de lixiviados se realizaron en 8 ocasiones (como se observa en las figuras 4.18, 4.19 y 4.20) en las que se extrajo medio litro de muestra en cada ocasión y cuando se abrió la capsula se recuperaron 5 litros, dando un total de 9 litros de lixiviado.

4.10. Discusión final

Los residuos con los que fueron elaboradas las pacas tenían un 67.9 % de materia orgánica inicial de rápida y mediana degradación, con lo cual se tuvo la condición establecida en la hipótesis. Esta cantidad de materia orgánica permitió generar por vía de la hidrólisis una humedad suficiente hasta del 57%, alcanzando un valor adecuado para la actividad microbiana y por ende la formación del metano de acuerdo a lo indicado por Duran *et al.*, (2009). Este aumento de humedad se observó en el cálculo de la cantidad de agua y lixiviado presentado en la tabla 4.2. Así mismo, la pérdida de peso

del sólido en base seca demostró que se había producido una degradación anaerobia en el interior de las pacas de LDPE, HDPE y paca chica como se observa en la tabla 4.3 y su balance de masa. Con ello se confirma que existe una masa que salió como biogás y como lixiviado o vapor que representa el 33.24% y 31.95 % de pérdida respecto a la masa inicial de las pacas de LDPE y HDPE, mientras que la paca chica se presentó una pérdida de 46.29% mayor a las pacas grandes, lo cual se debe a la menor compactación de los residuos y a las menores dimensiones de la paca.

El esponjamiento de los residuos provocó el aumento del volumen de las pacas; esto se produce debido al aumento de humedad de los residuos (Juárez y Rico, 2005), producto de la hidrólisis que se presentó en el interior de las pacas, pero también a que los residuos tienden a regresar a su estado inicial luego de la compactación debido a la Ley de Hook. Además, esta condición se presenta por que las pacas no estuvieron expuestas a ninguna fuerza adicional ocasionada por el peso de las pacas que se colocan encima al momento de la disposición final, que hace que el volumen disminuya y la densidad de las pacas inferiores aumente.

Los resultados obtenidos en las pacas impermeabilizadas con LDPE durante los 15 meses de investigación, muestran condiciones adecuadas para una degradación anaerobia de los residuos, esto debido al cambio de pH en los residuos que presentan un decaimiento entre el día 147 al 196 con valores de 5.5 a 5.7, comportamiento que indica la entrada a una fase acidogénica, mismo periodo donde se observan valores altos de AGV (1700 a 3074 mg/l). A partir del octavo mes se observó un aumento del pH a valores neutros entre 6.8 y 7 propios de una fase metanogénica (Williams, 2005), periodo en el cual se presenta un decaimiento de los AGVs encontrados en los residuos. La pérdida de peso del material sólido degradable presentada en el balance de masa en la tabla 4.3 y la temperatura en el interior de las pacas que varió de 24.8°C a 37.2°C son indicadores de una condición adecuada para una posible degradación anaerobia (Themelis, 2002) producida en el interior de las pacas con LDPE. Sin embargo, la ausencia de metano y valores de 6% CO₂, 81.7% N₂ y 13.4% O₂, en las mediciones realizadas a las pacas con LDPE permitiría suponer que no se presentó la fase metanogénica. La presencia de oxígeno podría suponer que se presentó un ingreso de este gas en el interior de la paca. Sin embargo, la presión interna de los gases en el interior de la paca es mayor respecto a la externa y la alta densidad de los residuos impiden que el aire entre por lo que estos valores son atribuibles al oxígeno que todavía se encuentra entre los residuos y que está siendo desalojado lentamente por los demás gases. La posible entrada del aire al momento de realizar el muestreo de gas no debe ser descartada.

Los análisis realizados en el seno de la paca con LDPE encapsulada en HDPE, presentaron un comportamiento similar a las pacas con LDPE sin encapsular en lo que respecta a los parámetros pH, humedad, AGV y peso. Sin embargo, se reportó formación del 22.1 % metano con 24.6 % CO₂, 48.7% N₂ y 4.6% oxígeno. En la cápsula de HDPE, en el espacio entre la cápsula y la paca de LDPE también se encontró 30.1 % metano, 38.8 % CO₂, 31.1% N₂ y no se detectó oxígeno. El porcentaje de la composición de los gases del biogás en la paca de LDPE encapsulada con HDPE fue similar al reportado en el relleno sanitario de Naucalpan (MNJ, 2011a). Lo anterior comprueba la existencia de una difusión del biogás, que se genera en las pacas, a través del LDPE. Por lo tanto, en las pacas

compactadas e impermeabilizadas no se identificó una inhibición de la fase metanogénica por una acidificación del medio como afirma Robles y Gourgon (1999). Puede por el contrario presentarse la degradación en la fase metanogénica inestable, donde el porcentaje de CO_2 es mayor que el porcentaje de metano (Queiroz Lima, 1988). En el balance de masa presentado en la tabla 4.3, se observa la cantidad de materia que se perdió de las pacas, la cual representa el biogás, el vapor de agua y el lixiviado que salió, sin embargo, la cantidad de lixiviado medido durante la investigación en la paca HDPE fue de sólo 9 litros, por lo que se puede afirmar que la mayor cantidad del peso perdido lo representa el biogás y el vapor del agua.

La presencia de un alto porcentaje de N_2 en las pacas con LDPE sin encapsular indica que el aire que quedó entre los residuos compactados no fue desplazado, ó que se presentaron problemas al momento del muestreo. Esta afirmación es reforzada por los resultados obtenidos en la cápsula y en la paca de LDPE encapsulada donde se encontró nitrógeno entre 31.1 % a 48.7%.

A pesar que todas las pacas mostraron indicios de generación de lixiviados, por las huellas sobre la geomembrana que cubría el piso, solo 3 pacas permitieron que éstos fueran medidos. Como se mencionó, las pacas fueron protegidas por una lona que impedía el paso de la lluvia, lo que permitió evidenciar que el lixiviado generado era propio de la humedad del residuo. Sin embargo, las características de los lixiviados formados muestran una reducción de la DQO del 50 %, donde 29,467 mg/L, el valor final obtenido, se encuentran en los mismos rangos encontrados en lixiviado generados en el relleno sanitario de Naucalpan de 3 años de antigüedad (MNJ, 2011b). En un período de 100 días a partir del sexto mes, los resultados indican que se encuentra en una fase acidogénica donde se presentan los picos más altos de DQO (Williams, 2005) y bajos valores de pH. A partir del día 245 se observó una reducción de DQO pronunciada del 3,779 mg/L, el aumento del pH a valores de 7 y el decaimiento brusco de los AGV, lo que está relacionado a la reducción de la cantidad de sólidos en base seca degradables presentada en la tabla 4.3.

Se encontró, que la ventaja del embalaje con LDPE radica en mantener la humedad de los residuos en el interior de la paca, lo que permite que la degradación anaerobia no se detenga y minimiza la formación de lixiviados por que impide el paso del agua de lluvia que aumenta la generación de este residuo. La alta compactación reflejada en la mínima disminución de la densidad, da la ventaja de tener condiciones de mayor estabilidad que en un relleno sanitario convencional, puesto que la compactación al ser realizada a cada metro cúbico de residuos, permitirá que los asentamientos en el relleno sanitario seco sean más homogéneos. Con ello se evitan las oquedades que se presentan en los rellenos sanitarios convencionales propios de compactaciones no homogéneas ocasionada por la compactación variable realizada por los operadores de los equipos.

La mayor parte de la investigación respecto al comportamiento de la digestión anaerobia, está dada en lodos y aguas residuales y en sólo la materia orgánica de fácil degradación contenida en los RSU, por lo que fueron escasas las referencias que permitieran identificar las condiciones de evolución de las fases anaerobias en RSU. Además, son pocos los rellenos sanitarios en ALC a los que le realizan mediciones periódicas de rutina de lixiviado y biogás.

4.11. Análisis de Costo – Beneficio de la tecnología de las pacas impermeabilizadas

El análisis de los costos de inversión, operación y mantenimiento de la tecnología para la disposición final mediante pacas impermeabilizadas con LDPE fue realizado considerando el uso de un módulo (prensa), el cual tiene una capacidad de 500 ton/día de 12 horas de jornada laboral, lo que permitiría la disposición final de una población de 550,000 habitantes aproximadamente. (ECOFENIX,2011). En Mexico no hay planta operando este sistema por lo que los valores fueron obtenidos de los datos proporcionados por las empresas que lo producen.

En México existen 2,440 municipios de los cuales el 15% representan poblaciones de más de 100,000 habitantes (INEGI, 2010), el resto están por debajo de esta población, por lo que el uso de esta tecnología para poblaciones menores de de 500,000 habitantes requerirían un acuerdo entre municipios para reunir los RSUy que su disposición final sea en un solo sitio, lo cual reduciría los costos de operación para todos los municipios agrupados. Lo anterior debe tomar en cuenta que la distancia entre ellos y el sitio de disposición final no encarezca el costo de disposición final. De no ser así el equipo no es rentable para poblaciones menores a 500,000 habitantes, ya que tendría que estar parado varios días hasta juntar los RSU ó trabajar menos horas al día.

4.11.1. Costos de inversión

En el mercado ya existen empresas dedicadas a la construcción y distribución de prensas las cuales son utilizadas para empacar material reciclable como cartón, plásticos, metal. Sin embargo, son pocas las empresas que ofrecen prensas para el compactado de RSU las cuales cuentan con revestimiento especial que evita o retarda la corrosión de los equipos por los bajos pH que tienen los residuos. Estos equipos cuentan con sistema de captación de lixiviados para retener el líquido que sale del residuo luego de la compactación.

El costo de inversión para la implementación de un sistema de disposición final con pacas compactadas e impermeabilizadas, incluyen principalmente la maquinaria para la formación de las pacas y su impermeabilización y la maquinaria para su transporte y acomodo en la celda, como se puede observar en la tabla 4.6.

Tabla 4.6. Maquinaria para la operación del relleno seco

Máquina	Costo US [\$]	Costo Peso [\$]
Prensa de compactación de RSU de 500 Ton/día (Túnel Cerrado)	\$724,409.45	\$9,200,000.00
Flejadora Automática de pacas	\$114,173.23	\$1,450,000.00
Encápsuladora automática de pacas de doble acción	\$271,653.54	\$3,450,000.00
Tracto camión y plataforma para transporte de pacas	\$120,472.44	\$1,530,000.00
Telemanipulador para colocación de pacas	\$98,818.90	\$1,255,000.00
Maquinaria complementaria (Bobcats y tractor cargador compactador), herramientas y accesorios	\$405,511.81	\$ 5,150,000.00
Subtotal		\$19,140,000.00
I.V.A. (16%)		\$3,063,840.00
Total	1' 748,333.86	\$22,203,840.00

Fuente: La información fue proporcionada por la empresa Ecofenix (fabricante de los equipos).
Cambio: \$12.7 pesos MN del dólar

Sin embargo, en el costo de inversión se considera también los costos del terreno para la nave el cual se estima de 1500 m² y el terreno para la disposición final de las pacas con una vida útil de 20 años de 13 ha. ECOFENIX, (2011). Este costo depende de la ubicación del terreno. Según Baldasano *et al.* (2003) este costo representa el 60 % del costo de inversión.

Los costos de construcción de la nave son aproximadamente de \$1'000,000 pesos, los costo de transporte e instalación del equipo son aproximadamente \$200,000.00 pesos y también deben ser considerados en la determinación del costo de inversión. Por lo tanto el costo de inversión del relleno seco sin incluir el terreno es de \$23,403,840.00 pesos mexicanos (con IVA).

4.11.2. Costos de operación

En la operación diaria se consideran varios factores como son: la mano de obra, el combustible (para la colocación de las pacas en la celda y para el transporte y colocación del material de cobertura), material de embajale (LDPE) y material de cobertura (tierra), administración, mantenimiento, como se muestran en la tabla 4.7.

Tabla 4.7. Resumen de los costos de operación para el relleno seco.

CONCEPTOS	COSTOS EN PESOS MEXICANOS (\$/ AÑO)	TOTALES EN PESOS MEXICANOS (\$/AÑO)
Mano de obra		2'976,480.00
Operación	1'666,080.00	
Administrativo	468,000.00	
Mantenimiento	842,400.00	
Material de embalaje (LDPE, alambre, tarimas para el piso)		15'204,996.95
Combustible y energía eléctrica		2'734,560.00
Mantenimiento		6'660,000.00
Gastos administrativos		70,900.00
TOTAL		30'384,096.95

De acuerdo al cuadro anterior, se puede observar que los costos de mantenimiento representan el 25 % del costo de operación anual, esto debido a que en su mayoría son equipos mecánicos que requieren mantenimiento preventivo constante para evitar que la planta se pare y perjudique el servicio, además que la mayoría de los equipos de compactación ofrecidos en el mercado son importados por los que las piezas requieren ser traídas del extranjero y el personal que realiza el mantenimiento debe ser calificado.

El consumo de energía para la operación de la maquinaria del relleno seco es de 80 kW/hr y equivale a \$ 216,313.60 pesos anual operando 12 horas diarias (ECOFENIX,2011), Sin embargo, a estos costos de consumo de energía hay que sumarle el costo de combustible del tracto camión y plataforma para transporte de pacas y del telemanipulador para colocación de pacas, dando un total por combustible de \$2,734, 560.00 pesos. El costo de operación anual para jornadas de 12 horas es de \$ 3',384,096.95 pesos mexicanos que equivalen a \$ 2'392,448.58 dólares.

Tomado en cuenta el costo de operación del relleno seco presentado en la tabla 4.7 y la capacidad de la máquina de 500 ton/día, el costo de operación por tonelada dispuesta, es de \$168.80 pesos mexicanos por tonelada, aproximadamente \$13 dólares/tonelada. (ECOFENIX, 2011). Para un relleno sanitario como el de Naucalpan, donde se realizó la investigación, que recibe 650 ton/días se tendrá un costo de operación de \$ 173.12 pesos/tonelada (\$13.63 dólares). Comparando con los costos de disposición final de un relleno sanitario convencional que se tienen en América Latina los cuales varían de \$10 a 20 dólares/tonelada, (\$10 dólares/tonelada (Ecuador, Paraguay, Perú, Uruguay, Honduras, Bolivia, México, y Chile) y otros en \$ 20 dólares/tonelada (Argentina, Colombia, Costa Rica, El Salvador) (AIDIS, 2011), el costo de operación de un relleno seco es menor que el obtenido en varios países de América Latina, con lo cual se comprueba que el relleno sanitario

convencional como lo marcan las normas internacionales de disposición final ya no es la tecnología mas económica para resolver el problema de la disposición final en los países en vías de desarrollo.

4.11.3. Análisis de beneficio

Respecto a los beneficios de la tecnología, se corroboró durante los 15 meses de investigación lo siguiente:

- Despreciable generación de lixiviados: Imposibilita el ingreso del agua de lluvia debido a la impermeabilización y a la compactación de las pacas, lo que reduce la generación del lixiviado solo a la degradación de la materia orgánica del RSU existente en el interior de las pacas. Además, evita el costo de tratamiento de lixiviado o simplemente de almacenarlos (uso de geomembrana) y luego regarlos en el relleno convencional (uso de pipas y combustible).
- Evita contaminación de agua subterránea y superficial: Por la impermeabilización de las pacas y la compactación de estas que minimiza la fuga del lixiviado.
- Mínima generación de olores: Los olores fueron percibidos solo durante los primeros 8 meses de la investigación, considerando además que las pacas no fueron cubiertas con tierra. Reduce la posibilidad que la población cercana se oponga a la construcción de un sitio de disposición final cercano a su casa por la generación de olores.
- Promueve una disposición de residuos más limpia y ordenada en el frente de tiro y durante el transporte: Esto debido a que los residuos en un relleno seco llegan al terreno de disposición final previamente compactados, atados y plastificados, evitando que estos se dispersen por el aire y contaminando áreas vecinas al predio o durante el transporte.
- La vida útil del terreno es mayor: Debido a que puede almacenar mayor cantidad de residuos en el área de disposición final, por la alta densidad que alcanzan en la compactación, lo que permite que dure más años, evitando altos costos en la adquisición de un nuevo terreno.
- Mayor estabilidad en la conformación de las celdas: al imprimir una alta compactación homogénea de manera individual a una tonelada de residuos, la paca tendrá menor posibilidad de deformación a pesar del peso de las pacas que se coloquen sobre ellas, provocando una mayor estabilidad en los taludes y en las plataformas de las celdas.
- Menor uso de material de cobertura: Al estar plastificado, el residuo puede permanecer sin ser cubierto con tierra por más tiempo por lo menos hasta formar una plataforma. Esto repercute en una reducción de costos por el material de cobertura, combustible para su acarreo, acomodo y compactación.

- Reúso de pacas: Los residuos al tener menor humedad inicial debido a que se le retiró agua en la conformación de las pacas por la compactación, y la impermeabilización con el LDPE que impiden el paso del agua de lluvia, permiten ser viables para su incineración por su gran cantidad de material con alto poder calorífico que almacena (Szantó, 2002). Además que pueden ser almacenadas para ser abiertas en el futuro y recuperar el residuo valorizable que pueda contener.
- Flexibilidad de operación del equipo: el equipo puede trabajar jornadas de 8 , 12 , 16 y 24 horas, dependiendo de la demanda, ya que al estar en una nave no hay el problema de operación nocturna de un relleno sanitario. La nave puede acumular las pacas de noche y para ser acomodadas de día en la celda.

De acuerdo al análisis de costos mostrado, se observa que existe un beneficio en el costo de operación en \$/tonelada dispuesta, el cual es menor que el reportado por varios rellenos sanitarios convencionales en América Latina.

La mínima generación de biogás reportada en la investigación puede considerarse también como una ventaja ya que permite suponer que el sistema de control y captación del biogás sea más sencillo y cubra con menos chimeas toda el área de las celdas, sin embargo, también existe la posibilidad de recuperar energía del relleno ó ser viable para un proyecto de MDL por la reducción del metano el cual es un gas efecto invernadero, siempre y cuando se realice un estudio específico para determinar la cantidad de biogás que se genere.

La disposición final mediante pacas compactadas e impermeabilizadas presenta un menor costo-beneficio ambiental que un relleno sanitario convencional, debido que no genera lixiviados que contaminan los cuerpos de agua superficial y subterránea, evita la contaminación atmosférica por la quema de residuos, evita la proliferación de vectores como ratas que llevan enfermedades a la población. Además de considerar que la cantidad generada de biogás es mínima y que el costo de operación es menor que el de un relleno sanitario convencional. Al final, el pasivo ambiental que dejará este tipo de disposición final, será menos agresivo al medio ambiente por que puede ser considerado complementario con otros sistemas de disposición final o tratamiento (incineración, reciclaje y compostaje) por lo que puede formar parte de un plan de manejo de residuos sólidos urbanos.

CAPITULO V: CONCLUSIONES

De la investigación bibliográfica sobre los antecedentes de la generación, composición física y disposición final de los residuos sólidos urbanos en Europa, América y México, así como de la tecnología propuesta, se encontró que las características de los residuos generados en Europa, donde se realizaron las investigación iniciales de la disposición final con embalaje de RSU, son distintas a las de América Latina, por lo que no se puede afirmar que el comportamiento de las pacas sea el mismo que con residuos con mayor contenido de materia orgánica, como es el caso de América Latina. Por lo tanto, los resultados encontrados en la investigación sirven para países que tengan mas del 50 % de materia orgánica de rápida y mediana degradación.

La investigación bibliográfica sobre los principios de la descomposición anaerobia en residuos sólidos urbanos, así como las características del biogás y del lixiviado presentes en rellenos sanitarios, permitieron tener un marco de referencia que sirvió de base para comparar los resultados obtenidos en la investigación con los de un relleno sanitario convencional, encontrando que el porcentaje de composición del biogás y concentración de materia orgánica medida como DQO y pH en lixiviados son similares a lo generado en rellenos sanitarios en América Latina. Sin embargo, las cantidades producidas son notoriamente diferentes e inferiores.

Los resultados de la investigación determinaron que en el interior de las pacas impermeabilizadas con LDPE se presentaron condiciones adecuadas para la formación de metano en los parámetros analizados como son el decaimiento inicial del pH y luego su neutralización, aumento de humedad y temperatura, la pérdida de peso, reducción del porcentaje de materia orgánica en la composición del residuo, el decaimiento de la DQO y AGVs. Lo anterior permite afirmar que a los 15 meses de formadas las pacas con LDPE, éstas se encuentran en fase metanogénica, a pesar de no reportar valores de metano en las mediciones. Las pruebas realizadas a la paca con LDPE encapsulada en HDPE, mostraron un comportamiento similar en los parámetros medidos en las pacas de LDPE sin encapsular y reportaron 22.1 % metano, 24.6 % CO₂, 48.7% N₂ y 4.6% oxígeno. También se encontró 30.1 % metano, 38.8 % CO₂, 31.1% N₂ y no se detectó oxígeno en la cápsula de HDPE lo que comprueba que existe transporte del metano a través de la película de LDPE que cubren las pacas. Además, el balance de masa se confirmó que existe una masa que salió como biogás y como vapor o lixiviado que representa el 33.24% y 31.95 % de pérdida respecto a la masa inicial de las pacas de LDPE y HDPE respectivamente, y tomando en cuenta que en la única paca donde se midió la producción de lixiviado fue de 9 litros durante la investigación, se puede afirmar que la mayor cantidad de masa perdida es de biogás.

La cantidad generada de lixiviado fue mínima, debido a la impermeabilización de las pacas con LDPE, a la alta compactación previa realizada a las pacas y a que se evitó la entrada de agua de lluvia.

El aumento del volumen de pacas se atribuye al esponjamiento que presentan los sólidos por aumento de la humedad y a la respuesta que presentan los residuos sólidos, provocada por la ley de Hook. Lo anterior resultó en el aumento de las dimensiones de las pacas, debido a que estas no

recibieron el peso de otras pacas, como se da en las condiciones de disposición final. Como resultado la densidad de las pacas disminuyó, principalmente por la pérdida de peso. Los valores del aumento de volumen permiten mostrar el comportamiento que tendrán las pacas colocadas en la parte superior de las plataformas de disposición final.

Del análisis de costo-beneficio del sistema de disposición final mediante pacas impermeabilizadas de RSU con LDPE, se encontró que el costo de operación (\$/ton) de un relleno seco es de \$13 dólares/ton de residuo dispuesto, el cual es igual o menor a al costo de operación de un relleno sanitario convencional que esta en el orden de \$10 a \$20 dólares/ ton (AIDIS, 2011). Sin embargo, el costo de inversión es mayor por las maquinarias el cual es compensado por la menor cantidad de terreno necesaria para una vida útil mayor del relleno sanitario. Además del beneficio económico, el sistema resulta viable para el uso como combustible alterno en incineradores ó cementeras, debido a que podría retirarse las pacas del sitio de disposición final para ser usados en estos hornos, así comola posibilidad de generar bonos de carbono por la reducción de gases efecto invernadero.

La hipótesis que la compactación e impermeabilización de los residuos sólidos urbanos previo a la disposición final puede inhibir la descomposición anaerobia de la materia orgánica cuando se encuentran 50%, no se cumplió, ya que se demostró que a partir del octavo mes de la investigación, se produjo metano en la paca de LDPE encapsulada con HDPE en concentraciones similares a las de un relleno sanitario y que se registró una pérdida de peso producida por la cantidad de lixiviado, vapor y biogás representa aproximadamente el 37% del peso inicial de la paca. Con ello se demuestra que las pacas impermeabilizadas con LDPE entraron en la fase metanogénica y que el metano se fuga a través del polietileno. Este fenómeno también se presentará cuando las pacas con LDPE se encuentren totalmente cubiertas con otras pacas y con tierra al momento de la disposición final.

La cantidad insignificante de lixiviado generado permiten afirmar que el sistema puede ser considerado una alternativa viable de disposición final para el cuidado del medio ambiente, incluso en ciudades que generen RSU con más del 50% de materia orgánica, por las demás ventajas que presenta, pero aún así, se debe incluir un sistema de quema de biogás y un sistema de captación de lixiviado, el cual se generará de la limitada lluvia que ingrese a la celda y escurra entre las pacas, al no ser captada por el sistema de drenaje pluvial.

REFERENCIA BIBLIOGRAFICAS

AIDIS, OPS-OMS, BID. (2010). Evaluación Regional del Manejo de Residuos Sólidos Urbanos en América Latina y el Caribe: <http://www.iadb.org/en/topics/solid-waste/waste.2203.html>

Aguilar Q, Ojeda S, Taboada P, Quintero M, Armijo C (2011) Estimación de las constantes de la tasa de generación de biogás en sitios de disposición final en Baja California, México. 4° Simposio de REDISA.

Andreottola G, Bortolon A, Dallago L, Ragazzi M. (2001). A Comprehensive Study on MSW baling as a pre-treatment to waste-to-energy plants. In: Christensen, T.H., Cossu, R. y Stegmann, R. (eds): *Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium* Cagliari, CISA-Environmental Sanitary Engineering Centre, Cagliari, Italy. Sardinia, Italy, pp. 361–370.

Andreottola G, Lagazzi M. (2000). MSW Baling as a pre-treatment to waste to energy plants. In: *Innovation in Waste Management*, Proc. Of the IV European Waste Forum, Milano, Italy. CIPA, Milan.

Ansbjerg J, Hogland W, Tamaddon F. (1995) Storage of waste fuels with baling technique. ISWA Times No. 3.

APHA (1998). Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. Editor 20 th edition.

Aragno M. (1988). *The Landfill Ecosystem: A Microbiologist's Look Inside a Black Box*. Editor Springer Berlin/ Heidelberg. ISBN : 978-3-540-50694-2, vol 20.

Bagchi A. (1994). Design, Construction and Monitoring of Landfills. Wisconsin Dept. of Natural Resource. Madison, Wi. EEUU. 2ª Ed., ISBN: 0-471-30681-9. pp.200.

Baldasano JM, Gasso S. (2001). Evaluación del vertido de RSU en forma de pacas compactadas y empacadas con plástico. *Revista Residuos*. N° 52. España. pp. 66- 73

Baldasano JM, Gassó S, Pérez C. (2002) Analisis de costes comparativo entre un vertedero tradicional y un vertedero de balas plastificadas rectangulares. *Revista residuos*. N° 63, pp 92-99

Baldasano JM, Gassó S, Pérez C. (2003) Environmental performance review and cost analysis of MSW landfilling by baling-wrapping technology versus conventional system, *Waste Management*, 23, pp 795-806.

Baldit R, Grange D, Thomachon M. (1985).Évolution Thermique des Déchets et de la Pollution des Eaux Souterraines Sur le Site d'Arnourville-lés-Mantes. Bulletin de Liaison des Laboratoires de Ponts et Chaussées, num. 139. pp 99-111.

Baltierra E, Márquez L, Sánchez J, Ortiz R, (2011)El efecto de los residuos de la industria de la construcción y demolición en la degradación de los residuos sólidos urbanos Congreso de REDISA

Barlaz M, Rooker A, Kjeldsen P, Gabr M, Borden R. (2002).Critical evaluation of factors required to terminate the postclosure monitoring period at solid waste landfills. Environmental Science and Technology, 36 (16). pp. 3457- 3464.

Barlaz M. (1996). Microbiology of Solid Waste Landfill. Edited by A.C. Palmisano and M.A Barlaz, Microbiology of Solid Waste, Boca Raton: CRC Press. pp. 31-70.

Barlaz M, Schaefer D, Ham R. (1989).Bacterial Population Development and Chemical Characteristics of Refuse Decomposition in a Simulated Sanitary Landfill. Applied Environmental Microbiology. 55(1) pp.55-65.

Braun M, Schoberthy S, Gottschalk G. (1979). Enumeration of Bacteria Forming Acetate from H₂ and CO₂ in Anaerobic Habitats. Editado por Springer Berlin/ Heidelberg vol.120, N° 3. pp. 201-204.

Besel S. (2007).(Departamento de Energía). *Biomasa: digestores anaerobios*. IDAE (Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía). Madrid, España. pp 48.

Berthe, C. (2006). Etude de la Matière Organique contenue dans des lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets managers et asimiles. These pour obtenir le grade de Docteur de L'Universite de Limoges. Francia. pp.16-18.

Bingemer H, Crutzen P. (1987). The Production of Methane from Solid Wastes. Journal of Geophysical Research, vol. 92, num. D2. pp. 2182-2187.

Borzacconi L, López I, Viñas M. (1995) Application of Anaerobic Digestion to the Treatment of agroindustrial effluents in Latin America, Water Science and Technology, 32(12): pp 105-111.

Boscov M, Abreu R. (2000) Aterros sanitários previsão de desempenho x comportamento real. In: Associação Brasileira de Mecânica dos Solos e Engenharia Geotécnica / Núcleo Regional de São Paulo (Org.). Previsão de Desempenho x Comportamento Real. São Paulo: ABMS/NRSP, Textos científicos .com, Polimeros.

<http://www.textoscientificos.com/polimeros/polietileno/relacion>

Brunner D, KellerD. (1970). Sanitary landfill Guidelines. US. Department of Health. Education and Welfare, Bureau of Solid waste management. EEUU.

Buenrostro O, Gonzalez C, Marquez L, Hernandez M. (2011) Influencia del tiempo de confinamiento en la composición de Residuos Sólidos Urbanos (RSU). México. 4° Simposio de REDISA

Cairó J, Paris J. (1988). Microbiología de la digestión anaerobia, metanogénesis. Actas del 4th seminario de tratamiento anaerobio de aguas residuales. Valladolid, pp. 41 - 51.

Campani D, Schneider P, Matos F. (2009) Determinação Do Poder Calorífico Do Biogás Gerado Em Aterros Sanitários, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).

Campbell D. (1982). Absorptive Capacity of Reguse, en Proceedings of Leachate. Symposium, Oxfordhire, AERE (Atomic Energy Research Establishment), Reino Unido.

Caterpillar. (2001) Manual de rendimiento. Edición 27. Editada por Caterpillar Inc. Peoria, Illinois, EE.UU. pp. 1-25.

CEAMSE. (2007). Bases la licitación para el relleno Norte III-A. Anexo A. Información técnica de los lixiviados. Provincia de Buenos Aires Argentina.

Chang V, Holtzapple M. (2000) Fundamental factors affecting enzymatic reactivity. Applied Biochemistry. Biotechnology, 37(5). pp 84-86

Chugh S, Pullammanappallil P, Rudolph V. (1998). Effect of recirculated leachate volume on MSW degradation. Waste Management and Research, 16 (6). pp 564-573.

Chynoweth D, Pullammanappallil P. (1996). Anaerobic digestion of municipal solid waste. In: Edited by A.C. Palmisano and M.A Barlaz, Microbiology of solid waste, Boca Raton: CRC Press, pp. 71-113.

Conn E, Stumpf P, Bruening g, Doi R (2000). Bioquímica Fundamental. Editorial Limusa. 5° edición. ISBN 968-18-5231-1. México.

Costemalle B. (1997). OM: Elyo et EDF stokent en balles. Décision Environnement June, 15.

Cuervo L, Folch JL, Quiroz R (2009). Lignocelulosa como fuente de azúcares para la producción de etanol. Biotecnología , año 2009, vol 13. N3 . México.

Dinamarca S, Aroca G, Chamy R, Guerrero L. (2003) The influence of pH in the hydrolytic stage of anaerobic digestion of the organic fraction of urban solid waste, Water Science and Technology, 48(6): pp. 249-254.

DGSU-DF. Dirección General de Servicios Urbanos del Distrito Federal (2007). Reporte de resultados de lixiviados. Sitio de disposición final del Bordo Poniente Etapa IV. Punto: Carcamo macrocelda 4. Enero 2006- Junio 2007. Mexico DF.

Dumont M, Taillieu X, Destain J, Rrikir R, Thonart P, (1993). La Décharge, un Bioréacteur à Gérer. Tribune de l'eau, Num. 564/ 4. pp. 3-10.

Duran C, Latanze R, Pisani Jr R. (2009). Avaliação da geração de biogás em ensaio de redução de volume por compressão em amostras de residuo sólido urbano de Ribeirão Preto, in 25º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Recife.

ECOFENIX (2011) . Informacion de costos de la empresa.

Edgers L, Noble J, WilliamsE. (1992). A biologic model for long term settlement in landfills. In: Mediterranean Conference on Environmental Geotechnology, Rotherdan, The Netherlands. Balkema, pp. 177-184.

EI-Fadel M, Bou-Zeid E, Chahine W, Alaylil B. (2002). Temporal Variation Of Leachate Quality From Pre-Sorted And Baled Municipal Solid Waste With High Organic And Moisture Content. Ed. Elsevier Science Ltd. Waste Management 22 pp. 269-282.

Elias X. (2005) Tratamiento y valorización energética de residuos, Editorial. Días de Santos, España. pp 1228

EPA (2009) Manual de usuario Modelo Mexicano de Biogás, Versión 2.0, Preparado por: Victoria Ludwin. Agencia para la Protección del Ambiente (U.S. EPA) Washington, D.C.

EUROSTAT. (2008). European Commission: Energy, Transport and Environment Indicators. In the earth engineering center of Columbia University. <http://www.seas.columbia.edu/earth/recycle/>

François V. (2004). Détermination d'indicateurs d'accélération et de stabilisation de déchets ménagers enfouis. Etude de la recirculation de lixiviats sur colonnes de déchets. Thèse de doctorat, Université de Limoges.

Francou C. (2003). Stabilisation de la matière organique au cours du compostage de déchets urbains: Influence de la nature des déchets et du procédé de compostage - Recherche d'indicateurs pertinents. Institut des sciences et Technologies Paris.

Gallardo A, Prades M, Bovea M, Colomer F. (2011) Análisis de la Generación y Composición de los Residuos Urbanos en las Ciudades Españolas. 4º Simposium Iberoamericano de Ingeniería de Residuos de la REDISA, DF México.

Gendebien A. (1992). Landfill Gas from Environment to Energy. Commission of the European Communities, Final Report, Luxemburgo.

Graindorge P. (1990). Contribution á l'étude du Traitement des Déchets Urbains par Fermentation Méthanique: a) Cinétiques de la Fermentation et Application au Contrôle d'un Réacteur Ouvert, b) Modélisation de l'étape Acétoclaste du Processus Biologique, Tesis de doctorado, Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, Francia.

Hansen H, Angelidaki I, Ahring, B. (1998). Anaerobic digestion of manure; inhibition by ammonia. *Water Research*. Vol 32 (1), pag. 5-12.

Harmsen J. (1983). Identification of organic compound in leachate from a waste tip. University of Warmia and Mazury in Olsztyn, Faculty of Environmental Sciences and Fisheries. *Wat. Res.* 17, pp 669-705.

Hartz K, Ham R. (1982). Temperature effects: Methane production rates in landfill Sample. *Waste Management and Research*, vol. 1. pp. 139-145.

Hartz K, Ham R. (1983). Moisture Level and Movement Effects on Methane Production Rates in Landfill Sample. *Waste Management and Research*, vol. 1. N° 1. pp. 139-145.

Hayes T, Theis T. (1978) The distribution of heavy metal in anaerobic digestion, *Journal Water Pollution Control Federation*, 1, pp 50.

Hedrick D, White T, Guckert J, Jewell W, White D. (1992). Microbial biomass and community structure of a phase-separated methanogenic reactor determined by lipid analysis. *Journal of Industrial Microbiology*, 9. pp 193-199.

Heller L, Catapreta C. (2003) Solid waste disposal in urban areas and health – the case of Belo Horizonte, Brazil. In: *Waste Management and Research*, v. 21, n. 6, pp. 549 -556

Hills D, Nakano K. (1984). Effects of particle size on anaerobic digestion of tomato solid wastes. *Agricultural Wastes*. Vol. 10. pp 285-295.

Hogland W. (1998) Baled waste fuel at a thermal power station in Umeå, Northern Sweden. In: *Proc. of the 5th Polish–Danish Workshop on Biofuels*, 26–29 November Starbienino, Technical University of Gdansk Poland, pp. 21–28.

Hogland W, Marquez M, Nimmermark S, Nammari D, Moutautchi V (2001). Seasonal and long-term Storage of waste fuel with baling technique. Report N° 112. University of Kalmar. Suecia.

Hossain M, Gabr M, Barlaz M. (2003) Relationship of compressibility parameters to municipal solid waste decomposition. In: *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, v. 129, n. 12, pp. 1251-1158,

Hwu C, Donlon B, Lettinga, G. (1997) Acute toxicity of oleate to acetate-utilizing methanogens in mesophilic and thermophilic anaerobic sludges. *Enzyme and Microbial Technology*. Vol. 21, pp. 297 - 301

Imabe Iberica (2009). Manual de operación del equipo H-60/1000DA. Características técnicas de la prensa. Madrid España. Pp. 7-8

INEGI. (2010). Instituto Nacional de Estadística y Geografía INEGI. Censo de Población y Vivienda 2010. <http://www.inegi.org.mx/geo/contenidos/geoestadistica/catalogoclaves.aspx>

Juarez E, Rico A. (2005) Mecánica de suelo: Fundamentos de la mecánica de suelo I. Editorial Limisa. Capítulo XIV. Compactación.

Kjeldsen P, Barlaz M, Rooke A, Baum A, Ledin A, Christophersen T. (2002). Present and long-term composition of MSW landfill leachate. *Critical reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4), pp. 297-336.

Kjeldsen P, Christophersen, M. (2001). Composition of leachate from old landfills in Denmark. *Waste Management and Research*, Vol. 19. No.3. pp. 249-256.

Kugelman I, Chin K. (1971). Toxicity synergism, and antagonism in anaerobic waste treatment processes. *Anaerobic biological treatment process*. Advances in chemistry series, American chemical society pp 105.. Washington D.C.

Lambisto G. (1990). OM en Balle: La France hors de jeu, environnement et technique, 94.

Lange J, Busing B, Hertlein J, Hediger S. (2000) Water vapour transport through large defects in flexible packaging: modelling, gravimetric measurement and magnetic resonance imaging. *Packaging Technology and Science*, 13, pp 139–147.

Lara C, Rodríguez S, Salvador M. (2006). Estudio de la biodegradabilidad de residuos sólidos municipales. Influencia de la humedad y del tamaño de partícula. Universidad de los Andes. Colombia.

Lechner P. (1995). Water balance and leachate quantity. Curso internacional de rellenos sanitarios y de seguridad. CEPIS/ OPS / OMS. Perú. pp 2- 8

Liu C, Chen R, Chen K. (2006.) Unsaturated consolidation theory for the prediction of long-term municipal solid waste landfill settlement. In: Waste Management and Research, v. 24, n. 1, pp. 80-91.

Manahan S. (2007). Introducción a la Química Ambiental. Editorial Reverté. Universidad Nacional Autónoma de México. pp 634- 636; 644. 647. México

Mariano M, Maciel F, Fucale S, Jucá J, Brito A. (2007) Composição gravimétrica e volumétrica dos RSU da célula piloto do aterro de resíduos sólidos da Muribeca. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental : ABES,, 24,2007, Rio de Janeiro

Mata J. (2003). Biomethanization of the organic fraction of municipal solid wastes. Publicado por IWA Publishing,. ISBN 1900222140, 9781900222143. pp 1- 40

Mazo E. (2006). Estimación de la producción de biogás en rellenos sanitarios. Caso: Curva de Rodas y La Pradera. Convenio 162/ 2006 entre Empresas varias de Medellín E.S.P- Universidad de Antioquia, Colombia.

Mac Carty P, Mic Kinney R. (1961). Volatile Acid Toxicity in anaerobic digestion. Water Pollution Control Federation Journal Vol. 33. N° 3. pp 223 -232.

Mendez R, Cacho E, Sauri M, Castillo E. (2002). Influencia del material de cubierta en la composición de los lixiviados de un relleno sanitario. Ingeniería Revista Académica. Año/ vol 6 Numero 2. Universidad Autónoma de Yucatan. Pp. 7-12

Mendoza E, Márquez L, Sánchez JM, Martínez C (2011). Comparación del efecto de la recirculación de lixiviados sobre la capacidad calórica y el pH de los residuos sólidos urbanos, México. 4° Simposio de REDISA.

Mevius W, Birgit von Oepen, Steinbrecht H (1994). Permeabilitat von Polyethylenrohren gegenüber Umweltchemicalien, Hamburger Wassewerke, Fachliche Berichte pp 1-94.

Millot N. (1986). Les Lxiviats de Decharge Controlée: Caracterisation Analytique; Études des Filères de Traitement. Tesis de doctorado, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, Francia.

MNJ. (2011a). Municipalidad de Naulcalpan de Juarez. Bitácora de control de biogás del relleno sanitario de Naucalpan. Edo. México. Servicios de Tecnología Ambiental SA de CV. Naucalpan, Edo de México. pp 1-80

MNJ. (2011b). Municipalidad de Naulcalpan de Juarez. Bitácora de Operacion del relleno sanitario de Naucalpan. Edo. México.

Monreal J. (1999) Recuperación de Biogás de residuos sólidos en Santiago de Chile. Seminario Internacional de gestión de residuos sólidos y peligrosos en el Siglo XXI. Ministerio de Salud. Santiago de Chile.

Mooij H. (1979). Solid waste disposal research activities of federal government in Canada. Proceedings of the Fifth Annual research Symposium, Orlando Florida. EEUU. pp 22-28.

Mounton C, Albagnac G, Beckelynck J, Dubourguier H. (1985). Production et Récupération de Biogás Produit par les Ondures Ménagères Enfouies en Decharge, T.S.M. - L'eau, N°. 9. pp 391-404

Mustin M, (1987). Le Compost, Gestion de la Matière Organique, Paris, Éditions Dubusc.

Nammari D, Hogland W. (2003a) Storage of municipal solid waste: a walk through history and an outlook into the future. In: Toczyłowska, I. y Guzowska, G. (eds): The 8th Polish-Danish Workshop on 'Biomass for Energy', 12–15 June, Starbienino, Poland, pp. 233.

Nammari D, Hogland W, Moutavtchi V, Marques M, Nimmermark S. (2003b) Physical and chemical processes in baled waste fuel with emphasis on gaseous emissions. *Waste Management and Research*, 21, pp 309–317.

Nammari D, Hogland W, Marques M, Nimmermark S, Moutavtchi V. (2004) Emissions from a controlled fire in municipal solid waste bales. *Waste Management*, 22, pp 9–18.

Nammari D, Mathiasson L, Mårtensson L, Marques M, Thörneby L, Hogland W. (2006) Emissions of volatile organic compounds from waste bales during temporary storage. I. Methodological approach for investigation of gaseous emissions. *Waste Management and Research*. 24 pp. 309-314

Nammari D, Mathiasson L, Mårtensson L, Marques M, Thörneby L, Hogland W. (2007) Emissions from baled municipal solid waste: II Effects of different treatments and baling techniques on the emission of volatile organic compounds. . *Waste Management and Research*, 25: pp 109-118

Needham A, Gallagher E, Peggs I, Howe G, Norris J. (2004) The Likely medium to long-term generation of defects in geomembrane liners. ISBN 1844321800.

Noyola A. (1996). Condiciones fisicoquímicas para la digestión anaerobia. Curso de Capacitación. Instituto de Ingeniería-UNAM. México

OECD (2008) Organization for Economic Co-operation and Development, Environmental Data: Compendium 2006-2008. pp. 10-16; <http://www.oecd.org/dataoecd/22/58/41878186.pdf>

OPS (2005). Informe de la evaluación regional de los servicios de manejo de residuos sólidos en América latina y el Caribe. Washington, EVAL 2005. USA. pp. 53-78.

Ouvry J, Page B. (2005). Settlement of waste package in chaffs in a domestic waste disposal. In: International Workshop Hydro – Physico - Mechanics Of Landfills, Proceedings Grenoble: Grenoble University, Grenoble, France.

Ozanne, F. (1990). Les lixiviats de Décharges, le Point des connaissances en 1990. TSM-l'eau. pp 289-312.

Paes R. (2003). Caracterização do chorume produzido no aterro da Muribeca - PE. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco, Recife: UFPE, pp 150.

Palma J, Espinace R, Valenzuela P, Szanto M. (1999) Reducción de los tiempos de estabilización en rellenos sanitarios operados con recirculación de lixiviados tratados, Memorias XIII Congreso de Ingeniería Sanitaria y Ambiental AIDIS-CHILE, Antofagasta, Chile.

Park H, Lee S, Do N. (2002) Evaluation of decomposition effect on long-term settlement prediction for fresh municipal solid waste landfills. In: Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 124 (1), pp. 107-118.

Pavlostathis S, Giraldo E. (1991). Kinetics of anaerobic treatment: a critical review. Critical reviews in environmental control. 21 (5,6), pp. 411-490.

Pemex Gas y Petroquímica Básica (2011). Ficha técnica del Gas Natural (Metano) ONU/1971 - 1972

Pichler M, Kogel-Knaber I. (2000). Chemolytic analysis of organic matter during aerobic and anaerobic treatment of municipal solid waste. *J. Environ. Qual.*, 29, pp 1337-1344.

Pillay G. (1985). Étude des Propriétés d'absorption des Mâchefères d'incinération d'ordures Ménagères; Application à l'épuration des lixiviats de Décharge, Tesis de doctorado, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, Francia,

Pisani Jr R, Duran C, Pereira C. (2010). Leachate Chemical Composition of Household Baled Waste in Lysimeters. Memorias Simposium de DIRSA. Congreso de AIDIS, 2010. Punta Cana, República Dominicana del 7 al 10 de nov del 2010. CD-ROM.

Plastivida Argentina. (2007). Entidad técnica profesional especializada en plástico y medio ambiente. Centro de Información técnica. Degradación de los materiales plásticos. Boletín N° 21. Buenos Aires. Argentina.

- Queiroz Lima L. (1988). Tratamiento de lixo. Editorial Hemus. 1° Edición. Brasil. pp. 46,195-203.
- Reichert G. A. (2005.) Aplicação da digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos: uma revisão. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental ABES, 23, 2005, Campo Grande, MS. Anais... Rio de Janeiro
- Robinson H, Gronow J. (1993). Review of landfill leachate composition in the UK. Proceedings Sardinia. Fourth International Landfill Symposium, Cagliari, Italy, pp 821-832.
- Robles F. (1999). Etude de l'évolution Bio-physico- chimique des ordures menageres en conditions de Mise en balles enrubanées. Tesis Doctoral. INSA de Lyon. Francia, pp. 17-183.
- Robles F, Gourgon R. (1999). Effect of baling on the behaviour of domestic wastes: laboratory study on the role of pH in biodegradation, *Bioresearch Technology*, 69, pp 15-22.
- Robles F, Gourgon R. (2000). Long – Term behaviour of baled household waste, *Bioresource Technology*, 72, pp 125-130.
- Ross W. (1990). Factors influencing the chemical characteristics of landfill leachates. 1st Methane-from-landfill Summer School, Department of Chemistry and Biochemistry, Rhodes University, Grahamstown. pp. 29-31.
- Rousseaux P, Navarro A, Vermande P. (1989). Heavy Metal Distribution in Household Waste. *Biocycle*, septiembre 1989. pp. 81-84.
- Sandoval C, Carreño M, Castillo E, Vergara M. (2007) Caracterización microbiológica de los lodos anaerobios utilizados en el tratamiento de la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos. *Scientia et Technica* Año XIII, No 35. Agosto de 2007. Universidad Tecnológica de Pereira. ISSN 0122-1701 pp. 509 – 514.
- Savage G, Díaz L, Golueke C, Martone C, Ham R. (1998) Guidance for landfilling waste in economically developing countries. Washington: USEPA, (Report EPA/600/R-98-040)
- SEMARNAT. (2003). *Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos*. Título Primero. Disposiciones generales. Título Sexto de la Prevención y Manejo Integral de Residuos Sólidos Urbanos y de Manejo Especial. México. Publicada en el diario Oficial el 8 de octubre del 2003.
- SEMARNAT. (2004). Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003, Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos urbanos y de manejo especial. Publicada en el diario oficial el 20 de octubre del 2004. México. pp. 5-10

SEMARNAT. (2006). *Reglamento de la Ley general para la prevención y gestión integral de los residuos*. México. Publicada en el diario Oficial el 30 de noviembre del 2006.

Sieger E, Kewitz H. (1997). Application of baling technology for temporary storage of household waste. In: Christensen, T. H., Cossu, R., Stegmann, R. (eds): *Sardinia 97, the Sixth International Landfill Cagliari, Sardinia, Italy*, pp. 457–462.

Siegrist H, Renggli D, Gujer W. (1993), Mathematical modelling of anaerobic mesophilic sewage sludge treatment. *Water Science and Technology*, Vol. 27,2, pp 25-36.

Stams A. (1994). Metabolic interactions between anaerobic bacteria in methanogenic environments. *Antonie van Leeuwenhoek*. Vol.66, pp.271-294

Sonesa A, Ander P. (1977). Principios de química. Introducción a los conceptos teóricos. Editorial Limusa. México. pp 679- 680.

Szantó M, Tejero I, Muñoz J (2002) "Aplicación del Metodo de Embalado al Tratamiento de Residuos Urbanos Universidad Cantabria, Universidad Católica de Valparaiso.

Tamaddon F, Hogland W, Kjellberg J. (1995) *Storage of Waste-fuel by Baling Technique*, Report no. 3188. Lund University/ Bala Press AB, Lund, Sweden.

Taylor G. (1982). Themethanogenic bacteria. *Progress in industrial microbiology*. 16, pp. 231-329,

Tchobanoglous G, Theisen H, Vigil S. (1998). *Gestión integral de residuos sólidos*, Vol. I, McGraw-Hill, Madrid,. pp. 8- 605

Themelis N. (2002) Anaerobic digestion of biodegradable organics in municipal solid wastes, Departamento de la Tierra e Ingeniería Ambiental, Universidad de Columbia, EEUU.

ThurgoodM. (1993). Tapping Landfill Gas as an Energy Source. *World waste*. Mayo –Junio. pp. 23-26.

Tsagas F, Petalas A, Markidis I, Tsakmakis I, Grigoropoulos N, Dermatas D (2009). Baling-wrapping tchenology and MSW management: Insights from a pilot cases study in Alexandroupolis, Greece. 11° International Conference on Environmental Science and Technology. Chania, Crete, Greece. 3-5 Sep 2009.pp. 953- 960.

Van Lier J. (1995). "Temperature optima of thermophilic methanogenic sludge: implications for reactor star-up and operation", in thermophilic anaerobic waswater treatmewnt; temperature aspects and process stability. Tesis doctoral. Universidad de Wageningen.

Veeken A, Hamelers B. (1999). Effect of temperature on hydrolysis rates of selectes biowaste components. *Bioresource technology*. Vol. 29, pp. 249-254

Vincent F. (1991). Contribution à l'étude du Fontionnement d'une Décharge, Modélisation d'un Décht-type, Tesis de doctorado, École Nationale Supérieure des Mines, Francia

Wall D, Zeiss C. (1995)Municipal landfill biodegradation and settlement. *Journal of Environmental Engineering*, v. 121, n. 3, pp. 214-224,

Wang Y, Byrd C, Barlaz M (1994). Anaerobic biodegradation of cellulose and hemicellulose in excavated refuse samples using a biochemical methane potential assay. *J. of Industrial Microbiology*, 13, 147-153.

Wang Y, Easteal A, Chen X. (1998) Ethylene and oxygen permeability through polyethylene packaging films. *Packaging Technology and Science*, 11, pp 169–178.

Williams P. (2005). Waste treatment and disposal. Publicado por John Wiley and Sons, ISBN 0470849134, 9780470849132. pp. 1-380

Wreford K, Atwater A, Lavkulich L. (2000). The effects of moisture inputs on landfill gas production and composition and leachate characteristics at the Vancouver Landfill Site at Burns Bog. *Waste Management and Research*, 18 (4). pp 301 – 404.

Yabroudi S, Alem Sobrinho P, Morita D, Matos L, Amara M.(2010).Aplicabilidad del proces o denitrificación/des nitrificación en el tratamiento de lixiviado de relleno sanitario. *Sistema de información científica*. Venezuela. *Interciencia*, vol. 35, núm. 12, diciembre, 2010, pp. 921-926



ANEXO 1.A

Datos de campo 2009-2011 del clima de área del proyecto. Temperatura Ambiente

MESES	2009				2010				2011			
	Temperatura del día que se tomó la muestra (°C)	MAX (°C)	MIN (°C)	PROM (°C)	Temperatura del día que se tomó la muestra (°C)	MAX (°C)	MIN (°C)	PROM (°C)	Temperatura del día que se tomó la muestra (°C)	MAX (°C)	MIN (°C)	PROM (°C)
ENERO					14.4	24.9	5.7	15.3	13.06	23.2	1.6	12.4
FEBRERO					12.79	23.4	2.9	13.15	14.77	24.2	2.8	13.5
MARZO					16.47	27.3	5.3	16.3				
ABRIL					17.44	27.9	7	17.45				
MAYO					19.54	29.8	10.7	20.25				
JUNIO					20.05	28.9	12.5	20.7				
JULIO					15.48	23.6	-9	7.3				
AGOSTO					16.03	24.9	9.6	17.25				
SEPTIEMBRE					17.02	24.1	7.1	15.6				
OCTUBRE					17.42	24.7	4.2	14.45				
NOVIEMBRE	13.77	17	13.3	15.15	15.91	23.1	-0.8	11.15				
DICIEMBRE	13.46	No hay dato	No hay dato	No hay dato	11.23	21.4	-0.8	10.3				
TOTAL / PROMEDIO	13.62	17	13.3	15.15	16.15	29.8	-9	14.93	13.92	24.2	1.6	12.95



ANEXO 1.B
Datos de campo 2009-2011 del clima de área del proyecto. Precipitación Pluvial

MESES	Promedio mensual (mm)	2009 (mm)	2010 (mm)	2011 (mm)
ENERO	27.07		53.63	
FEBRERO	15.06		28.09	2.03
MARZO	0		0	
ABRIL	26.12		26.12	
MAYO	16.97		16.97	
JUNIO	0		0	
JULIO	140.83		140.83	
AGOSTO	164.68		164.68	
SEPTIEMBRE	57.59		57.59	
OCTUBRE	0		0	
NOVIEMBRE	0.125	0	0.25	
DICIEMBRE	1.265	2.53	0	
TOTAL	449.71	2.53	488.16	2.54

ANEXO 1.C
Datos de campo 2009-2011 del clima de área del proyecto. Húmeda Relativa

MESES	Promedio mensual (%)	2009 (%)	2010 (%)	2011 (%)
ENERO	48.53		51.06	45.99
FEBRERO	50.07		52.91	47.22
MARZO	41.73		41.73	
ABRIL	48.72		48.72	
MAYO	45.88		45.88	
JUNIO	42.42		42.42	
JULIO	81.82		81.82	
AGOSTO	78.85		78.85	
SEPTIEMBRE	74.13		74.13	
OCTUBRE	49.93		49.93	
NOVIEMBRE	55.40	65.99	44.81	
DICIEMBRE	51.75	59.17	44.33	
TOTAL	55.77	62.58	54.72	46.61

ANEXO 2.A.

Observaciones de campo. Humedad en el interior de la paca

FECHA	0	1	2	3	4	5	6	HDPE	8	9	10	11	12	13
07/01/10	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
13/01/10	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
27/01/10	S		S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
17/02/10	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
25/02/10	S			S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
02/03/10	S			S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
05/04/10	N				S	S	S	S	S	S	N	S	S	S
26/04/10	S					S	S	S	S	S	N	S	S	S
06/05/10	S					S	S	NA	S	S		S	S	S
03/06/10	S					S	S	NA	S	S		S	S	S
08/06/10	S					S	S	NA	S	S		S	S	S
14/06/10	S					S	S	NA	S			S	S	S
28/06/10	N					S	S	NA				S	S	S
02/08/10	S					S	S	NA				S	S	S
16/08/10	S					S	S	NA				S	S	
25/08/10	S					S	S	NA				S	S	
18/10/10	N					S		NA				S	S	
23/11/10	S					S		NA				S		
10/01/11	S					S		NA						
08/02/11								S						

NA. Paca que fue encapsulada
N. No hay humedad
S. Si hay humedad

ANEXO 2.B

Observaciones de campo. Presencia de mosca y larva.

FECHA	0	1	2	3	4	5	6	HDPE	8	9	10	11	12	13
07/01/10		MI/ ME	N	N	ME	ME	ME	ME						
13/01/10	ME	N	N	N	L	ME	N	N	L	L	N	L	N	N
27/01/10	N	ME	MI/L	MI/L	MI/L	MI/L	MI/ L	MI/L	L	MI/ ME	MI/ ME/ L	MI/L	MI/L	MI/L
17/02/10	L		MI/L	MI/L	N	N	MI/L	MI/L	MI/ L	MI/L	MI/L	MI/L	MI/L	MI/L
25/02/10	N		N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
02/03/10	N			MI/L	N	ME	N	MI/ME	N	MI/ ME	N	MI/ ME/ L	N	N
05/04/10	N				N	N	L	N	ME	MI	ME	ME/ L	L	N
26/04/10	N				N	N	MI	N	N	N	N	N	N	N
06/05/10	N					N	ME	NA	N	N		N	N	N
03/06/10	N					N	N	NA	N	N		N	N	N
08/06/10	N					ME/ L	MI/ ME/ L	NA	N	MI		N	MI/L	N
14/06/10	N					N	N	NA	N			N	MI/L	MI/L
28/06/10	N					N	MI/ ME/ L	NA				ME/ L	L	MI/ L
02/08/10	ME					L	MI/ ME/ L	NA				N	MI/ ME/ L	L
16/08/10	N					ME	MI/ ME	NA				ME/ MI	ME	
25/08/10	L					N	L	NA				L	MI/ ME/ L	
18/10/10	N					N		NA				L	ME	
23/11/10	N					N		NA				N		
10/01/11	N					N		NA						
08/02/11								L						

MI: Mosca en el interior
 ME: Mosca en el exterior
 L: Larvas en el interior
 NA. Paca que fue encapsulada.
 N. No hay dato

ANEXO 2.C

Observaciones de campo. Ruptura de paca por medio ambiente, degradación del plástico o deformación de la paca.

FECHA	0	1	2	3	4	5	6	HDPE	8	9	10	11	12	13
07/01/10		CR	CR	N	N	N	N	N						
13/01/10		N	CR	SR	N	N	CR	SR	N	N	N	CR	CR	N
27/01/10	N	N	N	N	SR	CR	SR	N	SR	SR	CR	CR	CR	CR
17/02/10	N		SR	N	SR	N	SR	SR	SR	N	SR	SR	SR	CR
25/02/10	SR			SR	SR	SR	SR	SR	SR	SR	SR	SR	SR	SR
02/03/10	N			SR	SR	CR	CR	SR	SR	SR	CR	SR	SR	SR
05/04/10	N			SR	SR	CR	CR	SR	CR	SR	N	SR	SR	SR
26/04/10	SR					CR	SR	N	CR	CR	SR	SR	SR	SR
06/05/10	N					CR	CR	NA	CR	CR		SR	SR	SR
03/06/10	N					N	CR	NA	CR	SR		CR	CR	CR
08/06/10	SR					SR	CR	NA	SR	CR		CR	SR	CR
14/06/10	N					SR	CR	NA	CR			SR	CR	CR
28/06/10	SR					SR	SR	NA				CR	SR	CR
02/08/10	CR					N	CR	NA				SR	SR	CR
16/08/10	SR					SR	CR	NA				SR	SR	
25/08/10	N					SR	CR	NA	CR	N		CR	CR	
18/10/10	CR					CR		NA				SR	CR	
23/11/10	CR					CR		NA				CR		
10/01/11	N					SR		NA						
08/02/11								SR						

SR. Sin ruptura
 CR. Con ruptura
 NA. Paca que fue encapsulada.
 N. No hay dato

ANEXO 2.D

Observaciones de campo. Ruptura de paca por roedor o perro.

FECHA	0	1	2	3	4	5	6	HDPE	8	9	10	11	12	13
07/01/10	N	R	R	R/P	R	R	N	R	N	N	N	N	N	N
13/01/10	R	N	N	N	N	R	N	N	N	N	N	N	N	N
27/01/10	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
17/02/10	N		N	N	R	N	N	N	N	N	N	N	R	N
25/02/10	N			N	N	N	N	N	R	N	N	N	N	N
02/03/10	N			N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	N
05/04/10	N				N	N	N	N	N	N	R	N	N	N
26/04/10	N					N	R	N	N	N	N	N	N	N
06/05/10	N					N	R/P	NA	N	N		P	N	N
03/06/10	N					N	R	NA	R	R		R	N	P
08/06/10	R					N	R	NA	N	N		R	N	N
14/06/10	R					N	N	NA	N			N	N	N
28/06/10	N					N	R	NA				N	N	N
02/08/10	N					N	N	NA				N	N	N
16/08/10	P					N	R	NA				N	N	
25/08/10	N					N	R	NA				N	N	
18/10/10	P					N		NA				N	N	
23/11/10	N					N		NA				P		
10/01/11	N					R		NA						
08/02/11								NA						

R: Roedor
P: Perro
NA: Paca que fue encapsulada
N. No hay dato

ANEXO 2.E

Observaciones de campo. Generación de lixiviados

FECHA	0	1	2	3	4	5	6	HDPE	8	9	10	11	12	13
07/01/10	B	B	A,B, C	A,B, C	N	N	A,C	A,C	N	A	A	A	A	A
13/01/10	B	A,B	A,D	B,C	A, B	B,D	B	A,B	A,B, D	B,D	B	B	A,B	B,D
27/01/10	N	N	A,D	A,B, D	N	N	A,C	A,C	N	A,D	A	A	A	A
17/02/10	B		B	A,B	B	B	A,B	B	B	A,B, D	B	A,B	A,B	A,B
25/02/10	A,C			A,C	N	A	N	N	A	A	N	N	A,C	A,C
02/03/10	N			N	N	N	N	N	N	N	N	N	N	A,C
05/04/10	N				N	N	A,D	N	N	A	N	N	N	N
26/04/10	N					N	A,D	A,D	N	N	A	A	A	A
06/05/10	N					A	A	NA	A	A		A,D	N	A
03/06/10	N					A	N	NA	A	A		D	A	N
08/06/10	B					N	A,C	NA	N	A		A,D	A	A
14/06/10	B					B	A,B	NA	B			B	B	A,B
28/06/10	B					A,B	A	NA				A	A,B, C	A,B, C
02/08/10	B					B	B	NA				A,B, D	A,B	A,B
16/08/10	N					B	N	NA				B	B	
25/08/10	A					A	A	NA				A	A,B	
18/10/10	N					A		NA				N	A	
23/11/10	N					A		NA				A		
10/01/11	A					A		NA						
08/02/11								NA						

- A. Sospecha de lixiviado
- B. Líquidos de lluvia
- C. Líquido mínimo, no se puede tomar muestra
- D. se tomó muestra de lixiviados.
- NA: Paca que fue encapsulada
- N. No hay dato

ANEXO 2.F

Observaciones de campo. Generación de olor

FECHA	0	1	2	3	4	5	6	HDPE	8	9	10	11	12	13
07/01/10	N	N	N	N	S	S	S	N	N	S	S	S	S	S
13/01/10		N	S	N	N	S	S	S	S	S	N	N	S	S
27/01/10	N	S	S	S	N	N	N	N	N	S	S	S	S	S
17/02/10	N		S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S	S
25/02/10	S			S	N	S	N	N	S	S	S	N	S	S
02/03/10	N			S	N	S	S	S	N	S	S	N	S	S
05/04/10	N				N	N	S	N	N		N	S	S	S
26/04/10	N					N	S	S	S	S	N	S	S	S
06/05/10	N					N	S	NA	N	S		S	N	S
03/06/10	S					S	S	NA	S	S		S	S	S
08/06/10	N					N	S	NA	S	S		S	N	S
14/06/10	S					N	S	NA	N			N	N	S
28/06/10	N					S	S	NA				S	S	S
02/08/10	S					N	N	NA				N	N	N
16/08/10	N					N	S	NA				N	S	
25/08/10	N					N	S	NA				N	S	
18/10/10	N					S		NA				N	N	
23/11/10	N					N		NA				N		
10/01/11								NA						
08/02/11								S						

NA. Paca que fue encapsulada

N. No hay olor

S. Si hay olor



ANEXO 3

Peso de las pacas impermeabilizadas con LDPE y HDPE

DIAS	PACAS CON LDPE													PROM	P13°	Paca
	P1°	P2°	P3°	P4°	P5°	P6°	P7°	P8°	P9°	P10°	P11°	P12°	Paca con HDPE		chica	
	DÍA(60)	DÍA(79)	DÍA(101)	DÍA(126)	DÍA(147)	DÍA(190)	DÍA(196)	DÍA(245)	DÍA (280)	DÍA(322)	DIA(364)	DÍA(434)		DÍA(483)	DÍA(483)	
Peso inicial (kg)	857	1037	957	987	997	967	867	757	897	957	887	1017	931.62	927	282	
Peso el día de la apertura de la paca (kg)	850	1029	947	975	974	939	848	728	872	922	842	979	904.46	853	258	
Porcentaje de la pérdida de masa (%)	0.8	0.8	1.0	1.2	2.3	2.9	2.2	3.8	2.8	3.7	5.1	3.7	2.5	8.0	8.5	
Diferencia de pesos	7	8	10	12	23	28	19	29	25	35	45	38	23.3	74	24	



ANEXO 4

Comportamiento de las dimensiones de las pacas (LDPE, HDPE y chica) (m)

Paca 1°

Medidas	Días		Promedio de variación	Desviación Estándar
	0	60		
Largo	1.10	1.20	1.150	0.071
Ancho	1.00	1.05	1.025	0.035
Alto	0.80	0.80	0.80	0.000

Paca 2°

Medidas	Días			Promedio de variación	Desviación Estándar
	0	60	79		
Largo	1.40	1.45	1.50	1.45	0.050
Ancho	1.00	1.05	1.07	1.04	0.036
Alto	0.80	0.80	0.80	0.80	0.000

Paca 3°

Medidas	Días					Promedio de variación	Desviación Estándar
	0	60	79	91	101		
Largo	1.31	1.32	1.32	1.32	1.33	1.320	0.007
Ancho	1.00	1.01	1.02	1.02	1.08	1.026	0.031
Alto	0.80	0.82	0.82	0.85	0.85	0.828	0.022



Paca 4°

Medidas	Días						Promedio de variación	Desviación Estándar
	0	60	79	91	101	126		
Largo	1.37	1.38	1.38	1.39	1.38	1.39	1.38	0.009
Ancho	1.00	1.01	1.01	1.02	1.04	1.04	1.020	0.017
Alto	0.80	0.80	0.85	0.85	0.83	0.84	0.83	0.023

Paca 5°

Medidas	Días							Promedio de variación	Desviación Estándar
	0	60	79	91	101	126	147		
Largo	1.25	1.25	1.30	1.36	1.35	1.35	1.33	1.313	0.047
Ancho	1.00	1.02	1.03	1.05	1.06	1.06	1.05	1.039	0.023
Alto	0.80	0.84	0.84	0.84	0.86	0.86	0.85	0.841	0.020

Paca 6°

Medidas	Días										Promedio de variación	Desviación Estándar
	0	60	79	91	101	126	147	161	190	196		
Largo	1.34	1.34	1.35	1.36	1.38	1.39	1.37	1.36	1.38	1.40	1.367	0.021
Ancho	1.00	1.04	1.05	1.07	1.08	1.10	1.10	1.07	1.06	1.07	1.06	0.0295
Alto	0.80	0.84	0.84	0.84	0.85	0.85	0.88	0.88	0.87	0.85	0.85	0.024



Paca 7°

Medidas	Días											Promedio de variación	Desviación Estándar
	0	60	79	91	101	126	147	161	190	196	200		
Largo	1.19	1.20	1.22	1.25	1.30	1.30	1.32	1.32	1.31	1.30	1.26	1.27	0.049
Ancho	1.00	1.00	1.01	1.03	1.05	1.05	1.05	1.05	1.03	1.07	1.06	1.036	0.024
Alto	0.80	0.85	0.85	0.87	0.87	0.87	0.86	0.87	0.88	0.84	0.84	0.85	0.023

Paca 8°

Medidas	Días													Promedio de variación	Desviación Estándar
	0	60	79	91	101	126	147	161	190	196	200	214	245		
Largo	1.20	1.21	1.21	1.22	1.25	1.25	1.24	1.25	1.22	1.26	1.24	1.25	1.25	1.23	0.020
Ancho	1.00	1.02	1.02	1.04	1.07	1.07	1.05	1.05	1.06	1.04	1.02	1.01	1.03	1.037	0.023
Alto	0.80	0.85	0.85	0.87	0.90	0.90	0.82	0.84	0.86	0.86	0.87	0.84	0.81	0.85	0.029

Paca 9°

Medidas	Días															Promedio de variación	Desviación Estándar
	0	60	79	91	101	126	147	161	190	196	200	214	245	272	280		
Largo	1.17	1.17	1.18	1.19	1.20	1.20	1.25	1.23	1.25	1.20	1.23	1.24	1.25	1.25	1.25	1.217	0.031
Ancho	1.00	1.04	1.05	1.05	1.04	1.05	1.07	1.04	1.04	1.04	1.07	1.04	1.03	1.02	1.04	1.041	0.018
Alto	0.80	0.85	0.90	0.90	0.92	0.92	0.90	0.90	0.90	0.89	0.84	0.91	0.88	0.87	0.88	0.88	0.034



Paca 10°

Medidas	Días																Promedio de variación	Desviación Estándar
	0	60	79	91	101	126	147	161	190	196	200	214	245	272	280	322		
Largo	1.34	1.35	1.36	1.35	1.37	1.37	1.44	1.45	1.43	1.44	1.46	1.45	1.47	1.43	1.43	1.42	1.41	0.045
Ancho	1.00	1.07	1.07	1.09	1.08	1.08	1.08	1.06	1.09	1.08	1.08	1.10	1.07	1.07	1.07	1.07	1.073	0.022
Alto	0.80	0.86	0.86	0.86	0.84	0.84	0.87	0.87	0.88	0.85	0.88	0.86	0.89	0.89	0.89	0.89	0.86	0.024

Paca 11°

Medidas	Días																	Promedio de variación	Desviación Estándar
	0	60	79	91	101	126	147	161	190	196	200	214	245	272	280	322	364		
Largo	1.30	1.34	1.35	1.38	1.48	1.48	1.47	1.45	1.44	1.44	1.45	1.45	1.45	1.46	1.46	1.47	1.47	1.43	0.054
Ancho	1.00	1.12	1.14	1.14	1.12	1.12	1.12	1.10	1.10	1.12	1.12	1.10	1.11	1.10	1.11	1.10	1.12	1.08	0.031
Alto	0.80	0.90	0.90	0.90	0.90	0.90	0.84	0.84	0.83	0.84	0.85	0.85	0.82	0.85	0.85	0.86	0.83	0.86	0.032

Paca 12°

Medidas	Días																		Promedio de variación	Desviación Estándar
	0	60	79	91	101	126	147	161	190	196	200	214	245	272	280	322	364	434		
Largo	1.40	1.46	1.46	1.46	1.50	1.50	1.52	1.52	1.48	1.52	1.53	1.50	1.53	1.52	1.52	1.53	1.54	1.50	1.49	0.036
Ancho	1.00	1.03	1.05	1.05	1.10	1.10	1.07	1.07	1.07	1.05	1.08	1.07	1.07	1.05	1.05	1.06	1.08	1.08	1.06	0.024
Alto	0.80	0.84	0.84	0.84	0.89	0.89	0.86	0.85	0.85	0.89	0.89	0.89	0.89	0.87	0.87	0.88	0.90	0.85	0.86	0.027



Paca 13° (HDPE)

Medidas	Días								Promedio de variación	Desviación Estándar
	0	60	79	91	101	126	147	483		
Largo	1.31	1.37	1.37	1.35	1.36	1.36	1.37	1.33	1.35	0.022
Ancho	1.00	1.05	1.05	1.05	1.08	1.08	1.08	1.06	1.05	0.027
Alto	0.80	0.85	0.85	0.85	0.83	0.83	0.84	0.82	0.83	0.018

Paca Chica

Medidas	Días																			Promedio de variación	Desviación Estándar		
	0	60	79	91	101	126	147	161	190	196	200	214	245	272	280	322	364	434	483				
Largo	1.45	1.45	1.45	1.45	1.48	1.48	1.53	1.52	1.49	1.53	1.53	1.50	1.49	1.50	1.50	1.52	1.50	1.49	1.49	1.49	1.49	1.49	0.027
Ancho	0.60	0.68	0.70	0.75	0.78	0.80	0.80	0.80	0.80	0.80	0.82	0.80	0.80	0.81	0.81	0.82	0.81	0.83	0.83	0.83	0.83	0.78	0.059
Alto	0.40	0.40	0.40	0.40	0.45	0.45	0.45	0.42	0.44	0.40	0.42	0.46	0.43	0.41	0.41	0.40	0.39	0.40	0.40	0.40	0.41	0.41	0.022



ANEXO 5

Volumen de la pacas impermeabilizadas con LDPE , HDPE y paca chica

PACAS CON LDPE

PACAS	P1°	P2°	P3°	P4°	P5°	P6°	P7°	P8°	P9°	P10°	P11°	P12°	P13° con HDPE	
DIAS	DÍA(60)	DÍA(79)	DÍA(101)	DÍA(126)	DÍA(147)	DÍA(190)	DÍA(196)	DÍA(245)	DÍA (280)	DÍA(322)	DIA(364)	DÍA(434)	DÍA(483)	PROM
Volumen inicial (m ³)	0.88	1.12	1.05	1.10	1.00	1.07	0.95	0.96	0.94	0.95	0.99	0.83	1.05	0.99
Volumen final (m ³)	1.01	1.28	1.12	1.15	1.19	1.19	1.12	1.04	1.14	1.14	1.20	1.07	1.35	1.15
Diferencia de volúmenes (m ³)	0.13	0.16	0.07	0.05	0.19	0.12	0.17	0.08	0.21	0.18	0.21	0.24	0.30	0.16
Porcentaje de aumento de volumen (%)	14.55	14.64	6.68	4.74	18.70	11.01	17.65	8.54	22.22	19.33	21.21	28.61	28.82	16.67

VOLUMEN DE PACA CHICA

DIAS	DÍA(60)	DÍA(79)	DÍA(101)	DÍA(126)	DÍA(147)	DÍA(190)	DÍA(196)	DÍA(245)	DÍA (280)	DÍA(322)	DIA(364)	DÍA(434)	DÍA(483)	PROM
Volumen inicial (m ³)	0.46	0.46	0.46	0.46	0.46	0.46	0.46	0.46	0.46	0.46	0.46	0.46	0.46	0.46
Volumen final (m ³)	0.47	0.54	0.53	0.54	0.52	0.53	0.52	0.55	0.51	0.50	0.50	0.47	0.49	0.51
Diferencia de volúmenes (m ³)	0.01	0.07	0.07	0.07	0.05	0.06	0.05	0.09	0.05	0.03	0.03	0.01	0.03	0.05
Porcentaje de aumento de volumen (%)	2.05	15.60	14.83	15.60	11.44	13.79	11.21	18.97	10.47	7.36	7.45	2.12	6.61	10.58



ANEXO 6

Densidad de las pacas impermeabilizadas con LDPE y HDPE

	PACAS CON LDPE													P 13° con HDPE	Paca chica
	P1°	P2°	P3°	P4°	P5°	P6°	P7°	P8°	P9°	P10°	P11°	P12°	PROM		
DIAS	DÍA (60)	DÍA (79)	DÍA (101)	DÍA (126)	DÍA (147)	DÍA (190)	DÍA (196)	DÍA (245)	DÍA (280)	DÍA (322)	DÍA (364)	DÍA (434)		DÍA (483)	DÍA (483)
Densidad inicial (kg/m ³)	974.21	926.16	913.45	900.82	997.30	902.33	911.03	788.85	958.65	1005.57	894.46	1222.72	949.63	884.83	608
Densidad del día de la apertura de la paca (kg/m ³)	843	801	847	849	821	782	757	699	762	812	702	913	799.00	632	521.61
Variación (kg/m ³)	131.21	125.16	66.45	51.82	176.30	120.33	154.03	89.85	196.65	193.57	192.46	309.72	150.63	252.83	86.39
Porcentaje de reducción de densidad (%)	13.5	13.5	7.3	5.8	17.7	13.3	16.9	11.4	20.5	19.2	21.5	25.3	15.9	28.6	14.21

ANEXO 7^a

Tabla de composición física de los residuos sin compactar y residuos compactados al final de la investigación

CONCEPTOS	% PROMEDIO DE RESIDUOS NO COMPACTADOS AL INICIO	% PACAS 12 LDPE FINAL	% PACA HDPE FINAL	% PACA CHICA FINAL
Tela	4.40	8.08	5.27	12.11
Cartón	3.55	7.81	11.71	9.91
Papel	7.17	10.78	1.76	6.98
Poliestireno (unicel)	0.61	0.89	0.76	3.30
Pila	0.01	0	0.00	0.00
Tetrapac	1.10	2.69	2.05	3.67
Polietileno de baja densidad (LDPE) (plástico de lámina)	6.09	12.66	17.57	16.52
Hule	0.50	0.73	1.29	0.75
Metal ferroso	1.10	2.69	2.22	2.75
Madera	0.94	3.33	2.64	2.57
Loza y cerámica	1.19	0.17	0.00	0.40
Hueso	1.18	0	0.00	0.06
Aluminio	0.59	0.35	0.58	0.22
Polietileno Teleftalato (PET)	0.85	4.04	4.69	3.30
Construcción	4.96	2.69	7.86	0.00
Tierra	0.86	2.69	2.93	3.67
Otros	2.63	2.69	0.00	3.67
Residuos de jardín	7.72	13.47	21.96	8.44
Polietileno de alta densidad (HDPE)	5.91	11.32	6.15	9.18
Alimentos	37.20	4.35	3.22	4.41
Vidrio	3.61	0.58	0.90	2.57
Pañal	7.83	6.74	6.44	5.51
TOTAL	100.0	100.0	100.0	100.0

ANEXO 7B
Comportamiento del porcentaje de composición física en las pacas HDPE, LDPE y paca chica (%)

CONCEPTOS	Pacas con LDPE												PROM	P13° CON HDPE DÍA(483)	PACA CHICA DÍA(483)
	P1° DÍA(60)	P2° DÍA(79)	P3° DÍA(101)	P4° DÍA(126)	P5° DÍA(147)	P6° DÍA(190)	P7° DÍA(196)	P8° DÍA(245)	P9° DÍA (280)	P10° DÍA(322)	P11° DIA(364)	P12° DÍA(434)			
Tela	1.67	3.92	2.01	1.73	6.40	4.50	2.08	6.24	3.51	3.62	6.48	8.08	4.19	5.27	12.11
Cartón	5.39	6.08	5.11	4.81	5.65	6.23	5.55	6.57	6.32	10.26	8.75	7.81	6.54	11.71	9.91
Papel	2.35	3.50	8.06	6.57	7.53	3.63	5.55	9.85	7.9	11.17	6.48	10.78	6.95	1.76	6.98
Poliestireno (unicel)	0.20	0.41	0.38	2.41	1.19	1.26	0.51	0.57	1.14	1.51	0.43	0.89	0.91	0.76	3.3
Pila	0.00	0.04	0.00	0.00	0.00	0.00	0	0	0.11	0	0	0	0.01	0.00	0
Tetrapac	0.20	1.61	3.15	1.59	2.82	2.42	2.58	1.38	1.53	1.96	1.62	2.69	1.96	2.05	3.67
Polietileno de baja densidad (LDPE) (plástico de lámina)	5.57	7.84	5.90	8.02	9.41	15.92	8.84	8.21	8.78	9.96	17.82	12.66	9.91	17.57	16.52
Hule	0.13	0.01	1.08	1.04	1.72	0.00	0.27	3.28	0	0.4	0.09	0.73	0.73	2.29	0.75
Metal ferroso	2.60	1.23	3.14	1.06	4.18	5.19	2.29	3.28	3.51	2.11	1.94	2.69	2.77	3.22	2.75
Madera	3.82	7.84	2.16	4.81	6.78	2.07	2.77	2.3	0.83	2.41	1.94	4.58	3.53	2.64	2.57
Loza y cerámica	0.00	0.69	0.13	0.26	0.00	0.00	0.51	0.2	0	0	0.23	0.17	0.18	0.00	0.40
Hueso	0.23	0.82	0.29	0.05	0.37	0.50	0.11	0.14	0	0.16	0.61	0	0.27	0.00	0.06
Aluminio	0.09	0.85	0.34	0.03	0.52	0.32	0.66	0.69	0.48	0.06	0.2	0.35	0.38	0.58	0.22
Polietileno Teleftalato (PET)	2.84	3.92	3.93	2.41	4.89	4.50	2.6	4.27	4.39	2.72	6.16	4.04	3.89	4.69	3.30
Construcción	3.13	9.80	2.42	10.42	8.66	7.79	17.34	6.57	8.78	7.55	8.75	2.69	7.82	5.86	0
Tierra	11.75	2.45	29.49	10.42	0.00	3.46	0.76	6.9	5.27	3.02	1.62	2.69	6.49	2.93	3.67
Otros	0.82	0.10	0.00	0.10	0.44	3.46	1.19	4.93	0.6	1.81	3.24	2.69	1.62	0.00	3.67
Residuos de jardín	34.28	33.32	4.06	19.72	22.58	25.95	27.74	17.24	33.35	24.14	19.44	13.47	22.94	21.96	8.44
Polietileno de alta densidad (HDPE) Plástico DURO	4.55	3.92	8.65	8.82	6.78	6.92	9.02	11.82	7.37	7.55	6.48	11.32	7.77	6.15	9.18
Alimentos	12.54	6.27	16.71	11.22	4.89	4.50	3.94	1.99	2.46	5.13	2.27	4.31	6.35	3.22	4.41
Vidrio	1.96	0.87	1.14	1.16	0.69	0.85	0.31	0.61	0.87	0.23	0.56	0.58	0.82	0.90	2.57
Pañal	5.88	4.51	1.86	3.37	4.52	0.52	5.38	2.96	2.8	4.23	4.86	6.74	3.97	6.44	5.57
TOTAL	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.0	100	100	100	100	100.0	100.0	100.0	100.00	100.00



nexo 8
pH de los residuos en las pacas con LDPE, HDPE y paca chica

CONCEPTOS	RESIDUO SIN COMPACTAR	P1°	P2°	P3°	P4°	P5°	P6°	P7°	P8°	P9°	P10°	P11°	P12°	P13° con HDPE
	DÍA (0)	DÍA(60)	DÍA(79)	DÍA(101)	DÍA(126)	DÍA(147)	DIA (190)	DÍA(196)	DÍA(245)	DÍA (280)	DÍA(322)	DIA(364)	DÍA(434)	DÍA(483)
Paca LDPE	6.6	6.8	6.3	6.6	6	5.6	5.7	5.5	6.5	6.7	6.8	6.8	7.2	
Paca HDPE	6.6													6.4
Paca Chica	6.6													7.1

ANEXO 9
Humedad de los residuos en las pacas con LDPE, HDPE y paca chica (%)

CONCEPTOS	RESIDUOS SIN COMPACTAR	P1°	P2°	P3°	P4°	P5°	P7°	P8°	P9°	P10°	P11°	P12°	PROM	P13° con HDPE
	DÍA (0)	DÍA(60)	DÍA(79)	DÍA(101)	DÍA(126)	DÍA(147)	DÍA(196)	DÍA(245)	DÍA(280)	DÍA(322)	DIA(364)	DÍA(434)		DÍA(483)
Paca LDPE	38.00	40.10	47.37	43.73	47.10	49.76	50.67	50.21	56.56	54.60	57.21	57.00	50.71	
Paca HDPE	38.00													54.15
Paca Chica	38.00													63.6

Nota: La P6 no aparece debido a que la muestra se perdió.



ANEXO 10
AGVs de los residuos en las pacas con LDPE, HDPE y paca chica (mg/L)

PACAS	P2°	P3°	P4°	P5°	P7°	P8°	P9°	P10°	P11°	P12°	P13° con HDPE	Paca chica
DIAS	79	101	126	147	196	245	280	322	364	434	483	483
Ac. Acético	2865.1	248.39	1362.77	1149.23	2355.9	15	22.36	84	108.4	186.2	237.2	97
Ac. Propiónico	2324.84	334.43	346.27	469.26	718.5	0	0	115	16.52	456.5	99	234
Ac. Butírico	188.38	1188.15	81.39	81.63	0	0	0	5.2	0	56.7	64	12
Total	5378.32	1770.97	1790.43	1700.12	3074.4	15	22.36	204.2	124.92	699.4	400.2	343

Nota: La P6 no aparece debido a que la muestra se perdió.

ANEXO 11
Porcentajes de MO de los residuos en las pacas con LDPE, HDPE y paca chica (%)

CONCEPTOS	RESIDUOS SIN COMPACTAR	P1°	P2°	P3°	P4°	P5°	P7°	P8°	P9°	P10°	P11°	P12°	PROM	P13° con HDPE
Días	0	60	79	101	126	147	196	245	280	322	364	434		483
Paca LDPE	39.41	32.72	30.4	32.63	26.79	28.46	22.15	35.95	33.09	34.84	38.1	25.08	30.92	
Paca HDPE	39.41													61.24
Paca chica	39.41													27.93

Nota: La P6 no aparece debido a que la muestra se perdió



ANEXO 12
Porcentaje de nitrógeno Kjeldahl de los residuos en las pacas con LDPE, HDPE y paca chica (%)

PACAS	RESIDUO SIN COMPACTAR	P1°	P2°	P3°	P4°	P5°	P7°	P8°	P9°	P10°	P11°	P12°	PROM	P13° con HDPE
Días	0	60	79	101	126	147	196	245	280	322	364	434		
Paca LDPE	1.03	1.44	1.932	1.87	1.44	0.56	0.65	0.65	0.56	0.728	0.112	0.196	0.92	
Paca HDPE	1.03													1.12
Paca chica	10.3													0.049

Nota: La P6 no aparece debido a que la muestra se perdió.



ANEXO 13 A

Contenido del biogás y temperatura en el interior de las pacas con LDPE y paca de LDPE encapsulada con HDPE (%)

	P1°	P2°	P3°	P4°	P5°	P6°	P7°	P8°	P9°	P10°	P11°	P12°	PROM	P13° con HDPE y LDPE
DIAS	DÍA(60)	DÍA(79)	DÍA(101)	DÍA(126)	DÍA(147)	DIA (190)	DÍA(196)	DÍA(245)	DÍA (280)	DÍA(322)	DIA(364)	DÍA(434)		DÍA(483)
% CH ₄	0	0	0	0.2	0	0.1	0	0	0.1	0.2	0.2	0	0.07	22.1
% CO ₂	11.7	6.0	4.3	8.1	2.6	3.9	3.6	5.5	8.1	10.5	10.1	7.4	6.81	24.6
% O ₂	8.4	13.0	18.9	12.1	14.5	15.5	15.1	13.1	19.8	7.1	9.7	11.5	13.22	4.6
% N ₂	79.9	81.0	76.8	79.6	82.9	80.5	81.3	81.4	72	82.2	80	81.1	79.89	48.7

	P1°	P2°	P3°	P4°	P5°	P6°	P7°	P8°	P9°	P10°	P11°	P12°	P13° con HDPE y LDPE
DIAS	DÍA(60)	DÍA(79)	DÍA(101)	DÍA(126)	DÍA(147)	DIA (190)	DÍA(196)	DÍA(245)	DÍA (280)	DÍA(322)	DIA(364)	DÍA(434)	DÍA(483)
Temperatura (°C)	27.78	26.76	37.26	34.89	30.83	29.81	27.44	ND	24.80	39.90	39.80	26.42	23

ANEXO 13 B

Contenido del biogás y temperatura en el interior de la capsula de HDPE (%)

DIAS	185	190	196	210	226	245	268	280	300	322	332	364	379	434	479	483	PROM
% CH ₄	33.2	16.2	24	33.7	32.5	40.5	30.7	39.1	35.4	23	40.5	39.1	31.3	28	26.6	27.4	31.32
% CO ₂	55.8	35.8	38	42.9	38.4	41.5	37.7	44.7	40.9	39	41.5	44.7	39.5	37	39.7	30.6	40.48
% O ₂	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0.006
% N ₂	11	48	38	23.4	29.1	18	31.6	16.2	23.7	38	18	16.2	29.2	35	33.6	42	28.18

DIAS	185	190	196	210	226	245	268	280	300	322	332	364	379	434	479	483	PROM
Temperatura (°C)	33.9	27.4	25.1	23.0	25.8	34.9	32.9	28.8	28.7	27.7	30.8	38.3	29.4	30.15	31.5	28.4	29.79

ANEXO 14

pH de los lixiviados en las pacas con LDPE y HDPE

	PACA (LDPE y HDPE)	PACA 6 (LDPE)	PACA 11 (LDPE)
0	5.5		5
126		9	
147	9	10	8
162			8
185	7.3		7.5
190	7.5		7
196	7.2		
210	7.5		
245	7.6		7.7
364	8		
434	8		
483	8.4		

En el día 147 se encapsula

A partir del 126 día se obtuvo lixiviados de la pacas

ANEXO 15

DQO de los lixiviados en las pacas con LDPE y HDPE

Días	DQO del lixiviado (mg/L)		
	PACA (LDPE y HDPE)	PACA 6 (LDPE)	PACA 11 (LDPE)
0	6,575.13		7,587.56
126		27,563.05	
147	65,799.28	20,062.17	61,358.79
162			52,557.72
185	44,791.59		52,387.68
190	34,795.74		52,295.74
196	30,588.37		
210	37,800.18		
245	33,246.89		6,296.63
364	34,845.47		
434	32,536.41		
483	29,467.14		

En el día 147 se encapsula

A partir del 126 día (6 de abril) se obtuvo lixiviados de la pacas

ANEXO 16

AGVs de los lixiviados en las pacas con LDPE y HDPE (mg/L)

Días	PACA (LFPR y HDPE)			PACA 6			PACA 11		
	Ac. Acético	Ac. Butírico	Ac. Propiónico	Ac. Acético	Ac. Butírico	Ac. Propiónico	Ac. Acético	Ac. Butírico	Ac. Propiónico
126				8740.91	2268.5	1086.01			
147	14,103.59	3874.41	10,123.27	1,009.57	61	216.72	30,793.34	28,762.55	1,133.22
157							73.7	0	0
185	7140.3	2462.8	77.8				78.1	25.1	0
190	6855.7	2681.6	38.4				806.9	214.9	0
196	4216	426.3	0						
210	546,52	125.48	2972,94						
245	235	29	135				20.5	0	0
364	30.56	0	11.22						
434	25.8	0	12.5						
483	24.2	0	14.7						

En el día 147 se encapsula (26 de abril)

A partir del 126 día (6 de abril) se obtuvo lixiviados de la pacas

El 27 de noviembre no tuvo AGV porque era el día que se construyeron las pacas