

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE BAJA CALIFORNIA

**INSTITUTO DE INGENIERÍA
MAESTRÍA Y DOCTORADO EN CIENCIAS E INGENIERÍA**



**“ESTUDIO DE LAS PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICA DE LOS RESIDUOS
SÓLIDOS URBANOS A DISTINTOS RÉGIMENES DE RECIRCULACIÓN DE
LIXIVIADOS”**

**TESIS PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRO EN CIENCIAS**

**PRESENTA
ERICK ALEJANDRO MENDOZA CHÁVEZ**

DIRECTORA DE TESIS: Dra. LILIANA MÁRQUEZ BENAVIDES

CODIRECTOR DE TESIS: Dr. JUAN MANUEL SÁNCHEZ YÁÑEZ

Mexicali, B. C., Enero 2011

**ESTUDIO DE LAS PROPIEDADES
FÍSICAS Y QUÍMICA DE LOS RESIDUOS
SÓLIDOS URBANOS A DISTINTOS
REGÍMENES DE RECIRCULACIÓN DE
LIXIVIADOS**

Esta Tesis de Maestria se ha realizado en el Laboratorio de Residuos Sólidos y Medio Ambiente del Instituto de Investigaciones Agrícolas y Forestales de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, bajo la dirección de la Dra. Liliana Márquez Benavides y la codirección del Dr. Juan Manuel Sánchez Yañez.

AGRADECIMIENTOS

Son tantas personas a las cuales debo parte de este triunfo, de lograr alcanzar esta meta académica.

Definitivamente, Dios, mi Guía, mi Proveedor, mi Fin Último; sabes lo esencial que has sido alcanzar esta meta, esta alegría, que si pudiera hacerla material, la hiciera para entregártela, pero a través de esta meta, podré siempre de tu mano alcanzar otras que espero sean para tu Gloria.

Mis más sincero agradecimiento a la Dra. Liliana Márquez Benavides, por la confianza depositada en el largo proceso de aprendizaje que resultó este trabajo y por su disponibilidad y paciencia que hizo que redundaran benéficamente tanto a nivel científico como personal. Y por su inestimable amistad.

Por su disposición y ayuda brindada:

Dra. Ma. Del Consuelo Hernandez Berriel, Dr. Juan Manuel Sánchez Yáñez, Dr. Otoniel Buenrostro Delgado, Dr. Edgar Lenymirko Moreno Soytia.

De manera especial: Dr. José Guadalupe Rutiaga Quiñonez, M. en C. Fabiola Pedraza Bucio y al Dr. José Apolinar Cortés, por su amabilidad y disponibilidad durante mis estancias en sus laboratorios, durante las cuales tuve todo el soporte profesional y técnico para alcanzar parte importante de los objetivos perseguidos.

En la UABC agradezco infinitamente comité revisor, a la coordinación del Posgrado y el excelente apoyo administrativo de la Sra. Dolores.

A Sara Villagarcía, Aide Colín, Caty, Carmen, Alejandra, Melissa, Monica, Africa, Edith, Elizabeth, Hugo, Mario, Christian, Alfredo, Carlos, Edgar, Ernesto, personas que fueron mi

apoyo durante este agradable y difícil periodo académico, por ser **MIS AMIGOS**, y por seguir
soportándome y siendo parte de mi vida, **LOS VALORES**.

Por su puesto, el agradecimiento más profundo y sentido va para mi **FAMILIA**. Sin su apoyo,
colaboración e inspiración habría sido imposible llevar a cabo esta dura empresa.....por ellos
y para ellos.

A la Universidad de Baja California por haberme dado la oportunidad de crecer y aprender.

Finalmente agradezco al Instituto de Investigaciones Agrícolas y Forestales de la Universidad
Michoacana de San Nicolás de Hidalgo, por permitirme realizar este proyecto en sus
instalaciones. Ahora Soy parte Nicolaita

Y a todos aquellos, que han quedado en los recintos más escondidos de mi memoria, pero que
fueron partícipes en cincelar a este Erick Alejandro Mendoza Chávez, **GRACIAS**.

RESUMEN

En el presente trabajo se estudió la recirculación de lixiviados en residuos sólidos urbanos (RSU) bajo condiciones anaeróbicas a las tasas de recirculación de 40 a 80 % del volumen de RSU cargados (%V), con el fin de analizar los cambios físicos y químicos en los RSU, producidos por la recirculación de lixiviados a diferentes volúmenes. Se dio seguimiento a los cambios en la matriz de RSU durante 195 días. En el experimento se operaron grupos de 7 biodigestores escala laboratorio (BLAB) con recirculación a 40, 60 y 80 % V y 7 BLAB sin recirculación como grupo control. Se desmonto un BLAB de cada grupo periódicamente y se analizaron los parámetros de asentamientos, pH, % de humedad, % de lignina, % celulosa, poder calórico, capacidad buffer de los RSU desmontados.

Palabras claves: Residuos sólidos urbanos, recirculación de lixiviados, digestión anaerobia.

ÍNDICE

1	INTRODUCCIÓN	1
1.1	Residuos sólidos.....	1
1.2	Residuos sólidos urbanos.....	2
1.3	Generación y Composición de los Residuos Sólidos en México	2
1.4	Planteamiento del problema	5
1.5	Hipótesis	6
1.6	Objetivos	6
2	MARCO TEÓRICO	7
2.1	Legislación sobre la construcción y operación de relleno sanitario en México	7
2.2	Relleno Sanitario	8
2.2.1	Construcción y funcionamiento de un relleno sanitario	9
2.2.2	Tipo de relleno sanitario.....	10
2.2.3	Formación de lixiviados	13
2.2.4	Formación de biogás	14
2.2.5	Fases de la descomposición de los residuos sólidos en los sitios de disposición final	15
2.3	Parámetros físico-químicos de los residuos sólidos urbanos.....	19
2.3.1	Densidad de los residuos sólidos urbanos	20
2.3.2	Contenido de Humedad	22
2.3.3	Granulometría	25
2.3.4	Capacidad de Campo	26
2.3.5	Permeabilidad de los residuos sólidos compactados	26
2.3.6	Temperatura	26
2.3.7	Análisis Físico	27
2.3.8	Punto de fusión de las Cenizas	27
2.3.9	Contenido Energético o Poder Calorífico	28
2.3.10	Potencial Hidrógeno	28
2.3.11	Capacidad buffer	29
2.3.12	Nutrientes esenciales y otros elementos.....	30
2.4	Recirculación de lixiviados en rellenos sanitarios.....	31
3	MATERIALES Y MÉTODOS	34
3.1	FASE I. Obtención y preparación del material de estudio.	35
3.1.1	Actividad 1: Toma de muestra del Relleno Sanitario	35
3.1.2	Actividad 2: Caracterización de la muestra y reducción de tamaño de subproductos.....	35
3.2	FASE II. Montado de biodigestores anaerobios escala laboratorio.....	36
3.2.1	Actividad 1: Definición del diseño experimental.....	36
3.2.2	Actividad 2: Preparación de mezcla y llenado de BLAB	36
3.2.3	Actividad 3: Montaje de biodigestores	37
3.3	FASE III. Puesta en marcha y seguimiento de la operación	37
3.3.1	Actividad 1: Recirculación de lixiviados.....	37

3.3.2	Actividad 2: Desmontaje de los biorreactores escala laboratorio	39
3.4	FASE IV: Determinación de las variables analíticas de los RSU digeridos.....	39
3.4.1	Medición de los asentamientos	40
3.4.2	Determinación del contenido de humedad	40
3.4.3	Medida de pH	41
3.4.4	Determinación de sólidos volátiles totales	41
3.4.5	Preparación de los RSU libre de extractivos.....	41
3.4.6	Determinación de holocelulosa.....	43
3.4.7	Determinación de lignina	46
3.4.8	Determinación de capacidad buffer	47
3.4.9	Determinación de Poder Calórico	48
4	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	50
4.1	Caracterización de residuos frescos	50
4.2	Proceso de digestión anaerobia bajo el proceso de recirculación de lixiviados ...	51
4.2.1	Humedad y pH	51
4.2.2	Asentamientos.....	54
4.2.3	Remoción de SVT	55
4.2.4	Capacidad Buffer	56
4.2.5	Poder Calórico	58
5	CONCLUSIONES.....	61
5.1	Validación de hipótesis	61
6	ABREVIATURAS USADAS.....	62
7	REFERENCIAS	63
8	ANEXOS.....	70
8.1	Anexo A. Participaciones académicas.....	70
8.2	Anexo B. Obtención Capacidad Buffer.....	72

ÍNDICE DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

Figura 1.1 Distribución porcentual de la generación de RSU en las diferentes zonas del país	3
Figura 1.2 Composición de los subproductos de los RSU en México en el año 2008	4

CAPÍTULO 2

Figura 2.1 Desarrollo y clausura de un relleno sanitario	9
Figura 2.2 Vista de la sección de un relleno sanitario	10
Figura 2.3 Tipos de rellenos sanitarios	12
Figura 2.4 Fases generales en la generación de gases de un RESA	17

CAPÍTULO 3

Figura 3.1 Diseño experimental del montaje de los BLAB	37
Figura 3.2 Sistema de recirculación de lixiviados	38
Figura 3.3 Protocolo de operación para recirculación de lixiviados diluidos	38
Figura 3.4 Puntos de medición del asentamiento en BLAB desmontados	40
Figura 3.5 RSU digeridos secados a temperatura ambiente	43
Figura 3.6 Molino de cuchillas marca Kika Werke	43
Figura 3.7 Esquema de partes del sistema de reflujo Soxhlet	43
Figura 3.8 Digestión de muestra en el termo baño	45
Figura 3.9 Filtración y lavado de la muestra digerida a vacío	45
Figura 3.10. Equipo calorimétrico automático marca PARR	49
Figura 3.11 Pastilla de RSU	49

CAPÍTULO 4

Figura 4.1. Dinámica de pH de la matriz de RSU durante la experimentación	52
Figura 4.2 CB promedio de RSU digeridos sin y con tres diferentes regímenes de recirculación de lixiviados	58
Figura 4.3. Dinámica de la PC de la matriz de RSU durante la experimentación	60

CAPÍTULO 8

Figura 8.1 Grafica de pH leídos vs mEq añadidos a RSU	83
---	----

ÍNDICE DE TABLAS

CAPÍTULO 1

Tabla 1.1. Proyecciones de la Generación per cápita y total de Residuos Sólidos Urbanos 2004-2020	5
---	---

CAPÍTULO 2

Tabla 2.1 Categorías de los sitios de disposición final.	11
Tabla 2.2 Análisis y estudios previos para el diseño de in sitio de disposición final.	13
Tabla 2.3 Requerimientos de compactación de un sitio de disposición tipo A, B y C.	13
Tabla 2.4. Rangos de concentración de diversos parámetros en lixiviados de los RSU	14
Tabla 2.5. Alteración de densidad de los Residuos Sólidos	21
Tabla 2.6. Densidad de los Residuos Sólidos	22
Tabla 2.7. Contenido de Humedad en subproductos	24
Tabla 2.8. Contenido de Humedad en subproductos, sin mezclar y mezclados	25
Tabla 2.9. Ejemplo de poder calorífico (base seca) de subproductos	28

CAPÍTULO 3

Tabla 3.1. Rubros utilizados y para mezcla inicial de RSU	35
Tabla 3.2. Lista de equipo empleado en la experimentación	39
Tabla 3.3 Lista de materiales y reactivos químicos para preparación de RSU libre de extractivos	41
Tabla 3.4 Lista de materiales y reactivos químicos para la determinación de HOL	44
Tabla 3.5 Lista de materiales y reactivos químicos para la determinación de LIG	46
Tabla 3.6 Lista de materiales y reactivos químicos para la determinación de CB	47

CAPÍTULO 4

Tabla 4.1. Caracterización de residuos sólidos cargados	50
Tabla 4.1 Caracterización periódica de residuos sólidos digeridos,BLAB	53
Tabla 4.2. Caracterización final de residuos sólidos digeridos	56
Tabla 4.3 Valores típicos de poder calorífico	60

CAPÍTULO 8

Tabla 8.1 Resultados de la CB del RSU frescos y digeridos

74

1 INTRODUCCIÓN

La sociedad urbana sustentada en la industrialización y el consumo generalizado han generado el fenómeno de la producción masiva de residuos sólidos (RS). Desde esta perspectiva, los RS son el universo de los residuos de mercancías y artefactos producidos en un contexto social. Ante las presiones ambientales relacionadas con el cambio climático el presente trabajo pretende estudiar un método de aceleración de la digestión anaeróbica (DA) de RSU. A continuación, se detallan varios de los procesos comprendidos en este tópico.

1.1 Residuos sólidos

Un RS es un desecho, un sobrante, un producto derivado de una actividad social, comercial, de servicio, productiva, pública o familiar. En el pasado se usaba el término de RS como sinónimo de basura, actualmente, la tendencia es no usar ese término, por sus implicaciones de desperdicio inutilizable. El término residuo sólido parece más apropiado porque denota un tipo de producto cuya característica física común es el estado sólido de tales restos y para diferenciarlos de los residuos líquidos o efluentes que se cargan al sistema de drenaje y alcantarillado municipal y los residuos gaseosos o las emisiones de autos y chimeneas (Bernache et al., 1998).

La Ley General del Equilibrio ecológico y la Protección al Ambiente define residuos como: “Cualquier material generado en los procesos de extracción, beneficios, transformación,

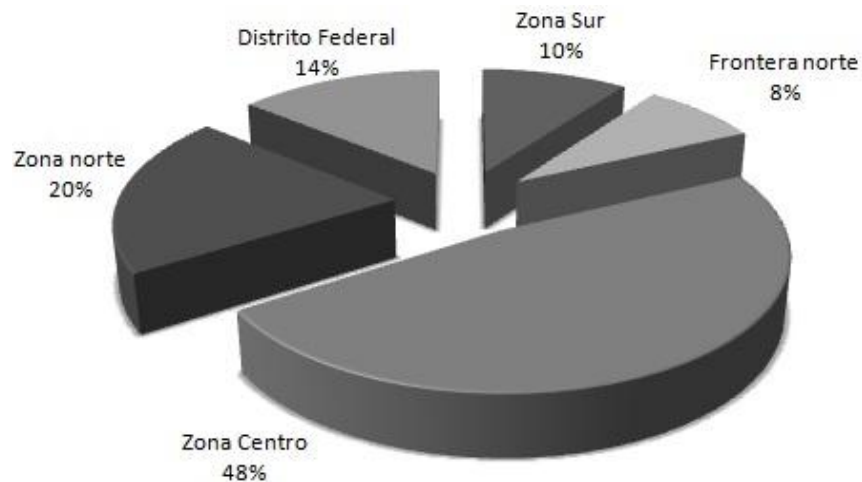
producción, consumo, utilización, control o tratamiento cuya calidad no permita usarlo nuevamente en el proceso que lo generó”.

1.2 Residuos sólidos urbanos

Un RS se convierte en urbano cuando entra en el sistema de recolección y/o es depositado en los sitios municipales que los ayuntamientos habilitan, con respectivas autorizaciones, para uso de confinamiento. Los residuos sólidos ingresan al sistema por medio de la recolección domiciliaria, municipal o contratada, otra parte menor ingresa directamente en los sitios de disposición final que operan los municipios.

1.3 Generación y Composición de los Residuos Sólidos en México

En México, la generación y composición de los RSU ha variado significativamente durante las últimas décadas, derivado de la dinámica económica, así como del crecimiento poblacional y los cambios en los patrones de consumo. La generación de los RSU en las diferentes zonas del país se muestran en la Figura 1.1, donde se aprecia que la zona centro junto con el Distrito Federal producen el 62% de los residuos generados en el país.



Fuente: Sancho et al., 2005.

Figura 1.1 Distribución porcentual de la generación de RSU en las diferentes zonas del país.

De acuerdo con datos de la Secretaría de Desarrollo Social (SEDESOL) para el año 2006, en el país, el 45% de los RSU eran orgánicos, en tanto que el 39% eran potencialmente reciclables como el papel y cartón (17%), vidrio (7%), plásticos (9%), hojalata (4%) y textiles (2%). El 16% restante eran residuos de madera, cuero, hule, trapo y fibras diversas. Actualmente se recupera sólo un porcentaje menor al 50% de los componentes potencialmente reciclable; la mayor parte de la recuperación se hace a través de la pepena que se realiza predominantemente durante la recolección de los residuos y en sitios de disposición, muy poca separación se realiza en la fuente de generación, así como son escasas las plantas de selección y aprovechamiento (Sosa, 2007).

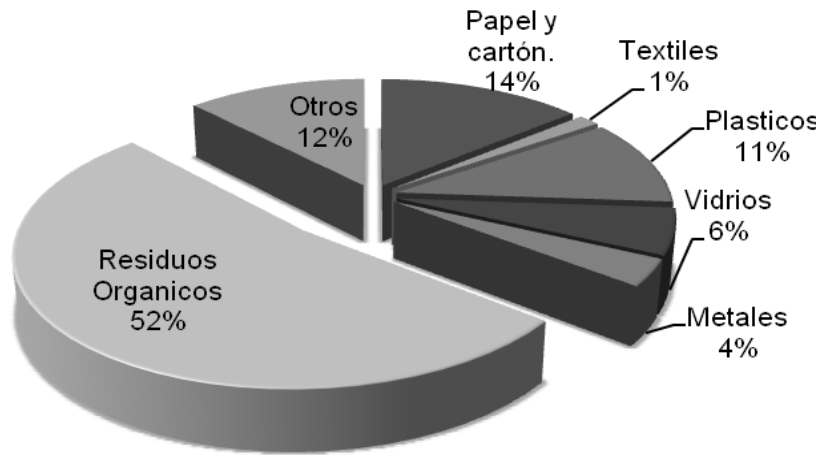


Figura 1.2 Composición de los subproductos de los RSU en México en el año 2008 (Sedesol 2009).

La SEDESOL reportó que en el año 2004, la generación de RSU en todo el país fue de 94,800 toneladas diarias, equivalentes a 34.6 millones de toneladas anuales; en cuanto a la generación por estados, municipios o localidades, la información disponible es muy dispersa y desequilibrada, ya que se basa en proyectos individuales y encuestas. No obstante, los rangos en cuanto a la generación y composición de los RSU, varían en función de la región del país, siendo la región norte la que tiene los índices más altos de generación (Sancho *et al.*, 2005). En la Tabla 1.1 se señalan las proyecciones de generación de RSU para México.

Se estima que a nivel nacional, el 64% de los RSU generados en México se depositan en 88 Rellenos Sanitarios (RESA) y 21 sitios controlados; el 49% de los rellenos sanitarios son municipales, 18% regionales y 33% operados por la iniciativa privada; 25,000 ton/día se depositan en tiraderos a cielo abierto, barrancas o bien, en cualquier otro sitio sin control (incluye sitios clandestinos). La afectación al ambiente y a la salud pública podría ser por ello enorme y se desconoce la dimensión exacta del problema. En los últimos años se han

impulsado acciones para mejorar la disposición final, como es en las ciudades medias, donde los rellenos sanitarios se han incrementado en un 20% (Gutiérrez, 2006; Sosa, 2007; Buenrostro-Delgado, 2007).

Tabla 1.1. Proyecciones de la Generación per cápita y total de Residuos Sólidos Urbanos 2004-2020

Año	Número de habitantes (miles)	Generación Kg/hab/día	Toneladas diarias	Toneladas Anuales (miles)
2004	105,350	0.90	948,002	346,002
2005	105,452	0.91	96,900	35,370
2010	111,614	0.96	107,100	39,100
2015	116,345	1.01	117,500	42,890
2020	120,639	1.06	128,000	46,700

Fuente: CONAPO, 2003.

1.4 Planteamiento del problema

Disponer los RSU en el suelo es aún, el método de confinamiento más utilizado por las sociedades del mundo para su manejo. Sin embargo este método ofrece beneficios limitados ya que su degradación requiere de varios años para que alcancen su estabilización, ya que las condiciones con las cuales se operan, no permiten apresurar la degradación anaerobia de los RSU en los RESA. Condiciones que cambian, por ejemplo, si el RESA es operado como un biodigestor con el uso de la técnica de recirculación de lixiviados; que aporta la humedad que requiere el sistema para acelerar la degradación anaerobia, ayudando a estabilizar los lixiviados y beneficia la producción de CH₄. Sin embargo, se desconocen los efectos que pueden ser ocasionados por la mencionada recirculación de LIX sobre los parámetros físicos y químicos en la matriz de los RSU de un RESA.

1.5 Hipótesis

Al someter los RSU bajo un proceso de digestión anaerobia a diferentes regímenes de recirculación de lixiviados afecta las propiedades físicas y química de los RSU.

1.6 Objetivos

Objetivo general:

Analizar los cambios físicos y químicos en los RSU, producidos por la recirculación de lixiviados a tres diferentes volúmenes.

Objetivo particular:

1. Diseñar y construir un sistema para recirculación de diferentes regímenes de LIXs acoplado a biodigestores escala laboratorio (BLAB).
2. Someter los residuos a un proceso de degradación anaerobia.
3. Analizar periódicamente durante la digestión anaerobia los parámetros tales como, asentamientos, pH, % de humedad, % de lignina, % celulosa, poder calorífico, capacidad buffer.

2 MARCO TÉORICO

Es común que en nuestro país se depositen los residuos sólidos urbanos en tiraderos a cielo abierto, sin ningún control sanitario ni medidas para minimizar el impacto ambiental sobre los ecosistemas, lo que ha ocasionado deterioro en la calidad del aire, agua y suelo, así como en la salud de la población. Con el objeto de contrarrestar estos desequilibrios se ha establecido como política para el manejo y disposición final de los RSU, el utilizar criterios de ingeniería ambiental para el establecimiento de rellenos sanitarios (RESA). Esta alternativa aunque no la mejor, ya que lo óptimo sería integrar los RSU dentro del proceso productivo, resulta ser la más viable, pues su implementación requiere menor tiempo y costo económico (Buenrostro, 2001).

El objetivo final de un RESA es el control adecuado de los RSU, aunque en muy pocas ciudades se cuenta con dichas instalaciones o las que los poseen no necesariamente operan en condiciones sanitarias adecuadas. Por ello se expidió la Norma Oficial Mexicana (NOM-083-ECOL-1994).

2.1 Legislación sobre la construcción y operación de relleno sanitario en México

Para su diseño y operación se debe tomar en cuenta las normas emitidas por la Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT) a través del Instituto Nacional de Ecología (INE). La norma NOM-083-ECOL-1994, establece los lineamientos para la construcción de RESA, entre otros puntos considera que deberán estar ubicados a una distancia mayor de 3 Km de un área urbana. Los mantos freáticos, deberán encontrarse a

una profundidad mayor de 10 m, y ubicarse a una distancia mayor de 1000 m de cuerpos de agua y de drenajes naturales. La pendiente del terreno no deberá ser mayor a 30%, las zonas de facturación deberán estar a una distancia de 500 m y el suelo reunirá características de impermeabilidad (INE, 2009).

2.2 Relleno Sanitario

Un RESA es una obra de ingeniería planeada y ejecutada para la disposición final de los RSU que previene los efectos al ambiente. Los RESAs modernos se han desarrollado para contrarrestar las deficiencias de los tiraderos a cielo abierto. Las deficiencias incluyen impactos contra el ambiente, la salud y seguridad del ser humano. El RESA en comparación al tiradero a cielo abierto, tiene las ventajas de crear una barrera entre el ambiente y los RSU; controlar y manejar las emisiones de gases provenientes de la descomposición de los RSU; coleccionar y tratar el líquido lixiviado. Además, la práctica de los RESA modernos implica que, una vez alcanzado su capacidad, el sitio se debe dejar en condiciones ambientales similares a los originales y con uso del suelo compatible con la instalación.

La disposición final de los RSU en RESA logra: 1) minimizar el contacto entre los residuos sólidos y el ambiente fuera del límite del relleno; 2) prevenir el acceso de insectos y roedores a los RSU; y 3) confinar los RSU dentro de un espacio definido. En consecuencia, los RSU están contenidos y además, se administra y controla el impacto en la salud y la seguridad humana, y en la calidad ambiental (Allende-Ccahuana; 2001; Hernández-Berriel *et al.*, 2008).

2.2.1 Construcción y funcionamiento de un relleno sanitario

Idealmente un predio destinado a ser relleno sanitario debe encontrarse en terrenos de bajo costo, dentro de una distancia de transporte económica y estar al menos a 3000 m respecto a vecinos residenciales. El área debe estar nivelada y bien drenada; con capacidad para no menos de 3 años de uso. Es deseable un suelo con baja permeabilidad, muy por encima del nivel freático, para protección de aguas subterráneas y como material para la cubierta. La preparación del terreno implica cercarlo, nivelarlo, apilar material para la cubierta, e instalar sistemas de recolección de lixiviados (LIXs). En muchos casos se prevén también pozos para la recolección de gas. La Figura 2.1 muestra las fases de construcción desarrollo y clausura de un relleno sanitario (Tchobanoglous *et al.*, 1998).

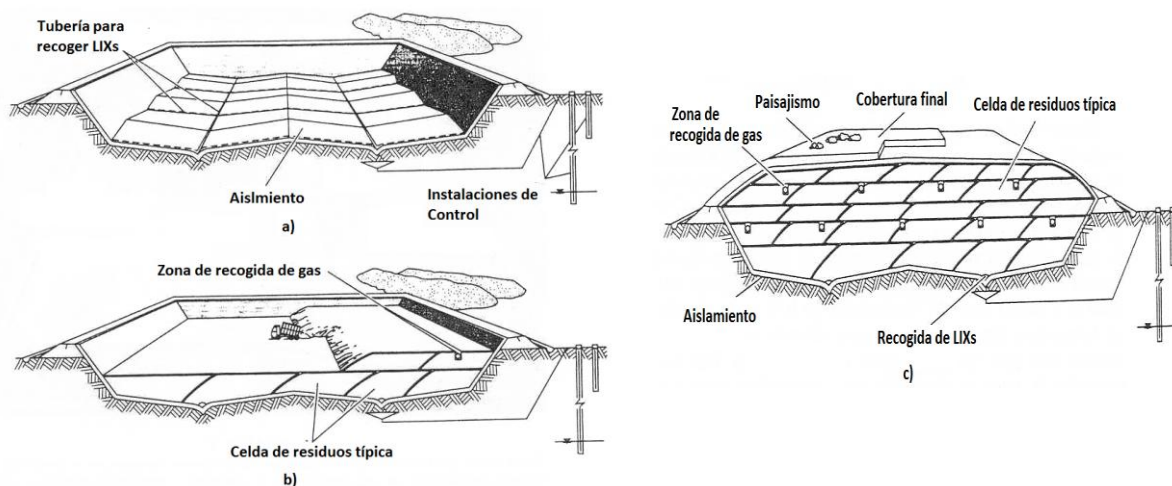


Figura 2.1. Desarrollo y clausura de un relleno sanitario: a) Excavación e implantación del recubrimiento del relleno sanitario, b) Vertido de residuos sólidos en el relleno sanitario, y c) Sección del relleno clausurado (Tchobanoglous *et al.*, 1998).

Los residuos mixtos con diversos grados de compactación se entregan en el predio en camiones empacadores y camiones con remolque. Se hace una clasificación manual de los

residuos y puede haber pulverización o compactación a alta presión y embalaje de los mismos para reducir su volumen antes de depositarlos en la tierra. El material suelto se coloca en la parte inferior del foso o zanja preparado y después se distribuye y se apisona por medio de una máquina en capas de alrededor de 0.5 m de espesor. Cuando la profundidad alcanza 2 a 3 m, y al final de las operaciones diarias, los desechos se cubren con una capa de 150 a 300 mm de tierra como se muestra en la Figura 2.2 (Tchobanoglous *et al.*, 1998).

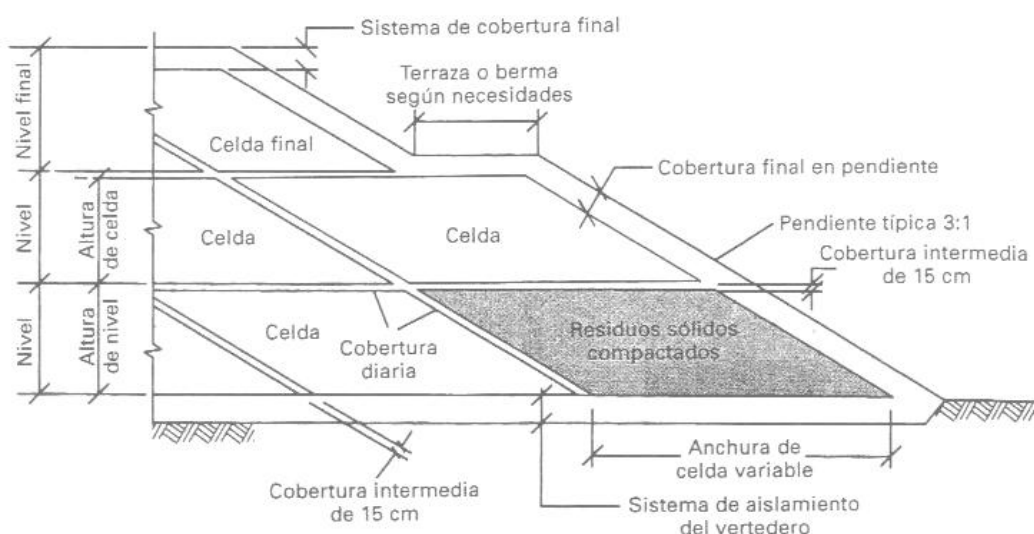


Figura 2.2. Vista de la sección de un relleno sanitario (Tchobanoglous *et al.*, 1998).

2.2.2 Tipo de relleno sanitario

Destacan tres clases de rellenos de acuerdo a su diseño (Figura 2.3):

1) Rellenos de superficie, 2) Rellenos de Zanjas y 3) Rellenos de Rampas (Tchobanoglous *et al.*, 1998, Jiménez, 2001).

El método de zona o superficie, se utiliza cuando el terreno es inapropiado para la excavación de celdas o zanjas donde colocar los residuos sólidos. La preparación del lugar implica la instalación de un revestimiento y de un sistema para el control del lixiviado. El material de cobertura tiene que llevarse en camión desde terrenos adyacentes.

El método de zanjas o celdas, es idóneo para zonas donde se dispone de una profundidad adecuada de material de cobertura y donde el nivel freático no se encuentra cerca de la superficie. Normalmente se colocan los residuos sólidos en celdas o zanjas excavadas en el suelo. La tierra excavada se usa como material para la cubierta diaria o final.

El método de rampa o vaguada, emplea las vaguadas o barrancas como zonas de vertido. El control del drenaje es un factor crítico, se comienza el relleno en la cabeza de la vaguada y se termina en la boca para prevenir la acumulación de agua y es rellenado en múltiples niveles.

Otra clasificación es la que hace la NOM-083-SEMARNAT-2003 que divide en cuatro categorías los sitios de disposición final, de acuerdo a la cantidad de RSU y residuos de manejo especial que ingresan por día (Tabla 2.1) y conforme a ello establece los requerimientos para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, mantenimiento y clausura.

Tabla 2.1 Categorías de los sitios de disposición final.

TIPOS	(Ton/día)
A	Mayor de 100
B	50 hasta 100
C	10 y menor a 50
D	Menor a 10

Fuente: SEMARNAT, 2007.

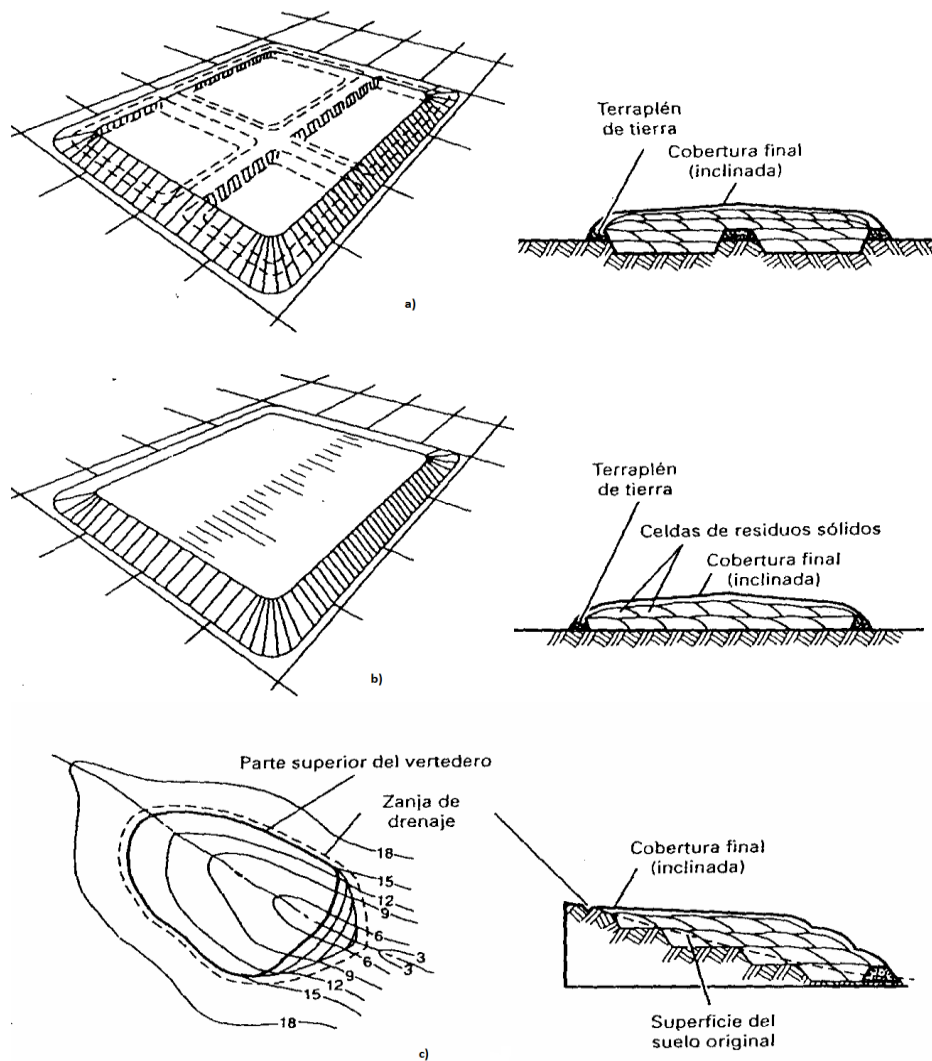


Figura 2.3. Tipos de rellenos sanitarios (Tchobanoglous *et al.*, 1998).
a) Relleno de superficie o zona, b) Relleno de zanjas c) Relleno de rampa o vaguada.

En la tabla 2.2 se listan los análisis y estudios previos al diseño de un sitio y en la tabla 2.3 los requerimientos de compactación que deben cubrir los tipos A, B y C de la Tabla 2.1.

Tabla 2.2 Análisis y estudios previos para el diseño de un sitio de disposición final.

ESTUDIOS Y ANÁLISIS	A	B	C
Geológico y geohidrológico regionales	X		
Evaluación geológica y geohidrológica	X	X	
Hidrológico	X	X	
Topográfico	X	X	X
Geotécnico	X	X	X
Generación y composición de los RSU	X	X	X
Generación de biogás			
Generación de lixiviados	X	X	

Fuente: SEMARNAT, 2007.

Tabla 2.3 Requerimientos de compactación de un sitio de disposición tipo A, B y C.

SITIO	COMPACTACIÓN DE LOS RESIDUOS (kg / m ³)	RECEPCION DE RESIDUOS SÓLIDOS Ton/día
A1	Mayor de 700	Mayor de 750
A2	Mayor de 600	100-750
B	Mayor de 500	50-100
C	Mayor de 400	10-50

Fuente: SEMARNAT, 2007.

2.2.3 Formación de lixiviados

Los LIXs se forman mediante el percolado de líquidos a producidos por sustancias en proceso de descomposición. El líquido, al fluir, disuelve algunas sustancias y arrastra partículas con otros compuestos químicos. Los ácidos orgánicos formados en ciertas etapas de la descomposición contenidos en el lixiviado (como ácido acético, láctico o fórmico) disuelven los metales contenidos en los RS, transportándolos con el lixiviado. La composición de los LIXs varía de acuerdo al tipo de residuos, las precipitaciones en el área, las velocidades de descomposición química u otras condiciones del lugar. En la Tabla 2.4 se listan las características típicas de LIXs de RSU. El lixiviado generalmente es maloliente de color negro, parecido a las aguas residuales domésticas, pero mucho más concentrado. Las aguas de lluvia que atraviesan las capas de los RS depositados en un RESA aumentan su volumen en una proporción mucho mayor que la que produce la misma humedad de

los RS, de ahí que sea importante interceptarlas y desviarlas para evitar el incremento de lixiviado; de lo contrario, podría haber problemas en la operación del relleno y contaminación en las corrientes, nacimientos de agua y pozos vecinos (Lichtinger *et al.*, 2001; Allende-Ccahuana, 2001; Jokela *et al.* 2002; Orta *et al.*, 1999).

Tabla 2.4. Rangos de concentración de diversos parámetros en lixiviados de los RSU

Parámetro	Rango de concentración (mg/L, excepto pH)	Parámetro	Rango de concentración mg/L, excepto pH)
TDS	584- 55,000	Fósforo total	ND- 234
Conductividad específica	2- 72,500 $\mu\text{mho/cm}$	Boro	0.87-13
Sólidos suspendidos totales	480- 72,500	Bario	ND- 12.5
BOD	ND- 195,000	Níquel	ND- 7.5
COD	6.6 - 99,000	Nitrato	ND- 250
TOC	ND- 40,000	Plomo	ND- 14.2
pH	3.7- 8.7 units	Cromo	ND- 5.6
Alcalinidad total	ND- 15,050	Antimonio	ND- 3.19
Dureza	0.1- 225,000	Cobre	ND- 9.0
Cloruro	2 - 11,375	Talio	ND- 0.78
calcio	3.0- 2,500	Cianuro	ND- 6
Sodio	12- 6,010	Arsénico	ND- 70.2
Nitrógeno Kjeldahl total	2 - 3,320	Molibdeno	0.01-1.43
Hierro	ND- 4,000	Nitrito	ND-1.46
Potasio	ND- 3,200	Selenio	ND-1.85
Magnesio	4.0- 780	Cadmio	ND- 0.4
Amoniaco	ND- 1,200	Plata	ND- 1.96
Sulfato	ND- 1,850	Berilio	ND- 0.36
Aluminio	ND- 85	Mercurio	ND- 3.0
Zinc	ND- 731	Turbidez	40- 500 Jakson units

Fuente: Bagchi, 1994

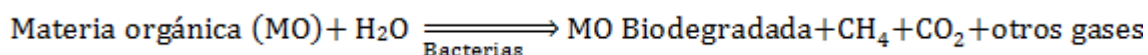
2.2.4 Formación de biogás

Se puede concebir a un RESA como un reactor bioquímico, con residuos y agua como entradas principales y con gases y LIXs como principales salidas. El material almacenado en el RESA incluye material orgánico parcialmente biodegradado y otros materiales inorgánicos de los residuos originalmente colocados.

El biogás resultante de las actividades bioquímicas en el RESA está compuesto de varios gases que están presentes en grandes cantidades (gases principales) y de varios gases que están en pequeñas cantidades (oligogases). Los gases principales provienen de la descomposición de los materiales orgánicos del RESA. Algunos de los oligogases presentes pueden ser tóxicos y podrían representar riesgos para la salud pública (Lichtinger *et al.*, 2001; Tchobanoglous *et al.*, 1998).

Los gases principales presentes son:

Amoníaco (NH₃), Dióxido y Monóxido de Carbono (CO₂ y CO), Hidrógeno (H₂), Sulfuro de hidrógeno (H₂S), Metano (CH₄) y Oxígeno (O₂). El CO₂ y el CH₄ son los principales gases procedentes de la descomposición anaeróbica de los materiales biodegradables presentes. La reacción general de esta descomposición se representa de la siguiente manera:



La formación de los gases en un RESA se produce en cinco o menos fases secuenciales (Barlaz *et al.* 1997; Barlaz *et al.* 1989, Jokela *et al.* 2002).

2.2.5 Fases de la descomposición de los residuos sólidos en los sitios de disposición final

Los RSU que se depositan al RESA constituyen una mezcla de materiales orgánicos e inorgánicos de características diferentes. Según su composición y naturaleza estos materiales serán degradados por efecto de procesos físicos, químicos y/o biológicos, dando lugar a LIXs (parte líquida) y gases. Entre los contaminantes que aparecen en RESA

destacan por un lado los compuestos tóxicos inorgánicos (metales pesados entre otros) y por otro las sustancias orgánicas. El impacto causado por los primeros es debido al daño que provocan aun encontrándose en pequeñas concentraciones, mientras que las segundas son problemáticas fundamentalmente por las elevadas concentraciones que alcanzan. Estas últimas son consecuencia de la descomposición de la fracción orgánica del residuo, debida principalmente a su consumo como sustrato por parte de microorganismos. El resultado de esta biodegradación es la liberación al lixiviado de compuestos inicialmente sólidos y la generación de gas como producto final de las transformaciones biológicas (Lobo-García, 2002; Hossain, 2003).

La descomposición de la materia orgánica compleja suele describirse como una serie de etapas de degradación anaerobia en que participan varias especies biológicas. Han propuesto varias teorías que incluyen distinto número de etapas de descomposición, una de ellas la que manejan Tchobanoglous *et al.* (1998) en la cual exponen que las fases de un RESA se diferencian de acuerdo a la variación de la tasa de generación frente al tiempo de los distintos gases emitidos (Figura 2.4), considerándose 5 fases secuenciales.

Fase I: Ajuste inicial. Los componentes orgánicos biodegradables de los RSU sufren descomposición microbiana mientras se colocan en un RESA y poco después. En esta fase se produce descomposición biológica bajo condiciones aerobias, por que hay cierta cantidad de aire atrapado dentro del RESA. La fuente principal de organismos, ambos aerobios y anaerobio, responsables de la descomposición de los residuos es el material del suelo que se utiliza como cobertura diaria y final. Otras fuentes de organismos pueden ser

los fangos digeridos de plantas de tratamiento de aguas residuales evacuados en muchos rellenos sanitarios de RSU, y el lixiviado reciclado (Calace *et al.*, 2001; Hossain *et al.*, 2003).

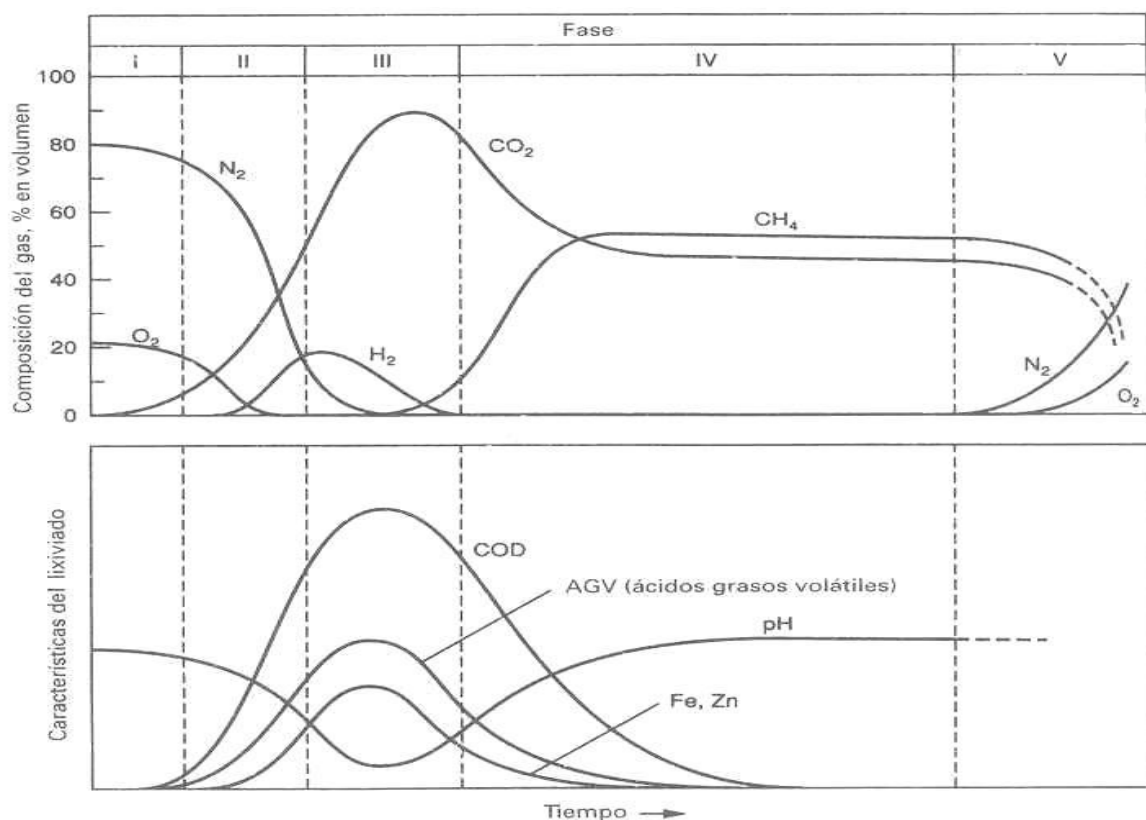


Figura 2.4. Fases generales en la generación de gases de un RESA (I = ajuste inicial, II = fase de transición, III = fase ácida, IV = fermentación del metano y V = fase de maduración) (Tchobanoglous *et al.*, 1998).

Fase II: Fase de transición. Desciende el oxígeno y comienzan a desarrollarse condiciones anaerobias. Mientras el RESA se convierte en anaerobio, el NO_3 y el SO_4 , que pueden servir como receptores de electrones en reacciones de conversión biológica, a menudo se reducen a gas N_2 y H_2S . Las condiciones de reducción suficientes para producir la reducción de nitrato y del sulfato se dan aproximadamente entre -50 a -100 mV. El CH_4 se produce cuando los valores del potencial de oxidación/reducción están dentro del rango

de 150 a 300 mV. En esta fase el pH del lixiviado, comienza a caer debido a la presencia de ácidos orgánicos y al efecto de las elevadas concentraciones de CO₂ dentro del RESA.

Fase III: Fase ácida. Se acelera la actividad microbiana iniciada en la fase II con la producción de cantidades significativas de ácidos orgánicos y pequeñas cantidades de H₂. Se divide en 3 pasos: 1) Transformación, mediada por enzimas (hidrólisis) de compuestos con alto peso molecular (por ejemplo lípidos, polisacáridos, proteínas y ácidos nucleicos) en compuestos aptos para ser utilizados por los microorganismos como fuentes de energía y de carbono celular. 2) acidogénesis implica la conversión microbiana de los compuestos resultantes del primer paso en compuestos intermedios de bajo peso molecular, como son el ácido acético y las pequeñas concentraciones de ácido fúlvico y otros ácidos más complejos. El CO₂ es el principal gas generado y también pequeñas cantidades de H₂. Los microorganismos implicados en esta conversión, llamados colectivamente acidogénicos, son las bacterias anaerobias facultativas y estrictas. El pH del lixiviado (si se forma), frecuentemente caerá hasta un valor de 5 o menos, por la presencia de los ácidos orgánicos y por las elevadas concentraciones de CO₂ dentro del RESA. La demanda bioquímica de oxígeno (DOB), la demanda química de oxígeno (DOQ) y la conductividad del lixiviado se incrementarán significativamente, debido a la solución de ácidos orgánicos en el lixiviado. También se solubilizarán algunos constituyentes inorgánicos, principalmente metales pesados debido a los bajos valores del pH en el lixiviado.

Fase IV: Fase de fermentación del metano. Un segundo grupo de microorganismos que convierten el ácido acético y el H₂ producidos por los formadores de ácidos en la fase

ácida en CH_4 y CO_2 , llegan a ser más predominantes. Los microorganismos responsables de esta conversión son estrictamente anaerobios y se llaman metanogénicos. El pH dentro del RESA subirá a valores más neutros, en el rango de 6.8 a 8. A continuación el pH del lixiviado (si se forma) subirá, se reducirán las concentraciones de la DBO y DQO, y el valor de conductividad del lixiviado.

Fase V: Fase de maduración. Mientras la humedad sigue migrando a través de los residuos, se convierten porciones del material biodegradable que anteriormente no estaban disponibles. La velocidad de generación del gas de vertedero disminuye significativamente, porque la mayoría de los nutrimentos disponibles se han separado con el lixiviado durante las fases anteriores y los sustratos que quedan en el RESA son de una degradación lenta. Los principales gases del RESA que evolucionan en esta fase son CH_4 y CO_2 . Según las medidas de sellado del RESA también pueden encontrarse pequeñas cantidades de N_2 y O_2 . Durante la fase de maduración el lixiviado a menudo contendrá ácidos húmico y fúlvico, que son difíciles de degradar biológicamente.

2.3 Parámetros físico-químicos de los residuos sólidos urbanos

Aunque los RSU tienen un comportamiento mecánico similar al de los suelos de origen mineral, difieren de éstos. En general, las propiedades físicas de los RSU son muy difíciles de determinar debido principalmente a la gran heterogeneidad de los RSU. El conocimiento de estas propiedades es muy importante a la hora de diseñar un sistema de gestión de RSU, en análisis de estabilidad y comportamiento a largo plazo de los RESA. Las propiedades químicas de los RSU son factores condicionantes para algunos procesos de

recuperación y tratamiento final. Por ejemplo, la viabilidad de la incineración depende de la composición química de los RSU. Normalmente, se puede pensar que los residuos son una combinación de materiales semihúmedos combustibles y no combustibles. Si los residuos se van a utilizar como combustible, las cuatro propiedades más importantes son: Análisis físico, punto de fusión de las cenizas, análisis elemental y contenido energético o poder calorífico. Otras propiedades químicas de los RS son los nutrientes esenciales y el pH (Tchobanoglous *et al.*, 1998). Cuando la fracción orgánica de los RSU se va a compostar o se va a utilizar como alimentación, para la elaboración de otros productos de conversión biológica, no solo será importante tener información sobre los elementos mayoritarios que componen los residuos, sino también, será importante tener información sobre los elementos en cantidades traza que se encuentran en los residuos.

2.3.1 Densidad de los residuos sólidos urbanos

El peso específico o densidad, se define como el peso de un material por unidad de volumen (kg/m^3). Los datos sobre densidad a menudo son necesarios para valorar la masa y el volumen total de los RSU, que tienen que ser gestionados. Actualmente, hay poca o ninguna uniformidad en la forma de presentar los pesos específicos en la literatura. Frecuentemente, no se hace ninguna distinción entre los pesos específicos de los RSU compactados y no compactados (Tchobanoglous *et al.*, 1998; Orta *et al.* 2003).

Como los pesos específicos de los RSU varían notablemente con la localización geográfica, la estación del año y el tiempo de almacenamiento, se debe de tener mucho cuidado a la hora de seleccionar los valores típicos (Tchobanoglous *et al.*, 1998). La densidad de los RSU es un valor fundamental para dimensionar los recipientes de recolección, tanto de los

hogares, como de la vía pública. Igualmente, es un factor básico que marca los volúmenes de los equipos de recolección, transporte y capacidad de los RESA, etc.

Generalmente, la cantidad, la composición y la densidad de los RSU llevados a los RESA son bastante diferentes que los RSU generados debido a la activa recuperación de materiales tales como papeles, cartones, trapos, botellas y metales, y a la compactación y esponjamiento que se realizan en el transcurso del manejo de los residuos. La densidad de los residuos se incrementa a medida que se avanza en las etapas de gestión, como se muestra en la Tabla 2.5.

Tabla 2.5. Alteración de densidad de los Residuos Sólidos

Etapa		Densidad
A	Residuos sólidos sueltos en recipientes	200 kg/m ³
B	Residuos sólidos compactados en camiones compactadores	500 kg/m ³
C	Residuos sólidos sueltos descargada en los rellenos	400 kg/m ³
D	Residuos sólidos recién cubiertos	600 kg/m ³
E	Residuos sólidos en los rellenos (2 años después de cubrimiento)	900 kg/m ³

Fuente: Tchobanoglous *et al.*, 1998

Por tanto, es muy importante tomar en cuenta la etapa más apropiada de acuerdo con los objetivos para los cuales se realizarán los análisis. Por ejemplo, para la determinación del volumen de recipientes, se debe medir la densidad de los residuos en la etapa A y para la selección de camiones compactadores se necesita la densidad en la etapa B. En el caso del tamaño de las celdas de relleno, es fundamental la medición de la densidad en la etapa D, y se debe usar la densidad de la etapa E en el cálculo de la vida útil del relleno.

La densidad unitaria de cada producto no indica que su mezcla tenga un valor global proporcional al de sus componentes. En el hogar, estos valores son habitualmente muy

superiores debido a los espacios inutilizados de los recipientes de basura. En la Tabla 2.6 se muestran datos típicos de la densidad de algunos componentes de los residuos.

Tabla 2.6. Densidad de los Residuos Sólidos

Tipo de Residuo	Densidad (Kg/m ³)	
	Rango	Típico
Domésticos no compactados		
Residuos de Comida (mezclados)	131- 481	291
Papel	42-131	89
Cartón	42-80	50
Plásticos	42-131	65
Textiles	42-101	65
Goma	101-202	131
Cuero	101-261	160
Residuos de Jardín	59-225	101
Madera	131-320	237
Vidrio	160-481	196
Urbanos		
Residuos en camión compactador	178-451	297
Residuos en vertedero		
Medianamente compactados	362-498	451
Bien compactados	590-742	600
Construcción y Demolición		
Demolición mezclados (no combustible)	1000-1600	1421
Demolición mezclados (combustible)	300-400	360
Industriales		
Chatarra metálica (mezclados)	1501-2000	1780
Aceite, alquitranes	801-1000	950
Agrícolas		
Agrícolas (mezclados)	400-751	561
Animales muertos	202-498	359
Estiércol (Húmedo)	899-1050	1000

Fuente: Tchobanoglous *et al.*, 1998

2.3.2 Contenido de Humedad

El agua está presente en los residuos urbanos, y oscila alrededor del 15 al 40% en peso, con un margen que puede situarse entre el 25 y el 60%. La máxima aportación la proporcionan las fracciones orgánicas, y la mínima, los productos sintéticos. Esta

característica debe tenerse en cuenta por su importancia en los procesos de compresión de residuos, producción de LIXs, transporte, procesos de transformación, tratamientos de incineración y recuperación energética y procesos de separación de residuos en planta de reciclaje. Por otro lado, éste parámetro es la clave en el proceso de descomposición, siendo necesaria la presencia de 65% a 70% de humedad, para permitir una acelerada degradación (Reinhart *et al.*, 2002; Hossain *et al.* 2003; Orta *et al.* 2003).

La presencia de agua en los RESA es promotora de las reacciones químicas y biológicas que se llevan a cabo durante la degradación de los residuos en la matriz del relleno. En la gran mayoría de los casos los RS cuando son dispuestos en los RESA no están saturados de agua, sin embargo dos factores contribuyen para saturar los RS; el primero es el agua proveniente de la lluvia y el segundo es la presión de las capas superiores sobre las inferiores. Una vez alcanzada la saturación, la presión del agua libre acelera las reacciones químicas y biológicas. El contenido de humedad de los RS en los RESA varía según muchos factores que a su vez están relacionados entre sí, como la composición inicial de los RS, las condiciones climáticas, la forma de construcción del RESA, la presencia de sistemas de drenaje de LIXs, la cobertura del vertedero, la cantidad de humedad generada por los procesos biológicos y la cantidad de humedad eliminada por los gases generados en el RESA.

La Tabla 2.7 muestra datos típicos del peso de algunos componentes de los residuos sólidos en seco y húmedo. Es muy notoria la cantidad de humedad en la fracción orgánica de los residuos.

Tabla 2.7. Contenido de humedad en subproductos de los residuos

Subproducto	Peso Seco (%)	Contenido en humedad, (%)	Peso seco ¹ , (Kg)
Orgánicos			
Residuos de comida	9	70	2.7
Papel	34	6	32
Cartón	6	5	5.7
Plásticos	7	2	6.9
Textiles	2	10	1.8
Goma	0.5	2	0.5
Cuero	0.5	10	0.4
Residuos de Jardín	18.5	60	7.4
Madera	2	20	1.6
Orgánicos misceláneos	-	-	-
Inorgánicos			
Vidrio	8	2	7.8
Latas de hojalata	6	3	5.8
Aluminio	0.5	2	0.5
Otros metales	3	3	2.9
Suciedad, cenizas, etc	3	8	2.8
Total	100	-	78.8

¹Basado en un peso de 100 kg de la muestra de residuos según se entrega

Fuente: Tchobanoglous *et al.*, 1998.

En los RS, la humedad tiende a unificarse y unos productos ceden humedad a otros (Tabla 2.8). Esta es una de las causas de degradación de ciertos productos como el papel, que absorbe humedad de los residuos orgánicos y pierde características y valor en los procesos mecánicos de reciclaje, con respecto al reciclado en origen que evita este contacto.

Tabla 2.8. Contenido de Humedad en subproductos, sin mezclar y mezclados

Subproductos	*Humedad (%)	
	Sin Mezclar	Mezclado
Orgánicos	68	65
Papel y Cartón	12	24
Plásticos	1	2
Madera	20	24
Textiles	12	19
Vidrio	2	3
Metales	2	2

*Valores variables si existen restos líquidos en el interior del recipiente donde se depositan

El contenido de humedad de los RS, normalmente se expresa en dos formas. En el método de medición peso-húmedo, la humedad de la muestra se expresa como un porcentaje del peso del material húmedo; en el método peso-seco, se expresa como un porcentaje del peso del material seco. El método peso-húmedo se usa más frecuentemente en el campo de la gestión de RS (Tchobanoglous *et al.*, 1998).

2.3.3 Granulometría

La granulometría es el grado de segregación de los materiales y el tamaño físico de los componentes elementales de los RS, constituyen un valor imprescindible para el dimensionado de los procesos mecánicos de separación y, en concreto, para definir cribas, tromeles y elementos similares que basan su separación exclusivamente en el tamaño de la partícula. Estos valores también deben tomarse con cautela, ya que las operaciones de recolección afectan al tamaño por efecto de la compresión o de mecanismos trituradores. En cada caso concreto es preciso efectuar los análisis pertinentes para adecuar la realidad de cada circunstancia al objetivo propuesto (Tchobanoglous *et al.*, 1998).

2.3.4 Capacidad de Campo

La capacidad de campo de los RS es la cantidad total de humedad que puede ser retenida por una muestra de residuos sometida a la acción de la gravedad. La capacidad de campo es de importancia crítica para la determinación en la formación de los LIXs en los sitios de disposición final. El exceso de agua sobre la capacidad de campo se emitirá en forma de lixiviación. La capacidad de campo varía con el grado de presión aplicada y el estado de descomposición de los residuos. La capacidad de campo de los residuos no seleccionados y no compactados de origen domestico y comercial, están dentro del 50 al 60% (Tchobanoglous *et al.* 1998; Orta *et al.* 2003).

2.3.5 Permeabilidad de lo residuos sólidos compactados

La conductividad hidrológica de los residuos compactados es una propiedad física importante, que promueve el movimiento de líquidos y gases dentro de un vertedero, existe también la permeabilidad intrínseca o específica, depende de las propiedades del residuo sólido como la porosidad. Los valores típicos de permeabilidad intrínseca de los residuos sólidos compactados en un tiradero son de 10^{-11} y 10^{-12}m^2 en la dirección vertical y 10^{-10}m^2 en dirección horizontal (Ramaswamy, 1970; Tchobanoglous *et al.* 1998; Oweis *et al.* 1990; Orta *et al.* 2003).

2.3.6 Temperatura

La temperatura es sumamente importante en los procesos biológicos para la degradación de los residuos. Por ejemplo, cuanto más elevada la temperatura mayor será la actividad bacteriana y consecuentemente mayor será la producción de metano (Henriques *et al.* 2000). Estudios de producción de metano en laboratorio muestran que la velocidad de

generación de este gas aumenta del orden de 100 veces cuando la temperatura alcanza valores de 20 °C y 40 °C, (Andreottola y Cannas, 1992; Rajasekaran *et al.*1986).

2.3.7 Análisis Físico

El análisis físico para los componentes combustibles de los RSU incluye los siguientes ensayos:

1. Humedad, que es la pérdida de agua cuando se calienta a 105°C durante una hora.
2. El Material Volátil combustible o Sólido Volátil, que es la porción de la materia orgánica que puede eliminarse o volatilizarse cuando la materia orgánica se quema en un horno mufla a una temperatura de 550°C.
3. El Carbono fijo, que es el residuo del combustible dejado después de retirar la materia volátil.
4. La Cenizas, que es material incombustible que queda después de haber sido quemado un combustible o residuo sólido.

2.3.8 Punto de fusión de las Cenizas

Otro valor que interesa conocer es la temperatura a la que se funden y solidifican las cenizas de la combustión de estos materiales. El punto de fusión de las cenizas está en 1200° C, y las escorias obtenidas son utilizadas en algún proceso de tratamiento para reducir emisiones y para manejar de modo más controlado estos restos últimos de la incineración (Tchobanoglous *et al.*, 1998).

2.3.9 Contenido Energético o Poder Calorífico

Se define como la cantidad de calor que puede entregar un cuerpo. Se debe diferenciar entre poder calorífico inferior y superior. En términos generales, puede indicarse que el poder calorífico de la totalidad de los RSU está entre 1500 y 2200 kcal/kg. El Poder Calorífico Superior (PCS) no considera corrección por humedad y el inferior (PC) sí. Se mide en unidades de energía por masa, (cal/gr.), (kcal. /kg), (BTU/lb.). Se mide utilizando un calorímetro. El poder calorífico es esencial en los procesos de recuperación energética, al igual que el porcentaje de cenizas producido en los mismos. Su valoración, fruto de la propia variabilidad de la composición, viene marcada por el poder calorífico de cada producto. En el Tabla 2.9 se dan ejemplos de poder calorífico en base seca (Tchobanoglous *et al.*, 1998).

Tabla 2.9. Ejemplo de poder calorífico (base seca) de subproductos

Subproducto	Poder Calorífico (kcal/kg)
Papel y cartón	2791.2 - 44465.92
Madera y follaje	4186.8 - 4745
Trapos	3628.56 - 4465.92
Restos de alimentos	837 - 1674.72
Plásticos	6698.88 - 8931.84
Residuos de jardinería	558.24 - 4465.92
RSU	2232.96 - 3349.44

2.3.10 Potencial Hidrógeno

El potencial hidrógeno (pH) estable es esencial, ya que tiene un profundo efecto en la actividad biológica y para todo organismo vivo. La mayoría de los procesos biológicos de los RESA, se dan con un pH que fluctúa entre 5 y 9. Para la digestión anaerobia (DA) el contenido de humedad y pH son considerados factores importantes que intervienen en la

eficiencia de la digestión (Lay *et al.*, 1997). El pH óptimo para la fermentación, en la fase anaeróbica es casi neutro entre 7.0 y 7.5; aunque la formación de metano puede darse en el rango de 6.5 a 8.0. Una disminución del pH puede traer como resultado la inhibición del crecimiento de las bacterias metanogénicas, ello hace que disminuya la producción de metano y aumente el contenido de dióxido de carbono y se produzcan olores desagradables por el aumento del contenido de sulfuro de hidrógeno (Lethlean *et al.*, 1998).

2.3.11 Capacidad buffer

En términos simples, la capacidad buffer (CB) es el equilibrio que existe entre la actividad y el cambio de acidez. En los RESA la adición o la producción de ácidos causan la disminución del pH inicial en la matriz del sistema. Esto es seguido por la disolución de las sustancias buffer haciendo que se establezca un nuevo equilibrio, reduciendo el cambio del pH.

En las curvas de titulación en donde se puede observar que la adición de grandes cantidades de alguna base o de algún ácido en determinados ámbitos sólo conduce a ligeros cambios en el pH, ya que la CB es alta. Cuando se produce un cambio brusco de pH con pequeñas adiciones de alguna base o de algún ácido la CB es baja (Fassbender, 1975). La CB es el recíproco de la curva de titulación (ecuación 2.1)

$$CB = \frac{1}{m} \quad (\text{Ec. 2.1})$$

Donde:

CB: Capacidad Buffer

m = Pendiente de la curva de titulación

2.3.12 Nutrimientos esenciales y otros elementos

Los organismos anaeróbicos se desarrollan naturalmente entre los RSU, éstos se encuentran en la materia orgánica en descomposición, residuos fecales de humanos y animales. Los elementos del carbono (en forma de carbohidratos) y nitrógeno (como proteínas, nitratos, amoníaco, etc.), son los nutrientes principales de las bacterias anaeróbicas. El carbono se utiliza como energía y el nitrógeno para la construcción de las estructuras de las células. Estas bacterias usan carbono 30 veces más rápido de lo que usan el nitrógeno. El carbono usado en las diferentes reacciones biológicas durante la DA de los RSU en los RESA's es obtenido en su mayoría de materiales celulósicos de la materia orgánica (MO) de los RSU. Estos últimos generalmente contienen alrededor de 4% de proteínas, del 62 al 77% de materiales celulósicos (40 a 50% celulosa, 12% hemicelulosa, 10 a 15 % de lignina) (Barlaz *et al.*, 1997; 1989).

Otros elementos esenciales son el fósforo y potasio contenidos en los residuos sólidos (Wang *et al.* 1994; Kelly *et al.* 2006).

Los materiales celulósicos se componen de lignina (LIG), hemicelulosa, y celulosa (HOL), por lo que también se les llama materiales lignocelulósicos. La celulosa esta compuesta de largas cadenas de moléculas de glucosa, unidas por enlaces β 1-4 glucosídicos los cuales hacen que la cadena sea recta y de un número de polimerización mayor de 1000 y dependiendo del origen hasta 10,000 a 20,000 (Han, 1998). Esta estructura y la encapsulación de la lignina de las fibras de celulosa hace más difícil hidrolizar las moléculas de este material si se compara con el almidón. La hemicelulosa también se compone de largas cadenas, pero a diferencia de la celulosa contiene pentosas, la

composición exacta de la hemicelulosa depende de la fuente del material celulósico. Los materiales lignocelulósicos están compuestos en su mayor parte por dos polímeros de carbohidratos, la celulosa (35-50%) y la hemicelulosa (15-25%), y un polímero fenolito, la lignina (20-25%) (Han, 1998; Tsoumis, 1991).

2.4 Recirculación de lixiviados en rellenos sanitarios

La generación y el control de LIXs es un aspecto importante de las operaciones del RESA por que el líquido puede emigrar más allá de los límites de la instalación y contaminar las aguas subterráneas y superficiales (Cartwright , 1977; Garland, 1975). Por ello, la decisión de incluir o excluir un sistema de colección y tratamiento de LIXs en el diseño de un RESA es crítica.

El tratamiento conlleva como requerimiento obligatorio, la "recirculación formulada" de LIXs crudos o previamente inoculados con agentes suplementarios, lo cual permitirá acelerar el proceso de descomposición, aumentar el tiempo de retención celular y reducir los tiempos de estabilización de los residuos; además cuando los sistemas son aerobios, es necesario inyectar aire a presión al interior de la masa de residuos. El control de la recirculación de los LIXs con esta tecnología es fundamental, ya que deben de inyectarse a las celdas de los RSU, en la cantidad y en el tiempo que demande el proceso (Pohland *et al.* 1985). Al término de la estabilización de los residuos, es posible abrir o minar las celdas de los RSU para rescatar el material degradable ya estabilizado mediante un proceso de tamizado, para volver a depositar residuos en las celdas minadas (ya vacías); con lo cual es posible incrementar la vida útil del RESA, hasta en 3 veces su vida normal. Esta tecnología,

se aplica actualmente en varios países, como son España, Brasil, Alemania y Estados Unidos, solos por mencionar algunos (Sánchez, 2005).

El lixiviado puede administrarse eficazmente colectándolo y recirculándolo a través del RESA. Cuando el RESA empieza a funcionar, es común que el lixiviado contenga concentraciones altas de demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos disueltos totales, metales pesados y nutrientes. La recirculación y el reciclaje de lixiviados atenúa estos constituyentes debido a la actividad biológica y a las reacciones físicas y químicas que se producen dentro del RESA. Por ejemplo, considerando que el pH en el RESA se toma neutral o ligeramente básico a medida que se produce metano, algunos de los metales se precipitarán y serán retenidos dentro del RESA.

El diseño y la operación de un sistema de recirculación de LIXs debe considerar que, si es que la percolación hacia el interior del RESA es mayor que la evaporación del lixiviado colectado, la recirculación resulta en un constante aumento del reservorio de LIXs (Swati *et al.* 2005; Sánchez, 2005).

En caso que la rápida estabilización de la sustancia orgánica, así como la colección y el uso beneficioso del gas del RESA sean los objetivos principales de la operación, la recirculación del lixiviado puede ocasionar un aumento en la producción de gas debido al incremento del contenido de humedad en el RESA. Un aumento en la tasa de estabilización conduciría a una mayor tasa de asentamiento del RESA (Palma *et al.* 2001). Se puede obtener una reducción considerable de DQO y DBO a través de la recirculación, en particular, durante un período corto. La recirculación de LIXs es más eficaz en los RESA cuyo funcionamiento

incluye la aplicación de residuos sólidos en capas relativamente delgadas (Reinhart *et al.* 1996; Ravishankar *et al.* 2007; Orta *et al.* 1999).

Se debe prestar atención cuando se adopta la recirculación como una estrategia para manejar los LIXs. En primer lugar, la introducción de humedad en el RESA puede conducir a la contaminación del ambiente circundante al RESA por causa de la migración de este líquido por la base o por los costados del mismo. En segundo lugar, la recirculación continua producirá la acumulación de sales, metales y otros compuestos indeseables en el lixiviado. Además, en caso que se hayan aplicado coberturas intermedias, la introducción de LIXs puede formar acumulaciones de líquidos dentro del RESA que, con el tiempo, pueden escapar por los costados del RESA (Bernache, 2006; Korfiatis *et al.*, 1984; Hernández-Berriel *et al.* 2003; Nedwell y Reynolds, 1996).

3 MATERIALES Y MÉTODOS

La metodología y el plan general de trabajo empleado en el presente proyecto se realizó en 3 fases, las cuales se resumen a continuación.

3.1 FASE I. Obtención y preparación del material de estudio.

Actividad 1: Toma de muestra del Relleno Sanitario

Actividad 2: Caracterización de la muestra y reducción de tamaño de subproductos

Actividad 3: Determinación de variables analíticas de residuos frescos

3.2 FASE II. Montado de biodigestores anaerobios escala laboratorio.

Actividad 1: Definición del diseño experimental

Actividad 2: Preparación de mezcla y llenado de BLAB

Actividad 3: Montaje de BLAB

3.3 FASE III. Puesta en marcha y seguimiento de la operación

Actividad 1: Recirculación de lixiviados

Actividad 2: Desmontaje de los biodigestores escala laboratorio

3.4 FASE IV. Análisis de parámetros analíticos en los residuos sólidos digeridos

Actividad 1: Análisis de los parámetros analíticos de los RSU digeridos

A continuación se describen cada una de las actividades anteriormente mencionadas.

3.1 FASE I. Obtención y preparación del material de estudio.

3.1.1 Actividad 1: Toma de muestra del Relleno Sanitario

Los RSU empleado en este trabajo proceden del RESA intermunicipal de Pátzcuaro, situado en el municipio de Pátzcuaro, Michoacán, que tiene su entrada en el kilometro 6.7 de la carretera federal Pátzcuaro-Uruapan. El sitio se denomina CITIR (Centro Interdisciplinario de Tratamiento de Residuos). El RESA abarca 15 km² y recibe alrededor de 75 Toneladas/día de RSU. Los cuales son compactados a 600 kg/m² y cubiertos con tierra de la región al final de la jornada mediante equipo pesado.

La muestra de RSU se tomó directamente de una de las celdas de almacenamiento del RESA en el mes de Febrero del 2009. Mediante el método de cuarteo descrito en la NM-AA-015-1985 (SECOFI, 1985a) se tomaron alrededor de 40 kg de muestra que fue colocada en bolsas negras de plástico.

3.1.2 Actividad 2: Caracterización de la muestra y reducción de tamaño de subproductos

Las bolsas se sellaron herméticamente y se transportaron al laboratorio donde se separó manualmente la muestra en 15 subproductos los cuales se fraccionaron a tamaño de partícula < 1 cm para preparar una mezcla para BLAB (Tabla 3.1).

Tabla 3.1. Rubros utilizados y para mezcla inicial de RSU

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

% p/p, porciento peso base húmeda

3.2 FASE II. Montado de biodigestores anaerobios escala laboratorio.

3.2.1 Actividad 1: Definición del diseño experimental

El sistema experimental empleado para llevar a cabo este experimento en el laboratorio se muestran en la Figura 3.1. Se consideró un diseño completamente aleatorio, con una repetición por cada tratamiento.

3.2.2 Actividad 2: Preparación de mezcla y llenado de BLAB

Se utilizaron BLAB's (18 cm de altura x 4.5 cm de diámetro interno) de PVC (cédula 40), Cada BLAB se empacó con 215.19g de la mezcla de RSU escrita en la Tabla 3.1 y, se le colocó una capa superficial de 32.15g de suelo como material de cobertura y se les compactó a 600 kg/m³.

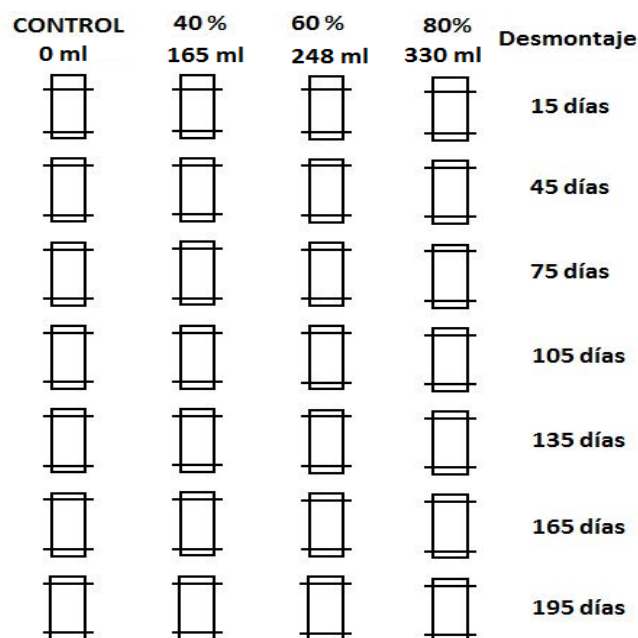


Figura 3.1 Diseño experimental del montaje de los BLAB

Los BLAB se cerraron herméticamente y se les hizo pasar N_2 para desplazar el aire. Posteriormente cada BLAB se conectó a sus sistemas de recirculación de lixiviados con bombas peristálticas de dobleflujo MASTERFLEX C/L de manera que se pudo operar a 40, 60 y 80 % (v/v) del volumen de un BLAB (Figura 3.2).

3.2.3 Actividad 3: Montaje de biodigestores

El sistema formado por 28 BLAB's, los cuales se montaron con tres regímenes de recirculación de lixiviados y un grupo control que no tuvo recirculación.

3.3 FASE III. Puesta en marcha y seguimiento de la operación

3.3.1 Actividad 1: Recirculación de lixiviados

La recirculación de lixiviados inició con la adición de agua potable a cada BLAB en las cantidades indicadas en la Figura 3.1 buscando obtener un contenido de humedad teórica

en la matriz de residuos de 40 a 80 % v/v. El lixiviado se vertió en un depósito con agua potable (Figura 3.2) en una proporción de diez veces el volumen de un BLAB. La Figura 3.3 muestra el protocolo de operación para la recirculación de LIXs que se continuó 2 veces por semana. La operación de todos los BLAB se realizó a 23 ± 2 °C.

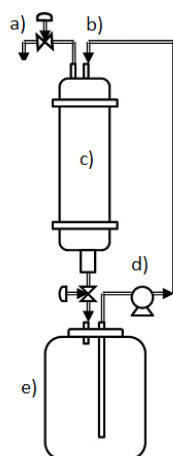


Figura 3.2. Sistema de recirculación de lixiviados: a) Puerto de salida del biogás, b) Puerto de entrada para lixiviados recirculados, c) Cuerpo del BLAB, d) Bomba peristáltica, e) Depósito de agua/lixiviados diluidos

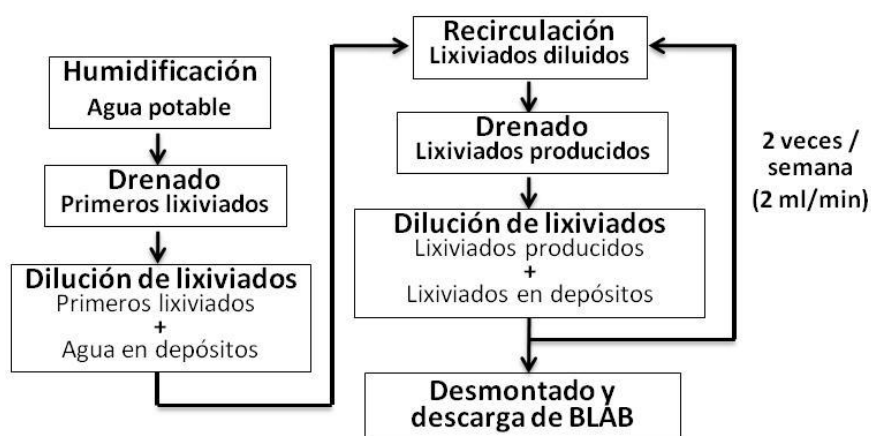


Figura 3.3. Protocolo de operación para recirculación de lixiviados diluidos

3.3.2 Actividad 2: Desmontaje de los biorreactores escala laboratorio

Los primeros BLAB's se desmontaron a los 15 días de haberse montado, uno de cada régimen de humedad y un control, posteriormente a los 30 días un segundo grupo se abrió y así posteriormente cada 30 días hasta los 195 días (Figura 3.1).

3.4 FASE IV: Determinación de las variables analíticas de los RSU digeridos

Se desmontó y analizaron los RSU digeridos de los 28 BLAB's. Todas las determinaciones analíticas se llevaron a cabo por duplicado. En la tabla 3.2 se presenta las principales características de los equipos utilizados durante el desarrollo de los experimentos.

Tabla 3.2. Lista de equipo empleado en la experimentación

Equipo	Marca	Especificaciones	Determinación
Agitador magnético	HANNA Instrument		pH
Agitador magnético	Fisher Scientific		pH
Balanza analítica	Explorer ^R Pro		Hbh, SVT
Balanza granataria	Socouth		pH,
Barra magnética	Cienceware	Octagonales recubiertas de teflón de 2 cm	pH, CB
Equipo calorimétrico automático	PARR modelo 1341		PC.
Bomba de vacío			LIG, HOL
Campana de extracción		Con sistema de agua y drenaje	LIG, HOL
Cartuchos de extracción		40 x 100 mm (diámetro x altura)	LIG, HOL
Estufa de secado	RIOSSA modelo HCF-41		Hbh, SVT
Molino de cuchillas	Kika Werke	Tamiz No. 60 y 80	LIG, HOL, PC
Mufla	Fisher Scientific ^R		SVT
Parrilla de calentamiento	NOVATECH	Con control automático	LIG, HOL
pH-metro	Conductronic PC18	Digital con electrodo de vidrio y medidor de temperatura	pH
pH-metro	Denver Instrument		CB
Prensa neumática			PC.
Sistema de reflujo Soxhlet	Pirex		LIG, HOL
Termómetro de mercurio	Brannan		LIG, HOL
Termo baño	Felisa Modelo FE-377		LIG, HOL

3.4.1 Medición de los asentamientos

La medición de los asentamientos se realizó al desmontar los BLAB mediante un vernier. Se midió en nueve puntos el descenso del nivel de los residuos desde el nivel superior del cuerpo del BLAB (Figura 3.4).

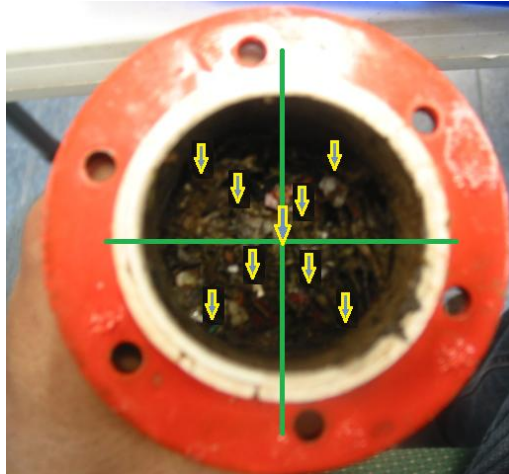


Figura 3.4 Puntos de medición del asentamiento en BLAB desmontados

3.4.2 Determinación del contenido de humedad

La determinación del contenido de humedad se realizó de acuerdo a la NMX-AA-016-1984 (SECOFI, 1984b), en una estufa de secado y mediante la ecuación 3.1.

$$\%Hbh = \frac{G - G_1}{G} \times 100 \quad (\text{Ec. 3.1})$$

Donde:

%Hbh: es el porcentaje de humedad base húmeda

G: es el peso de la muestra sólida húmeda en g, sin el peso de la capsula de aluminio

G₁: es el peso de la muestra sólida seca en g, sin el peso de la capsula de aluminio

3.4.3 Medida de pH

La medida de pH se realizó conforme a la NMX-AA-25-1984 (SECOFI, 1984a), con un pH-metro calibrado con dos disoluciones estándar de pH 4 y 7, marca J. T. Baker, y con sonda de temperatura.

3.4.4 Determinación de sólidos volátiles totales

El porcentaje de SVT contenido en los RSU se determinó conforme a la técnica 2540G del Standard Methods (APHA, 1998), en una estufa de secado y una mufla. Para la determinación del %SVT se utilizó la ecuación 3.2

$$\%SVT = \frac{G_1 - G_2}{G_1} \times 100 \quad (\text{Ec. 3.2})$$

Donde:

%SVT: es el porcentaje de SVT, en g.

G₁: es el peso de la cápsula con la muestra seca, en g;

G₂: es el peso de la cápsula con el residuo, después de la calcinación, en g.

3.4.5 Preparación de los RSU libre de extractivos

Con una adecuación del método estándar para la preparación de la madera libre de extraíbles ASTM D1105-56 (Meltzer, 1979) se realizó la preparación de los RSU libre de extractivos. Los extractivos consisten de materiales que son solubles en solventes neutros. Para esto se utilizaron equipos, materiales (certificado clase A o calibrado) y reactivos grado analítico (Tabla 3.3).

Tabla 3.3 Lista de materiales y reactivos químicos para preparación de RSU libre de extractivos

Material o reactivo	Marca	Especificaciones
Alcohol etílico $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{-OH}$	J.T. Baker	95%, Líquido
Tolueno, $\text{C}_6\text{H}_5\text{CH}_3$	J.T. Baker	Líquido
Agua destilada		Líquido

El procedimiento de extracción fue el siguiente.

- 1) Preparación de la muestra. Tomar de los residuos sólidos digeridos previamente secados a temperatura ambiente (Figura 3.5) y triturar mediante el molino de cuchillas, pasarlo por un tamiz No. 60 (250 μm) y retenerlo en 80 (Figura 3.6).
- 2) Tomar de estos residuos y pesar 20.0 g en un cartucho de extracción tarado (registrar el peso), tapar el cartucho con un cedaso de papel filtro para evitar derrame.
- 3) Colocar con ayuda de las pinzas el cartucho en el cuerpo extractor del sistema de reflujo Soxhlet.
- 4) Poner a reflujo con 250 ml de mezcla 1:2 etanol (84ml)-tolueno (167 ml) por un periodo de 4 horas (Figura 3.7). Después de transcurrido el tiempo escurrir los RSU y poner a secar a temperatura ambiente.
- 5) Repetir el paso 4 con alcohol etílico en lugar de la mezcla etanol-tolueno por 4 horas o hasta que el alcohol salga incoloro en los sifones.
- 6) Posteriormente, repetir el paso 4 con agua destilada por 4 horas. Al final de este tiempo seque el material extraído al aire.
- 7) Determinar humedad como se explicó en el apartado 3.4.2 (%Hbh)



Figura 3.5 RSU digeridos secados a temperatura ambiente



Figura 3.6 Molino de cuchillas marca Kika Werke

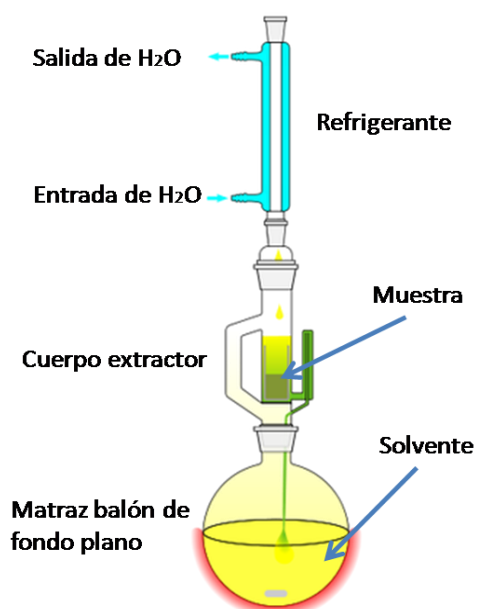
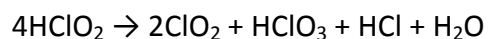
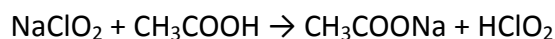


Figura 3.7 Esquema de partes del sistema de reflujo Soxhlet

3.4.6 Determinación de holocelulosa

La determinación de holocelulosa (HOL) en las muestras de residuos sólidos se realizó de acuerdo al método del clorito (Wise *et al.*). El método se basa en la acción del dióxido de cloro cuyos productos de reacción acuosa y caliente hacen que la lignina se separe en

forma soluble. El dióxido de cloro se genera *in situ* utilizando clorito de sodio y ácido acético.



Para esto se utilizaron los equipos, materiales (certificado clase A o calibrado) y reactivos grado analítico que se resumen en la Tabla 3.4.

Tabla 3.4 Lista de materiales y reactivos químicos para la determinación de HOL

Material o reactivo	Marca	Especificaciones
Papel filtro	Delta	Poro grueso
Filtro Gooch	KIMAX	50ml-30F
Ácido acético CH_3COOH	J.T. Baker	70 % (v/v) Líquido
Clorito de sodio NaClO_2	SIGMA-ALDRICH	Sólido
Acetona $(\text{CH}_3)_2\text{CO}$	Química Meyer	Líquido
$\text{H}_2\text{O}_\text{D}$		

El procedimiento de extracción fue el siguiente:

- 1) Pesar 1.0 g de la muestra libre de extractivos y seca (P_1), colocar en el matraz Erlenmeyer,
- 2) Tratar el material con una solución de 0.3 g de Clorito de sodio en 32 ml de agua destilada a la que previamente se le añadieron 2 gotas de ácido acético,
- 3) Mantener el matraz de reacción tapado con un vidrio de reloj como se muestra en la Figura 3.8 y dejar a baño de agua a 75 °C durante una hora agitando cada 30 min.
- 4) Pasado el tiempo, añada lentamente 2 gotas de ácido acético y 0.32 g de clorito de sodio, agite y deje reposar por una hora. Repetir el procedimiento anterior dos veces más (hasta un total de 4 hr). Enfriar a temperatura ambiente.

- 5) Posteriormente, sobre un filtro Gooch con papel filtro Whatman ambos previamente pesados, se hace pasar, aplicando vacío, el contenido del matraz de reacción (Figura 3.9).
- 6) El material separado se lava con 200 ml de agua caliente y luego con 100 ml de acetona y se pesa (P_2).
- 7) Finalmente se pasa a una estufa de secado a 40 °C, durante 3 días y se pesa (P_3).
- 8) Se pasa a un desecador el filtro Gooch con la holocelulosa separada, las pesadas se hacen con el filtro Gooch perfectamente cerrado para evitar la hidratación de la holocelulosa.



Figura 3.8. Digestión de muestra en el termo baño.



Figura 3.9. Filtración y lavado de la muestra digerida a vacío.

Al sólido obtenido se le determinan los porcentajes de humedad (%HHOL₂) y a la muestra digerida libre de extraíbles (%HHOL₁). El contenido de HOL se calcula de acuerdo con la expresión:

$$\%HOL = \frac{(P_3 - P_2) \times (100 - \%HHOL_2) \times (\%HHOL_1)}{P_1 \times (100 - \%Hbh)} \quad (\text{Ec. 3.3})$$

Donde:

%Hbh= es el porcentaje de agua con respecto a la muestra inicial molida

3.4.7 Determinación de lignina

La determinación de lignina en las muestras de residuos sólidos se realizó de acuerdo al método reportado por Colín-Urieta *et al.* (2007). Para esto se utilizaron equipos, materiales (certificado clase A o calibrado) y reactivos grado analítico que se resumen en la Tabla 3.5.

Tabla 3.5 Lista de materiales y reactivos químicos para la determinación de LIG		
Material o reactivo	Marca	Especificaciones
Papel filtro	Whatman	No 40 de 55 mm de diámetro
Embudo de porcelana Buchener		87 ml
Matraz kitatazato		500 ml
Ácido sulfúrico H_2SO_4	Reasol	72% (v/v) Líquido
Ácido bromhídrico	J.T. Baker	47-49 % Líquido
Agua destilada H_2O_D		

El procedimiento de extracción fue el siguiente:

- 1) Pesar 1.0 g de la muestra libre de extractivos y seca, colocar en vaso de precipitado (pp) 500 ml
- 2) Agregar 25 ml de ácido sulfúrico al 72 % y 2.5 ml de ácido bromhídrico.
- 3) Dejar reposar por 2 horas agitando cada 30 min.
- 4) Adicionar 100 ml de agua destilada y hervir por 5 minutos
- 5) Verter sobre el embudo Buchner y el papel filtro previamente pesado, la mezcla.
- 6) Lavar con agua destilada caliente hasta obtener un pH neutro.
- 7) Con ayuda de las pinzas colocar el filtro con residuos en la estufa y secar a 70 °C por 12 horas.
- 8) Enfriar en un desecador por 30 minutos; hasta a peso constante,
- 9) El cálculo del contenido de lignina se obtuvo mediante la ecuación 3.4:

$$\% \text{ Lig} = \frac{(\text{Pr}-\text{Pf})-(\text{Mc}-\text{Pc})}{\text{M}} \times 100 \quad (\text{Ec. 3.4})$$

Donde:

% Lig: Por ciento de lignina base seca

M: es la muestra de residuo desengrasado y seco

Pr: es el peso del filtro con residuo

Pf: es el peso del filtro

Pc: es el peso del crisol

Mc: es el peso del crisol con la muestra de residuo calcinado

3.4.8 Determinación de capacidad buffer

La determinación de la capacidad buffer en las muestras de residuos sólidos se realizó por triplicado de acuerdo al método reportado por Márquez-Benavides (2004). Para esto se utilizaron equipos, materiales (certificado clase A o calibrado) y reactivos grado analítico que se muestra en la Tabla 3.6.

Tabla 3.6 Lista de materiales y reactivos químicos para la determinación de CB

Material o reactivo	Marca	Especificaciones
Solución estándar	J.T. Baker	pH 4.0 y pH 7.0
Acido clorhídrico HCl	Golden Bell	37% de pureza
Hidróxido de sodio NaOH	Golden Bell	72% (v/v) Líquido
Agua destilada H ₂ O _D		

El procedimiento es:

- 1) Preparar soluciones de NaOH y HCl a 1N de concentración

- 2) Preparar en vasos de pp 13 muestras de 3 gr peso seco de RSU húmedos y añadir 10 ml de agua destilada (H_2O_D) a cada muestra
- 3) Adicionar 0.1, 0.5, 0.9, 1.4, 1.8, 2.0 ml de HCl 1 N a 6 vasos de precipitado con muestra y los 10 ml de H_2O_D . Este será el grupo ácido.
- 4) Ajustar a 20 ml el volumen de cada muestra con H_2O_D . Ejemplo para la muestra con 0.1 ml de HCl y 10 ml de H_2O_D , será necesario añadir 9.9 ml más de H_2O_D . Agitar por 2 min para homogenizar la mezcla.
- 5) Realizar la medición de pH con el pH-metro ajustado a 4 y registrar los valores.
- 6) Adicionar 0.1, 0.5, 0.9, 1.4, 1.8, 2.0 ml de NaOH, 1 N a otros 6 vasos de precipitado con muestra y 10 ml de H_2O_D . Ajustar a 20 ml con H_2O_D igual que para el grupo anterior. Este será el grupo alcalino. Agitar por 2 min para homogenizar la mezcla.
- 7) Realizar la medición de pH con el pH-metro ajustado a 7 y registrar los valores.
- 8) Al vaso de pp restante con los 3 gr de muestra seca y 10 ml de H_2O_D añadir 10 ml más de H_2O_D a este se le llamará natural. Agitar por 2 min para homogenizar la mezcla.
- 9) Realizar la medición de pH con el pH-metro ajustado a 7 y registrar los valores.

3.4.9 Determinación de Poder Calórico

La determinación de PC se realizó conforme a la NMX-AA-033-1985 (SECOFI, 1985b), utilizando un equipo calorimétrico (Figura 3.10). La elaboración de las pastillas de 1 ± 0.1 gr de RSU molidos se realizaron en una prensa neumática a 3 toneladas de presión por 30 segundos (Figura 3.11).



Figura 3.10. Equipo calorimétrico automático marca PARR



Figura 3.11. Pastilla de RSU

4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Caracterización de residuos frescos

Este apartado recoge los resultados obtenidos en el tratamiento de RSU mediante la recirculación de lixiviados usando diferentes regímenes, a escala laboratorio.

La Tabla 4.1 recoge la caracterización de los RSU frescos al inicio de la experimentación. En ella se muestra que los valores de sólidos volátiles totales (SVT), holocelulosa (HOL) y lignina (LIG) de los RSU cargados, fueron superiores a los reportados para RSU frescos por Barlaz *et al.* (1989, 1997), Elango *et al.* (2007), Hernandez-Berriel *et al.* (2008) Francois *et al.* (2006) y Hossain *et al.*, (2003). Esto es debido a que la MO representó el 73.15 %, lo cual es común en áreas rurales de México (Buenrostro y Bocco, 2003; Hernández-Berriel *et al.*, 2008). El suelo utilizado como material de cobertura incrementó el valor del pH de los RSU, aunque redujo el contenido de materia orgánica expresada como SVT, HOL y LIG, de los RSU cargados en cada BLAB, aunque su adición representó el 13% en peso de los residuos iniciales.

Tabla 4.1 Caracterización de residuos sólidos cargados

Parámetros	Componentes cargados		
	Suelo	RSU y suelo	RSU
Humedad (%Hbh)	33.2±0.35	38.96±0.42	40.69±0.51
Ph	6.66±0.03	6.56±0.07	5.65±0.08
SVT (%)	7.8±0.32	71.35±0.26	79.53±0.41
HOL (%)	1.81±0.12	56.91±0.46	61.77±0.37
LIG (%)	1.26±0.23	16.88±0.27	20.33±0.32
HOL / LIG	1.44	3.37	3.04
CB rango ácido	-	86.96	86.96
CB rango básico	-	15.46	15.46
Poder Calorífico	-	3775.22±88.82	3795.93±145.05

Promedio ± desviación estándar

4.2 Proceso de digestión anaerobia bajo el proceso de recirculación de lixiviados

4.2.1 Humedad y pH

La humedad de los BLAB con recirculación se mantuvo entre valores de 63.5-67.8% Hbh (Tabla 4.2) debido a los diferentes regímenes de recirculación.

A pesar de que se propuso hasta una humedad de 80% en la frecuencia de la recirculación, significó que para el cuarto día de recirculación la humedad de los residuos solamente está relacionada con la capacidad de campo de estos residuos. Aun con este valor de humedad relacionado con la capacidad de campo, contribuyó a acelerar la DA (degradación anaeróbica) de la materia orgánica (MO) en comparación con el grupo de BLAB sin recirculación.

La adición de agua al inicio de la experimentación produjo lixiviados con valores ácidos, ya que los RSU frescos revelaron un valor de pH de 6.5 (Figura 4.1). El pH es un parámetro cuyo seguimiento se realiza comúnmente en los lixiviados dada la relativa facilidad de obtener este material. La Figura 4.1a) muestra los valores de pH del material sólido sometido a DA, mientras que la Figura 4.1b) muestra los valores reportados para el mismo proceso analizando los LIXs. Es importante señalar que existe una correspondencia entre los valores de pH de LIXs y de los RSU en digestión excepto durante la fase de hidrólisis. Esto sugiere que por un lado la correspondencia entre el valor de pH de los LIXs y RSU solamente coinciden durante la fase metanogénica acelerada y estable, por el contrario la fase de hidrólisis no corresponde dado de que justamente la adición de agua está contribuyendo a la hidrólisis y a la disolución de MO presente en los residuos. La dinámica de pH en los distintos grupos de BLAB con recirculación no mostró diferencia más que con

el grupo control que no pudo recuperarse del rango ácido de pH (4.88-5.47). Esto último coincide con lo observado por Mehta *et al.*, en el 2002 quienes encontraron que los RS que se digieren solamente con la humedad intrínseca difícilmente alcanzan valores de pH apropiados para la metanogénesis.

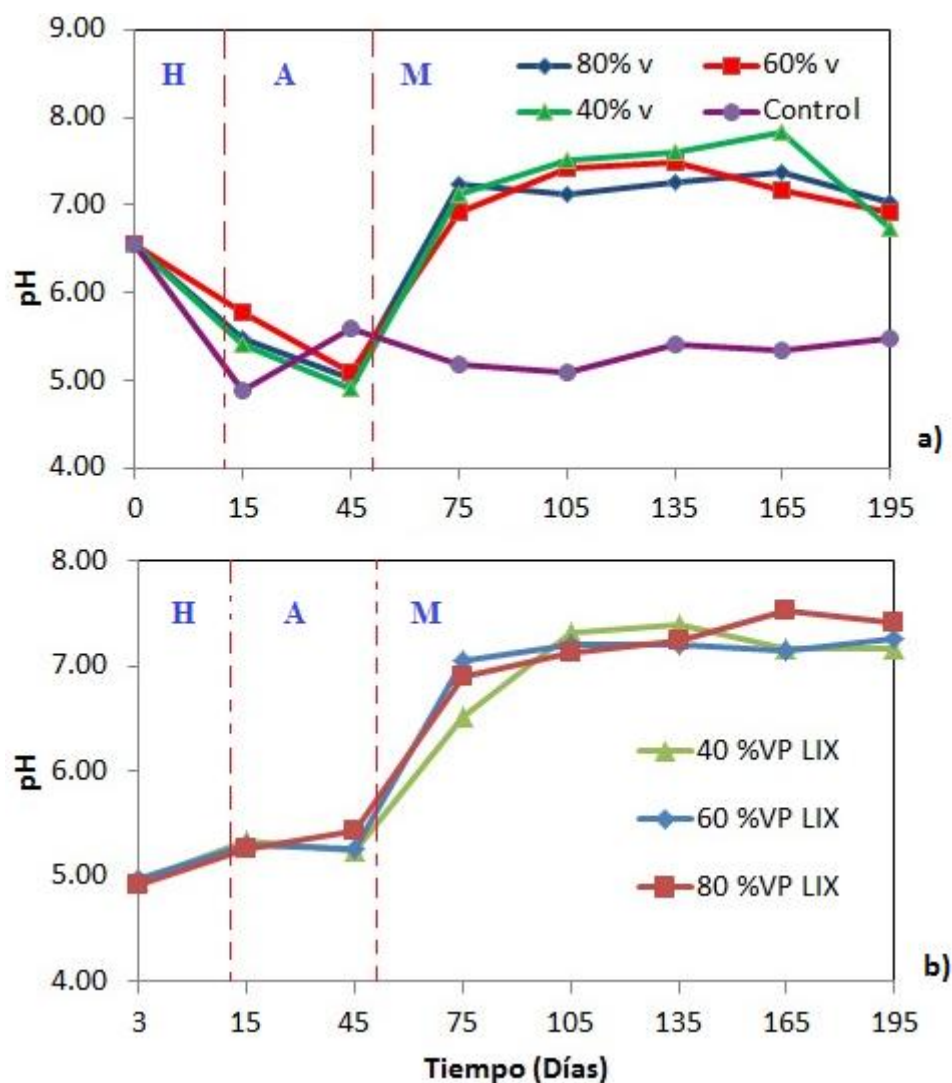


Figura 4.1. Dinámica de a) pH de la matriz de RSU y b) LIX durante la experimentación
Fases: H) Hidrólisis, A) Acidogénesis, M) Metanogénesis.
Cada punto representa el promedio de 3 valores (Hernandez, 2010).

Tabla 4.2. Caracterización periódica de residuos sólidos digeridos, BLAB

Tasas de recirculación de lixiviados (%V)												
Parámetro / Desmontado (días)	Control			40			60			80		
	Ph	Asenta- miento (%)	Remo- ción SVT (%)	pH	Asenta- miento (%)	Remo- ción SVT (%)	pH	Asenta- miento (%)	Remo- ción SVT (%)	pH	Asenta- miento (%)	Remo- ción SVT (%)
15	4.88±0.04	0.00	1.46	5.41±0.05	2.78	4.97	5.77±0.05	3.22	6.82	5.49±0.05	3.29	8.36
45	5.60±0.01	0.00	3.14	4.92±0.02	2.78	5.93	5.82±0.03	3.22	8.03	5.02±0.04	3.29	8.93
75	5.17±0.05	0.56	4.59	7.12±0.04	3.56	7.86	6.91±0.02	4.38	9.65	7.23±0.04	4.43	10.48
105	5.10±0.01	0.56	5.16	7.52±0.05	4.7	10.61	7.42±0.05	4.66	10.65	7.13±0.05	5.23	15.71
135	5.42±0.12	0.56	5.65	7.61±0.05	7.9	12.75	7.49±0.05	8.5	14.25	7.25±0.03	11.32	19.27
165	5.34±0.02	0.56	7.4	7.83±0.04	9.53	16.42	7.18±0.03	11.34	19.18	7.37±0.04	14.49	20.94
195	5.47±0.08	0.56	10.99	7.03±0.05	10.22	22.16	7.01±0.04	11.92	23.08	7.03±0.04	15.04	23.36

Valores promedio ± desviación estándar

4.2.2 Asentamientos

El grado de asentamiento es el desplazamiento vertical en este caso de los RSU (Palma *et al.* 2001)

En el caso de los BLAB estudiados el grado de asentamiento mostró una relación directa con respecto a las tasas de recirculación utilizadas. Esto concuerda con los reportado por varios autores (Reinhart y Al-Yousfi, 1996; Swati *et al.* 2005) quienes señalan que los procesos involucrados en el asentamiento de RSU, es la adición de agua, la DA por sí misma y el reacomodo del material dentro de una celda al eliminar los espacios ocupados por aire, agua o LIXs.

En los BLAB con recirculación, los asentamientos menores a 3.5 % (días 15 y 45) fueron de primer tipo (compresión primaria) y se debieron a que el agua inicialmente adicionada disolvió y movió partículas pequeñas a través de los espacios de la matriz de los residuos, así como a que las recirculaciones redujeron los espacios vacíos al impactar las capas superiores de los residuos sólidos esto concuerda con lo reportado por Durmusoglu *et al.*, (2005). Los asentamientos posteriores al día 75 se denominaron de segundo tipo y se atribuyeron al efecto combinado de la compresión por el volumen de los lixiviados recirculados y a la DA de la MO de los residuos sólidos ya que las remociones de SVT fueron mayores a 10 % y los valores de pH superiores a 7, coincidiendo con lo reportado por Hossain *et al.* (2003) y Sri Shalini *et al.*, (2010). Los dos primeros desmontajes demostraron que los BLAB control no tuvieron asentamientos hasta el día 45 y sus asentamientos posteriores fueron menores del 1 % (Tabla 4.2).

4.2.3 Remoción de SVT

Se apreció que la remoción de SVT tiene una relación directa con el régimen de recirculación ya que a mayor tasa de recirculación hubo una mayor remoción de SVT (Tabla 4.2), corroborando que el movimiento del agua a través de la matriz de residuos sólidos fue clave para la transferencia de masa entre las fases sólida y líquida, lo que permitió una mayor disponibilidad de nutrientes como lo reportan Benbelkacem *et al.* (2010). Es importante señalar que una vez que los residuos están estabilizados existe una remoción de SVT similar para los tres regímenes de recirculación (Tabla 4.3), lo cual puede explicarse en dos sentidos. El primero puede atribuirse al alto contenido de LIG en los RSU, ya que su estructura compleja pudo haber interferido con la DA de la HOL (Barlaz *et al.*, 1997; Micales y Skog, 1997). El segundo motivo se explica en función de la compactación de la matriz de residuos, ya que hasta un asentamiento menor al 12 %, se calculó una velocidad de remoción de SVT > 0.1 %SVT removidos/día para las tres tasas de recirculación, la cual se redujo a 0.07 %SVT removidos/día a partir del día 165 en los de 80 %V, cuando su asentamiento fue de 14.49 %. Esto significa que si los RSU tienen un alto % de residuos de jardinería ($\geq$ a 30 %), el utilizar diferentes tasas de recirculación no necesariamente redundará en una mayor DA, además que una tasa alta añadiría una problemática en el sentido de generar una mayor compactación.

Tabla 4.3. Caracterización final de residuos sólidos digeridos

Parámetros	Niveles de recirculación de lixiviados (%V)			
	Control	40	60	80
SVT (%)	63.51±0.54	55.54±0.43	54.88±0.30	54.69±0.40
HOL (%)	54.18±0.35	30.46±0.38	29.85±0.34	29.36±0.41
LIG (%)	16.69±0.26	30.30±0.39	31.16±0.35	31.89±0.38
HOL / LIG	3.25	1.01	0.96	0.92

Valores promedio ± desviación estándar

4.2.4 Capacidad Buffer

La capacidad buffer (CB) es definida como el número de moles de H^+ / OH^- que deben añadirse para subir o bajar el pH de 1 kg (peso seco) de la muestra seca, es decir, es el recíproco de la curva de titulación (ver Anexo B), y un parámetro que comúnmente se mide en suelos (Ferdner y Hombeck, 1985). Los RSU tienen una resistencia natural al cambio de pH, esta resistencia llamada también CB puede explicarse como el equilibrio que existe entre la acidez activa y la intercambiable. La remoción de iones hidrógeno de la solución de la matriz de RS o en su caso lixiviados, resulta en su remplazo por la acidez intercambiable. La resistencia al cambio en la concentración de iones hidrógeno es:

$$\begin{array}{ccc} H^+ \text{ adsorbidos} & \rightarrow & \text{Iones } H^+ \text{ de la solución de RSU} \\ \text{Acidez de cambio} & & \text{Acidez activa} \end{array} \quad (\text{Ec. 4.1})$$

(Brady, 1984).

Si se adiciona suficiente material alcalino para neutralizar los H^+ en la solución de RSU entonces la ecuación 4.1 iría hacia la derecha resultando en que más iones H^+ , salen de la solución. Consecuentemente, el aumento del pH resultante sería despreciablemente pequeño y permanecería así hasta que suficiente álcali se añadiera para eliminar apreciablemente la reserva ácida. Esta resistencia a un cambio de pH es importante para

prevenir un descenso rápido de pH. Por tanto, la CB recae en los cationes adsorbido del complejo (Ludwig *et al*; 2001). H^+ , Al^{+2} y otros cationes metálicos determinan la cantidad de ácido o bases necesaria para obtener un pH dado. Mientras mayor sea la capacidad de intercambio mayor será la CB de un material. Esto es porque más acidez de reserva debe ser neutralizada para dar lugar a una elevación o disminución de pH. La importancia de esta propiedad ha sido ampliamente estudiada en el suelo, donde es de importancia primordial. La analogía de una matriz de sólidos con sus intersticios ocupados por gas y por líquidos es factible de ser trasladada a los RSU, donde también un cambio de pH marcado afecta la actividad de microorganismos, la disponibilidad de nutrientes y la presencia de distintas especies metálicas.

En la Figura 4.2 se muestra el efecto de la recirculación sobre la CB de los RSU en los diferentes periodos de operación. Los valores de CB para los residuos digeridos con recirculación mostraron valores más bajos que los reportados por el tratamiento control. En el caso particular de los regímenes del 40 y 60% v/v los valores ácidos al final de la experimentación son de solo 7.52 y 7.09 % respectivamente en relación al valor del los RSU digeridos sin recirculación de lixiviados al día 195. En el caso del régimen del 80% los valores de CB en el rango ácido fueron de 84.36% y en el rango básico tan solo de 16.66% en relación al experimento control (día 195).

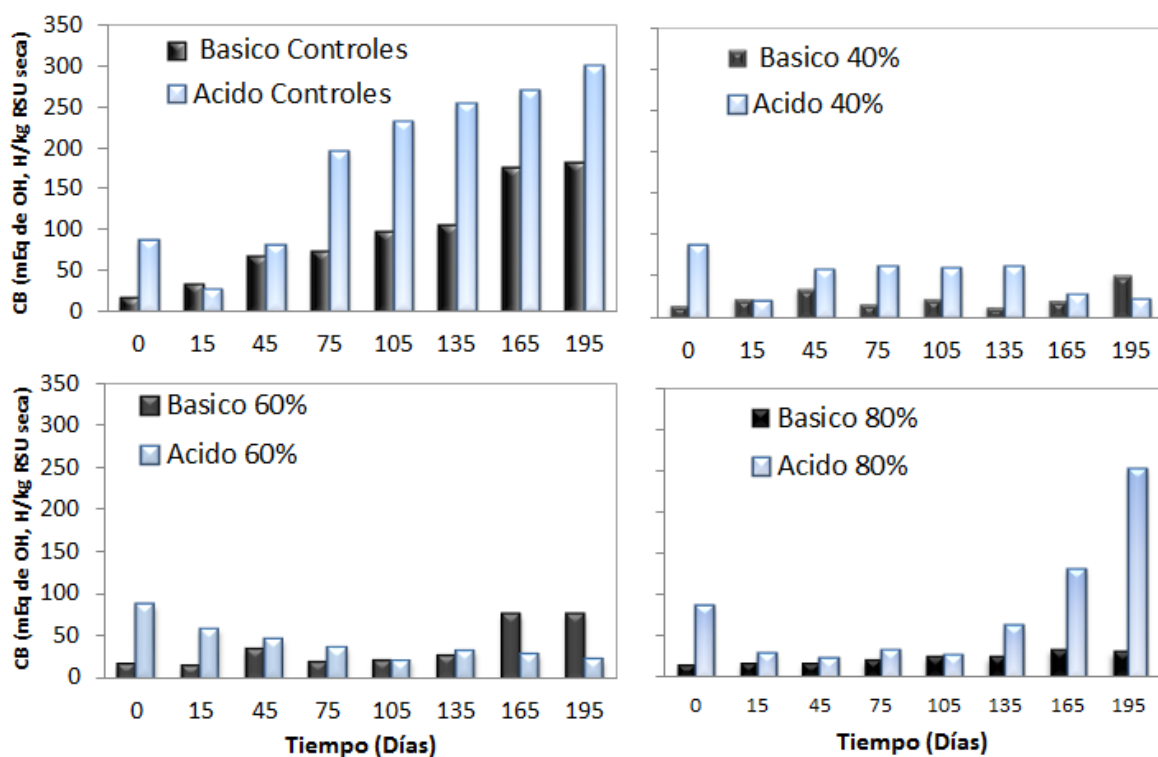


Figura 4.2 CB promedio de RSU digeridos sin y con tres diferentes regímenes de recirculación de lixiviados.

4.2.5 Poder Calorífico

El poder calorífico (PC) de un material es la cantidad de energía desprendida en la reacción de combustión, referida a la unidad de masa del material (Velázquez, 2006). La valorización energética de los RSU consiste en la obtención de energía a partir de su combustión. El PC de los RSU varía con base a su amplia heterogeneidad, especialmente por la inclusión de materiales hidrocarbonados tales como los plásticos (PET, HPED, PVC, etc.), los cuales tienen un PC comparable a los derivados del petróleo, además de la ventaja ambiental de no generar óxidos de azufre (UNED, 2010).

En algunos países en donde la disposición final en RESA es la última opción, la incineración de RSU es un proceso preferido y de ahí a que se refieran a ella como la valorización

energética de los RSU. A pesar de que esta práctica en términos controlados es incipiente en este país, principalmente debido a los altos costos de instalación y operación e incluso por el rechazo social, también es cierto que es importante comenzar a proveer datos que permitan proyectar su aplicación.

Se observó que, bajo las condiciones operadas en el experimento, el PC de los RSU sometidos a DA no se ve afectado debido a los diferentes regímenes de recirculación (Figura 4.3). Sin embargo, es importante hacer notar que el PC va aumentando conforme el proceso de DA se lleva a cabo. Esto debido a que el material celulósico es transformado en biogás por la actividad microbiana, sumado a esto (en el caso de los BLAB con recirculación) los LIXs causan un arrastre a través de la matriz de RS digeridos y con ello aumenta la proporción de componentes no biodegradables (PET, HPED, PVC, etc.) los cuales poseen mayor PC. Los valores del PC determinados en este experimento para los RSU frescos y digeridos son mayores a los reportados por algunos autores (Tabla 4.3) este cambio puede explicarse debido a la composición de los RSU usados en esta experimentación que contenían mayor proporción de subproductos con alto poder calorífico.

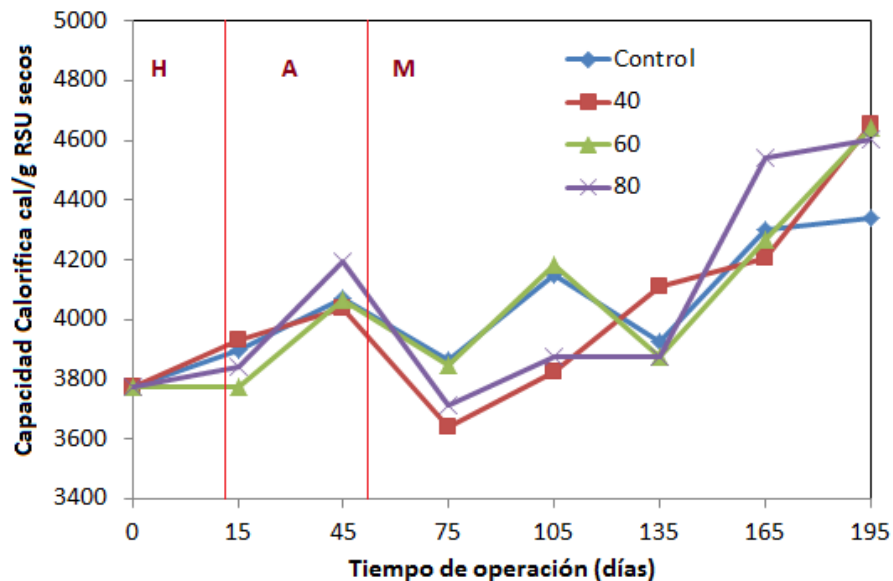


Figura 4.3. Dinámica de la PC de la matriz de RSU durante la experimentación
Fases: H) Hidrólisis, A) Acidogénesis, M) Metanogénesis.
Cada punto representa el promedio de 3 valores

Tabla 4.3 Valores típicos de poder calorífico

Referencia	kcal/kg de RSU secos
Este trabajo (RSU frescos)	3775.22
Este trabajo (RSU digeridos)	4654.75
Poletto, (2008) (RSU frescos)	2292.00
Tchobanoglous <i>et al.</i> , (1998), (RSU frescos. F.O. y plásticos)	3349.44
Jiménez, (2001) (RSU frescos, F.O. y plásticos)	3491.80
Elías, (2005) (RSU frescos, F.O. y plásticos)	3465.00

F.O: Fracción organica.

5 CONCLUSIONES

- Bajo las condiciones descritas para esta investigación, los diferentes regímenes de recirculación de lixiviados no afectan las propiedades físicas y química de los residuos sólidos urbanos sometidos a un proceso de DA; excepto el caso de la capacidad buffer en aquellos BLAB con la más alta tasa de recirculación de LIX.
- Cuando se compara el proceso *sin adición* de humedad (BLAB control en este trabajo) con el proceso *con adición* de humedad -en el rango del 40 al 80%- si afecta las propiedades físicas y químicas analizadas en este experimento.

5.1 Validación de hipótesis

Al someter los RSU bajo un proceso de digestión anaerobia a diferentes regímenes de recirculación de lixiviados afecta las propiedades físicas y química de los RSU.

➤ VALIDACIÓN

Con base a los resultados alcanzados y teniendo la discusión de los mismos, existe suficiente evidencia para **rechazar** que el volumen de recirculación de lixiviados afecta las propiedades físicas y química de los residuos sólidos urbanos.

6 ABREVIATURAS USADAS

BLAB	Biodigestor escala laboratorio
CB	Capacidad buffer
CE	Comunidad Europea
DA	Digestión Anaerobia
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno
DQO	Demanda química de oxígeno
HOL	Holocelulosa
LIG	Lignina
LIX	Lixiviados
M.O.	Materia orgánica
PC	Poder calorífico
pH	Potencial Hidrogeno
RESA	Relleno Sanitario
RS	Residuos sólidos
RSU	Residuos sólidos Urbanos
SDF	Sitio de dispoción final
SVT	Solidos volátiles totales

7 REFERENCIAS

- Allende-Ccahuana, T. 2001. Evaluación Geológico-Ambiental en la determinación de la factibilidad de un área para relleno sanitario. *Revista del Instituto de Investigación de la Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica*. 4, (7):52-62. ISSN 1561-0888.
- Akesson M., Nilsson P. 1998 Material dependence of methane production rates in landfills. *Waste Management & Research*, 2:108-118.
- Andreottola G., Cannas P. 1992 Chemical and biological characteristics of landfill leachate. In: *Landfilling of waste: Leachate*. Christensen TH, Cossu R, Stegmann R (eds.). Elsevier Applied Science. London, New York. pp. 215-221.
- APHA, AWWA and WEF, 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and wastewater*, 20th Edition. USA.
- Bagchi A. 1994. *Design, construction, and monitoring of landfills*. Segunda Edición. Wiley interscience publication. New York. ISBN 0471306819.
- Barlaz, M.A. 1996. Microbiology of solid waste landfills. In: *Microbiology of Solid Waste*. CRC Press. Boca Raton, Florida, USA.
- Barlaz M. A., Eleazer W. E., Odle W. S., Qian X., Wang Y-S. 1997. Biodegradative Analysis of Municipal Solid Waste in Laboratory-Scale Landfills. Project Summary. Research and Development EPA/600/SR-97/071 September 1997. Environmental Protection Agency, National Risk Management, Research Laboratory Agency, Research Triangle Park NC 27711 United States.
- Barlaz, M.A., Schaefer D.M., Ham R.K. 1989. Bacterial Population Development and Chemical Characteristics of Refuse Decomposition in a Simulated Sanitary Landfill. *Applied and Environmental Microbiology*. 55(1), 55-65.
- Barlaz M.A., Ham R.K., Schaefer D.M. 1989. Mass balance analysis of decomposed refuse in lab scale landfill. *Journal Environmental Engineering*, 115:1088-1102.
- Benbelkacem H., Bayard R., Abdelhay A., Zhang Y., Gourdon R. 2010. Effect of leachate injection modes on municipal solid waste degradation in anaerobic bioreactor. *Bioresource Technology* 101, 5206–5212.
- Bernache Pérez G., Bazdresch Parada M., Cuéllar Garza J.L., Moreno Parada F. 1998. *Basura y metrópoli*. Ciesas-Occidente, Iteso, Col-Jal y U. de G.México.
- Bilgili M. S.; Demir A., Özkaya B. B.E. Influence of leachate recirculation on aerobic and anaerobic decomposition of solid wastes. *Journal of Hazardous Materials*. 2007. 43, 177-183.
- Brady, N.C. (1984) *Soil Reactions: Acidity and Alkalinity*. In: *The nature and properties of soils*. Buckman, S.R. (Ed.). McMillan. 9th Ed, New York, USA. pp. 189-222.

- Buenrostro D. O, G. Bocco, y G. Bernache. 2001. Urban solid waste generation and disposal in Mexico. A case study. *Waste Management & Research*. 19,169-176.
- Buenrostro O. y Bocco G. 2003. Solid Waste Management in Municipalities in México: Goals and Perspectives. *Resources, Conservation and Recycling*. 39, 251-263.
- Buenrostro-Delgado O., Ojeda-Benítez S., Márquez-Benavides L. 2007. Comparative analysis of hazardous household waste in two Mexican regions. *Waste Management*, 27(6): 792-801.
- Calace, N., A. Massimiani, B.M. Petronio, M. Pietroletti. 2001. Municipal landfill leachate-soil interactions: a kinetic approach. *Chemosphere*. 44: 1025-1031.
- Cartwright K., Griffin R. A., Gilkeson R. H. 1977. Migration of landfill leachate Through Glacial Tills. *Ground water*. Vol. 14:4. Pp 294-205.
- CONAPO (Consejo Nacional de Población). 2003. Proyecciones de la población de México 2000-2050. México, D.F. ISBN: 970-628-865-1.
- Colín-Urieta S., García-Calderón Ma.A., López-Albarrán P., Rutiaga-Quíñonez J.G. 2007. Análisis preliminar de la composición química de la madera de *Cordia eleagnoides* DC. 4to. Congreso Forestal, IV Simposio Internacional sobre técnicas agroforestales, III Congreso Internacional de Jóvenes Investigadores DEFORS 2007 y I Taller sobre Silvicultura Urbana y Periurbana. 7 al 11 abril 2007. La Habana, Cuba. pp. 223.
- Durmusoglu E., Corapcioglu M.Y., Tuncay K. 2005. Landfill settlement with decomposition and gas generation. *Journal of Environmental Engineering*. September,131,1311–1321.
- Elango D., Pulikesi M., Baskaralingam P., Ramamurthi V., Sivanesan S. 2007. Production of biogas from municipal solid waste with domestic sewage. *Journal of Hazardous Materials* 141(1), 301-304.
- Elias C. X. 2005. Tratamiento y valorización energética de residuos. Editorial Diaz de Santos.España. ISBN: 84-7978-694-9
- Fassbender H. W. 1975. Bases edafológicas de los sistemas de producción agroforestales. Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza. ISBN: 9977-43-8.
- Federer, C. A. and Hornbeck, J. W.: 1985, *Air and Soil Pollution* 26, 163-173.
- Francois V., Feuillade G., Skhiri N., Lagier T., Matejka G. 2006. Indicating the parameters of the state of degradation of municipal solid waste. *Journal of Hazardous Materials* 137, 1008–1015.
- Francois V., Feuillade G., Matejka G., Lagier T., Skhiri N. 2007. Leachte recirculation effects on waste degradation: Study on columns. *Waste Management and Research* 27, 1259-1272.
- Garland G. A., Mosher D. C. 1975. Leachate effects from improper land disposal. *Waste Age*. Vol. 6: 3. Pp 42-48.

- Gould J. P. Cross W. H., Pohland F. G. 1989. Factors influencing mobility of toxic metals in landfills operated with leachate recycle. In Emerging Technologies in Hazardous Waste Management. Symposium Series 422 (1989).
- Gutiérrez Avedoy V. 2006. Diagnóstico Básico para la Gestión Integral de Residuos. SEDESOL. México. ISBN: 968-817-803-9.
- Han James S. 1998. Properties of non Wood Fibers. USDA Forest Service. Forest Products Laboratory. Madison WI 53705-2398.USA.
- Henriques Pereira A., Sopeña Mañas L. 2000. Propiedades físicas de los residuos sólidos urbanos del vertedero de valdemingómez. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. AIDIS. Brazil.
- Hernández-Berriel Ma.C., Márquez-Benavides L., Mañón-Salas M, Orantes-Ávalos J. 2008. Estudio de la Degradación Anaerobia en Residuos Sólidos Urbanos y en su Fracción Orgánica a Diferentes Regímenes de Recirculación de Lixiviados. Memorias del XVI Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales Residuos. Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS). Federación Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales, A.C. (FEMISCA), y SMISA. Cd. de México.
- Hernández-Berriel Ma.C., Márquez-Benavides L., Rodríguez-Rico I., Buenrostro-Delgado O. 2007. Study of Municipal Solid Waste From Metepec (Mexico) and its Leachate Produced by Simulated Rain, in Laboratory and Pilot Scales. Proceedings of The Twenty Two International Conference on Solid Waste Technology and Management. Philadelphia, PA U.S.A.
- Hernández-Berriel M.C., González-López G.I., Tejeda-Rosas M.G., Vallejo-Puertas V., Cuellar-Robles F. 2003 Evolución del Contenido de Metales Pesados en los Líquidos Percolados de Biorreactores Pilotos cargados con Residuos Sólidos Municipales. Memorias de la 3ª. Conferencia Científica Internacional "Medio Ambiente Siglo XXI". Universidad Central "Marta Abreu" de las Villas Facultad de Ingeniería Mecánica. Cd. de Santa Clara, la Villas, Cuba.
- Hossain, M.S., Gabr M.A., Barlaz M.A. 2003. Relationship of Compressibility Parameters to Municipal Solid Waste Descomposition. ASCE. Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering. 129 (12), 1151-1158.
- INE (Instituto Nacional de Ecología). 2009. Normas oficiales Mexicanas para la protección ambiental. (Documento web, último acceso: 16 de octubre, 2010)
http://www.ine.gob.mx/ueajei/publicaciones/normas/res_pel/no_083.html.
- INE y SEMARNAT. 2001. Guía para la gestión integral de los residuos sólidos municipales. Semarnat 35-43 pp.
- Jokela J.P.Y., Kettunen R.H., Rintala J.A. 2002. Methane and leachate pollutant emission potential from various fractions of municipal solid waste (MSW): Effects of source separation and aerobic treatment. Waste Management & Research, 20:424–433.

- Jiménez Cisneros, Blanca Elena. 2001. La contaminación ambiental en México "causas, efectos y tecnología apropiada". LIMUSA. México, D. F.
- Kelly R.J., Shearer B.D, Kim J., C.D. Goldsmith, G.R. Hater, Novak J.T. 2006. Relationships between analytical methods utilized as tools in the evaluation of landfill waste stability. *Waste Management and Research*, 26: 1349-1356.
- Korfiatis G.P., Demetracopoulos A.C., Bourodimos E, Nawy E.G. 1984. Moisture transport in a solid waste column. *Journal of Environmental Engineering*, 110 (4): 780-796.
- Lay, J.J; Li, Y.Y; Noike, T. 1997. Influences of pH and moisture content on the methane production in high-solids sludge digestion. Pergamon. vol. 31, no. 6, pp. 1518-1524.
- Lethlean, J; Swarbrick G; Pantelis G. 1998. Physica and Biochemical Modelling of Landfill Degradation. Fifth International Landfill Symposium. Italia.
- Lichtinger Waisman Victor, Arriaga Becerra Raúl E., Bolaños-Cacho Ruíz Jorge. 2001. Semarnat. Mexico, D.F. pp. 92-165.
- LIMA, L.M.Q. 1995. Tratamento e biorremediação. Ed. Hemus limitada. Tercera edición.
- Lobo-García de C., A., J. Hierro-Lantaron, O. Montero-Fernandez, I. Tejero-Monzon and Ma. Fantelli-Lamia. 2002. Modelling for environmental assessment of municipal solid waste landfills (Part 1: Hydrology). *Waste Management & Research*, 20 (2): 198-210.
- Ludwig B., Khanna P.K., Anuruga B., Fölster H. 2001 Assessment of cation and anion exchange and pH buffering in an Amazonian Ultisol. *Geoderma*, 102:27-40.
- Márquez-Benavides L. 2004. Study of the Effect of Soil Inclusion on the Anaerobic Degradation of Municipal Solid Waste. Doctoral Thesis. Department of Bioscience. University of Strathclyde in Glasgow, United Kingdom.
- Mehta R.; Barlaz M. A., Yazdani R., Augenstein D., Bryars M., Sinderson L. 2002. Refuse Decomposition in the Presence and Absence of Leachate Recirculation. *Journal of Environmental Engineering*. 228-236.
- Meltzer Robert L. 1979. Annual Book of ASTM Standards, (Madera y adhesivos vol 22), United States of America: Printed in the United States of America, 1979.
- Micales, J.A., Skog K.E. 1997. The Decomposition of Forest Products in Landfills. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 39, 145-158
- Nedwell, D.B., Reynolds P.J. 1996 Treatment of landfill leachate by methanogenic and sulphate-reducing digestion. *Waste Management*, 30 (1): 21-28.
- Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-1995, 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.
- 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.

- Orta L.T.Ma., Monje I.R., Rojas V.Ma.N. 1999 Manejo de los Lixiviados y el biogás procedentes de rellenos sanitarios en México. Instituto de Ingeniería UNAM. Coordinación de Ingeniería Ambiental, México. Ingeniería y Ciencias Ambientales, 42, Mayo-Junio.
- Orta de Velázquez, M.T., Cruz-Rivera R., Rojas-Valencia N., I. Monje-Ramirez, Sánchez-Gómez J., 2003. Determination of field capacity of municipal solid waste with surcharge simulation. *Waste Management & Research*, 21(2): 137-144.
- Oweis I.S., Smith D.A., Ellwood R.B., Greene D.S. 1990. Hydraulic Characteristics of Municipal Refuse. *Journal of Geotechnical Engineering*, 116 (4): 539-553.
- Palma G. J.H., Valenzuela P.I., Espinace A. 2001. Reducción de los tiempos de estabilización en Rellenos Sanitarios operados con recirculación de lixiviados tratados. Memorias del XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Brasil.
- Pohland F.G., Harper S.R., Chang K-Ch, Dertien J.T., Chian E.S.K. 1985. Leachate Generation and Control Landfill Disposal Sites. *Water Pollution Research*. 20(3):10-24.
- Poletto J.A. 2008; Viabilidade Energética e Econômica da Incineração de Resíduo Sólido Urbano Considerando a Segregação para Reciclagem, dissertação de mestrado, Departamento de Engenharia Mecânica, UNESP, Bauru.
- Rajasekaran P., Murugesan R., A. Palanisamy. 1986. Influence of temperature on microbial numbers and biogas production of some anaerobically digested waste. *Agricultural Wastes*, 17(2):83-89.
- Ramaswamy J.N .1970. Effect of hidraulic retention time on landfill leachate and gas characteristics. PhD Thesis, Department of Civil Engineering, University of British Columbia, Vancouver, BC, Canada.
- Ravishankar R., Ravichandra P., Mugeraya G. 2007. Effect of MSW Leachate Recirculation Frecuency on Contaminants Reduction. *Proceedings of The Twenty Two International Conference on Solid Waste Technology and Management*. Philadelphia, PA U.S.A.
- Reinhart D. R, Al-Yousfi A. B. 1996. The impact of leachate recirculation on municipal solid waste landfill operating characteristics. *Waste Management and Research*. 14:337-346.
- Reinhart D.R., P.T. McCreanor, T. Townsend. 2002. The bioreactor landfill: Its status and future. *Waste Manage Res*. 20: 172-186.
- Reinhart D. R.; Townsend T. G. B. E. *Landfill Bioreactor Design & Operation*; Lewis Publishers: New York. 1997.

- Sánchez G. J. 2005. Bio-rellenos metanogénicos, opción sustentable para la disposición final de los residuos sólidos. Sistemas de Ingeniería y Control Ambiental, S.A. de C.V. (Documento Web, Último acceso: 28 de junio, 2010). <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico2005/sanchezjorge.pdf>.
- Sancho y Cervera, J. Rosiles, G. 2005. Situación Actual del Manejo Integral de los Residuos Sólidos en México. SEDESOL.54pp.
- Sri Shalini S., Karthikeyana O.P., Joseph K. 2010. Biological stability of municipal solid waste from simulated landfills under tropical environment. Bioresource Technology, 101, 845-852.
- Swati M, Kurgan J., R. Nagendran. 2005. Bioreactor landfill lysimeter studies on on Indian urban refuse. Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium. CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy.
- SECOFI, 1985a. (Secretaría de Comercio y Fomento Industrial). Norma Mexicana NMX-AA-015-1985. Protección al Ambiente. Contaminación del Suelo-Residuos Sólidos Municipales. Muestreo. Método de Cuarteo. México.
- SECOFI, 1985b. (Secretaría de Comercio y Fomento Industrial). Norma Mexicana NMX-AA-033-1985. Protección al Ambiente. Contaminación del Suelo-Residuos Sólidos Municipales. Muestreo. Método de Cuarteo. México. Determinación de poder calorífico superior.
- SECOFI, 1984a. (Secretaría de Comercio y Fomento Industrial). Norma Mexicana NMX-AA-25-1984 Protección al Ambiente. Contaminación del Suelo-Residuos Sólidos Municipales. Determinación del pH. Método Potenciometrico.
- SECOFI, 1984b. (Secretaría de Comercio y Fomento Industrial). Norma Mexicana NMX-AA-16-1984 Protección al Ambiente. Contaminación del Suelo. Residuos Sólidos Municipales. Determinación de humedad.
- SEDESOL (Secretaría de Desarrollo Social). (2006) Situación actual en el Manejo de Residuos Sólidos Urbanos en México. (Paguina web, ultimo acceso: October 13, 2010). http://www.sedesol.gob.mx/subsecretarias/desarrollourbano/sancho/documentos/Alcances/Residuos_Solidos_Urbanos.pdf.
- SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2009. Módulo de consulta temática. (Documento Web, Último acceso: Julio 03, 2009) http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/ibi_apps/WFServlet?IBIF_ex=D3_RSM01_03&IBI_C_user=dgeia_mce&IBIC_pass=dgeia_mce
- SEMARNAT (Secretaria de Medio Ambiente y Recursos Naturales). 2007. Normas mexicanas vigentes. (Documento Web, Último acceso: Diciembre 15, 2009) <http://www.semarnat.gob.mx/leyesynormas/Pages/normasmexicanasvigentes.aspx>.

- Sosa A. 2007. ¿Cuál es el contexto de las pilas dentro de la Gestión Integral de Residuos? Política y Estrategias para la Prevención y la Gestión Integral de los Residuos en México. www.semarnat.gob.mx/gestionambientales.
- Tsoumis George. 1991. Science and technology of wood: Structure, propertie, utilization. Editorial van nostrand reinhold, New York (S.A.P.). 494 pp. ISBN: 0442239858
- Tchobanoglous G., Theisen H. and Vigil S. 1998. Gestión Integral de Residuos Sólidos. En: Evolución de la gestión de residuos sólidos. McGraw-Hill-INTERAMERICANA DE ESPAÑA, S.A. México, D.F.
- UNED (Universidad Nacional de Educación a Distancia). 2010. (Pagina web). Gestion y Tratamiento de los Residuos Urbanos. URL: http://www.uned.es/biblioteca/rsu/pagina4.htm#epig_2. Ultmo acceso: 12 diciembre 2010.
- Velázquez Borja Martí. 2006. Aprovechamiento de los residuos forestales para uso energético. Editorial de la Universidad Politécnica de Valencia. ISBN: 84-8363-049-4
- Wang Y.S., Byrd C.S, Barlaz M.A. 1994. Anaerobic biodegradability of cellulose and hemicellulose in excavated refuse samples using a biochemical methane potential assay. Journal of Industrial Microbiology and Biotechnology, 13 (3): 147-153.
- Wise L.E., Murphy M., D'Adieco A. 1946. Chlorite holocellulose, its fractionation and beating on summative wood analysis and on studies on the hemicelluloses. Paper Trade Journal 122, 35-45.

8 ANEXOS

8.1 Anexo A. Participaciones academicas

3^{er} Coloquio de Posgrado del Programa de Maestría y Doctorado en Ciencias e Ingeniería. 26 al 28 de Noviembre 2008, Mexicali B.C.



- *Evaluación de las Propiedades físicas y químicas de los RSU a distintos regimenes de recirculación de lixiviados*

3 Simposio nacional química ambiental 3 y 4 de Septiembre 2009, Puebla, Pue.



- *Comparación del efecto de la recirculación de lixiviados sobre la capacidad amortiguadora de los Residuos sólidos urbanos*

2 Congreso internacional de biología, química y agroquímica “Biotecnología e Ingeniería: Presente y Futuro del Desarrollo Científico para México”, 23 al 26 de Septiembre, 2009, Zapopan Jalisco.



- *Influencia de codisposición y humedad en las carecterísticas fisocouímicas de los residuos sólidos urbanos*

1 Congreso internacional sobre ciudades sustentables del 25 al 29 de Octubre, 2009, Morelia, Michoacán.



- *Efectos de la recirculación sobre las propiedades físicas de los residuos sólidos urbanos.*

5 Congreso Estatal de Ciencia y Tecnología 12 y 13 de Noviembre 2009, Morelia, Michoacán.



- *Estabilización de residuos sólidos urbanos*

Congreso Nacional de Estudiantes de Postgrado del Instituto de Ingeniería UABC. Del 25 al 27 de Noviembre 2009, Mexicali, Baja California.



- *Estudio de las Propiedades físicas y químicas de los RSU a distintos regimenes de recirculación de lixiviados*

TERCER ENCUENTRO NACIONAL SOBRE CIENCIA, Tecnología e innovación en México durante la última década: Una visión crítica al Futuro. 6^{to} Congreso Estatal de Ciencia y Tecnología. Del 1 al 3 de Septiembre 2010.



- *Posibilidades Energeticas de los Residuos Sólidos Urbanos.*

3° Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Resíduos. 2° Seminário da Região Nordeste sobre Resíduos Sólidos. “Os Resíduos Sólidos no Contexto das Mudanças Climáticas”. Del 08 al 10 de Septiembre 2010. João Pessoa, Paraíba, Brasil.



- *Estabilización acelerada de RSU con Lixiviados Recirculados diluídos.*

8.2 Anexo B. Obtención Capacidad Buffer

Para la obtención de la capacidad buffer (CB) para los RSU frescos y digeridos se realizaron los siguientes cálculos (Márquez, 2004).

1. Calcular los de miliequivalentes (mEq), por medio de la ecuación .1

$$\text{mEq} = (N \times V) \times 1000 \quad (\text{Ec. 8.1})$$

Donde:

mEq = miliequivalente químico añadidos a la solución de RSU

N = Normalidad de la solución añadida a la muestra de RSU

V = Volumen de HCl o NaOH agregados a la muestra de RSU

2. Graficar los valores de pH (que se obtienen de las lecturas de RSU + V) contra los mEq agregados.

3. Obtener de las gráficas el valor de la pendiente (m) que une los puntos en los cuales se produce el cambio en una unidad en el valor de pH al punto de del valor de lectura de pH del natural (RSU + H₂O_D) (Figura 8.1). Por ejemplo si el pH natural es de 7.5, los puntos a tomar en cuenta para la m deben de incluir un cambio de pH a 8.5 o 6.5 de pendiendo del rango que se esta deseando medir.

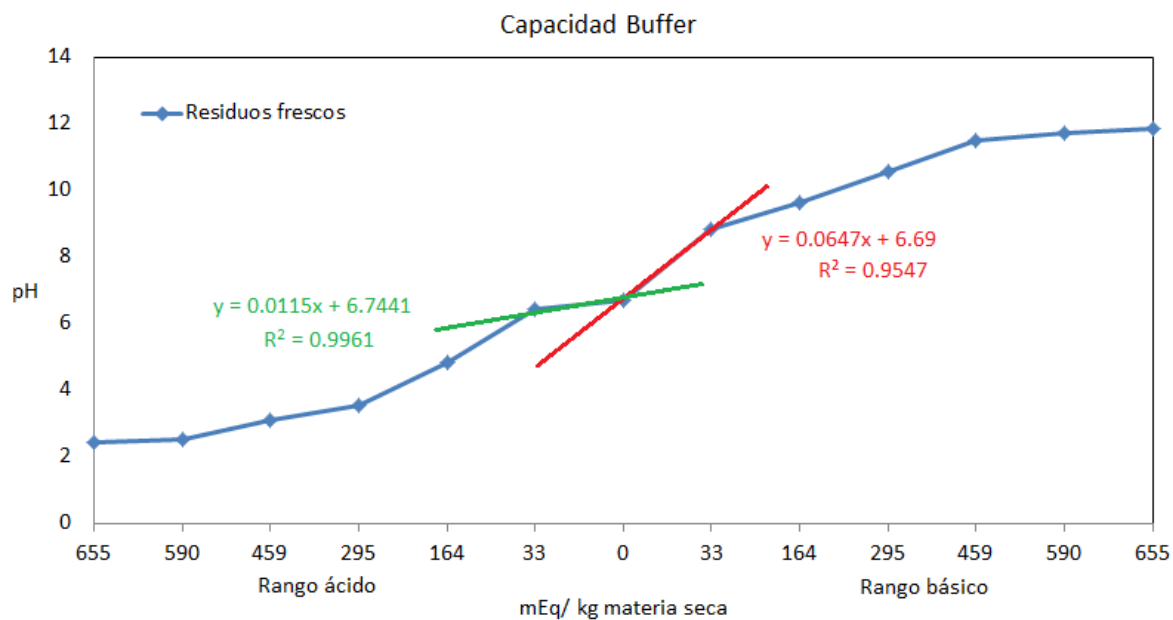


Figura 8.1 Grafica de pH leídos vs mEq añadidos a RSU

4. Por medio de la ecuación 8.2 calcular la CB

$$CB = \frac{1}{m} \quad (\text{Ec. 8.2})$$

Ejemplo CB para el rango ácido:

Sustituyendo en la Ec.8.2 el valor de $m = 0.0115$

$$CB = \frac{1}{0.0115}$$

$$CB = 86.95$$

En la Tabla 8.1 se muestran los valores de CB para los RSU frescos y los digeridos anaeróbicamente.

Tabla 8.1 Resultados de la CB del RSU frescos y digeridos

Días de operación	BLAB % v/v	Rango Ácido		Rango Básico	
		Pendiente (m)	CB= 1/m	Pendiente (m)	CB= 1/m
Frescos	Todos	0.0115	86.96	0.065	15.46
15	Control	0.037	27.1	0.030	33.11
	40	0.05	20.04	0.043	23.31
	60	0.0172	58.14	0.073	13.72
	80	0.034	29.76	0.059	16.95
45	Control	0.012	81.30	0.015	67.11
	40	0.02	57.81	0.009	35.12
	60	0.0217	46.08	0.030	33.11
	80	0.042	23.75	0.058	17.24
75	Control	0.005	196.08	0.014	73.00
	40	0.02	62.50	0.059	16.92
	60	0.0281	35.59	0.055	18.21
	80	0.030	33.11	0.049	20.49
105	Control	0.004	232.56	0.010	98.04
	40	0.02	60.00	0.041	24.27
	60	0.0488	20.49	0.048	20.79
	80	0.037	26.88	0.041	24.57
135	Control	0.004	255.32	0.010	105.26
	40	0.02	62.11	0.074	13.51
	60	0.031	32.26	0.038	26.18
	80	0.016	62.11	0.042	24.10
165	Control	0.004	270.27	0.006	175.44
	40	0.04	26.88	0.046	21.55
	60	0.0357	28.01	0.013	75.19
	80	0.008	131.58	0.029	33.90
195	Control	0.003	300	0.006	181.82
	40	0.04	22.57	0.020	50.76
	60	0.047	21.28	0.013	75.76
	80	0.004	253.11	0.033	30.30