

UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NAYARIT
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICO AGROPECUARIAS



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NAYARIT



POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICO AGROPECUARIAS

**TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS PROVENIENTES DE
RESIDUOS DE MANEJO ESPECIAL APLICANDO LA
BIORREMEDIACIÓN**

TESIS

**PARA OBTENER EL GRADO DE MAESTRÍA EN CIENCIAS EN EL
ÁREA DE CIENCIAS AMBIENTALES**

PRESENTA

I. Q. DIANA IBARRA RODRÍGUEZ

DIRECTORA DE TESIS

Dra. IRMA PAZ HERNÁNDEZ ROSALES

CO-DIRECTOR

Dr. JESÚS BERNARDINO VELÁZQUEZ FERNÁNDEZ

Xalisco, Nayarit, Mayo de 2015

Xalisco, Nayarit, 11 de mayo de 2015.

DR. J. DIEGO GARCÍA PAREDES
CORRINADOR DEL POSGRADO (CBAP)
PRESENTE

Los suscritos integrantes del Cuerpo Tutorial para asesorar la Tesis titulada: "TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS PROVENIENTES DE RESIDUOS DE MANEJO ESPECIAL APLICANDO LA BIORREMEDIACIÓN", que presenta la I. Q. Diana Ibarra Rodríguez, para obtener el Grado de Maestro en Ciencias con opción terminal en Ciencias Ambientales, damos nuestra aprobación para que continúe con los trámites correspondientes para la obtención de su grado.

Sin otro asunto que tratar, reciba un cordial saludo.

ATENTAMENTE



Dra. Irma Paz Hernández Rosales
Directora



Dr. Jesús Bernardino Velázquez Fernández
Codirector



Dra. Verónica Alejandra Mondragón Jaimes
Asesora



Dra. Mercedes Teresita Oropeza Guzmán
Asesora



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE NAYARIT
POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICO AGROPECUARIAS

CBAP/100/15

Xalisco, Nayarit., 14 de mayo de 2015

Ing. Alfredo González Jáuregui
Director de Administración Escolar
P r e s e n t e.

Con base al oficio de fecha 11 de mayo de 2015, enviado por los CC. **Dra. Irma Paz Hernández Rosales, Dr. Jesús Bernardino Velázquez Fernández, Dra. Verónica Alejandra Mondragón Jaimes y Dra. Mercedes Teresita Oropeza Guzmán**, donde se nos indica que el trabajo de tesis cumple con lo establecido en forma y contenido, y debido a que ha cumplido con los demás requisitos que pide el Posgrado en Ciencias Biológico Agropecuarias, se autoriza a la **C. Diana Ibarra Rodríguez**, continúe con los trámites necesarios para la presentación del examen de grado de Maestro.

Sin más por el momento, me despido de usted y reciba un cordial saludo.

Atentamente
"Por lo Nuestro a lo Universal"

Dr. J. Diego Garcia Paredes
Coordinador del posgrado

Expediente.

&ref.

El presente trabajo de investigación forma parte del proyecto "Determinación de los factores químicos, físicos y biológicos de los lixiviados de los residuos de manejo especial implementando biorremediación", con el número de registro **SIP1358** con financiamiento de PROMEP, que se desarrolló en el Laboratorio de Procesos Ambientales y Tecnologías Renovables de la Unidad Académica de Ciencias Básicas e Ingenierías de la Universidad Autónoma de Nayarit, bajo el liderazgo de la Dra. Irma Paz Hernández Rosales.

Parte de los experimentos se realizaron en el Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica en la ciudad de Tijuana B. C.

DEDICATORIAS

Dedico este trabajo de tesis a mis padres, por el apoyo incondicional y paciencia que me brindaron en todo momento. Por comprenderme y aconsejarme, por ser el impulso para no rendirme y seguir adelante en los momentos difíciles, que gracias a eso hoy sigo superándolos.

A ustedes les debo esto y con ustedes lo comparto.

Con todo el amor: Diana Ibarra Rodríguez

AGRADECIMIENTOS

A mis papás. Por estar siempre conmigo en las buenas y en las malas, porque aún con los disgustos que les causé y les sigo causando en el transcurso de esta travesía, siguen apoyándome. Esto es por ustedes, porque son el motor de toda mi existencia y que cada cambio que tomo en mi vida lo realizo para que ustedes se sientan orgullosos de mí, así como yo me siento orgullosa de ustedes, ya que han sido el mejor ejemplo y regalo que la vida me pudo dar.

A mis hermanos Fabián, Tania y Estela. Por ser los mejores hermanos, por jalarme las orejas cuando más lo necesité, por confiar en mí y también por todo el apoyo. Por esas llamadas a deshoras, que respondían sin reniego. ¡Gracias!

A mis sobrinos. Por calmarme con una simple sonrisita. Porque siempre seré su tía loca y la bruja de la cobija. ¡Gracias a la vida por permitirme conocerlos!

A la Dra. Irma Paz Hernández Rosales. Gracias por enseñarme a amar la investigación, gracias por toda la confianza que depositó en mí y sobre todo por el apoyo incondicional que me brindó en todo momento. Doy gracias por compartirme una gran cantidad de conocimiento y sobre todo gracias por creer en mí. ¡Gracias!

A mi comité tutorial. Dra. Verónica Alejandra Mondragón Jaimes, Dra. Mercedes Teresita Oropeza Guzmán y el Dr. Jesús Bernardino Velázquez Fernández por el tiempo que me brindaron, sus valiosas observaciones, sus consejos y apoyo. ¡GRACIAS!

A mi escuadrón. Pako, Oscar y Paty porque (aquí también le doy gracias a la vida por haberlos puesto en mi camino) hicieron de esta travesía, la aventura más loca, divertida e intensa. Porque me han demostrado que cuento con ustedes a través del tiempo, en las buenas, en las malas y en las peores. Los quiero. ¡GRACIAS!

A mis amigos. Yinita, Karenchu, Meri, mi Saris, Moniq, Susy, Rulas, Kike, Chuy, Alonso, Pacheco y Geo, que aunque pase el tiempo, me siguen demostrando que puedo contar con ustedes en las buenas, en las malas y en las peores a pesar de la distancia. Los quiero. ¡Gracias!

A mis compañeros del Laboratorio de PATR. Arelly, Jonathun, Mirna, Marnay, Mau y Alex, por todos los buenos momentos compartidos que se convirtieron en historias. ¡Muchas gracias!

A mis compañeros del CIDETEQ, Tijuana. Dra. Mili, Dr. Lalo, Dra. Gaby, Dra. Brenda, Drey, Idalia, Christian. Gracias por hacerme sentir como si estuviera en casa, por su apoyo en la experimentación y por compartir gratos momentos. Dra. Mercedes Teresita Oropeza, otra vez gracias por recibirme en su laboratorio. ¡Muchas gracias!

A todas las personas que no nombro pero que también estuvieron al pendiente a lo largo de la maestría. les doy las GRACIAS.

AGRADECIMIENTOS INSTITUCIONALES

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el apoyo económico brindado a mi persona en la modalidad de becas estudiantiles para alumnos de maestría.

Al Posgrado en Ciencias Biológico Agropecuarias de la Universidad Autónoma de Nayarit.

A la empresa REDESO S.A. de C. V., por las facilidades brindadas para las tomas de muestras en sus instalaciones.

A la dirección de la Unidad Académica de Ciencias Básicas e Ingenierías por permitir el uso de las instalaciones del Laboratorio de Procesos Ambientales y Tecnologías Renovables para el desarrollo experimental de la presente investigación.

Al Laboratorio de Procesos Ambientales y Tecnologías Renovables de la UAN por permitir la realización de la mayor parte de los experimentos que conformaron esta investigación.

Al Centro de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Electroquímica de Tijuana B. C. por permitir la realización de la mayor parte de los experimentos que conformaron esta investigación.

ÍNDICE

ÍNDICE DE TABLAS.....	x
ÍNDICE DE FIGURAS.....	xi
GLOSARIO.....	xii
ABREVIATURAS.....	xiii
RESUMEN.....	xv
ABSTRAC.....	xvii
1. INTRODUCCIÓN.....	21
1.1 ANTECEDENTES Y MARCO TEÓRICO.....	21
1.1.1 RESIDUOS SÓLIDOS Y LIXIVIADOS.....	21
1.1.2 CLASIFICACIÓN DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS.....	24
1.1.3 DESCRIPCIÓN DEL MANEJO DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS.....	26
1.2 ¿QUÉ ES UN LIXIVIADO?.....	29
1.2.1 LA PROBLEMÁTICA DE LOS RESIDUOS SÓLIDOS Y LIXIVIADOS DE VERTEDERO.....	30
1.3 ESTADO DEL ARTE DEL TRATAMIENTOS DE LIXIVIADOS DE VERTEDEROS DE RESIDUOS SÓLIDOS.....	35
1.4 BIORREMEDIACIÓN.....	39
1.5 COMPOSTAJE COMO TRATAMIENTO DE BIORREMEDIACIÓN.....	45
1.6 BIOFILTRACIÓN.....	47
1.7 BIODEGRADABILIDAD.....	50
1.8 PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	51
1.9 JUSTIFICACIÓN.....	52
1.10 HIPÓTESIS.....	53
2. OBJETIVOS Y ALCANCE DEL TRABAJO.....	54
2.1 OBJETIVO GENERAL.....	54
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	54
3. MATERIAL Y MÉTODOS.....	55
3.1 CARACTERIZACIÓN FÍSICA DE LOS RME (ETAPA 1).....	59
3.2 MUESTREO Y CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA DE LIXIVIADOS (ETAPA 2)	60
3.2.1 MUESTREO Y DILUCIÓN DE LOS LIXIVIADOS.....	60
3.2.2 DILUCIÓN DE LIXIVIADOS.....	61
3.2.3 CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA.....	61
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	69
4.1 CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA DE LOS RME.....	69
4.2 CARACTERIZACIÓN FÍSICO-QUÍMICA LOS Lixiv.....	72
5. EVALUACIÓN DEL COMPORTAMIENTO DEL BIOFILTRO.....	77

5.1	PARÁMETROS DE ENTRADA DEL MODELO: DIMENSIÓN DE LA FUENTE, CONCENTRACIÓN INICIAL Y ECUACIÓN DEL MODELO	78
5.1.1	EVALUACIÓN DEL DISEÑO	78
5.1.2	COMPORTAMIENTO DEL BIOFILTRO PARA LA MODELACIÓN MATEMÁTICA	80
5.2	RESULTADOS Y CARACTERIZACIÓN DEL LUMBI ANTES Y DESPUÉS DEL TRATAMIENTO POR BIORREMEDIACIÓN	86
6.	CONCLUSIONES Y TRABAJOS FUTUROS.....	91
6.1	CONCLUSIONES.....	91
6.2	TRABAJOS FUTUROS.....	92
7.	REFERENCIAS	93
8.	ANEXOS.....	104

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1.1 Composición de los residuos sólidos en algunos países.....	23
Tabla 1.2. Clasificación de los residuos sólidos y sus subproductos en México.....	26
Tabla 1.3. Mecanismos de formación de lixiviados.....	32
Tabla 1.4. Clasificación de los procesos de tratamiento de lixiviados.....	36
Tabla 1.5. Algunas técnicas usadas para el tratamiento de agua y suelo.....	41
Tabla 1.6. Clasificación de las estrategias de biorremediación de acuerdo con el organismo involucrado.....	42
Tabla 1.7. Contaminantes que pueden ser degradados durante el compostaje.....	44
Tabla 3.1. Parámetros utilizados en la caracterización físico-química del lixiviado.....	61
Tabla 3.2. Método para determinar COT.....	64
Tabla 3.3. Método para determinar DQO.....	64
Tabla 3.4. Método para determinar nitrógeno amoniacal.....	65
Tabla 3.5. Método para determinar nitrógeno inorgánico.....	65
Tabla 3.6. Método para determinar nitrógeno total.....	66
Tabla 4.1. Generación promedio de RME de establecimientos comerciales.....	69
Tabla 4.2. Composición química de la materia orgánica de los RME.....	71
Tabla 4.3. Características físico-químicas de los lixiviados en la primera etapa de muestreo.....	72
Tabla 5.1 Caracterización de los L ₂₀₀ antes y después del tratamiento vía biorremediación por composta.....	86
Tabla 5.2 Comparación de remoción de DQO entre algunos tratamientos para lixiviados con respecto a la biorremediación con el biofiltro de composta.....	90

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Composición de los residuos en México 1995-2005.....	23
Figura 1.2. Clasificación de los residuos sólidos.....	24
Figura 1.3. Generación de Residuos de manejo especial en 2005.....	26
Figura 1.4. Formación de lixiviados en un relleno sanitario.....	30
Figura 1.5. Ciclo del agua en un relleno sanitario.....	33
Figura 1.6. Etapas de digestión de la materia orgánica. El porcentaje indica el flujo de sustrato en forma de DQO.....	35
Figura 1.7. Remoción de materia orgánica y perfiles de temperatura en el proceso de compostaje.....	46
Figura 1.8. Fenómenos implicados en el proceso de biofiltración.....	49
Figura 3.1. Estrategia metodológica del estudio.....	58
Figura 3.2. Pasos para la caracterización física de los residuos sólidos.....	59
Figura 3.3. Muestreo de lixiviados.....	60
Figura 3.4. Lixiviados antes de la caracterización físico-química.....	60
Figura 3.5. Lixiviados diluidos.....	61
Figura 3.6. Celdas para la determinación de tamaño de partícula y potencial Z.....	63
Figura 3.7. Procedimiento para la determinación de la densidad en los lixiviados.....	63
Figura 3.8. Procedimiento para la determinación de metales por espectrometría de emisión atómica de plasma acoplado inductivamente.....	68
Figura 4.1. Porcentaje de la composición física de los RME.....	70
Figura 5.1. Prototipo del biofiltro de composta.....	79
Figura 5.2. Modelo del biofiltro de composta.....	80
Figura 5.3. Análisis fenomenológico del biofiltro.....	81
Figura 5.4. Comportamiento teórico y real del lixiviado sobre el medio filtrante.....	85
Figura 5.5. Comparación entre los parámetros determinados antes y después del tratamiento vía Biorremediación.....	88
Figura 5.6. Comparación entre los metales determinados antes y después del tratamiento vía Biorremediación.....	89

GLOSARIO

Advección: Es variación de un escalar en un punto dado, por efecto de un campo vectorial. Describe el transporte en un fluido. El fluido se describe matemáticamente para tales procesos como un campo vector, y el material transportado como una concentración escalar de sustancia que está presente en el fluido.

Adsorción: La adsorción puede definirse como la tendencia de un componente del sistema, en este caso, un líquido a concentrarse en la interfase de un sólido.

Biomarcadores: Son los cambios medibles, ya sean bioquímicos, fisiológicos, conductuales o morfológicos que se asocian a la exposición de un tóxico.

Biopelículas: Son comunidades microbianas que cambian continuamente, compuestas por microorganismos que se adhieren a las superficies.

Compuestos Orgánicos Refractarios: Son aquellos que son persistentes en su descomposición a otros compuestos diferentes de estructura química más sencilla. También se le llama Compuestos Orgánicos Persistentes.

DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxígeno. La cantidad de oxígeno utilizada por una población microbiana heterogénea para transformar la materia orgánica, en un periodo de incubación de 5 días a 20 °C.

Difusión: Es el movimiento de las moléculas de una concentración más alta a una más baja; esto quiere decir que disminuye su gradiente de concentración hasta que se logra el equilibrio y se distribuyen de manera equivalente.

DQO: Demanda Química de Oxígeno. Cantidad de sustancias disueltas que pueden ser oxidadas por medios químicos.

Infiltración: Introducción o penetración paulatina de un líquido entre los poros de un sólido.

Macrofauna: Son organismos vivos que ayudan en la descomposición de la materia orgánica, los cuales fomentan las interacciones entre los componentes biológicos, químicos y físicos en el ecosistema donde se encuentre.

ABREVIATURAS

AD: Agua Destilada.

$C_2H_4O_2N_2H_2O$: Lixiviado.

CH_3COOH : Ácido acético.

CH_4 : Metano.

COT: Carbono Orgánico Total.

CO_2 : Dióxido de carbono.

DOF: Diario Oficial de la Federación.

EAA: Espectrofotometría de absorción atómica.

EPA: Environmental Protection Agency (Agencia de Protección Ambiental).

GGA: Solución de glucosa y ácido glutámico.

HCl: Ácido clorhídrico.

HDPE: High-density polyethylene (polietileno de alta densidad).

HPA: Hidrocarburos Policíclicos Aromáticos.

H_2O : Agua.

H_2O_2 : Peróxido de Hidrógeno.

H_2SO_4 : Ácido sulfúrico.

l: litros.

LGPGIR: Ley General para la Prevención y Gestión Integral de Residuos.

LRME: Lixiviados de residuos de manejo especial.

LRMEN: Lixiviados de residuos de manejo especial nuevos.

LRMEV: Lixiviados de residuos de manejo especial viejos.

mg/l: Miligramos por litro.

NaOH: Hidróxido de Sodio.

N_a : Nitrógeno amoniacal.

N_i: Nitrógeno inorgánico.

N_K: Nitrógeno Kjeldahl.

N_T: Nitrógeno total.

OD: Oxígeno Disuelto.

OPS: Organización Panamericana de Salud.

PEAD: Polietileno de alta densidad.

PEBD: Polietileno de baja densidad.

PET: Polyethylene terephthalate (tereftalato de polietileno).

PP: Polipropileno.

pZ: Potencial Z.

REDESO: Recolectora de desechos sólidos.

RME: Residuo de manejo especial.

rpm: radianes por minuto.

RSU: Residuos sólidos urbanos.

SEMARNAT: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

UASB: Up-flow Anaerobic Sludge Blanket (Reactor anaerobio de flujo ascendente).

UNT: Unidad nefelométrica de turbidez.

RESUMEN

La mayoría de los sitios de disposición final que se encuentran en México, carecen de infraestructura para dar tratamiento a los residuos sólidos que ahí se depositan. Los residuos sólidos mezclados y en descomposición, combinados con la humedad del ambiente y las precipitaciones pluviales, dan paso a la formación de líquidos contaminantes denominados lixiviados, que en los sitios de disposición final carecen de un control y un manejo adecuado. Esto origina la alteración del ambiente periférico al vertedero, lo que se ve reflejado en el suelo, vegetación adyacente y agua. Por lo cual, es imprescindible buscar métodos de mitigación para disminuir la contaminación por metales pesados, materia orgánica y microbiológica.

En este estudio se propuso un método para el tratamiento de lixiviados, por medio de la biorremediación, a partir del uso de la biofiltración, por lo que se diseñó un prototipo de biofiltro. El medio filtrante fue composta de bagazo de caña, por sus propiedades favorables de porosidad, retención de agua y la generación de nutrientes para la actividad microbiana, reportadas en la literatura. La investigación se desarrolló en tres etapas:

Etapa 1. Caracterización física de los RME. Se conoció la composición cuantitativa y cualitativa de los RME, donde el mayor porcentaje fue la materia orgánica con un 43.09 %.

Etapa 2. Muestreo y caracterización físico-química y microbiológica de los lixiviados. Se determinaron los parámetros más característicos en un lixiviado, tales como: pH, DQO, DBO₅, la relación DBO₅/DQO, metales pesados y coliformes totales.

Etapa 3. Evaluación del comportamiento del biofiltro. Se determinó la biodegradabilidad del prototipo como tratamiento de biorremediación por composta y la medición de los parámetros más característicos en un lixiviado, después del tratamiento de biorremediación. Paralelamente, se planteó un modelo matemático preliminar, para conocer el comportamiento de difusión del lixiviado sobre el medio filtrante en los diferentes intervalos de tiempo de retención.

Los resultados obtenidos, muestran que el biofiltro de composta es capaz de eliminar contaminantes orgánicos, inorgánicos y microorganismos, debido a que tuvo la capacidad de

remover 44 % la DQO. Respecto a metales, tuvo la capacidad de remover desde 96 % de hierro hasta 7 % de aluminio y disminuyó 91 % de coliformes totales. Esta tecnología resulta de bajo costo comparada con tratamientos como ósmosis inversa, es noble con el ambiente y el material resultante es inocuo.

ABSTRACT

Most of the disposal sites found in México lack infrastructure for treating the solid waste that are deposited there. The mixed and decomposed solid waste, combined with humidity and rainwater, generate liquid pollutants, which are called leachates; control and proper management in disposal sites or landfills are minimal/absent. This disturbs the environment around the landfill, including soil, vegetation and water. Because of this, methods mitigating pollutants such as heavy metals, organic matter and microbes from leachates are needed.

In this study, a method to treat leachates was proposed by using biofiltration, a bioremediation technology. Biofilter was designed using mature compost made from cane bagasse, since compost porosity, water retention and nutrient content support microbial activity, as described by literature. The investigation was developed in three stages:

Stage 1. Physical characterization of the special waste (SW). The qualitative and quantitative composition of the SWH was evaluated. The highest percentage was that of organic matter 43.09 %.

Stage 2. Sampling, physical-chemical and microbiological characterization of leachates. pH, COD, BOD₅, ratio BOD₅/COD, heavy metals and total coliforms among others, were determined as parameters more characteristic of leachates.

Stage 3. Evaluation of the biofilter operation. Biodegradability of the prototype as a compost bioremediation treatment and certain characteristic parameters were evaluated. Simultaneously, a preliminary mathematical model was developed for leachate diffusion throughout the filter medium during the tested time intervals.

Results demonstrate the ability of compost biofilter to remove microorganisms, organic and inorganic pollutants as revealed by the removal of 44 % of COD. Regarding metals, the compost biofilter was able to remove from the 96 % of iron until 7 % of aluminum and to decrease 91 % of total coliforms. This technology is inexpensive (compared with other

treatments like reverse osmosis), environment-friendly and the resulting material is innocuous.

TRABAJOS GENERADOS

Diana Ibarra Rodríguez, Mercedes T. Oropeza Guzmán, J. Bernardino Velázquez Fernández, I. Paz Hernández Rosales. Characterization of leachates of the special handling wastes with different storage ages. Research Inveny: International Journal of Engineering and Science Vol.05, Issue 01 (January 2015), PP: 01-08 ISSN (e): 2278-4721, ISSN (p):2319-6483, www.researchinveny.com.

Ibarra Rodríguez Diana, I. Paz Hernández Rosales, Mercedes T. Oropeza Guzmán, J. Bernardino Velázquez Fernández. Tratamiento de lixiviados de residuos sólidos aplicando la biorremediación por medio de un biofiltro de composta. *Presentación cartel* 1 Congreso de Investigadoras del SNI, del 20 al 21 de noviembre de 2014. Edificio Carolino de la Benemérita Universidad Autónoma de Puebla.

Hernández R. I. Paz, Ibarra R. Diana, Velázquez F. J. Bernardino. Gestión integral de residuos sólidos urbanos. caracterización física-química y estudio de prefactibilidad de un relleno sanitario en Tepic-Nayarit. XIII Congreso Internacional y XIX Congreso Nacional de Ciencias Ambientales: Gestión sustentable, una necesidad ante el cambio climático, del 11 al 13 de junio de 2014, Acapulco Gro (extenso ISBN 978-607-9232-19-1. Pág. 1177-1186).

Diana Ibarra Rodríguez e I. Paz Hernández Rosales. Estudio de prefactibilidad de un relleno sanitario. XIII Congreso Internacional y XIX Congreso Nacional de Ciencias Ambientales: Gestión sustentable, una necesidad ante el cambio climático, del 11 al 13 de junio de 2014. Acapulco Gro.

Diana Ibarra Rodríguez, Jesús García Chávez. Participación en el premio 2014, Innovación Sustentable en el Congreso Internacional de Sustentabilidad Ibero. *Gestión integral de lixiviados de residuos de manejo especial.* Universidad Iberoamericana del 18 al 20 de marzo de 2014. México D. F.

Diana Ibarra Rodríguez, I. Paz Hernández Rosales, Mercedes Teresita Oropeza Guzmán, Claudia E. Saldaña Durán. Evaluación física y química de lixiviados de residuos de manejo especial, de la empresa REDESO den Tepic, Nayarit. 6° Encuentro nacional de expertos en

residuos sólidos, del 11 al 13 de septiembre de 2013. Nvo. Vallarta Nayarit (extenso ISSN 978-607-96258-0-1, Pág.163-169).

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Antecedentes y marco teórico

1.1.1 Residuos sólidos y lixiviados

La gestión de los residuos sólidos es uno de los temas más difíciles que enfrenta la urbanización, se considera como un problema de contaminación debido a la generación de grandes cantidades de residuos. La cantidad y composición de los residuos varía de un lugar a otro y tiene relación con el nivel medio de vida de cada población (Kumar *et al.*, 2009a). La población del mundo consume cada vez mayores cantidades de diversos productos. Esto lleva a grandes cantidades de desechos sólidos en diversas formas. Países tecnológicamente desarrollados han implementado sistemas de tratamiento de residuos de diversos grados de sofisticación, sin embargo, los países menos desarrollados depositan sus residuos en vertederos sin controles ambientales o en espacios abiertos (Gómez *et al.*, 2009).

Hoy en día, existe una gran preocupación para los organismos locales encargados de la gestión de residuos sólidos, debido a la falta de infraestructura y el compromiso de cambiar las viejas prácticas de eliminación, que sin duda alguna son peligrosas tanto para el ambiente, como para la salud humana.

La capacidad de administrar la cantidad compleja y masiva de los residuos depende del sistema de recolección. Para que un sistema de tratamiento de residuos funcione, es necesaria una buena relación entre el generador y el sistema de recolección de residuos. El primer y en ocasiones el único paso para la gestión de residuos en una ciudad, es la recolección adecuada, pero en ocasiones resulta costosa. Por ejemplo, en ciudades de ingresos medianos, el costo de recolección va desde el 50 % al 60 % de sus presupuestos y en las ciudades donde los ingresos son menores el costo es casi del 80 % (Tchobanoglous y Kreith, 2002; Christensen, 2011; Hoorweg y Bhada, 2012; Vergara y Tchobanoglous, 2012).

Diversas investigaciones concuerdan que la composición de los residuos varían entre las ciudades de acuerdo a la temporada, es decir, cambian en cantidad y composición a lo largo del

año. En periodos de tiempo más largos, los residuos desechados reflejan las tendencias tecnológicas y culturales (Walsh, 2002; Gómez *et al.*, 2009; Vergara y Tchobanoglous, 2012).

Existen diferentes trabajos que dan referencia a la problemática que se vive en el mundo en cuanto a la gestión de residuos. Uno de ellos es el que reporta Kumar *et al.*, (2009b), quienes mencionan que la tasa anual de crecimiento poblacional en la India es del 3 %, esto ha incrementado el uso de recursos, lo que aumenta la generación de residuos sólidos, con base al crecimiento poblacional, realizaron un estudio, de caracterización físico-química de los residuos generados durante el periodo 2007-2008. En el estudio, los residuos se cuantificaron para determinar la composición y gracias a la caracterización fue posible plantear estrategias para la problemática (Kumar *et al.*, 2009b).

Residuo es un subproducto de la actividad humana. Se define como cualquier sustancia u objeto del cual su poseedor se desprenda o tenga la intención u obligación de desprenderse. Un residuo sólido es cualquier material desechado que pueda o no tener utilidad alguna (McDougall *et al.*, 1995; Elias, 2000; Jiménez, 2005).

El volumen de residuos sólidos se ha incrementado en los últimos años, como consecuencia del crecimiento poblacional a nivel mundial. Por lo cual, la gestión de estos constituye hoy en día una importante preocupación ambiental, en el ámbito económico y social.

La composición de los residuos sólidos varía en cada país por la cantidad de habitantes de cada ciudad y la generación per cápita. En la Tabla 1.1 se muestra una comparación de la composición de los residuos en diferentes países en comparación con la generada en México. Como se puede observar, la fracción que predomina es la de residuos orgánicos. En contraste, en los países desarrollados como Francia o Estados Unidos, el papel y el cartón representan el mayor porcentaje de generación.

Tabla 1.1 Composición de los residuos sólidos en algunos países

Subproducto	Estados Unidos (%)	Francia (%)	México (%)	Colombia (%)
Papel y cartón	40	35	14	22
Plástico	8	7	6	5
Metales	9	5	3	1
Textiles	-	5	1	4
Vidrio	7	12	7	2
Residuos alimenticios	18	21	32	56
Residuos de jardinería	7	-	10	10
Otros	11	15	27	5

Tomado y modificado del INE, 1999

En México, la composición de los residuos es diversa y está compuesta por varios materiales susceptibles de recuperación para ingresar nuevamente a una cadena productiva, de tal forma que no represente un problema ni un riesgo a la población y al ambiente (Frias *et al.*, 2003). En la Figura 1.1, se muestra la composición de residuos en México, con respecto a estudios realizados por la SI DESOJ, hasta el 2004. Este estudio mostró que el componente principal de los residuos generados en México, son residuos orgánicos.

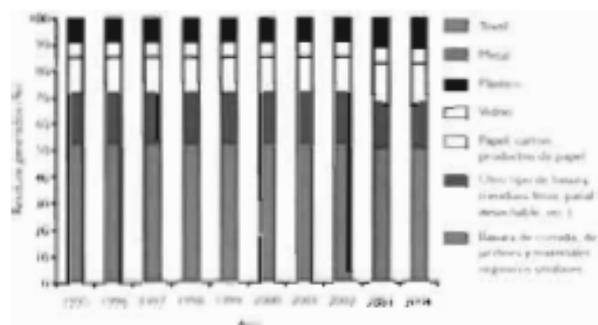


Figura 1.1. Composición de los residuos en México 1995-2004
 (tomado y modificado de SEMARSAI-454 C.C., 2006).

1.1.2 Clasificación de los residuos sólidos

La Ley General para la Prevención y Gestión Integral de Residuos (LGPGIR), define a un residuo como aquel material o producto cuyo propietario o poseedor desecha y que se encuentra en estado sólido o semisólido, o es un líquido o un gas contenido en recipientes o depósitos, y que puede ser susceptible a ser valorizado o requiere sujetarse a tratamiento o disposición final.

De acuerdo a esta Ley y a la SEMARNAT, los residuos sólidos, se clasifican en tres subcategorías, que se describen en el Figura 1.2.

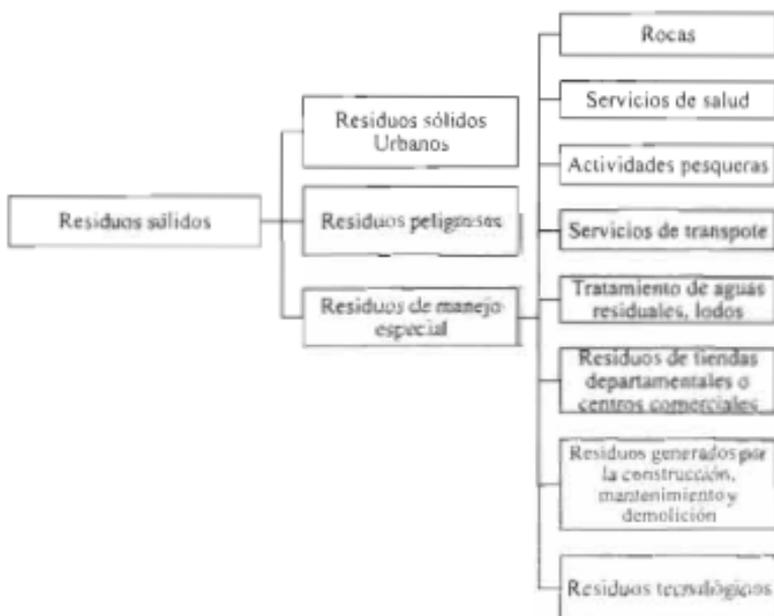


Figura 1.2. Clasificación de los residuos sólidos

Tomada y modificada de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos.

- **RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS:** Son los generados en las casas habitación, que resultan de la eliminación de los materiales que utilizan en sus actividades domésticas, de los productos que se consumen y de sus envases, empaques y envolturas; los residuos

que provienen de cualquier otra actividad dentro de establecimientos o en la vía pública que genere residuos con “características” domiciliarias y los resultantes de la limpieza.

- **RESIDUOS DE MANEJO ESPECIAL (RME):** Son aquellos generados en los procesos productivos, que no reúnen las características para ser considerados como peligrosos o como residuos sólidos urbanos, o que son producidos por grandes generadores de residuos sólidos urbanos.
- **RESIDUOS PELIGROSOS:** Son aquellos que poseen algunas de las características de corrosividad, reactividad, explosividad, toxicidad, inflamabilidad o que contengan agentes infecciosos que les confieran peligrosidad; así como envases, recipientes, embalajes y suelos que hayan sido contaminados cuando se transfieran a otro sitio.

En este trabajo nos centraremos en los residuos de manejo especial, exclusivamente los que son generados en centros comerciales y tiendas departamentales.

Debido a la reciente regulación de este tipo de residuos, en la actualidad no se tiene una cifra exacta sobre los volúmenes de generación para ciertas clases de ellas en México (SEMARNAT, 2012). La mayor parte de este tipo de residuos lo generan la industria de la construcción y demolición, comercios o la industria con aproximadamente un 77 %, 18 % a los lodos provenientes de plantas de tratamiento de aguas residuales municipales; 3 % a los residuos generados por servicios de transporte y el 2 % a los que se generan en las unidades médicas (SEMARNAT-INECC, 2006). En la Figura 1.3, se muestra la generación estimada de RME en 2005 para cuatro de los ocho servicios que los producen.

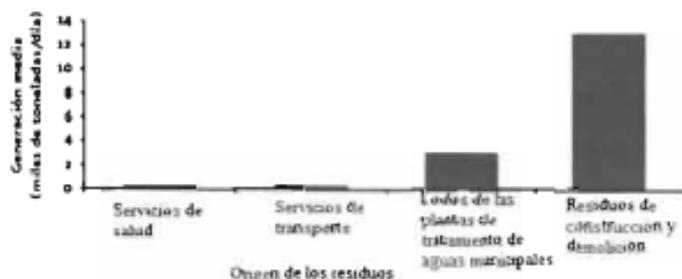


Figura 1.1 Generación de Residuos de manejo especial en 2005

Tomada y modificada de SEMARNAT-INECC, 2006. Diagnóstico Básico para la Prevención y Gestión Integral de Residuos. México.

1.1.3 Descripción del manejo de los residuos sólidos

Las ciudades y sus habitantes utilizan una serie de tecnologías, políticas y comportamientos para controlar impactos negativos de sus residuos y encontrar reutilizaciones benéficas para los residuos que se generan. Tchobanoglous y Kreith (2002), sugieren la combinación de métodos para llegar a una buena gestión de residuos. Estos se pueden dividir en seis elementos funcionales que describen la trayectoria que transitan los residuos donde se incluyen la generación de residuos, manejo de residuos de la fuente, recolección, transporte, tratamiento y transformación, y eliminación. Aunque las actividades en cuanto al manejo de los residuos son diferentes en cada lugar, los elementos antes mencionados son iguales. Después de que un individuo genera un residuo, lo maneja y lo coloca en un receptáculo o hace una separación por componente (residuo orgánico o inorgánico). La basura puede ser recogida por un actor informal y transportado al sitio de disposición final o relleno sanitario según sea el caso, donde puede ser procesada y/o transformada en nuevos productos. Por ejemplo, los residuos orgánicos pueden generar un subproducto al que se le puede dar otro uso, denominado composta o ya sea la generación de biogás. Cualquier residuo restante, o que no está procesado en otro producto, puede entonces ser desechado de manera controlada (Diaz *et al.*, 2007; Khalid *et al.*, 2011).

A grandes escalas, en México la separación se hace conforme a la normatividad correspondiente y con la clasificación que se muestra en la Tabla 1.2.

**TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS PROVENIENTES DE RESIDUOS DE MANEJO ESPECIAL
APLICANDO LA BIORREMEDIACIÓN**

Tabla 1.2. Clasificación de los residuos sólidos y sus subproductos en México

Descripción	Ejemplo
A. Plásticos	
A1. Polietileno tereftalato (1 PET)	Botella de refresco, agua, etc. (transparente)
A2. Polietileno de alta densidad (2 PEAD)	Algunos tubos especiales para gas y agua, botellas de shampos y envases transparentes de carnes, soporte de garrafones de agua, escobas, cubetas, recipientes de plástico, recipientes de residuos sólidos urbanos.
A3. Policloruro de vinilo (3 PVC)	Tubería sanitaria, botella de aceite de cocina, manguera de riego, etc.
A4. Polietileno de baja densidad (4 PEBD)	Bolsas de supermercados
A5. Polipropileno (5 PP)	Tapas de refresco envases de yogurt y margarina, botellas de medicina.
A6. Poliestireno (6 PS)	Hule espuma, (unicef).
A7. Otros (7 TPL)	Poliestireno (Cables, mangueras, tubos flexibles, esponja comprimida para relleno de muebles) y acrilonitrilo butadieno estireno (ABS), acrílico.
B. Metal	
B1. Metal ferroso	Latas de chiles, conservas, trozos de metal ferroso, clavos, alambre, etc.
B2. Lata de aluminio	Refrescos, cervezas, etc.
B3. Otros metales no ferrosos	Trozos de cobre, bronce, manganeso, plomo, etc.
C. Vidrio	
C1. Vidrio transparente	Vidrio transparente en recipientes de líquidos, vasos, copas, jarras, fareros, artículos decorativos.
C2. Vidrio Color	Ámbar (vidrio de envases para medicamentos y de algunos vinos y cervezas), Georgia (Vidrio de botella del refresco), Esmeralda (Vidrio color verde más intenso que el Georgia, en envases de algunos vinos y cervezas XX lager) y otro color (Vidrio de otro color como piezas de ornato en vidrio soplado).
C3. Vidrio plano	Ventanas, cristales blindados, fibra óptica y bombillas.
D. Celulosa	
D1. Papel bond	Papel oficina, cuadernos, libros, etc.
D2. Papel periódico	
D3. Impresiones a color	Revistas, impresos comerciales, etc.
D4. Otros	Bolsas de papel para mandados, pan, termeno, etc.
D5. Cartón	Cajas de galletas, aparatos, cartulina, cartoncillo, pastas de libros, etc.
D6. Envases multicapas	Envases para leche y jugos (requieren refrigeración) y de leche y jugos (no requieren refrigeración hasta abrirse).
E. Orgánico	
E1. Residuos Alimenticios	Residuos de tortilla, pan, comida, etc.
E2. Fibra dura vegetal, cuero y hueso	
E2.1. Fibra dura vegetal	Caracas, madera "sugar", lizo, zacate, canastas, sambeco, papates, productos de mimbre, escobas de nija y de vara, (no incluye el mango) y hojas de elote.
E2.2. Cuero	Bolsas para dama, cinturones, chamarras, etc.
E2.3. Hueso	Hueso de animales comestibles como pollo, res, cerdo, etc.
E3. Residuos de jardinería	Hojas, tallos, flores, residuos de poda, tocosos, ramos, vases, pasto y follaje de jardines.
F. Higiene personal	
F1. Toallas femeninas	Toallas sanitarias

**TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS PROVENIENTES DE RESIDUOS DE MANEJO ESPECIAL
APLICANDO LA BIORREMEDIACIÓN**

F2. Pañales	Pañal infantil y de adulto
F3. Papel sanitario	Papel higiénico, pañuelos desechables.
F4. Servilletas, papel para cocinas	
G. Otros valorizables energéticamente	
G1. Otros plásticos, acetato de celulosa	Empaques de botanas, frituras y dulces, juguetes.
G2. Otros de celulosa	Papel especial (cruzata, enciclopedias, biblias, títulos valores, seguros, cheques, etc.), platos y vasos desechables con capa de encerada.
G3. Fibras sintéticas	Nylon, políster, costales para frutas y verduras, medias y linternas de tela sintética.
G4. Textiles de fibra natural	Algodón, lino, prendas de tela de algodón.
G5. Calzado	Zapatos, botas y zapatos.
G6. Madera procesada	Madera en muebles, taquetes, palos de escoba, tablas, no troncos ni ramas.
G7. Hule	Pelotas, cámaras de llanta, ligas, topos de hule y empaques.
H. Electrodomésticos	Teléfonos, radios, hornos, planchas, lavadoras.
I. Residuos "potencialmente peligrosos / riesgosos" de megageneradores	
I1. Pilas "peligrosas"	Pequeñas pilas.
I2. Medicamentos caducos y residuos de curaciones "peligrosos"	Residuos de curación, jeringas con aguja, algodón con fluidos, etc.
I3. Químicos domésticos "peligrosos"	Pinturas, solventes y aerosoles.
I4. Cosméticos	
J. Otros Residuos	
J1. Píezos (saza, cerámica, yeso, cemento-concreto, mortero, etc.)	Pedazos de vajillas y figuras de cerámica, tabique, yeso, ladrillos, concreto, material de demolición, etc.
J2. Residuo fino	Todo material que pase la criba M 2.00
J3. Varios	Acumuladores de vehículos, jabón, ceras, velas, papel aluminio en distintos usos, etc.

Tomada y modificada de NMX-AA-061-1985 (SECOFI, 1985)

El relleno sanitario es la solución inmediata para el control de los residuos generados y es considerado como la mejor alternativa, técnica y sanitaria para disponer de los residuos sólidos. Los residuos que se generan en la ciudad de Tepic, se depositan actualmente en el tiradero a cielo abierto (el Iztete). Con el crecimiento de la población y su generación asociada de residuos, en la ciudad se requiere de la implementación de tratamientos que minimicen el grado de contaminación que estos representan. El ayuntamiento de Tepic no cuenta con suficientes recursos técnicos, administrativos, humanos y financieros para el manejo adecuado de los residuos. En general, el volumen de los residuos generados aumenta a un ritmo muy superior a la capacidad de tratamiento y eliminación adecuada de los mismos (Barra y Rentier, 2012). Es necesario tener presente que las medidas adoptadas, para la solución de los problemas de manejo

de los residuos sólidos solo son eficaces, si toda la población es capaz de entenderlas y participar en esas soluciones.

La falta de tratamiento a los residuos sólidos, además de poner en riesgo la salud pública, puede causar problemas ambientales graves, que son consecuencia de la descomposición y otras reacciones. Los residuos generan gases contaminantes para el aire y líquidos con diversas características, entre ellas, la concentración elevada de materia orgánica. A estos líquidos se les denomina lixiviados.

1.2 ¿Qué es un lixiviado?

Un lixiviado es un efluente acuoso generado como consecuencia de la percolación del agua de lluvia a través de los residuos en fase de descomposición. Los lixiviados pueden contener concentraciones altas de materia orgánica que en consecuencia puede ser biodegradable, incluso puede contener compuestos refractarios a la biodegradación, como por ejemplo metales pesados (Renou *et al.*, 2008). Lo anterior como resultado de su composición cuando contiene sales inorgánicas, metales pesados, compuestos orgánicos y sustancias húmicas. En tales condiciones, estos lixiviados presentan un color oscuro que se puede atribuir a las sustancias húmicas (Kjeldsen *et al.*, 2002; Renou *et al.*, 2008; Wu *et al.*, 2011; Ferraz *et al.*, 2014). Las características de los lixiviados de rellenos sanitarios dependen de la composición de los residuos sólidos depositados, las propiedades del suelo, los patrones de lluvia y sobre todo de la edad del vertedero (Chen, 1996; Di Iaconi *et al.*, 2006). Es indispensable la degradabilidad de la materia orgánica basada en la demanda química de oxígeno (DQO) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) de lixiviados, para descargar los lixiviados en las corrientes de agua de acuerdo a la NOM-001-SEMARNAT-1996 "Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales".

En la Figura 1.4, se esquematiza la formación de lixiviados en un vertedero: el caudal de lixiviados (E), está estrechamente relacionado con la precipitación pluvial (P), la escorrentía superficial (R_{su} y R_{ss}), y la infiltración (I) del agua a través del suelo hacia el agua subterránea en el vertedero. El clima también tiene una gran influencia en la producción de lixiviado, por ejemplo, si la lluvia es abundante, afectará directamente en la entrada de la precipitación (P) y

las pérdidas por evaporación (EV) serán cantidades pequeñas. Por lo tanto, el agua que se transporta por gravedad sobre los residuos compactados será en su mayoría la que cae como precipitación, así alcanza el límite del suelo, hasta llegar a la infiltración (I), este líquido infiltrado ya es lixiviado (Lema *et al.* 1988; Renou *et al.* 2008).

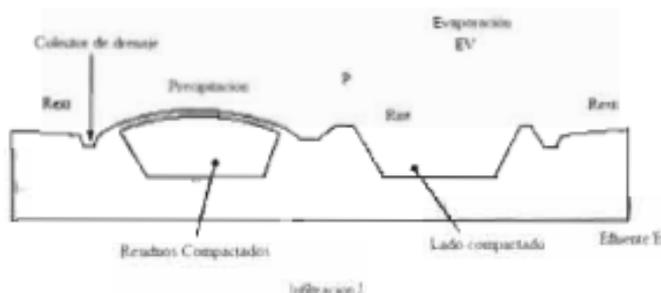


Figura 1.4. Formación de lixiviados en un relleno sanitario
Tomada y modificada de Renou *et al.*, 2008.

1.2.1 La problemática de los residuos sólidos y lixiviados de vertedero.

Los residuos sólidos municipales han sido reconocidos como uno de los principales contaminantes del ambiente. En México se calcula una generación anual nacional de 97'149.919 toneladas, de las cuales el 27.6 % corresponden a residuos de alimentos y el 15 % a residuos de jardinería. Por lo cual, se puede aseverar que 41'385.865.5 ton/año (42.6 %) son materiales orgánicos. Casi todos estos desechos son dispuestos en el suelo, ya sea en rellenos sanitarios o en tiraderos a cielo abierto, por lo que la fracción orgánica se convierte en un contaminante y el potencial de recuperación de esta se desperdicia (Sancho y Rosales, 1999; SEMARNA-INI CC, 2006). De acuerdo a la OPS (1997) y Espinosa *et al.* (2010), el relleno sanitario es el método más practicado de América Latina y el Caribe. No obstante que las condiciones de operación de los rellenos sanitarios han mejorado, aún existen algunas deficiencias en cuanto a la construcción, esto en cuanto a la colocación de geomembranas

que impidan la infiltración del lixiviado, así como tuberías y reservorios para su captación y almacenamiento.

La caracterización física es un parámetro útil para la toma de decisiones en lo que se refiere a proyección y diseño de los sistemas de manejo y disposición final de los residuos sólidos. Por ello, se debe poner especial atención a su identificación desde la etapa del diseño del método de muestreo. Con la caracterización de los residuos del vertedero se estima el volumen y el tipo de residuo depositado. A partir de la composición, es posible identificar fuentes de contaminación y su degradabilidad.

Una de las fuentes principales de contaminación, es la producción de lixiviados. Los lixiviados pueden infiltrarse y percolarse a través del suelo y alcanzar ríos y mantos freáticos (Borzacconi *et al.*, 1996). Durante la infiltración, los lixiviados arrastran materiales dispersos, lo que origina una alta carga orgánica e inorgánica. Es por ello, que se les considera como uno de los principales contaminantes de suelos, aguas superficiales y aguas subterráneas cercanas al depósito de residuos sólidos. Algunos autores, consideran que los lixiviados de un vertedero es un agua residual compleja, así como los compuestos que se pueden encontrar en ellos, con variaciones en su composición, por lo general, son representados por parámetros como DQO, DBO₅ o COT, nitrógeno amoniacal (NH₃-N), nitrógeno Kjeldahl y metales pesados, componentes inorgánicos, compuestos xenobióticos (PAHs, AOX o fenoles) y el flujo volumétrico (Trebouet *et al.*, 2001; Renou *et al.*, 2008). Las características físico-químicas de un lixiviado siempre van a depender de los factores que menciona El-Fadel *et al.*, (2002):

- La naturaleza y la cantidad de los residuos almacenados
- La antigüedad y la forma de explotación del vertedero.
- La climatología del lugar o la época del año considerada.

Todo sitio de disposición final, siendo relleno sanitario y tiradero a cielo abierto al final genera lixiviados. Los lixiviados son líquidos que se forman principalmente por la humedad y las precipitaciones pluviales a través de la masa de residuos. Sin embargo, en la mayoría

de los casos los residuos sólidos contienen cantidades de agua suficientes para generar los lixiviados, aun sin la entrada de fuentes externas de agua (Robles *et al.*, 2011).

La generación de lixiviados es la inevitable consecuencia de las malas prácticas de la eliminación de los residuos en los vertederos. La investigación de nuevas metodologías de gestión y eliminación podrían ayudar a disminuir o prevenir dichos problemas. Para ello, es necesario conocer los mecanismos de formación y el comportamiento de estos, debido a que han demostrado que las características varían con respecto a la temporada del año y clima, entre otros factores (Tabla 1.3) (El-Fadel *et al.*, 2002).

Tabla 1.3. Mecanismos de formación de lixiviados

Condiciones climáticas e hidrogeológicas	- Precipitaciones
	- Derretimiento de nieve
Operaciones y manejo	- Intrusión de las aguas subterráneas
	- Pretratamiento de residuos
	- Compactación de vegetación
	- Cubierta
	- Paredes laterales y riego de material de cobertura
Formación de lixiviados	- Recirculación
	- Co-eliminación de residuos líquidos
	- Permeabilidad
	- Edad
Características de los residuos	- Tamaño
	- Densidad
	- Contenido de humedad inicial
	- Líquidos de desecho
Procesos intertérminos	- Descomposición de materia orgánica
	- Transporte y generación de gas y calor

Tomada y modificada de El-Fadel *et al.*, 2002.

El principal componente de los residuos sólidos es la materia orgánica (aproximadamente de un 30 % a 47 %) en estado putrescible o descomposición debido a la acción de microorganismos. Colomer y Gallardo (2007), mencionan que esta descomposición provoca una disociación de las macromoléculas orgánicas más sencillas que, pueden ser arrastradas

por el agua y formar los lixiviados. Los procesos que integran el ciclo del agua en el sitio de disposición final van a influir directamente en la generación del lixiviado (Escudero, 2012). El flujo de lixiviado que se genera durante el ciclo del agua (Figura 1.5), está relacionado con la precipitación pluvial, escurrimiento superficial e infiltración (Stegman, 1983; Lema *et al.*, 1988; Renou *et al.*, 2008).

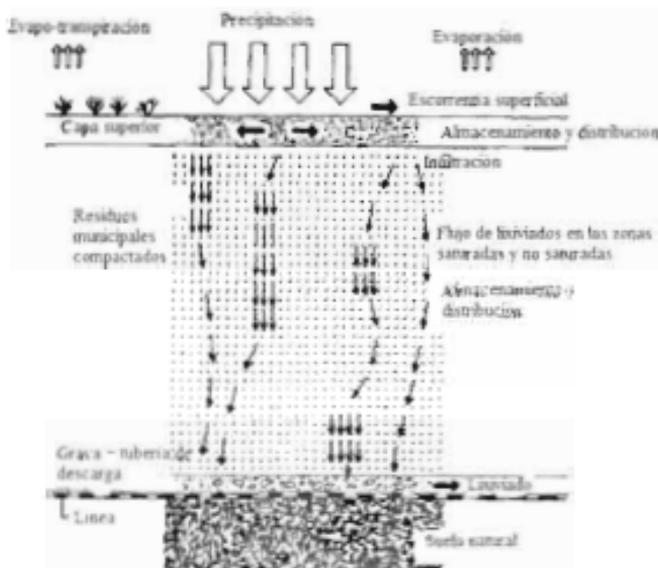


Figura 1.5. Ciclo del agua en un relleno sanitario
Tomada y modificada de Stegman, 1983; Lema *et al.*, 1988

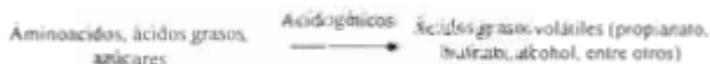
Por otra parte, los residuos que son enterrados en un relleno sanitario, sufren una serie de reacciones biológicas y químicas, consecuencia de la descomposición de la materia orgánica, uno de los principales contaminantes que presentan los lixiviados. Generalmente, los residuos orgánicos en el relleno se someten a cuatro fases de descomposición: 1) fase anaeróbica inicial, 2) fase ácida, 3) fase metanogénica inicial, 4) fase metanogénica estable. Estas fases se denominan degradación anaerobia (Kjeldsen *et al.*, 2002). La digestión de la materia orgánica ocurre por diferentes metabolismos bacterianos de flujo de degradación (hidrólisis,

acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis). Lo que puede representarse en términos de DQO (Figura 1.6), a continuación se describen cada una de las etapas.

- **Hidrólisis:** la materia orgánica polimérica no puede ser utilizada directamente por los microorganismos. Por lo tanto, el primer paso de la digestión anaerobia de los residuos orgánicos en descomposición es la hidrólisis de compuestos de alto peso molecular (proteínas, polisacáridos y lípidos) en moléculas más sencillas. Se lleva a cabo por enzimas extracelulares excretadas por los microorganismos (Saucedo *et al.*, 2007).



- **Acidogénesis:** en esta etapa los compuestos orgánicos solubles que comprenden los productos de la hidrólisis, que se difunden dentro de las células bacterianas a través de la membrana celular y posteriormente fermentan o se oxidan anaeróbicamente. Se convierten en Ácidos Grasos Volátiles, alcoholes, cetonas, aldehídos, agua, formato, acetato, dióxido de carbono e hidrógeno por acción de las bacterias acidogénicas, ocasionando que disminuya el pH (Saucedo *et al.*, 2007; Lier, 2008).



- **Acetogénesis:** algunos productos generados en la acidogénesis son transformados a compuestos más simples. Son convertidos en ácido acético, formato, hidrógeno y dióxido de carbono (Saucedo *et al.*, 2007).



- **Metanogénesis:** el gas metano se produce a partir de tres diferentes sustratos como acetato, bicarbonato y dióxido de carbono, son transformados a metano y agua (Saucedo *et al.*, 2007).

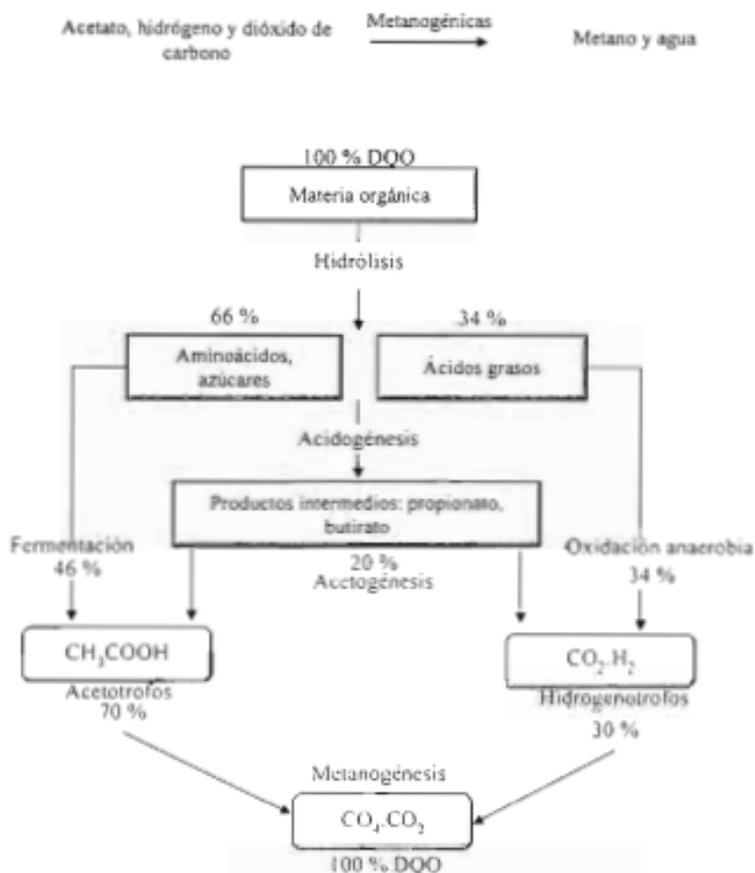


Figura 1.6. Etapas de digestión de la materia orgánica. El porcentaje indica el flujo de sustrato en forma de DQO. Tomado y modificado de Lema, 1993.

1.3 Estado del arte del tratamientos de lixiviados de vertederos de residuos sólidos.

Las tecnologías de tratamiento convencional, incluyen las operaciones físicas-químicas, procesos químicos y procesos biológicos que se describen en la Tabla 1.4. Tchobanoglous *et al.*, (1998) especifican que cuando no se utiliza el reciclaje y la evaporación de los lixiviados, es necesario realizar un pre-tratamiento o un tratamiento completo. Sin embargo, los

características entre los mismos lixiviados son distintas, debido al tipo de clima, la temperatura, precipitación pluvial, etc., en cada región. De esta manera, las opciones de tratamiento también pueden variar en función de los contaminantes que se deseen tratar.

Tabla 1.4. Clasificación de los procesos de tratamiento de lixiviados

Procesos de tratamiento	Aplicación	Observaciones	
Procesos biológicos	Lodos activados	Separación de materia orgánica	Pueden ser necesarios aditivos para des-espumar; indispensable un clarificador separador
	Reactores de lodos en serie	Separación de materia orgánica	Similar al de lodos activados, pero puede o no ser necesario un clarificador separador; solamente aplicable con tasas de flujo relativamente lentas
	Estanques aireados de estabilización	Separación de materia orgánica	Requiere una gran superficie de terreno
	Procesos de película fija (filtros percoladores, contactores biológicos rotatorios)	Separación de materia orgánica	Frecuentemente utilizado con efluentes industriales similares a los lixiviados, pero no ensayado con lixiviados de vertederos
	Lagunas anaerobias	Separación de materia orgánica	Requisitos de energía y producción de lodos menores que en los sistemas aerobios; requiere calefacción; mayor potencia para la inestabilidad del proceso; más lentos que los sistemas aerobios
	Nitrificación/desnitrificación	Separación de nitrógeno	La nitrificación/desnitrificación puede llevarse a cabo simultáneamente con la separación de orgánicos
Procesos químicos	Neutralización	Control de pH	De aplicación limitada para la mayoría de los lixiviados
	Precipitación	Separación de algunos metales y aniones	Produce lodo, que posiblemente sea un residuo peligroso
	Oxidación	Separación de orgánicos; detoxificación de	Funciona mejor con flujos de residuos diluidos; el uso de cloro

		algunas especies inorgánicas	puede provocar la formación de hidrocarburos clorados
	Oxidación por aire húmedo	Separación de materia orgánica	Costoso; funciona mejor con orgánicos refractarios
Operaciones físicas y químicas	Coagulación/flotación	Separación de materia orgánica en suspensión	Solo tiene aplicación limitada; puede utilizarse conjuntamente con otros procesos de tratamiento
	Filtración	Separación de materia orgánica en suspensión	Solamente útil como proceso de afino
	Arrastre por aire	Separación de amoníaco u orgánicos volátiles	Puede requerir equipamiento de control de la contaminación atmosférica
	Separación por vapor	Separación de orgánicos volátiles	Altos costes energéticos; el vapor de condensado requiere un tratamiento adicional
	Absorción	Separación de orgánicos	Tecnología probada; costes variables según lixiviados
	Intercambio iónico	Separación de inorgánicos disueltos	Útil solamente como un paso de acabado
	Ultrafiltración	Separación de bacterias y de orgánicos de alto peso molecular	Propenso al atascamiento; de aplicación limitada para los lixiviados
	Osmosis inversa	Disoluciones diluidas de inorgánicos	Costoso; necesario un pre-tratamiento extensivo
	Evaporación	Cuando no se permite la descarga de lixiviados	Los lodos resultantes pueden ser peligrosos; puede ser costoso excepto en zonas áridas

Tomada y modificada de Tchobanoglous, 1998.

Operaciones físicas y químicas. Dentro de las operaciones físicas y químicas, existen diferentes tipos de tratamiento de lixiviados que van desde la evaporación natural o evaporación forzada en otros casos. Tchobanoglous *et al.* (1998) han encontrado que el lixiviado debe ser recirculado durante 10 años para lograr una disminución en la contaminación. A este procedimiento se le considera como pre-tratamiento debido a las características tan complejas

que estos líquidos presentan, por lo cual es necesario emplear tecnologías para completar el proceso.

Al comparar la evaporación natural y la evaporación forzada de los lixiviados, se observó que ambas pueden ser aplicadas tanto en zonas calurosas como en zonas con baja tasa de precipitación pluvial anual. La primera está dada por acción de la radiación solar y el líquido no evaporado se lleva directamente al vertedero. La evaporación forzada se lleva a cabo en el interior de reservorios cerrados, a los cuales se les suministra aire caliente. Sin embargo, se han detectado ciertos problemas en ambos procesos, como la formación de espumas por la turbulencia durante el proceso, de incrustaciones de sólidos y de amoníaco junto con vapor de agua (Escudero, 2012).

Operaciones químicas. Por otra parte, en los últimos años se ha estudiado con mayor arraigo, el tratamiento de lixiviados por Fenton convencional, foto-Fenton y electro-Fenton, debido a que estos métodos han reducido eficazmente las concentraciones de contaminantes orgánicos y la reducción del color. Además, dichos procesos pueden aumentar la fracción orgánica biodegradable en los lixiviados. En este tipo de procesos, son diversos los factores que influyen en la degradación de dichos compuestos, los parámetros más importantes para el control de los procesos Fenton son el pH inicial, la dosis de reactivos Fenton, aireación, modo de adición de los reactivos, temperatura, la manera en que se van a desechar los lodos que resultan del proceso y la irradiación UV (Deng y Englehardt, 2006; Umar *et al.*, 2018; Kilic *et al.*, 2014).

Operaciones biológicas. Existen diversos estudios de laboratorio para determinar la eficacia de los diferentes tratamientos químicos y biológicos sobre los lixiviados de rellenos sanitarios (Ho *et al.*, 1974; Boyle y Ham, 1974; Norwood y Free, 1974; Misra *et al.*, 2009); así mismo, en cuanto al tratamiento biológico se utiliza la descomposición anaeróbica, donde se logra una reducción en la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) mayor al 90 %.

Kettunen *et al.*, (1996) trataron lixiviados de un vertedero municipal mediante la implementación de un reactor UASB a escala laboratorio y reactores híbridos anaeróbicos; a ello se adjuntó un post-tratamiento a partir de un proceso de lodos activados. Esto para reducir

la concentración de materia orgánica, a partir de la determinación de la Demanda Química de Oxígeno antes y después del tratamiento. Asimismo, encontraron que el proceso secuencial produce la calidad del efluente cerca de los requisitos establecidos para las instalaciones de tratamiento de aguas residuales municipales.

Para la remediación de metales pesados o contaminantes metálicos se han aplicado tanto métodos físicos, como químicos para su eliminación. Sin embargo, dichos métodos presentan ciertas desventajas, entre ellas su costo excesivo, la generación de subproductos peligrosos o su ineficiencia debido a que las concentraciones de los contaminantes son bajas.

Debido a las limitaciones que se presenta durante los diferentes procesos de tratamiento de lixiviados, así como características y cantidad de lixiviado que se genera y anexando los factores económicos (tecnologías maduras), se han buscado nuevas formas de tratar estos líquidos, a partir de pre-tratamientos combinados, como lo son la coagulación-floculación, oxidación, reactores aerobios y anaerobios, entre otros.

En los tratamientos que se han aplicado a los lixiviados, los principales parámetros medidos son DQO, DBO₅, pH antes y después del tratamiento (Amokrane *et al.*, 1996; Nájera *et al.*, 2009; Ferraz *et al.*, 2014).

1.4 Biorremediación

La biorremediación, se refiere a cualquier estrategia utilizada para eliminar los efectos indeseables de los contaminantes al ambiente (Velázquez-Fernández *et al.*, 2012).

La tecnología de biorremediación no introduce ningún otro producto químico a la naturaleza, se basa principalmente en la utilización de materiales biológicos, como lo son bacterias, hongos, algas, humus de lombriz, abono animal o vegetal y enzimas (Bundy *et al.*, 2004; Abhijit *et al.*, 2014). Es común utilizar microorganismos o sus enzimas para degradar compuestos químicos en el caso de los residuos peligrosos. Estos microorganismos pueden ser sembrados en la tierra o endógenos, es decir, que provienen del mismo lugar del tratamiento y son estimuladas por la adición de nutrientes (Fiorenza *et al.*, 1991; Thassinou y Arvanitoyannis, 2001).

La biorremediación presenta ventajas sobre otras técnicas alternativas, como los tratamientos físico-químicos para eliminar compuestos contaminantes, ya que es un proceso natural para degradar contaminantes orgánicos; los productos formados, por lo general, son inocuos (Castillo *et al.*, 2005; Seo *et al.*, 2009).

Existen métodos en biorremediación, que se utilizan de acuerdo al contaminante a tratar y la matriz ambiental en donde se encuentre dicho contaminante. En la Tabla 1.5 se describen las principales técnicas usadas en el tratamiento de agua y suelo.

Tabla 7.5. Algunas técnicas usadas para el tratamiento de agua y suelo

Técnica	Ejemplos	Beneficios	Aplicaciones
In Situ	<ul style="list-style-type: none"> • Biohidrujco. • Bioventilación. • Bioaumentación. • Bioestabilización. 	<ul style="list-style-type: none"> • Alta eficiencia. • No invasiva. • Relativamente pasiva. • Proceso de transformación natural, en el tratamiento de suelo y agua. 	<ul style="list-style-type: none"> • Habilidad de los microorganismos autóctonos para biodegradar. • En presencia de metales y compuestos inorgánicos. • Bioestabilidad de contaminantes.
Ex Situ	<ul style="list-style-type: none"> • Campos agrícolas (suelo) de tratamiento en fase sólida. • Compostaje (anaerobio), sovierte los desechos orgánicos sólidos en un material con características similares al humus). • Biopiles. 	<ul style="list-style-type: none"> • Eficiente, simple, barato, calentamiento espontáneo. • Bajo costo. • Baja velocidad de reacción, auto-cablección. • Se puede hacer en el sitio. 	<ul style="list-style-type: none"> • La aplicación es superficial, proceso aeróbico, aplicación de materiales orgánicos a los suelos naturales, seguido por el riego y la labranza. • Para hacer más saludables a las plantas, la alternativa es el vertido. • La aplicación superficial de residuos agrícolas y municipales.
Biorreactores	<ul style="list-style-type: none"> • Reactores en suspensión • Reactores acuosos 	<ul style="list-style-type: none"> • Cinética de degradación rápida • Parámetros ambientales optimizados. • Mejora la transferencia de masa. • El uso eficaz de inoculantes y surfactantes. 	<ul style="list-style-type: none"> • Concentraciones tóxicas de contaminantes.
Precipitación o Floculación	<ul style="list-style-type: none"> • Reacción de complejación físico-química entre los contaminantes disueltos y componentes celulares cargados (biomasa muerta). 	<ul style="list-style-type: none"> • Rentable. 	
Membranas	<ul style="list-style-type: none"> • Las membranas de microfiltración se utilizan a una presión constante. 	<ul style="list-style-type: none"> • Remueve rápidamente sólidos disueltos. 	<ul style="list-style-type: none"> • Tratamiento de aguas residuales, recuperación y reutilización de más del 90% de las aguas residuales originales.
Electrodialisis	<ul style="list-style-type: none"> • Uso de pares de cátodos y ánodos en la membrana de intercambio. 	<ul style="list-style-type: none"> • Soporta altas temperaturas y puede ser reutilizado. 	<ul style="list-style-type: none"> • Remoción eficiente de sólidos disueltos.

Tomada y modificada de Cuatillo *et al.*, 2005.

Comúnmente, la biorremediación se ha logrado mediante la implementación de microorganismos. Sin embargo, se han introducido nuevas estrategias, donde se han utilizado plantas (fitorremediación), hongos, algas o enzimas (ver Tabla 1.6) (Velázquez-Fernández *et al.*, 2012).

Tabla 1.6. Clasificación de las estrategias de biorremediación de acuerdo con el organismo involucrado

Organismo biorremediador	Estrategia
Microorganismo	Microbiorremediación o biorremediación
Bacteria	Biorremediación bacteriana
Hongo	Micorremediación
Planta	Fitorremediación
Rizosfera	Rizorremediación
Algas	Ficorremediación
Biomoléculas derivadas de organismos	Biorremediación derivativa

Tomada y modificada de Velázquez-Fernández *et al.*, 2012.

Algunas estrategias de biorremediación, se describen a continuación:

La fitorremediación, se basa principalmente en el uso de plantas, para la recuperación de suelos contaminados. Menciona Jones *et al.*, (2006), que muchos de los vertederos que están situados en zonas rurales, agrícolas y boscosas han sido regados con lixiviados sin tratamiento o parcialmente tratados. Ha tenido un alcance significativo en cuanto a remediación, debido a que los lixiviados que son utilizados para el riego pueden proporcionar la oportunidad de cerrar el ciclo de nutrientes (Salt *et al.*, 1998; Pulford y Watson, 2003; Jones *et al.*, 2006). Comparada con las técnicas convencionales, resulta más eficiente. Por ejemplo, si se opta por la excavación solo se mueve la contaminación a otro lugar y en consecuencia, la manipulación y el transporte del material contaminado pueden crear riesgos significativos. Además, es cada vez más costoso encontrar nuevos vertederos para la disposición final del material (Vidali, 2001).

En la **biorremediación animal**, existen animales que actúan como agentes descontaminantes, ya que pueden desarrollarse en medios con fuerte toxicidad y son capaces de retener compuestos tóxicos, por ejemplo, metales pesados (Hahn y Lohr, 1992). A partir

de los nuevos retos para la recuperación de sitios contaminados, se han considerado nuevas propuestas para la remediación que resultan cada vez más efectivas e inocuas. En este sentido, se encuentra la lombriz roja californiana "*Eisenia fetida*", que se considera una alternativa muy oportuna, debido a su capacidad detritívora y de remoción de agentes contaminantes como metales disueltos en el suelo. Las lombrices de tierra son la macrofauna dominante en la mayoría de los suelos de los pastizales templados y tropicales; modifican materia orgánica del suelo tanto química como físicamente, se mezclan con la hojarasca del suelo y estabilizan los agregados y generan la porosidad del suelo. Por lo tanto, se les considera "ingenieros del ecosistema" (Jones y Kearns, 1994; Nahmani *et al.*, 2007).

La **degradación enzimática** consiste en la utilización de enzimas en el sitio contaminado, con el fin de degradar las sustancias nocivas. Las enzimas se producen previamente por bacterias transformadas genéticamente, en un laboratorio para contaminantes específicos (Parvatiyar *et al.*, 1996).

En la **biorremediación microbiana** participan tanto bacterias, como protozoos, algas y hongos. Los microorganismos están presentes en la naturaleza y son los responsables de la mayor parte de los ciclos de carbono, nitrógeno, azufre y fósforo; y todos juegan un papel muy importante en los procesos de biorremediación.

Los vertidos agrícolas, residuos sólidos y accidentes industriales originan la contaminación de aguas superficiales, suelos y aire. Una nueva tecnología de remediación es el uso de abono que actualmente se utiliza para restaurar suelos contaminados, gestionar las aguas pluviales, controlar olores y degradar compuestos orgánicos volátiles. La implementación de abono orgánico maduro hace referencia a la utilización de un sistema biológico de los microorganismos para degradar contaminantes en el agua, suelo y aire.

La EPA (por sus siglas en inglés, Environmental Protection Agency) menciona que se puede degradar una amplia gama de contaminantes se pueden degradar con el uso de composta como medio biorremediador (Tabla 1.7).

Tabla 1.7. Contaminantes que pueden ser degradados durante el compostaje

Tipo general de contaminante	Ejemplos
Hidrocarburos derivados del petróleo	La gasolina, combustible diésel, combustible para aviones, aceite y grasa
Hidrocarburos aromáticos polinucleares	Conservantes de la madera, desechos de la gasificación del carbón, residuos de refinería
Pesticidas	Insecticidas y herbicidas
Explosivos	TNT, RDX, nitrocelulosa

Tomada y modificada de EPA, 1998.

A pesar de poder biorremediar una amplia gama de contaminantes, el uso de composta como medio biorremediador presenta ciertas desventajas, ya que su aplicación en fase sólida suele ser lenta, porque depende del tipo de depósito en el cual se coloque la composta. Por ejemplo, en una biopila, se degradó el 99 % de compuestos volátiles iniciales, 91 % de HPA y 87 % de fenantreno en 94 días. En cambio, en un reactor de fase lechada, se degradó el 99 % de sólidos volátiles iniciales, el 63 % de los HPA, y el 58 % de fenantreno, en 10 días. En este caso, la biopila tomó mucho más tiempo, pero dio lugar a una mayor degradación del contaminante. Sin embargo, el costo fue menor en el reactor de fase lechada. La biorremediación microbiana se ha aplicado en numerosos sitios contaminados por hidrocarburos, ya que son técnicas de recuperación que no son costosas y son respetuosas con el medio ambiente.

Abhijit Sarma *et al.* (2014), estudiaron la biorremediación de suelos contaminados por petróleo crudo en cinco sitios de la India: Lakuwa, Gieteky, Amguri de distrito Sivasagar, Borhola y el área urbana del distrito de Jorhat Jorhat, Assam. Para probar la eficacia de la remediación del suelo contaminado por petróleo crudo se utilizaron bacterias extraídas a partir del sitio contaminado. Además, se evaluó la eficacia de la biorremediación mediante el ensayo de germinación de plantas, utilizando semillas de mung (*Vigna radiata*), arroz (*Oryza sativa*) y humus de lombriz. Con el uso de plantas y lombrices se contribuyó al mejoramiento del suelo. Sin embargo, se logró la mayor biorremediación en el suelo contaminado con petróleo crudo, mediante el tratamiento combinado de consorcios bacterianos.

El objetivo final de cualquier método de remediación es regresar las condiciones de la matriz ambiental contaminada a su condición inicial, antes de ser contaminada. El uso de abono orgánico o composta para este fin, da una ventaja más: proporciona acondicionamiento al suelo y nutrientes a una amplia variedad de vegetación.

1.5 Compostaje como tratamiento de biorremediación

El compostaje es un tratamiento por vía sólida y un proceso biológico aerobio, donde los compuestos orgánicos son transformados a formas biológicas estables como el humus. El compostaje también en muchas ocasiones se genera en condiciones anaeróbicas a escala microscópica. El objetivo del compostaje para biorremediar es la biodegradación y detoxificación de contaminantes. El éxito del proceso depende de la capacidad para poder crear y mantener las condiciones ambientales necesarias para el crecimiento microbiano.

En el caso de la biorremediación para suelos contaminados, el proceso de compostaje consiste en la mezcla del suelo contaminado con cantidades de materia orgánica que sea rápidamente degradable, para generar las condiciones adecuadas de temperatura en la pila de compostaje. La materia orgánica la cual se menciona, por lo general, es estiércol de ganado o melazas. En ciertos casos, cuando la temperatura durante la descomposición, es lo suficientemente alta, también hay muerte de patógenos, que favorece la recuperación del suelo (López, 1995).

De acuerdo a la EPA (1998), la característica principal que debe cumplir el proceso de compostaje, en la etapa inicial, es una aireación adecuada, debido a que es la primera etapa donde se permite el incremento de la actividad microbiana ya que es un proceso aerobio. Al incrementarse la actividad microbiana, se origina un aumento en la demanda química de oxígeno y se genera mayor calor metabólico, por lo que la temperatura se eleva hasta el rango termófilo (50 a 60 °C). Sin embargo, en este tipo de procesos para el tratamiento de suelos contaminados la temperatura no excede los 45 °C. Posteriormente, después de algún tiempo la actividad microbiana disminuye, debido a que los compuestos biodegradables son consumidos, por lo tanto, el oxígeno y la temperatura disminuyen gradualmente, como se muestra en la Figura 1.7.

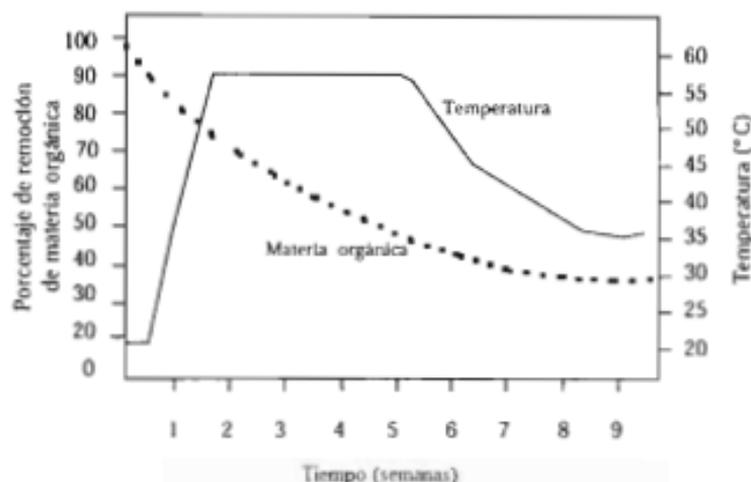


Figura 1.7. Remoción de materia orgánica y perfiles de temperatura en el compostaje
Tomada y modificada de: EPA, 1998.

Algunas de la ventajas que presenta el compostaje como tecnología de biorremediación son las siguientes:

- Son sistemas económicamente factibles, comparado con las tecnologías físico-químicas.
- Es una tecnología relativamente simple, ya que su diseño es relativamente sencillo.
- Pueden considerarse estrategias efectivas y amigables con el ambiente, ya que biortransforman parcial o totalmente los contaminantes en biomasa y productos estables e inocuos.

Así como ventajas, el proceso también presenta desventajas y limitaciones que se describen a continuación:

- Está limitado a contaminantes orgánicos.

- Concentraciones muy altas de contaminantes pueden resultar tóxicas e inhibir la biodegradación.
- La disminución en la actividad microbiana provoca una disminución en la degradación y aumenta el periodo de tratamiento.
- Existe el riesgo de que ciertos compuestos originalmente inocuos puedan ser convertidos en productos tóxicos para una u otra especie.
- El arrastre de gases durante el proceso requiere de tratamiento antes de liberarse a la atmósfera.

En general, los procesos de biorremediación requieren mayor tiempo de tratamiento, que los tratamientos físico-químicos (Alexander, 1981; Velasco y Volke, 2003). Por esta razón, conocer las características del contaminante a tratar, en este caso la naturaleza del lixiviado, permitirá determinar si se tendrán limitaciones durante el proceso de biorremediación. También se requiere diseñar el sistema que permitirá que la descontaminación se lleve a cabo.

Otra de las ventajas de la compostación, es que también puede utilizarse para otro tipo de biorremediación: la biofiltración.

1.6 Biofiltración

La biofiltración se define como una tecnología o proceso biológico que utiliza microorganismos en un sustrato para degradar biológicamente efluentes (como aguas residuales y compuestos volátiles aromáticos) (Tesouro, 2015). El proceso de biofiltración también es utilizado para el control o tratamiento de compuestos volátiles orgánicos e inorgánicos presentes en la fase gaseosa y el objetivo de la biofiltración es la separación de las partículas y microorganismos presentes en el efluente (Sosa *et al.*, 2014). Los biofiltros para el tratamiento de aguas residuales se introdujeron en Inglaterra en 1893. Los biofiltros están formados por una comunidad de diferentes microorganismos (bacterias, hongos, levaduras, etc.) denominada biopelícula (INECC, 2007).

De acuerdo a Sekoulov *et al.* (2009), el funcionamiento general de la biofiltración está compuesto de tres fases. La primera es la fase sólida, que se compone de un material granular y es la que ejerce la función de refuerzo de proliferación bacteriana y permite la retención de

los contaminantes, mediante la filtración. El soporte granular debe ser considerablemente microporoso para la obtención de una superficie específica elevada, debe ser resistente a la abrasión y debe retener las partículas. La segunda fase es la líquida, y la constituyen las aguas que se deben depurar. Posteriormente, la tercera fase es la gaseosa, que el autor describe como la fase donde la insuflación de aire en la masa filtrante es necesaria para la degradación aeróbica de la materia orgánica.

Los mecanismos reactivos en el proceso de biofiltración son el físico y la actividad metabólica de los microorganismos. La separación física, se lleva a cabo mediante el paso de el líquido contaminado a través del material granulado del biofiltro. De esta manera, los contaminantes quedan retenidos y son acumulados en el volumen intersticial disponible (dentro de los espacios disponibles del soporte). El papel de la actividad metabólica de los microorganismos reside en la biodegradación del contaminante orgánico, acompañado, si es necesario, de una eliminación de la contaminación por nitrógeno, dependiendo del contaminante que se trate o de las características del líquido (Sokolov *et al.*, 2009).

Devigny y Ramesh (2005) mencionan que también los contaminantes pueden ser adsorbidos en la superficie del material granulado, a lo que denominan biopelícula (Figura 1.8). De igual forma, mencionan que esta biopelícula crecerá gradualmente en espesor, debido a la acumulación del contaminante. La consecuencia principal del crecimiento de la biopelícula, es que ya no permitirá una difusión uniforme y se convertirá en inactiva, debido a que los poros dentro del material granulado serán altamente irregulares (Devigny y Ramesh, 2005).

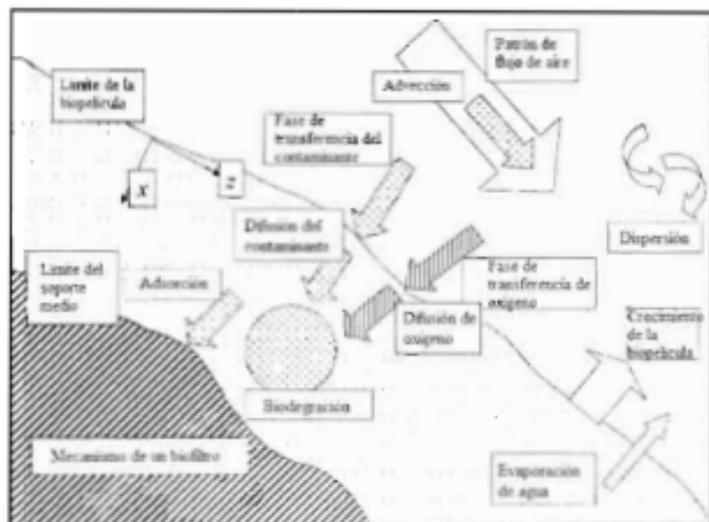


Figura 1.8. Fenómenos implicados en el proceso de biofiltración
Tomada y modificada de Deviny y Ramesh, 2005.

Todos los mecanismos presentes en el proceso de biofiltración, son complejos, ya que en el medio poroso que está cubierto por agua y microorganismos, el contaminante puede formar complejos con compuestos orgánicos en agua y puede ser adsorbido por el sustrato. Como última parte del proceso, la biotransformación convierte el contaminante en biomasa, subproductos metabólicos, dióxido de carbono y agua. La biodegradación se lleva a cabo por un complejo ecosistema de microorganismos degradadores organizados en la biopelícula (Deviny *et al.*, 1999, Srivastava y Majumder, 2008).

Existen trabajos donde se han reportado el uso de biofiltros para la eliminación de contaminantes, en los que se han utilizado diferentes medios filtrantes diseñados específicamente para el contaminante a tratar. Higuera *et al.* (2009) diseñaron un biofiltro compuesto de hojas de café, arena, grava y antracita, para reducir el índice de contaminación por cromo generado en las industrias del curtido de cueros. Los resultados de este estudio

permitieron concluir que la biomasa es un factor primordial para la remoción de metales. En este caso fue capaz de remover el 94 % de Cr (VI) de soluciones acuosas a flujo continuo.

En el caso de los lixiviados, debido a que son soluciones acuosas más complejas en cuanto a la cantidad y concentraciones de los contaminantes, se han usado otras alternativas. En diversos trabajos se han implementado biofiltros a escala laboratorio, formados por residuos sólidos provenientes de un relleno sanitario. En estos estudios, se logró disminuir la materia orgánica en el líquido entre un 90-99 % (Zhao *et al.*, 2002; Zhi-Yong *et al.*, 2013).

1.7 Biodegradabilidad

La biodegradabilidad es definida como la capacidad intrínseca de una sustancia a ser transformada en una estructura química más simple por vía microbiana. La biodegradabilidad es un parámetro determinante en el comportamiento ambiental de las sustancias químicas y puede emplearse en la eliminación de diversos contaminantes como En presencia de metales materia orgánica, papel, hidrocarburos, lixiviados, etc. (Guerra *et al.*, 2008). En este sentido, mediante el proceso de biodegradación, los microorganismos utilizan algunas sustancias químicas como sustrato para transformarlas en energía, y en ocasiones, en sustancias menos tóxicas que los compuestos originales (Vázquez y Beltrán, 2004).

Dada la heterogeneidad y complejidad en la composición de los lixiviados, existen parámetros básicos que determinan la elección del sistema de tratamiento. La relación que existe entre la DBO₅ y DQO, define en gran medida la biodegradabilidad del lixiviado. A un lixiviado pobre en biodegradabilidad, cuando la relación o índice de biodegradabilidad (DBO₅/DQO) está dentro de un rango de 0 a 0.17, se le denomina lixiviado nuevo o estabilizado y su biodegradabilidad será difícil. Por el contrario, cuando el índice de biodegradabilidad es superior a 0.3, se considera que el lixiviado es biodegradable y es conocido como lixiviado nuevo (típicamente menor a dos años de edad). Así, para este tipo de lixiviado, es aplicable un tratamiento biológico para su estabilización (Deng y Englehardt, 2006; Luna *et al.*, 2007; Nájera *et al.*, 2009).

1.8 Planteamiento del problema

El almacenamiento de residuos sólidos en vertederos controlados ha permitido un gran avance en la protección del ambiente. No obstante, ha generado un problema por la generación de lixiviados, que son de difícil tratamiento por medios convencionales (Jiménez, 2004).

Tchobanoglous *et al.*, (1998) mencionan que la gestión de lixiviados es clave para la eliminación del potencial nocivo de un vertedero para contaminar acuíferos subterráneos. Estos autores recomiendan el uso de varias alternativas para controlar los lixiviados generados, como lo son 1) reciclaje, 2) evaporación, 3) tratamiento seguido por evacuación, y 4) descarga a los sistemas municipales para la recolección de aguas residuales (Laines *et al.*, 2008). La selección del proceso de tratamiento de lixiviados es una tarea compleja, debido a la carga de contaminantes que este líquido puede presentar (Logsdon *et al.*, 2002). El impacto sobre las aguas puede ser provocado por el vertido directo a los cauces. Esto origina un enriquecimiento de nutrientes de las aguas (nitrógeno, fósforo, entre otros), lo que desencadena la eutrofización, esto es, proliferación de algas y otros microorganismos. Ello provoca el aumento de la carga orgánica de las aguas y una disminución del oxígeno disponible, reduce la calidad del agua y elimina plantas y animales acuáticos. Otro problema generado es la pérdida de la calidad de las aguas para el consumo humano, fundamentalmente, aumenta la cantidad de nitratos que origina problemas sanitarios (Vargas, 2011).

La problemática actual en México reside en que no se cuenta con suficientes sitios de disposición final adecuados. El informe de la SEMARNAT¹ en materia de sitios de disposición para los residuos sólidos (2012), menciona que, hasta 2011, solo se contó con 20 rellenos de tierra controlados y el 90 % se encontraron en las zonas metropolitanas de Puebla, Nuevo León, Guanajuato y Tamaulipas, mientras que el Distrito Federal y Aguascalientes contaron con rellenos sanitarios completos. La falta de sitios controlados de residuos en gran parte del país origina que los tratamientos de lixiviados sean escasos. Se reportan casos como

¹ aap1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_12/07_residuos/cap2_1.html (SEMARNAT, 2012).

Tuxtla Gutiérrez Chiapas por ensayos de coagulación y flotación (Nájera *et al.*, 2009); Mérida, Yucatán por tratamientos de coagulación-floculación, flotación, adsorción y oxidación Fenton (Méndez *et al.*, 2009), de alto costo. En el estado Nayarit no se cuenta con relleno sanitario, mucho menos de tratamiento de lixiviados, por parte del servicio de aseo público municipal. La implementación de tecnologías de biorremediación podría ser una solución de bajo costo pero eficiente para dicho problema. Sin embargo, para poder diseñar la estrategia de biorremediación es necesario conocer los componentes físico-químicos del lixiviado de los residuos sólidos de manejo especial.

1.9 Justificación

Actualmente, la población en la ciudad de Tepic es de 380,249 habitantes. La generación per cápita de residuos es de 1.09 kg-día, de donde se genera un total de 414.47 toneladas diarias de RSU. En el 2012, se realizó un estudio de caracterización física de los RSU en el tiradero "El Iztete" (con 30 año de antigüedad), y se determinó la presencia del 28.82 % de residuos recuperables y 37.03% de residuos orgánicos lo que representó 155.68 toneladas del total diario generado de RSU (Ibarra y Rentería, 2012). Los residuos orgánicos tienen un alto contenido de humedad y añadiendo las precipitaciones pluviales, los residuos en descomposición generan lixiviados. Por lo que, la formación de lixiviados en un vertedero de residuos sólidos es inevitable. Los lixiviados contienen diversas sustancias o compuestos que son contaminantes si no son gestionados adecuadamente (Chianese *et al.*, 1999; Neczaj *et al.*, 2005). Los lixiviados presentan altos niveles de DQO, DBO₅ y metales, lo que indica un alto potencial de contaminación y se ve reflejado en la muerte de flora y fauna. Actualmente, no existe una norma para identificar los límites permisibles de descarga de contaminantes en los lixiviados. Sin embargo, de acuerdo a la NOM-001-SEMARNAT-1996, los límites máximos permisibles de descarga de contaminantes en aguas residuales como DQO, DBO₅ y metales, se encuentran en los siguientes rangos: 100 mg/l – DQO, 200 mg/l – DBO₅, 0.1 mg/l – As, 0.1 mg/l – Cd, 4 mg/l – Cu, 0.005 mg/l – Hg, 2 mg/l – Ni, 0.2 mg/l – Pb, entre otros. Por lo tanto, se consideran altamente contaminantes y su contacto incontrolado con el ambiente puede generar graves problemas en las tres matrices ambientales, principalmente en las aguas superficiales y subterráneas. Debido a todo lo anterior, para proponer estrategias de remediación, es necesario conocer la composición

físico-química y microbiológica de los lixiviados e identificar los posibles contaminantes. Además, gracias a las ventajas de la biorremediación, es posible proponer una tecnología a base de la composta para disminuir la contaminación biodegradable; lo que es el propósito del presente trabajo.

1.10 Hipótesis

Los lixiviados de residuos de manejo especial presentan una alta biodegradabilidad.

2. OBJETIVOS Y ALCANCE DEL TRABAJO

2.1 Objetivo general

Diseñar un biofiltro como alternativa tecnológica de biorremediación, para el tratamiento de lixiviados de residuos de manejo especial.

2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar físicamente los residuos sólidos de manejo especial y la naturaleza de los lixiviados que se generan a partir de estos.
- Comparar las características físicas (pH, turbidez, sólidos suspendidos, conductividad electrolítica), químicas (Ni, Cd, Cu, Hg, Fe, Pb y As, DQO, DBO₅), coliformes totales y el índice de biodegradabilidad DBO₅/DQO de los lixiviados de residuos de manejo especial generados en una época del año (estiaje), antes y después de ser tratados en un biofiltro de composta.
- Determinar la capacidad de biorremediación del biofiltro de composta a partir de bagazo de caña.

3. MATERIAL Y MÉTODOS

El estudio, como se muestra en la Figura 3.1, es de tipo transversal, descriptivo/analítico y comparativo, el cual se desarrolló en tres etapas. Para el desarrollo de este trabajo se eligió como material de evaluación el caso de estudio REDESO. Lo anterior, dado que REDESO es una empresa dedicada a la recolección de residuos de manejo especial de centros comerciales y tiendas departamentales. La empresa se encuentra ubicada en Tepic, Nayarit-México, en la parte occidental de la ciudad, con coordenadas geográficas 21°29'3.58" latitud norte y 104°50'32.48" longitud oeste (ver Anexo A).

Primera Etapa. La primera etapa del estudio, fue la investigación de campo la cual se realizó para 26 establecimientos comerciales, a los que REDESO da servicio de recolección de residuos. Del total de establecimientos, trece fueron restaurantes, un banco, dos pizzerías y un hotel. Los establecimientos antes mencionados se descartaron, debido a que el 87.5 % de sus residuos que generan correspondían a materia orgánica (información proporcionada por REDESO). Por lo tanto, la investigación de campo se redujo de 26 a 9 establecimientos (macro-negocios), donde su actividad económica es comercial y de servicio con un tamaño del establecimiento con personal conformado por más de 100 individuos.

Posteriormente, se caracterizaron físico-químicamente los residuos sólidos de los 9 establecimientos de la muestra de estudio por separado. Se empleó la normatividad vigente (NMX-AA-015-1985, NMX-AA-19-1985). La caracterización química se realizó según la normatividad correspondiente: NMX-AA-16-1984, Determinación de humedad; NMX-AA-25-1984, Determinación de pH; NMX-AA-18-1984, Determinación de cenizas; NMX-AA-21-1985, Determinación de materia orgánica (SECOFI, 1985).

Segunda Etapa. Se ejecutó el muestreo y caracterización de los lixiviados. En este estudio se trabajó con dos tipos de lixiviados. Los lixiviados de residuos de manejo especial fueron etiquetados como: lixiviados viejos a los que tenía dentro de la empresa REDESO, con dos años de almacenamiento como (L_{RMEN}^v) y lixiviados nuevos, a los que contaron con dos días de almacenamiento (L_{RMEN}ⁿ). Posteriormente, se tomó L_{RMEN}ⁿ para su evaluación y

¹ Fecha de muestreo 24 de junio de 2013

caracterización utilizando un biofiltro de composta, como tratamiento vía biorremediación³.

El procedimiento para la caracterización físico-química de los lixiviados consistió en: **1)** la recolección de lixiviado, donde la toma de muestra se hizo en envases de polietileno de alta densidad (el material se lavó conforme al protocolo de la PROY-NMX-AA-028/1-SCFI-2008) con volumen de un litro. La muestra se tomó directamente del camión recolector donde se forma el escurrimiento, dado que no existen pozos de monitoreo en donde se pueda extraer el lixiviado directamente de REDESO. Posterior al muestreo, los lixiviados se almacenaron en el laboratorio, en refrigeración a 4 °C. Antes de caracterizar a los lixiviados, fue necesaria la dilución de estos, debido a la concentración de contaminantes, para lo cual se utilizó agua destilada (AD), lo anterior eliminó sólidos gruesos y material suspendido. **2)** Se evaluó una dilución con una relación 1:9 (v/v) lixiviado + AD y se realizaron las determinaciones correspondientes; pH (NMX-AA-25-1984, método potenciométrico), turbidez (HACH 2013, Método absorptimétrico), Conductividad (APHA-AWWA-WEF 2005, método electrométrico), Carbono Orgánico Total por el método directo (HACH, 2013), Demanda Química de Oxígeno por el Método de digestión de reactor (HACH, 2013), Demanda Bioquímica de Oxígeno (PROY-NMX-AA-028/1-SCFI-2008, Método de prueba), sólidos suspendidos por el método fotométrico (HACH, 2013), Digestión de lixiviados (EPA Method 3015 Microwave assisted acid digestion of aqueous samples and extracts), Coliformes Totales (NOM-112-SSA1-1994, Número más probable) y metales (EPA Method 6010C, inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry y por EAA).

Tercera Etapa. Consistió en el diseño y evaluación del biofiltro, en el cual se estudió el tratamiento por biorremediación. Para esta etapa se establecieron los siguientes criterios: **1)** condiciones del material filtrante (material y espesor); **2)** ensayos con diferentes volúmenes de lixiviado, para conocer la cantidad de volumen que era capaz de tolerar el material filtrante y la resistencia del material del biofiltro (Delgadillo, 2014). Los volúmenes adicionados al biofiltro fueron de 2.5, 3.5, 12 y 7 l (se decidió manejar estos volúmenes a prueba y error, posteriormente se corroboró con cálculos la resistencia del material del biofiltro y del medio filtrante), durante los meses de febrero, marzo, abril y julio de 2014, respectivamente, cabe

³ Fecha de muestreo 14 de febrero de 2014.

mencionar que el lixiviado se adicionó sin diluir. 3) Una vez encontrado el volumen adecuado con respecto a la resistencia del material del biofiltro, el lixiviado se caracterizó como se señala en la etapa dos; 4) El lixiviado se hizo pasar a través del biofiltro cinco veces (cinco días de tiempo de retención) aplicando recirculación; 5) El lixiviado se caracterizó después de recibir el tratamiento en el biofiltro. En esta misma etapa, después de conocer el comportamiento experimental, se investigó el modelo matemático que fuera el más adecuado para representar los fenómenos ocurridos en el biofiltro.

□ Caracterización física de los BME

□ Muestreo y caracterización físico-química de los residuos

□ Evaluación del comportamiento del biolixiviado

1.3. SEPTIC EXPERIMENTUM

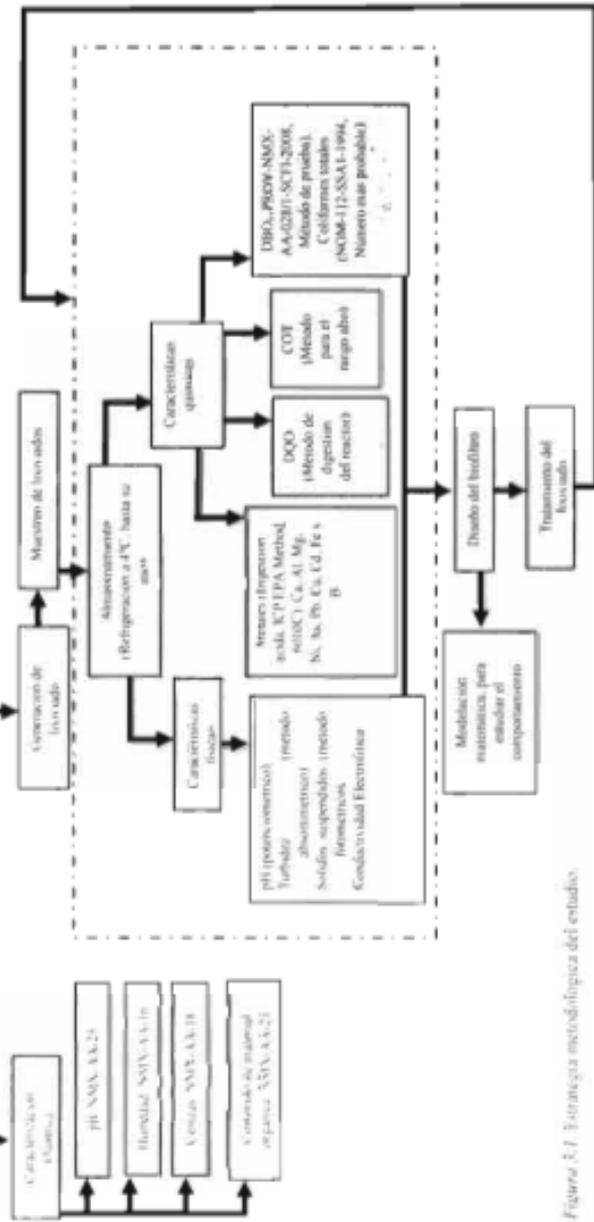


Figura 3.1. Estrategia metodológica del estudio.

3.1 Caracterización física de los RME (Etapa 1)

Se ejecutaron los procedimientos requeridos en esta etapa de acuerdo con las Normas Mexicanas en materia de Residuos, que establece la SEMARNAT en el DOF.

La caracterización física de los RME, se realizó bajo la norma NMX-AA-015. Como primer paso, se vació el contenido de residuos del camión recolector para formar un cúmulo sobre un área plana horizontal de 4 m x 4 m de cemento pulido o similar y bajo techo (Figura 3.2). Enseguida, la pila de residuos sólidos se traspaleó con pala y/o bieldo, hasta homogeneizarlos. A continuación, se dividió en cuatro partes iguales denominadas A, B, C y D; luego, se eliminaron las partes opuestas A y C o B y D (Anexo B). Se repitió esta operación hasta dejar un mínimo de 50 kg de residuos sólidos, con los cuales se hizo la selección de subproductos (Anexo C). De las partes eliminadas del primer cuarteo, se tomaron 10 kg aproximadamente de residuos orgánicos para los análisis del laboratorio físicos y químicos. Con el resto se determinó el peso volumétrico de los residuos sólidos "in situ" (Anexo D). Por último, la muestra obtenida para los análisis físicos y químicos se trasladó al laboratorio en bolsas de polietileno debidamente selladas e identificadas, evitando quedar expuestas al sol durante su transporte. El tiempo máximo de transporte de la muestra al laboratorio, no excedió de 8 h (Anexo E).



Figura 3.2. Pasos para la caracterización física de los residuos sólidos.

1- Se dispuso de un área de 4 m x 4 m, se delimitaron los cuatro cuadrantes. 2- Se depositaron los residuos sobre el área. 3- Se realizó la operación correspondiente, por medio de la eliminación de los cuadrantes, hasta dejar una cantidad entre 50 kg y 100 kg aproximadamente de residuos. 4- Posteriormente se clasificaron los materiales por medio de la norma NMX-AA-22-1985. 5- Se determinó el peso volumétrico de los residuos. 6- Se continuó con la clasificación de subproductos.

3.2 Muestreo y caracterización físico-química de lixiviados (Etapa 2)

En esta sección se describen los dos procesos que incluye esta fase de la etapa dos. Las cuales consistieron en 1) Muestreo y dilución de los lixiviados y, 2) caracterización físico-química de los mismos.

3.2.1 Muestreo y dilución de los lixiviados.

Se realizaron tres muestreos de lixiviados, los cuales correspondieron a diferentes épocas del año: 1) 14 de febrero de 2014, 2) 24 de junio de 2014. Las muestras fueron recolectadas en recipientes de polietileno de alta densidad con volumen de un litro (Figura 3.3).



Figura 3.3 Muestreo de lixiviados.

Posterior al muestreo los lixiviados fueron almacenados en el laboratorio para su análisis (Figura 3.4).

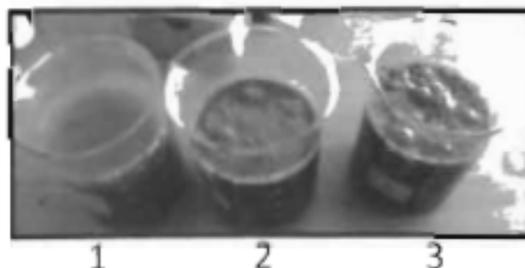


Figura 3.4 Lixiviados antes de la caracterización físico-química
14 feb 14, 24 jun 14, 14 ago 14.

3.2.2 Dilución de lixiviados

Se evaluó una dilución con una relación 1:9 (v/v) lixiviado + AD (Figura 3.5). Por otro lado, se estableció no diluir el lixiviado para comparar la concentración inicial y final de materia orgánica e identificar la capacidad de remoción en el biofiltro.

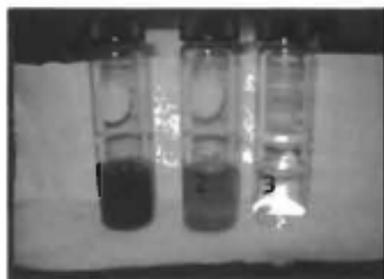


Figura 3.5. Lixiviados diluidos
 1-Lixiviado sin diluir, 2-Lixiviado primera dilución, 3-Lixiviado tercera dilución.

3.2.3 Caracterización físico-química

Los lixiviados, antes de ser depositados en el biofiltro para su tratamiento, se caracterizaron físico-químicamente, de acuerdo a los parámetros y los métodos enlistados en la Tabla 3.1.

Tabla 3.1. Parámetros utilizados en la caracterización físico-química del lixiviado

Parámetro	Método	Referencia
<i>pH</i>	Potenciométrico	NMX-AA-25-1984
<i>Turbidez</i>	Método absorptométrico	HACH (2013)
<i>Sólidos suspendidos</i>	Método fotométrico	HACH (2013)
<i>Potencial Z</i>	Equipo Zetasizer Nano-ZS de Malvern	---
<i>Tamaño de partícula</i>	Equipo Zetasizer Nano-ZS de Malvern	---
<i>Conductividad electrolítica</i>	Método electrométrico	APHA-AWWA-WEF (2005)
<i>Densidad</i>	---	---
<i>COT</i>	Método directo	HACH (2013)
<i>DQO</i>	Método digestión de reactor	HACH (2013)
<i>Nitrógeno amoniacal</i>	Subclorato-High Range, Test N tube	HACH (2013)
<i>Nitrógeno inorgánico</i>	Reducción de trichloro de titanio	HACH (2013)
<i>Nitrógeno total</i>	Método de digestión de Persulfato	HACH (2013)
<i>Nitrógeno Kjeldahl</i>	---	---

TRATAMIENTO DE LIXIVIADOS PROVENIENTES DE RESIDUOS DE MANEJO ESPECIAL
 APLICANDO LA BIORREMEDIACIÓN

DBO ₅	Método de prueba	PROY-NMX-AA-028/1-SCFI-2008
Relación DBO ₅ /DQO
Metales	EAA ICP	NMX-AA-051-SCFI-2001. Método 3051A-EPA, 3015A-EPA, 6010C-EPA

Fuente: propia

A continuación se describe la forma en que se desarrollan estos métodos.

pH. La determinación del pH, se realizó por medio del potenciómetro sensION™+ Portable Meter. Se calibró el potenciómetro con tres soluciones buffer de 4, 7 y 10, respectivamente. Una vez calibrado, se vaciaron 20 ml de lixiviado en un vaso de precipitado. Enseguida, se enjuagó la sonda de pH con AD y se secó con un pañuelo. Finalmente, se introdujo la sonda en la muestra de lixiviado y se registró el dato.

Turbidez y sólidos suspendidos. La turbidez se determinó a partir del colorímetro HACH DR/890, por el método absorbitométrico (# de programa 745) y los sólidos suspendidos se determinaron con el mismo equipo por medio del método fotométrico (# de programa 630). Como primer paso, se llenaron dos celdas una con lixiviados y la otra con un blanco (AD). Posteriormente, se encendió el colorímetro HACH DR/890 y se introdujo el blanco para calibrarlo. Finalmente, se introdujeron las muestras de lixiviado y se registraron los datos para ambos parámetros.

Tamaño de partícula y potencial Z. Para determinar cada parámetro el equipo contaba con dos celdas. En el tamaño de partícula se utilizaron celdas de cuarzo y para el potencial Z se emplearon celdas capilares compuestas por electrodos de oro (Figura 3.6).

El tamaño de partícula, se llevó a cabo bajo un proceso llamado "Dispersión de Luz Dinámica" (Dynamic Light Scattering) en el equipo Zetasizer Nano-ZS de Malvern. Como primer paso, la celda de cuarzo se enjuagó con etanol absoluto. Posteriormente, se llenó la celda de cuarzo con las muestras de lixiviado (Figura 3.6a). Finalmente, se introdujo al Zetasizer Nano-ZS y por medio del software del equipo se determinó el tamaño de partícula.

El potencial Z, se llevó a cabo bajo un proceso llamado "Laser Doppler Microelectrophoresis", en el equipo Zetasizer Nano-ZS de Malvern. Como primer paso, la celda capilar se enjuagó con lixiviado. Posteriormente, se llenó la celda capilar con la muestra

de lixiviado (Figura 3.6b). Finalmente, Se introdujo al Zetasizer Nano-ZS y por medio del software del equipo se determinó el potencial Z.



Figura 3.6. Celdas para la determinación de tamaño de partícula y potencial Z.
a) Celdas de cuarzo. b) Celdas capilares, compuesta por electrodos de oro.

Conductividad electrolítica. La conductividad electrolítica se realizó por medio del equipo de medición HACH HQ40d y la sonda de conductividad estándar. Para la medición, se enjuagó la sonda estándar con AD y se secó con un pañuelo. Posteriormente, se introdujo la sonda de conductividad en la muestra de lixiviado y se seleccionó medir.

Densidad. La densidad se determinó en las muestras de lixiviados, por medio de un matraz de aforación marca Pyrex de 10 ml. El matraz se lavó con HCl (1:10). Posteriormente, se enjuagó con AD tres veces. El matraz se pesó en una balanza analítica serie PW MARCA ADAM (precisión ± 0.0001 g) a 25 °C y se registró el dato, como se muestra en la Figura 3.7. Se vertieron las muestras de lixiviado y se registró nuevamente el peso. La densidad se determinó por medio de las ecuaciones 1 y 2.

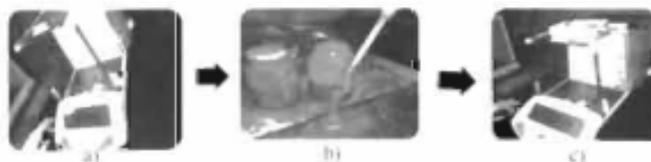


Figura 3.7. Procedimiento para la determinación de la densidad en los lixiviados.
a) Registro del peso del matraz sin muestra. b) Llenado del matraz con el lixiviado. c) Registro del peso del matraz con la muestra.

$$W_{mcm} - W_{mzm} = W_m \quad [1]$$

Donde:

ρ = densidad

W_{mcm} = peso del matraz con muestra

W_{mzm} = peso del matraz sin muestra

W_m = peso de la muestra

V = volumen de la muestra

$$\rho = \frac{W_m}{V} \quad [2]$$

Carbono orgánico total. La determinación de COT se realizó por el método directo de acuerdo con el *PROCEDURES MANUAL* (HACH, 2013), en la tabla 3.2 se muestran los rangos y las concentraciones usadas. El procedimiento se explica en el Anexo F.

Tabla 3.2. Método para determinar COT

Método	Rango	HACH, DR/890	
		Concentración	Reactivos
Directo	10 to 700 mg/l C	20 mg/l	Set de reactivos para Carbono orgánico total (COT). Rango alto, 100-700 mg/l, para 50 pruebas.
Directo	0.0 to 20.0 mg/l C	0.3 mg/l	Set de reactivos para Carbono Orgánico Total (COT). Rango bajo, 50/l

Para lo cual la muestra se introdujo en el reactor DBR 200 marca HACH, a una temperatura entre los 103-105°C (HACH, DR/890 *Colorimeter Procedures Manual: Method 10128, Direct Method. Organic Carbono Total, High Range*, 2013).

Demanda Química de Oxígeno. Se determinó para ambas muestras de lixiviado por medio del método digestión de reactor. El reactor usado fue el DBR 200 marca HACH una temperatura entre los 148 °C-150 °C, en la Tabla 3.3 se muestra el método usado. El procedimiento se explica en el Anexo G.

Tabla 3.3. Método para determinar DQO

Método	Rango	Reactor DR/200- HACH, DR/890		
		Concentración	Aprobación	Reactivos
Digestión de Reactor	200 a 15,000 mg/l	4 mg/l	USEPA	Viales de digestión de DQO, alto rango plus, 200 a 15,000 mg/l DQO, pk/25.

DBO₅. Este procedimiento se describe en el Anexo H.

Relación DBO₅/DQO. Para determinar este parámetro, fue necesario conocer la Demanda Química de Oxígeno, así como la Demanda Bioquímica de Oxígeno. Se calculó a partir de la siguiente ecuación.

$$\text{Relación } \frac{DBO_5}{DQO} = \frac{\text{Demanda Bioquímica de Oxígeno en la muestra}}{\text{Demanda Química de Oxígeno en la muestra}} \quad [3]$$

Nitrógeno amoniacal. El método utilizado para determinar dicho parámetro es el de Salicilato-Rango Alto, Test 'N tube Método 10031 (HACH, 2013). En la tabla 3.4 se muestra el método usado. El procedimiento se explica en el Anexo I.

Tabla 3.4. Método para determinar nitrógeno amoniacal

Reactor DR/200- HACH, DR/890			
Método	Rango	Concentración	Reactivos
Salicilato	0 to 50 mg/l NH ₃ -N	1 mg/l	Set de reactivos de Nitrógeno-Amoniacal de rango alto, Test 'N Tube, 0-50 mg/l, para 50 pruebas de nitrógeno Amoniacal.

Nitrógeno inorgánica. El método utilizado para determinar dicho parámetro es el método de reducción de tricloruro de titanio (método 10021). El método usado se muestra en la Tabla 3.5. El procedimiento se explica en el anexo J.

Tabla 3.5. Método para determinar nitrógeno inorgánico

Reactor DR/200- HACH, DR/890			
Método	Rango	Concentración	Reactivos
Reducción de tricloruro de titanio	0 to 25.0 mg/l N	0.7 mg/l	Set de reactivos de nitrógeno amoniacal, amonio rango bajo, para 50 pruebas. Nitrógeno Total, Set reactivos de pretratamiento para Total, para 50 pruebas de Nitrógeno Total.

Nitrógeno total. El método utilizado para determinar dicho parámetro es el método de digestión de Persulfato -método 10071 (HACH, 2013). El método usado se muestra en la Tabla 3.6. El procedimiento se explica en el Anexo K.

Tabla 3.6. Método para determinar nitrógeno total

Método	DRB 200-HACH, DR/890		Reactivos
	Rango	Concentración	
Digestión de persulfato	0.0 a 25.0 mg/l N	2 mg/l	Set de reactivos de nitrógeno total, Test N Tube, para 50 pruebas de Nitrógeno Total.

Nitrógeno Kjeldahl. Esta determinación se realizó a partir del resultado obtenido en el nitrógeno total (N_T), nitrógeno inorgánico (N_I) y nitrógeno amoniacal (N_A), por medio de la siguiente ecuación.

$$N_A = N_T - N_I - N_A \quad [4]$$

Coliformes totales. Esta determinación se realizó a partir del método de la NOM-112-SSA1-1994-Número más probable. Se tomaron muestras de lixiviado antes y después del tratamiento por biorremediación con composta. Los L_{RME} sin tratamiento y L_{RME} con tratamiento se homogeneizaron por separado y se tomaron 10 ml de cada una, se vertieron en tubos de cultivo con campanas de fermentación (tubos de Durham) en el interior. Estos tubos contenían 10 ml de caldo lactosado. Para ambas pruebas se hicieron cinco repeticiones. Posteriormente, los tubos se incubaron a 37 °C durante 24±2 h y se observó si hubo formación de gas. Paralelamente, se hizo la prueba presuntiva, se agitaron vigorosamente ambas muestras y se diluyeron. Para las diluciones se tomó con una pipeta estéril una alícuota de 1 ml de muestra original (para ambos L_{RME}) y se llevó a un tubo eppendorf que ya contenía 9 ml de una solución salina, donde se obtuvo, de esta manera, una dilución de 10^{-1} ; se agitó el tubo de la dilución 10^{-1} y con una pipeta estéril se tomó una alícuota de 1 ml y se llevó a otro tubo con 9 ml de solución salina para obtener una dilución de 10^{-2} . Se procedió de la misma manera hasta obtener una dilución de 10^{-6} . Se tomaron tubos de fermentación que contenían caldo lactosado, de las diluciones de 10^{-6} para ambos L_{RME} se tomaron alícuotas de 1 ml y 0.1 ml respectivamente. Estos se vertieron en el caldo lactosado de los cuales se hicieron cinco repeticiones. Los tubos se incubaron a 37 °C durante 24 h. Pasadas las 24 h, se verificaron para determinar si hubo formación de gas. Para la expresión de resultados, se tomaron las series de tubos de las pruebas confirmativas de formación de gas después del periodo de incubación y se buscó el NMP en los cuadros correspondientes.

Metales. Para completar el diagnóstico de los lixiviados se realizó un estudio de la presencia de metales. Los lixiviados fueron caracterizados en dos etapas, en la primera etapa la técnica fue espectrofotometría de absorción atómica (EAA), para lo cual se tomaron 45 ml de cada muestra de lixiviado. Para llevarla a digestión, se procedió al realizar la primera parte de la digestión, la cual consistió en agregar 5 ml de H_2SO_4 , 5 ml de H_2O_2 y 5 ml de HCl, en el transcurso de 1 h. Consecutivamente, durante la segunda parte se le adicionaron a cada muestra 5 ml de H_2O_2 y 5 ml de HCl. Finalmente, se agregó solo al lixiviado nuevo, 5 ml de H_2O_2 .

Durante todo el proceso, las muestras se mantuvieron con un mezclado constante de 2 rpm y una temperatura de 165 °C, durante 3 h. Posteriormente, las muestras se filtraron con papel Whatman 40, para retirar partículas suspendidas no digeridas. Se prepararon las soluciones estándar para los metales: Cd, Cu, Fe, Hg, Pb y Ni. Posteriormente, se hizo la curva de calibración con las siguientes concentraciones: 0.1, 0.3, 0.7 y 1 mg/l, para todos los metales. Ambas muestras se llevaron al equipo de espectrofotometría de absorción atómica marca BGB 932plus, de acuerdo al método especificado en la NMX-AA-051-SCFI-2001.

En la segunda etapa para la determinación de metales, la variación para realizar la determinación fue el método usado, ya que se realizó bajo la metodología de las norma EPA 6010C, mediante el equipo de ICP. Los pasos que se siguieron, fueron: 1) se pesaron las muestras sólidas y se midió el volumen de las muestras líquidas; 2) se digirieron como marcan las normas EPA; 3) se ajustó la temperatura y presión en el equipo de microondas; 4) después de haber sido digeridas, se filtraron y posteriormente, se centrifugaron para retirar las partículas sólidas que no alcanzaron a digerirse; 5) todas las muestras se almacenaron a 4 °C, hasta su uso; 6) se determinaron los metales tanto en las muestras líquidas, como en las sólidas en el equipo de ICP-Optima 83000 ICP-CES Spectrometer (Figura 3.8). Los diagramas de flujo se muestran en el Anexo L. Se prepararon las soluciones estándar para los metales, con una solución multiparamétrica que contenía los metales a analizar (Cd, Cu, Fe, Hg, Pb, Ni, Na, Ca, B y Al). Posteriormente, se ajustó la curva de calibración con la solución a las siguientes concentraciones: 20, 40, 60, 80 y 100 ppm, respectivamente.



Figura 1.A. Procedimiento para la determinación de metales por ICP

1- Se prepararon las muestras de lixiviados para su digestión, 2- se digirieron las muestras con el equipo Microwave reaction system solv. Amor par y se ajustó la rampa de temperatura y presión, 3- unas muestras se filtraron con microfiltro de PP de 0.2 μm y las otras se centrifugaron con la Centrifuge 5804 R, Eppendorf, 4- posteriormente, la muestras se almacenaron a 4 $^{\circ}\text{C}$, hasta su posterior uso, 5- se determinaron los metales pesados, con el Optima 8300 ICP-OES Spectrometer.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Caracterización física-química de los RME

La generación promedio de residuos de manejo especial fue poco menos de cuatro mil kg/día (Tabla 4.1), lo que es congruente con lo reportado en otros estudios, sobre la generación de residuos en establecimientos comerciales.

Tabla 4.1. Generación promedio de RME de establecimientos comerciales

Mes 2013	Total recolectado (kg)	Días recolectados	Generación promedio por día (kg)	Generación promedio por día por comercio (kg)
Marzo	25,929.96	7	3,704.28	142.47
Abril	26,779.97	7	3,825.71	147.14
Total		14		

Fuente: Datos propios, Formato: Garduño *et al.*, 2012

La materia orgánica fue el residuo de mayor contribución (Figura 4.1). Constituyó un 43.09 %, seguido del papel impreso con un 11 %. Como se mencionó en capítulos anteriores, este material representa uno de los principales generadores de lixiviados debido a la descomposición. Con estas cantidades de materia orgánica, se generan aproximadamente 595 l de lixiviados diarios, con características contaminantes. Los centros comerciales representan un potencial elevado en cuanto a la generación de residuos alimenticios, esto en consecuencia de una mala planeación de sus ventas. De acuerdo al estudio realizado por Garduño (2012), en Mexicali B. C., en el sector comercial se genera 36.8 % de residuos orgánicos putrescibles. Los resultados de la investigación no difieren con los resultados expuestos por Norris (1997), en el estudio de generación de Quebec, con un 40 % de materia orgánica.

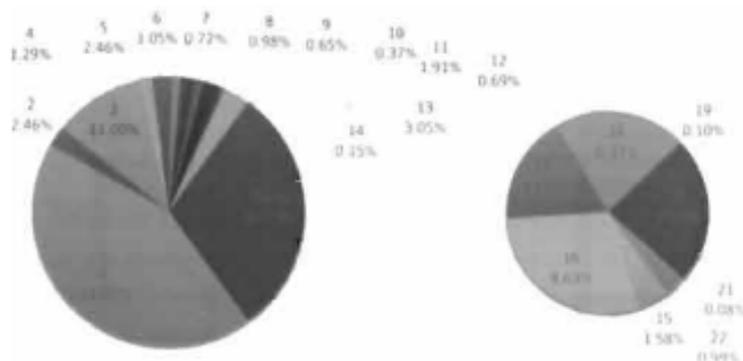


Figura 4.1. Porcentaje de la composición física de los RMI.

1- Materia orgánica; 2- Carbón; 3- Papel impreso; 4- Papel bond; 5- Otros de celulosa (papel encerado, desechables); 6- Acero de celulosa; 7- Tetrapak; 8- Multicapas; 9- Metal ferroso; 10- Metal no ferroso; 11- PET; 12- PEAD; 13- PEBD; 14- PP; 15- Policloruro; 16- Sanitarios; 17- Otros restos; 18- Otros plásticos; 19- Textiles; 20- Madera; 21- Electrónicos; 22- Vidrio.

De acuerdo con los estudios de caracterización física realizados en la ciudad de Tepic en 2012, para conocer la composición de los RSI, se determinó que las estrategias más prometedoras para mejorar la gestión de los residuos sólidos se han identificado como la minimización de la cantidad de los residuos sólidos generados y la maximización del reciclaje de los mismos, así como la recuperación de recursos. Esto por medio de la implementación de recolección adecuada, una planta de transferencia (separación y recuperación de materiales) y un relleno sanitario con las especificaciones de la NOM-083 (Ibarra y Rentería, 2012). La última estrategia incluye el compostaje con lo que se coincidió con Mbuligwe, (2002). Los residuos orgánicos son la fuente principal para la producción de composta, y el material de mayor generación en los RMI. De acuerdo a la caracterización realizada en los centros comerciales de la ciudad de Tepic, se concluye que estos residuos pueden ser base de compostaje, con un costo de producción entre \$100.00 y \$400.00 por tonelada siempre y cuando la producción sea igual o mayor a 4,000 toneladas.

Tabla 4.2. Composición química de la materia orgánica de los RME

Determinación ^a	Semana marzo 2013	Semana abril 2013
pH	4.13±0.74	4.28±0.63
Humedad	62.91±0.10	65.64±6.06
Cenizas	2.58±0.93	3.25±1.62
C/N	14.75±4.22	13.47±6.8
Materia Orgánica	25.43±7.29	23.25±10.95

Con respecto a la caracterización físico-química de los residuos orgánicos, procedentes de los RME (Tabla 4.2), el contenido de humedad de las muestras analizadas están entre el 62.91 % y el 65.64 %. Los datos que proporcionan Tchobanoglous *et al.*, (1998) para el contenido de humedad en materia orgánica procedente de comercios, está entre 38.8 % – 78.7 %, según el tipo de mezcla (por ejemplo, en la muestra se mezclaron restos de frutas, residuos de comida y algo de carne procesada). El rango de cenizas que presenta el autor es de 4.2 % - 4.9 %, en cuanto a restos alimenticios pero sin mezclar; el resultado que se muestra en la tabla anterior, es menor al rango, esto debido a que las muestras presentaban una mezcla homogénea. La relación C/N es un parámetro determinante, ya que nos indica la cantidad de nutrientes que tienen disponibles los microorganismos para la descomposición de la materia orgánica. El proceso de fermentación de materia orgánica procedente de residuos sólidos realizado correctamente tiene un índice C/N en la masa fermentable entre 25 % y 35 %. Cuando disminuye entre 12 % y 18 % indica que ha iniciado el proceso de fermentación, por lo tanto, la relación C/N encontrada en este estudio se encuentra dentro del proceso de fermentación. Sin embargo, presentó características aptas para pasar a un proceso de compostaje, presentó un contenido de materia orgánica entre el 23.25 % a 25.43 % y una relación C/N entre el 13.47 %. Una parte primordial de este trabajo, es la implementación de un biofiltro, cuyos medios filtrantes son composta, misma que puede ser un subproducto de la gestión de los RME.

Buenrostro en el 2013, realizó un estudio para la determinación de parámetros químicos de un vertedero clausurado; donde, los resultados del pH mostraron un comportamiento predominantemente ácido (8.04 a 8.06), esto para residuos enterrados desde hacía 20 años;

^a La variación de intervalos de error estadístico en la caracterización química de los residuos orgánicos de manejo especial, dependieron de la procedencia del centro comercial

con excepción de los residuos de 10 años, ya que mostró un pH de 5.87. La humedad registró valores promedio de 31 a 51%. El contenido de cenizas promedio fue de 26.8% (para residuos de 20 años) y de 49.4% (para residuos de 10 años).

4.2 Caracterización físico-química los LAME (24 de junio de 2013)

La caracterización físico-química de los LAME del 24 de junio de 2013 (Tabla 4.3), proporcionó las características típicas de un lixiviado, de acuerdo a lo reportado por diferentes autores.

Tabla 4.3. Características físico-químicas de los lixiviados en la primera etapa de muestreo

PARÁMETRO	LAME (2 años)	LAME (2 días)	Autores***
pH*	3.79±0.01	7.81±0.01	5.08 a 8.05
Turbidez (UNT)*	174.2±2	7200±2	1749±5
Sólidos suspendidos* (mg/l)	195±18.2	4,850±18.2	---
Tamaño de partícula* (nm)	560±76	1253±3 191.1± 20 30.8	---
pZ (mV)	-24.5	-18.2	---
Densidad (g/ml)**	1.0102 ± 0.0001	1.0225± 4.000%	---
Conductividad electrolítica (mS/cm)	4.78	16.26	26-150
DQO* (mg/l)	581.5±18	6407.5±18	100- 70, 600
COT* (mg/l)	98±8	3163.3±8	185-9890
Fe (mg/l)	3.59	35.08	5-1500
Cu (mg/l)	2.90	8.89	0.05-0.386
Hg (mg/l)	0	0	0-0.2
Ni (mg/l)	0.52	0.17	0-13
Cd (mg/l)	1.005	0.368	0-0.05
Pb (mg/l)	1.96	0.27	0-12
NH ₄ -N* (mg/l)	3±5	50 ±5	0.2-13,000

Inorg. N* (mg/l)	1.65	57.75	13-5,000
Total N (mg/l)	12.8±0.5	490±0.5	---
Kjeldahl N (mg/l)	8.15	382.25	5-13,000

*En un único laboratorio, usando una solución estándar para cada determinación con el instrumento, un solo operador obtiene una desviación estándar para cada prueba (precisión del equipo).

**Sensibilidad del equipo de pesado.

--- No se encontraron rangos reportados

***Autores: EPA, 1995; Lo I, 1996; Tabet *et al.*, 2002; Kjeldsen *et al.*, 2002; Tatsi *et al.*, 2003; Ziyang y Youcai, 2007; Renou *et al.*, 2008; Lou *et al.*, 2009.

pH. El pH de los lixiviados se encontró en el rango de 5.08 a 8.05, según Renou *et al.*, (2008) esto es debido a la actividad biológica dentro de los lixiviados. Es bien conocido que el pH tiene gran influencia sobre el crecimiento de microorganismos y su actividad; a valores de pH de 5.5 la actividad de las bacterias es baja y esta actividad aumenta a medida que las condiciones son neutras (Fassbender, 1975). Comparados con los resultados que se obtuvieron en el presente trabajo, el L_{REMEDI} resultó con menor pH, la causa probable es porque la edad de los lixiviados es de más de 2 años y por lo tanto la actividad biológica puede haber disminuido a consecuencia de la disminución en la concentración de la materia orgánica.

Sólidos suspendidos. En cuanto a sólidos suspendidos se refiere, Lo (1996) reportó que los lixiviados tomados de residuos domésticos en Hong Kong presentaban más 5,000 mg/l y en Francia reportaron 13 mg/l. (Lo, 1996; Tatsi, *et al.*, 2002). En esta investigación, ambos lixiviados se encontraron dentro del rango reportado por los autores.

Densidad, pZ y tamaño de partícula. La densidad resultó mayor a la del agua, debido a la gran cantidad de materia orgánica que presentaron los lixiviados. En cuanto al pZ² no se han reportado resultados. Sin embargo, de acuerdo con los valores reportados para potencial zeta en una sustancia coloidal, el L_{REMEDI} tiene una ligera estabilidad (-21 a 30 mV) ya que tiene una capacidad media de aglomeración de sólidos suspendidos; el L_{BIOMED} presenta un estado

² Potencial Z es una medida utilizada frecuentemente en la química coloidal. Esta nos indica el potencial necesario para poder penetrar la capa iónica que se encuentra alrededor de una partícula, con la finalidad de desestabilizarla o más. Así podemos decir, que el potencial zeta es considerado un potencial electrostático que hay entre las capas que se encuentran situadas en torno a la partícula.

conocido como comienzo de la aglomeración (-11 a -20 mV) (Aguilar *et al.*, 2002). El tamaño de partícula indica que hay presencia de partículas sólidas, debido a que el tamaño es mayor a 0.1 μm , por lo tanto en este estudio, para ambos lixiviados el tamaño de partícula fue mayor a este valor (Tabla 4.3).

Turbidez. La turbidez de una muestra se ve afectada por las partículas sólidas que se encuentran en ella, especialmente aquellas de tamaño entre 0.1 y 1.0 μm . El proceso de generación de lixiviados trae consigo el material disuelto, por lo que ocasiona que este parámetro sea alto. Lou *et al.*, (2009) estudiaron los lixiviados del vertedero Laogang de Shanghai, y reportaron que sus muestras de lixiviado presentaban una turbidez de $1,749 \pm 5$ NTU (Lou *et al.*, 2009); el L_{RMEN} presentan una turbidez mucho menor a la reportada y el L_{RMEN} de $7,200 \pm 2$ NTU, independientemente de los valores encontrados en las muestras de objeto de estudio en esta investigación, los resultados arrojan que ambos lixiviados contienen una alta concentración de sólidos suspendidos, es por ello que presentan una turbidez alta.

DQO. La DQO es un parámetro usado para medir la materia orgánica presente en el lixiviado, el cual está formado por compuestos orgánicos que pueden ser degradados muy rápidamente por procesos de tratamiento. En este estudio la DQO para los L_{RME} se considera alta. La DQO del L_{RMEN} fue de $6,407.5 \pm 18$ mg/l y de L_{RMEN} fue de 581.5 ± 18 mg/l. En estudios reportados en la bibliografía, se observó que el rango encontrado en lixiviados fue de 100-70,900 mg/l (Tabet *et al.*, 2002; Tatsi *et al.*, 2003; Ziyang y Youcai, 2007). Por lo tanto, la DQO encontrada en los L_{RME} , están dentro de este rango. Sin embargo, los L_{RMEN} presentaron alta carga de materia orgánica disuelta, con una DQO también elevada. La consecuencia que origina una concentración alta de DQO, cuando el líquido contaminado es vertido directamente a las corrientes de agua, es la eutrofización, debido a las transformaciones químicas de la materia orgánica. De donde se concluye que, los L_{RME} pueden ser un factor para alterar el ecosistema por la alta concentración de la DQO.

Es necesario, por tanto, controlar estos parámetros para asegurar una buena calidad de vertido a la vez que se cumple con las normativas legales sin crear alteraciones medioambientales los que pondría en peligro nuestro ecosistema.

COT. En el caso del COT Lou *et al.*, (2009) reportaron que para lixiviados frescos la concentración de COT era de 9.870 mg/l y para lixiviados maduros la concentración era de 182 mg/l. De esta manera, los resultados en este trabajo están por debajo de los reportados por dichos autores (entre 98 ± 83 mg/l para los L_{RMEV} y 163.3 ± 8 mg/l para los L_{RMEs}). La concentración del L_{RMEs}, es mucho menor que la concentración reportada, pero no por ello deja de tener una gran cantidad de sustancias susceptibles a ser oxidadas, ya que el DQO y COT se encontraron elevadas (Tabet *et al.*, 2002; Tatsi *et al.*, 2002; Lou *et al.*, 2009).

Metales. Con respecto a la concentración de metales en lixiviados. La Agencia de Protección al Ambiente (EPA, 1995), reporta distintas concentraciones de metales en los lixiviados, para Fe 2-5,500 mg/l, Hg 0-0.2 mg/l, Ni 0-13 mg/l y Pb 0-12 mg/l. Kjeldsen *et al.*, (2002) mencionan que para el Cu el rango es 0.05-0.348 mg/l; en el caso de este estudio los L_{RME} presentaron una concentración mayor con respecto al resultado de dichos autores. A excepción de Cd, los autores manejan un rango de 0-0.05 mg/l, encontradas en lixiviados. En el presente estudio, es importante destacar que el Cd se encontró en mayor concentración que el rango reportado y sobrepasó los límites máximos permisibles de descarga de aguas residuales señaladas en la NOM-052-ECOL-1993. El Pb también sobrepasa el límite máximo permisible (EPA, 1995; Kjeldsen *et al.*, 2002). Dichos metales son el Cu, Ni, Cd y Hg, y pueden producir inhibición a la microbiota anaerobia a concentraciones menores de 1 mg/l; en este estudio, el Cu en los L_{RMEV} (2.90 mg/l) se encontró por encima de la concentración reportada como dañina. Ahora bien, en el caso del Fe, en concentraciones elevadas puede ser una ventaja en el proceso de tratamiento, dado que en la forma de sulfuro de hierro puede servir como regulador para reducir la toxicidad causada por la aparición de algún metal pesado (Mendoza y López, 2004).

Nitrógeno total, nitrógeno Kjeldahl y nitrógeno amoniacal. El Nitrógeno total es un compuesto crucial para la preservación de la vida en ecosistemas acuáticos. La NOM-001-SEMARNAT-1996, especifica que para aguas residuales este parámetro está dentro del rango 15- 25 mg/l. Cuando se sobrepasa este límite la principal consecuencia es la eutrofización de las aguas y por ende la muerte de especies acuáticas. Los L_{RMEV} presentaron una concentración de nitrógeno total de 12.8 ± 0.5 mg/l que se encuentra dentro del rango establecido por la NOM-001. Sin embargo, el L_{RMEs} tiene una concentración de 490 ± 0.5

mg/l, por lo que sobrepasó este límite. Estudios hechos en lixiviados de China y Francia han reportado que el nitrógeno Kjeldahl tiene un rango de 5-13,000 mg/l. Kjeldsen *et al.*, (2002) reportaron que el rango esperado de nitrógeno amoniacal en lixiviados es de 50-2200 mg/l. En este estudio, la concentración del nitrógeno Kjeldahl de los LRME se encontró dentro del reportado por los autores. En contraste, el nitrógeno amoniacal resultó por debajo del valor. Los resultados anteriores muestran la importancia de contar con vertederos controlados que cumplan con las especificaciones de la NOM-083-SEMARNAT-2003 (Lo I. 1996; Tabet *et al.*, 2002; Kjeldsen *et al.* 2002).

Es importante destacar que entre los LRMEI y LRMEV, se presentan diferencias en los parámetros determinados en este estudio. La diferencia de la turbidez es notable, el LRMEI presentó la más alta, esto debido a que la materia orgánica no ha sido degradada. La turbidez está ligada a la cantidad de sólidos suspendidos, ya que si presenta una alta turbidez, la cantidad de sólidos también es alta, por lo tanto, la concentración de DQO y COT son elevadas; esto junto con una alta densidad debido a la cantidad de sólidos suspendidos y a los tamaños de partículas que presentan dichos sólidos. La diferencia de la concentración de metales en los LRME es notable, se piensa que los factores principales que afectan las concentraciones de metales en los lixiviados son la precipitación y la absorción del suelo, por lo tanto, al infiltrarse los lixiviados en el suelo causa que la concentración disminuya la concentración, ya que se quedan inmovilizados en el suelo, es lo que sucede con los LRMEV (Bozkurt *et al.*, 1999). Los residuos sólidos contienen suelo y materia orgánica. Los residuos orgánicos como las hortalizas pueden ser la fuente de contaminación de metales. Esto debido a que, para su cultivo, son regados con agua que puede estar contaminada con metales. Ello, aunado a su capacidad de acumulación de metales los puede hacer portadores de metales al llegar a los vertederos y ser la causa de las concentraciones de metales observadas en el presente estudio. Ya que el contenido de estos residuos puede variar con la época y los años de uso, podría explicar las diferencias en los contenidos de metales observados entre los diferentes LRME.

5. EVALUACIÓN DEL COMPORTAMIENTO DEL BIOFILTRO

La biofiltración se define como todo proceso biológico utilizado para el control o tratamiento de contaminantes. En la biofiltración los microorganismos son los responsables de la biotransformación de dichos contaminantes. Durante el proceso de biofiltración, la sustancia contaminada, ya sea aire o algún líquido contaminado, pasa a través de algún tipo de material filtrante (Epstein, 1997), que a su vez funge como soporte para el crecimiento de bacterias. Los procesos de biofiltración pueden dar lugar a una descomposición completa de los contaminantes, lo que crea productos no peligrosos (Villén, 2010).

El material común en filtros es carbón activado granular. Sin embargo, es costoso y no muy efectivo para gases con alto contenido de humedad o para efluentes de desechos líquidos. Asimismo, el tiempo y los costos de este tipo de filtros pueden ser muy altos. Además, en un filtro de carbón activado los materiales tóxicos quedan atrapados y se le considera un residuo peligroso (EPA, 1998; Sauri, 2002). Cuando el aire o el agua contaminada pasa a través del filtro, los contaminantes se transfieren desde el líquido o gas contaminado a la fase acuosa del filtro o a la biomasa o materiales filtrantes (EPA, 1998).

De acuerdo con Devigny *et al.* (1999), el uso de la composta como medio filtrante, proporciona alta porosidad, gran capacidad de adsorción para compuestos orgánicos e inorgánicos, buena retención de humedad y la capacidad de mantener altas tasas de degradación. Además de las características antes mencionadas, la composta tiene una alta diversidad microbiana, con poblaciones microbianas mucho mayores que los suelos fértiles y que los suelos perturbados o contaminados (Beffa *et al.*, 1996; Devigny *et al.*, 1999; Sauri, 2002).

La composta puede eliminar más de 90 % de todos los sólidos, el 85 % de aceite y grasa, y entre 82 % y 98 % de metales pesados en aguas residuales. Cuando el biofiltro de composta ya no es eficaz, se puede retirar, se prueba como absno para eliminar adicionalmente otro contaminante. También se buscan otras aplicaciones, tales como cobertura de un relleno (EPA, 1998). En general, hay evidencias sobre el uso de la composta y la adición de composta madura para emplearse de manera exitosa y económica para la limpieza de sitios contaminados (Benoit y Barriso, 1995; Emory y Jaessler, 1997; EPA, 1998). Sin embargo, para determinar si la

composta puede funcionar como biofiltro para biorremediación, debe evaluarse su capacidad de disminución o atenuación de la contaminación. Por lo cual, en este trabajo se propuso el diseño y la evaluación de un biofiltro con las condiciones que se describen más abajo, así como un modelo matemático donde se explica la disminución de contaminantes orgánicos.

5.1 Parámetros de entrada del modelo: dimensión de la fuente, concentración inicial y ecuación del modelo

La altura total del biofiltro fue de 0.64 m, ancho de 0.55 m X 0.36 m. Los medios filtrantes utilizados fueron elaborados a base de composta madura de bagazo de caña y contaron con un espesor de 0.05 m. Una consideración que se hizo para la modelación matemática fue la DQO, donde se determinó su disminución mediante los cálculos propuestos; el valor inicial del lixiviado fue de 7,040 mg/l. Se estimó un tiempo hidráulico de 5 días y un tamaño de poro de 250 μ m. Se observó saturación en el medio filtrante después de la tercera fase. El valor de la concentración al paso del tiempo (C_A) en su dirección vertical, fue la variable a conocer.

5.1.1 Evaluación del diseño

La forma base del diseño del biofiltro fue un biocompostero semiautomático, al cual se le hicieron algunas modificaciones y adaptaciones. El diseño se elaboró en el Área de Ciencias Básicas en Ingenierías (Defgadillo, 2014). El biofiltro fue una adaptación del biocompostero en forma de prisma rectangular, que permitió construirlo a pequeña escala y pudo ser operado intermitentemente (Figura 5.1). Cabe mencionar que el modelo del biocompostero utilizado en este trabajo, está siendo tramitado para el registro de patente.



Figura 5.1. Prototipo del biofiltro de composta.

Las características de los medios filtrantes fueron: se registró un contenido de materia orgánica de $27.13 \pm 6.52\%$ y una relación C/N de 15.7. El bagazo de caña es conocido como agente de volumen y tiene tres finalidades básicas: a) asegurar la generación de calor necesario para el proceso; b) mejorar el balance y la disponibilidad de nutrientes (C/N) para la actividad microbiana y c) aumentar la porosidad de la composta y con esto la aireación y la capacidad de retención de agua (Alexander, 1994; Eweis *et al.*, 1998; Semple *et al.*, 2001; Velasco y Volke 2003). La estrategia de la biorremediación por medio de la utilización de un biofiltro de composta se basó en la adición del lixiviado, donde los contaminantes del mismo son degradados por la microbiota activa dentro del material filtrante. Los volúmenes que se usaron para las pruebas de biorremediación en el biofiltro fueron 2.5, 3.5, 7 y 12 L, respectivamente. Estos se rociaron por medio de un sistema de bombeo, para homogeneizar el riego de la composta. La Figura 5.2: muestra las partes de las cuales está conformado el biofiltro.

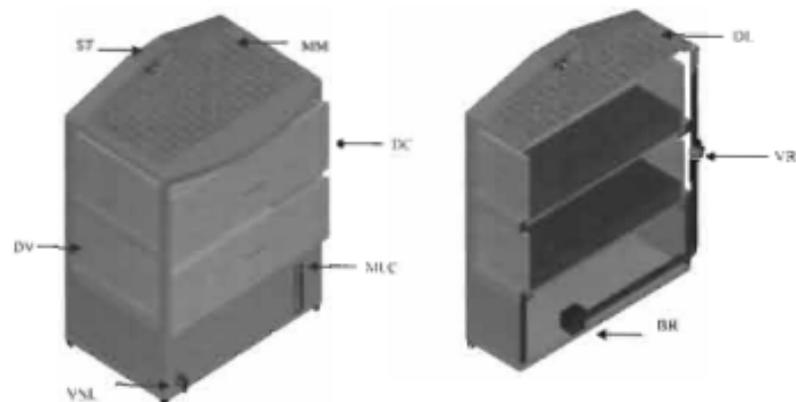


Figura 5.2. Modelo del biofiltro de composta.

ST: sensor de temperatura; MM: malla de metal; DC1: depósito de composta 1; DC2: depósito de composta 2; MLC: medidor del líquido en el contenedor; VSL: válvula de salida de líquido; DL: distribución del líquido; VR: válvula de recirculación; BR: bomba de recirculación; C: Composta. Nota: al diseño se determinaron resistencia de los materiales de la estructura, así como la potencia de la bomba, entre otros parámetros.

El biofiltro se adaptó para remover materia orgánica y los metales encontrados en la etapa 2, por lo cual, se determinó la capacidad de remoción. Para demostrar la eficiencia del biofiltro se consideró:

- Caudal promedio del lixiviado (l/s).
- Concentración inicial del DBO₅ (mg/l).
- Concentración inicial de DQO (mg/l).
- Concentración inicial de sólidos suspendidos (mg/l).
- Coliformes totales iniciales.
- Concentración inicial de Ca, Al, Ni, Cu, Fe y H.

5.1.2 Comportamiento del biofiltro para la modelación matemática

Para describir el comportamiento del biofiltro se denominó al lixiviado adsorbido con un contenido constante de los componentes contaminantes a eliminar, así mismo alimenta a un adsorbente de lecho fijo (composta o material filtrante), dicho fluido se adsorbe

inicialmente en una zona inferior de lecho sólido (composta o material filtrante). A medida que transcurre el tiempo, disminuye la capacidad de adsorción en la zona inferior de la composta. El lixiviado o adsorbato se va ligando al adsorbente en zonas cada vez más altas. Esto equivale a la migración de la zona de transferencia de materia (Mass Transfer Zone, MTZ) con el tiempo. Una vez la MTZ alcanza la zona más alta de la composta, se produce la saturación de la misma (ruptura). La concentración del lixiviado en la salida de la composta equivale entonces a la concentración en la entrada. En la Figura 5.3, se muestra el movimiento del transporte teórico del lixiviado en la composta durante el proceso de biofiltración. Se señalan todas las variables, pero para finalidades del modelo matemático se considera un "modelo simple" como punto de partida (Romero, 1995; Serrano, 2004; Higuera *et al.*, 2009).

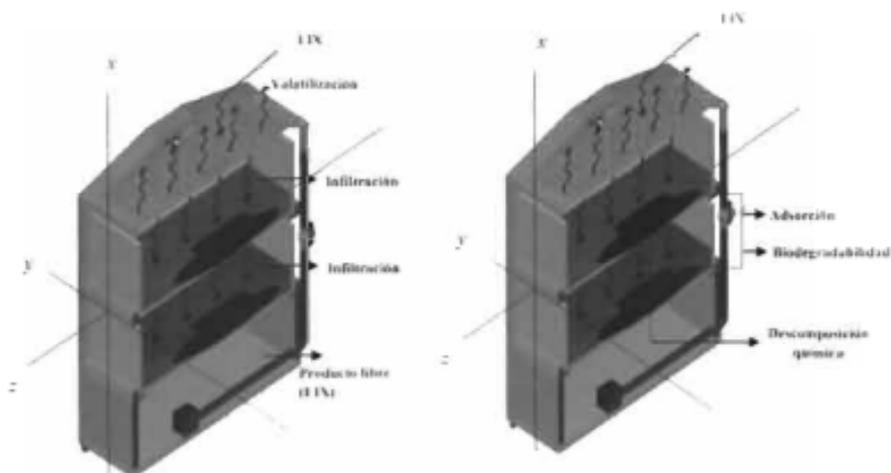


Figura 5.3. Análisis fenomenológico del biofiltro.

Para estudiar el comportamiento del biofiltro, se planteó la ecuación general del proceso de que explica la fenomenología que presenta el lixiviado, durante todo el proceso de biofiltración. Dicha ecuación es la que se muestra a continuación:



Donde los reactivos son composta, lixiviado y oxígeno, y los productos son composta, vapor de agua, lixiviado y otros. La composición de la materia orgánica y, por tanto, los valores de los coeficientes dependen de cada tipo de residuo y de las condiciones del proceso. En este trabajo para el desarrollo del modelo se consideró un biofiltro con soporte orgánico (composta), sobre el cual se forma un medio filtrante en ausencia de una capa líquida en la interfase gas/medios filtrantes. Los principales parámetros de modelación de un biofiltro están basados en la ley de Fick, el coeficiente de difusión de los compuestos y la velocidad de reacción. Como fuente se utilizó un paralelepípedo rectangular. Para el análisis del transporte tridimensional en medios porosos saturados, la ecuación determinística de adsorción-dispersión que describe el transporte de soluto en un medio poroso y fuente finita se expresa como (Eungyu y Hongbin, 2001):

$$\frac{\partial C}{\partial t} - D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - D_y \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - D_z \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} + v \frac{\partial C}{\partial x} + \lambda C = q_v(x, y, z, t) \quad [6]$$

Donde C, Concentración del soluto, kg/m^3 ; t, tiempo, días; D_x , D_y y D_z , coeficientes de difusión principales en las direcciones x, y, z, respectivamente, $\text{m}^2/\text{día}$; v, velocidad del flujo del lixiviado, $\text{m}/\text{día}$; λ , constante de reacción de primer orden o decaimiento, $1/\text{día}$; $q_v(x, y, z, t)$, función volumétrica de la fuente, $\text{kg}/\text{m}^3\text{-día}$. Los coeficientes de difusión que se muestran en la ecuación 6, incluyen los efectos de la difusión molecular (Sudicky *et al.*, 1983; Derwing y Munro, 1997).

El diseño del biofiltro dejará una propuesta sobre un modelo matemático de los mecanismos de la biofiltración, para un trabajo futuro.

Este modelo se propuso bajo las siguientes condiciones de frontera:

- Sistema unidimensional. Movimiento por acción de la gravedad.
- Tiempo de retención de 5 días.
- El fluido es un lixiviado con concentraciones de materia orgánica conocidas iniciales y finales, para el comportamiento teórico y real.
 - ✓ Comportamiento teórico: DQO inicial 10,540 mg/l . DQO final 50 mg/l .

- ✓ Comportamiento real (datos experimentales): DQO inicial 7,040 mg/l. DQO final 4,680 mg/l.

- Es una columna rectangular.
- El espesor del medio filtrante es idéntico con respecto al tamaño de partícula del soporte, porque la composta tuvo las dos funciones, por lo tanto podemos considerar una geometría plana.

Para el cambio de concentración de la materia orgánica en el sistema, y suponiendo que el movimiento del fluido sobre el medio filtrante es unidireccional, es decir, el movimiento observado es el ejercido por acción de la gravedad y va solo en dirección x. De esta manera, en la ecuación 6:

$$-Dy \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} = 0 \quad \text{y} \quad -Dz \frac{\partial^2 C}{\partial z^2} = 0$$

Considerando que la función volumétrica de la fuente, $\text{kg/m}^3\text{-día}$ es cero [$q_v(x, y, z, t) = 0$], obtenemos la ecuación 7.

$$\frac{\partial C}{\partial t} - D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + v \frac{\partial C}{\partial x} + \lambda C = 0 \quad (7)$$

Separando los términos dependientes del tiempo, se obtiene la ecuación 8:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + \lambda C = 0 \quad (8)$$

Se determinaron valores experimentales iniciales y finales de la DQO y se utilizó un valor reportado de coeficiente de difusión de $D_x = 0.2 \text{ m}^2/\text{día}$ (Eungyu y Hongbin, 2001) para un tiempo de retención de cinco días y una velocidad de flujo del lixiviado experimental de $v = 2.304 \text{ m/día}$.

El comportamiento del biofiltro se expresa con la ecuación 9:

$$D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + v \frac{\partial C}{\partial x} + \lambda C = 0 \quad (9)$$

El método de resolución es por medio de ecuaciones lineales homogéneas con coeficientes constantes (Anexo M), donde: am^2 es el cambio de concentración de la DQO del lixiviado al difundirse en el sólido por acción de la gravedad, bm es el cambio de concentración de la DQO del lixiviado en función de la velocidad del líquido y ce^{mx} es la concentración multiplicada por la constante de reacción (λ)⁶, que en este caso, se consideró igual a 1. Las ecuaciones 10 y 11 muestran los términos.

$$a \frac{d^2y}{dx^2} + b \frac{dy}{dx} + cy = 0 \quad [10]$$

$$am^2 e^{mx} + bme^{mx} + ce^{mx} = 0 \quad [11]$$

Resolviendo la ecuación 13, como la ecuación cuadrática tenemos:

$$x = \frac{-b \pm \sqrt{b^2 - 4ac}}{2a}$$

Sustituyendo las constantes

$$m = \frac{-v \pm \sqrt{v^2 - 4Dx\lambda}}{2Dx}$$

Resolviendo para el caso de raíces distintas, tenemos

$$C_A = C_f e^{-kx} + C_f e^{-\lambda x} \quad [12]$$

Se realizó una comparación entre los datos teóricos y los datos experimentales a fin de encontrar una aproximación entre ellos. Cabe mencionar que para graficar los datos teóricos, se realizó un ajuste en el modelo, para lograr el ajuste, se linealizaron los datos por el método de aproximación. Se aplicó la ecuación 12 para describir el comportamiento de la difusividad del lixiviado en el biofiltro al recorrer la distancia que se propuso y el tiempo de retención. En la Figura 5.4, se observa un comportamiento exponencial, que describe tanto el

⁶ Dado que no se consideró un modelo tridimensional, λ es la constante de reacción (solo reacciones químicas), por lo tanto, no incluye la biodegradación de compuestos orgánicos.

comportamiento teórico y real del lixiviado sobre el medio filtrante, donde a medida que transcurre el tiempo y disminuye la distancia del espesor la concentración de DQO disminuye proporcionalmente. La ecuación propuesta en este trabajo es aplicable para los datos experimentales determinados en este estudio. En el Anexo M se muestran los cálculos para los datos graficados.

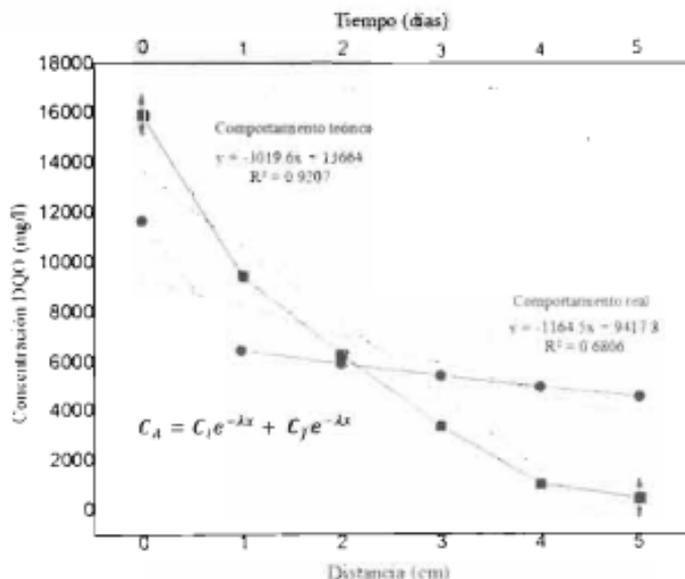


Figura 5.4. Comportamiento teórico y real del lixiviado sobre el medio filtrante.

5.2 Resultados y caracterización del L_{RMSE} antes y después del tratamiento por biorremediación (14 de febrero de 2014)

Después del segundo muestreo, los lixiviados fueron caracterizados antes y después del tratamiento vía biorremediación por composta (Tabla 5.1), para determinar la variabilidad y la funcionalidad del biofiltro diseñado.

Tabla 5.1 Caracterización de los L_{RMSE} antes y después del tratamiento por biorremediación con composta

PARÁMETRO	Lixiviado sin tratamiento	Lixiviado con tratamiento	Autores*
pH	3± 0.01	6± 0.01	5.08 a 8.05
Turbidez (UNT)	6745±2	4200±2	1749±5
Sólidos suspendidos (mg/l)	7,180±18.2	4,330±18.2	8,446-15,980
Conductividad electrolítica (mS/cm)	13.82	15.23	25-350
DBO ₅ (mg/l)	2,031	893.6	20-57,000
DBO ₅ /DQO	0.39		>0.3
DQO (mg/l)	7,040±18	4,680±18	100 - 70, 900
COT (mg/l)	680±8	88±8	182-9,870
Coliformes totales (NMP/100 ml)	1,600	140	---

*Autores: Chian *et al.*, 1977; Tabet *et al.*, 2002; Tatsi *et al.*, 2002; Kjeldsen *et al.*, 2002; Ziyang y Youcai, 2007; Renou *et al.*, 2008; Lou *et al.*, 2009; Ferraz *et al.*, 2014.

Los resultados obtenidos en este trabajo para un lixiviado sin tratamiento durante el primer muestreo se encuentran dentro del rango reportado de 5.08-8.05. Sin embargo, los lixiviados en el segundo muestreo resultaron con un pH inferior al que se manejan en otros trabajos. La posible causa, es la naturaleza de los residuos, debido a esto es imprescindible conocer la composición para determinar el material que origina dicho cambio. Otro factor importante, es el clima y la temporada en que se recolecten las muestras. Los factores internos para que haya variabilidad en el pH es la cantidad de ácidos húmicos y fúlvicos presentes; los lixiviados presentan una coloración de marrón a oscura, esto sugiere fuertemente que existen tales sustancias, lo que origina que se acidifique (Sánchez, 2013). Es importante destacar que

después del tratamiento por vía biorremediación el pH aumentó, concluimos que la composta tuvo la capacidad de neutralizar el líquido.

Con respecto a la DQO, en esta etapa del muestreo fue de 7,040 mg/l, comparada con los autores se encuentra dentro de los rangos reportados (Tabet *et al.*, 2002; Tatsi *et al.*, 2002; Ziyang y Youcai, 2007). Como se muestra en la Figura 5.5, después del tratamiento de biorremediación se observó una disminución del 44 % de DQO. Comparado con un tratamiento por ósmosis la remoción inversa es mucho menor, ya que por este método se ha logrado una disminución de hasta 98 %. La diferencia de la ósmosis inversa y la biorremediación por composta es que la ósmosis es de costo elevado, por la cantidad de energía gastada durante el proceso. En la Tabla 5.2, se observa la capacidad de remoción de DQO de algunos tratamientos, comparada con la biorremediación por composta.

Por otra parte, la cantidad de coliformes totales también disminuye con el tratamiento, sin embargo, se desconoce en este estudio si perecen o quedan atrapados en el medio filtrante (Tabla 5.1).

En esta investigación, los lixiviados presentan una concentración de sólidos suspendidos mayor a la reportada en otros trabajos (Lo, 1996; Tatsi *et al.*, 2002). Los sólidos suspendidos están directamente relacionados con la concentración de materia orgánica presente en la muestra. Es notorio que después de haber tratado los lixiviados por biorremediación, la cantidad de sólidos suspendidos disminuye hasta en un 39 % (Figura 5.5). No obstante, la turbidez inicial fue elevada en los lixiviados ($6,745 \pm 2$ UNT). La concentración inicial y final de DBO₂ del lixiviado de RME fue de 2,031- 893.6 mg/l respectivamente, por lo tanto se determinó una disminución del 56 %. Lo anterior implica que si se aplicara este tratamiento, las concentraciones de DBO en los vertidos hacia los cuerpos de agua serían menores. Por lo tanto, disminuiría en gran medida la posible contaminación que los lixiviados pueden generar, dado que los líquidos son biodegradables como se explica en los párrafos siguientes.

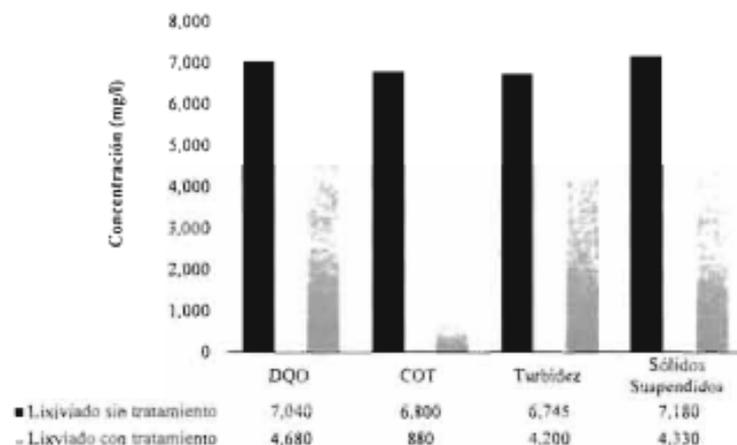


Figura 5.5. Comparación entre los parámetros determinados antes y después del tratamiento por biorremediación¹.

El biofiltro tuvo la capacidad de disminuir compuestos orgánicos en el lixiviado, pero también tuvo la capacidad de disminuir sustancias inorgánicas, como los metales pesados. Respecto a la concentración de metales analizados en los lixiviados, de los metales analizados (Ca, Al, Mg, Ni, As, Pb, Cu, Cd, Fe y B), se determinó una concentración de Ca de 599.84 mg/l; Fe, Al, Ni, Cu y B en rangos de concentraciones aceptables para descarga en cuerpos de agua de acuerdo a la NOM-001-SEMARNAT.1996, mientras que para el Ca, la concentración sobrepasa los límites. La Agencia de Protección al Ambiente (EPA, 1995), reporta rangos de metales encontrados en lixiviados; para Fe de 2-5,500 mg/l, Ni de 0-13 mg/l, en su gran mayoría reporta que las concentraciones de metales en lixiviados son altas y por lo tanto, no aptas para descargas. Kjeldsen *et al.*, (2002) mencionan que para Cu el rango es 0.05-0.348 mg/l. Como se muestra en la Figura 5.6, las concentraciones disminuyen al hacerlas pasar por el biofiltro, se observa que el Fe disminuyó hasta un 96 %, Ca aproximadamente un 25 %, Cu y B hasta el 100 %.

¹ Las unidades de turbidez son en UNT.

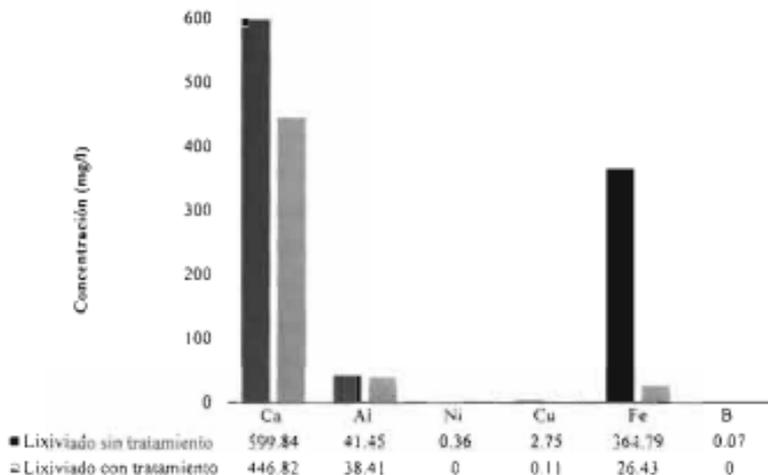


Figura 5.6. Comparación entre metales determinados antes y después del tratamiento por biorremediación

El índice de biodegradabilidad o relación DBO₅/DQO también fue calculado. En términos generales, la biodegradabilidad es una característica de los compuestos orgánicos a ser degradados por actividad de los microorganismos, para la obtención de energía. La degradación de la materia orgánica que contiene el agua residual es relativamente fácil, en comparación a la degradación de aceites y grasas. Lo mismo sucede con los lixiviados, la biodegradabilidad de dicho líquido está representada por todos los parámetros analizados anteriormente: en términos más concretos, el índice de biodegradabilidad engloba la proporción de sustancias orgánicas que componen el lixiviado y que están estrechamente relacionadas con la capacidad de los microorganismos para poder degradarla. Una relación DBO₅/DQO superior a 0.3 será biodegradable, mientras que para un lixiviado con un índice menor a 0.02 será muy difícil su biodegradabilidad, debido a que existen sustancias inorgánicas, metales o minerales que no pueden ser biodegradados (Henry y Heinke, 1999; Robles, 2005; Méndez *et al.*, 2010). El índice DBO₅/DQO determinado, fue de 0.39, valor que refleja una alta biodegradabilidad, lo que se pudo constatar con la disminución de las concentraciones de los principales parámetros característicos en los lixiviados.

Asimismo, los resultados preliminares en el biofiltro indicaron que puede ser implementado como tratamiento para lixiviados. Sin embargo, el uso de composta para la biorremediación de lixiviados, comparada con otros tratamientos, mostró menores porcentajes de remoción (Tabla 5.2). Para mejorar el porcentaje de remoción, sería necesario aumentar el tiempo de retención del lixiviado sobre la composta. Debido a que la composta o medio filtrante tiende a retener agua y alcanza una humedad aproximada del 60 % (Devinny *et al.*, 1999), los microorganismos tienen la capacidad para desarrollarse y contribuir en la biodegradación de los compuestos orgánicos. Otra característica importante, para validar el funcionamiento del biofiltro fue la porosidad de la composta, debido a que los sólidos quedan atrapados en los intersticios del material y no permite que sobrepasen el límite del medio filtrante.

Tabla 5.2 Comparación de remoción de DQO entre algunos tratamientos para lixiviados con respecto a la biorremediación con el biofiltro de composta

DQO determiado	DBO ₅ /DQO	Tratamiento	% de remoción de DQO*
10,909-18,420	0.44-0.55	Planta de tratamiento de agua residual	95
765-5,518	0.26	Lagunas de evaporación	40-97
205.5-1,820	---	Ósmosis inversa	>98
11,240-11,280	---	Reacciones Fenton	61.9-73.5
4,380	0.8	Destilación Solar	99.29
7,180	0.39	Biorremediación con biofiltro de composta	44

Fuente: Propia. *Autores: Linde *et al.*, 1995; Orta *et al.*, 2006; Urrutia *et al.*, 2009; Feiva *et al.*, 2012.

6. CONCLUSIONES Y TRABAJOS FUTUROS

6.1 Conclusiones

- Con respecto a la caracterización física de los RME, se determinó que los residuos orgánicos representan el mayor componente de los desechos con un 43.09 %, siendo la descomposición de estos, una de las principales causas de la formación de lixiviados.
- Uno de los factores principales para la formación de los lixiviados es la descomposición de residuos en vertederos no controlados. La materia orgánica disuelta representa el componente con más alto grado de contaminación, por lo tanto, ocasiona que las concentraciones de DQO, COT, y sólidos suspendidos sean elevadas.
- La biodegradabilidad del lixiviado fue de 0.39 y es superior a 0.3 que se señala en la bibliografía, por lo cual, se considera factible aplicar un biotratamiento para disminuir su peligrosidad.
- El biofiltro como alternativa tecnológica de biorremediación mostró que tiene capacidad de disminuir la concentración de contaminantes inorgánicos y orgánicos presentes en el lixiviado.
- La aplicación de la biofiltración en la biorremediación por medio de composta para lixiviados se considera una alternativa como tratamiento, pues las biomásas naturales (composta) se pueden obtener en grandes cantidades, son baratas y de acuerdo a los resultados preliminares, se prevé que puede remover selectivamente metales de soluciones acuosas. Los resultados obtenidos permiten concluir que la biomasa es una buena alternativa para la implementación de biofiltros.
- Se corroboró por medio de un modelo matemático propuesto (ajustado a la ley Fick) para el biofiltro de composta, que la concentración de materia orgánica disminuyó de manera exponencial al difundirse el líquido sobre el sólido a lo largo del tiempo.

- Aunque se propone el modelo del biofiltro y su funcionamiento matemático, aún es necesaria la implementación de técnicas para su caracterización y además un monitoreo constante, debido a que la naturaleza de los lixiviados varía en distintas temporadas del año.

1.2 Trabajos futuros

- Implementar todas las variables en el modelo matemático, para predecir incluso la concentración de metales que puede adsorber el biofiltro.
- Caracterizar antes y después de la biofiltración la composta usada como medio filtrante, para determinar la cantidad de contaminantes que es capaz de adsorber, así como los microorganismos implicados en el desarrollo de la biorremediación.
- Realizar ensayos con soportes distintos a la composta, para medir la capacidad de adsorción y la eficiencia del biofiltro.
- Elaborar ensayos para biorremediar otros líquidos contaminantes.
- En el vertedero, se debe considerar monitorear directamente la DQO de los lixiviados en el punto de extracción.
- Determinar si la composta usada como medio filtrante podría implementarse en nuevos procesos.

7. REFERENCIAS

- Abhijit, S. R., Reshita, B., Maina, B., Anil, K. S., Hari, P. D. B., Neelima, S., Tarun, C. B. 2014. Bioremediation potential of native hydrocarbon degrading bacterial strains in crude oil contaminated soil under microcosm study. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 94:79–89.
- Aguilar, M. I., Sáez, J., Lloréns, M., Soler, A., & Ortuño, J. F. (2002). Tratamiento físico químico de aguas residuales, coagulación-floculación. Primera ed. Universidad de Murcia, España. 153 p.
- Alexander, M. 1981. Biodegradation of chemicals of environmental concern. *Science*. 211(4478):132-138.
- Alexander, M. 1994. Biodegradation and bioremediation. San Diego, USA: Academic Press. 455 p.
- Amokrane, A., Comel C., Veron J. 1996. Landfill leachates pretreatment by coagulation-flocculation. *Waste Research*, 31(11):2775-2782.
- APHA-AWWA-WEF 2005. Environment Protection Agency. Standard Methods for Examination of Water and Wastewater, 20th ed. APHA-AWWA-WEF, Washington, DC, USA.
- Beffa, T., Blanc, M., Laurent, M., Lott F. J., Pierre, L., & Aragno, M. 1996. Taxonomic and Metabolic Microbial Diversity During Composting. En S. Netherlands (Ed.), *The Science of Composting* (págs. 149-161). Scotland: Marco de Bertoldi.
- Benoit, P., & Barriuso, E. 1995. Effect of Straw Composting on the Degradation and Stabilization of Chlorophenols in Soil. *Compost Science and Utilization*, 3(3):31-37.
- Borzacconi, L., López, V., & Anido C. 1996. XXV Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Metodología para la estimación de la producción y concentración de lixiviado de un relleno sanitario. México, D. F.
- Boyle, W. C., & Ham, R. K. 1974. Biological treatability of landfill leachate. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 46(5):860-872.
- Bozkurt, S., Moreno, L., & Neretnieks, I. 1999. Long-term fate of organics in waste deposits and its effect on metal release. *Science Total Environment*, 228(135):135-152.
- Buenrostro, O., Hernández, M. C., Pinette, F., Márquez, L., & Alfaro, R. 2013. Composición y parámetros fisicoquímicos de los residuos sólidos confinados en el relleno clausurado de Morelia. *Ciencia Nicolaita*, (57):19-30.

- Bundy, J. G., Paton, G. I. & Campbell, C. D. 2004. Combined microbial community level and single species biosensor responses to monitor recovery of oil polluted soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 36 (7):1149-1159.
- Castillo, F., Roldán, M. D., Blasco, R., Huertas, M. J., Caballero, F. J., Moreno-Vivián, C., & Martínez-Luque, M. 2005. *Biocnología ambiental*. Editorial TEBAR, SL Madrid. 591 p.
- Chen, P. H. 1996. Assessment of leachates from sanitary landfills: impact of age, rainfall, and treatment. *Environment International*, 22(2):225-237.
- Chian, E., S. K. (197). Stability of organic matter in landfill leachates. *Water Research*, 2(11):225-232.
- Chianese, A., Ranauro, R., & Verdone, N. 1999. Treatment of landfill leachate by reverse osmosis. *Water Research*, 33(3):647-652.
- Christensen, T. H. 2011. *Solid Waste Technology and Management (Vol. 1)*. Reino Unido: Wiley, 1052 p.
- Colomer, M., F. J. & Gallardo, I. A. 2007. *Tratamiento y gestión de residuos sólidos*. Primera ed. Universidad Politécnica de Valencia : Limusa, México. 320 p.
- Delgadillo, P., J. 2014. *Diseño de un biocompostero semi-automático casero*. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Nayarit. Tepic, México.
- Deng, Y. & Englehardt, J. D. 2006. Treatment of landfill leachate by the Fenton process. *Water Research*, 40(20):3683-3694.
- Derwing, T.M., Munro, M.J., 1997. Accent, intelligibility and comprehensibility: evidence from four L1s. *SSLA*, 19:1-16.
- Devinny, J. S., Deshusses, M. A., & Webster, T. S. 1999. *Biofiltration for air pollution control*. Primera ed. United States of America: CRC Press LLC. 301 p.
- Devinny, J. S., & Ramesh, J. 2005. A phenomenological review of biofilter models. *Chemical Engineering Journal*, 113(2-3):187-196.
- Díaz, L. F., De Bertoldi, M., Billingmaier, W. & Stentiford, E. 2007. *Compost Science and Technology (vol 8)*. Amsterdam/Boston: Elsevier. 380 p.
- Dí laconi, C., Ramadori, R., & Lopez, A. 2006. Combined biological and chemical degradation for treating a mature municipal landfill leachate. *Biochemical Engineering Journal*, 31(2):118-124.

- El-Fadel, M., Bou-Zeid, E., Chahine, W., & Alayli, B. 2002. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste management*, 22(3):269-282.
- Elias, C., X. 2000. *Reciclaje de residuos industriales. Residuos sólidos urbanos y fangos de depuradora*. España: Ediciones Diaz de Santos. 1295 p.
- Emery, D., D. & Faessler, P., C. 1997. First Production-Level Bioremediation of Explosives-contaminated Soil in the United States. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 829(1):326-340.
- EPA, 1995. Environmental Protection Agency. Groundwater and leachate treatment systems, center for environmental research information, Cincinnati: National Risk Management Research Laboratory.
- EPA, 1998. Environmental Protection Agency. An Analysis of composting as an environmental remediation technology. *Unites States*.
- EPA, 2007. Environmental Protection Agency. Method 3015A. Microwave assisted acid digestion of aqueous samples and extracts. *Unites States*.
- EPA, 2007. Environmental Protection Agency. Method 3051A. Microwave assisted acid digestion of sediments, sludge's, soils, and oils. *Unites States*.
- EPA, 2007. Environmental Protection Agency. Method 6010C. Inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry. *Unites States*.
- Epstein, E. 1997. *The Science of Composting*. Primera ed. United States of America: CRC Press LLC. 489 p.
- Escudero, S., C. J. 2012. *Tratamiento de lixiviados provenientes de un vertedero de residuos sólidos urbanos mediante la aplicación de sistemas físicoquímicos a escala laboratorio*. Guanajuato. Tesis de maestría. Universidad de Guanajuato, México.
- Espinosa, L., M. D., López, M., Pellón, A., Robert, M., Díaz, S., González, A., Fernández, A. 2010. Analysis of the behavior of leachates from a municipal solid wastes landfill of Havana City, Cuba. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 26(4):313-325.
- Eungyu, P. & Hongbin, Z., 2001. Analytical solutions of contaminant transport from finite one-, two-, and three-dimensional sources in a finite-thickness aquifer. *Journal of Contaminant Hydrology*, 53(1-2):41-61.
- Eweis, J. B., Ergas, S. J., Chang, D. P., & Schroeder, E. D. 1998. *Bioremediation principles*. McGraw-Hill Book Company Europe. 296 p.

- Fassbender, H. W. 1975. Química de suelos. Un énfasis a los suelos de América Latina. Turrialba. Primera ed. Costa Rica: IICA. 425 p.
- Ferraz, F. M., Povinelli, J., Pozzi, E., Vieira, E. M., & Trofino, J. C. 2014. Co-treatment of landfill leachate and domestic wastewater using a submerged aerobic biofilter. *Journal of Environmental Management*, 141(1):9-15.
- Fiorenza, S., Duston, K. L., & Ward, C. H. 1991. Decision making-is bioremediation a viable option?. *Journal of Hazardous Materials*, 28(1):171-183.
- Freire de Sá, L., Thomé, J. J. F., & Motta, S. M. A. 2012. Tratamento do lixiviado de aterro sanitário usando destilador solar. *Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 7(1):204-217.
- Frias, C. A., Lema, I. I., & Arturo, G. G. 2003. La situación de los envases de plástico en México. *Gaceta ecológica*, (69):67-82.
- Garduño, P. K., Ojeda, B. S., & Armijo de Vega, C. 2012. Caracterización de los residuos sólidos generados por el sector comercial en Mexicali, B. C. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 28(1):19-25.
- Gómez, G., Menezes, M., Ballinas, L., & Castells, F. 2009. Seasonal characterization of municipal solid waste (MSW) in the city of Chihuahua, Mexico. *Waste Management*, 29(7):2018-2024.
- Hach, 2002. HACH. Manual de análisis de aguas. Loveland, Colorado, EE. UU.
- Hach, 2013. HACH. DR/890 Colorimeter Procedures Manual. Loveland, Colorado, EE.UU.
- Hahn, W. J., & Loehr, R. C. 1992. Biological treatment of petroleum oily sludges. *Society of petroleum engineers Inc.*, 519-528.
- Henry, J. G. & Heinke, G. W. 1999. *Environmental Science and Engineering*. Segunda ed. U.S.A: Prentice Hall, Inc. 778 p.
- Higuera, C. O. F., Arroyave, L. J. F., & Florez, G. L. C. 2009. Design of a biofilter to reduce the contamination content by chromium generated in the industries of the leather tanning. *Dyna*, 76(160):107-119.
- Ho, S., Boyle, W. C., & Ham, R. K. 1974. Chemical treatment of leachates from sanitary landfills. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 46(7):1776-1791.
- Hoornweg, D., & Bhada-Tata, P. 2012. *What a Waste: Waste Management around the World*. World Bank. Washington, DC. 98 p. (<https://openknowledge.worldbank.org/handle/10906/11388>)

- Ibarra, R. D., & Rentería, C. O. M. 2012. Estudio de prefactibilidad de un relleno sanitario en la ciudad de Tepic Nayarit. Tesis de licenciatura. Universidad Autónoma de Nayarit. Tepic. México.
- INE, 1999. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. Instituto Nacional de Ecología. Minimización y manejo ambiental de residuos sólidos. México. 236 p. (<http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/download/133.pdf>).
- INECC, 2007. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. ¿Qué es un biofiltro?. México. (<http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/libros/396/biofiltra.html>).
- Jiménez, C. B. E. 2005. La contaminación ambiental en México. Causas, efectos y tecnología apropiada. México: Limusa. 927 p.
- Jiménez, R. J. 2004. Tratamiento de lixiviados en vertederos. Revista Residuos, (77):84-91.
- Jones, C. E., & Kearns, D. M. 1994. New Species of *Cyclanthera* (Cucurbitaceae) from Mexico and Central America. *Novon*, 4(4):373-380.
- Jones, D. L., Williamson, K. L., & Owen, A. G. 2006. Phytoremediation of landfill leachate. *Waste Management*, 26(9):825-837.
- Kettunen, R. H., Hoilijoki, T. H., & Rintala, J. A. 1996. Anaerobic and sequential anaerobic-aerobic treatments of municipal landfill leachate at low temperatures. *Bioresource Technology*, 58(1):31-40.
- Khalid, A., Arshad, M., Mahmood, T., & Dawson, I. 2011. The anaerobic digestion of solid organic waste. *Waste Management*, 38(1):1737-1744.
- Kilic, M. Y., Yonar, T., & Mert, B. K. 2014. Landfill leachate treatment by Fenton and Fenton-Like oxidation processes. *Clean - Soil, Air, Water*, 42(5):586-593.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledín, A., & Christensen, T. H. 2002. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Environmental Science and Technology*, 32(4):297-336.
- Kumar, S., Bhattacharyya, J. K., Vaidya, A. N., Chakrabarti, T., Devotta, S., & Akolkar, A. B. 2009a. Assessment of the status of municipal solid waste management in metro cities, state capitals, class I cities, and class II towns in India: An insight. *Waste Management*, 29(29):883-895.
- Kumar, K. N., & Goel, S. 2009b. Characterization of Municipal Solid Waste (MSW) and a proposed management plan for Kharagpur, West Bengal, India. *Resources, Conservation and Recycling*, 53(3):166-174.

- Laines, C. J. R., Goñi, A. J. A., Adams, S. R. H., & Camacho, C. W. 2008. Mixtures with clotting potential for the treatment of leachates of a sanitary landfill. *Interciencia*, 33(1):22-28.
- Lema, J. M. 1993. Proceedings of the 5th Wastewater Anaerobic Treatment Seminar. Basic concepts for design, operation and control of anaerobic digesters. 26-28 May. Valladolid (Spain).
- Lema, J. M., Mendez, R., & Blazquez. 1988. Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: a review. *Water, Air, and Soil Pollution*, 40(3-4):223-250.
- LGPGIR. 2006. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos Sólidos. México.
- Lier, v., J. B., Mahmoud, N., & Zeeman, G. 2008. Anaerobic Wastewater Treatment. En: M. Henze, M. v. Loosdrecht, G. Ekama & D. Brdjanovic, eds. *Biological Wastewater Treatment: Principles Modelling and Design*. London, UK: IWA Publishing. Pp. 401-442.
- Linde, K., Jönsson, A. S., & Wimmerstedt, R. 1995. Treatment of three types of landfill leachate with reverse osmosis. *Desalination*, 101(1):21-30.
- Lo, I., M. C. 1996. Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills. *Environment International*, 4(22):433-442.
- Logsdon, M. G., Hess, P., & Horsley, M. 2002. *Filter maintenance and operations guidance manual*. Ed. Awwa Research Foundation and American Water Works Association. U. S. A.
- López, L. A. 1995. *Monografías de la Real Academia Nacional de Farmacia. Biorremediación y fitorremediación en suelos contaminados*. Universidad Complutense Madrid.
- Low, Z., Dong, H., Chai, X., Zhao, Y., & Zhu, N. 2009. Characterization of refuse landfill leachates of three different stages in landfill stabilization process. *Journal of Environmental Sciences*, 21(9):1309-1314.
- Luna, Y., Otañ, E., Vilches, I. F., Vale, J., Querol, X., & Pereira, C. F. 2007. Use of *spolited* coal fly ash for landfill leachate treatment: A pilot plant study. *Waste Management*, 27(12):1877-1883.
- McDougall, F. R., White, P. R., Franke, M., & Hindle, P. 2008. *Integrated solid waste management: a life cycle inventory*. Second ed. Ed. Blackwell Science. 532 p.

- Mbuligwe, S. 2002. Institutional solid waste management practices in developing countries: a case study of three academia institutions in Tanzania. *Resources, Conservation and Recycling*, 35(3):131-146.
- Méndez, N., R. I. Castillo, B. E. R., Sauri, R. M. R., Quintal, F. C. A., Giacomani, V. G., & Jiménez, C. B. 2009. Comparison of four physicochemical treatments for leachate treatment. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 25(3):133-145.
- Méndez, N., R. I., Pietrogiovanna, B., J. A., Santos, O. B., Sauri, R., M. R., Giacomani, V., G., Castillo, B., E. R., 2010. Assessment of the optimal dose of Fenton reagent in a leachate treatment by Fenton-adsorption. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 26(3):211-220.
- Mendoza, S., P., & López, T., V. 2004. Estudio de la calidad del lixiviado del relleno sanitario la Esmeralda y su respuesta bajo tratamiento en el filtro anaerobio de flujo ascendente piloto. Tesis de ingeniería. Universidad Nacional de Colombia. Colombia.
- Misra, R., Gedam, N., Waghmare, S., Madrid, S., & Neel, N. R. 2009. Landfill leachate treatment by the combination of physico-chemical and electrochemical methods. *Journal of Environmental Science and Engineering*, 51(4):315-320.
- Nahmani, J., Hodson, M. E., & Stuart, B. 2007. A review of studies performed to assess metal uptake by earthworms. *Environmental Pollution*, 145(2):402-424.
- Nájera, H., Castañón, J., Figueroa, J., & Rojas, V., M. 2009. II Simposio Iberoamericano de Ingeniería de Residuos Caracterización y tratamiento físico-químico de lixiviados maduros producidos en el sitio de disposición final de Tuxtla Gutiérrez, Chiapas, México.
- Neczaj, E., Okoniewska, E., & Kacprzak, M. 2005. Treatment of landfill leachate by sequencing batch reactor. *Desalination*, 185(1):357-362.
- NMX-AA-051-SCFI-2001. Secretaría de Economía. Análisis de agua - determinación de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas - método de prueba.
- NOM-052-ECOL-1993. Secretaría de Desarrollo Social. Establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
- NOM-001-SEMARNAT-1996. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales.
- NOM-083-SEMARNAT-2003. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. 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.

- NOM-112-SSA1-1994. Secretaría de Salud. Bienes y Servicios. Determinación de bacterias coliformes. Técnica del número más probable.
- Norrie, J., Lafortune, P., & Beauchamp, C. 1997. Characterization of waste materials originating from Quebec supermarkets and an assessment of recycling potential. *Resources, conservation and recycling*, 19(4): 265-277.
- Norwood, C., E., & Foree, E. G. 1974. Aerobic biostabilization of sanitary landfill leachate. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, 46(2):380-392.
- OPS, 1997. Organización Panamericana de Salud. Diagnóstico de la situación del manejo de residuos sólidos municipales en América Latina y el Caribe. Washington, D.C. Pp. 97-107.
- Orta, V., M. T., Rojas, V., M. N., Yañez, I., Monje, I., & Londoño, W. 2006. Alternativa de tratamiento de lixiviados de rellenos sanitarios en plantas de aguas residuales urbanas. *AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica*, 1(1), 1-16.
- Parvatiyar, M. G., Govind, R., & Bishop, D. F. 1996. Treatment of trichloroethylene (TCE) in a membrane biofilter. *Biotechnology and Bioengineering*, 50(1):57-64.
- Pulford, I., D., & Watson, C. 2003. Phytoremediation of heavy metal-contaminated land by trees-a review. *Environment International*, 29(4):529-540.
- PROY-NMX-AA-028/1-SCFI-2008. Secretaría de Economía. Análisis de agua- Determinación de demanda bioquímica de oxígeno en aguas naturales, residuales (db₅) y residuales tratadas.
- Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F., & Moulloin, P. 2008. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, 150(3):468-493.
- Robles Martínez, F. 2005. Generación de biogás y lixiviados en los rellenos sanitarios. Primera ed. Instituto Politécnico Nacional, México. 108 p.
- Robles Martínez, F., Morales, L. Y., Piña Guzmán, A., Espindola Serafin, O., Tovar Gálvez, L., & Valencia del Toro, G. 2011. Measurement of pH and heavy metals quantification in leachates from the biggest landfill of the metropolitan area of Mexico City. *Universidad y Ciencia*. 27(2):121-132.
- Romero, J. A., 1995. Acuípurificación. Diseño de sistemas de purificación de aguas. Primera ed. Escuela Colombiana de Ingeniería. Colombia. 308 p.

- Salt, D. E., Smith, R. D., & Raskin, I. 1998. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 49(1):643-668.
- Sánchez, S., M. G. 2013. Coagulación-floculación y separación de sólidos suspendidos en un lixiviado estabilizado de vertedero. Tesis de maestría. Universidad de Oviedo. Oviedo, España.
- Sancho, C., J., & Rosiles, C., G. 1999. Situación actual del manejo integral de los residuos sólidos en México. *Federalismo y desarrollo*, 1(62):3-16.
- Saucedo, C. G., Piña, M. O., Reyna, R. P. I., Cruz, V. Y., Espinosa, D. S., López, S. R. & Alcántara, R. G. (2007). Degradación y estabilización acelerada de residuos sólidos urbanos (RSU) por tratamientos aerobios y anaerobios. Informe final. Universidad Autónoma Metropolitana unidad Iztapalapa. México. Pp. 12-13.
- Sauri, R., M. R. 2002. Utilización de la Composta en procesos para la remoción de contaminantes. *Ingeniería*, 6(3):55-60.
- Sekoulov, I., Rüdiger, A., & Barz, M. 2009. Innovative biofiltration for treating wastewater produced by communities and industries. TerraVivaTec S.L. Sant Cugat del Vallés, Barcelona. 15 p.
- SECOFI. 1985. Secretaría de Comercio y Fomento Industrial. Relación de normas oficiales mexicanas aprobadas por el comité de protección al ambiente. Contaminación del Suelo. México.
- SEMARNAT, 2012. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. Informe de la situación del medio ambiente en México. Sistema Nacional de Información Ambiental y Recursos Naturales. México. (app1.semarnat.gob.mx/dgeia/informe_12/07_residuos/cap7_1.html)
- SEMARNAT-INECC, 2006. Diagnóstico Básico para la Prevención y Gestión Integral de Residuos. México.
- Seo, J. S., Keum, Y.-S., & Li, Q. X. 2009. Bacterial degradation of aromatic compounds. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 6(1):278-309.
- Semple, K. T., Reid, B. J., & Fermor, T. R. 2001. Impact of composting strategies on the treatment of soils contaminated with organic pollutants. *Environmental Pollution*, 112(2):269-283.
- Serrano L., 2004. Diseño y simulación de columnas de adsorción de Cromo de aguas tratadas de tenerías utilizando adsorbentes desarrollados en países Iberoamericanos. Tesis de licenciatura. Bucaramanga. UIS. Colombia.
- Sosa, H., B. D., Viguera, C., J. M. & Holguín, C., E. J. 2014. Biofiltración: una alternativa sustentable para el tratamiento de aguas residuales. *Vidua*, 6(2):56-60.

- Srivastava, N., K. & Majumder, C., B. 2008. Novel biofiltration methods for the treatment of heavy metals from industrial wastewater. *Journal of Hazardous Materials*, 151(1):1-8.
- Stegman, R. 1983. Proceedings of the 3th International Symposium on Anaerobic Digestion. Landfill Water Balance Boston, Dynatech, Cambridge, U.S.A.: R. L. Wentworth. Pp. 171-183.
- Sudicky, E. A., Cherry, J., A. & Frind, E., O. 1983. Migration of contaminants in Groundwater at a Landfill: A case of study. 4. A Natural Gradient Dispersion Test. *Journal of Hydrology*, 63:81-108.
- Tabet, K., Moulin, P., Vilomont, J. D., Amberto, A., & Charbit, E. 2002. Purification of landfill leachate with membrane processes: preliminary studies for an industrial plant. *Separation Science and Technology*, 37(5):1041-1063.
- Tatsi, A. A., Zouboulis, A. I., Matis, K. A., & Samaras, P. 2002. Coagulation-flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates. *Chemosphere*, 22(4):737-744.
- Tchobanoglous, G., Theisen, H. y Vigil S. 1998. *Gestión Integral de Residuos Sólidos*. Vol. I. Ed. Mc Graw Hill. Madrid. 1107 p.
- Tchobanoglous, G., & Kreith, F. 2002. *Handbook of Solid Waste Management*. Segunda ed. Ed. McGraw-Hill. New York. 950 p.
- Tesauro, 2015. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA). Biblioteca Nacional de Agricultura. Estados Unidos (agclass.nal.usda.gov/mtwdk.exe?k=glossary&l=91&w=1180&n=1&c=5&z=2).
- Thasitou, P. K., & Arvanitoyannis, I. S. 2001. Biorremediation: a novel approach to food waste management. *Trends in Food Science & Technology*, 12(5-6):185-196.
- Trebovet, W., Schlumpf, J. P., Jaouen, P., & Quemeneur, F. 2001. Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical-nanofiltration processes. *Water Research*, 35(12):2935-2942.
- Umar, M., Aziz, H. A., & Yusoff, M. S. 2010. Trends in the use of Fenton, electro-Fenton and photo-Fenton for the treatment of landfill leachate. *Waste Management*, 30:3113-2121.
- Urtilaga, A., Rueta, A., Anglada, Á. & Ortiz, I. 2009. Integrated treatment of landfill leachates including electrooxidation at pilot plant scale. *Journal of Hazardous Materials*, 166(2-3):1530-1534.
- Vargas, S., B. 2011. Indicadores microbiológicos de calidad ambiental del botadero de la Mayana. Informe técnico. Universidad Nacional Agraria de la Selva. Tingo María, Perú.

- Vázquez-Rodríguez, G. A., & Beltrán-Hernández, R. I. 2004. Pruebas normalizadas para la evaluación de la biodegradabilidad de sustancias químicas. Una revisión. *Interciencia*, 29(10):568-573.
- Velasco, J. A., & Volke, S., T. L. 2003. El composteo: una alternativa tecnológica para la biorremediación en México. *Gaceta ecológica*, (66):41-53.
- Velázquez-Fernández, J. B., Martínez, R. A. B., Ramírez, S. M., & Domínguez, O. D. 2012. Biodegradation and Bioremediation of Organic Pesticides. En Soundararajan, R., P. *Pesticides – Recent Trends in Pesticide Residue Assay*. Ed. INTECH. Croatia. Pp. 253-272.
- Vergara, S. E., & Tchobanoglous, G. 2012. Municipal Solid Waste and the Environment: A Global Perspective. *Annual Review of Environment and Resources*, 37:277-309.
- Vidali, M. 2001. Bioremediation. An overview. *Pure and Applied Chemistry*, 73(7):1163-1172.
- Villén, P., L. 2010. Diseño de un biofiltro. Tesis de maestría. Universidad Politécnica de Catalunya. Catalunya, España.
- Walsh, D. C. 2002. Urban Residential Refuse Composition and Generation Rates for the 20th Century. *Environmental Science and Technology*, 36(22):4936-4942.
- Wu, Y., Zhou, S., Ye, X., Chen, D., Zheng, K., & Qin, F. 2011. Transformation of pollutants in landfill leachate treated by a combined sequence batch reactor, coagulation, Fenton oxidation and biological aerated filter technology. *Process Safety and Environmental Protection*, 89(2):112-120.
- Zhao, Y., Li, H., Wu, J., & Gu, G. 2002. Treatment of Leachate by Aged-Refuse-based Biofilter. *Journal of Environmental Engineering*, 128(7):662-668.
- Zhi-Yong, H., Dan, L., & Qi-Bin, L. 2013. A removal mechanism for organics and nitrogen in treating leachate using a semi-aerobic aged refuse biofilter. *Journal of Environmental Management*, 114: 336-342.
- Ziyang, L., & Youcai, Z., 2007. Size-fractionation and characterization of refuse landfill leachate by sequential filtration using membranes with varied porosity. *Journal of Hazardous Materials*, 147(1):257-264.

8. ANEXOS

ANEXO A. Identificación de la empresa

Nombre completo de la empresa	Recolectora de Desechos sólidos Urbanos			
Ubicación	Av. Industriales Nayaritas #463 Colonia Cd. Industrial			
Días y Horario que labora	Lunes- Sábado; 6:00 a.m. – 2:00 p.m. Domingo; 6:00 a.m. – 12:00 p.m.			
Empresas a las que recolecta	Centros comerciales y micro-negocios			
Centros comerciales	Cantidad recolectada	Descripción		
	Sin información	Orgánicos, plásticos		
Micro-negocios	Cantidad recolectada	Descripción		
	Sin información	Orgánicos y plásticos		
Rutas de recolección	2			
Tipo de unidad de transporte		Capacidad		
H100 2010 RAM 2012		1- tonelada 3-toneladas		
Otro tipo de transporte o contenedor	Cantidad	Descripción y capacidad		
	3	Camiones compactadores: 8 toneladas		
Materiales que se separan para la comercialización	Descripción	Kilogramos por semana		
	Plásticos, vidrio, cartón y papel (el papel se separa de acuerdo al color)	plástico 60 kg	Cartón 2000 kg	
Materiales para que se separan para tratamiento	Descripción	Toneladas o kilogramos por semana		
	Materia orgánica	Sin información		
Materiales no recuperables	Cantidad aproximada	Descripción		
	Sin información	Envolturas, papel sanitario (ocasionalmente orgánicos)		

Rutas y horario de recolección de la empresa RED

Fecha	LUNES	MARTES	MIERCOLES	JUEVES	VIERNES	SÁBADO	DOMINGO
6 ^o	Aurera	Coppel	Sams	Coppel	Aurera	Aurera	Sams
7-8	Sams	Soriana	Aurera	Cine	Sams	Coppel	Soriana
8-9	Cine	Chedraui	Soriana	Soriana	Soriana	Soriana	Soriana Ticolote
9-10	Soriana	Megaclabe Magnolia	Walmart	Chedraui	Walmart	Walmart	
10-11	Walmart		Chedraui	Megaclabe Magnolia	Chedraui	Chedraui	
11-12	Chedraui		Soriana Ticolote		Soriana Ticolote	Megacable magnolia	
12-1	Soriana Ticolote						

ANEXO B. Método del cuarteo (NMX-AA-015)

MATERIAL Y EQUIPO

- Guantes de látex
- Cubre-bocas
- Bata
- Bieldos
- Palas curvas
- Bolsas de polietileno con capacidad de 30 kg
- Cinta canela
- Balanza con capacidad de 200 kg
- Rafia

PROCEDIMIENTO

- I. Se vació el contenido de residuos del camión recolector para formar un cúmulo sobre un área plana horizontal de 4 m x 4 m de cemento pulido o similar y bajo techo (Fig. 3.2).
- II. La pila de residuos sólidos se traspaleó con pala y/o bieldo, hasta homogeneizarlos. A continuación, se dividió en cuatro partes aproximadamente iguales A, B, C y D, y se eliminaron las partes opuestas A y C o B y D. Se repitió esta operación hasta dejar un mínimo de 50 kg de residuos sólidos con los cuales se hizo la selección de subproductos.
- III. De las partes eliminadas del primer cuarteo, se tomaron 10 kg aproximadamente de residuos para los análisis del laboratorio, físicos y químicos, con el resto se determinó el peso volumétrico de los residuos sólidos "in situ".
- IV. La muestra obtenida para los análisis físicos y químicos se trasladó al laboratorio en bolsas de polietileno debidamente selladas e identificadas, evitando que quedaran expuestas al sol durante su transporte. El tiempo máximo de transporte de la muestra al laboratorio, no excedió de ocho horas.

ANEXO C. Selección y cuantificación (NMX-AA-061)

MATERIAL Y EQUIPO

- Tabla de clasificación de los residuos sólidos.

PROCEDIMIENTO

- I. La muestra se extrajo como se establece en la Norma Mexicana NOM-AA-015 y se tomaron como mínimo 50 kg, procedente de las áreas del primer cuarteo que no fueron eliminadas.

ANEXO D. Peso volumétrico "in situ" (NMX-AA-022)

MATERIAL Y EQUIPO

- Tambo de 200 l.
- Balanza de piso con capacidad de 200 kg.

PROCEDIMIENTO

Para efectuar esta determinación, se requirieron de cuando menos dos personas.

- I. A continuación se pesó el recipiente vacío, tomando este peso como la tara del recipiente.
- II. Posteriormente, se llenó el recipiente hasta el tope con residuos sólidos homogeneizados, obtenidos de las partes eliminadas del primer cuarteo según la Norma Mexicana NMX-AA-15. Se golpeó el recipiente contra el piso tres veces dejándolo caer desde una altura de 10 cm.
- III. Nuevamente se agregaron residuos sólidos hasta el tope, teniendo cuidado de no presionarlos al colocarlos en el recipiente; esto con el fin de no alterar el peso volumétrico que se pretendía determinar.
- IV. Finalmente, para obtener el peso neto de los residuos sólidos, se pesó el recipiente con estos y se restó el valor de la tara.

ANEXO E. Caracterización química (PNO determinación de humedad)

	Laboratorio de Procesos Ambientales y Tecnologías Renovables			
	PNO	Lixiviados de residuos de manejo especial	Clave	Versión
			PNO-LRME-001	1.0
	Título	Método para determinar la Humedad		
Fecha de emisión	30/03/2014	Fecha de revisión:	15/10/2014	

Página 1 de 2

1.0 Objetivo

Determinar el porcentaje de humedad, presente en los residuos sólidos orgánicos.

2.0 Alcance

Facilitar la transmisión de la técnica e incrementar la repetibilidad dentro del laboratorio entre diferentes "ejecutantes" de las técnicas que se realicen en el Laboratorio de PATR del Área de Ciencias Básicas e Ingenierías de la UATM.

3.0 Terminología

Humedad: Es la cantidad de agua en una muestra.

Termobalanza: Aparato que se usa para medir la humedad de una muestra sólida.

4.0 Procedimiento

4.1 Preparación de la muestra: Se toma una muestra aproximadamente de 500 g de residuos orgánicos frescos y se homogeniza al triturar la muestra en una licuadora. Luego se toma la cantidad requerida de la prueba.

4.2 Preparación del material: La balanza de humedad debe ser usada como indica el documento BM 60 / XM 66 "Instructivo de operación de balanzas" marca Pfenig.

4.3 Materiales:

- Pinzas
- Charolas de aluminio
- Balanza de humedad
- Desecador (con sílica gel azul)
- Espátula
- Vaso de precipitado
- Licuadora
- Muestra para evaluar

4.4 Reactivos:

- Alcohol etílico absoluto

PNO - LRME 001.1

	Laboratorio de Procesos Ambientales y Tecnologías Renovables		
	PNO	Lixiviados de residuos de manejo especial	Clave
			PNO-LRME-001
	Versión		1.0
Título		Método para determinar la Humedad	
Fecha de emisión: 30/09/2014		Fecha de revisión: 15/10/2014	

Página 2 de 2

4.5 Prueba

- 4.5.1 Encender la balanza y colocar la charola de aluminio seca, sobre el adaptador
- 4.5.2 Talar la balanza
- 4.5.3 Con el apoyo de una espátula, colocar sobre la caja de aluminio 1 g de la muestra, formar una capa lo más homogénea posible
- 4.5.4 Presionar "read" a la balanza de humedad (Figura 1)



Figura 1. Termobalanza Precisa

- 4.5.5 La muestra debe estar durante 10 min, a una temperatura de 105 °C en la balanza de humedad, hasta obtener un peso constante y entrar en el desecador por 10 minutos luego pesar
 - 4.5.6 Se registra el % de humedad que indica la termobalanza
 - 4.5.7 Determinación de los sólidos totales
- Con la humedad se procede al cálculo de los sólidos totales mediante el cálculo
- $$\text{Sólidos totales} = 100 - \% \text{ Humedad}$$

Nota 1: Los residuos orgánicos se obtienen de la caracterización física de los residuos sólidos.

PNO-LRME-001-1

PNO determinación de cenizas

	Laboratorio de Procesos Ambientales y Tecnologías Renovables			
	PNO	Liexivados de residuos de Manejo especial	Código	Versión
			PNO-LRME-001	1.0
	Título	Método para determinar Cenizas		
	Fecha de emisión: 30/09/2014	Fecha de revisión: 15/10/2014		

Página 1 de 4

1.0 Objetivo

Determinar el contenido de cenizas presentes en el medio filtrante (compost)

2.0 Alcance

Facilitar la transmisión de la técnica e incrementar la repetitividad dentro del laboratorio entre diferentes "ejecutantes" de las técnicas que se realizan en el Laboratorio de PATR del Área de Ciencias Básicas e Ingenierías de la UAN.

3.0 Terminología

Residuos orgánicos: restos de plantas y tejidos animales sin descomponer y sus productos de descomposición parcial.

4.0 Materiales

- Crisoles de porcelana
- Mortero
- Espátula
- Puntas para crisol
- Balanza analítica
- Mufla
- Desecador
- Estufa de laboratorio
- Guantes de asbesto

4.1 Reactivos

- Gel de sílice para desecador
- Agua destilada

4.2 Procedimiento (peso constante de los crisoles)

4.2.1 Lavar previamente los crisoles con jabón neutro, enjuagarlos con agua destilada para eliminar residuos.

4.2.2 Encender la mufla a 200 °C.

PNO (RM) 001 4

	Laboratorio de Procesos Ambientales y Tecnologías Renovables			
	PNO	Lixiviados de residuos de manejo especial	Clave	Versión
			PNO-LRM/E-001	1.0
	Título	Método para determinar Cenizas		
Fecha de emisión: 30/09/2014	Fecha de revisión: 15/10/2014			

Página 2 de 4

4.5.3 Encender la balanza analítica y pesar los crisoles que se utilizarán en la técnica. Registrar el dato.

4.5.4 Con ayuda de un guante de asbesto y las pinzas para crisol, introducir los crisoles en la mufla durante 1 h.

4.5.5 Con ayuda de un guante de asbesto y las pinzas para crisol, retirar los crisoles de la mufla e introducirlos en el desecador para dejar enfriar durante 30 min.

4.5.6 Posteriormente, retirar uno por uno los crisoles del desecador con ayuda de las pinzas y pesar nuevamente. Registrar el dato.

4.5.7 Repetir el paso 5 y 6 las veces que sean necesarias, hasta observar que ya no existe variabilidad en el peso de los crisoles.

4.6 Procedimiento (secado y calcinado de la muestra de composta)

4.6.1 Tomar aproximadamente 50 g de muestra de composta y triturarla con ayuda de un mortero.

4.6.2 Encender la estufa a 60 °C e introducir el mortero durante 12 horas, para permitir que la muestra seque.

4.6.3 Pasadas las 12 h, retirar el mortero de la estufa con ayuda de un guante de asbesto.

4.6.4 Encender la mufla a 550°C.

4.6.5 Tomar un crisol de la muestra y colocarlo en la balanza. Pesar el crisol y tarar la balanza hasta que marque 0 g.

4.6.6 Con ayuda de una espátula, tomar muestra de composta seca y verterla en el crisol y registrar el dato.

4.6.7 Introdurir todos los crisoles a la mufla con ayuda de unas pinzas y un guante de asbesto. Dejar los crisoles en la mufla durante 1 h (Figura 1).

4.6.8 Pasada la hora, con ayuda de un guante de asbesto y las pinzas, retirar los crisoles de la mufla e introducirlos al desecador durante 30 min.

PNO-LRM/E-001-01

	Laboratorio de Procesos Ambientales y Tecnologías Renovables			
	PNO	Lixiviados de residuos de manejo especial	Clave	Versión
			PNO-LRME-001	1.0
	Título		Método para determinar Cenizas	
Fecha de emisión: 30/09/2014		Fecha de revisión: 15/10/2014		

Página 3 de 4

4.6.9 Pasados los 30 min, retirar de uno por uno del desecador y pesarlos. Registrar el dato.

4.6.10 Repetir los pasos 8 y 9 las veces necesarias hasta observar que no hay variación en el peso de los crisoles con muestra calcinada.

4.6.11 Una vez constante el peso, realizar los cálculos para determinar el porcentaje de cenizas con la siguiente ecuación:

$$\% \text{ Cenizas} = \frac{(PCC - PC)}{\text{muestra (g)}} \times 100$$

En donde:

PCC = peso del crisol con cenizas.

PC = peso del crisol.

100 = para referir el porcentaje.



Figura 1. Mufla conteniendo los crisoles con muestra de composta.

NOTAS

Nota 1 cada una de las muestras se hace por triplicado.

Nota 2 el procedimiento para el pesado del material calcinado, debe ser en el menor tiempo posible, debido a que la humedad podría hacer variar el peso de la muestra.

Nota 3 es muy importante que no entre aire a la mufla, debido a que puede hacer combustión y ocasionar un accidente.

PNO-LRME-001.0

	Laboratorio de Procesos Ambientales y Tecnologías Renovables			
	PNO	Lixiviados de residuos de manejo especial	Clave	Versión
			PNO-LRME-001	1.0
	Título	Método para determinar Cenizas		
	Fecha de emisión: 30/09/2014	Fecha de revisión: 15/10/2014		

Página 4 de 4

Nota 4 El material nunca debe tomarse directamente con las manos, sino mediante el uso de pinzas y guantes limpios. Lo anterior con la finalidad de no agregar grasa o humedad al mismo, lo que causarían un error en la determinación.

PNO determinación de pH

	Laboratorio de Procesos Ambientales y Tecnologías Renovables			
	PNO	Lixiviados de residuos de manejo especial	Clave	Versión
			PNO-LRME-001	1.0
	Título	Método para determinar pH		
Fecha de emisión: 30/08/2014		Fecha de revisión: 20/09/2014		

Página 1 de 2

1.0 Objetivo

Determinar el potencial de hidrógeno (pH) en residuos orgánicos y lixiviados de residuos de manejo especial.

2.0 Alcance

Facilitar la transmisión de la técnica e incrementar la repetitividad dentro del laboratorio entre diferentes "ejecutantes" de las técnicas que se realizan en el Laboratorio de PATE del Área de Ciencias Básicas e Ingenierías de la UAN.

3.0 Terminología

Lixiviado de residuos de manejo especial es un efluente acuoso generado como consecuencia de la percolación del agua de lluvia a través de los residuos en fase de descomposición.

4.0 Procedimiento

4.1 Materiales

- Balanza analítica con sensibilidad de 0.001 g
- Electrodo IntelliCAL™ pH (PHC201)
- Agitador magnético con magnetos terubiertos con teflón
- Potenciómetro MACH
- Vasos de precipitado de 50 ml
- Licuadora
- Espátula
- Soluciones amortiguadoras (pH 4, pH 7 y pH 10)
- Pañuelos

4.2 Reactivos

- Agua destilada

4.3 Procedimiento (uso del potenciómetro para determinar pH en residuos orgánicos)

PNO (LRME-001-V)

	Laboratorio de Procesos Ambientales y Tecnologías Renovables			
	PNO	Lixiviados de residuos de manejo especial	Clave	Versión
			PNO-LRME-001	1.0
	Título	Método para determinar pH		
Fecha de emisión:	30/09/2014	Fecha de revisión:	20/09/2014	

Página 2 de 2

4.3.1 Se calibra el potenciómetro. Se introduce el electrodo en la primera solución amortiguadora de pH 4, presionar "calibrar" y esperar que el equipo marque 400.2, se retira el electrodo, se enjuaga con agua destilada, se seca con un pañuelo y se introduce a la segunda solución amortiguadora de pH 7, presionar "calibrar" y esperar que el equipo marque 700.2, se retira el electrodo, se enjuaga con agua destilada, se seca con un pañuelo y se introduce al segunda solución amortiguadora de pH 10, presionar "calibrar" y esperar que el equipo marque 1000.2

4.3.2 Posteriormente, se pesa una cantidad considerable de residuos orgánicos frescos y se trituran en una licuadora.

4.3.3 En un vaso de precipitado de 50 ml, con ayuda de una espátula, se pesan 10 g de residuos orgánicos frescos.

4.3.4 Se adicionan 20 ml de agua destilada y se mezcla durante 10 min con un agitador magnético.

4.3.5 Las muestras se dejan reposar durante 30 min.

4.3.6 Después de los 30 min, se utiliza el electrodo calibrado y se introduce a la muestra. Se presiona leer y se registra el dato.

4.4 Procedimiento (uso del potenciómetro para líquidos de residuos de manejo especial)

4.4.1 Se calibra el potenciómetro. Se introduce el electrodo en la primera solución amortiguadora de pH 4, presionar "calibrar" y esperar que el equipo marque 400.2, se retira el electrodo, se enjuaga con agua destilada, se seca con un pañuelo y se introduce a la segunda solución amortiguadora de pH 7, presionar "calibrar" y esperar que el equipo marque 700.2, se retira el electrodo, se enjuaga con agua destilada, se seca con un pañuelo y se introduce al segunda solución amortiguadora de pH 10, presionar "calibrar" y esperar que el equipo marque 1000.2

4.4.2 Posteriormente, en un vaso de precipitado de 50 ml, se toman 30 ml de líquido.

4.4.3 Se utiliza el electrodo calibrado y se introduce a la muestra. Se presiona leer y se registra el dato.

PNO-LRME-001-V1

PNO determinación de materia orgánica

	Laboratorio de Procesos Ambientales y Tecnologías Renovables			
	PNO	Lixiviados de residuos de manejo especial	Clave	Versión
			PNO-LRME-001	1.0
	Título	Determinación de Materia Orgánica		
Fecha de emisión	30/09/2014	Fecha de revisión: 15/10/2014		

Página 1 de 4

1.0 Objetivo

Caracterizar la materia orgánica en los lixiviados de los residuos de manejo especial.

2.0 Alcance

Facilitar la transmisión de la técnica e incrementar la capacidad del BIAPO un laboratorio entre diferentes "operulantes" de las técnicas que se realizan en el Laboratorio de PATR del Área de Ciencias Básicas e Ingenierías de la UAN.

3.0 Terminología

Residuos orgánicos: restos de plantas y tejidos animales sin descomponer y sus productos de descomposición parcial.

MO: Materia orgánica.

$K_2Cr_2O_7$: Dicromato de potasio.

H_2SO_4 : Ácido sulfúrico.

$FeSO_4 \cdot 7H_2O$: Sulfato ferroso heptahidratado.

4.0 Procedimiento

4.1 Preparación de la muestra: En un recipiente de vidrio, tomar 50 g de muestra de materia orgánica fresca y se introducen en la estufa a una temperatura de 60 °C, durante 24 h. Esto con el fin de secar la muestra. Pasados los 24 h, se retira la muestra de la estufa con ayuda de unas pinzas, para ensayar se deja enfriar. Enseguida, se tritura con un mortero.

4.2 Preparación de reactivos:

$FeSO_4 \cdot 7H_2O$ 0.5N: Con ayuda de una espátula pesar 140 g de $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ en la balanza y disolverlos con agua destilada en un vaso de precipitado de 200 ml, con ayuda de un agitador de vidrio. Añadir 40 ml de H_2SO_4 y dejar enfriar. Posteriormente, verterlos en un matraz aforado y aforar con agua destilada a un l.

Dicromato de potasio 1N: Con ayuda de una espátula, pesar 89.54g de dicromato de potasio en la balanza y disolverlos en un vaso de precipitado con agua destilada, verterlos en un matraz aforado y aforar con agua destilada a un l.

PNO-LRME-001-V

	Laboratorio de Procesos Ambientales y Tecnologías Renovables			
	PNO	Lixiviados de residuos de manejo especial	Clave	Versión
			PNO-LRME-001	1.0
	Título		Determinación de Materia Orgánica	
Fecha de emisión: 30/03/ 2014		Fecha de revisión: 15/10/ 2014		

Página 2 de 4

Difenilamina al 1%: Con ayuda de una espátula, pesar 1,39 g de difenilamina en solvo. Posteriormente, verterlos con mucho cuidado en un frasco de aforado de 100 ml con H₂O. Finalmente, traspasar a un frasco color ámbar para su conservación.

4.3 Materiales

- Matraces de Erlenmeyer de 300 ml
- Vasos de precipitado de 200 ml
- Bureta
- Probeta de 100 ml
- Balanza analítica
- Matraz de aforación de 1 l
- Matraz de aforación de 100 ml
- Frasco color ámbar
- Agitador
- Espátula
- Mortero
- Campana de extracción
- Estufa
- Vidrio de reloj
- Soporte universal
- Pinzas para bureta
- Pipeta de transferencia de 1 ml
- Pinzas para crisol
- Guantes de látex
- Cubre botres
- Bata de laboratorio
- Muestra para evaluar

4.4 Reactivos

- Sulfato ferroso 0.5 N
- Dicromato de potasio 0.1 N
- Difenilamina al 1%
- Ácido fosfórico al 85%
- Ácido sulfúrico concentrado al 98%
- Agua destilada

PNO LRME 001 V

	Laboratorio de Procesos Ambientales y Tecnologías Renovables		
	PNO	Lixiviados de residuos de manejo especial	Clave
			PNO-LRME-001
	Versión		1.0
Título		Determinación de Materia Orgánica	
Fecha de emisión: 30/09/2014		Fecha de revisión: 15/10/2014	

Página 3 de 4

4.5 Prueba

4.5.1 De la muestra triturada se toma 0.1 g y se transfiere a un matraz Erlenmeyer de 300 ml

4.5.2 Con el apoyo de una bureta, se adicionan 10 ml de $K_2Cr_2O_7$ 1 N.

4.5.3 Paralelamente, se adicionan 20 ml de H_2SO_4 concentrado y se mezcla constante y energicamente durante 1 ml, se deja reposar por 30 min

4.5.4 Pasados los 30 min, se agregan 100 ml de agua destilada

4.5.5 Simultaneamente, se agregan 10 ml de ácido fosfórico al 95% con ayuda de una probeta de 10 ml y 0.5 ml de difenilamina al 1 % con ayuda de una pipeta de transferencia con capacidad de 1 ml y se reserva

4.5.6 Se coloca una bureta de 50 ml en el soporte universal y se ajustan a las pinzas para bureta.

4.5.7 Se enjuaga la bureta con la solución de $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ 0.5 N. Posteriormente, se llena con la misma solución.

4.5.8 Enseguida, la mezcla que se reservó, se títula con $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ 0.5 N hasta que vare de violeta oscuro a verde (Figura 1).

4.5.9 Finalmente se registra el volumen de $FeSO_4 \cdot 7H_2O$ 0.5 N gastado en la titulación.

4.5.10 Cálculo. Por medio de la siguiente ecuación se calcula el porcentaje de materia orgánica

$$\%_{\text{MO}} = \frac{(V_1 N_1 - V_2 N_2) \cdot K}{P}$$

El factor de corrección (K) se obtiene por la siguiente ecuación:

$$K = \frac{V_2 N_2}{V_1 N_1}$$

PNO-LRME-001-V

	Laboratorio de Procesos Ambientales y Tecnologías Renovables			
	PNO	Lixiviados de residuos de manejo especial	Clave	Revisión
			PNO-LRME-001	1.0
	Título	Determinación de Materia Orgánica		
Fecha de emisión: 30/05/2014	Fecha de revisión: 15/10/2014			

Página 4 de 4

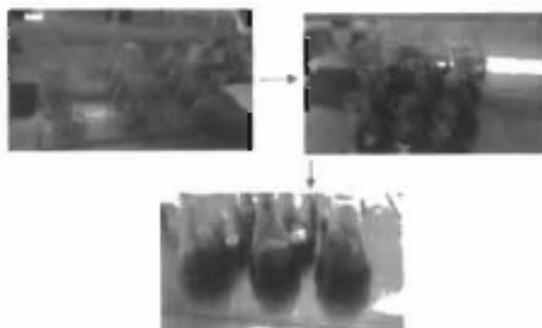


FIGURA 1. Cambio de color en la determinación de porcentaje de materia orgánica.

Donde

V_1 = Vol. De la solución de dicromato de potasio empleado en la muestra en ml

N_1 = Normalidad de la solución de dicromato de potasio

V_2 = Volumen de solución del sulfato ferroso añadido en la titulación de la muestra en ml

N = Normalidad de la solución de sulfato ferroso

P = Peso de la muestra en g

K = Factor de corrección

Nota 1: Las preparaciones del $K_2Cr_2O_7$ 0.01 N y de la intermediaria al 1 % se hicieron en una campana de extracción para evitar accidentes.

Nota 2: El cambio de color del dicromato de potasio a la muestra de materia orgánica fue una reacción exotérmica que provocó un calentamiento considerable y se usó el equipo de seguridad mínimo.

Nota: Cuando se emplea un colorimetro con concentración variable para determinar el factor de corrección.

PNO-LRME-001-V1

ANEXO F. Caracterización química (PNO determinación de COT)

	Laboratorio de Procesos Ambientales y Tecnologías Renovables		
	PNO	Lixiviados de residuos de manejo especial	Clave
			PNO-LRME-001
	Título	Determinación del contenido de carbono orgánico total	
Fecha de emisión: 30/09/2014	Fecha de revisión: 15/10/2014		

Página 1 de 2

1.0 Objetivo

Determinar el contenido de carbono orgánico total, presente en un lixiviado de residuo de manejo especial

2.0 Alcance

Facilitar la transmisión de la técnica e incrementar la repetitividad dentro del laboratorio entre diferentes "ejecutantes" de las técnicas que se realizan en el laboratorio de PATR del Área de Ciencias Básicas e Ingenierías de la UAN.

3.0 Terminología

COT: Carbono orgánico total

4.0 Materiales

- Matraces de Erlenmeyer de 50 ml
- Barra magnética
- Micro-pipeta de 1 ml
- Sala de laboratorio
- Colorímetro DR/890 marca HACH
- Reactor DSA 200 HACH
- Grubita

4.1 Reactivos

- Solución buffer de pH 2
- Set de reactivos para "digestión rápida de rango alto" de COT (High Range Acid Digestion) de concentración con rango de 25 a 700 mg/l
- Agua desmineralizada

4.2 Procedimiento

- 4.2.1 En un matraz erlenmeyer de 50 ml, se depositan 10 ml de la muestra, donde previamente se adiciona una barra de agitación, posteriormente, se agregan 4 ml de una solución buffer (pH 2) con una micro-pipeta de 1 ml y se mezcla durante 10 min.

PNO-LRME-001-01

	Laboratorio de Procesos Ambientales y Tecnologías Renovables		
	PNO	Lixiviados de residuos de manejo especial	Clave
			PNO-LRME-001
	Versión	1.0	
Título	Determinación del contenido de carbono orgánico total		
Fecha de emisión: 30/09/2014	Fecha de revisión: 15/12/2014		

Página 2 de 2

4.2.2 Se disponen dos viales que indican "digestión ácida de rango alto" (se etiquetan para la muestra y para el blanco), después, se adiciona una alícuota de muestra marcada con persulfato en polvo a ambos viales; se agregan 0.3 ml de lixiviado y 0.3 ml de agua [preparados en paso 4.5.1] con ayuda de una micropipeta. Al término de la preparación se agitan vigorosamente durante 10 s.

4.2.3 Consecutivamente, se enjuagan dos viales ampulados con agua destilada (vienen dentro del kit) y se secan perfectamente. Se introducen a los viales preparados en el paso 4.5.2 y se rompe la punta. Los viales se cierran para evitar derrames.

4.2.4 Posteriormente, se enciende el reactor HACH DRB 200, proceder a seleccionar la temperatura (103-106 °C). Disponer de él hasta que alcance la temperatura seleccionada (el reactor emite un sonido).

4.2.5 Los viales preparados en el paso 4.5.3, se introducen al reactor. El tiempo de reacción son 2 h. Al término de las 2 h el equipo emite un sonido y los viales se retiran inmediatamente, estos se colocan en una gradilla hasta que alcance la temperatura ambiente.

4.2.6 Finalmente, se enciende el colorímetro DR/890 marca HACH y se selecciona el programa de medición de COD. Se introduce primero el vial seleccionado como blanco y se presiona calibrar. Enseguida, se introduce el vial que contiene la muestra y se presiona leer (ambos viales se limpian perfectamente con un pañuelo). Se registra el dato de concentración de COD.

Nota 1: Al final se calcula la concentración final de ambos parámetros. Las diluciones son las siguientes:

Solución 1: 10 ml de lixiviado en 100 ml de agua desionizada

Solución 2: 10 ml de la solución 1 en 100 ml de agua desionizada

Solución 3: 5 ml de la solución 2 en 5 ml de agua desionizada

ANEXO G. Caracterización química (PNO determinación de DQO)

	Laboratorio de Procesos Ambientales y Tecnologías Renovables			
	PNO	Lixiviados de residuos de manejo especial	Clave	Versión
			PNO-LRME-001	1.0
	Título	Determinación de la demanda química de oxígeno		
Fecha de emisión: 20/07/2014	Fecha de revisión: 20/03/2014			

Página 1 de 2

1.0 Objetivo

Determinar la concentración de DQO, presente en lixiviados de residuos de manejo especial.

2.0 Alcance

Facilitar la transmisión de la técnica e incrementar la repetitividad dentro del laboratorio entre diferentes "ejecutantes" de las técnicas que se realizan en el laboratorio de PATR del Área de Ciencias Básicas e Ingenierías de la UAN.

3.0 Terminología

DQO: Demanda Química de Oxígeno

4.0 Materiales

- Micro-pipeta de 2 ml
- Bata de laboratorio
- Colorímetro DR/890 analiza HACH
- Reactor DR 200 HACH
- Gradilla

5.1 Reactivos

- Viales de digestión de DQO, alto rango plus, 200 a 15.000 mg/l DQO

6.2 Procedimiento

- 6.2.1 Se elige el set de rango alto rango plus, 200 a 15.000 mg/l DQO y se toman dos viales ("COD digestion reagent ml")
- 6.2.2 Se enciende el Reactor DR 200 HACH y se calienta a 150 °C
- 6.2.3 A los viales seleccionados, remover la tapa y colocar en un ángulo de 45 °.
- 6.2.4 Con ayuda de la micro-pipeta, a un vial se le adicionan 0.2 ml de agua desionizada (blanco) y al segundo vial se le adicionan 0.2 ml de lixiviado (muestra)

PNO (RM)-001 IV

	Laboratorio de Procesos Ambientales y Tecnologías Renovables			
	PNO	Lixiviados de residuos de manejo especial	Clase	Versión
			PNO-LRME-001	1.0
	Título	Determinación de la demanda química de oxígeno		
	Fecha de emisión: 30/09/2014	Fecha de revisión: 20/10/2014		

Página 2 de 2

4.2.5 Se les coloca la tapa a ambos viales. Se sujetan por la tapa y se invierten suavemente varios veces para mezclar el contenido. Ambos viales se colocan en el reactor precalentado DSR 200. Los viales se calientan durante dos horas (el reactor emite un sonido).

4.2.6 Cuando el reactor se apaga, se levanta la tapa y esperar 20 min hasta que la temperatura disminuya de 150 °C a 120 °C. Retirar los viales del reactor.

4.2.7 Inverte suavemente los viales varios veces y colocarlos en una gradilla hasta que baje la temperatura.

4.2.8 Encender el colorímetro DR/830 HACH y seleccionar el número del programa para DQO.

4.2.9 Limpiar el exterior del vial que se le denominó "blanco" e introducirlo en el colorímetro. Presionar el botón "Zero" para calibrar. Posteriormente, tomar el segundo vial que contiene la muestra y limpiar por el exterior, presionar READ y registrar el dato de la concentración de DQO.

Nota 1: Al final se calcula la concentración final de ambos parámetros. Las diluciones son las siguientes:

Solución 1: 10 ml de lixiviado en 100 ml de agua desionizada

Solución 2: 10 ml de la solución 1 en 100 ml de agua desionizada

Solución 3: 5 ml de la solución 2 en 5 ml de agua desionizada

Nota 2: Algunas de las sustancias que contienen los viales son peligrosas para la salud y seguridad del usuario, por lo cual, es necesario usar con todo el cuidado posible.

PNO-LRME-001-3

ANEXO H. Procedimiento para determinar demanda bioquímica de oxígeno

Introducción

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) es una prueba que se realizó a $20\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$ en un ambiente controlado. El periodo de la prueba fue ser de 5 días sujeto a las condiciones del análisis o protocolo. El examen de DBO mide la cantidad de oxígeno consumido por las bacterias que oxidan materia orgánica en una muestra de agua.

El objetivo de esta técnica fue la determinación de la demanda bioquímica de oxígeno, a partir de la lectura del oxígeno disuelto inicial y final en lixiviados de residuos de manejo especial. Lo que se busca es que la técnica sea aplicable para la determinación de DBO₅ en lixiviados, adaptando una técnica para determinar este parámetro en aguas residuales.

Definiciones y abreviaturas

DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxígeno; GGA: Solución de Glucosa Ácido Glutámico.

Unidades utilizadas: Se utilizarán las unidades básicas señaladas por la Oficina Internacional de Unidades (International Bureau des Unités) y las de la IUPAC; Volumen: L= litros = 10^3 mL = mililitros; Temperatura: $^{\circ}\text{C}$ = grados centígrados o Celsius; Peso: Kg = kilogramos = 10^3 gramos = 10^6 miligramos.

REACTIVOS

- Jabón alcalino
- Ácido clorhídrico con 36 % de pureza
- Agua desionizada
- Nutrient Buffer Pilows (dependiendo de la cantidad de agua de dilución que se requiera preparar utilizar una ampolleta ya sea de 3 o 6 l).
- Capsulas de inóculo marca *Polyseed*.
- Solución AGG (0.152 g de ácido glutámico + 0.152 g de glucosa diluidas en 1 l de agua desionizada).

MATERIAL Y EQUIPO

Botellas Winkler (las suficientes) para Demanda Bioquímica de Oxígeno de vidrio marca Wheaton, recipiente de HDPE con una máxima capacidad de 10 l. Pipetas volumétricas de 10, 15, 20 mL, perillas, probetas graduadas de 10 ml, multi-paramétrico marca HACH con sonda de oxígeno disuelto marca HACH, vaso de precipitado de 1 l, agitadores magnéticos, mangueras de plástico, placa de agitación con calentamiento marca IKA[®] C-MAGHS7, bomba de aire marca ELITE 799, cronómetro, cepillo para lavado de material, incubadora que alcance los $20\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2\text{ }^{\circ}\text{C}$ marca CRAFT Mod IDB-1000.

PROCEDIMIENTO

Etapa A. Lavado de las botellas Winkler para Demanda Bioquímica marca Pyrex y material de vidrio.

1. Se preparó jabón alcalino al 3% (Preparación: 30 ml de jabón concentrado en 1 l de agua destilada).
2. Se lavaron las botellas con agua corriente y el jabón preparado en el paso 1.
3. En un tina de 10 l, se colocó el jabón alcalino al 3% y las botellas Winkler; dejarlas durante una hora en remojo (con ayuda del cronómetro, contabilizar el tiempo).
4. Después del transcurso de una hora, se enjuagaron tres veces las botellas con agua de la llave y se dejaron secar (solo para quitar el exceso de agua).
5. Las botellas se pasaron a una tina de 10 l con HCl al 10% (preparación: 278 ml diluirlos en 1 l de agua destilada), se procuró que el pH estuviera < 2 y se dejaron durante 24 h.
6. Pasadas las 24 h, se retiraron las botellas del HCl al 10% y se enjuagaron perfectamente con agua destilada.
7. Se dejaron secar a temperatura, hasta que ya no se observó humedad dentro de las botellas.

Etapa B. Preparación del agua de dilución.

1. Se lavó el recipiente de HDPE de 10 l como se describió el lavado de las botellas Winkler en la Etapa A.
2. Se enjuagó perfectamente con agua desionizada para eliminar residuos.
3. Se agregó la ampolleta de Nutrient Buffer Pilows al recipiente descrito en 1 (dependiendo de la cantidad de agua de dilución necesaria para la prueba, se usó una ampolleta ya sea de 3 o 6 l).
4. Se llenó el recipiente de acuerdo al volumen requerido (3 o 6 l).
5. Posteriormente, se tapó el recipiente y se agitó para homogeneizar la muestra.
6. Asimismo se verificó que la incubadora estuviera a 20 °C para introducir el recipiente con el agua de dilución.

Etapa C. Esterilización de mangueras de aireación y barras de agitación.

1. En un vaso de precipitado, se colocaron 500 ml de agua destilada.
2. Con ayuda de una placa de calentamiento, se calentó el agua hasta 150 °C.
3. Alcanzada la temperatura, se colocaron las mangueras de aireación y las barras de agitación durante 15 min.
4. Se apagó la placa de calentamiento y se esperó a que la temperatura disminuyera.
5. Posteriormente, se retiraron las mangueras y las barras; se dejaron secar sobre servilletas de papel, se usaron hasta que ya no presentaron humedad.

Nota: La temperatura se verificó con un termómetro de 200 °C o más. El vaso de precipitado debe estar lavado como se describe en la Etapa A.

Etapa D. Preparación de inóculo *Polyseed*.

1. En un vaso de precipitado lavado como se describe en la Etapa A, se colocaron 500 ml de agua de dilución preparada en la Etapa B.
2. Se tomó una cápsula de inóculo *Polyseed* y se vertió el contenido dentro del vaso que contenía los 500 ml de agua dilución.
3. Asimismo, se colocó dentro una barra de agitación y se introdujeron las mangueras previamente esterilizadas.
4. Finalmente, se conectó la manguera a la bomba de aireación y se comenzó a airear al mismo tiempo que se agitó a 200 rpm. El proceso llevó una hora.

Nota: la cápsula de inóculo cuenta con dos colores (verde y azul), para abrir se retiró la parte azul y así se evitaban pérdidas en el inóculo.

Características químicas del *Polyseed*: forma granular, color café, olor rancio, gravedad específica de 4.1-5.8 lb/gal , insoluble en agua, pH de 7 ± 0.2 , tamaño de partícula de 1.588 mm, porcentaje de humedad de 6 %-12 %.

Etapa E. Preparación de los blancos.

1. Se retiró el agua de dilución de la incubadora y se verificó que la temperatura esté hasta 20 °C.
2. Se especificó el número de blancos requeridos por muestra y se dispusieron de las botellas Winkler necesarias.
3. Posteriormente, se llenaron las botellas con el agua de dilución y con ayuda de la tapa se dieron pequeños golpes sobre el cristal para quitar el oxígeno que quedó atrapado dentro de la misma.

NOTA: para evitar la formación de burbujas, el agua puede ser calentada hasta 45 °C e introducirla a las botellas Winkler.

Etapa F. Preparación de los controles.

1. En tres botellas Winkler, con ayuda de las pipetas volumétricas y las perillas, se vertieron 10, 15 y 20 ml del *Polyseed* preparado en la Etapa D.
2. Se verificó que al tomar los 10, 15 y 20 ml de *Polyseed* preparado, no trajera remanente.
3. Se llenaron las tres botellas con agua de dilución a 20 °C.

NOTA: se elaboró duplicado por cada control. Todas las botellas Winkler se marcaron con 15, 20 y 30 ml, respectivamente, para evitar que se confundan.

Etapas G. Preparación de los estándares GGA.

1. En dos botellas Winkler, con ayuda de una pipeta graduada debidamente marcadas para evitar confusiones; se agregaron 6 ml de la solución GGA.
2. Utilizando una pipeta graduada, a cada botella se agregaron 4 ml de inóculo *polysed* (se verificó que no trajera remanente) y se vertieron en las botellas enlistadas en el paso 1.
3. Finalmente, se llenaron las tres botellas con agua de dilución a 20 °C.

NOTA: Para evitar la formación de burbujas se puede dar pequeños golpes sobre el cristal de las botellas o bien, el agua puede ser calentada hasta 45 °C e introducirla a las botellas Winkler.

Etapas H. Introducción de la muestra.

1. En tres botellas Winkler, se colocaron las muestras de lixiviado, con ayuda de una probeta graduada se colocó en cada botella 1, 3 y 5 ml respectivamente.
2. Se etiquetó debidamente cada botella y se llenó una tabla con los datos de las muestras (fecha, hora, número de botella y lo que contiene).
3. Las botellas se llenaron con el agua de dilución a 20 °C y se quitaron las burbujas del cristal con un pequeño gulepeteo.
4. Posteriormente, se colocaron sobre la placa de agitación las botellas de un a la vez, con una barra de agitación dentro de la botella y se mantuvo en agitación.
5. Se calibró el multi-paramétrico con la sonda de oxígeno disuelto y se introdujo en la botella Winkler que se encontraba en agitación.
6. Se presionó el botón "leer oxígeno disuelto", el resultado fue en mg/l y se registró como OD inicial (esto se repitió con todas las botellas. Se lavó el medidor de oxígeno disuelto antes de cada medición).
7. Asimismo, se registró el dato obtenido en la tabla, así como la temperatura.
8. Se colocó la tapa de cada botella y el un sello de agua.
9. Se incubó durante 5 días a 20 °C.

NOTA: El sello de agua es la implementación de agua destilada sobre la tapa de cada botella. Se colocó Parfilm para sellar cada uno de los recipientes, esto no permite que se escape o que entre oxígeno.

NOTA 2: Es importante corroborar las lecturas finales del oxígeno disuelto, debido a que si el resultado es menor a 1 g/ml, el experimento se tiene que repetir.

Etapas I. Lectura del Oxígeno disuelto final

1. Se dispuso de la tabla que se elaboró en la etapa H.
2. Las botellas se retiraron dos horas antes del tiempo de incubación, después de haber transcurrido los cinco días.
3. Se destaparon las botellas de una por una, para evitar el intercambio de oxígeno muestra-ambiente o viceversa.
4. Posteriormente, se agitó con una barra magnética la muestra durante la medición de oxígeno disuelto.
5. El multi-paramétrico se ajustó para medir el oxígeno disuelto final.
6. Se presionó el botón "leer oxígeno disuelto", el resultado fue en mg/l y se registró como OD final (esto se repitió con todas las botellas y el medidor de oxígeno disuelto se lavó antes de cada medición).
7. Se registró el dato obtenido en la tabla, así como la temperatura.
8. Finalmente, se hicieron los cálculos correspondientes para determinar la DBO₅.

Calculo de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_n), expresada en miligramos por litro de oxígeno, usando la ecuación:

$$DBO_n = [(\rho_1 - \rho_2) - \frac{V_t - V_s}{V_t} \cdot (\rho_3 - \rho_4)] \cdot \frac{V_t}{V_{sam}}$$

ρ_1 = concentración de oxígeno disuelto de una de las disoluciones de la prueba en el tiempo cero, en miligramos por litro;

ρ_2 = concentración de oxígeno disuelto de esta misma disolución de la prueba después de n días, en miligramos por litro.

ρ_3 = concentración de oxígeno disuelto de la disolución de blanco en el tiempo cero, en miligramos por litro.

ρ_4 = concentración de oxígeno disuelto de la disolución de blanco después de n días, en miligramos por litro.

V_{sam} = volumen de muestra utilizada para la preparación de la disolución de ensayo en cuestión, en mililitros.

V_t = volumen total, en mililitros, de esta disolución de ensayo.

ANEXO I. Caracterización química (PNO determinación de nitrógeno amoniacal)

	Laboratorio de Procesos Ambientales y Tecnologías Renovables		
	PNO	Lixiviados de residuos de manejo especial	Clave
			PNO-IRME-001
	Versión		1.0
	Título	Determinación de nitrógeno amoniacal	
	Fecha de emisión: 30/08/ 2014	Fecha de revisión: 25/10/ 2014	

Página 1 de 2

1.0 Objetivo

Determinar el contenido de nitrógeno amoniacal presente en un lixiviado de residuo de manejo especial

2.0 Alcance

Facilitar la transmisión de la técnica e incrementar la repetitividad dentro del laboratorio entre diferentes "ejecutantes" de las técnicas que se realizan en el Laboratorio de PATR del Área de Ciencias Básicas e Ingenierías de la UAN

3.0 Terminología

NA: nitrógeno amoniacal

4.0 Materiales

- Micropipeta de 1 ml
- Bata de laboratorio
- Colorímetro DR/830 marca HACH
- Reactor DR-200 HACH
- Gradilla

4.1 Reactivos

- Set de reactivos de Nitrógeno Amoniacal, de rango alto, Test N Tube, 0.50 mg/L para 50 pruebas de nitrógeno Amoniacal
- "Ammonia salicylate Reagent Powder Pillow" (Sobres de reactivo de salicilato en polvo para la determinación de amoníaco) y "Ammonia Cyanurate Reagent Powder Pillow" (Sobre de reactivo de Cianurato en polvo para la determinación de amoníaco)

4.2 Procedimiento

- 4.2.1 Tomar el F4 de 0.50 mg/L N de NA
- 4.2.2 Tomar dos volúmenes del F4, a los cuales denominar Blanco y muestra
- 4.2.3 Introducir en el colorímetro HACH DR/830, el número del programa almacenado en nitrógeno amoniacal (DR, N) y presionar el botón "Zero"
- 4.2.4 Invertir el adaptador para violeta, en el colorímetro

PNO-IRME-001/01

	Laboratorio de Procesos Ambientales y Tecnologías Renovables			
	PNO	Lixiviados de residuos de manejo especial	Clave	Versión
			PNO-LRME-001	1.0
	Título		Determinación de nitrógeno amoniacal	
Fecha de emisión: 30/09/2014		Fecha de revisión: 25/10/2014		

Página 2 de 2

4.2.5 Remover las tapas de los viales para nitrógeno amoniacal. Con ayuda de una micropipeta adicionar 0.1 ml de agua desionizada para el blanco y 0.1 ml de lixiviado (muestra).

4.2.6 Paralelamente, adicionar a los viales el contenido de una almohadilla de 5 ml de "Amonia Salicylate Reagent Powder Pillow" y la almohadilla de 5 ml de "Amonia Cyanurate Reagent Powder Pillow".

4.2.7 Colocar las tapas de los viales y mezclar para disolver bien al contenido de las almohadillas.

4.2.8 En el colorímetro HACH, presionar NCMAR TIEMPO y automáticamente iniciará un cronómetro que marcará 20 min, que es el tiempo en el que ocurre la reacción.

4.2.9 Después del tiempo de reacción, ambos viales se limpian por el exterior con un pañuelo de microfibra para eliminar suciedad y grasa (los viales se disponen en una gradilla).

4.2.10 Introducir el vial (blanco) y presionar "Zero". Posteriormente, retirarlo e introducir el vial con la muestra, seleccionar "Read" y registrar el dato.

Nota 1: Al final se calculó la concentración final de ambos parámetros. Las diluciones son las siguientes:

Solución 1: 10 ml de lixiviado en 100 ml de agua desionizada.

Solución 2: 10 ml de la solución 1 en 100 ml de agua desionizada.

Solución 3: 5 ml de la solución 2 en 5 ml de agua desionizada.

PNO-LRME-001-VII

ANEXO J. Caracterización química (PNO determinación de nitrógeno inorgánico)

	Laboratorio de Procesos Ambientales y Tecnologías Renovables			
	PNO	Lixiviados de residuos de manejo especial	Clave	Versión
			PNO LRME-001	1.0
	Título	Método para determinar el nitrógeno inorgánico		
	Fecha de emisión: 30/09/2014	Fecha de revisión: 15/10/2014		

Página 1 de 2

1.0 Objetivo

Determinar el contenido de nitrógeno inorgánico presente en un lixiviado de residuo de manejo especial

2.0 Alcance

Facilitar la transmisión de la técnica e incrementar la repetitividad dentro del laboratorio entre diferentes "ejecutantes" de las técnicas que se realizan en el Laboratorio de PAIRA del Área de Ciencias Básicas e Ingenierías de la UPEL

3.0 Terminología

NT: nitrógeno total

4.0 Materiales

- Micropipeta de 1 ml
- Bata de laboratorio
- Colorímetro DR/890 marca HACH
- Gradilla

4.1 Reactivos

- Set de reactivos de nitrógeno amoniacal, amono rango bajo de 0.0 a 25.0 mg/l N de nitrógeno inorgánico para 50 pruebas
- Nitrógeno Total, set reactivos de pretratamiento para NT, para 50 pruebas de Nitrógeno Total
- "Ammonia Salicylate Reagent Powder Pillow" (Sobres de reactivo de salicilato en polvo para la determinación de amoniacal) y "Ammonia Cyanurate Reagent Powder Pillow" (Sobre de reactivo de Cianurato en polvo para la determinación de amoniacal)
- Agua destilada

4.2 Procedimiento

- 4.2.1 Tomar el kit de 0.0 a 25.0 mg/l N de nitrógeno inorgánico
- 4.2.2 Tomar dos vales del kit, a los cuales denominar blanco y muestra
- 4.2.3 Con el apoyo de una micropipeta, tomar 1 ml de NaOH 0.4 N (vase preparado en el kit) y adicionar a cada uno de los vales

PNO LRME-001-V01

	Laboratorio de Procesos Ambientales y Tecnologías Renovables			
	PNO	Lixiviados de residuos de manejo especial	Clave	Versión
			PNO-LRME-001	1.0
	Título		Método para determinar el nitrógeno inorgánico	
Fecha de emisión: 30/09/ 2014		Fecha de revisión: 15/10/ 2014		

Página 2 de 2

- 4.2.4 Posteriormente, agregar 1 ml de muestra de lixiviado al vial que se denominó muestra y 1 ml de agua desionizada (viene el kit). Colocar la tapa y mezclar durante 30 s.
- 4.2.5 Enseguida, se vierte el contenido de dos ampolletas de reductor de nitrógeno, en los viales preparados en el paso 4.2.4 y se mezcla durante 30 s.
- 4.2.6 Centrifugar los viales durante 3 min o hasta que los sólidos se sedimenten en el fondo del vial.
- 4.2.7 Tomar dos nuevos viales que viene el kit, denominados "N 2 AMBER" que es un diluyente reactivo de prueba para rango bajo de nitrógeno amoniacal.
- 4.2.8 De los viales centrifugados, tomar con mucho cuidado 2 ml de cada uno y adicionarlos a los viales "N 2 AMBER" para la muestra y el lixiviado.
- 4.2.9 A continuación, añadir el contenido del reactivo "Ammonia Salicylate Reagent Powder Pillow" y la almohadilla de 5 ml de "Ammonia Cyanurate Reagent Powder Pillow" a cada uno de los viales dispuestos como muestra y blanco. Dejar que transcurran 15 min para que ocurra la reacción.
- 4.2.10 Después del tiempo de reacción, ambos viales se limpian por el exterior con un pañuelo de microfibra para eliminar humedad y grasa (los viales se disponen en una gráfica).
- 4.2.11 Encender el colorímetro HACH DR/890 y seleccionar el programa para leer nitrógeno inorgánico.
- 4.2.12 Introdúcir el vial (blanco) y presionar "Zero". Posteriormente, retirarlo e introducir el vial con la muestra, seleccionar "Read" y registrar el dato.

Nota 1: Al final se calculó la concentración final de ambos parámetros. Las diluciones son las siguientes:

- Solución 1: 10 ml de lixiviado en 100 ml de agua desionizada
 Solución 2: 10 ml de la solución 1 en 100 ml de agua desionizada
 Solución 3: 5 ml de la solución 2 en 5 ml de agua desionizada.

PNO-LRME-001-VIII

ANEXO K. Caracterización química (PNO determinación de nitrógeno total)

	Laboratorio de Procesos Ambientales y Tecnologías Renovables			
	PNO	Lixiviados de residuos de manejo especial	Clave PNO-LRME-001	Versión 1.0
	Título	Método para determinar el nitrógeno total		
	Fecha de emisión: 30/09/ 2014	Fecha de revisión: 23/10/ 2014		

Página 1 de 4

1.0 Objetivo

Determinar el contenido de nitrógeno total, presente en un lixiviado de residuo de manejo especial.

2.0 Alcance

Facilitar la transmisión de la técnica e incrementar la repetitividad dentro del laboratorio entre diferentes "ejecutantes" de las técnicas que se realizan en el Laboratorio de PATR del Área de Ciencias Básicas e Ingenierías de la UAM.

3.0 Terminología

Blanco: Agua destilada (es un control)

Reactivos: Sustancia que se emplea para descubrir la presencia de otra.

Vial: Tubo de ensayo o frasco destinado a contener una sustancia, del cual se va extrayendo las dosis convenientes.

4.0 Procedimiento

4.1 Preparación de la muestra: Una vez tomadas las muestras en campo, por un personal idóneo del Lab. PATR, estas deben ser mantenidas en un lugar y ambiente seguro, para que no sufran alteraciones, y ser trasladadas al laboratorio donde se le realizarán las pruebas.

Dichas muestras, deben ser manejadas con precaución, debido a que si está, **no se** preserva a una temperatura de 4°C, puede alterar la lectura o mediciones de las mismas.

Las muestras deben cumplir estrictamente, el procedimiento de medición de nitrógeno total N_T (método 10072) en cuanto a enfriamiento, reposo y mediciones necesarias. Este procedimiento requiere digestión, el cual está incluido en la reacción.

4.1 Materiales

- Micropipeta de 1 ml
- Colorímetro DR/890 marca HACH
- Reactor DRF 200 HACH
- Gradilla
- Viales o tubos de ensayo
- Reactivos
- Fuentes

PNO LRME 001-IX

	Laboratorio de Procesos Ambientales y Tecnologías Renovables			
	PNO	Lixiviados de residuos de manejo especial	Clave PNO-LRME-001	Versión 1.0
	Título	Método para determinar el nitrógeno total		
	Fecha de emisión: 30/05/ 2014	Fecha de revisión: 15/10/ 2014		

Página 2 de 4

- Bata de laboratorio
- Mascareta
- Bata o calzado adecuado

4.2 Reactivos

- Set de reactivos de nitrógeno total, Test N Tubo de rango 0 0 a 25 0 mg/l N, para 50 pruebas de Nitrógeno Total

4.3 Procedimiento de la Prueba de Nitrógeno Total

[HACH método 10072 Método Digestión de Persulfato HR, rango 0 0 a 25 0 mg/l N]

- 4.3.1 Encender el reactor DBR 200 a una temperatura entre 101-106 °C.
- 4.3.2 Tomar dos viales del kit. Los dos viales son un blanco reactivo, a los viales agregar el reactivo "nitrógeno persulfato" en cada uno de los 2 tubos de Nitrógeno total HR habiendo para la digestión. Observe de que reaccione y que el reactivo no quede en las paredes.
- 4.3.3 Un vial sirve como blanco y el otro debe contener la muestra. Al blanco, adicionar 2 ml de agua desionizada y al segundo vial la muestra de lixiviado de residuo de manejo especial. Colocar la tapa y agitar durante 30 s.
- 4.3.4 Colocar los viales en el reactor DBR 200, caliente por exactamente 30 min.
- 4.3.5 Usando guantes renueva inmediatamente los viales del calor y deje que estos se enfríen a temperatura ambiente o de laboratorio.
- 4.3.6 Usa Hach Programs y seleccione 3% N, total HR TN1
- 4.3.7 Destape los viales de la digestión y agregue el contenido del reactor A de Nitrógeno total (TN) en cada vial.
- 4.3.8 Cierre los tubos e invertalos por 25 segundos.
- 4.3.9 Programe el reloj para un periodo de reacción de 3 minutos.
- 4.3.10 Después de finalizado el tiempo, quite las tapas y adicione el reactivo B de Nitrógeno total (N).

HACH 10072

	Laboratorio de Procesos Ambientales y Tecnologías Renovables			
	PNO	Lixiviados de residuos de manejo especial	Clave	Versión
			PNO-LRME-001	1.0
	Título		Método para determinar el nitrógeno total	
Fecha de emisión: 30/09/2013		Fecha de revisión: 15/10/2014		

Página 3 de 4

- 4.3.11 Cierre los tubos e invértalos por 15 segundos (si el reactivo no se disuelve completamente no afectará los resultados).
- 4.3.12 Programe el reloj para un periodo de reacción de 2 minutos. (la mezcla torna a un color amarillo).
- 4.3.13 Después de finalizar el tiempo, quite las tapas y tome 2 viales de TN Reagent C y adicione 2 ml de la muestra digerida, a cada vial. Adicione 2 ml del digerido al reactivo tratado como blanco a un segundo vial TN Reagent C.
- 4.3.14 Cerrar las tapas de los viales e invertir diez veces para mezclar. Los tubos deben estar calientes al tacto.
- 4.3.15 Programe el reloj para un periodo de reacción de 5 minutos un color amarillo puede interferir.
- 4.3.16 Después del tiempo de reacción, ambos viales se limpian por el exterior con un pañuelo de microfibra para eliminar suciedad y grasa (los viales se disponen en una gradilla).
- 4.3.17 Encender el colorímetro HACH DR/890 y seleccionar el programa para leer nitrógeno total.
- 4.3.18 Introducir el vial (blanco) y presionar "Zero". Posteriormente, retirarlo e introducir el vial con la muestra, seleccionar "Read" y registrar el dato.
- 4.3.19 Finalmente, el analista de prueba, remite los datos tomados de las muestras, a su jefe inmediato y este genera un análisis o informe detallado, el cual remite al director del PATR para su revisión y posteriormente este lo revisa, y devuelve al PATR para cualquier corrección. Estos trámites conllevan copias para sus respectivos archivos.
- 4.3.20 Cálculo de los resultados.

X_0 = Vial Blanco (agua destilada)

X_1, X_2, \dots, X_n = Vial con muestras (Reactivo más agua del lixiviado)

V = Cantidades de volúmenes en la que se mide la misma muestra o vial.

Prueba de la muestra: $X_1, X_2, \dots, X_n, \dots, X_n \sqrt{R}$

PNO-LRME-001-01

	Laboratorio de Procesos Ambientales y Tecnologías Renovables			
	PNO	Lixiviados de residuos de manejo especial	Clave	versión
			PNO-LRME-001	1.0
	Título	Método para determinar el nitrógeno total		
Fecha de emisión: 30/09/ 2014	Fecha de revisión: 15/10/ 2014			

Página 4 de 4

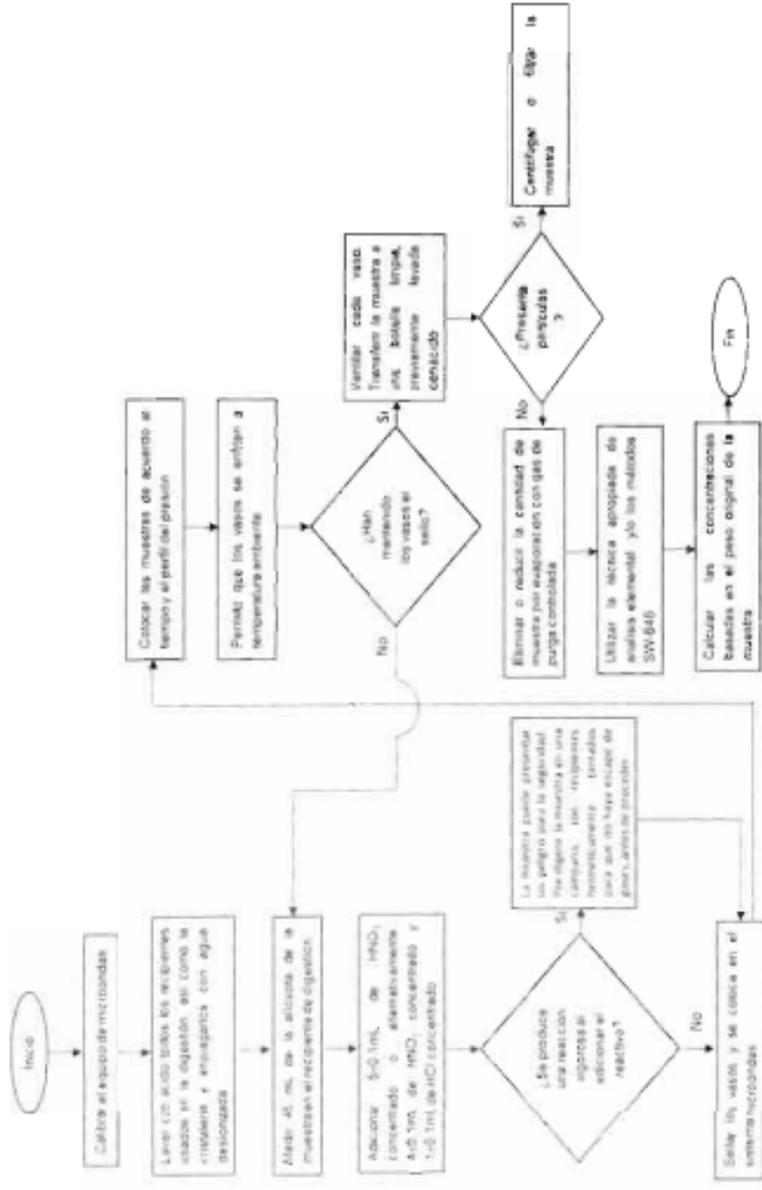
Nota 1: Al final se calculó la concentración final de ambos parámetros. Las diluciones son las siguientes:

- Solución 1 10 ml de lixiviado en 100 ml de agua desionizada
- Solución 2 10 ml de la solución 1 en 100 ml de agua desionizada.
- Solución 3 5 ml de la solución 2 en 5 ml de agua desionizada

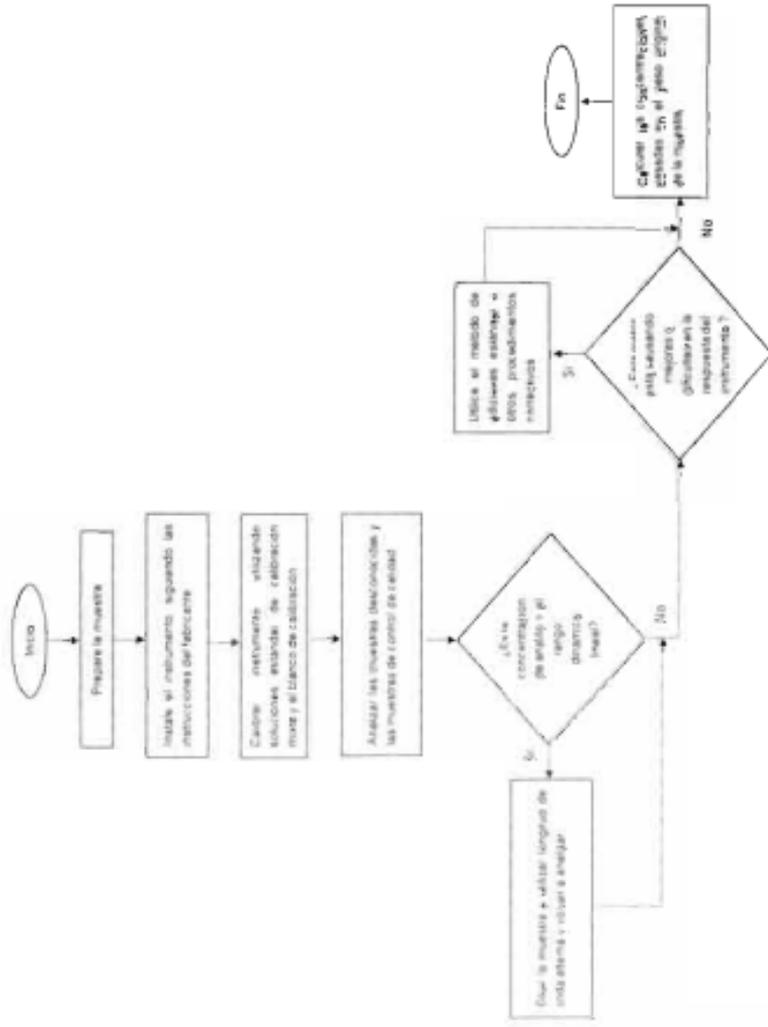
ANEXO L. Método 3051A-EPA. Digestión ácida asistida por microondas de sedimentos, lodos, suelos y arcillas.



Método 3015A-EPA, Digestión ácida asistida por microondas de muestras acuosas y extractos.



Método 6010C-EPA. Digestión ácida asistida por microondas de muestras acuosas y extractos.



ANEXO M. Cálculo para la obtención del comportamiento del biofiltro

$$Dx \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + v \frac{\partial C}{\partial x} + \lambda C = 0$$

La resolución matemática, nos permitió inferir que, la biodegradabilidad podría estar incluida en el segundo término de la ecuación anterior o incluso pudiera resolverse agregando un tercer término, considerando que las actividades metabólicas podrían ser modeladas con un término exponencial.

$$a \frac{d^2 y}{dx^2} + b \frac{dy}{dx} + cy = 0$$

Concentración al inicio de la ecuación $c = me^{mx}$

$$am^2 e^{mx} + bme^{mx} + ce^{mx} = 0$$

En esta ecuación $c = \lambda$

$$[am^2 + bm + c = 0] \cdot e^{mx}$$

Resolviendo por raíces distintas, de acuerdo al método la ecuación queda de la siguiente manera:

$$y = C_1 e^{-m_1 x} + C_2 e^{-m_2 x}$$

Sustituyendo términos:

$$C_A = C_1 e^{-\lambda x} + C_2 e^{-\lambda x}$$

Es una ecuación cuadrática

$$x = \frac{-b \pm \sqrt{b^2 - 4ac}}{2a}$$

Y queda de la forma siguiente:

$$m_1 = \frac{-v \pm \sqrt{v^2 - 4Dx\lambda}}{2Dx}$$

Cálculo de la velocidad de flujo (v)

Tiempo de recirculación $T_R=30$ minutos

Distancia $d=5$ cm

$$v = \frac{d}{t} = \frac{5 \text{ cm}}{30 \text{ min}} = 0.16 \text{ cm/min}$$

$$v = 0.16 \frac{\text{cm}}{\text{min}} \cdot \left(\frac{1 \text{ m}}{100 \text{ cm}}\right) \cdot \left(\frac{60 \text{ min}}{1 \text{ h}}\right) \cdot \left(\frac{24 \text{ h}}{1 \text{ día}}\right) = 2.304 \frac{\text{m}}{\text{día}}$$

λ = constante de reacción de primer orden o decaimiento = $\frac{1}{5 \text{ días}} = 0.2 / \text{día}$

D_s = coeficiente de difusión = $0.2 \text{ m}^2/\text{día}$

Sustituyendo los valores en siguiente ecuación, obtenemos m

$$m_1 = \frac{-2.308 + \sqrt{2.304^2 - (4 \cdot 0.2 \cdot 0.2)}}{2 \cdot 0.2} = -0.0875/\text{m}$$

$$m_2 = -11.4325/\text{m}$$

Al final sustituye el valor menor en la ecuación y quedan los siguientes valores:

Datos teóricos graficados

Tiempo	Concentración
0	15958.71
1	9516.62
2	6295.57
3	3379.58
4	1056.87
5	480.39

Datos experimentales

Tiempo	Concentración
0	11720
1	6453.45
2	5915.69
3	5422.77
4	4970.93
5	4556.74