



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN INGENIERÍA
(INGENIERÍA AMBIENTAL – AGUA)

**BARRERAS REACTIVAS APLICABLES EN ACUÍFEROS PARA LA
REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA PROVENIENTE DE
RESIDUOS URBANOS**

TESIS
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
MAESTRO EN INGENIERÍA

PRESENTA:
GABRIEL ALEJANDRO ARENAS MORENO

TUTOR PRINCIPAL:

DRA. ANA ELISA SILVA MARTÍNEZ FACULTAD DE INGENIERÍA

COMITÉ TUTOR

DRA. ANNE HANSEN HANSEN INSTITUTO MEXICANO DE LA
TECNOLOGÍA DEL AGUA

DRA. ROSA MARÍA FLORES
SERRANO INSTITUTO DE INGENIERÍA

DRA. SOFIA ESPERANZA
GARRIDO HOYOS INSTITUTO MEXICANO DE LA
TECNOLOGÍA DEL AGUA

M. C. ROLANDO SALVADOR
GARCÍA GÓMEZ FACULTAD DE QUÍMICA

MÉXICO, D. F. ENERO 2017



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

JURADO ASIGNADO:

Presidente: Dra. Hansen Hansen Anne M.
Secretario: Dra. Flores Serrano Rosa María
Vocal: Dra. Garrido Hoyos Sofía Esperanza
1 er. Suplente: M. en C. García Gómez Rolando S.
2 d o. Suplente: Dra. Silva Martínez Ana Elisa

Lugar donde se realizó la tesis: Facultad de Ingeniería, UNAM, Ciudad de México

TUTOR DE TESIS:

Dra. Silva Martínez Ana Elisa

FIRMA

Dedicatoria

A papá

A mamá

"El mejor legado de un padre a sus hijos es un poco de su tiempo cada día."

-Leon Battista Alberti

Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México-UNAM por ser mi *alma máter*.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca para realizar el posgrado.

Al Laboratorio de Ingeniería Ambiental por permitirme realizar la mi tesis.

A la Dra. Ana Elisa Silva Martínez por ser mi tutora y darme la oportunidad realizar esta investigación, gracias por su apoyo y asesorías.

A la Dra. Anne Hansen por sus valiosas aportaciones a este trabajo, su apoyo y motivarme a seguir por el camino de la investigación.

Al Mto. Rolando García por sus consejos, su colaboración y paciencia en las revisiones de este trabajo.

A la Dra. Rosa Ma. Flores y la Dra. Sofía Garrido por sus recomendaciones, observaciones y aportaciones a esta tesis.

A Livia por toda su ayuda, paciencia y apoyo en el laboratorio.

A todos mis profesores de la maestría por todo el conocimiento y contribuir a mi formación profesional. En especial a Rodrigo Takashi Sepúlveda, el Dr. Armando González y el Mto. Vicente Fuentes Gea, sus clases marcaron la diferencia.

A mis padres, porque sin ellos nada de esto sería posible, son y serán siempre mi inspiración y modelo a seguir, gracias por todo.

A Daniela por ser mi compañera de vida, por todo su apoyo y regaños para seguir adelante, por ser lo mejor que me dejó la maestría, gracias por tu amor. Te amo

A mis hermanos Diego y Celi, por siempre apoyarme y ayudarme cuando lo he necesitado, por tantas risas y buenos momentos por hacer de esta familia la mejor.

A mi familia, mis tías Nina y Marica por ser mis segundas mamás, a Gabito, a mi tía Xana, mi tío Efraín y Miranda por todo el apoyo en tiempos difíciles.

A mis amigos casi hermanos, Héctor, mi mejor amigo por absolutamente todo, porque este poco tiempo que estuvimos juntos en la maestría fue de lo mejor, a Daniel por siempre poner ante todo la amistad y por tantos buenos momentos, a Diego por su amistad y enseñarme a ver el mundo de forma diferente, a Alan Johann por ser tan buen amigo y apoyarme cuando lo necesité, a Canek, a Victor Manuel, César y Gerardo.

A mis compañeros de la maestría en especial a Oscar, Ale, Liz, Osiel, Talisia, José Luis, Fidel, Ricardo y Emilio.

ÍNDICE

RESUMEN	1
1 INTRODUCCIÓN	2
1.1 Justificación	3
1.2 Hipótesis	4
1.3 Objetivos	4
1.3.1 Objetivo General	4
1.3.2 Objetivos Particulares	4
1.4 Metas	4
1.5 Alcances y Limitaciones	5
2 ANTECEDENTES	6
2.1 Agua Subterránea	6
2.1.1 Contaminación de agua subterránea	7
2.1.2 Situación de la contaminación de agua subterránea a nivel mundial	9
2.1.3 Situación de la contaminación de agua subterránea en México	10
2.1.4 Barreras reactivas permeables en el Tratamiento del Agua Subterránea	12
2.2 Residuos Sólidos Urbanos	13
2.2.1 Disposición de los RSU en México	15
2.2.2 Lixiviados provenientes de RSU	16
2.3 Barreras reactivas permeables	19
2.3.1 Diseño de Barreras reactivas permeables	21
2.3.2 Evaluación de ciclo de vida de las Barreras reactivas permeables	23
2.3.3 Biobarreras reactivas permeables	24
2.4 Procesos biológicos	25
2.4.1 Biofiltros	29
2.4.2 Biopelícula	32
3 METODOLOGÍA	35
3.1 Diseño de experimentos	35
3.2 Obtención y caracterización de las muestras	36
3.2.1 Caracterización de los lodos y los lixiviados	39
3.3 Formación de las celdas y de las biobarreras	39

3.3.1	Materiales de empaque	39
3.3.2	Materiales de la celda y barrera	41
3.3.3	Formación de la biopelícula	43
3.4	Pruebas de Permeabilidad	44
3.5	Efecto de los lixiviados en las barreras	45
3.5.1	Modelo del acuífero en el laboratorio	46
3.6	Desempeño del Modelo	48
4	RESULTADOS	50
4.1	Caracterización de los lodos y los lixiviados	50
4.2	Formación de la biopelícula	52
4.2.1	Aclimatación de los microorganismos	52
4.3	Efecto de los lixiviados diluidos en las barreras reactivas permeables	53
4.3.1	Eficiencia de remoción de la Demanda Química de Oxígeno (DQO)	54
4.3.2	Comportamiento de los diferentes estados del Nitrógeno	57
4.4	Pruebas de Permeabilidad	61
4.5	Desempeño de las barreras	62
4.6	Análisis estadístico	64
4.6.1	Análisis por diluciones de lixiviado	66
5	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	69
5.1	Conclusiones	69
5.2	Recomendaciones	69
6	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	71
7	ANEXOS	78
7.1	Granulometría de la arena	78
7.2	Curvas de Calibración de los métodos analíticos	79

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2-1. Tipos de acuífero (Fuentes, 2000).	7
Tabla 2-2. Generación de RSU per cápita en diferentes regiones del mundo (Hoornweg y Bhada, 2012).	14
Tabla 2-3. Características físico-químicas de los lixiviados en rellenos sanitarios (Tchobanoglous y Kreith, 1985).	18
Tabla 2-4. Parámetros de rendimiento utilizados en biofiltración. Modificado de: Nikiema <i>et al.</i> , 2007.	31
Tabla 3-1. Diseño de experimentos por bloques.	35
Tabla 3-2 Calendario de toma de muestras de lixiviados.	38
Tabla 3-3. Técnicas para la caracterización de los lodos y lixiviados.	39
Tabla 3-4. Dilución agua-lixiviados.	47
Tabla 3-5. Proporción de arena para la simulación del acuífero.	47
Tabla 4-1. Caracterización del Lodo y del Lixiviado.	51
Tabla 4-2. Concentración de DQO del efluente en las celdas.	54
Tabla 4-3. Concentraciones de los diferentes estados del nitrógeno respecto al tiempo.	58
Tabla 4-4. Concentración inicial de DQO en las diferentes diluciones.	62
Tabla 4-5 . Parámetros de operación de las barreras a diferentes diluciones.	63
Tabla 4-6. Capacidad de eliminación de las celdas (g/m ³ día).	63
Tabla 4-7. Capacidad de eliminación de DQO de cada material de empaque en g/m ³ día.	64
Tabla 4-8. Matriz del diseño de experimentos.	65
Tabla 4-9. Análisis de la varianza para la capacidad de eliminación del diseño de experimentos por bloques.	65
Tabla 4-10. Análisis de la varianza para la CE de la dilución al 50%.	66
Tabla 4-11. Análisis de la varianza para la CE de la dilución al 30%.	67
Tabla 4-12. Análisis de la varianza para la CE de la dilución al 10%.	67
Tabla 4-13. Análisis de la varianza para la CE de la dilución al 1%.	68

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1-1. Acuíferos sobreexplotados en México (CONAGUA, 2015).	3
Figura 2-1. Configuraciones de las BRP (Gavaskar, 1999).	19
Figura 2-2. Cambios en formas de nitrógeno en aguas contaminadas bajo condiciones aerobias (Masters y Ela, 2008).	28
Figura 2-3. Demanda bioquímica carbonosa y nitrosa de oxígeno. La DBO total es la suma de estas dos (Masters y Ela, 2008).	29
Figura 2-4. Esquema de un biofiltro sumergido aireado. Modificado de Mendoza y Stephenson (1999).	30
Figura 3-1. Tanque de membranas de la PTAR de CU.	36
Figura 3-2. Celdas en la que se llevó a cabo la producción de lodos activados.	37
Figura 3-3. Ubicación de la laguna de lixiviados en el relleno sanitario de Tlalnepantla.	38
Figura 3-4. Laguna de lixiviados del relleno sanitario de Tlalnepantla.	38
Figura 3-5. Composta proveniente de la planta de CU.	40
Figura 3-6. Tamaños de partícula del tezontle como medio filtrante.	41
Figura 3-7. Celdas de acrílico utilizados para rellenar con material, que simula el acuífero y la BRP. A) Celda de acrílico. B) Barrera Reactiva Permeable. C) y D) BRP con difusores de oxígeno.	42
Figura 3-8. Diagrama de las celdas utilizadas para la modelación del acuífero con la BRP (cotas en cm).	43
Figura 3-9. Descripción gráfica de la prueba para la obtención de la relación óptima de lodos-lixiviados, utilizando las diferentes mezclas (M1-M4) de estos.	44
Figura 3-10. Esquema para la formación de la biopelícula en la barrera.	44
Figura 3-11. Diseño del sistema utilizado.	45
Figura 3-12. Cambio de concentración del lixiviado respecto a la distancia de la barrera. Modificado de Ortiz <i>et al.</i> (2007).	46
Figura 3-13. Subsistemas del modelo del acuífero. A: Suministro lixiviado diluido, B: Arena, C: BRP D: Monitoreo	46

Figura 4-1. Cinética de crecimiento de microorganismos.	52
Figura 4-2. Concentración de DQO por microorganismos en biopelícula.	53
Figura 4-3. Sistema que simula el cuífero con las BRP con las tres celdas.	53
Figura 4-4. (a) Concentración de DQO (b) Eficiencia de remoción de DQO para la dilución de lixiviado al 50%.	55
Figura 4-5. (a) Concentración de DQO (b) Eficiencia de remoción de DQO para la dilución de lixiviado al 30%.	55
Figura 4-6. (a) Concentración de DQO (b) Eficiencia de remoción de DQO para la dilución de lixiviado al 10%.	56
Figura 4-7. (a) Concentración de DQO (b) Eficiencia de remoción de DQO para la dilución de lixiviado al 10%.	57
Figura 4-8. Comportamiento del nitrógeno respecto al tiempo para la dilución al 50% en las celdas.	59
Figura 4-9. Comportamiento del nitrógeno respecto al tiempo para la dilución al 30% en las celdas.	59
Figura 4-10. Comportamiento del nitrógeno respecto al tiempo para la dilución al 30% en las celdas.	60
Figura 4-11. Comportamiento del nitrógeno respecto al tiempo para la dilución al 1% en las celdas.	60
Figura 4-12. Permeámetro de carga variable.	61
Figura 4-13. Columnas empacadas para las pruebas de permeabilidad para los materiales de empaque.	62
Figura 4-14. Capacidad de eliminación de DQO de los materiales de empaque.	64

RESUMEN

Debido a la creciente demanda de agua, a partir de la década de los setenta, el número de acuíferos sobreexplotados ha aumentado de manera significativa en nuestro país, observando grandes cantidades de contaminantes orgánicos en las aguas provenientes del subsuelo. Una de las principales fuentes de contaminación son los lixiviados infiltrados al agua subterránea debido a la inadecuada disposición de los residuos sólidos urbanos. En esta investigación se propone el uso de biobarreras reactivas permeables para la remoción de contaminantes orgánicos provenientes de lixiviados de un relleno sanitario municipal a escala laboratorio. Se utilizaron tres celdas que simulan las condiciones de un acuífero, dos de ellas incluyeron las biobarreras que se empacaron con dos diferentes materiales de soporte (tezontle y composta) y la tercera funcionó como un testigo al contener sólo arena. Se alimentaron diferentes concentraciones de lixiviados (50%, 30%, 10% y 1%) en un flujo de agua (10mL/min) con el objeto de evaluar la distancia de la biobarrera a la fuente de contaminación evaluando la capacidad de eliminación del sistema. Para cada concentración de lixiviado el sistema operó durante cinco días de manera continua, donde se evaluaron diferentes parámetros de calidad del agua, siendo el objetivo de este trabajo la eficiencia de remoción de la demanda química de oxígeno (DQO). En cuanto a la eficiencia de remoción (ER) de la DQO, en la dilución del 50% se observó que la biobarrera empacada con tezontle fue la que mostró mejor desempeño (ER=48%), seguida de la empacada con composta (ER=40%) y por último la celda testigo con una ER del 17%. Para la dilución del 30% la barrera con tezontle alcanzó una ER de 55%, seguida de la celda testigo con una ER del 41% y por último la biobarrera empacada con composta (ER=31%). Con la dilución del 10%, la biobarrera de tezontle alcanzó un máximo del 93%, seguida de la empacada con composta con una ER del 90% y la celda testigo con una ER del 76%. Para la dilución del 1% la barrera de tezontle así como la celda testigo alcanzaron una ER del 71% y 65% respectivamente, mientras que la biobarrera empacada con composta mostró una mayor concentración de DQO a la salida, lo que sugiere que hubo lavado del material de empaque.

Finalmente se evaluó la capacidad de eliminación (CE) de cada material de soporte, encontrando que la CE en las biobarreras es proporcional a la concentración de contaminantes, lo que quiere decir que los microorganismos son capaces de asimilar el sustrato. En la biobarrera empacada con tezontle se encontraron las CE más altas, seguida de la biobarrera de composta, por otro lado en la celda testigo (arena) se observó que la CE disminuyó en la dilución al 50%, lo que puede explicarse debido a la saturación de la arena. Estos resultados sugieren el uso del tezontle como material de soporte de la biopelícula para la remoción de material orgánica.

1 INTRODUCCIÓN

En México a pesar de la normatividad relacionada con la disposición de residuos sólidos, no todos los sitios de disposición dan cumplimiento a estas normas, lo cual genera diversos problemas de contaminación ambiental, entre ellos la infiltración y contaminación de los mantos acuíferos y como consecuencia su esparcimiento hacia las zonas de extracción provocando la contaminación de pozos.

Debido a la problemática asociada a la contaminación de las aguas subterráneas con contaminantes orgánicos, las barreras reactivas permeables constituyen una técnica de tratamiento de aguas subterráneas *in situ*, que consiste en la intercepción del paso del agua subterránea para reducir o transformar los contaminantes presentes en ella. Además, esta técnica es una de las alternativas de menor costo y puede abarcar un mayor volumen de agua a tratar que las técnicas *ex situ* (ININ, 2005).

Para llevar a cabo la remoción o reducción de contaminantes en la barrera, se coloca un material reactivo en la intercepción con las aguas subterráneas, donde la degradación se lleva a cabo por procesos físicos, químicos o biológicos (Pagnanelli *et al.*, 2009). El mayor impacto producido en una barrera permeable reactiva es ocasionado por el material reactivo (Gavaskar, 1999).

Es importante tomar en cuenta la distancia a la que se colocará la barrera reactiva, ya que la concentración de los contaminantes puede afectar el desempeño de la barrera (menor distancia, mayor concentración de contaminantes, etc.).

Este trabajo está enfocado en investigar cual es el efecto de la concentración de lixiviados y el material de empaque en una barrera reactiva, evaluando la capacidad de eliminación del sistema. Ya que puede ser factible aplicar esta metodología para reducir la contaminación causada por los lixiviados de residuos sólidos dispuestos de forma inadecuada.

1.1 Justificación

En nuestro país el 70% del abastecimiento de agua potable es extraído del subsuelo, por lo que el aprovechamiento de las aguas subterráneas ha pasado de una etapa de desarrollo a una de gestión, especialmente en lo que concierne a la conservación de su calidad y cantidad. A partir de la década de los setenta, el número de acuíferos sobreexplotados ha aumentado de manera significativa, esto es, que la extracción del agua procedente del acuífero sobrepasa la recarga natural del mismo. La Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) a través del Sistema Nacional de Información del Agua en el 2010 estableció que el 49% del agua extraída para todos los usos, proviene de acuíferos sobreexplotados (Figura 1-1).

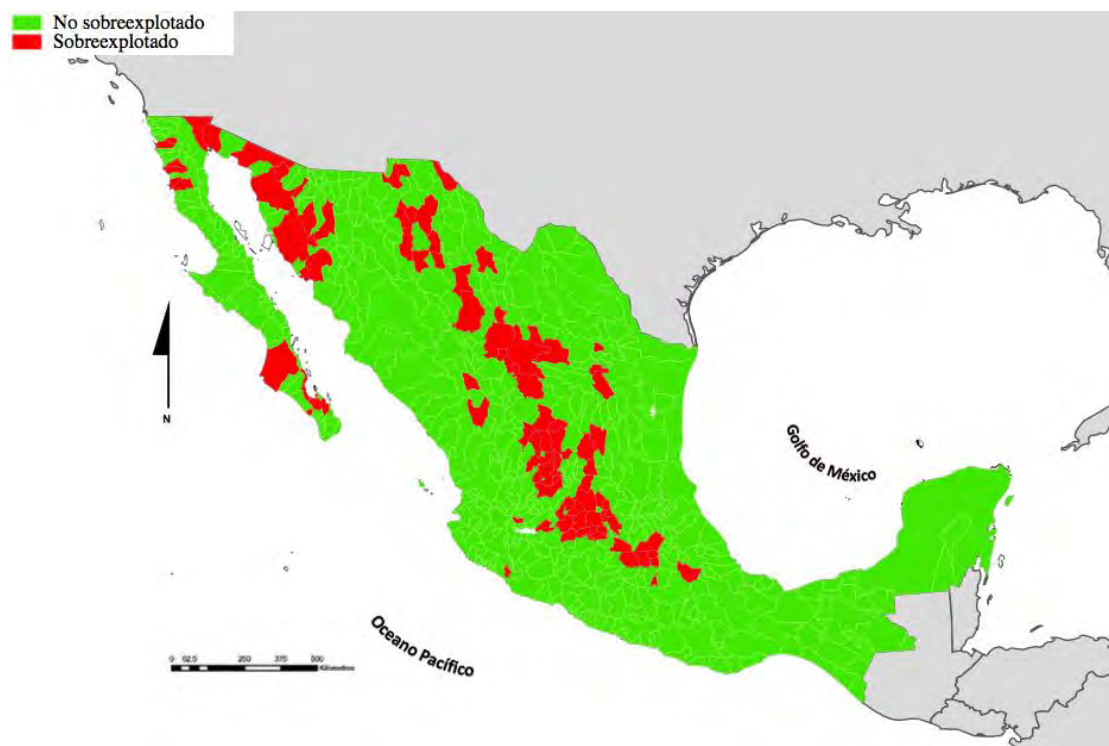


Figura 1-1. Acuíferos sobreexplotados en México (CONAGUA, 2015).

Previo a los años 80's, los contaminantes orgánicos fueron en gran parte ignorados en círculos geohidrológicos. Su importancia fue, en parte, subestimada debido a la falta de evidencia empírica, era extraño observar contaminantes químicos orgánicos en aguas provenientes de los pozos. Con el desarrollo de nuevos métodos se tornó claro que la contaminación orgánica de aguas subterráneas era más común de lo que se pensaba (Fiorenza *et al.*, 2000).

A partir de estos estudios se desarrollaron diferentes técnicas de tratamiento del suelo y agua subterránea contaminados; las técnicas *ex situ* donde el suelo o agua subterránea contaminada es extraído y tratado fuera del lugar de origen y las técnicas

in situ donde son tratados en el sitio de origen, por ejemplo, mediante barreras reactivas permeables.

En las barreras reactivas biológicas el tiempo en el que los contaminantes son degradados es variable ya que depende de la porosidad del acuífero, de la biodegradabilidad de los contaminantes, y de la concentración y tipo de comunidad microbiana presente en la barrera.

Debido al contexto anterior la realización de este trabajo responde a la necesidad de evaluar la eficiencia de la remoción de compuestos biodegradables en acuíferos como son los producidos por residuos sólidos urbanos (RSU), en virtud de que en nuestro país no se cuenta con estudios específicos de la eficiencia de este tipo de tratamiento.

1.2 Hipótesis

La barrera permeable aplicable a acuíferos puede ocupar microorganismos para remover la materia orgánica proveniente de lixiviados de RSU.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo General

Determinar la eficiencia de remoción de materia orgánica proveniente de lixiviados en acuíferos mediante barreras reactivas biológicas a nivel laboratorio.

1.3.2 Objetivos Particulares

- Determinar la factibilidad de que los lodos de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) de Ciudad Universitaria (CU) puedan formar una biopelícula que degrade lixiviados sobre una matriz de tezontle.
- Comparar la eficiencia de remoción de la materia orgánica de los lixiviados con una barrera de tezontle y una formada de composta de la planta de CU.
- Determinar el efecto de la dilución de lixiviados en la eficiencia de remoción de materia orgánica en las barreras.

1.4 Metas

- Formar una biopelícula adaptada a lixiviados sobre tezontle como material de soporte.
- Adaptar las barreras reactivas permeables simulando un acuífero en un modelo de laboratorio.
- Determinar el efecto de dilución por aportación de agua del acuífero en la pluma contaminante de lixiviados.

1.5 Alcances y Limitaciones

- Se utilizaron microorganismos provenientes de lodos de la planta de tratamiento de aguas residuales de Ciudad Universitaria, Ciudad de México.
- Se utilizó arena con un tamaño específico (D_{10}) de 0.5mm y un coeficiente de uniformidad de 1.42
- Se utilizó composta proveniente de la planta de composta de Ciudad Universitaria, Ciudad de México.
- Se utilizó tezontle comercial.
- Se utilizaron lixiviados del relleno sanitario de Tlalnepantla.
- La materia orgánica se determinó por medio del parámetro de Demanda Química de Oxígeno (DQO).
- Las pruebas se realizaron a nivel laboratorio.

2 ANTECEDENTES

En este capítulo se presenta la revisión de los temas que interactúan en este trabajo, como la contaminación en acuíferos, el problema de la mala disposición de residuos sólidos y la generación de lixiviados en nuestro país, así como las características de las barreras reactivas permeables (técnica propuesta) utilizando la degradación biológica y el desarrollo de la película biológica para la remoción de compuestos orgánicos biodegradables.

2.1 Agua Subterránea

El agua subterránea contenida en el subsuelo constituye el 1.7% ($23.4 \times 10^6 \text{ km}^3$) de la reserva mundial de agua (Shiklomanov, 1993), sin embargo, no toda es aprovechable para el consumo humano. Gran parte de las formaciones geológicas pueden contener agua en sus poros, sin embargo un número reducido son productoras de agua subterránea y disponibles para satisfacer las necesidades de la comunidad.

El acuífero es una formación geológica natural que almacena y transmite agua de buena calidad que puede extraerse de forma económicamente aprovechable. Algunos ejemplos de materiales que constituyen acuíferos adecuados para la extracción de agua son los aluviones de material grueso (arena de 0.1 a 2.0mm y grava mayor a 2.0 mm), areniscas poco cementadas, rocas volcánicas vesiculares, calizas cavernosas, etc. El coeficiente de permeabilidad de los acuíferos se encuentra entre 10^{-1} cm/s para un grado de permeabilidad alto, de 10^{-1} a 10^{-3} cm/s para permeabilidad media, de 10^{-3} a 10^{-5} cm/s para baja permeabilidad, de 10^{-5} a 10^{-7} para muy baja y menor a 10^{-7} se considera impermeable. Esto es, se considera acuífero a una arenisca que da unos cuantos litros por segundo en una región desértica y se considera roca impermeable a la misma formación si está en un valle aluvial de gravas y arenas (Fuentes y Athala, 2000).

Para conocer el comportamiento tanto del agua como de algún contaminante que pueda infiltrarse hacia el subsuelo, es necesario conocer las propiedades del material contenido en el acuífero, ya que estas determinan las características del flujo en estos sistemas como las que se presentan en la Tabla 2-1.

Tabla 2-1. Tipos de acuífero (Fuentes, 2000).

Tipo de Acuífero	Condiciones
Libre	El agua subterránea tiene una superficie libre abierta a la atmósfera que se denomina nivel freático.
Confinado	El agua está confinada a una presión mayor que la atmosférica. Esta limitado en su parte superior e inferior por acuicludos. El nivel que indica la presión del agua subterránea en este acuífero recibe el nombre de nivel piezométrico y se ubica sobre el límite superior del acuífero.
Semiconfinado	Es un acuífero limitado superiormente por una formación poco permeable (acuitardo) y que tiene agua a mayor presión que la atmosférica.

Los acuíferos más susceptibles a la contaminación son los acuíferos libres que, debido a su superficie abierta y la capa permeable superior a la zona saturada, permite la infiltración de contaminantes, sin embargo los acuíferos semiconfinados también permiten el transporte de contaminación a través de su superficie poco permeable, que si bien no permite un buen flujo horizontal, la infiltración de contaminantes puede llevarse a cabo después de algún tiempo. Los acuíferos confinados pueden contaminarse desde el sitio de recarga, riesgo que se corre cuando RSU son depositados en barrancas como vertederos, tal es el caso de Santa Fe y Santa Catarina, en la Ciudad de México.

La mayoría de los contaminantes sólidos o algunas bacterias son removidas de manera natural cuando el agua superficial se filtra en los mantos acuíferos, sin embargo grandes volúmenes de desechos domésticos e industriales pueden llegar a saturar este proceso, permitiendo que el agua subterránea se contamine con estos compuestos.

2.1.1 Contaminación de agua subterránea

La contaminación del agua subterránea es un grave problema ambiental que difícilmente es remediable. Debido a la ubicación en el subsuelo se puede considerar que el agua subterránea está protegida de la contaminación inmediata, no obstante, cuando la contaminación llega a alcanzar el agua subterránea, implica un proceso costoso y complicado de remediación. Entre las dificultades se encuentra la inaccesibilidad a algunos acuíferos; además si el agente contaminante se ha incorporado al flujo subterráneo es complicado conocer su movimiento y evolución,

así como detenerlo para que no llegue a los pozos en explotación (Alcocer *et al.*, 1999).

El origen y causas subyacentes de las llamadas *presiones* (agentes que potencialmente dañan al medio ambiente) en el medio ambiente incluyendo el agua subterránea son conocidas como *fuerzas motrices* y se pueden definir como actividades humanas descritas en términos de los principales sectores socio-económicos (Scheidleder *et al.*, 1999). Las principales fuerzas motrices que contaminan el agua subterránea son las siguientes:

a) Urbanización

El aumento de población que opta por vivir en zonas urbanas ha favorecido el crecimiento de estas. En una zona urbana existen varias formas de posible contaminación hacia el agua subterránea como: rellenos sanitarios, tanques sépticos, efluentes domésticos e industriales, fugas en los sistemas de agua residual y en estaciones de gasolina (Jeong, 2001).

b) Turismo

El turismo causa una alta *presión* en el agua subterránea, especialmente por el aumento en la demanda de agua en temporada donde el agua subterránea se encuentra en una situación crítica. También a esto se le debe de sumar los residuos sólidos y aguas residuales de este sector que pueden representar un peligro para el ambiente (Scheidleder *et al.*, 1999).

En nuestro país, la ciudad de Cancún, Quintana Roo ha mostrado un deterioro en la calidad del agua subterránea, esto debido a que la ciudad de Cancún no cuenta con un drenaje sanitario y pluvial para desalojar sus aguas servidas, utiliza fosas sépticas y pozos pluviales; en las zonas con asentamientos irregulares sus desechos sólidos son depositados a cielo abierto. Esto ha provocado que exista una contaminación por materia orgánica (MO) en la parte superior del acuífero de 25 mg/L de nitrógeno de nitratos (Castro y Gález, 2002).

c) Industrial

Las industrias de servicio y manufactura requieren grandes cantidades de agua con diversos propósitos como el enfriamiento, proceso o limpieza, lo cual en algunos casos exige una sobreexplotación de los acuíferos para satisfacer estas necesidades. En el pasado la mayoría de los sitios industriales disponían sus residuos dentro del mismo sitio, el cual muchas veces no contaba con las características para evitar una contaminación en los alrededores (Pye y Kelly, 1984). En el municipio de Tultitlán en el Estado de México, la empresa Cromatos de México en 1958 comenzó su actividad industrial para producir pigmentos y sustancias para curtir pieles a partir de la *cromita*, un mineral que es la forma natural del cromo, su forma hexavalente,

generada a partir de la producción de dichas mercancías es altamente nocivo para la salud. La fábrica cerró en 1978 ante las evidencias del daño que esta había causado a los habitantes y al entorno, no obstante, 30 años después de la clausura en el 2008, se inició el retiro de contaminantes que permanecieron todo ese tiempo en las instalaciones, ya que estos residuos afectaron de manera grave e irreversible los mantos acuíferos y el terreno circundante (Castro, 2009).

d) Agricultura

Esta actividad ha representado un importante incremento en cuanto a contaminación de agua subterránea se refiere, con el paso del tiempo la necesidad de mayor producción ha ocasionado que grandes áreas sean utilizadas para los campos de sembradío en las cuales se encuentran zonas de recarga de acuíferos y aunado a esto el uso de fertilizantes y pesticidas ha ocasionado un problema de infiltración de estos; el contaminante más común procedente de la agricultura es el nitrógeno (Nielsen y Lee, 1987; Scheidleder *et al.*, 1999; Strebel *et al.*, 1989).

La contaminación del agua subterránea producida por fugas, derrames o disposición de sustancias tóxicas, es considerada como uno de los principales problemas ambientales en la actualidad (Ahlfeld *et al.*, 1988; Soller y Berg, 1992).

El monitoreo de la contaminación en aguas subterráneas era poco común, especialmente en relación a los contaminantes orgánicos, no fue hasta la aprobación de la Ley de Responsabilidad Compensación y Recuperación Ambiental (Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act, CERCLA, por sus siglas en inglés) y la Ley de Conservación y Recuperación de Recursos Naturales (Resource Conservation and Recovery Act., RCRA, por sus siglas en inglés) en 1980 y 1984 respectivamente, que se comenzaron a monitorear de forma constante estos contaminantes. Entre los contaminantes químicos más comúnmente detectados en las aguas subterráneas que representan un riesgo a la salud, son los contaminantes orgánicos, además que se ha encontrado dificultad en la remediación de sitios contaminados por estos (Mackay y Cherry, 1989).

2.1.2 Situación de la contaminación de agua subterránea a nivel mundial

De los diversos contaminantes orgánicos encontrados en el agua subterránea, los más comunes son los solventes industriales y los hidrocarburos aromáticos de productos del petróleo. La mayoría del agua subterránea contaminada por este tipo de contaminantes es causada por fugas, derrames o disposición de líquidos orgánicos inmiscibles (líquidos en fase no acuosa, *NAPL*, por sus siglas en inglés) en agua hacia el subsuelo. La disolución de los *NAPL* y el transporte subsecuente de los constituyentes

disueltos por el agua subterránea puede generar varias plumas de contaminantes (Mackay *et al.*, 1985). En Estados Unidos y Canadá se reportaron plumas de contaminantes en acuíferos de grava y arena, entre las causas de contaminación se encuentra la infiltración de aguas residuales en un acuífero en Cape Code, Massachusetts alcanzando volúmenes de 40,000,000,000 de litros de pluma contaminante, una planta de procesos en Ocean City, Nueva Jersey formando una pluma con un volumen de 5,700,000,000 litros, un sitio de disposición de residuos de manejo especial en Gloucester, Ontario con una pluma de 102,000,000 de litros. Entre los contaminantes se encuentran Tricloroetileno (TCE), 1, 1, 1 Tricloroetano (TCA), Tetraloroetileno (PER), detergentes, 1,4 Dioxano, Freón 113, Dietil Eter (DEE), Tetrahidrofurano (THF) (Mackay & Cherry, 1989).

En la Unión Europea, la contaminación del suelo ha mostrado ser un grave problema para la salud humana, los metales pesados procedentes de efluentes industriales contaminan el agua potable, suelo, cultivos y comida. A su vez, el gran volumen de residuos y el aumento en el uso de químicos ha resultado en la contaminación de diversos sitios a lo largo de Europa (Panagos *et al.*, 2013).

Scheidleder y colaboradores (1999), establecen que el agua subterránea en Europa se encuentra en riesgo de varias *presiones* derivado del aumento de las actividades humanas. Las mayores amenazas provienen del uso de compuestos químicos para la agricultura (fertilizantes, pesticidas), contaminación producida por fuentes fijas (descargas industriales, rellenos sanitarios, almacenamiento de sustancias de forma inadecuada) y una sobre explotación para la obtención de agua potable y otros recursos. Estas actividades han ocasionado una degradación de la calidad y la disminución en la cantidad de agua en muchos cuerpos de agua y acuíferos a lo largo del continente.

2.1.3 Situación de la contaminación de agua subterránea en México

La recuperación, reciclaje y reúso de aguas residuales ha sido una actividad practicada en diversas partes del mundo que ha causado contaminación del agua subterránea. En países en vías de desarrollo, particularmente aquellos con climas áridos o semiáridos, el agua residual ha tomado gran importancia como un recurso para la irrigación de campos de cultivo. El agua residual además de proveer una fuente de abastecimiento de agua a un bajo costo permite beneficios entre los que se encuentran: a) un aumento en los campos de cultivo, b) una reducción del uso de fertilizantes químicos, c) protección contra el daño por climas fríos y d) la conservación de las fuentes de agua naturales (Asano & Levine, 1996).

En México el incremento poblacional en las zonas urbanas ha ocasionado un aumento en la demanda de agua potable y agua para la irrigación de campos y la industria. Para poder satisfacer estas demandas, se ha creado una dependencia del agua subterránea, la cual en varias partes del país se encuentra en riesgo de sobreexplotación. Asociado al crecimiento de la población se han mejorado los sistemas de agua residual, esto ha resultado en grandes volúmenes de agua residual tratada para la irrigación de campos de cultivo. Por esto, México es uno de los países en el mundo con más experiencia en la irrigación por medio de agua residual, sin embargo, como se ha mencionado anteriormente, el uso de agua residual para riego presenta algunos problemas si no es manejada adecuadamente, ya que por una parte contamina suelos y productos agrícolas y por otro lado esta presenta un riesgo de contaminación a acuíferos subyacentes.

En un estudio realizado por Gallegos y colaboradores (1999) acerca del efecto producido por la irrigación con agua residual en el agua subterránea en dos sitios, la Ciudad de León, Guanajuato y el Valle del Mezquital, Hidalgo, concluyen que existe un efecto negativo en la calidad del agua subterránea. Bacterias fecales son transportadas de la superficie al acuífero, acuíferos superficiales y aquellos acuíferos en los cuales el nivel freático se encuentra cerca de la superficie son más propensos a ser contaminados por contaminantes microbianos, existen cantidades elevadas de nitratos en el Valle del Mezquital lo cual sugiere que el nitrógeno está migrando del agua residual hacia el acuífero.

Otra forma de contaminación del agua subterránea es por medio de microorganismos; un caso por esta contaminación es el que presentaron Ramírez y colaboradores en el 2009, en este estudio encontraron contaminación por coliformes totales y amibas en el acuífero de Zacatepec, en el estado de Morelos, la presencia de coliformes y amibas de vida libre en el acuífero, aunque sea en bajo número, sugiere que los microorganismos pueden estar presentes en el agua subterránea profunda y que estos sistemas acuáticos pueden soportar una comunidad microbiológica. Lo anterior es importante porque hasta hace relativamente poco tiempo se consideraba que la posibilidad de que ocurrieran procesos biológicos en el agua subterránea era poca y no significativa. Es probable que la presencia de asentamientos humanos, carentes de servicios sanitarios y drenajes adecuados, esté influyendo en el deterioro que se empieza a observar en la calidad del agua del acuífero (Ramírez *et al.*, 2009).

La contaminación por hidrocarburos es otro tema de interés en lo que respecta a nuestro país, esto debido a que es uno de los principales recursos nacionales. En los primeros dos meses de 2012, los ingresos por exportación de crudo ascendieron los 7 mil 846 millones de dólares, según datos de la Secretaría de Hacienda (Industria Petrolera Mexicana, 2012). Saval y colaboradores en el 2004, mencionan que en

México se han detectado varios sitios contaminados que afectan las aguas subterráneas. Por razones de confidencialidad no es posible revelar su localización, sin embargo, se hace referencia a ellos para ejemplificar diferentes escenarios y situaciones de riesgo particulares. Todos los casos actualmente son expedientes abiertos para las autoridades ambientales y al mismo tiempo, constituyen experiencias de remediación.

Entre los casos de remediación se encuentra la infiltración de hidrocarburos al manto acuífero en fase libre en una zona industrial, la detección de hidrocarburos (mezcla de gasolina y diésel) en pozos de abastecimiento en una zona urbano-industrial, en cuanto a las acciones de saneamiento de estos casos, el hecho de haber encontrado producto en fase libre llevó inmediatamente a su extracción a través de bombeo. A pesar de que esta actividad se ha realizado durante varios años, en ninguno de ellos se ha podido concluir, ya que los hidrocarburos siguen desorbiéndose de las capas de suelo y se hacen evidentes como pequeños espesores de producto libre o en forma de emulsión, la heterogeneidad del subsuelo hace difícil el poder establecer el tiempo que tomará esta desorción (Saval *et al.*, 2004)

2.1.4 Barreras reactivas permeables en el Tratamiento del Agua Subterránea

Durante mucho tiempo hasta los años 1980's, las investigaciones en cuanto a remediación de suelos y acuíferos fueron en su mayoría enfocadas a la eliminación de metales y plaguicidas sin embargo, en investigaciones posteriores se encontró un grupo de contaminantes altamente dañino para la salud humana en suelos y en aguas subterráneas, estos contaminantes son los compuestos orgánicos, por lo que la mayoría de los tratamientos se dirigen a estos. En Estados Unidos el 80% del total de los proyectos de remediación de sitios contaminados se encuentran dirigidos a los compuestos orgánicos mientras que en nuestro país Volke y Velasco (2002) establecen que todas las empresas autorizadas para la remediación están enfocadas a los compuestos orgánicos.

Las tecnologías de remediación de suelos se pueden clasificar en tecnologías *ex situ* donde la remediación del suelo contaminado se lleva a cabo fuera del lugar contaminado y tecnologías *in situ* donde la remediación se realiza en el sitio contaminado. En nuestro país la mayor parte de los suelos contaminados son sometidos a tratamientos biológicos *in situ* (88%), por ser menos costosos (Volke y Velasco, 2002).

Estudios comparativos sobre tecnologías de remediación *in situ* pasivas y semi pasivas las cuales fueron valoradas en secuencias aerobias y anaerobias para el tratamiento de la pluma contaminada por petróleo e hidrocarburos clorados en experimentos controlados realizados en la Base de las Fuerzas Canadienses, en Ontario, los cuales

consistieron en una larga estructura embudo-compuerta formada por tres barreras de tratamiento consecutivas. Fueron probadas cinco tecnologías, incluyendo dos tratamientos aerobio-anaerobio y la opción de remediación intrínseca. Estas barreras tuvieron resultados favorables en la remoción de algunos contaminantes, por lo que se han instalado en más de 40 sitios en Estados Unidos y Canadá (EPA, 2001).

La adecuada caracterización del sitio, pruebas escala piloto y modelos geohidrológicos forman las bases para el diseño y construcción de una barrera reactiva permeable (BRP) para la remediación de sitios contaminados, como los realizados en La Base de la Fuerza Aérea en Dover, DE y la Estación Aérea Naval, Moffett Field, CA. Solventes clorados disueltos como percloroetileno y tricloroetileno han sido el objetivo para remediación de muchos sitios contaminados por estos debido a la naturaleza pasiva de las barreras así como su operación que permite el tratamiento de contaminantes que pueden permanecer en el acuífero por varios años (Gavaskar, 1999).

2.2 Residuos Sólidos Urbanos

La Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-2003 define a los RSU como aquellos generados en las casas habitación, que resultan de la eliminación de los materiales que utilizan en sus actividades domésticas, de los productos que consumen y de sus envases, embalajes o empaques; los residuos que provienen de cualquier otra actividad dentro de establecimientos o en la vía pública que genere residuos con características domiciliarias, y los resultantes de la limpieza de las vías y lugares públicos.

Los impactos ambientales y sociales relacionados a los RSU han llamado la atención en décadas recientes. Por consiguiente, diversas políticas, estrategias, planes y métodos se han desarrollado en el campo del manejo de los RSU. Estos incluyen la reducción y la recuperación para el reúso, reciclaje, compostaje e incineración para la obtención de energía, así mismo cuando estos residuos no pueden ser tratados pasan a un sitio de disposición final. Los rellenos sanitarios y/o basureros a cielo abierto son utilizados ampliamente para la disposición final de los RSU alrededor del mundo. Actualmente los rellenos sanitarios representan la opción más viable para la disposición de residuos sólidos debido a la posible recuperación del terreno. También, un diseño y operación adecuado de un relleno sanitario puede eliminar impactos ambientales adversos que son el resultado de otras alternativas de disposición final como; incineración o basureros a cielo abierto (El-Salam y Abu-Zuid, 2015).

En un estudio realizado por el Hoornweg y Bhada en el 2012, la generación de RSU fue de aproximadamente 1,300 millones de toneladas al año, con una generación per

cápita de 1.2 kg de residuos por persona por día. Las tasas de generación fueron influenciadas por el desarrollo económico, grado de industrialización, hábitos públicos y el clima local. Generalmente cuando el desarrollo económico y la industrialización son mayores, se genera una mayor cantidad de residuos. En la Tabla 2-2 se muestra la generación de RSU por habitante para diferentes regiones

Tabla 2-2. Generación de RSU por habitante diferentes regiones del mundo (Hoorweg y Bhada, 2012).

Región	Generación promedio de residuos (kg/habitante/d)
África	0.65
Asia del Este y el Pacífico	0.95
Asia Central y Oriental	1.1
América Latina y el Caribe	1.1
Medio Oriente y África del Norte	1.1
Países miembros de la Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico ¹	2.2
Asia del Sur	0.45

¹ Canadá, Estados Unidos, México, Alemania, Austria, Bélgica, Dinamarca, España, Finlandia, Francia, Grecia, Hungría, Irlanda, Islandia, Italia, Luxemburgo, Noruega, Países Bajos, Polonia, Portugal, Reino Unido, República Checa, República Eslovaca, Suecia, Suiza, Turquía, Australia, Japón, Nueva Zelanda, República de Corea.

Debido al incremento del volumen de sólidos generados en nuestro país en los últimos años, se han presentado problemas en la recolección y el agotamiento acelerado de la vida útil de los rellenos sanitarios.

De 1992 a 2004, la generación total de RSU se incrementó 57%, alcanzando 34.6 millones de toneladas en el año 2005. Este incremento está relacionado con el crecimiento demográfico del país, pero también se debe a que la generación de residuos por habitante se ha incrementado (la variación porcentual en la generación de residuos es mayor al incremento poblacional), siendo ya uno de los más altos para América Latina y muy cerca del promedio de los países europeos. En México, como en la mayoría de los países de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE), la generación de residuos se ha incrementado de manera lineal con el gasto en el consumo final privado y el producto interno bruto.

En México la generación per cápita de residuos fue de 0.85kg/cápita/d (INECC, 2012), esta generación se encuentra por debajo del promedio en América Latina y el Caribe de acuerdo a la Tabla 2-2.

El manejo de los RSU es considerado un servicio público, proporcionando a los ciudadanos un sistema de disposición de sus residuos de manera económica y ambientalmente viable (Beigl *et al.*, 2008).

2.2.1 Disposición de los RSU en México

En México la disposición de los RSU en el suelo se lleva a cabo principalmente en:

- Tiraderos a cielo abierto: Es el sitio en el que se depositan los residuos sólidos sin ningún control sobre la cantidad, fuente de generación (tipo de residuos) y características de los residuos que se depositan; además carecen de todos los requisitos e infraestructura que establece la normatividad ambiental de cada país para asegurar el confinamiento y funcionamiento seguro del sitio para evitar los impactos al ambiente y daños a la salud pública (Buenrostro y Oakley, 2013).
- Relleno sanitario: Obra de infraestructura que involucra métodos y obras de ingeniería para la disposición final de los RSU y de manejo especial, con el fin de controlar, a través de la compactación e infraestructura adicionales, los impactos ambientales (DOF, 2003).
- Relleno controlado: Sitio inadecuado de disposición final que cumple con las especificaciones de un relleno sanitario en cuanto a obras de infraestructura y operación, no obstante no cumple con las especificaciones de impermeabilización ni con las condiciones ni requerimientos técnicos conforme las disposiciones legales y sanitarias vigentes estipuladas en la NOM-083-SEMARNAT-2003 (Sahagún, 2011).
- Relleno metanogénico o biorreactor: Esta tecnología suele ser muy semejante a la del relleno sanitario tradicional; diferenciándose en que conlleva como requerimiento obligatorio, la "recirculación formulada" de lixiviados crudos o previamente inoculados con agentes suplementarios, lo cual permitirá acelerar el proceso de descomposición, aumentar el tiempo de retención celular y reducir los tiempos de estabilización de los residuos; además cuando los sistemas son aerobios, es necesario inyectar aire a presión al interior de la masa de residuos (Sanchez, 2005).

En nuestro país, el 15.93% de los RSU son dispuestos en tiraderos a cielo abierto, esto son 16,395t/d, mientras que el 60.54% (62,888t/d) es dispuesto en rellenos sanitarios y rellenos controlados (INECC, 2012).

En países en vías de desarrollo, los rellenos sanitarios han sido en gran parte infructuosos debido a que los sitios donde se encuentran tienen un tiempo muy limitado de uso. También la recepción de residuos industriales y comerciales que pueden contener sustancias peligrosas pueden aumentar los riesgos de salud emanados por el biogás y los lixiviados (El-Salam y Abu-Zuid, 2015).

Hasta el 2001 muy pocas ciudades contaban con rellenos sanitarios para la disposición final de los residuos operando en condiciones sanitarias adecuadas. Al 2004, sólo el estado de Oaxaca no reportaba la existencia de rellenos sanitarios. De 1995 al 2004 el número de rellenos sanitarios en el país se ha triplicado con el consecuente incremento en la capacidad instalada. La cantidad de RSU que se depositaron en rellenos sanitarios se triplicó de 1995 al 2004, pasando de 5.9 a 18.3 millones de toneladas por año, que representaron el 52% de los RSU generados en este último año. El resto aún se deposita en rellenos de tierra controlados (11.5%) y no controlados (tiraderos a cielo abierto, 32.9%) (SEMARNAT, 2005). En el estudio elaborado por el INECC en el 2012 se observó que los estados de Baja California, Aguascalientes y Distrito Federal reportan que el 100% de sus RSU son enviados a rellenos sanitarios o sitios controlados. Los estados de Oaxaca, Michoacán y Tabasco reportan valores por arriba del 55% de los RSU enviados a tiraderos a cielo abierto. Es importante señalar que el 50% de ellas, reporta enviar sus residuos a rellenos sanitarios. Por ello en este trabajo se plantea que en toda la República Mexicana existen todavía tiraderos de basura produciendo lixiviados de manera incontrolada que pueden contaminar aguas subterráneas.

2.2.2 Lixiviados provenientes de RSU

Como se mencionó en la sección 2.2.1, la forma más común para disponer los RSU, es el relleno sanitario, la finalidad de estos es la de minimizar los impactos adversos hacia el entorno. En general, la técnica del relleno sanitario consiste en depositar la basura por capas, distribuyéndola y compactándola con maquinaria pesada, para reducir su volumen y maximizar la vida útil del relleno.

En la operación de estos sitios, además del biogás producido y de materiales inertes, se tienen emisiones líquidas. Para el caso del biogás, éste se compone principalmente por metano y bióxido de carbono, en tanto que la fracción líquida mejor conocida como lixiviado proviene de desechos heterogéneos en composición. Estos líquidos arrastran todo tipo de contaminantes, muchos de ellos en concentraciones elevadas, por lo que son considerados como uno de los residuos más complejos y difíciles de tratar (Vera, 2013). El lixiviado es generado en la mayoría de los rellenos sanitarios debido al líquido producido por la descomposición de la fracción orgánica de los residuos y el líquido que ingresa a través de fuentes externas (drenaje superficial, lluvia, aguas subterráneas, etc.). Cuando el agua externa pasa a través de los residuos, estos se lixivian en solución con materiales biológicos y constituyentes químicos. La composición y volumen de los lixiviados son difíciles de determinar debido a que mientras más agua se infiltre por los residuos llevará a una mayor dilución de los lixiviados (Rosales, 2014).

Cuando los productos de degradación de la materia orgánica (biogás y lixiviados) no son controlados en estos sitios de disposición, se pueden generar incendios y

explosiones, daño a la vegetación, olores desagradables, asentamiento de los rellenos sanitarios, contaminación del agua subterránea y superficial, contaminación del aire y calentamiento global.

A lo largo de la vida de un relleno sanitario, el lixiviado sufre cambios en su composición, estos cambios son producidos por las diferentes etapas de descomposición que se llevan a cabo dentro del relleno, por esto es posible clasificar a los lixiviados de acuerdo a su edad o tiempo de residencia.

La descomposición de los RSU fue descrita por Kjeldsen *et al.* (2002):

1. Etapa aerobia inicial
2. Etapa ácida anaerobia
3. Etapa metanogénica inicial
4. Etapa metanogénica estable

Durante la etapa aerobia inicial, el oxígeno presente en los espacios vacíos de los residuos recién enterrados es consumido rápidamente lo que conlleva a la producción de CO₂ y posiblemente a un incremento en la temperatura de los residuos. Esta etapa dura solamente algunos días debido a que el oxígeno consumido no se repone una vez que los residuos son cubiertos. La mayoría del lixiviado producido en esta etapa se debe a la liberación de la humedad contenida en los residuos.

Cuando las fuentes de oxígeno se agotan, la descomposición pasa a un proceso anaerobio, en el cual se llevan a cabo reacciones de fermentación. Los principales constituyentes biodegradables de los residuos son la celulosa y hemicelulosa, los cuales comprenden entre el 45 y el 60% del peso seco de los residuos. La degradación de estos constituyentes a metano y CO₂ en los rellenos sanitarios es llevada por tres grupos de bacterias: (1) las bacterias hidrolíticas y fermentativas que hidrolizan polímeros y fermentan los monosacáridos resultantes a ácidos carboxílicos y alcoholes; (2) las bacterias acetogénicas que convierten estos ácidos y alcoholes a acetato, hidrógeno y dióxido de carbono; y (3) las metanógenas que convierten los productos finales de las reacciones acetogénicas en metano y dióxido de carbono (Kjeldsen *et al.*, 2002). En esta segunda etapa, las bacterias dominantes son las hidrolíticas, fermentativas y acetogénicas lo que provoca una acumulación de ácido carboxílico y una disminución del pH. Las concentraciones más altas de DQO y DBO del lixiviado ocurren dentro de esta etapa (Barlaz, y Ham, 1993). Mientras el pH se acidifica, el lixiviado de la etapa ácida es químicamente agresivo e incrementará la solubilidad de muchos compuestos. La etapa metanogénica inicial comienza cuando se producen cantidades cuantificables de metano. El inicio de esta fase está asociado a un aumento de pH en los residuos para permitir un crecimiento de bacterias metanógenas. Durante esta etapa, los ácidos acumulados en la etapa ácida anaerobia son transformados en metano y CO₂. La DBO y la DQO comienzan a disminuir y el pH a aumentar a medida que los ácidos son consumidos. En la etapa metanogénica estable, el metano alcanza una tasa de producción máxima y una vez que el sustrato (ácidos carboxílicos) disminuye, la producción de metano decrece. El metano

producido en esta etapa depende de la hidrólisis de celulosa y hemicelulosa. Existen bajas cantidades de DQO presente en el lixiviado, pero esta es principalmente compuestos recalcitrantes como ácido fúlvico y húmico. Generalmente en esta etapa, la tasa de DBO/DQO disminuye más allá de 0.1 debido a que el consumo de ácidos carboxílicos es relativamente igual a su producción.

Las características típicas de los lixiviados dependiendo de la edad del relleno sanitario se muestra en la Tabla 2-3. Se puede apreciar que conforme aumenta el tiempo en la descomposición de la materia orgánica de los RSU y el lixiviado madura, ocurren una serie de cambios físico-químicos, estos cambios sugieren que los lixiviados tienden a estabilizarse, es decir, la concentración de contaminantes se va reduciendo.

Tabla 2-3. Características físico-químicas de los lixiviados en rellenos sanitarios (Tchobanoglous y Kreith, 1985).

Constituyente	Valor (mg/L)		
	Rellenos Sanitarios nuevos (< dos años de operación)		Rellenos Sanitarios viejos (> diez años de operación)
	Rango	Típico	
DBO₅	2,000-30,000	10,000	100-200
COT	1,500-20,000	6,000	80-160
DQO	3,000-60,000	18,000	100-500
Sólidos Suspendidos Totales	200-2,000	500	100-400
Nitrógeno Orgánico	10-800	200	80-120
Nitrógeno amoniacal	10-800	200	20-40
Nitrato	(5-40)	25	10-50
Fósforo total	5-100	30	10-50
Alcalinidad como CaCO₃	1,000-10,000	3,000	200-1000
pH	4.5-7.5	6	6.6-7.5
Dureza Total CaCO₃	300-10,000	3,500	200-500
Calcio	200-3,000	1,000	100-400
Magnesio	50-1,500	250	50-200
Potasio	200-1,000	300	50-400
Sodio	200-2,500	500	100-200
Cloruro	200-3,000	500	100-400
Sulfato	50-1,000	300	20-50
Hierro total	50-1,200	60	20-200

DBO₅: Demanda Bioquímica de Oxígeno, DQO: Demanda Química de Oxígeno COR: Carbono Orgánico Total

2.3 Barreras reactivas permeables

En 1999 Gavaskar presentó un estudio comparativo que demuestra que las barreras reactivas permeables (BRP) son una alternativa emergente a los sistemas de bombeo y tratamiento (SBT) para la contaminación de agua subterránea. La principal ventaja de una barrera reactiva es la naturaleza pasiva del tratamiento. Esto es, en la mayoría de los casos, su operación no depende de alguna labor externa o suministro de energía. Una vez instalada, la barrera toma la ventaja del flujo del agua subterránea en el sitio para llevar a los contaminantes hacia el material reactivo.

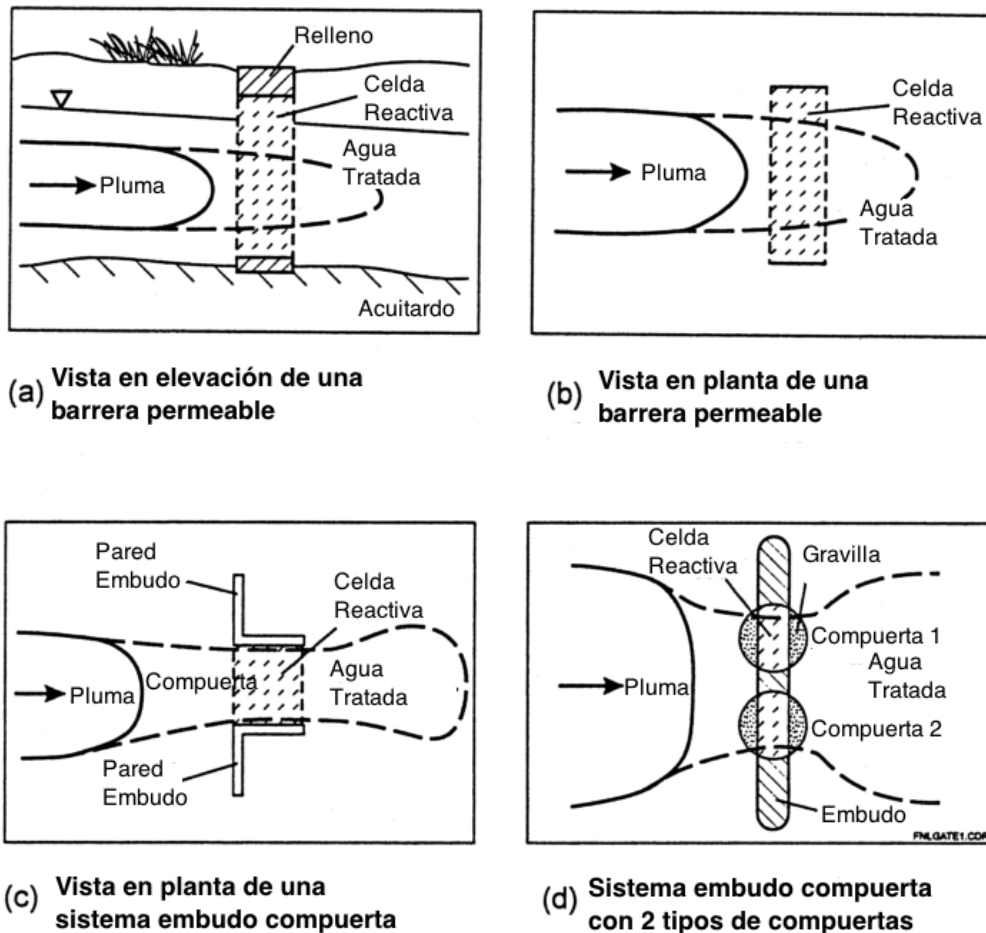


Figura 2-1. Configuraciones de las BRP (Gavaskar, 1999).

Las BRP se construyen cavando una zanja larga y estrecha en el camino de las aguas subterráneas contaminadas. Para su construcción hay muchos métodos disponibles que incluyen simples excavaciones sin soporte o excavaciones con soporte temporal, como trincheras o tabiques para aplicaciones a poca profundidad (<6 m) y máquinas de atrincherado continuo las cuales pueden ser usadas hasta profundidades de 10-12m, entre otros. La zanja se llena de material reactivo capaz de reaccionar con las sustancias químicas dañinas. Entre los materiales reactivos más corrientes que pueden emplearse están el hierro, la piedra caliza y el carbono (activado o no). Los materiales reactivos se mezclan con arena para facilitar que el agua fluya a través de

la pared, en lugar de alrededor de ella. Existen diferentes tipos de configuraciones de una barrera reactiva permeable (Figura 2-1), en algunos sitios, la pared es parte de un embudo que dirige las aguas subterráneas contaminadas hacia la parte reactiva de la pared. La zanja o el embudo relleno se cubren con tierra, por lo que no resulta visible en la superficie.

El sistema de conducción del flujo de agua hacia la barrera es empleado sobre todo en aquellos casos en que las dimensiones de la pluma contaminante hacen que la utilización de una única barrera no sea económicamente viable. El sistema “embudo-compuerta”, mencionado anteriormente puede consistir en paredes impermeables situadas en la parte inferior y superior de la barrera reactiva, que obligan al agua a pasar por ella.

El material que se emplea para rellenar la zanja depende del tipo de sustancia química dañina que se encuentre en las aguas subterráneas que sea más poroso y de menor densidad que el suelo circundante, facilitando de esta forma que el agua fluya a través de ella y entre en contacto con las condiciones oxidantes o reductoras del sistema.

Los diferentes materiales disminuyen la contaminación empleando distintos métodos:

- Adsorción o retención: Atrapando las sustancias químicas en las paredes de la barrera permeable. Por ejemplo, el carbono tiene una superficie a la que se adsorben las sustancias químicas cuando las aguas subterráneas lo atraviesan.
- Precipitación: Las sustancias químicas disueltas en el agua son precipitadas. Por ejemplo, agentes precipitantes como la caliza, provocan la precipitación de los compuestos nocivos en forma de sólidos que quedan retenidos en las paredes de la barrera. Ej., el plomo es un contaminante común en los emplazamientos industriales donde se reciclan las baterías de automóviles. Una PRB de piedra caliza situada en el camino de las aguas subterráneas ácidas contaminadas con plomo neutraliza el ácido y hace que el plomo cambie a una forma sólida que queda retenida en la barrera.
- Degradación: Transformando las sustancias dañinas mediante reacción química en compuestos inocuos o inofensivos. Por ejemplo, el hierro granulado puede transformar algunos tipos de disolventes que presenten compuestos clorados en sustancias químicas inofensivas, este tipo de barreras ha sido utilizado con éxito en sitios industriales en California, Nueva York y Kansas, Estados Unidos obteniendo degradaciones de Compuestos Orgánicos Volátiles (COV) (Focht *et al.*, 1996). También se puede conseguir la

degradación de los contaminantes estimulando el crecimiento de microorganismos que transforman en su metabolismo las sustancias perjudiciales en CO₂ y agua. Para ello las paredes de las barreras estarán rellenas de nutrientes y oxígeno (U.S. EPA, 2001).

Las BRP carecen de partes móviles, equipamiento y ruido. Los materiales reactivos que se sitúan en las zanjas de las BRP no perjudican las aguas subterráneas ni a las personas. Las aguas subterráneas contaminadas se limpian bajo tierra de modo que los trabajadores que participan en la limpieza no tienen que entrar en contacto con los contaminantes. Algunos suelos contaminados deben extraerse al cavar la zanja.

2.3.1 Diseño de Barreras reactivas permeables

Entre los pasos para el diseño de la BRP (Gavaskar, 1999) se involucran la determinación de:

- Lo apropiado del sitio para la aplicación de una barrera permeable reactiva
- Características del sitio que afectan el diseño de la barrera permeable
- Rangos de reacción o vida media (prueba de columna)
- Ubicación, configuración y dimensiones de la barrera
- Longevidad
- Estrategia de monitoreo
- Costo

a) *Valoración preliminar*

Generalmente, una revisión de los documentos existentes y una inspección visual de la distribución del sitio forman las bases de la valoración preliminar de la viabilidad de una BRP. Esta información deberá contener los siguientes datos:

- *Tipos de contaminantes:* Son los contaminantes viables para la remoción.
- *Distribución del contaminante:* Aunque las dimensiones de la pluma y del acuífero no son límites para la barrera, plumas muy largas o profundas pueden incrementar el costo de la barrera. Hasta ahora, se han aplicado barreras de un largo de 300 metros (en el Centro Federal de Denver) y con una profundidad de 12 a 15 metros (en el relleno sanitario de Somersworth, NH). Técnicas innovadoras tales como el hidrofracturamiento son prometedoras para superar la limitación de profundidad, un acuitardo constituye un material disgregado por lo que es deseable para que la barrera pueda introducirse. Barreras suspendidas (aquellas que no están introducidas o ancladas al

acuitardo) han sido modeladas, pero es necesaria una gran precaución en el sitio para asegurar que la pluma no encuentre camino bajo la barrera.

- *Velocidad del agua subterránea:* Velocidades muy altas implicarían barreras más anchas para asegurar un tiempo de residencia adecuado, en cambio, cuando la velocidad es extremadamente baja o estacionaria, puede evitar que los contaminantes tengan contacto con la barrera.
- *Consideraciones Geotécnicas:* El acceso a la pluma es la mayor consideración para la aplicación de las barreras. Un edificio por encima, o una pluma que se mueve por fuera de las fronteras son factores que pueden limitar el acceso a la pluma. Las líneas subterráneas de servicio público pueden dificultar la construcción de las barreras. La presencia de sedimentos altamente consolidados en la superficie puede afectar el equipo de instalación.

Es importante para una evaluación técnica y económica para la aplicación de una barrera (Gavaskar, 1999).

b) Caracterización del sitio

A diferencia de la técnica de bombeo-tratamiento en la cual se puede modificar su ubicación o escala después de su instalación, una barrera permeable es prácticamente una estructura permanente. Una vez colocada sería muy caro reubicarla o modificarla. Por esto, un buen entendimiento del acuífero y de la pluma permite un diseño óptimo de la barrera.

La primera y más importante característica que debe ser definida es la exacta distribución de los contaminantes, tanto vertical como horizontal. La pluma debe ser definida por uno o, en algunos sitios múltiples contaminantes. Con esta información se puede establecer la meta de reducir los contaminantes a los límites máximos permisibles.

Es importante definir las características del acuífero en las cercanías a la posible ubicación de la barrera. La operación de la barrera depende de la habilidad de la porción de agua subterránea a fluir a través de la celda reactiva.

c) Tasa de reacción o vida media de los contaminantes.

La tasa de reacción de los contaminantes con el medio reactivo es necesaria para determinar el espesor de la barrera, el cual proveerá un tiempo de residencia

adecuado para degradar los contaminantes a los límites máximos permisibles. El método de prueba en columnas es el más usado hasta ahora, debido a que simula el ambiente de la dinámica del flujo subterráneo.

d) Prueba de materiales y métodos

La prueba experimental es la mejor manera de estimar la tasa de reacción, para esta prueba se utilizó una columna de vidrio acrílico, el material de la columna debe de tener el más bajo índice de adsorción o de reacción con los compuestos orgánicos. Todas las piezas fueron de acero inoxidable así como la tubería de conducción. El medio reactivo en este caso fue hierro granular, la columna fue empacada con el material reactivo para asegurar la homogeneidad de la matriz. Las capas de arena fueron colocadas arriba y abajo del medio reactivo de la columna para asegurar un flujo uniforme dentro de esta (Gavaskar, 1999).

2.3.2 Evaluación de ciclo de vida de las Barreras reactivas permeables

Debido al poco material y energía necesarios para la operación de las BRP, este sistema ofrece ventajas económicas y ambientales sobre el sistema de bombeo y tratamiento (SBT).

La evaluación de ciclo de vida es usada para cuantificar y comparar los impactos ambientales producidos por sistemas o productos a lo largo de su ciclo de vida, la comparación entre el impacto ambiental que ocasiona la remediación de aguas subterráneas por dos diferentes métodos; las barreras reactivas permeables y el sistema de bombeo y tratamiento fueron evaluadas por medio de dos pruebas piloto a escala por Higgins y Olson (2009). La BRP fue diseñada como tres subsistemas: embudo, compuerta y medio reactivo, este medio fue de hierro cero-valente el cual cuenta con una longevidad de 10 años, después de la construcción se asumió que la barrera operaría durante la vida media del hierro cero-valente. Una vez agotado el medio, este fue removido y se construyó nuevamente la barrera. También se asumió que el embudo y la compuerta no requieren reparación durante 30 años.

El sistema de bombeo y tratamiento fue diseñado con cinco subsistemas: pozos de extracción, separador de aire, unidad catalítica de oxidación, carbón activado y centro de tratamiento.

En la valoración del ciclo de vida se consideraron los siguientes impactos:

- Calentamiento Global
- Acidificación

- Salud Humana
- Eutrofización
- Reducción de la capa de ozono
- Formación de smog

El modelo de la BRP en el cual se asumió una longevidad de 10 años ofreció reducciones significativas en acidificación y eutrofización comparado con el SBT, y reducciones aún más grandes para la salud humana y reducción de la capa de ozono. En las categorías de calentamiento global y formación de smog los resultados cayeron dentro del rango de incertidumbre.

El hierro cerovalente, utilizado en este estudio, es el mayor contribuyente de impacto en las PRB, la longevidad del material reactivo determina la magnitud del impacto ambiental, por lo que se recomienda el uso de técnicas pasivas para reemplazar dicho reactivo, entre ellos podrían ser materiales biológicos como:

- Cubiertas orgánicas
- Turba
- Composta

En este trabajo se estudió el uso de una barrera formada por microorganismos de bajo impacto ambiental.

2.3.3 Biobarreras reactivas permeables

Las barreras reactivas permeables pueden ser acopladas a la biorremediación formando las llamadas biobarreras reactivas permeables (BBRP). En esta tecnología, los microorganismos contenidos en el suelo o en un soporte poroso son usados como medio reactivo para degradar o estabilizar los contaminantes en el agua subterránea.

Diferentes materiales pueden ser usados como soporte para la formación de la biopelícula, el uso de empaques de bajo costo tales como desechos agro-industriales (cáscara de naranja o de papa), materiales sólidos orgánicos (abono o musgo de turbera) o materiales inorgánicos (esponja de nylon). Entre estos, la formación de la biopelícula en la esponja de nylon es una buena alternativa a bajo costo como material de soporte para las BBRP. La inmovilización en la esponja de nylon ofrece una retención física, sin reacción con los microorganismos o contaminantes y de esta forma proveen un soporte sólido homogéneo (Cobas *et al.*, 2013)

Los lodos activados provenientes del tratamiento de aguas residuales domésticas tienen algunas características que los hacen adecuados para formar biopelículas entre las que destacan las siguientes:

1. Son ricos en carbono, una fuente esencial de energía para la biodegradación.
2. Tienen el potencial para mostrar la biodisponibilidad suficiente de carbón para que ocurra la dechloración reductiva
3. Son relativamente baratos (Kao *et al.*, 2003).

El metabolismo aerobio es más rápido y logra una mayor eficiencia que el anaerobio, pero está limitado por la baja solubilidad del oxígeno, aun cuando se tengan reactivos que liberen O₂. El metabolismo anaerobio se utiliza para mayores cargas orgánicas y en la degradación de ciertos compuestos que sólo la ruta anaerobia puede degradar (Eckenfelder *et al.*, 1988).

Para biorremediación de agua subterránea, la tecnología más adecuada es la que incrementa el metabolismo aerobio que para el anaerobio. Sin embargo, la concentración de oxígeno disuelto (OD) en el agua subterránea es por lo regular muy baja (menos de 3mg/L). El déficit de OD en el agua subterránea puede ser contrarrestado usando materiales que liberan oxígeno, los cuales proveen las condiciones aerobias ambientales y superan el estado de reducción causado por las condiciones anaerobias, con esto obteniendo una mayor eficiencia en la degradación. Los materiales que liberan oxígeno consisten en mezclas de CaO₂, MgO₂, cemento y arena entre otros, que han sido investigados y aplicados en proyectos de remediación de agua subterránea contaminada. La eficiencia a largo plazo de estas sustancias puede extenderse de seis meses o hasta un año (Yeh *et al.*, 2010).

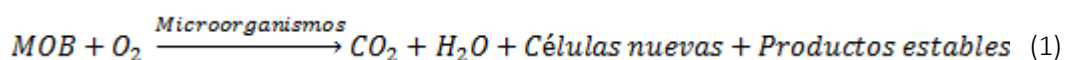
2.4 Procesos biológicos

El propósito del tratamiento de aguas residuales es remover los contaminantes que pueden dañar los ecosistemas acuáticos si estas son descargadas en ellos. Debido a los efectos perjudiciales en la vida acuática producidos por las bajas concentraciones de oxígeno disuelto, los ingenieros se han enfocado en la remoción de contaminantes que agoten el oxígeno disuelto en las aguas receptoras de descargas. Estos contaminantes se convierten en una fuente de alimento para microorganismos acuáticos los cuales consumen el oxígeno disuelto en el agua para su metabolismo y pueden sobrevivir a niveles más bajos de oxígeno disuelto que formas de vida superiores. Los principales contaminantes demandantes de oxígeno, son los compuestos orgánicos sin embargo, el nitrógeno amoniacal es otro contaminante inorgánico de este tipo (Grady *et al.*, 1999).

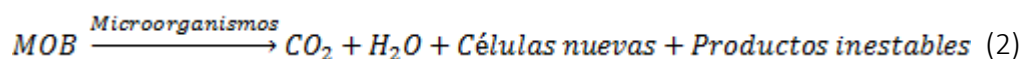
Para controlar y reducir las descargas de contaminantes a ecosistemas acuáticos se utilizan diversos métodos de remediación siendo el tratamiento biológico el que produce un menor impacto y relativamente, menor costo respecto a los tratamientos físicos y químicos. Metcalf y Eddy (2003) establecen diversos objetivos para tratamientos biológicos, siendo estos:

- 1) Transformar (por ejemplo oxidar) constituyentes disueltos biodegradables en productos menos dañinos para el ambiente.
- 2) Capturar e incorporar sólidos suspendidos y no sedimentables en flóculos biológicos o biopelículas.
- 3) Transformar o remover nutrientes como nitrógeno y fósforo.
- 4) En algunos casos, remover compuestos orgánicos específicos.

Cuando se libera materia orgánica biodegradable (MOB) en una masa de agua, los microorganismos se alimentan de esta materia, transformándola en sustancias orgánicas e inorgánicas más simples. Si estas transformaciones son llevadas a cabo en presencia de oxígeno, es decir, en un medio aerobio, los productos estables finales como lo son el dióxido de carbono (CO_2), sulfato (SO_4^-), fosfato (PO_4^-) y nitrato (NO_3^-). En la ecuación 1 se presenta una forma simplificada de este tipo reacciones (Masters y Ela, 2008).



Si el oxígeno en la masa de agua no es suficiente para mantener a los microorganismos aerobios, se llevan a cabo una descomposición anaerobia, llevada por un grupo completamente diferente de microorganismos, lo cual genera productos inestables como pueden ser el ácido sulfhídrico (H_2S), amoníaco (NH_3) y metano (CH_4). En la ecuación 2 se muestra de forma simplificada la reacción de tipo anaerobio (Masters y Ela, 2008).



La cantidad de oxígeno que necesitan los microorganismos para oxidar residuos orgánicos de modo aerobio se le llama *Demanda Bioquímica de Oxígeno* (DBO).

La DBO es un parámetro indirecto utilizado para determinar la cantidad de materia orgánica en una muestra de agua, debido a la dificultad de una determinación directa de la materia orgánica presente en el agua, la DBO determina, como se mencionó anteriormente, el oxígeno requerido por los microorganismos para oxidar esta materia orgánica. Como el consumo total de la materia orgánica puede tardar más de

20 días, la prueba de DBO se estandarizó a un tiempo de cinco días. La DBO de cinco días, o DBO_5 es la cantidad total de oxígeno consumida por los microorganismos durante los primeros cinco días de biodegradación. En su forma más simple, un test DBO_5 implicaría poner una muestra de residuo en una botella cerrada y medir la concentración de oxígeno disuelto (OD) en la muestra al principio del test y al cabo de cinco días. La diferencia de OD dividida por el volumen de desperdicio sería la DBO de cinco días. Se deberá evitar la exposición a la luz directa a fin de prevenir que las algas añadan oxígeno mediante la fotosíntesis, y la botella tendrá que estar tapada para evitar nuevas di- soluciones del aire procedente de la atmósfera. Para estandarizar el proceso, el test se desarrolla a una temperatura prefijada de 20°C (Masters y Ela, 2008).

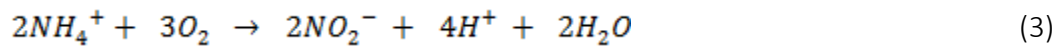
En la DBO_5 se asume que la demanda de oxígeno se asocia con la degradación de la parte carbonosa de los residuos, esta es llamada *demanda carbonosa de oxígeno*, la cual es la cantidad total de oxígeno requerido por los microorganismos para oxidar la parte carbonosa del residuo en agua y CO_2 simple. No obstante hay una demanda adicional significativa la cual es causada por la degradación de compuestos nitrogenados.

En el ambiente, el nitrógeno se presenta en diferentes estados de oxidación y estos cambios se pueden llevar a cabo por organismos vivos (Metcalf y Eddy, 2003). Los estados comunes son en el ambiente son: Nitrógeno en forma de amonio (NH_4^+), en forma de amoniaco (NH_3), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) y nitrógeno gas (N_2).

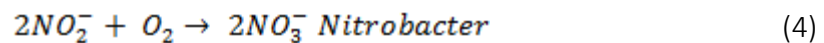
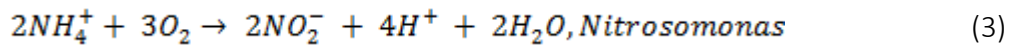
La nitrificación es ampliamente usada en los procesos de tratamiento de aguas residuales para la remoción de nitrógeno amoniacal ($NH_3 + NH_4^+$) por procesos de oxidación biológica. Las altas concentraciones de nitrógeno amoniacal en las aguas residuales representan un problema al ambiente ya que este actúa como fertilizante en los cuerpos de agua como lagos o reservas y esto conlleva al crecimiento de algas y eutrofización (Welandar *et al.*, 1998).

La conversión del nitrógeno a una forma apropiada de éste, es controlada por una serie de reacciones bioquímicas. Estas reacciones son parte del ciclo natural del nitrógeno, en este ciclo las bacterias convierten la materia orgánica y carbonacea a nitrógeno amoniacal. Una reacción bioquímica aerobia en forma continua, da como resultado la transformación del nitrógeno amoniacal a nitrito y posteriormente a nitrato, este proceso bioquímico en donde el NH_4^+ es oxidado a NO_2^- y finalmente a NO_3^- es llamado nitrificación (Clabaugh, 2001).

La nitrificación es llevada a cabo por un grupo de bacterias conocidas como *nitrificantes*. El proceso de nitrificación es representado por la siguiente ecuación:



El proceso de nitrificación se efectúa en dos etapas y cada una de estas se lleva a cabo por un grupo específico de organismos nitrificantes. En diversos estudios se ha identificado que los microorganismos aerobios autótrofos relacionados con este proceso son las *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* (Reynolds & Richards, 1996). Las reacciones son las siguientes:



En la Figura 2-2 se muestra el proceso secuencial de los cambios en el estado del nitrógeno bajo condiciones aerobias, se puede apreciar que el nitrógeno orgánico es el primero en consumirse al bajar su concentración inmediatamente, mientras que el nitrógeno amoniacal empieza a producirse hasta alcanzar un máximo cuando comienza la aparición de los nitratos, una vez que esto ocurre el nitrógeno amoniacal se transforma en nitrito pasando rápidamente a nitrato debido a que el nitrito es muy inestable.

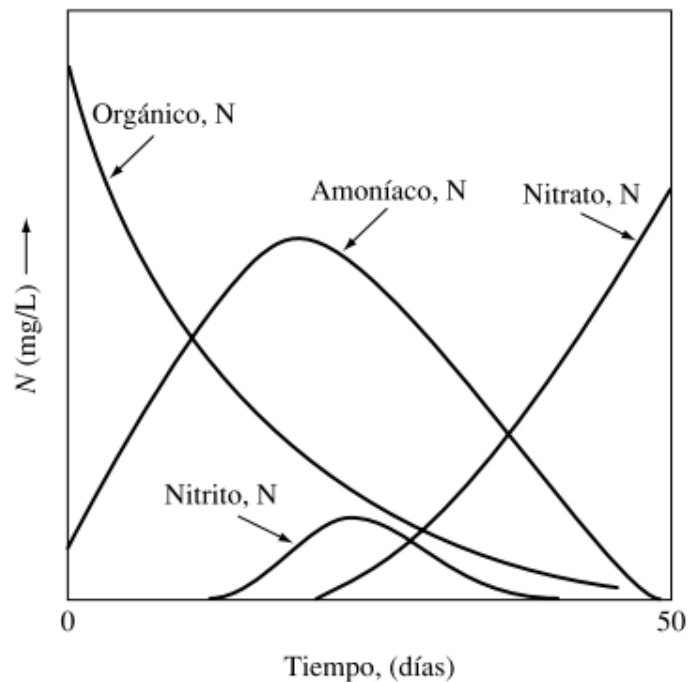


Figura 2-2. Cambios en formas de nitrógeno en aguas contaminadas bajo condiciones aerobias (Masters y Ela, 2008).

La Figura 2-3 ilustra las demandas carbonosa y nitrosa (DBCO y DBNO) de oxígeno a medida que se realizan en residuos municipales típicos. Se puede apreciar que la DBNO no comienza hasta pasados al menos entre cinco y ocho días, generalmente,

así que la mayoría de las pruebas de cinco días no se ven afectadas por la nitrificación. De hecho, el potencial de la nitrificación para interferir con la medida estándar de DBCO fue una consideración importante en la elección del periodo estándar de cinco días para las pruebas (Masters y Ela, 2008).

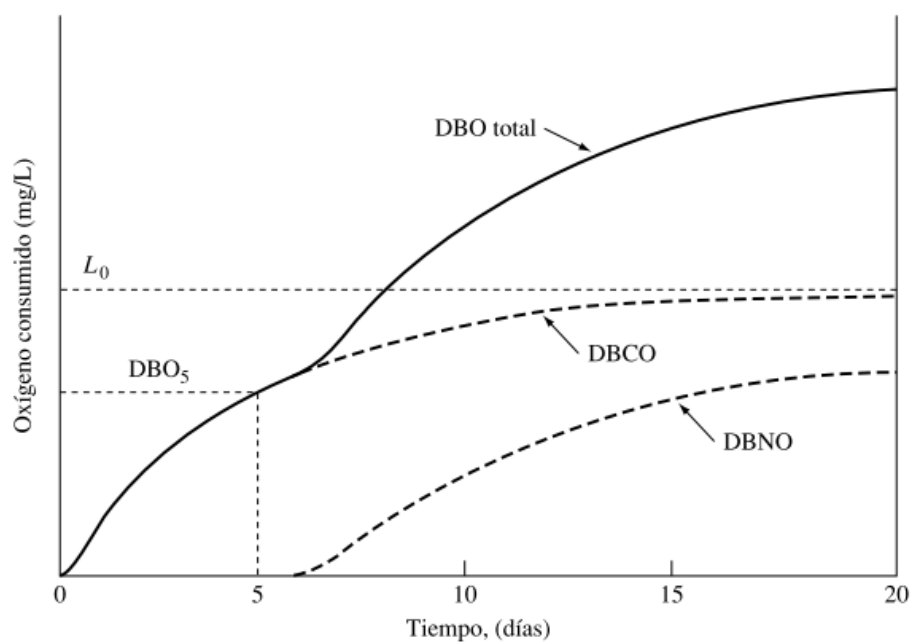


Figura 2-3. Demanda bioquímica carbonosa y nitrosa de oxígeno. La DBO total es la suma de estas dos (Masters y Ela, 2008).

2.4.1 Biofiltros

En los tratamientos biológicos, los microorganismos deben estar en contacto con los efluentes contaminados, estos microorganismos descomponen la materia biodegradable y la convierten en biomasa y energía. Los sistemas de tratamiento completamente mezclados como el de lodos activados, tienen a los microorganismos suspendidos en el agua residual con un alto gasto de energía en las bacterias, aunque de alta eficiencia. Los sistemas con microorganismos adheridos en biopelícula se distinguen de otros tratamientos biológicos por el hecho de que existe una separación entre el residuo a tratar y los microorganismos. En la biofiltración la biomasa permanece estática es decir, inmovilizada en un material de empaque, mientras el fluido a tratar es móvil y fluye a través del filtro (Cohen, 2001).

La biofiltración utiliza microorganismos adheridos a un medio poroso para degradar los contaminantes presentes en el flujo. Los microorganismos crecen en biopelícula en la superficie del medio o se encuentran suspendidos en la fase líquida alrededor

de las partículas del medio. El medio filtrante consiste de sustancias relativamente inertes (composta, turba, grava, etc.) lo cual garantiza mayores áreas superficiales para la adherencia de la biopelícula y un suministro adicional de nutrientes (Devinny *et al.*, 1999).

Uno de los sistemas de biofiltración son los biofiltros airados sumergidos (BAF por sus siglas en inglés) (Figura 2-4), estos constan de tres fases: una fase sólida la cual es el material de empaque que actúa como soporte para los microorganismos, una fase líquida, donde el material de empaque es sumergido y una fase gaseosa formada por la entrada de aire para favorecer el crecimiento de microorganismos aerobios (Mendoza-Espinosa y Stephenson, 1999).

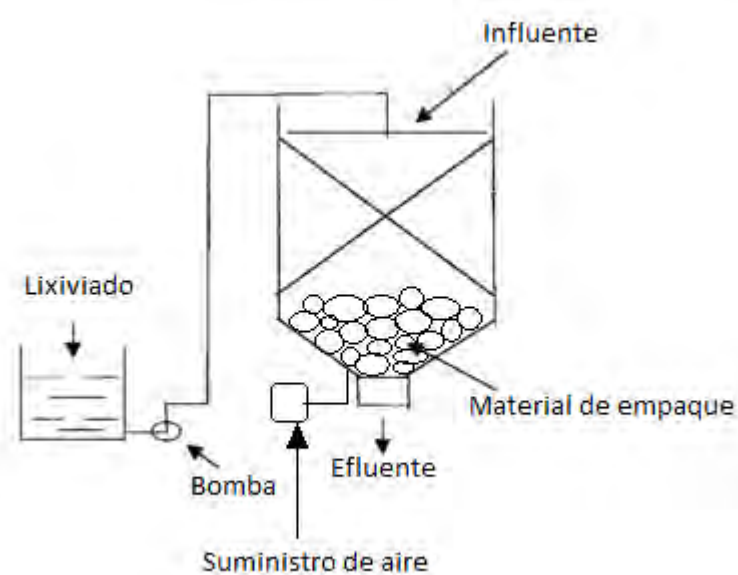


Figura 2-4. Esquema de un biofiltro sumergido aireado. Modificado de Mendoza y Stephenson (1999).

Con la finalidad de evaluar el desempeño de un biofiltro, se consideran diversos parámetros mostrados en la Tabla 2-4, los cuales estiman el rendimiento de las celdas y el material de empaque de estos.

Tabla 2-4. Parámetros de rendimiento utilizados en biofiltración. Modificado de: Nikiema *et al.* (2007).

Parámetro	Fórmulas	Definición
M_{Ls} : Carga Másica de entrada superficial (g/m ² d)	$M_{Ls} = \frac{C_0 * Q}{A} \quad (5)$	La carga másica superficial y volumétrica representa la masa de contaminante que ingresa al sistema por unidad de área transversal o volumen ocupado por el medio filtrante, respectivamente y por unidad de tiempo.
M_{Lv} : Carga Másica de entrada volumétrica (g/m ³ d)	$M_{Lv} = \frac{C_0 * Q}{V} \quad (6)$	Está definido como el volumen de la celda dividido por el caudal de contaminante que ingresa al sistema.
$TRLV$: Tiempo de residencia del lecho vacío (d)	$TRLV = \frac{V}{Q} \quad (7)$	Se define como la fracción del contaminante eliminado por el sistema
ER : Eficiencia de Remoción (%)	$ER = \frac{C_0 - C_f}{C_0} * 100 \quad (8)$	Es la masa de contaminante degradada por unidad de volumen de medio filtrante por unidad de tiempo.
CE : Capacidad de eliminación (g/m ³ d)	$CE = M_{Lv} * \frac{ER}{100} \quad (9)$	Define la cantidad de contaminantes que serán tratados; la carga volumétrica y superficial corresponden al volumen de contaminante que se trata por unidad de volumen del medio filtrante o del área transversal respectivamente, en una unidad de tiempo
C_s : Carga superficial (m ³ /m ² d)	$C_s = \frac{Q}{A} \quad (10)$	
C_v : Carga volumétrica (m ³ /m ³ d)	$C_v = \frac{Q}{V} \quad (11)$	

Donde:

C_0 : Concentración inicial

C_f : Concentración final

Q : Gasto o caudal

V : Volumen del biofiltro

A : Área del biofiltro

2.4.2 Biopelícula

Las biopelículas son comunidades microbianas sujetas a diversas superficies y revestidas en una matriz extracelular de origen microbiano. Estas representan la forma predominante de vida microbiana. Las biopelículas se encuentran en todos lados y pueden desarrollarse prácticamente en cualquier superficie natural y también hecha por el hombre (Dufour *et al.*, 2010).

La formación de una biopelícula constituye una alternativa en el estilo de vida de los microorganismos los cuales adoptan un comportamiento multicelular, de esta forma se facilita y/o prolonga la supervivencia de estos en diferentes medios (Kostakioti *et al.*, 2013) y es la forma de crecimiento microbiano en las biobarreras reactivas permeables, en las cuales como material reactivo se utilizan los microorganismos.

En una revisión realizada por Cohen en el 2001 los sistemas de biofiltración, los contaminantes pueden ser removidos del fluido de diferentes formas. Pueden ser adsorbidos por la biopelícula o el material de soporte, dado que el material adsorbido satura el medio y comienza la desorción, sin embargo la principal de ellas es por medio de la biodegradación, en la cual los contaminantes son incorporados a la biomasa o como fuente de energía.

Ventajas de la biopelícula

Existen ventajas en el tratamiento biológico por medio de microorganismos formados en una biopelícula en comparación a los microorganismos suspendidos en el fluido, estas ventajas dependen principalmente del crecimiento microbiano y su resistencia para así contar con una eficiencia más alta en la degradación del contaminante.

a) Concentraciones más altas de biomasa

En los ecosistemas acuáticos naturales y artificiales la concentración de microorganismos sobre superficies sumergidas es generalmente más alta que en suspensión, pueden superarlas en un orden de 3-4. Se ha reportado que la concentración de biomasa suspendida en el tratamiento por lodos activados se encuentra en el rango de 700-2,500mg/L, mientras que las concentraciones en una biopelícula pueden ir desde 2,000 a 100,000mg/L (Cohen, 2001).

b) Mayor actividad metabólica

En muchos casos se ha encontrado una mayor actividad metabólica en microorganismos en biopelícula que en microorganismos suspendidos, esto sugiere

que una biopelícula pueda tener una mejor eficiencia en la descomposición de contaminantes. Una explicación para este incremento en la degradación puede tener origen en que existe una mayor cantidad de biomasa activa dentro de la biopelícula. Este incremento también puede ser atribuido que por su naturaleza, la biopelícula tiene una alta concentración de nutrientes alrededor de ella (Cohen, 2001).

Otra explicación es que la biopelícula puede albergar diferentes comunidades microbianas a lo largo de esta, y en la parte superior contener a los microorganismos de crecimiento más rápido, es decir, los que degradan los contaminantes más fáciles mientras que los procesos más complejos se llevan a cabo en la parte inferior (Bishop, 1997).

c) Mayor resistencia a la toxicidad

Se ha observado una mayor resistencia a la toxicidad por parte de las biopelículas sobre los microorganismos en suspensión. Algunos atribuyen este fenómeno a la diferencia fisiológica entre estos (Marrie y Costerton, 1981). Otra explicación sugiere que dada una mayor concentración de nutrientes en la biopelícula ayuda a los microorganismos a sobrevivir a concentraciones más altas de contaminantes (Lazarova y Manem, 1995). Asimismo solamente se expone la capa exterior de los microorganismos a la toxicidad, quedando protegidas las capas interiores.

Estructura y propiedades de la biopelícula

a) Grosor de la biopelícula

El espesor de la biopelícula está influenciado por diferentes factores, estos incluyen la cantidad de flujo a través del biofiltro, el material de soporte y los diferentes diseños de sistemas de tratamiento. Generalmente, un flujo rápido a través del biofiltro, limita por fricción el crecimiento de los microorganismos en la biopelícula. Este espesor regularmente varía de decenas de micrómetros hasta un centímetro, aunque el promedio ronda el milímetro. Sin embargo, no toda la biopelícula se encuentra activa, la actividad incrementa con el grosor hasta llegar a un punto llamado “espesor activo” (Lazarova y Manem, 1995). Arriba de este nivel la difusión de nutrientes se convierte en una limitante, lo cual diferencia a las biopelículas activas de las inactivas.

b) Homogeneidad de la biopelícula

Aunque las biopelículas parecen consistir de una capa homogénea, existe una considerable no-homogeneidad en las biopelículas. La difusión de oxígeno disuelto no es uniforme a lo largo de la biopelícula, esta decrece conforme la profundidad, por lo

que este gradiente de densidad puede deberse a las diferentes tasas de crecimiento de microorganismos a diferentes profundidades (Bishop *et al.*, 1995).

c) Carga de la biopelícula

Puesto que la superficie de carga de los microorganismos es generalmente negativa se puede deducir que estos se acoplarán mejor a una superficie de un material cargado positivamente. El uso de materiales de empaque cargados puede ocasionar problemas si el sustrato, producto y/o contaminantes residuales están cargados e interactúan con el material de empaque (Rouxhet y Mozes, 1990).

d) Porosidad del material de empaque

El grado de porosidad del material de empaque es un factor importante en la adsorción de microorganismos a este. Un material de empaque que tiene una alta cantidad de espacios vacíos en el interior permite a los microorganismos sujetarse bajo condiciones de interacción bajas con el medio, mientras que el fluido fuera del material de empaque puede alcanzar velocidades altas. La máxima acumulación de biomasa ocurre cuando el tamaño de poro va de una a cinco veces el tamaño de la bacteria (Cohen, 2001).

Desprendimiento de la biopelícula

El desprendimiento de la biopelícula puede ser definido como la transferencia de partículas de una matriz sólida fija hacia la fase fluida. El desprendimiento de la biopelícula puede deberse a 5 diferentes factores (Castrejón, 2005).

- **Erosión:** Remoción de pequeños grupos de células de la superficie causado por fuerzas cortantes del movimiento del líquido.
- **Abrasión:** Remoción de pequeños grupos de células de la superficie como resultado de la colisión entre partículas. Por ejemplo, en reactores de lecho fluidizado o durante el retrolavado de lechos fijos.
- **Desprendimiento:** Remoción de grandes piezas de biopelícula como una masa adherida, algunas veces con exposición del soporte.
- **Depredadores:** Organismos que se desarrollan aprovechando el exceso de bacterias por los altos tiempos de retención celular.
- **Intervención humana:** Mediante mecanismos para homogeneizar el espesor de las biopelículas.

3 METODOLOGÍA

Para probar la hipótesis planteada, se realizó la simulación del acuífero en modelos a nivel laboratorio, donde se evaluó el efecto de la biopelícula formada sobre una sección transversal del sistema para la reducción o remoción de materia orgánica contenida en un flujo de lixiviados, que simuló una pluma contaminante en un acuífero.

3.1 Diseño de experimentos

Para evaluar el efecto que tiene la concentración de lixiviados sobre la eficiencia remoción del sistema se planteó el uso de tres celdas, dos de ellas con barreras reactivas permeables empacadas con diferentes materiales, una con composta y otra con tezontle, estas dos celdas contuvieron arena en los extremos de la barrera y la tercer celda sólo fue empacada con arena.

Para cada celda el desempeño del sistema se expresó en términos de la capacidad de eliminación última de DQO para cada material (arena, composta y tezontle). Se planteó el uso de un diseño de experimentos con dos factores (concepto bloque) para el cual se plantean 12 corridas. El factor bloque son los materiales y el factor tratamiento es la concentración de lixiviados. Se realizó la matriz de experimentos mostrada en la Tabla 3-1.

Tabla 3-1. Diseño de experimentos por bloques.

Material	Concentración de lixiviados (%)
Arena	50
	30
	10
	1
Composta	50
	30
	10
	1
Tezontle	50
	30
	10
	1

3.2 Obtención y caracterización de las muestras

Las muestras de lodos, agua residual y lixiviados se obtuvieron de dos sitios distintos:

a) PTAR

Esta planta está localizada al noreste del campus de Ciudad Universitaria de la Universidad Nacional Autónoma de México, sobre el Circuito Escolar y el cruce con la calle Cerro del Agua, en la colonia Copilco el Alto en la Ciudad de México.

La planta opera un caudal promedio de 16L/s y con una DBO₅ mayor a 200mg/L. El agua residual es captada por tres colectores (Copilco el Alto, investigación científica y la zona antigua de Ciudad Universitaria), estos pasan a un tanque de bombeo que lleva el agua al pretratamiento (tamiz de 3 mm) y a un desarenador, posteriormente el agua se lleva al sistema de tratamiento biológico, el cual consta de un tanque de lodos activados convencional y otro tanque que cuenta con un sistema con membranas sumergidas, una ventaja de este sistema es que se ocupa menor área al no requerir sedimentación y se produce un efluente de mejor calidad. El sistema consta de placas planas rotatorias (membranas de polietersulfona con tamaño nominal de poro 38nm), una vez que el agua sale de este tratamiento, es bombeada al tanque de desinfección y finalmente se conduce hacia la cisterna (Pumagua, 2012). Las muestras de lodos se tomaron en el tanque donde se encuentran las membranas sumergidas (Figura 3-1), el agua residual fue tomada a la salida del tanque para bombeo.



Figura 3-1. Tanque de membranas de la PTAR de CU.

La producción de lodos se llevó a cabo en el laboratorio por medio de dos celdas como se muestra en la Figura 3-2, se depositó el inóculo obtenido de la PTAR en una

celda (B) la cual se alimentaba con agua residual de procedente de la misma planta cada semana, una vez que se acumuló el lodo en esta celda, este era depositado en la celda de menor tamaño (A) para su uso en la formación de la barrera, ambas celdas contaron con difusores de oxígeno suministrando aire de forma continua por medio de una bomba de vacío con un flujo de alrededor de 40L/m, la temperatura de la celda fue la temperatura ambiente del laboratorio (20-25°C)

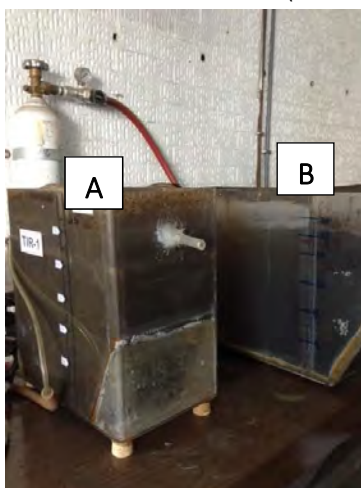


Figura 3-2. Celdas en la que se llevó a cabo la producción de lodos activados.

b) Relleno sanitario de Tlalnepantla

El relleno se ubica en Camino Viejo a las Minas, s/n, San Pedro Barrientos, Tlalnepantla. Este relleno sanitario capta 800 toneladas de basura al día, cuenta con 28 hectáreas para la disposición y tiene aproximadamente un volumen acumulado de 4.1 millones de toneladas, comenzó operaciones en 1998 y se espera terminarlas en 2018 (Rosales, 2014). Las muestras de lixiviados fueron recolectadas de la laguna de lixiviados (Figuras 3-3 y 3-4) en recipientes de 20L periódicamente conforme el avance experimental de acuerdo a la Tabla 3-2, estas muestras fueron tomadas a la salida de una tubería la cual bombea los lixiviados de la laguna a una pipa que lleva estos a recirculación en el relleno.



Figura 3-3. Ubicación de la laguna de lixiviados en el relleno sanitario de Tlalnepantla.



Figura 3-4. Laguna de lixiviados del relleno sanitario de Tlalnepantla.

Tabla 3-2 Calendario de toma de muestras de lixiviados.

Muestra de Lixiviado	Fecha
1	24 de Septiembre del 2015
2	03 de Noviembre del 2015
3	11 de Noviembre del 2015
4	30 de Noviembre del 2015
5	07 de Diciembre del 2015

3.2.1 Caracterización de los lodos y los lixiviados

La eficiencia del sistema así como su posible aplicación está relacionada con las características del contaminante, en este caso los lixiviados, por lo que es necesario conocer las características del mismo. Por cuestiones de logística, la toma de muestras se realizó periódicamente.

Para caracterizar los lodos, lixiviados y la mezcla de agua con una concentración de lixiviados se evaluaron los parámetros de DBO₅, DQO, nitrógeno amoniacal (NH₃⁺-N), nitrógeno en nitratos (NO₃⁻-N) y nitritos (NO₂⁻-N), sólidos totales (ST), sólidos totales volátiles (STV), esto debido a que en los rellenos sanitarios la biodegradación de proteínas y aminoácidos presentes en los lixiviados conduce a una alta producción de amoníaco (NH₃) o su especie iónica amonio (NH₄⁺) y la posterior oxidación de este compuesto trae consigo la producción de nitratos NO₃⁻-N y nitritos NO₂⁻-N que en altas concentraciones son altamente tóxicos (Suárez y Cardona-Gallo, 2012).

Los parámetros mencionados se obtienen de acuerdo a las técnicas analíticas mostradas en la Tabla 3-3, los resultados de esta caracterización se encuentran en la Sección 4.1.

Tabla 3-3. Técnicas para la caracterización de los lodos y lixiviados.

Prueba	Técnica analítica	Fuente
DQO	Reflujo cerrado, colorimétrico	APHA/AWWA/WEF, 1998
NH ₃ ⁺ -N	Método de Nessler	APHA/AWWA/WEF, 1998
NO ₃ ⁻ -N	Método colorimétrico	APHA/AWWA/WEF, 1998
NO ₂ ⁻ -N	Método colorimétrico	APHA/AWWA/WEF, 1998
ST	Método gravimétrico	NMX-AA-034-SCFI-2001
SSV	Método gravimétrico	NMX-AA-034-SCFI-2001

3.3 Formación de las celdas y de las biobarreras

El sistema experimental constó de tres celdas, a dos de ellas se les colocó una biobarrera con materiales de soporte distintos, composta y tezontle.

3.3.1 Materiales de empaque

Composta

Uno de los materiales de empaque que se utilizó como medio reactivo para la barrera fue la composta que, debido a su contenido de microorganismos y nutrientes, así

como su bajo costo, representa una alternativa para este tipo de sistemas. La composta ha sido utilizada exitosamente como material reactivo de una biobarrera en estudios a escala piloto para remediar drenaje ácido proveniente de minas (Gibert *et al.*, 2003).

Además, se determinó el flujo en la biobarrera ya que éste es un factor importante en el desempeño del sistema. Se ha encontrado que la eficiencia de la barrera depende del flujo y la permeabilidad del material de soporte, ya que tiempos de residencia altos (60-175 días) incrementan la eficiencia de remoción (Gibert *et al.*, 2003).

También se determinó el cambio del pH por medio de un potenciómetro a lo largo del experimento ya que este es un factor que afecta la actividad microbiana. La composta fue obtenida de la planta de composta de Ciudad Universitaria (Figura 3-5).



Figura 3-5. Composta proveniente de la planta de CU.

Tezontle

Se seleccionó el tezontle como material de empaque, ya que presenta características adecuadas como un medio filtrante tales como porosidad, rugosidad, durabilidad, resistencia mecánica, y bajo costo (Cobos Becerra, 2013). Es importante la selección del tamaño de partícula; Mendoza-Espinosa y Stephenson (1999) sugieren que el tamaño del medio granular afecta la eficiencia del tratamiento en términos de remoción física de sólidos y área superficial disponible para la formación de la biopelícula, donde partículas mayores a 6 mm son utilizadas para un tratamiento primario y las partículas menores a 3 mm para uno terciario, siendo las partículas entre 3 y 6 mm para un tratamiento general. Por ello, en este trabajo se utilizó un tamaño de partícula menor a 4.75 mm el cual es el diámetro de partícula que permite pasar el tamiz No. 4 (Figura 3-6).

El tezontle que se utilizó en este trabajo fue tezontle comercial, el cual fue triturado de forma manual para obtener el tamaño de partícula deseado. Para obtener tamaños de partículas específicos en proyectos a gran escala se utilizan trituradoras y moliendas industriales en las cuales diversas rocas son trituradas hasta obtener un tamaño de partícula específico, tal es el caso de la producción de asfalto para la realización de pavimentos o la grava que se utiliza para hacer concreto.



Figura 3-6. Tamaños de partícula del tezontle como medio filtrante.

3.3.2 Materiales de la celda y barrera

Para la modelación del acuífero y la barrera se utilizaron las celdas mostradas en la Figura 3-7 (A) las cuales fueron fabricadas de acrílico. En la base ocupada por la barrera se colocaron difusores de aire con el objetivo de proporcionar oxígeno a los microorganismos contenidos en la biopelícula (C y D). Para dar soporte a las barreras reactivas se colocó un marco de aluminio y malla de plástico entrelazada con rafia (hilo de fibra sintética) en las aristas (B).



Figura 3-7. Celdas de acrílico utilizados para rellenar con material, que simula el acuífero y la BRP. A) Celda de acrílico. B) Barrera Reactiva Permeable. C) y D) BRP con difusores de oxígeno.

En la Figura 3-8 se muestra un diagrama de las celdas utilizadas para el experimento, estas contaron con un suministro de diluciones, dos secciones de arena, la sección de la barrera en donde se colocó el material de empaque en el que se colocaron difusores de oxígeno en la parte inferior y la salida del efluente, la cual constó de una manguera de plástico flexible que por gradiente de presión depositaba el efluente en un recipiente para su posterior medición.

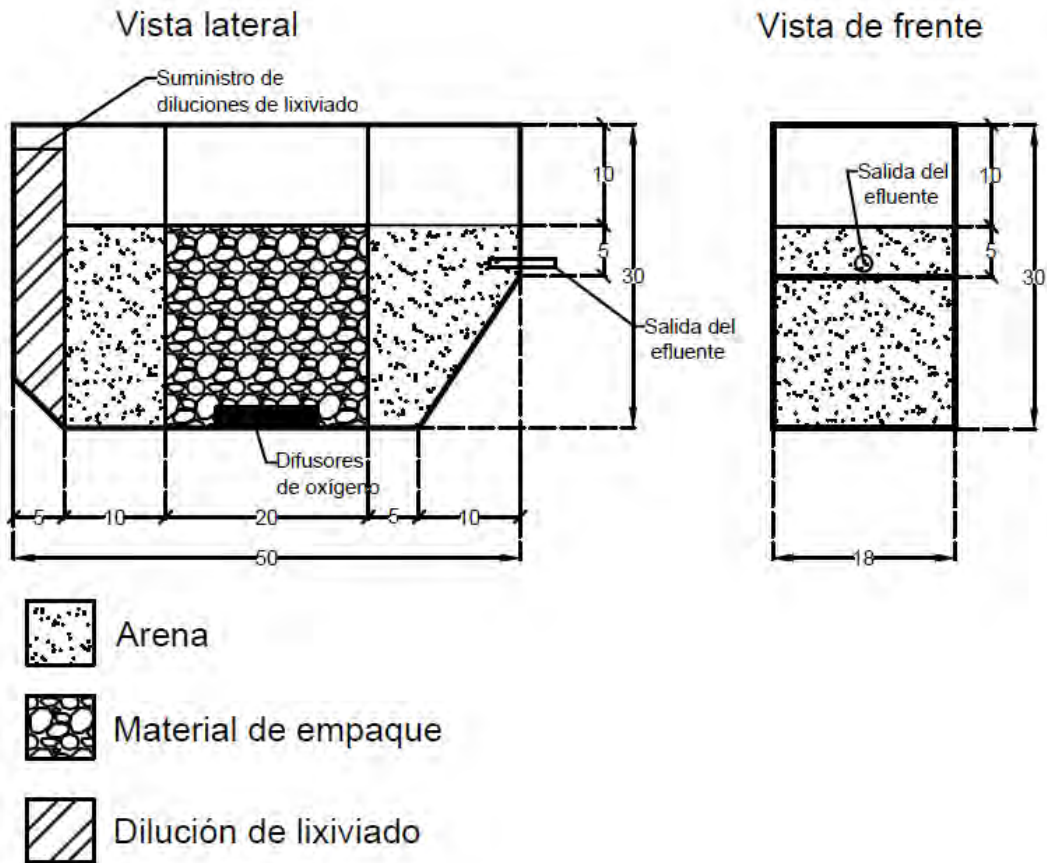


Figura 3-8. Diagrama de las celdas utilizadas para la modelación del acuífero con la BRP (cotas en cm).

3.3.3 Formación de la biopelícula

Para llevar a cabo la formación de la biopelícula sobre la biobarrera empacada con material de tezontle se realizó una prueba para conocer la relación de lodos y lixiviado que proporcionaría un mayor crecimiento de microorganismos afines al sustrato (lixiviado), esta relación óptima puede acelerar el proceso de aclimatación y así obtener mejores eficiencias en la remoción de contaminantes. Por esta razón se realizó una prueba utilizando tres mezclas de lodo con lixiviado y un control (únicamente lodo) (Figura 3-9). Las mezclas se colocaron en matraces con difusores de aire para evitar la limitación de crecimiento por suministro de oxígeno. Para evaluar el crecimiento de biomasa se realizó la determinación de los SSV por medio de la NMX-AA-034-SCFI-2001, en la que se estimó cuál fue la relación de lodo-lixiviado que mayor crecimiento de microorganismos por medio del aumento de SSV respecto al tiempo. Una vez obtenida la relación óptima de crecimiento, ésta se recirculó por la barrera (Figura 3-10) con un flujo de oxígeno suministrado por una bomba de vacío de alrededor de 30L/min para tener concentraciones de oxígeno disuelto de entre 1 y 3 mg/L y de esta manera formar la biopelícula (Figura 3-9), este proceso se llevó a

cabo hasta que el sistema tornó estable, lo cual fue evaluado al encontrar que los valores de remoción de DQO fueron constantes.

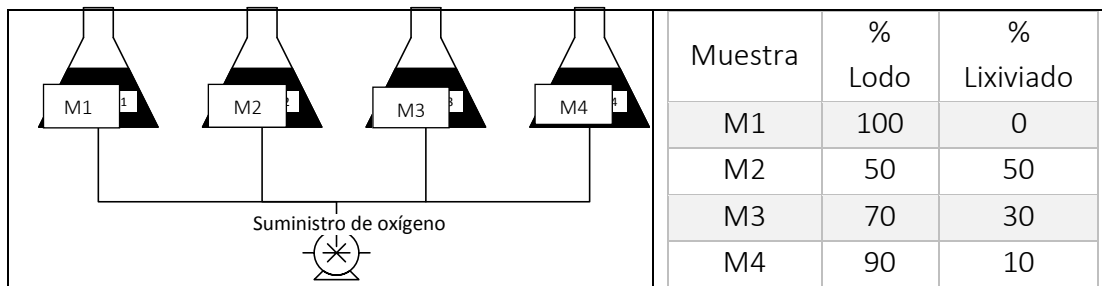


Figura 3-9. Descripción gráfica de la prueba para la obtención de la relación óptima de lodos-lixiviados, utilizando las diferentes mezclas (M1-M4) de estos.

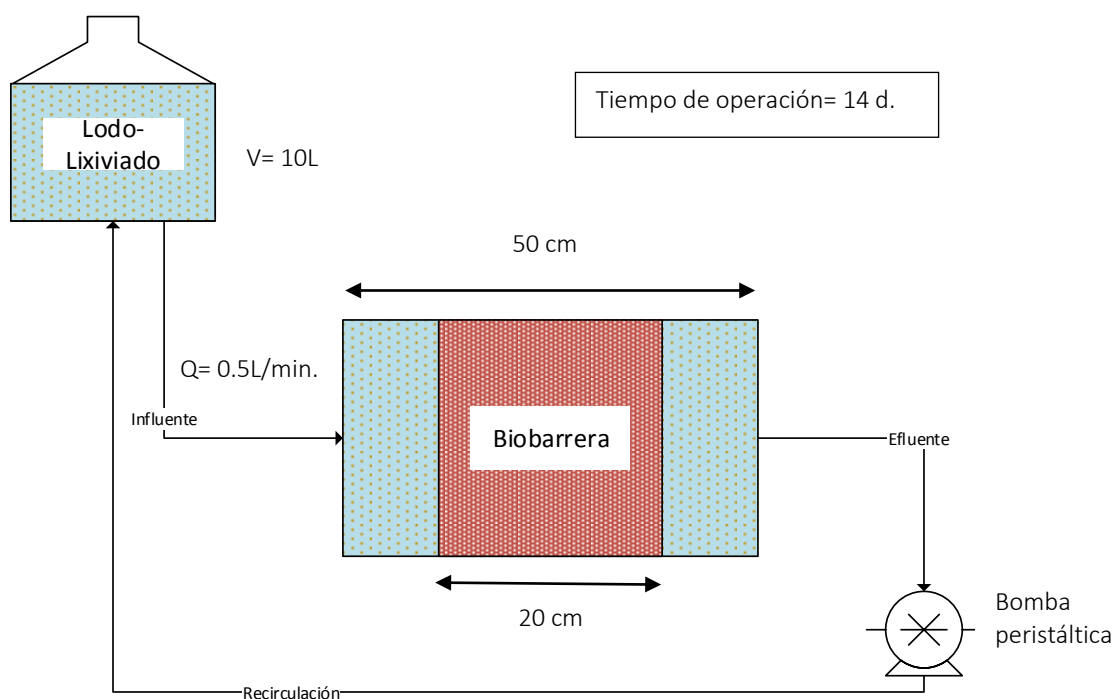


Figura 3-10. Esquema para la formación de la biopelícula en la barrera.

3.4 Pruebas de Permeabilidad

Se realizaron pruebas de permeabilidad por medio de un permeámetro de carga variable, el cual determina el coeficiente de permeabilidad (K) de cada uno de los materiales de soporte, esta prueba consiste en saturar el material dentro del permeámetro y de esta forma estimar el tiempo que tarda en pasar el líquido, a través de él.

Uno de los problemas que se presentan en este tipo de sistemas es el taponamiento del material de empaque debido al aumento en el espesor de la biopelícula el cual puede ocasionar zonas donde existan canales de flujo o caminos preferenciales y de esta forma volúmenes muertos dentro de la biobarrera (Fatihah y Donnelly, 2008, Escudié *et al.*, 2005). Una alternativa para el taponamiento del material de empaque

es el retrolavado, en el que por medio de un flujo contrario se busca desprender la biopelícula excedente en el material.

La permeabilidad es una de las características más importantes a considerar para el estudio de un material de empaque sin embargo, existen otras características como: diámetro promedio de partícula, área superficial específica, porosidad húmeda, masa específica seca, masa específica húmeda, etc. que deben considerarse para la selección del material de empaque, debido a los alcances de este trabajo sólo se evaluó la permeabilidad.

3.5 Efecto de los lixiviados en las barreras

Para el estudio de la eficiencia de remoción del material biodegradable, se construyó un sistema que constó de tres celdas. Dos fueron empacadas con un material de soporte diferente y un blanco el cual sólo contenía arena (Figura 3-11). Para las celdas experimentales se utilizó arena como medio por el cual fluyó el agua contaminada, esta arena posee un tamaño específico (D10) de 0.5mm y un coeficiente de uniformidad de 1.42.

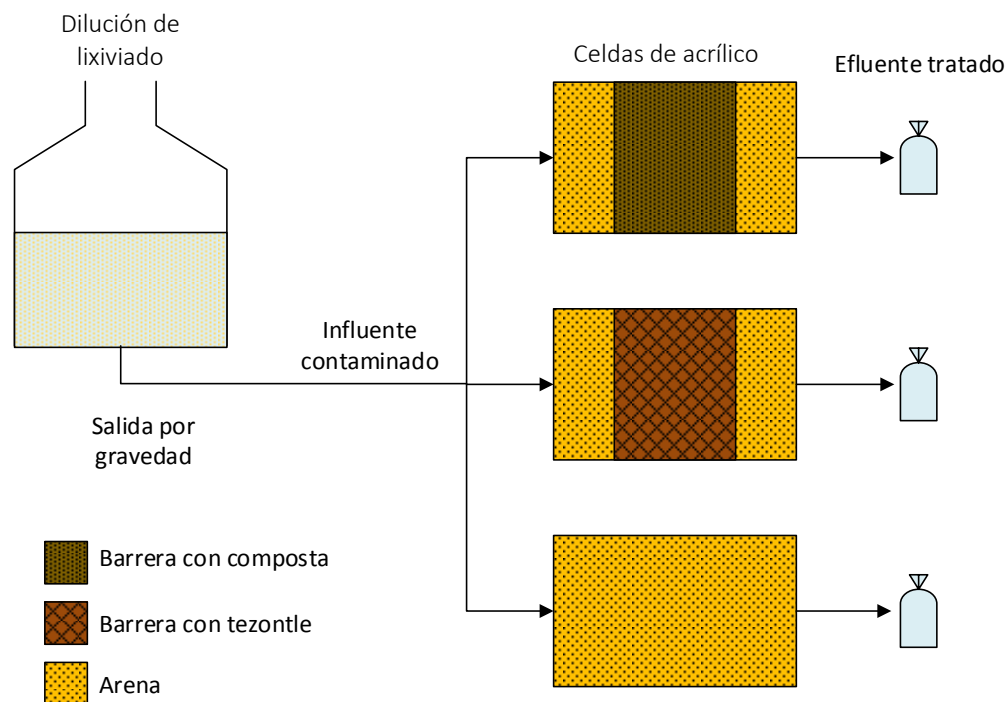


Figura 3-11. Diseño del sistema utilizado.

Se trató una corriente con un gasto de 10 mL/min de agua contaminada con lixiviados con diferentes concentraciones (%) que simulaban la distancia a la cual se coloca la barrera en relación con la fuente, las cuales se aprecian en la Figura 3-12.

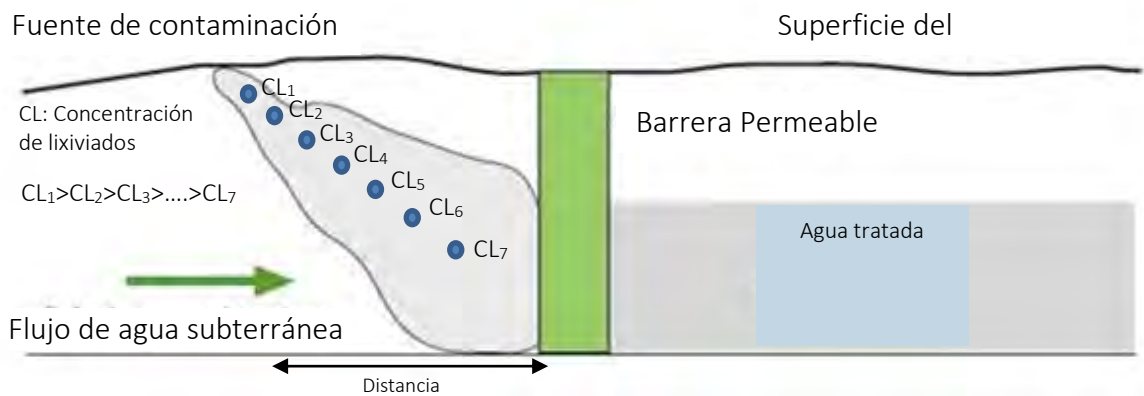


Figura 3-12. Cambio de concentración del lixiviado respecto a la distancia de la barrera. Modificado de Ortiz *et al.* (2007).

3.5.1 Modelo del acuífero en el laboratorio

Para determinar la eficiencia en la remoción de la materia orgánica biodegradable en una barrera permeable reactiva, se realizó un modelo para simular las condiciones naturales de un acuífero utilizando celdas de acrílico. Este sistema consta de cuatro subsistemas (Figura 3-13):

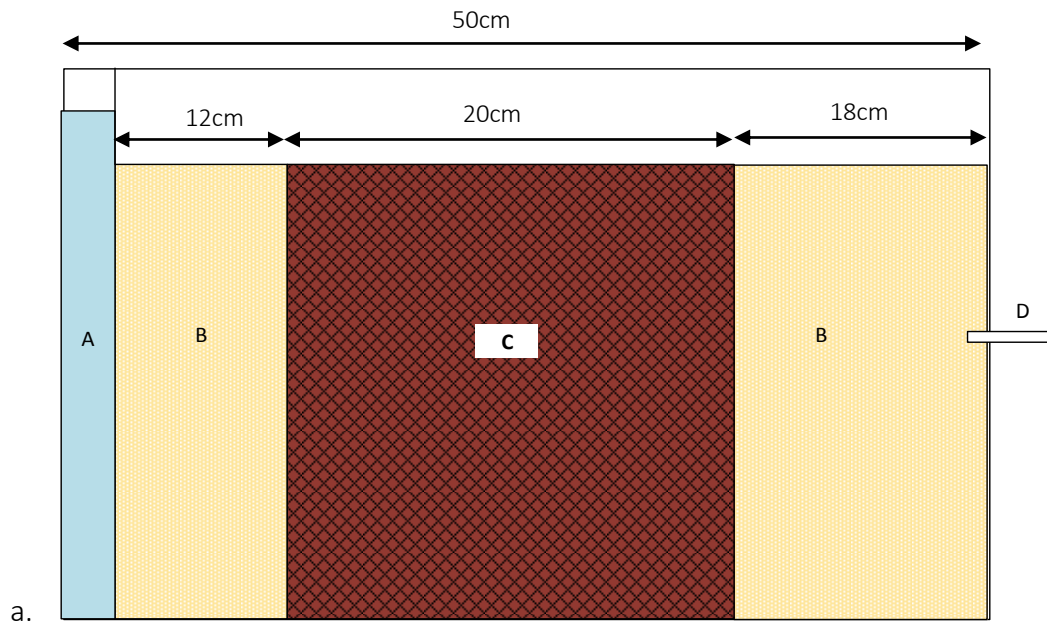


Figura 3-13. Subsistemas del modelo del acuífero.

A: Suministro lixiviado diluido, B: Arena, C: BRP D: Monitoreo

A. Suministro de lixiviado diluido

Para suministrar el agua y los lixiviados al sistema para su posterior tratamiento, se realizaron las diluciones propuestas en la Tabla 3-4. Estas diluciones de agua con lixiviado se pueden relacionar directamente con la distancia en la que se colocaría la barrera, ya que mientras la concentración sea mayor, la barrera estaría más cerca de

la fuente contaminante. El volumen de suministro se calculó de acuerdo a los resultados obtenidos de las pruebas de permeabilidad, para que de esta forma se obtuviera un flujo continuo dentro de la celda; primero se saturaron las celdas y posteriormente se suministró la dilución a la velocidad necesaria para mantener el flujo continuo (10mL/min.) por medio de una bomba, es decir que contara con una alimentación continua durante los días de prueba, durante esta etapa experimental, no se realizó recirculación del efluente. Las diluciones se suministraron empezando por la más concentrada, esto debido a que las bacterias contenidas en la biopelícula estaban siendo alimentadas por esa concentración de lixiviados para la formación de esta. El suministro de la dilución se realizó durante cinco días para cada una de estas.

Tabla 3-4. Dilución agua-lixiviados.

Muestra	% de Lixiviados
1	50
3	30
4	10
5	1

B. Simulación de las condiciones del acuífero por medio de arena

Para simular las condiciones de un acuífero se utilizó arena media, la cual fue el producto de la mezcla de diferentes tamaños de partícula. La granulometría se muestra en el Anexo 1. Los diferentes tipos de arena fueron mezclados como se muestra en la Tabla 3-5, los diferentes tamaños de arena son aquellos que quedaron retenidos en los tamices (cada porcentaje es correspondiente al peso de los diferentes tamaños). Al terminar cada fase del experimento (cada dilución) se hizo un lavado de la arena con ácido clorhídrico debido a la saturación de esta por los contaminantes.

Tabla 3-5. Proporción de arena para la simulación del acuífero.

Número tamiz	Tamaño de partícula (mm)	Porcentaje (%)
20-25	0.850-0.710	40
25-30	0.710-0.600	30
30-35	0.600-0.500	20
35-40	0.500-0.425	10

C. Tratamiento de lixiviados diluidos por la biobarrera

El objetivo de la biobarrera es la remoción de la materia orgánica contenida en los lixiviados; sin embargo, por las características naturales de un acuífero, este puede atenuar de forma natural algún contaminante. Para este experimento la celda que

contiene solamente arena determinó la capacidad de atenuación natural del acuífero mientras que las celdas que contienen barreras reactivas permeables, determinaron la capacidad de remoción de materia orgánica biodegradable de cada material de empaque (composta y tezontle). Cada barrera consta de dos difusores de oxígeno en la base de estas para asegurar las condiciones aerobias de estas.

D. Monitoreo del efluente

Este subsistema se encuentra en la salida de la celda, en el cual se determinaron parámetros básicos de calidad mencionados en la sección 3.2.1 (Tabla 3-3) para así estimar la eficiencia de remoción de la materia orgánica y por lo tanto la calidad del efluente. El monitoreo se realizó una vez al día durante el tiempo que se suministró cada dilución. Se monitoreó el pH como medida de control a la entrada y salida de las celdas.

3.6 Desempeño del Modelo

Para obtener el desempeño de cada de cada barrera se utilizó el parámetro de la capacidad de eliminación, como se mostró en la sección 2.4.1. Esta capacidad de eliminación se utiliza para obtener resultados en términos de g/m^3d , de esta forma se puede escalar la biobarrera dependiendo de las necesidades de cada experimento y no solo obtener una eficiencia de remoción en porcentaje que solo es aplicable para las condiciones del experimento realizado en este trabajo.

Para obtener la capacidad de eliminación de cada material, en el caso de las celdas con composta y tezontle se toma la capacidad de eliminación de la celda de arena y esta se multiplica por el volumen de arena dentro de la celda para así obtener la eliminación de contaminante de la arena.

$$CE_{arena} * V_{arena} = Eliminación_{arena} \quad (12)$$

Se obtiene la eliminación de la celda con arena y la barrera, es decir, la eliminación que se llevó a cabo en la celda incluyendo la arena y la que se llevó por la barrera.

$$CE_{celda} * V_{celda} = Eliminación_{celda} \quad (13)$$

Con la ecuación siguiente se puede obtener la eliminación de la barrera:

$$Eliminación_{celda} = Eliminación_{arena} + Eliminación_{barrera} \quad (14)$$

Despejando la eliminación de la barrera:

$$Eliminación_{barrera} = Eliminación_{celda} - Eliminación_{arena} \quad (15)$$

Una vez obtenida la Eliminación de DQO de cada celda se puede despejar de la ecuación (12) y así obtener la capacidad de eliminación del material de cada barrera.

$$CE_{barrera} = \frac{Eliminación_{barrera}}{V_{barrera}} \quad (16)$$

4 RESULTADOS

4.1 Caracterización de los lodos y los lixiviados

La caracterización de los lodos y de los lixiviados se llevó a cabo utilizando las técnicas descritas en la sección 3.2.1 (Tabla 3-3). Los resultados de esta caracterización se aprecian en la Tabla 4-1 para cada una de las muestras. Los parámetros obtenidos en la caracterización fueron similares a los reportados por Rosales en el 2014 en el mismo relleno sanitario.

La ausencia de nitritos supone que se ha completado la oxidación del nitrógeno a nitratos en este medio. Los altos contenidos de nitrógeno amoniacal suponen una alta actividad biológica en el relleno. El cambio que presentaron los lixiviados, principalmente en la concentración de DQO fue debido al tiempo de muestreo, mientras que el lixiviado 1; fue muestreado en el mes de septiembre, no se presentaron lluvias en el relleno días anteriores al obtener la muestra, y en el caso de las otras muestras sí se presentaron lluvias esporádicas previamente a los muestreos.

La caracterización de lodo mostró concentraciones de nitratos y nitritos, esto sugiere que existen bacterias nitrificantes en este, por el tipo de tratamiento de la planta donde se obtuvieron los lodos, el tratamiento de esta planta es por medio de biorreactores de membrana (MBR, por sus siglas en inglés). Dado que los biorreactores de los MBR pueden operar con 10-30 g MLSS/L (sólidos suspendidos en el licor mezclado por litro por sus siglas en inglés), las edades del lodo son más altas que en los sistemas convencionales. La mayor parte de las plantas MBR operan a edades de lodo de 40 días o superiores. Estas edades de lodo elevadas pueden reducir hasta en un 40% la producción de lodo. El control completo de la edad del lodo es especialmente importante para permitir el desarrollo de microorganismos de crecimiento lento como las bacterias nitrificantes. Además, las altas edades del lodo en las que se opera favorecen que se desarrollen organismos con bajas tasas de crecimiento, los cuales suelen tener una mayor facilidad para degradar diferentes tipos de sustrato (Estrada, 2010).

Tabla 4-1. Caracterización del Lodo y del Lixiviado.

Muestra	DQO (ppm)	N-NH ₃ ⁺ (ppm)	N-NO ₂ ⁻ (ppm)	N-NO ₃ ⁻ (ppm)	ST (ppm)	STV (ppm)	pH	Uso
Lodo	6,729	1,598	31	209	9,046	6,761	5.8	Biopelícula
Lixiviado 1	12,511	1,596	ND	157	16,595	5,429	8.5	
Lixiviado 2	8,690	2,891	ND	11	15,547	4,811	8.5	Dilución 50%
Lixiviado 3	8,346	2,156	ND	17	25,911	8,017	8.6	Dilución 30%
Lixiviado 4	8,094	2,515	501	17	19,250	6,000	8.5	Dilución 10%
Lixiviado 5	8,421	2,670	ND	25	16,021	5,414	8.5	Dilución 1%
Promedio ¹	8,388 ± 212	2,558 ± 268	125 ± 217	18 ± 5	19,182 ± 4,138	6,061 ± 1,205	8.5 ± 0.04	-
Lixiviado Estiaje (Rosales, 2014)	15,350 ± 90	3,450 ± 282	-	-	22,904 ± 1,411	-	8.3 ± 0	-
Lixiviado Lluvia (Rosales, 2014)	9,184 ± 646	2,290 ± 174	-	-	11,709 ± 29	-	7.75 ± 0.02	-

¹Los promedios corresponden sólo para los lixiviados que se utilizaron en la formación de diluciones (Lixiviado 2-5)

DQO= Demanda Química de Oxígeno, ST= Sólidos Totales, STV= Sólidos Totales Volátiles

ND= No Determinado

4.2 Formación de la biopelícula

La obtención del inóculo para formar la biopelícula en el medio de tezontle se obtuvo mediante una mezcla de lodos hecha en el laboratorio y de los lixiviados provenientes del relleno sanitario de Tlalnepantla, Estado de México. Para obtener la mezcla óptima se monitoreó el crecimiento de microorganismos como el cambio de sólidos suspendidos volátiles a través del tiempo, de esta forma se obtuvo la curva de crecimiento mostrada en la Figura 4-1, donde la relación que tuvo mayor crecimiento fue la que contuvo 50% de los lodos y 50% de los lixiviados.

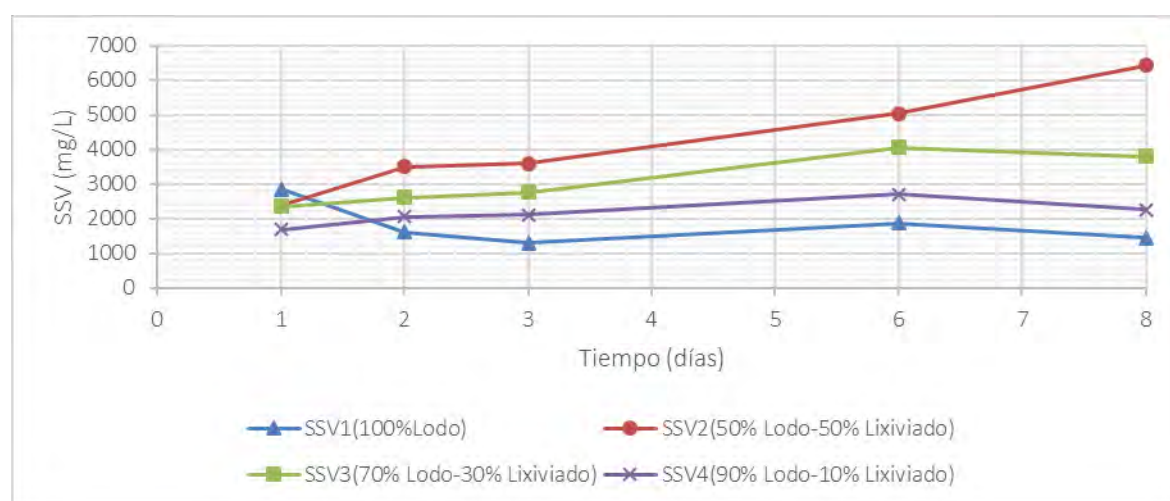


Figura 4-1. Cinética de crecimiento de microorganismos.

Se observó que el crecimiento de microorganismos contenidos en los lodos está asociado a la cantidad de alimento proporcionado por los lixiviados. Así, cuando se mantiene solamente los lodos aireados la masa microbiana se reduce en los primeros días y posteriormente se mantiene estable. En la dilución con el 90% de lodo y 10% de lixiviado, al ponerse en contacto con una pequeña proporción de lixiviados se alimenta con una concentración de 1,685mg/L de DQO y se obtiene un incremento del 60% y decrece al octavo día. De la misma forma ocurrió con la muestra con 70% lodo y 30% de lixiviado, al sexto día se registró un incremento del 73% en cuanto a los SSV, decreciendo al octavo día. En la relación 50-50 no se mostró un decremento durante los 8 días de operación, en este caso el incremento máximo en SSV fue de 172%, lo que muestra que a mayor concentración de lixiviados hay un mayor crecimiento microbiano.

4.2.1 Aclimatación de los microorganismos

Posteriormente con la mezcla óptima (50% lixiviado y 50% lodo) se inoculó la barrera empacada con tezontle de forma continua, agregando sustrato (lixiviado) periódicamente y monitoreando la eficiencia de remoción de DQO hasta llegar a un

estado estable o estacionario. Los resultados se muestran en la Figura 4-2 donde se puede apreciar una remoción del 64% en los primeros ocho días en la barrera, mientras que en este día se hizo una alimentación por lixiviados frescos. En este caso la remoción de la barrera fue de 57%.

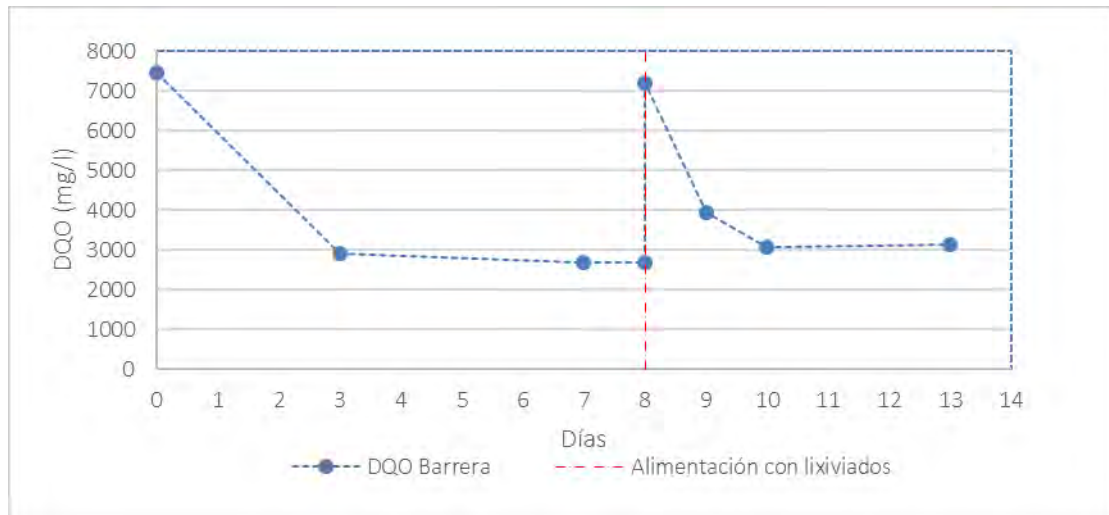


Figura 4-2. Concentración de DQO por microorganismos en biopelícula.

4.3 Efecto de los lixiviados diluidos en las barreras reactivas permeables

Una vez que la barrera empacada con tezontle se estabilizó, se realizaron las pruebas con las diferentes diluciones de lixiviado-agua en las tres diferentes celdas (la celda con arena, la celda con composta y la empacada con tezontle mostradas en la Figura 4-3). Por medio de bombas peristálticas, se controló el flujo de entrada a un gasto de 10 mL/min aproximadamente para las diferentes diluciones.

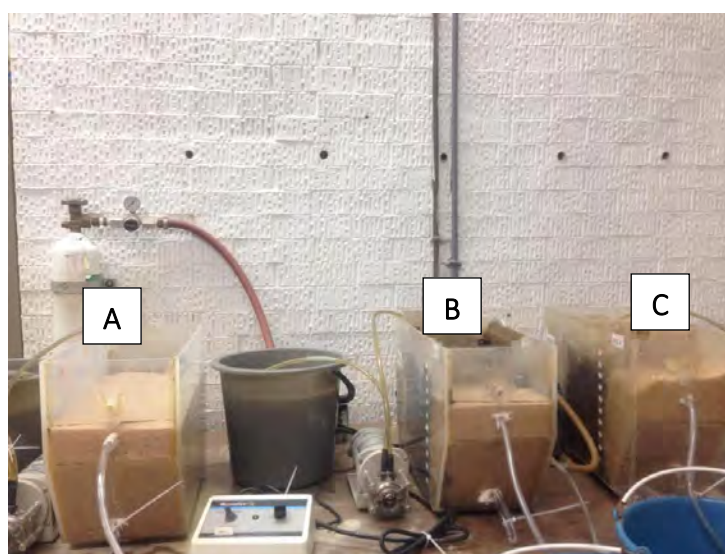


Figura 4-3. Sistema que simula el cuífero con las BRP con las tres celdas.

A: Celda testigo

B: Celda con composta C: Celda con tezontle

4.3.1 Eficiencia de remoción de la Demanda Química de Oxígeno (DQO)

En cada una de las celdas se tomaron muestras del influente y del efluente para las cuatro diluciones de lixiviado-agua planteadas en el diseño de experimentos, en la Tabla 4-2 se muestra la concentración de DQO en el efluente en relación con el influente para los diferentes días y diluciones.

Tabla 4-2. Concentración de DQO del efluente en las celdas.

Dilución lixiviado - agua	Concentración Inicial (ppm)	Tiempo (día)	Concentración final (ppm)					
			Arena		Composta		Tezontle	
			Conc. Final (ppm)	ER (%)	Conc. Final (ppm)	ER (%)	Conc. Final (ppm)	ER (%)
50-50	4325	1	4079	6	847	80	3424	21
		2	3686	15	2033	53	2438	44
		3	3604	17	2586	40	2224	49
30-70	2503	1	2017	19	2327	7	1943	22
		2	1884	25	1884	25	1397	44
		3	1736	31	1780	29	1766	29
		4	1500	40	1736	31	1146	54
10-90	809	1	478	41	939	0	1884	0
		2	271	66	703	13	1441	0
		3	360	56	1485	0	1116	0
		4	187	77	81	90	57	93
1-99	69	1	16	77	903	0	422	0
		2	33	51	144	0	75	0
		3	17	75	242	0	8	88
		4	26	62	230	0	22	69

ER=Eficiencia de remoción

En las Figuras 4-4, 4-5, 4-6 y 4-7 se aprecian el cambio de concentración en el efluente (a) y la eficiencia de remoción de la DQO de cada celda (b) respecto al tiempo. La eficiencia de remoción se calculó con la ecuación 8:

$$ER\% = \frac{\text{Concentración inicial} - \text{Concentración final}}{\text{Concentración inicial}} \times 100 \quad (8)$$

En la dilución del 50% (Figura 4-4) se observó que la eficiencia de remoción (b) fue mayor en la celda que contiene la BRP de tezontle; la eficiencia de remoción incrementó respecto al tiempo lo cual pudo ocurrir debido al incremento de los microorganismos en el material de soporte ya que estos fueron más selectivos al tipo de sustrato. Mientras que en la celda empacada con composta se obtuvo una eficiencia inicial muy alta pero esta fue decreciendo, lo cual sugiere que la remoción en el primer día se debió a fenómenos de retención y adsorción de los materiales en la celda, esto se puede observar en la gráfica de concentraciones (a) donde la concentración de DQO en el efluente disminuyó al primer día de operación y

posteriormente esta incrementó, además de que la cantidad de microorganismos disminuyó, como consecuencia del estancamiento del flujo de agua/lixiviado. En un estudio realizado por Gálvez y colaboradores en el 2006, reportaron que en una biobarrera de arcilla con altas cargas de DQO, se obtienen remociones de hasta el 65% no obstante, en este estudio la biobarrera se encuentra en recirculación. Así mismo, en otro estudio realizado por Zhoua y colaboradores en el 2014, obtuvieron remociones del 56% utilizando una barrera producto de una mezcla de diferentes materiales (hierro, zeolita y carbón activado).

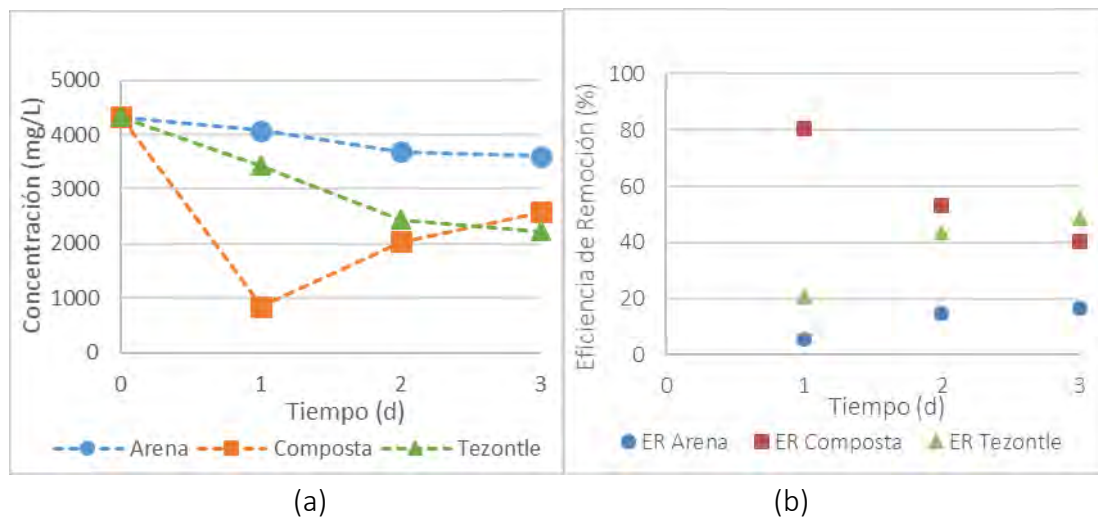


Figura 4-4. (a) Concentración de DQO (b) Eficiencia de remoción de DQO para la dilución de lixiviado al 50%.

Para la dilución al 30% (Figura 4-5) la celda con una BRP con tezontle mostró una eficiencia mayor al 50% (b), la celda empacada solamente con arena obtuvo una eficiencia mayor al 40% mientras que la celda con composta solo un en 30%. Esto se puede deber a la saturación de la composta y su lavado, es decir, parte de la materia orgánica de la composta se introdujo al flujo del líquido y fue arrastrada hasta la salida.

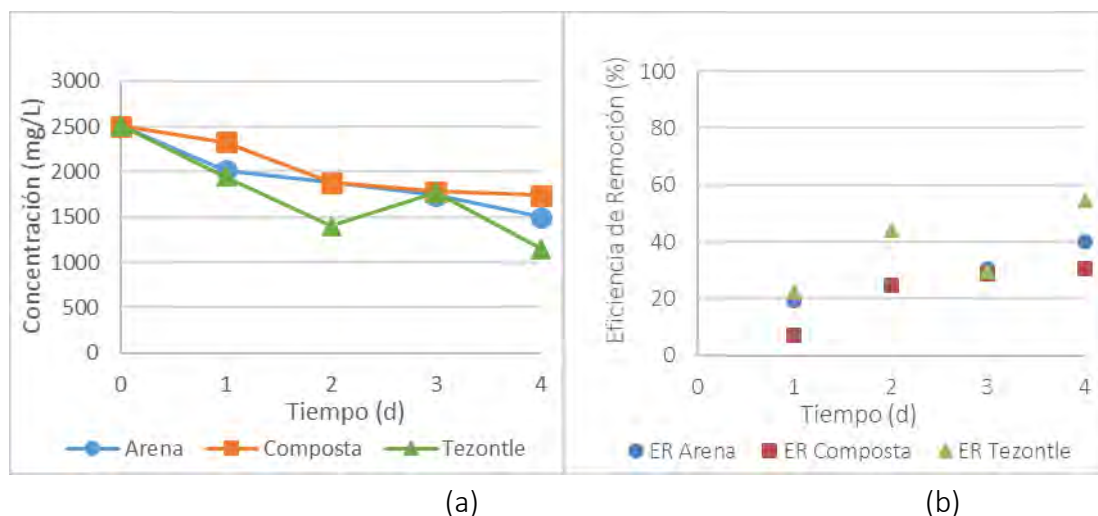


Figura 4-5. (a) Concentración de DQO (b) Eficiencia de remoción de DQO para la dilución de lixiviado al 30%.

En la Figura 4-6(b) se aprecia que las tres celdas tuvieron eficiencias altas (superior al 70%) para la dilución del 10% y aunque la celda con tezontle nuevamente mostró mayor eficiencia respecto a las demás esta no fue significativa, esto pudo ser ocasionado a que la carga de materia orgánica fue baja, lo que provocó que la mayor parte de ella fuera removida. Se puede observar que en el primer día la concentración en la barrera de tezontle (a) aumentó de forma considerable, lo cual pudo deberse a que existió un lavado del tezontle que, al ser un material altamente poroso retuvo grandes cantidades de materia orgánica, lo cual se vio reflejado a la salida del efluente. . Estos resultados fueron similares a los reportados por Ding y colaboradores en el 2001 en los que se tenía una carga similar de DQO, obteniendo una eficiencia de remoción del 95% utilizando una biobarrera en arena, ellos atribuyen que los microorganismos son responsables del 35% de remoción de la DQO mientras que el 60% es atribuido a fenómenos de filtración en la arena.

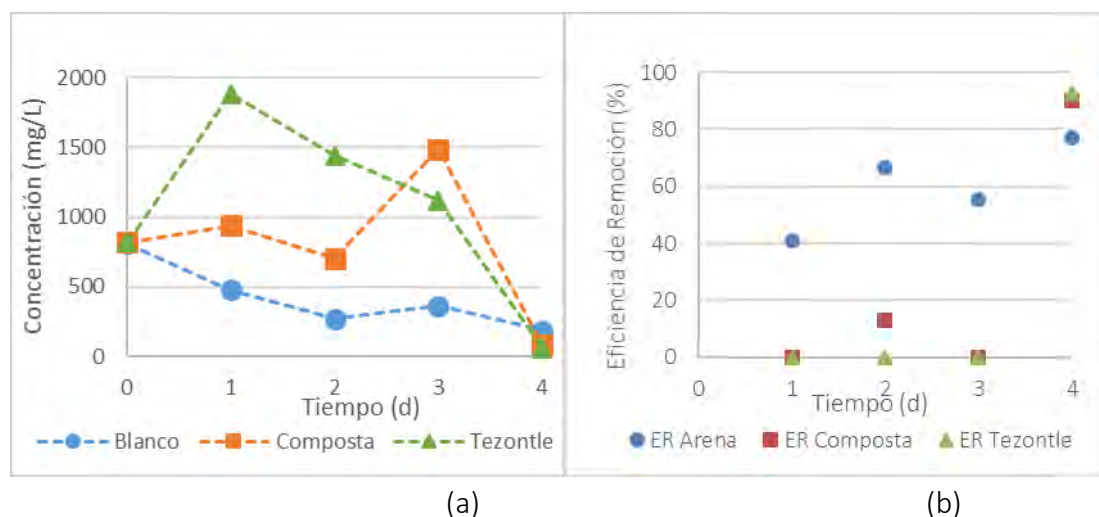


Figura 4-6. (a) Concentración de DQO (b) Eficiencia de remoción de DQO para la dilución de lixiviado al 10%.

En la dilución al 1% (Figura 4-7) las celdas con arena y tezontle mostraron eficiencias similares (b), sin embargo en esta última los primeros días existió una concentración (a) mayor en el efluente que en el influente por lo que no hubo remoción, esto ocurrió de la misma forma en la celda con composta a lo largo de los cuatro días pudiendo deberse a que el tezontle, al ser inoculado con lodos y lixiviados, contenían materia orgánica y al pasar el flujo del líquido esta fue arrastrada, de igual manera en la composta, que por su composición posee grandes cantidades de materia orgánica sin embargo, la materia orgánica arrastrada no fue comparada con la que llevaba el líquido.

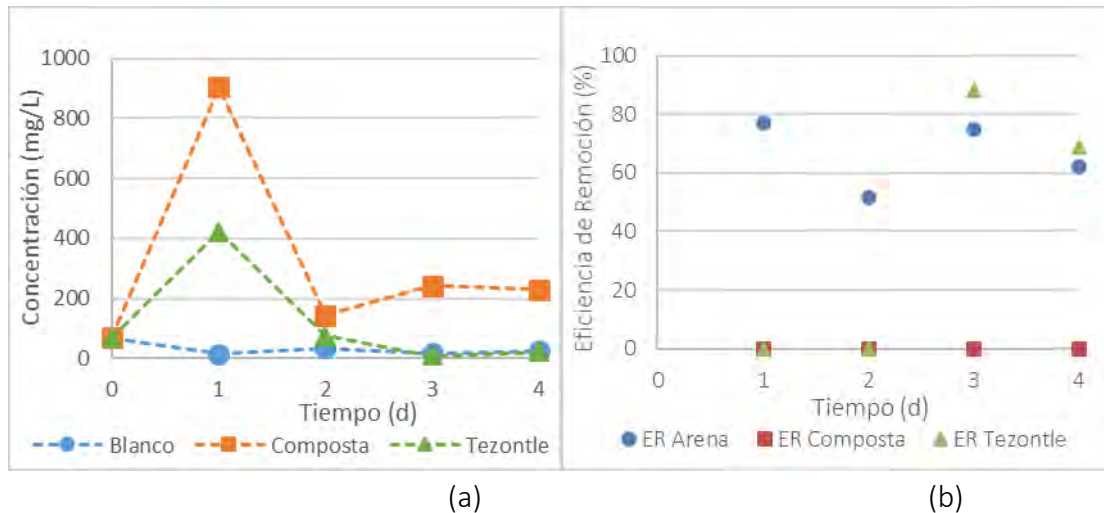


Figura 4-7. (a) Concentración de DQO (b) Eficiencia de remoción de DQO para la dilución de lixiviado al 10%.

4.3.2 Comportamiento de los diferentes estados del Nitrógeno

En este trabajo el nitrógeno fue evaluado como el cambio de sus estados de oxidación, desde que se encontró en su forma de nitrógeno amoniacal ($N-NH_3^+$), pasando por nitrito ($N-NO_2$) y finalmente en su estado más oxidado, el nitrato ($N-NO_3$). En la Tabla 4-3 se muestran los cambios de concentración de los diferentes estados del nitrógeno.

En las Figuras 4-8, 4-9, 4-10 y 4-11 se pueden apreciar que la disminución de nitrógeno amoniacal ($N-NH_3^+$) en el primer día de operación se debió a un fenómeno de adsorción, ya que no hubo formación de nitritos y nitratos, posteriormente debido al establecimiento de bacterias nitrificantes en las barreras empacadas se tuvo un aumento principalmente de nitritos, esto pudo deberse a que la presencia de nitrosomonas (Ecuación 3) predominó respecto a las nitrobacter, por esta razón la actividad de estas últimas no fue suficiente para llevar a cabo la oxidación total del $N-NH_3^+$ al $N-NO_3$. Estos resultados son similares a los reportados por Ding y colaboradores en el 2001 en cuanto a la remoción de $N-NH_3^+$, en el que se tiene una eficiencia de más del 90% sin embargo, el uso de microorganismos especializados en nitrificación en este estudio, se reportó una transformación a nitratos.

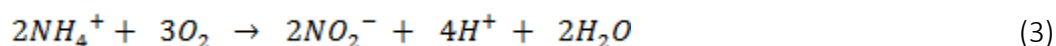


Tabla 4-3. Concentraciones de los diferentes estados del nitrógeno respecto al tiempo.

Dilución lixiviado - agua	Concentración inicial (ppm)			Día	Concentración final (ppm)								
	N-NH ₃ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻		Arena			Composta			Tezontle		
					N-NH ₃ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₃ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻	N-NH ₃ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻
50-50	1445	0	6	1	188	6	2	259	41	5	199	32	4
				2	2042	3	7	765	4	7	1090	157	9
				3	2000	8	8	347	13	11	115	659	15
30-70	647	0	5	1	180	5	0	208	18	1	174	1320	2
				2	168	0	1	168	3	4	124	1500	3
				3	155	6	5	159	10	12	158	3749	51
				4	134	7	7	155	158	17	101	4096	33
10-90	252	50	2	1	0	72	2	173	1037	7	149	138	10
				2	211	5	3	194	737	7	86	3204	6
				3	266	6	3	190	484	9	66	2216	8
				4	271	14	3	201	393	9	84	1799	16
1-99	27	0	0	1	22	11	1	10	13	6	5	1	2
				2	19	5	0	13	22	1	2	1	0
				3	17	6	0	7	33	2	4	1	0
				4	24	7	0	6	45	2	0	1	0

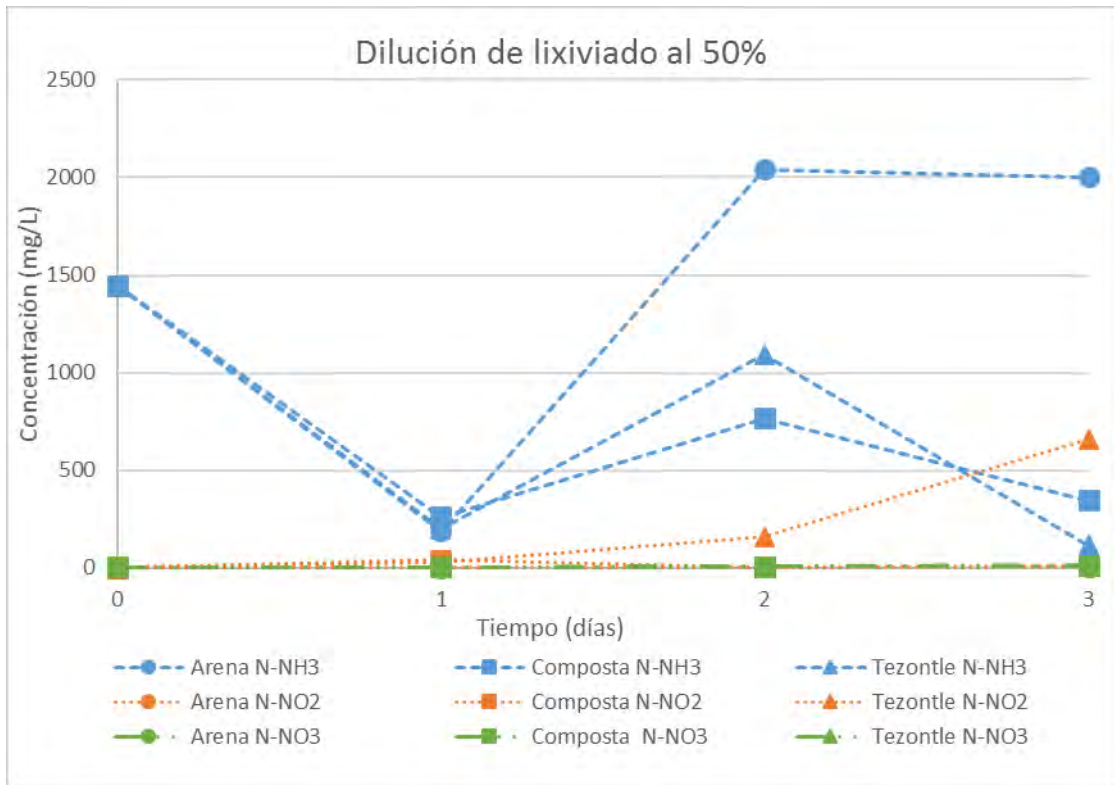


Figura 4-8. Comportamiento del nitrógeno respecto al tiempo para la dilución al 50% en las celdas.

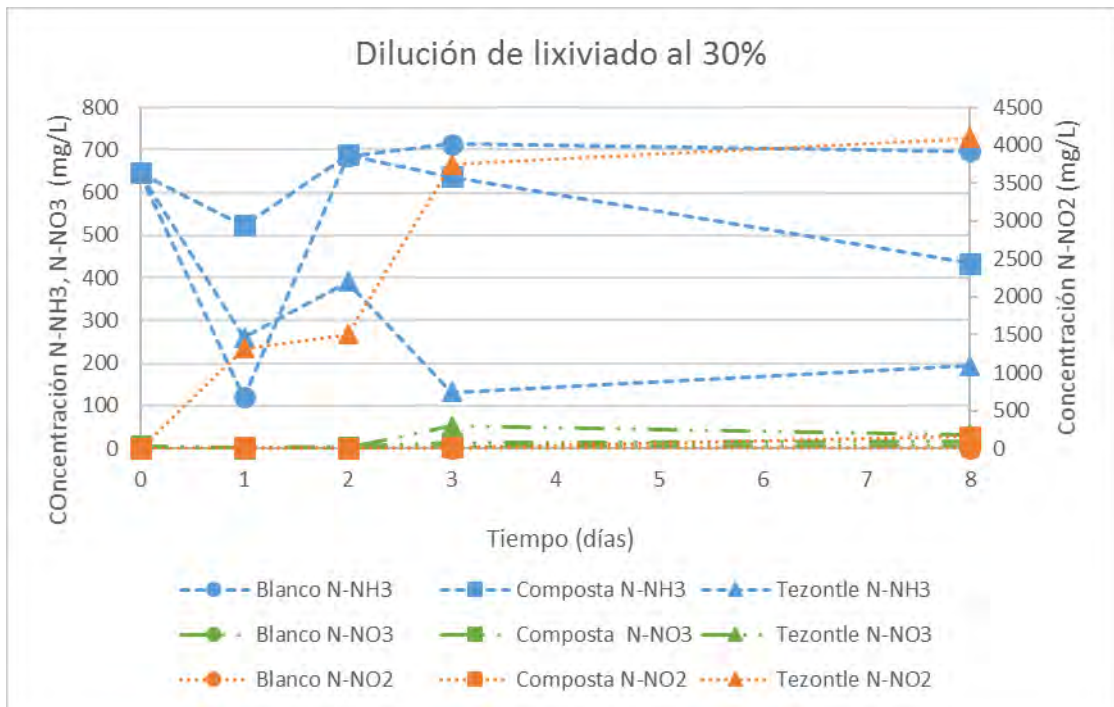


Figura 4-9. Comportamiento del nitrógeno respecto al tiempo para la dilución al 30% en las celdas.

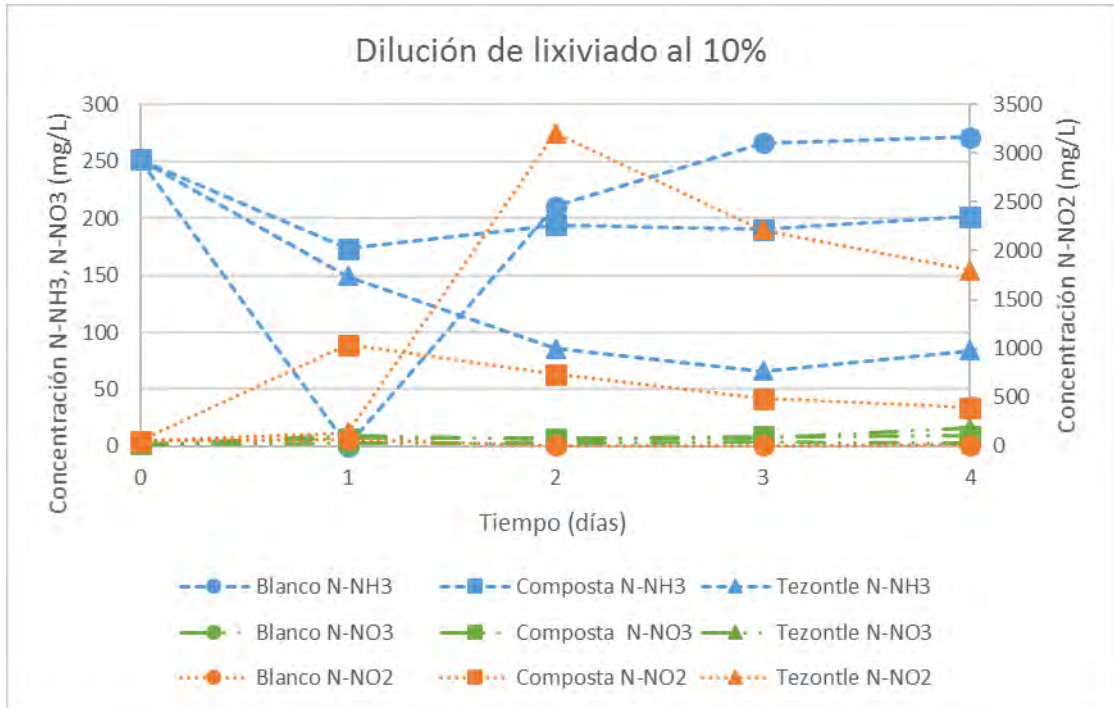


Figura 4-10. Comportamiento del nitrógeno respecto al tiempo para la dilución al 30% en las celdas.

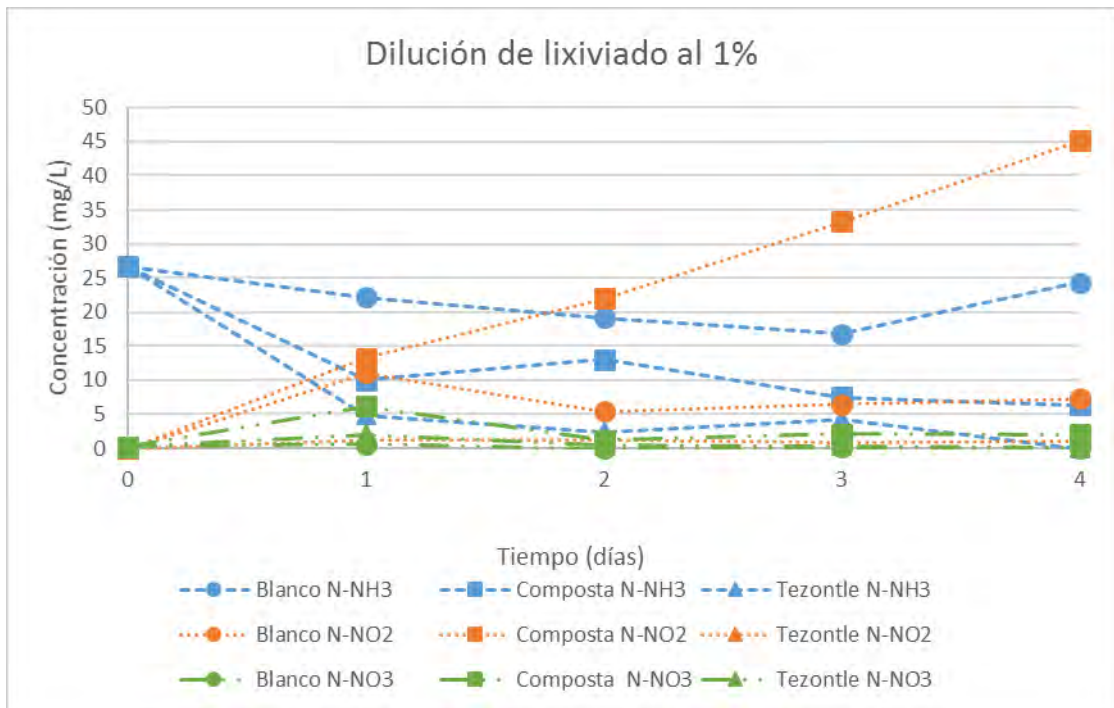


Figura 4-11. Comportamiento del nitrógeno respecto al tiempo para la dilución al 1% en las celdas.

4.4 Pruebas de Permeabilidad

Las pruebas de permeabilidad se realizaron con un permeámetro de carga variable como se muestra en la Figura 4-12. En el permeámetro de carga variable se determina el volumen de agua que atraviesa la muestra de suelo, la cual es compactada por medio de un pisón y el tiempo; la carga hidráulica cambia con respecto al tiempo.

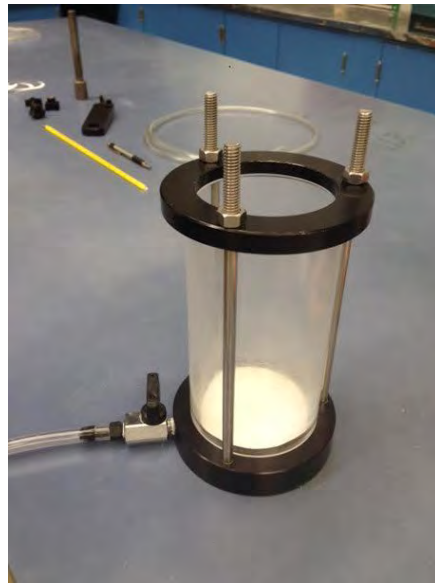


Figura 4-12. Permeámetro de carga variable.

Los resultados del coeficiente de permeabilidad (k) obtenidos para los materiales de empaque para el tezontle y la composta fueron los siguientes (figura 4-13):

- c) Tezontle: $k = 6.057 \times 10^{-3} \text{ cm/s}$
- d) Composta: $k = 2.658 \times 10^{-4} \text{ cm/s}$

Estos coeficientes mostraron que el tezontle fue más permeable, por lo tanto el agua circula más rápidamente a través de él, ya que se tuvo un diámetro de partícula mayor comparado con la composta. La formación de la biopelícula disminuyó la permeabilidad del medio, sin embargo, estos valores fueron lo suficiente mente altos para permitir un tiempo de residencia adecuado una vez que esta formó.



Figura 4-13. Columnas empacadas para las pruebas de permeabilidad para los materiales de empaque.

4.5 Desempeño de las barreras

Para evaluar el desempeño de las barreras y de cada material de empaque se calcularon los parámetros mostrados en la Tabla 4-4.

Las condiciones de operación de las barreras, calculadas a partir del flujo del suministro, volumen de la celda y el área transversal que ocuparon tanto la arena y la barrera, fueron las mostradas a continuación:

Gasto: $Q = 0.0144 \text{ m}^3/\text{día}$

Volumen: $V = 0.036 \text{ m}^3$

Área (transversal): $A = 0.0162 \text{ m}^2$

La concentración del contaminante que ingresó a las celdas (C_0) Varió dependiendo de la dilución, estas se muestran en la Tabla 4-5:

Tabla 4-4. Concentración inicial de DQO en las diferentes diluciones de lixiviado-agua.

Muestra	50%	30%	10%	1%
Concentración del lixiviado original (ppm)	8,690	8,346	8,094	8,421
Concentración inicial de las diluciones (ppm)	4,325	2503	809	69

Con estas concentraciones y datos de operación, se calcularon los parámetros que se muestran en la Tabla 4-5, los cuales fueron los mismos en las tres celdas, ya que estos sólo dependen de las condiciones de operación.

Tabla 4-5 . Parámetros de operación de las barreras a diferentes diluciones.

Parámetro	50%	30%	10%	1%
<i>M_{LS}</i> : Carga Másica de entrada superficial (g/m ² d)	1730	1001	324	28
<i>M_{LV}</i> : Carga Másica de entrada volumétrica (g/m ³ d)	3844	2225	720	61
<i>TRLV</i> : Tiempo de residencia del lecho vacío (d)	1.1	1.1	1.1	1.1
<i>C_S</i> : Carga superficial (m ³ /m ² d)	0.4	0.4	0.4	0.4
<i>C_V</i> : Carga volumétrica (m ³ /m ³ d)	0.9	0.9	0.9	0.9

Utilizando estos datos se calcularon los parámetros de capacidad de eliminación para cada celda, sin embargo, estos resultados de capacidad de eliminación (Tabla 4-6) muestran la capacidad de eliminación de toda la celda, es decir, de la arena y la barrera para el caso de la celda con composta y tezontle.

Tabla 4-6. Capacidad de eliminación de las celdas (g/m³día).

Celda	CE (50%)	CE 30%	CE 10%	CE 1%
Arena	641	892	553	38
Arena + composta	1546	682	648	-143
Arena + tezontle	1867	1207	669	42

Una vez obtenida la eliminación de DQO en la barrera, esta se dividió entre el volumen de la barrera para así obtener la capacidad de eliminación de cada material, esto se muestra en la Tabla 4-8 y en la Figura 4-14.

Tabla 4-7. Capacidad de eliminación de DQO de cada material de empaque en g/m³día.

Material	1%	10%	30%	50%
Arena	38	554	892	641
Composta	-369	766	420	2678
Tezontle	47	813	1601	3401

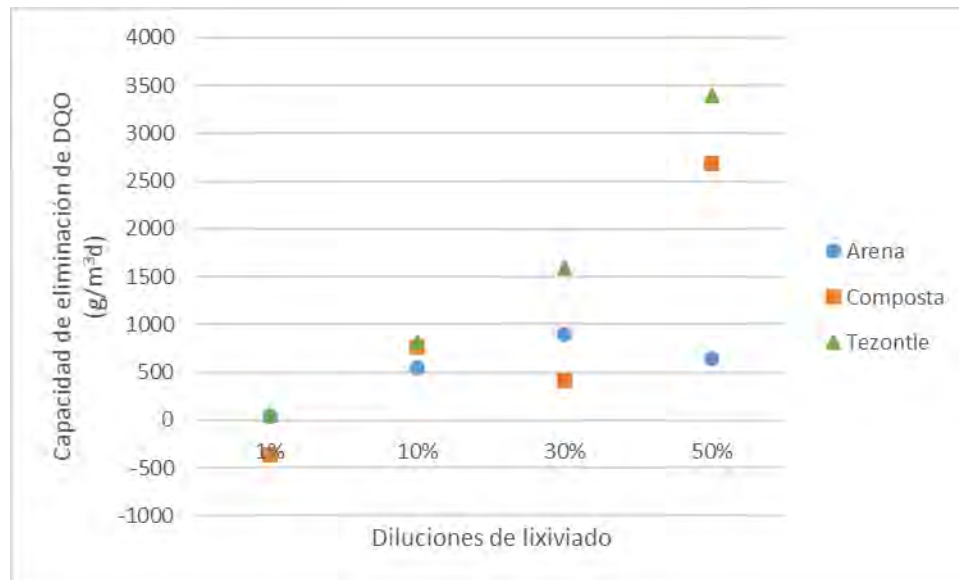


Figura 4-14. Capacidad de eliminación de DQO de los materiales de empaque.

4.6 Análisis estadístico

Para llevar a cabo el análisis estadístico correspondiente al diseño de experimentos se utilizó el software especializado SPSS 15.0 (SPSS Inc., 2006). Para ello, se realizó un análisis estadístico mediante un diseño por bloques, siendo la variable dependiente la capacidad de eliminación de DQO al final del experimento y como variables fijas, los materiales de empaque y las diferentes diluciones (entendiendo que la dilución hace referencia a la distancia a la que se colocará la barrera reactiva, ya que a mayor porcentaje de dilución, la barrera se encuentra más cerca de la fuente de contaminación), suponiendo que no hubo interacción entre el material y la dilución. El nivel de significancia para la comparación estadística fue de $\alpha=0.05$. La matriz con la que se realizó el análisis se muestra en la Tabla 4-8.

Los resultados de la prueba ANOVA se muestran en la Tabla 4-9.

Tabla 4-8. Matriz del diseño de experimentos.

Material	Dilución (%)	Capacidad de eliminación (g/m ³ día)
Arena	1	38
Arena	10	554
Arena	30	892
Arena	50	641
Composta	1	-369
Composta	10	766
Composta	30	420
Composta	50	2,678
Tezontle	1	47
Tezontle	10	813
Tezontle	30	1,601
Tezontle	50	3,401

Tabla 4-9. Análisis de la varianza para la capacidad de eliminación del diseño de experimentos por bloques.

Variable dependiente: Capacidad de Eliminación

Fuente	Suma de cuadrados	GL	Cuadrado medio	Coficiente F	Significancia (P)
Modelo corregido	10226420(a)	5	2045284	3.9	0.065
Intersección	10982976	1	10982976	20.8	0.004
Dilución	8439568	3	2813189	5.3	0.040
Material	1786852	2	893426	1.7	0.261
Error	3167827	6	527971		
Total	24377223	12			
Total corregida	13394247	11			

R cuadrado = 0.763 (R cuadrado corregida = 0.566)

- La diferencia entre las diluciones (distancias) utilizadas fue estadísticamente significativa (P=0.040).
- La diferencia entre los distintos materiales de empaque no fue estadísticamente significativa (P=0.261).

Mediante los resultados del análisis, se encontró que el único factor que representa una diferencia estadísticamente significativa fue la dilución ($P=0.04$). Sin embargo, no hubo diferencia significativa entre los materiales de empaque utilizados.

4.6.1 Análisis por diluciones de lixiviado

Debido a la influencia de la dilución sobre la capacidad de eliminación al final del experimento, se realizó un análisis estadístico utilizando valores de CE diarios, con la finalidad de conocer el comportamiento de la barrera a lo largo del tiempo. En este análisis la variable dependiente fue la capacidad de eliminación y el factor fijo los materiales de empaque.

Dilución de lixiviado al 50%

En la Tabla 4-10 se muestran los resultados del ANOVA, para la dilución de lixiviado al 50% (esta dilución representó la distancia más cercana a la fuente de contaminación en el acuífero).

Tabla 4-10. Análisis de la varianza para la CE de la dilución al 50%.

Variable dependiente: Capacidad de Eliminación

Fuente	Suma de cuadrados tipo III	GL	Media cuadrática	F	Significancia
Modelo corregido	23336860 (a)	2	11668430	6.6	0.030
Intersección	57045750	1	57045750	32.4	0.001
Material	23336860	2	11668430	6.6	0.030
Error	10548619	6	1758103		
Total	90931228	9			
Total corregida	33885478	8			

R cuadrado = 0.689 (R cuadrado corregida = 0.585)

- La diferencia entre los diferentes materiales de empaque fue estadísticamente significativa ($P=0.030$)

Dilución de lixiviado al 30%

En la Tabla 4-11 se muestran los resultados de la prueba ANOVA, para la dilución de lixiviado al 30%.

Tabla 4-11. Análisis de la varianza para la CE de la dilución al 30%.

Variable dependiente: Capacidad de Eliminación

Fuente	Suma de cuadrados tipo III	GL	Media cuadrática	F	Significancia
Modelo corregido	1103887 (a)	2	551943	3.5	0.077
Intersección	5693731	1	5693731	35.7	0.000
Material	1103887	2	551943	3.5	0.077
Error	1436473	9	159608		
Total	8234090	12			
Total corregida	2540359	11			

R cuadrado = 0.435 (R cuadrado corregida = 0.309)

- La diferencia en los valores medios entre los diferentes materiales de empaque no fue estadísticamente significativa (P=0.077)

Dilución de lixiviado al 10%

En la Tabla 4-12 se muestran los resultados de la prueba ANOVA, para la dilución de lixiviado al 10%.

Tabla 4-12. Análisis de la varianza para la CE de la dilución al 10%.

Variable dependiente: Capacidad de Eliminación

Fuente	Suma de cuadrados tipo III	GL	Media cuadrática	F	Significancia
Modelo corregido	6752790(a)	2	3376395	2.7	0.124
Intersección	2626351	1	2626351	2	0.184
Material	6752790	2	3376395	2.7	0.124
Error	11414198	9	1268244		
Total	20793339	12			
Total corregida	18166988	11			

R cuadrado = 0.372 (R cuadrado corregida = 0.232)

- La diferencia en los valores medios entre los diferentes materiales de empaque no fue estadísticamente significativa (P=0.124)

Dilución de lixiviado al 1%

En la Tabla 4-13 se muestran los resultados de la prueba ANOVA, para la dilución de lixiviado al 1% (esta dilución representó la distancia más lejana a la fuente de contaminación en el acuífero a la que se encontraría la BRP).

Tabla 4-13. Análisis de la varianza para la CE de la dilución al 1%.

Variable dependiente: Capacidad de Eliminación

Fuente	Suma de cuadrados tipo III	GL	Media cuadrática	F	Significancia
Modelo corregido	1068429(a)	2	534214	2.4	0.143
Intersección	870251	1	870251	4	0.078
Material	1068429	2	534214	2.4	0.143
Error	1978753	9	219861		
Total	3917433	12			
Total corregida	3047182	11			

R cuadrado = 0.351 (R cuadrado corregida = 0.206)

- La diferencia en los valores medios entre los diferentes materiales de empaque no fue estadísticamente significativa (P=0.143)

Mediante este análisis se puede apreciar que cuando el porcentaje de dilución de lixiviado fue más alto (menor distancia entre la barrera y la fuente de contaminación), el tipo de material de empaque tuvo un mayor impacto sobre la capacidad de eliminación de los contaminantes (P=0.07). Mientras que a diluciones menores (mayor distancia entre la barrera y la fuente de contaminación) no hubieron diferencias estadísticamente significativa entre los diferentes materiales.

5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1 Conclusiones

1. La respuesta de la evolución del crecimiento de microorganismos respecto al sustrato (lixiviados) mostró resultados satisfactorios, ya que los microorganismos presentes en los lodos procedentes de la PTAR de Ciudad Universitaria tuvieron afinidad por los lixiviados de este relleno sanitario y se favoreció el crecimiento de microorganismos.
2. La eficiencia de remoción de DQO en los diferentes materiales de empaque aumentó de forma proporcional a las diluciones, esto es que mientras más diluido estuvo el lixiviado, se alcanzó mayor remoción; no obstante, la capacidad de eliminación fue mayor mientras existió una mayor concentración, lo cual sugiere que aumentando el tiempo de retención en las barreras, es decir, aumentando la longitud de las barreras, se pueden obtener remociones significativas.
3. De acuerdo a los resultados obtenidos en los experimentos, cuando la concentración de lixiviados fue mayor, la barrera que contuvo tezontle mostró una mayor capacidad de eliminación que la composta, y conforme la concentración disminuyó, no hubieron diferencias significativas entre estos materiales, excepto cuando se llegó a la concentración más baja de lixiviados (1%), la concentración de DQO en el efluente fue mayor que en el influente. Esto se debe probablemente a un arrastre de la materia orgánica de la composta, ya que esta contiene mayor materia orgánica que la del influente.
4. La aireación permitió el crecimiento de microorganismos nitrificantes, en particular cepas productoras de nitritos (altas cantidades de nitritos respecto a los nitratos).

5.2 Recomendaciones

1. Utilización de lodo maduro (alta edad de lodo), lo que favorecerá la remoción de compuestos nitrogenados.
2. Probar diferentes tipos de arena, para simular distintos tipos de acuíferos.
3. Utilizar composta con una mayor permeabilidad para disminuir su compactación.
4. Evaluar la capacidad de eliminación de DQO en la barrera con tezontle de diferentes diámetros de partícula.

5. Probar lixiviados de diferentes sitios, ya que la composición química es variable.
6. Mientras que la remoción de materia orgánica por medio del parámetro de la DQO mostró resultados positivos, se observó una transformación del nitrógeno de su forma amoniacal (NH_3^+) a nitrito (NO_2^-), por lo que se recomienda utilizar una barrera subsecuente para nitrificación y posteriormente desnitrificación del lixiviado, debido que estos estados del nitrógeno son considerados contaminantes para el agua.

6 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ahlfeld, D.P., Mulvey, J.M., Pinder, G.F., Wood, E.F. 1988. Contaminated Groundwater Remediation Design Using Simulation, Optimization, and Sensitivity Theory 1. Model Development, *Water Resources Research*, 24(3), 431-441.

Alcocer, J., Lugo, A., Sánchez, M., Escobar, E. 1999. Contaminación del agua subterránea en la península de Yucatán, México, [en línea]. [consultado 8 de septiembre del 2016]. Disponible en el World Wide Web: http://www.fmvz.unam.mx/fmvz/imavet/1999_1/img99_109.pdf

APHA, AWWA, WEF, 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater, 20th ed. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation, Washington D.C., EEUU.

Asano, T., Levine, A.D. 1996. Wastewater reclamation, recycling and reuse: Past, present, and future. *Water Science and Technology*, 33(10-11), 1–14.

Barlaz, M. y Ham, R.K. 1993. Leachate and Gas Generation. En Daniel E. D., *Geotechnical Practice of Waste Disposal*. Capítulo 6 (113-136), Chapman and Hall, Londres.

Beigl, P., Lebersorger, S. Salhofer, S., 2008. Modelling municipal solid waste generation: A review. *Waste Management*, 28(1), 200–214.

Bishop, P.L. 1997. Biofilm structure and kinetics. *Water Science and Technology*, 36(1), 287-294.

Bishop, P.L., Zhang, T.C., Fu, Y.C. 1995. Effects of biofilm structure, microbial distributions and mass transport on biodegradation processes. *Water Science and Technology*, 31(1), 143–152.

Buenrostro Delgado, O., Oakley, S. 2013. El relleno de tierra controlado como alternativa a los tiraderos a cielo abierto para mejorar la disposición final de los residuos sólidos urbanos en los países en vías de desarrollo, [en línea]. [consultado 10 de Noviembre del 2016]. Disponible en el World Wide Web: <http://www.redisa.net/doc/artSim2013/TratamientoYValorizacionDeResiduos/Relleno%20de%20Tierra%20Controlado%20Países%20Subdesarrollados.pdf>

Castrejón, P. 2005. Comparacion de dos medios de soporte de biopellicula (liso y poroso) para nitrificación y desnitrificación de lixiviados de un relleno sanitario. Tesis

para obtener el grado de maestro en ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, 110 págs.

Castro Díaz, J. 2009. 60 mil toneladas de residuos aún nos envenenan. *La jornada ecológica*, [en línea]. [consultado 8 de octubre del 2016]. Disponible en el World Wide Web: <http://www.jornada.unam.mx/2009/02/02/eco-c.html>

Clabaugh, M.M. 2001. Nitrification of landfill leachate by biofilm columns. Tesis para obtener el grado de maestro en ciencias, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia, 51 págs.

Cobas, M., Ferreira, Lz, Tavares, T., Sanromán, M. a, Pazos, M. 2013. Development of permeable reactive biobarrier for the removal of PAHs by *Trichoderma longibrachiatum*. *Chemosphere* 91(5), 711–716.

Cobos Becerra, Y.L. 2013. Filtración biológica de aguas residuales conteniendo colorantes azo, Tesis para obtener el grado de doctor en ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, 136 págs.

Cohen, Y. 2001. Biofiltration-the treatment of fluids by microorganisms immobilized into the filter bedding material: a review. *Bioresource Technology*, 77, 257–274.

CONAGUA (Comisión Nacional del Agua), 2015. Atlas Digital del Agua México, 2012. [en línea]. [consultado 9 de febrero del 2016]. Disponible en el World Wide Web: <http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/ATLAS2015.pdf>

Deviny, J.S., Deshusses, M., Webster, T.S. 1999. Biofiltration for air pollution control. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.

DOF. 2001 NMX-AA-034-SCFI-2001, 2001. Norma Mexicana. Análisis de agua - determinación de sólidos y sales disueltas en aguas naturales, residuales y residuales tratadas. Secretaría de economía. Poder Ejecutivo Federal. Diario Oficial de la Federación, Ciudad de México, México

DOF. 2003, NOM-083-SEMARNAT-2003. Norma Oficial Mexicana. 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. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Poder Ejecutivo Federal. Diario Oficial de la Federación, Ciudad de México, México

Dufour, D., Leung, V., Lévesque, C.M. 2010. Bacterial biofilm: structure, function, and antimicrobial resistance. *Endodontic Topics*, 22, 2–16.

Eckenfelder, W.W., Patoczka, J.B., Pulliam, G.W. 1988. Anaerobic versus aerobic treatment in the U.S.A. Proceedings of the 5th International Symposium of Anaerobic Digestion, mayo 1988, Bologna, Italia.

El-Salam, M. M. A., Abu-Zuid, G. I. 2014. Impact of landfill leachate on the groundwater quality: A case study in Egypt. *Journal of Advanced Research*, 6(4), 579-586.

Escudié, R., Conte, T., Steyer, J.P., Delgene, J.P. 2005. Hydrodynamic and biokinetic models of an anaerobic fixed-bed reactor fixed-bed reactor. *Process Biochemistry*, 40(7), 2311–2323.

Estrada, R.C. 2010. Estudio de aplicación de Biorreactores de Membrana (MBR) en la depuración de las aguas residuales. Tesis para obtener el grado de maestro en Gestión Integral del Agua, Universidad de Cádiz, Cádiz, Colombia, 58 págs.

Fatihah, S., Donnelly, T. 2008. Effect of media volume on mixing of biological aerated filters. *Journal of Environmental Engineering Science*. 7(10), 229–236.

Focht, R.M., Vogan, J., O'Hannesin, S. 1996. Field application of reactive iron walls for in-situ degradation of volatile organic compounds in groundwater. *Remediation* 6 (3), 81–94.

Fuentes, E. 2000. Fundamentos de Geohidrología. Tesis para obtener el grado ingeniero civil, Universidad Nacional Autónoma de México, Naucalpan, Estado de México, 202 págs.

Gallegos, E., Warren, A., Robles, E., Campoy, E., Calderon, A., Sainz, M.G., Bonilla, P., Escolero, O. 1999. The effects of wastewater irrigation on groundwater quality in Mexico. *Water Science and Technology*, 40 (2), 45–52.

Gavaskar, A.R. 1999. Design and construction techniques for permeable reactive barriers. *Journal of Hazardous Materials*, 68 (1-2), 41–71.

Gibert, O., de Pablo, J., Luis Cortina, J., Ayora, C. 2003. Evaluation of municipal compost/limestone/iron mixtures as filling material for permeable reactive barriers for-in-situ acid mine drainage treatment. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 1(4), 327-333.

Gálvez, A., Zamorano, M., Hontoria, E., Ramos, A. 2006. Treatment of landfill leachate with aerated and non-aerated submerged biofilters. *Journal of Environmental Science and Health. Part A, Toxic/Hazardous Substances & Environmental Engineering* 41 (6), 1129–1144.

Grady, L.C.P., Daigger, G.T., Love, N.G., Filipe, C.D.M. 1999. Biological Wastewater Treatment, Tercera edición, *Journal of Chemical Information and Modeling*. IWA Publishing, Nueva York.

Granel Castro, E., Gález Hita, L. 2002. Deterioro de la calidad de agua subterránea por el desarrollo poblacional: Cancún , Q. Roo. *Ingeniería* 6 (3), 41–53.

Higgins, M.R., Olson, T.M. 2009. Life-cycle case study comparison of permeable reactive barrier versus pump-and-treat remediation. *Environmental Science & Technology*, 43 (24), p.9432–8.

Hoorweg, D. y Bhada-Tata, P. 2012. What a Waste: A Global Review of Solid Waste Management. *Urban Development Series Knowledge Papers*, 15, 116 págs .

Industria Petrolera Mexicana, 2012. Historia de la Industria Petrolera en la República Mexicana *Industria Petrolera, actualidad, desarrollo y proyectos*, [en línea]. [consultado 8 de octubre del 2016]. Disponible en el World Wide Web: <http://www.industriapetroleramexicana.com/2012/03/historia-de-la-industria-petrolera-en-la-republica-mexicana/>

INECC (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático), 2012. Diagnóstico básico para la gestión integral de los residuos. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático. [en línea]. [consultado 8 de marzo del 2016]. Disponible en el World Wide Web: http://www.inecc.gob.mx/descargas/dgcnica/diagnostico_basico_extenso_2012.pdf

Jeong, C.H. 2001. Effect of land use and urbanization on hydrochemistry and contamination of groundwater from Taejon area, Korea. *Journal of Hydrology*, 253 (1-4), 194–210.

Kao, C., Chen, S., Wang, J., Chen, Y., Lee, S. 2003. Remediation of PCE-contaminated aquifer by an in situ two-layer biobarrier: laboratory batch and column studies. *Water Research*, 37 (8), 27–38.

Kjeldsen, P., Barlaz, M. a, Rooker, A.P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T.H. 2002. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review, *Environmental Science and Technology*, 32 (4), 297-336.

Kostakioti, M., Hadjifrangiskou, M., Hultgren, S.J. 2013. Bacterial biofilms: development, dispersal, and therapeutic strategies in the dawn of the postantibiotic era. *Cold Spring Harbor perspectives in medicine* 3, 1–23.

- Lazarova, V., Manem, J. 1995. Biofilm characterization and activity analysis in water and wastewater treatment. *Water Research*, 29 (19), 2227–2245.
- Mackay, D.M., Cherry, J.A. 1989. Groundwater contamination Pump-and-treat remediation. *Environmental Science and Technology*, 23 (6), 630-636.
- Mackay, D.M., Roberts, P. V, Cherry, J. A. 1985. Transport of organic contaminants in groundwater - Distribution and fate of chemicals in sand and gravel aquifers. *Environmental science & technology*, 19 (5), 384–392.
- Marrie, T.J., Costerton, J.W. 1981. Prolonged survival of *Serratia marcescens* in chlorhexidine. *Applied and Environmental Microbiology* 42 (6), p.1093–1102.
- Masters, G.M., Ela, W. 2008. Introducción a la ingeniería medioambiental, Tercera Ed. ed. Prentice Hall. Madrid, España.
- Mendoza-Espinosa, L., Stephenson, T. 1999. A Review of Biological Aerated Filters (BAFs) for Wastewater Treatment. *Environmental Engineering Science* 16 (3), p.201–216.
- Metcalf y Eddy, 2003. Wastewater Engineering. Treatment and reuse, cuarta edición. Editorial McGraw Hill, Neva York.
- Nielsen, E.G., Lee, L.K. 1987. The magnitude and costs of groundwater contamination from agricultural chemicals: A national perspective. *Agricultural Economic Report*, 576, 1-43.
- Nikiema, J., Brzezinski, R., Heitz, M. 2007. Elimination of methane generated from landfills by biofiltration: a review. *Reviews, Environmental Science and Bio/Technology*, 6 (4), 261–284.
- Orta, M.T., Monje Ramírez, I., Rojas Valencia, N., Cruz Rivera, R. 2003. Serial water balance method for predicting leachate generation in landfills, *Waste Management and Research*, 21, 127–136.
- Ortiz, I., Sanz, J., Dorado, M., Villar, S. 2007. Técnicas de recuperación de suelos contaminados, Informe de vigilancia tecnológica. Círculo de Innovación en Tecnologías Medioambientales y Energía CITME. España.
- Pagnanelli, F., Viggi, C.C., Mainelli, S., Toro, L. 2009. Assessment of solid reactive mixtures for the development of biological permeable reactive barriers. *Journal of Hazardous Materials*, 170 (2-3), p.998–1005.

Panagos, P., Hiederer, R., Van Liedekerke, M., Bampa, F. 2013. Contaminated Sites in Europe: Review of the Current Situation Based on Data Collected through a European Network. *Journal of Environmental and Public Health*, 2013 (5), p.1–11.

Pumagua, 2012. Diagrama de flujo de la planta de tratamiento de aguas residuales, Cerro del Agua, Ciudad Universitaria, Boletín Pumagua. [en línea]. [consultado 5 de octubre del 2016]. Disponible en el World Wide Web: http://www.pumagua.unam.mx/boletines/pdfs/diagrama_ptarca.pdf

Pye, V., Kelly, J. 1984. The Extent of Groundwater Contamination in the United States, en: Groundwater Contamination. National Academy Press, Washington, D.C. 23–44.

Ramírez, E., Robles, E., Sainz, M.G., Ayala, R., Campoy, E. 2009. Calidad microbiológica del acuífero de zacatepec, Morelos, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 25 (4), 247–255.

Reynolds, T.D., Richards, P.A. 1996. Unit Operations and Processes in Environmental Engineering. Segunda edición, PWS Publishing Company, Boston, Massachussets.

Rosales-Hernández, A.G. 2014. Procesos de oxidación avanzada tipo fenton con y sin luz solar para el tratamiento de lixiviados pretratados de rellenos sanitarios. Tesis para obtener el grado de maestro en ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, México, 117 págs.

Rouxhet, P.G., Mozes, N. 1990. Physical Chemistry of the Micro-Organisms and Their Support, *Water Science and Technology*, 22 (112), 1–16.

Sahagún, C. 2011. Análisis de pruebas ecotoxicológicas para determinar la afectación de los lixiviados que se infiltran a áreas de cultivo próximas a los sitios de disposición final de residuos sólidos urbanos. Tesis para obtener el grado de maestro en ingeniería, Universidad Nacional Autónoma de México, Cuautitlán Izcalli, Estado de México, 96 págs.

Sanchez, J. 2005. Bio-rellenos metanogénicos, opción sustentable para la disposición final de los residuos sólidos. Congreso Interamericano de Residuos, 1, Mérida, 4-7 Mayo 2005.

Saval, S., Lara, F., Lesser, J., Nieto, J. 2004. Contaminación de Acuíferos con hidrocarburos: causas, efectos, riesgos asociados y medidas de prevención, *Lesser y Asociados S.A. de C.V.* 1-21.

Scheidleder, A., Grath, J., Winkler, G., Staerk, U., Koereimann, C., Gmeiner, C., Gravesen, P., Nixon, S., Casillas, J., Lack, T.J., Thyssen, N. 1999. Groundwater quality

and quantity in Europe, Groundwater quality and quantity in Europe. European Environment Agency, Copenhagen, Dinamarca.

SEMARNAT (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales), 2012. Residuos, en: Informe de la Situación del Medio Ambiente en México (343-363). Tlalpan, Ciudad de México.

Shiklomanov, I.A. 1993. World freshwater resources. En Gleick, P.H. (Ed.), *Water in Crisis: A Guide to the World's Freshwater Resources*. New York, Oxford University Press.

Soller, D.R., Berg, R.C. 1992. A Model for the Assessment of Aquifer Contamination Potential Based on Regional Geologic Framework. *Environmental Geology and Water Sciences*, 19 (3), 205–213.

Strebel, O., Duynisveld, W.H.M., Böttcher, J. 1989. Nitrate pollution of groundwater in western Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 26 (3-4), 189–214.

Tchobanoglous, G., Kreith, F. 1985. *Handbook of Solid Waste Management, Environmental Engineering*. Segunda edición, Editorial McGraw Hill, Nueva York, E. U.

U.S. EPA, 2001. Guía del Ciudadano para las Barreras Reactivas Permeables. [en línea]. [consultado 5 de abril del 2015]. Disponible en el World Wide Web: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/prb-sp-12-6.pdf>

Vera, P. 2013. Estudios ambientales y riesgos naturales. Aportaciones al sureste de México III, 1ra edición, editorial Colección jaguar. UNICACH, Chiapas, México.

Volke, T., Velasco, J.A. 2002. *Tecnologías de Remediación para Suelos Conaminados*, Instituto Nacional de Ecología, Ciudad de México, México.

Welander, U., Henrysson, T., Welander, T. 1998. Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate in a pilot scale suspended carrier biofilm process. *Water Research*, 32 (5), 1564–1570.

Yeh, C.-H., Lin, C.-W., Wu, C.-H. 2010. A permeable reactive barrier for the bioremediation of BTEX-contaminated groundwater: Microbial community distribution and removal efficiencies. *Journal of Hazardous Materials*, 178 (1-3), 74–80.

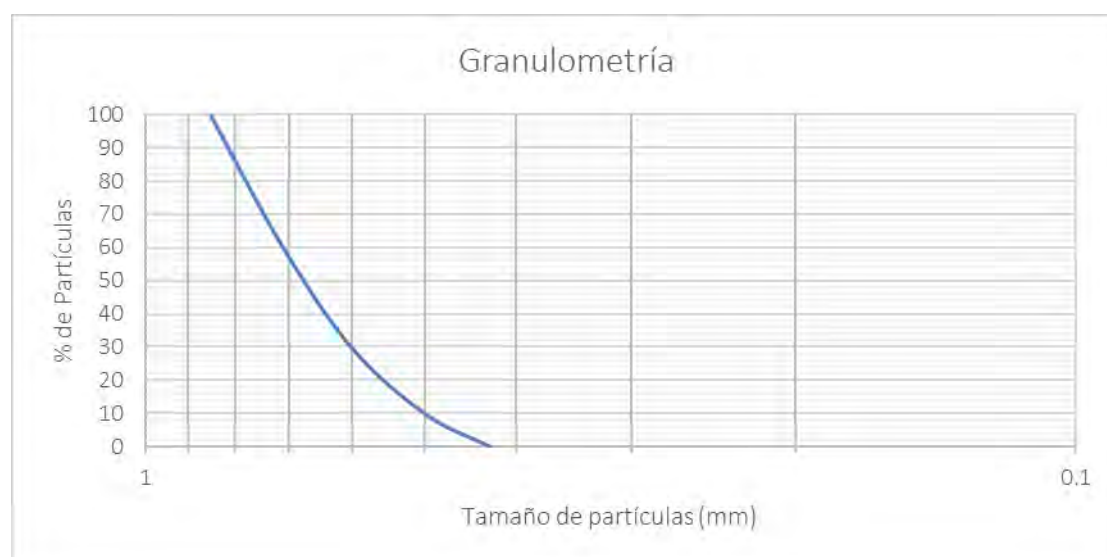
Zhoua, D., Li, Y., Zhang, Y., Zhangd, C., Li, X., Chenc, Z., Huang, J., F, X.L., Flores, G., Kamonh, M. 2014. Column test-based optimization of the permeable reactive barrier (PRB) technique for remediating groundwater contaminated by landfill leachates. *Journal of Contaminant Hydrology*. 168 (1), 1-16.

7 Anexos

7.1 Granulometría de la arena

La arena utilizada para las pruebas experimentales tiene la siguiente granulometría, el porcentaje se refiere al peso de la arena que pasó a través de cada criba.

Criba (no.)	Tamaño (mm)	Porcentaje (%)
20	0.85	100
25	0.71	60
30	0.6	30
35	0.5	10
40	0.425	0



El tamaño específico (D_{10}) es el que corresponde al tamaño de partícula en la cual pasó el 10% del peso total de la muestra, en este caso:

$$D_{10} = 0.5 \text{ mm}$$

El coeficiente de uniformidad (C_u) se calcula con la siguiente ecuación:

$$C_u = \frac{D_{60}}{D_{10}}$$

Este coeficiente sirve para medir y calificar el grado de distribución de tamaños de las partículas de un suelo. Por ejemplo, si todas las partículas son muy similares en tamaño, D_{60} y D_{10} , no diferirán mucho y el C_u será pequeño, de esta forma se considera el suelo uniforme o "mal graduado". Por el contrario, si el D_{60} y D_{10} difieren de forma considerable, se considera un suelo "mal graduado". En este caso el C_u es:

$$C_u = \frac{0.71}{0.5} = 1.42$$

7.2 Curvas de Calibración de los métodos analíticos

