

01177



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA DE MEXICO

PROGRAMA DE MAESTRIA Y DOCTORADO EN INGENIERIA
DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO
FACULTAD DE INGENIERIA

ANALISIS DE CANALES RELLENOS DE MATERIAL
PETREO PARA DRENAJE EN UN SISTEMA COLECTOR
DE LIXIVIADOS EN RELLENOS SANITARIOS

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRO EN INGENIERIA
(AMBIENTAL)
PRESENTA:

ING. CARLOS RABAGO ESTELA

Comité Tutorial:

M. C. Constantino Gutiérrez Palacios (Director)

Dra. Ma. Teresa Orta Ledesma

M. I. Víctor Franco



México, Ciudad Universitaria Junio de 2004



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.

A Dios

A Mercedes y Montse

A mis padres

AGRADECIMIENTOS

A Mercedes, mi esposa, por su cariño y apoyo incondicional desde siempre.

A Lorena, Virginia, Mercedes y Marco por su valiosa cooperación en la elaboración de este trabajo.

A Mario, Virginia y Lourdes por su amistad y apoyo durante nuestros estudios de maestría.

A todos mis profesores del posgrado, especialmente al Ing. Constantino G., director de este trabajo, la Dra. Ma Teresa O. y el Ing. Víctor F., miembros del comité tutorial, a la Dra. Georgina F. y Dra. Rosario I. por sus sugerencias durante la revisión de la tesis.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por haberme otorgado la beca para la realización de mis estudios de posgrado.

A la Universidad Nacional Autónoma de México por haberme brindado mi formación profesional.

Por mi Raza hablará el Espíritu

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN.....	1
I. GENERALIDADES.....	3
I.1 Los rellenos sanitarios como alternativa de disposición de residuos sólidos.....	3
I.1.1 Antecedentes.....	3
I.1.2 Definición.....	5
I.1.3 El relleno sanitario en los sistemas de manejo de residuos sólidos municipales.....	6
I.1.4 Ventajas y desventajas del relleno sanitario.....	7
I.2 Principales contaminantes de los rellenos sanitarios.....	9
I.3 Biogás.....	10
I.4 Lixiviados.....	12
I.4.1 Factores que afectan la calidad de los lixiviados.....	14
I.4.2 Factores que afectan la cantidad de lixiviados.....	15
I.5 Afectaciones sanitarias y ambientales debido a lixiviados.....	16
II. MANEJO Y CONTROL DE LIXIVIADOS.....	18
II.1 Desalojo del interior del relleno.....	18
II.2 Recirculación al interior del relleno.....	19
II.3 Evaporación de lixiviados.....	20
II.4 Tratamiento de lixiviados.....	21
II.4.1 Tratamientos biológicos.....	24
II.4.2 Tratamientos fisicoquímicos.....	30
II.5 Disposición final.....	35
II.6 Control de la generación de lixiviados.....	35

III. DRENAJE DE LIXIVIADOS.....	41
III.1 Cálculo del volumen de lixiviados	41
III.1.1 Procesos que intervienen en el balance de aguas de un relleno sanitario	42
III.1.2 Método de Balance de Aguas (WBM).....	47
III.1.3 Análisis computacional con el programa HELP	54
III.2 Recubrimientos impermeables	59
III.2.1 Recubrimientos de arcilla	60
III.2.2 Recubrimientos sintéticos.....	62
III.2.3 Recubrimientos dobles y compuestos	66
III.2.4 Arreglos típicos para un sistema de recubrimiento	69
III.3 Métodos convencionales de drenaje.....	71
III.3.1 Terraplenes inclinados	72
III.3.2 Terraplén de pendiente continua	73
III.4 Especificaciones de diseño de drenaje de lixiviados.....	75
III.4.1 Marco regulatorio	75
III.4.2 Carga hidráulica sobre el recubrimiento	78
III.4.3 Pendiente de la capa de recubrimiento impermeable	78
III.4.4 Capa de drenaje de alta permeabilidad	78
III.4.5 Filtros	80
III.4.6 Sistema de tuberías en la base	83
III.4.7 Ductos operando a gravedad	87
III.5 Problemas operativos.....	88
III.6 Instalaciones para el desalojo de lixiviados.	88
IV. DISEÑO DE CANALES RELLENOS DE MATERIAL PÉTREO PARA DRENAJE DE LIXIVIADOS.....	91
IV.1 Sección propuesta.....	91
IV.2 Justificación de la sección propuesta.....	94
IV.3 Diseño de la separación entre canales	95
IV.4 Diseño de la sección transversal del canal	97

IV.5 Comparación de las secciones hidráulicas obtenidas para el uso de tuberías perforadas contra canales rellenos de material pétreo	104
IV.6 Análisis de un caso real.....	106
V. CONCLUSIONES	108
VI. BIBLIOGRAFÍA.....	111

ÍNDICE DE FIGURAS

I.1.	Diagrama típico de un relleno sanitario	5
I.2	Subproductos de la descomposición de los residuos sólidos.	10
I.3	Patrones de producción de gas en un relleno sanitario	12
II.1	Vista parcial de una laguna de evaporación de lixiviados.....	21
II.2	Opciones en el tratamiento de lixiviados.....	22
II.3	Planta de tratamiento de lixiviados mediante lodos activados, Summerston, Escocia	25
II.4	Planta de tratamiento de lixiviados mediante SBR, Hempsted, Gloucester	27
II.5	Planta de tratamiento de lixiviados mediante biodiscos (RBC), diseñada por Hitachi Plant Engineering & Construction Co., Ltd.	28
II.6	Planta de tratamiento de lixiviados en el relleno sanitario Hanover en Alemania.....	35
II.7	Configuración general de la cobertura final de un relleno sanitario	39
III.1	Componentes del balance de agua en un relleno sanitario.	42
III.2	Diferenciación de los diferentes estados de humedad en un suelo	44
III.3	Capacidad de almacenamiento de agua de varios suelos según las clasificaciones del USDA y del SUCS	45
III.4	Perfil esquemático de un relleno sanitario que puede ser analizado por el Modelo HELP	55

III.5 Patrones de flujo de a través de recubrimientos de geomembrana, suelo y compuestos	68
III.6 Sistemas de recubrimiento para rellenos sanitarios	70
III.7 Ejemplos de configuraciones de la red de drenaje de lixiviados	72
III.8 Vista general de un sistema colector de lixiviados mediante terraplenes inclinados	73
III.9 Detalle de un arreglo típico de una tubería perforada colectora de lixiviados	73
III.10 Vista panorámica de un sistema colector de lixiviados con terraplén de pendiente continua.....	74
III.11 Detalle de un arreglo típico de una tubería perforada colectora de lixiviados	74
III.12 Definición de los términos del Modelo de Mound para el cálculo de drenaje de lixiviados.....	84
III.13 Capacidad requerida de la tubería recolectora.....	85
III.14 Carta para el dimensionamiento de las tuberías colectoras de lixiviados	86
III.15 Sistemas utilizados para el desalojo de lixiviados fuera del relleno sanitario a) tubo para la recolección del lixiviado llevado a través del lateral del relleno, y b) tubo inclinado para la recolección de lixiviado localizado dentro del relleno.....	89
III.16 Bóveda para la recolección y transmisión de lixiviados.....	90
III.17 Tanque de retención de los lixiviados desalojados del relleno	90
IV.1 Detalle del arreglo propuesto para un canal colector de lixiviados.	92

IV.2	Ejemplo de un arreglo de canales para drenaje de lixiviados	93
IV.3	Detalle del relleno de material pétreo en un canal colector de lixiviados	93
IV.4	Vista final de un canal colector de lixiviados relleno de material pétreo. Bajo la capa superficial de piedra angulosa se encuentra un filtro geotextil y más abajo una capa de boleos o cantos rodados colocados a mano sobre la geomembrana impermeable	94
IV.5	Curva de drenaje sobre una base impermeable.....	95
IV.6	Términos del Modelo de Mound para el cálculo de la separación entre canales de drenaje.....	96
IV.7	El flujo de diseño de cada canal deberá calcularse a partir del área tributaria que le corresponde.....	97
IV.8	Rango de validez de la Ley de Darcy.....	98

ÍNDICE DE TABLAS

I.1. Valores típicos de la composición de lixiviados de rellenos sanitarios nuevos y maduros.....	13
I.2. Factores que afectan el volumen de generación de lixiviados en rellenos sanitarios municipales.	16
II.1. Diferencias entre lixiviado jóvenes y viejos.	23
II.2. Rendimiento del proceso de lodos activados en tratamiento de lixiviados.	25
II.3. Rendimiento del proceso de SBR en tratamiento de lixiviados.....	26
II.4. Rendimiento del proceso de biodiscos en tratamiento de lixiviados.....	28
II.5. Rendimiento del proceso anaerobio de reactores de biopelícula fija en tratamiento de lixiviados.....	29
II.6. Valoraciones generalizadas sobre la adaptabilidad de varios materiales para su uso como capa de cobertura intermedia en un relleno.....	37
III.1. Capacidad de campo y agua disponible en residuos municipales reportados por varios investigadores.	46
III.2. Coeficientes de escurrimiento para suelos cubiertos con pasto.	48
III.3. Coeficientes de escurrimiento para estimación de lixiviados según Salvato.....	48
III.4. Coeficientes de corrección para la evapotranspiración potencial calculada con la ecuación de Thornthwaite.....	50

III.5. Almacenamiento de agua en el suelo después de que ha ocurrido la evapotranspiración potencial.....	52
III.6. Consideraciones necesarias para la selección de los materiales de una geomembrana.....	64
III.7. Comparación de tres recubrimientos de membrana flexible para uso en rellenos sanitarios.....	64
IV.1. Conductividad hidráulica teórica para gravas gruesas y cantos rodados.....	99
IV.2. Número de Reynolds para distintos diámetros promedio de medios porosos.....	100
IV.3. Comparación de secciones hidráulicas para sistema de drenaje por tuberías contra canales rellenos de material pétreo.....	105
IV.4. Características del sistema de drenaje de lixiviados del R. S. de Santiago de Querétaro.....	106
IV.5. Ejemplos de secciones transversales obtenidas para otros casos otros casos conocidos.....	107

ABREVIATURAS

COT	Carbono Orgánico Total (mg/L)
CSPE	Polietileno clorosulfonado (del inglés <i>Chlorosulfonated Polyethylene</i>)
DBO	Demanda Bioquímica de Oxígeno (mg/L)
DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxígeno medida a los cinco días (mg/L)
DQO	Demanda Química de Oxígeno (mg/L)
HDPE	Polietileno de alta densidad (del inglés <i>High Density Poly-Ethylene</i>)
HELP	Modelo de Evaluación Hidrológica del Rendimiento de un Relleno Sanitario (del inglés <i>Hydrologic Evaluation of Landfill Performance</i>)
NH ₃ -N	Contenido de nitrógeno amoniacal (mg/L)
NH ₄ -N	Contenido de nitrógeno amonio (mg/L)
pH	Potencial Hidrógeno
PTAR	Planta de Tratamiento de Aguas Residuales municipales
PVC	Poli (cloruro de vinilo), (del inglés <i>Polyvinyl Chloride</i>)
SBR	Reactores de secuencia discontinua (del inglés <i>Sequencing Batch Reactor</i>)
SCS	Servicio de Conservación de Suelos de los Estados Unidos (del inglés <i>Soil Conservation Service</i>)
SEDESOL	Secretaría de Desarrollo Social
SEMARNAT	Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
SST	Sólidos Suspendidos Totales (mg/L)
SUCS	Sistema Unificado de Clasificación de Suelos
U.S. EPA	Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (del inglés <i>United States Environmental Protection Agency</i>)
USDA	Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (del inglés <i>United States Department of Agriculture</i>)
WBM	Método de Balance de Aguas (del inglés <i>Water Balance Method</i>)

RESUMEN

Se llevó a cabo una revisión de los criterios de diseño de drenaje de lixiviados actualmente utilizados en rellenos sanitarios. Debido a la escasa información existente en la literatura para drenes tipo trinchera rellenos de material pétreo, aquí se proponen las bases para el diseño teórico a partir de una sección transversal de estudio, considerando la experiencia empírica obtenida de algunas obras de este tipo en México y aplicando la teoría disponible sobre flujo de agua en medios porosos. Las generalidades sobre los elementos que deben componer el sistema de drenaje así como sus características y disposición, son también aplicables al método en estudio, por tanto el problema se centra en dimensionar la sección transversal y en las características granulométricas de los materiales pétreos. De acuerdo con los resultados del análisis teórico, el arreglo propuesto presenta condiciones de flujo turbulento. Se consideró que la ecuación propuesta por Ward (1964), la cual modela flujo laminar y turbulento en medios porosos, es adecuada para obtener el área de la sección. La geometría de la sección no influye en el cálculo, por lo que sólo se recomienda que sea rectangular o trapezoidal, según su facilidad constructiva. Para la granulometría del material se concluyó, al probar la ecuación de diseño con casos reales, que no es conveniente proponer diámetros excesivamente grandes con el afán de asegurar libre flujo y evitar colmatación, pues resultan inapropiados para el tamaño de la sección; con diámetros entre 1 y 3 pulgadas se aseguran estas condiciones.

INTRODUCCIÓN

Uno de los contaminantes que se generan al adoptar la solución de rellenos sanitarios para la disposición de los residuos municipales lo constituyen los líquidos producto del contenido inicial de humedad de los residuos y la lixiviación producida por el agua de lluvia que se infiltra en el relleno; éstas aguas son conocidas de manera general como "lixiviados".

Al diseñar un relleno sanitario se debe tomar en cuenta que no se puede permitir la filtración de estos líquidos a través del suelo sobre el que se desplantará el relleno, pues podría ocurrir contaminación de los mantos acuíferos. Los lixiviados deben ser retirados del interior del relleno para su tratamiento y disposición adecuada.

Los métodos tradicionales para drenar los lixiviados consisten en la utilización de tuberías perforadas que funcionan como canales, transportando el agua a gravedad; sin embargo, en la operación de algunos rellenos se han presentado problemas de taponamiento de las tuberías, quedando así reducida su capacidad. También se pueden presentar problemas de aplastamiento de la tubería debido a los grandes esfuerzos a los que llegan a estar sometidas por el peso de las capas superiores que éstas deben soportar.

En la práctica operativa se han utilizado métodos alternos de manera empírica, esto hace necesario analizar el funcionamiento hidráulico de estos métodos y, si éste resulta aceptable, proponer los modelos matemáticos que sean aplicables en el diseño de las obras, de manera que queden bien sustentados desde el punto de vista ingenieril.

En concreto, el método que se pretende analizar en este trabajo consiste en el uso de canales rellenos de material pétreo. Esta propuesta no tiene la finalidad de suplantarlo los métodos de drenaje convencionales sino proveer una alternativa más. Será pues tarea del diseñador decidirse por la opción que mejor se adapte a las necesidades técnicas y económicas de un proyecto específico.

» **Objetivo**

El objetivo es proponer criterios de diseño de drenaje de lixiviados en rellenos sanitarios mediante el uso de canales rellenos de material pétreo.

» **Objetivos específicos**

Realizar una revisión bibliográfica de los métodos de drenaje existentes en medios impresos y electrónicos.

Llevar a cabo el estudio de flujo de agua en medios porosos, verificando analíticamente la posibilidad de ocurrencia de flujo laminar y turbulento.

Proponer una sección transversal de estudio y su justificación, considerando la experiencia empírica que se tiene en algunas obras de este tipo.

Proponer las bases para el diseño teórico del sistema de drenaje mediante canales rellenos de material pétreo.

» **Alcances**

El desarrollo del trabajo será desde un punto de vista teórico. Se cree recomendable la comprobación experimental o de campo del trabajo sin embargo esto no ha sido posible debido a los recursos disponibles.

Se hará la revisión de un caso particular (Relleno Sanitario de la ciudad de Querétaro), en el que se ha optado de manera empírica por este método de drenaje de lixiviados.

I. GENERALIDADES

I.1 Los rellenos sanitarios como alternativa de disposición de residuos sólidos

I.1.1 Antecedentes

La disposición final de los residuos sólidos ha sido practicada por varios siglos. Sin embargo, actualmente tiene una imagen pública deteriorada debido a las prácticas de disposición poco adecuadas que se han utilizado en el pasado.

Una de las primeras formas de manejo de residuos de las que se tiene noticia existió en el siglo V a.C. en Grecia, donde cada individuo era responsable de recolectar su propia basura y llevarla hasta el vertedero de la ciudad. El primer servicio de recolección se estableció en el imperio Romano. La gente dejaba su basura en las calles y era recogida con palas hacia un carro jalado por caballos por los encargados, quienes la llevaban hasta un pozo donde se tiraba, generalmente estos pozos se encontraban en lugares céntricos dentro de las comunidades. Los cuerpos de personas y animales muertos se depositaban en pozos fuera del pueblo debido a los malos olores (McBean *et al.*, 1995).

El sistema semiorganizado de recolección duró hasta los finales del imperio Romano. A lo largo de la Edad Media hasta el Renacimiento no parece haber existido un método organizado de disposición de residuos. Un estudio hecho en 1880 en Estados Unidos sobre recolección reveló que apenas el 43% de las ciudades grandes de ese país contaban algún tipo de sistema mínimo de recolección y fue hasta 1930 cuando se llegó a cubrir el 100% (McBean *et al.*, 1995).

Hasta comienzos del siglo XX los residuos sólidos eran vertidos directamente en la tierra. Hacia 1910 se comenzaron a desarrollar métodos para la creación de rellenos sanitarios. Uno de los más simples métodos, enterrar los residuos, se comenzó a utilizar en Estados Unidos en 1904 (cfr. McBean *et al.*, 1995).

Todavía en los años 1950's, en los países más desarrollados, los métodos de disposición de residuos municipales carecían de cualquier cuidado en el vertido a cielo abierto, sin ninguna consideración de planeación ni procedimientos ingenieriles que maximizaran el uso de los lugares de disposición y proveyeran alguna protección al medio ambiente. En estos lugares se presentaban incendios a veces de manera espontánea y otras de manera provocada para controlar el volumen de los residuos. Considerables problemas de olores, fauna nociva y humo eran evidentes impactos negativos al medio ambiente. Desafortunadamente este tipo de prácticas continúa en la actualidad en muchas comunidades y en países enteros aún en donde existe legislación ambiental que regula las prácticas de disposición de residuos.

A partir de esos años se ha tenido una transformación gradual para mejorar las prácticas de disposición en rellenos sanitarios que requieren cada vez más de instrumentos de planeación, ingeniería, manejo y personal capacitado para su aplicación.

México al igual que muchos países del mundo enfrenta grandes retos en el manejo de sus desechos municipales. Esto debido al elevado índice de crecimiento demográfico e industrial del país y las costumbres de la población, orientadas al consumo de artículos desechables, así como la tendencia de la población a abandonar las zonas rurales para concentrarse en los centros urbanos. Lo anterior ha modificado de manera sustancial la cantidad y composición de los Residuos Sólidos Municipales. Por lo que, la generación *per capita* de residuos sólidos aumentó de 300 gramos por día en la década de los cincuentas, a 865 gramos en promedio en el año 2000; asimismo, la población se incrementó en el mismo periodo de 30 a más de 97.3 millones, llegando a la fecha una generación nacional estimada de 84,200 toneladas diarias (Sancho y Rosiles, 1999).

Actualmente se estima que en el país se recolecta únicamente el 83% del total de los residuos generados, mismos que representan 69,800 toneladas, quedando dispersas diariamente 14,400 toneladas. Del total generado, solo poco más del 53% se deposita en sitios controlados, esto es, 44,600 toneladas por día, lo que quiere decir que 39,600 toneladas, se disponen diariamente a cielo abierto en tiraderos no controlados o en tiraderos clandestinos. En los últimos años se han impulsado acciones para mejorar la disposición de los Residuos Sólidos Municipales. Por ejemplo, en ciudades medias la disposición final mediante el uso de rellenos sanitarios se ha incrementado en los últimos 8 años en un 20% (Sancho y Rosiles, 1999).

I.1.2 Definición

Un relleno sanitario, es tradicionalmente definido como un método de ingeniería para la disposición final de los residuos sólidos en el suelo, de tal manera que proteja el ambiente, mediante el extendido de los residuos en capas delgadas, compactándolas al menor volumen posible y cubriéndolas con tierra al termino de cada día de trabajo.

El relleno sanitario es la instalación física usada para la disposición final de los residuos sólidos municipales sobre la superficie del suelo. En el pasado, el término de relleno sanitario fue usado para denotar simplemente el sitio en el cual los residuos eran depositados en el suelo y cubiertos al final de cada día de operación. En la actualidad, el relleno sanitario se refiere a una instalación ingenieril para la disposición de los residuos sólidos municipales, diseñada y operada para minimizar los impactos a la salud pública y al ambiente. Hoy en día, el relleno sanitario moderno cuenta con elementos de control lo suficientemente seguros y su éxito radica en el adecuado diseño y por su puesto en una óptima operación (Sedesol, 1996). En la Figura I.1, se ilustran un diagrama de un Sistema de Relleno Sanitario con sus diferentes componentes.

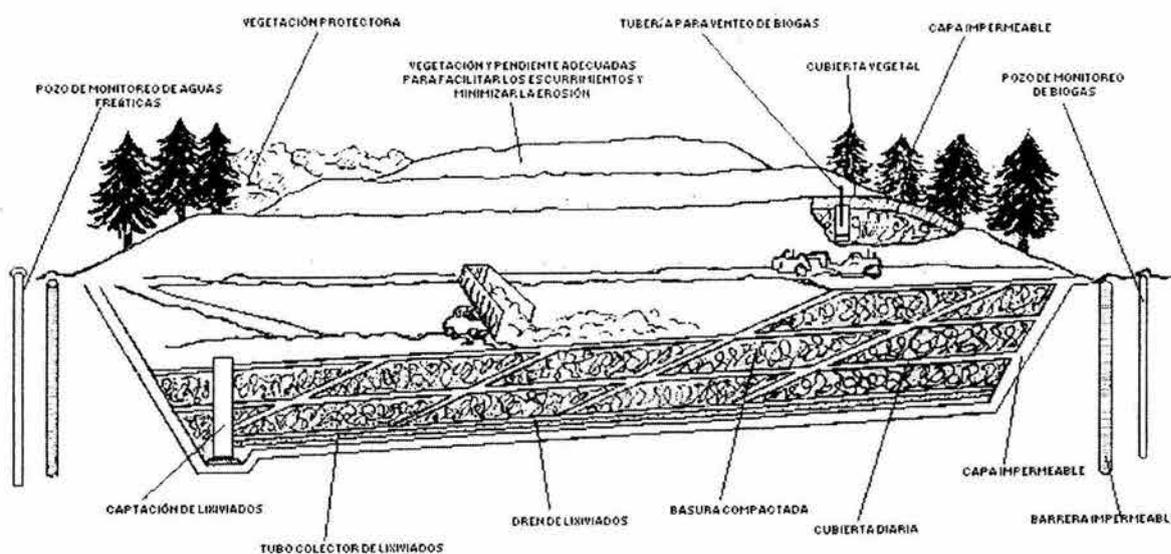


Fig. I.1 Diagrama típico de un relleno sanitario (Fuente: Browning-Ferris Industries, Mobius Curriculum, Understanding the Waste Cycle, 1991).

I.1.3 El relleno sanitario en los sistemas de manejo de residuos sólidos municipales

La disposición final de residuos sólidos segura y confiable a largo plazo, debe ser un componente importante del Manejo Integral de Residuos Sólidos. Ya que estos últimos se consideran como los materiales que ya no tienen un uso y que no pueden ser recuperados para los sistemas productivos.

Cuando se evalúa la utilidad de cada uno de los elementos funcionales, así como la efectividad y economía de todas las interfaces y conexiones entre esos diferentes elementos, se puede desarrollar un Sistema de Manejo Integral de Residuos. En este contexto, dicho sistema, puede definirse como la selección y aplicación de técnicas, tecnologías y programas de manejo factibles, con la finalidad de alcanzar objetivos y metas específicas para el manejo de residuos. Debido a la legislación que se está adoptando, el Manejo Integral de Residuos Sólidos, también está desarrollándose en respuesta a los cambios e implementación de las leyes, los reglamentos y las normas (Sedesol, 1996).

También se ha establecido una jerarquización de actividades para el manejo de residuos, en la legislación de diferentes países. La jerarquización del Manejo Integral de Residuos Sólidos más comúnmente adoptada por los países desarrollados y coincidentemente la que recomienda la U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA), está compuesta por los siguientes elementos: reducción en la fuente, reciclaje, combustión y relleno sanitario, que en otros casos, se modifica de la siguiente manera: reducción en la fuente, reciclaje, transformación o tratamiento y relleno sanitario. En este sentido en México se tiene la formación del *Grupo MIRES (Manejo Integral de Residuos Sólidos)*, creado por iniciativa de organizaciones no gubernamentales, industriales, académicos, asociaciones civiles e instituciones del Gobierno Federal (INE, SEDESOL) y BANOBRAS y el programa *Cruzada Nacional por un México Limpio*, promovido por la SEMARNAT.

De cualquier forma, los diferentes elementos del Manejo Integral de Residuos Sólidos deben estar siempre interrelacionados en cualquier programa o sistema y haber sido seleccionados para complementarse unos a otros.

El desarrollo e implementación de un plan de Manejo Integral de Residuos Sólidos consiste en la selección de la mezcla adecuada de tecnologías y alternativas para satisfacer las cambiantes necesidades locales de manejo de residuos al mismo tiempo que se cumple con los ordenamientos legales.

Al final, algo se debe hacer con (1) los residuos sólidos que no pueden ser reciclados y no pueden tener un uso futuro; (2) los materiales residuales que permanecen después que los residuos sólidos han sido sometidos a un proceso de separación; y (3) los materiales residuales que permanecen después que los residuos sólidos han sido sometidos a un proceso de conversión de productos o energía.

Existen solamente dos alternativas disponibles para el manejo a largo plazo de los residuos sólidos o materiales residuales: disposición sobre o en el manto térreo y disposición en el fondo del océano. El relleno sanitario, cuarto nivel de la clasificación del Manejo Integral de Residuos Sólidos, involucra la disposición controlada de los residuos sobre o en la capa terrestre y es por mucho el método más común de disposición de residuos. El relleno sanitario se encuentra en el nivel más bajo de la jerarquización del Manejo Integral de los Residuos Sólidos, porque representa el último medio deseable para manejar los residuos de la sociedad (Tchobanoglous G., 1993).

I.1.4 Ventajas y desventajas del relleno sanitario.

» Ventajas (Sedesol, 1996).

El relleno sanitario como uno de los métodos de disposición final de los residuos sólidos municipales, es la alternativa más económica; sin embargo, no hay que olvidar que es necesario asignar recursos financieros y técnicos suficientes para la planeación, diseño, construcción y operación.

La inversión inicial de capital es inferior a la que se necesita para la implementación de un sistema de tratamiento tal como la separación, composteo o incineración.

Cuando se dispone de material para la cobertura de los residuos sólidos en el mismo sitio, esta condición es generalmente la más económica de las diferentes opciones para la disposición final.

- El relleno sanitario es un método final para la disposición de los residuos sólidos, que no requiere de operaciones adicionales, tal como el caso de la incineración o el composteo, los cuales requieren un sitio y de operaciones adicionales para la disposición de los productos finales.

Se recuperan terrenos antes considerados como improductivos o marginales transformándolos en áreas útiles para la creación de parques, zonas recreativas y esparcimiento, o simplemente áreas verdes.

Es un método flexible, dado que en caso de incrementar la cantidad de residuos por disponer se requiere únicamente de muy poco equipo y personal.

El gas metano generado por la descomposición de la fracción orgánica contenida en los residuos sólidos, puede ser atractivo para su aprovechamiento como fuente de energía no convencional, dependiendo de las características del sitio.

» **Desventajas (Sedesol, 1996).**

La construcción de un relleno sanitario, por la oposición de la población debido a dos aspectos fundamentales: la falta de conocimiento sobre el método de relleno sanitario y la desconfianza en los servidores públicos de la localidad.

Se requiere de una supervisión permanente para mantener un alto nivel de las operaciones y asegurar que no habrá fallas a futuro.

Cuando no existen terrenos cercanos a las fuentes de generación de residuos sólidos, debido al crecimiento urbano, el costo de transporte se verá fuertemente afectado.

- La relativa cercanía de los rellenos a las áreas urbanas puede provocar serios problemas de queja pública.

Existe un alto riesgo, sobre todo en los países del tercer mundo, que por la carencia de recursos económicos para la operación y mantenimiento, se convierta el relleno sanitario en tiradero a cielo abierto.

- Puede presentarse eventualmente la contaminación de aguas subterráneas y superficiales cercanas, así como la generación de olores desagradables y gases, si no se toman las debidas medidas de control y de seguridad.

Los asentamientos diferenciales que sufren los rellenos sanitarios con respecto al tiempo, impide que estos sean utilizados una vez que se han concluido las operaciones.

I.2 Principales contaminantes de los rellenos sanitarios

Los residuos sólidos depositados en un relleno sanitario sufren una serie de cambios biológicos, químicos y físicos de manera simultánea e interrelacionada en su proceso de descomposición. La descomposición genera subproductos sólidos, líquidos y gaseosos que son de sumo interés para el adecuado manejo del relleno en su conjunto.

Las más importantes reacciones biológicas son aquellas asociadas a la descomposición (aerobia y anaerobia) de la fracción orgánica contenida en los residuos sólidos municipales, la cual conlleva a la generación de gases y eventualmente líquidos (Sedesol, 1996). Los procesos biológicos que se presentan en los materiales de origen orgánico dentro de los residuos comienzan muy poco después de su vertido en el relleno. La descomposición biológica tiene lugar en tres estados distintos, cada uno con sus propios requerimientos de sustrato y condiciones ambientales de los que resultan subproductos de diferentes características. Estas fases o estados son (cfr. McBean *et al.*, 1995):

Descomposición aerobia.

Descomposición anaerobia, fase acidogénica.

Descomposición anaerobia, fase metanogénica.

Las reacciones químicas importantes que ocurren dentro del relleno sanitario abarcan la disolución y suspensión de materiales y productos de conversión biológica en los líquidos que percolan a través de los residuos sólidos, la evaporación y vaporización de compuestos químicos y agua, dentro de la masa de biogás, la adsorción de compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles dentro de los materiales del relleno, la deshalogenación

y descomposición de compuestos orgánicos y las reacciones de óxido-reducción que afectan la disolución de metales y sales metálicas (Sedesol, 1996).

En cuanto a los cambios físicos, los más importantes están asociados con la difusión de gases dentro y fuera del relleno, el movimiento de líquidos lixiviados en el relleno y en el subsuelo, y los asentamientos causados por la consolidación y descomposición de los materiales depositados (Sedesol, 1996).

Así pues, los principales problemas que se presentan en un relleno sanitario son la producción de biogás y la generación de lixiviados. Los productos de los procesos de descomposición físico química y biológica son representados en la figura I.2.

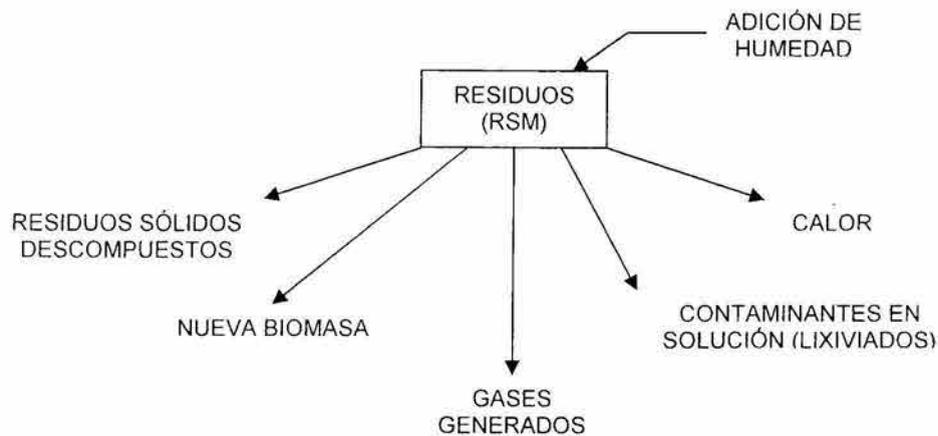


Fig. I.2 Subproductos de la descomposición de los residuos sólidos.

I.3 Biogás

El gas producido en un relleno está compuesto de una variedad de gases presentes en cantidades significativas (gases principales) y otros presentes en cantidades muy pequeñas (trazas de gases). Los gases principales son producto de la descomposición de la fracción orgánica de los residuos. Algunos de los gases en trazas, a pesar de estar presentes en bajas cantidades, pueden ser tóxicos y pueden representar riesgos a la salud pública. Los gases encontrados en rellenos incluyen metano (CH_4), dióxido de carbono (CO_2) –que constituyen más del 90% del volumen total–, nitrógeno (N_2), oxígeno (O_2), amoníaco (NH_3), hidrógeno (H_2), monóxido de carbono (CO), ácido sulfhídrico (SO_2) y mercaptanos.

La presencia de estos gases aún en muy bajas concentraciones pueden impactar la salud y la seguridad de las personas que ocupan estructuras cercanas a un relleno sanitario (Oweis and Khera, 1990). El gas metano reviste el mayor interés porque, a pesar de ser inodoro, es inflamable y explosivo si se concentra en el aire en una proporción de 5 a 15% en volumen (cfr. Tchobanoglous, 1993 y OPS, 1991).

La composición y las tasas de generación de biogás tienen un rango de variación muy amplio. La calidad del gas depende principalmente del tipo y composición de los residuos. La cantidad y la tasa de producción de gas son función de varios factores como la densidad de los residuos dispuestos, el flujo de lixiviados, el contenido de humedad, la edad de los residuos y su composición (cfr. Bagchi, 1990 y McBean *et al.*, 1995).

La calidad del gas varía con el tiempo y puede ser caracterizado en cuatro fases conforme a la degradación biológica de los residuos. La escala del tiempo depende de los factores antes citados (Fig. 1.3):

Fase I: Aerobia. Los principales componentes en esta fase son nitrógeno y oxígeno y en menor medida dióxido de carbono. El oxígeno que entró en el momento de disponer los residuos es consumido durante la fase aerobia, al no tener otra fuente de oxígeno, éste se agota y se considera terminada esta fase. La fase aeróbica de biodegradación puede durar de unos cuantos días a varias semanas. La descomposición aerobia genera calor, con un aumento típico de temperatura de 10 a 20°C sobre la temperatura de disposición de los residuos. Este aumento puede ser mayor si el contenido de humedad de los residuos es alto también.

Fase II: Anóxica, No metanogénica. Al agotarse el oxígeno se presentan condiciones anóxicas. La degradación de la materia orgánica se lleva a cabo mediante fermentación ácida y como resultado ocurre notable incremento en la cantidad de CO₂, también se produce algo de hidrógeno, mientras que el N₂ es consumido.

Fase III: Anaerobia, Metanogénica en estado variable. La metanogénesis indica el comienzo de esta fase. Los porcentajes de CO₂ y N₂ se reducen significativamente. Las concentraciones de O₂ y H₂ se reducen hasta cero o son extremadamente bajas, mientras que el metano aumenta rápidamente.

Fase IV: Anaerobia, Metanogénica en estado estacionario. Se alcanza un estado pseudo estacionario donde los niveles de CH₄, CO₂ y N₂ permanecen significativamente

estables. Eventualmente el porcentaje de metano disminuye gradualmente después de haber alcanzado un valor máximo conforme se agota la materia orgánica, sin embargo los compuestos orgánicos de lenta biodegradación (e.g. derivados de la celulosa como la madera y el papel) pueden mantener una producción de metano por décadas. Existen reportes de producción de CH_4 en residuos de más de 30 años, aunque su tasa de producciones baja. (cfr. Bagchi, 1990 y McBean *et al.*, 1995).

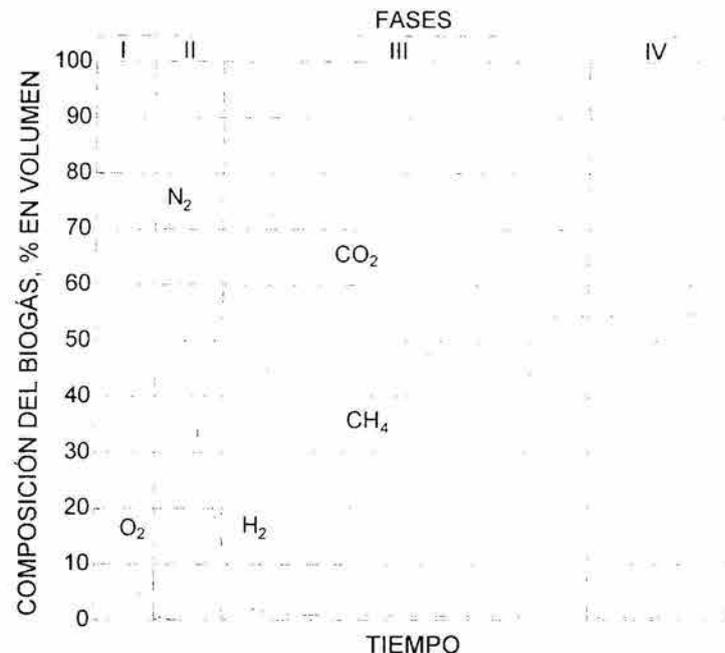


Fig. I.3 Patrones de producción de gas en un relleno sanitario (Adaptado de Oweis and Khera, 1990; Tchobanoglous, 1993 y McBean *et al.*, 1995).

Cuando se espera la generación de gas en un relleno sanitario se deben tomar medidas adecuadas para su extracción o venteo y su subsecuente tratamiento (cuando sea necesario).

I.4 Lixiviados

La descomposición o putrefacción natural de los residuos, produce un líquido maloliente de color negro, conocido como lixiviado o percolado, muy parecido a las aguas residuales domésticas, pero mucho más concentrado. De otro lado, las aguas de lluvias que atraviesan las capas del relleno, aumentan su volumen en una proporción mucho mayor que la que produce la misma humedad de los desechos (OPS, 1991).

El lixiviado es un líquido con un contenido orgánico complejo formado principalmente por percolación del agua de precipitación a través de las capas del relleno. En menor grado, el lixiviado es formado como el resultado de la humedad inicial de los residuos dispuestos en el relleno. El lixiviado resultante es una mezcla compleja y altamente variable de compuestos solubles orgánicos, inorgánicos y bacteriológicos, y sólidos suspendidos en agua. La composición exacta de un lixiviado es variable y específica de cada sitio, depende del tipo de residuos que se acepten en el sitio, de la edad de los residuos, de la edad del relleno y de la cantidad de precipitación en el lugar (Harris and Gaspar, 1988). Aunque existe una gran variación en las características de los lixiviados en la Tabla I.1 se presentan valores que pueden ser tomados como representativos para rellenos nuevos y maduros.

Tabla I.1. Valores típicos de la composición de lixiviados de rellenos sanitarios nuevos y maduros.

Parámetro	Valor (mg/L) ^a		
	Relleno nuevo (menos de 2 años)		Relleno maduro (más de 10 años)
	Rango ^b	Típico ^c	
DBO ₅	2 000 – 30 000	10 000	100 – 200
Carbono Orgánico Total	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
Amoniaco	10 – 800	200	20 – 40
Nitratos	5 – 40	25	5 – 10
Fósforo Total	5 – 100	30	5 – 10
Ortofosfatos	4 – 80	20	4 – 8
Alcalinidad como CaCO ₃	1 000 – 10 000	3 000	200 – 1 000
PH	4.5 – 7.5	6	6.6 – 7.5
Dureza Total como CaCO ₃	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
Cloruros	200 – 3 000	500	100 – 400
Sulfatos	50 – 1 000	300	20 – 50
Hierro Total	50 – 1 200	60	20 – 200

Fuente: Tchobanoglous, 1993.

^a Excepto pH que no tiene unidades.

^b Rango representativo de valores. En la literatura se pueden encontrar reportados valores mayores para algunos parámetros.

^c Los valores típicos para rellenos nuevos variarán con el estado metabólico en que se encuentre el relleno.

I.4.1 Factores que afectan la calidad de los lixiviados

Los principales factores que afectan la calidad de los lixiviados producidos en un relleno sanitario son:

» Composición de los residuos.

La mayor variación en composición la muestran los residuos sólidos municipales, mientras que los residuos industriales no peligrosos generalmente varían poco. Esta variación hace que la calidad del lixiviado en un relleno municipal también varíe ampliamente (Lu *et al.*, 1985). En general la variación es mayor para residuos susceptibles de putrefacción que para los que no lo son (Bagchi, 1990).

» Tiempo transcurrido.

Como ya se mencionó, la calidad de los lixiviados varía con el tiempo debido a las fases de descomposición de la materia orgánica. En este sentido, las concentraciones de los principales parámetros de contaminantes (DBO, DQO, ácidos orgánicos volátiles y nitrógeno amoniacal), tendrán una variación de acuerdo con las fases de degradación biológica que sufren los residuos en el interior del relleno (ver I.3). Las concentraciones de contaminantes alcanzan un pico después de unos pocos años de funcionamiento del relleno y después se presenta un declive gradual (DBO y DQO), mientras que el $\text{NH}_3\text{-N}$ se incrementa en lixiviados de rellenos maduros (cfr. McBean *et al.*, 1995 y Reinhart, 1998).

Pero incluso en periodos cortos se puede apreciar que existen variaciones constantes. Cabe mencionar que no todos los contaminantes alcanzan su pico máximo al mismo tiempo (cfr. Bagchi, 1990; Pohland 1975).

» Temperatura ambiente.

La temperatura ambiente del sitio de disposición afecta el crecimiento bacterial y las reacciones químicas y por lo tanto se asocia también con la calidad del lixiviado. A temperatura bajo cero se congela parte de la masa de residuos y se reducen las

posibilidades de lixiviación de algunos compuestos y también puede causar la inhibición de algunas reacciones químicas. Sin embargo, aunque existen muchos estudios relacionados con la temperatura dentro del relleno, no se tiene reportado ningún estudio que relacione a la temperatura ambiente con la calidad de los lixiviados (Baghci, 1990).

» ***Humedad disponible.***

El agua juega un papel muy importante en la lixiviación de sustancias químicas en un relleno. La calidad de los lixiviados de un tipo de residuos dispuestos en un lugar de clima húmedo es distinta de la calidad que se obtiene del mismo tipo de residuos dispuestos en un clima seco (Baghci, 1990).

» ***Oxígeno disponible.***

El efecto del oxígeno disponible es notable en los residuos susceptibles de putrefacción. Los compuestos químicos que se obtienen en una descomposición aerobia son muy distintos de los obtenidos bajo condiciones anaerobias (Baghci, 1990).

I.4.2 Factores que afectan la cantidad de lixiviados

La generación de lixiviados en un relleno es compleja y es resultado de muchas variables independientes. La Tabla I.2 resume varios de estos factores que afectan el volumen de lixiviados generado.

Tabla I.2. Factores que afectan el volumen de generación de lixiviados en rellenos sanitarios municipales.

Disponibilidad de agua	Precipitación	Precipitación: Cantidad, frecuencia, duración
		Nevadas: Temperatura, velocidad del viento, características de la nieve, lluvia sobre la nieve
	Entrada de escurrimientos	Superficie topográfica (e.g. tamaño, forma, pendiente, orientación, elevación), materiales de cubierta, vegetación, permeabilidad, contenido de humedad del suelo y de los residuos, precipitación
	Intrusión de aguas subterráneas	Flujo subterráneo, cantidad y localización
	Irrigación	Tasa de flujo y volumen
	Descomposición de los residuos	Contenido de humedad de los residuos y su pH, temperatura, presencia de oxígeno, edad, composición, tamaño de las partículas y mezcla de los residuos
	Residuos líquidos / Co-disposición de lodos	Tipo y cantidad, contenido de humedad, capacidad de campo, compactación
Condiciones superficiales del relleno	Evapotranspiración	Temperatura, viento, humedad, presión atmosférica, materiales de cubierta, contenido de humedad del suelo, vegetación, radiación solar
	Salida de escurrimientos	Topografía superficial, materiales de cubierta, vegetación, permeabilidad, contenido humedad del suelo y de los residuos, precipitación
	Infiltración	Materiales de cubierta, topografía superficial, vegetación, condiciones de drenaje interno, escurrimientos, evapotranspiración
Condiciones de los residuos	Retención de humedad	Contenido inicial de humedad, capacidad de campo
	Percolación	Permeabilidad, contenido de humedad, uniformidad y espesor de las capas
Condiciones de las subcapas de suelo	Retención de humedad	Contenido inicial de humedad, capacidad de campo
	Percolación	Permeabilidad, contenido de humedad, uniformidad y espesor de las capas de suelo

Fuente: Lu, *et al.*, 1985.

I.5 Afectaciones sanitarias y ambientales debido a lixiviados

Los lixiviados producen afectaciones sanitarias y ambientales cuando no son controlados y se permite su migración. La migración se puede dar cuando cualquier porción del relleno alcanza su capacidad de campo o desde los vacíos entre los residuos.

Si el lixiviado migra hasta alcanzar la base del relleno y sufre después un escurrimiento superficial puede producir:

Olores y condiciones desagradables.

- Contaminación potencial del agua superficial.

Infiltración del lixiviado al agua subterránea.

Impacto a la flora del sitio.

También se puede presentar la migración directa a través del suelo hasta alcanzar un cuerpo de agua subterránea (cfr. Sedesol, 1996).

En los últimos años los compuestos orgánicos prioritarios se han convertido en un tema de interés primario entre los legisladores ambientales. Estos compuestos pueden encontrarse de manera natural pero son grandemente asociados con el incremento de la industria química de los últimos 50 años. Estos compuestos manufacturados, generalmente encontrados en concentraciones de trazas en los lixiviados de los rellenos sanitarios municipales son producto de solventes, productos farmacéuticos, limpiadores, herbicidas de pasto y jardines y pesticidas, y son materia de preocupación por su potencial tóxico, cancerígeno o propiedades mutagénicas y su ocasional persistencia en el ambiente (McBean *et al.*, 1995).

Si algún cuerpo de agua es contaminado por lixiviados, sus aguas no pueden ser utilizadas para consumo humano o animal y, por ser altamente costoso su tratamiento, quedará inutilizable.

II. MANEJO Y CONTROL DE LIXIVIADOS

II.1 Desalojo del interior del relleno

Para evitar el riesgo de contaminación de mantos acuíferos es necesario el control de la migración de los lixiviados. Una práctica común para evitar su migración consiste en impermeabilizar previamente el terreno donde se dispondrán los residuos. Los materiales que comúnmente se utilizan son combinaciones de suelos arcillosos de muy baja permeabilidad con capas de materiales geosintéticos (sistemas de membrana flexible), pueden ser: georredes, geotextiles, geomallas y geomembranas. Generalmente están fabricados de: polietileno clorado, polietileno clorosulfonado, polietileno de alta densidad o cloruro de polivinilo.

Para no permitir una acumulación de lixiviados dentro del relleno, es necesario complementar estas obras con un drenaje que los conduzca fuera del relleno.

Sin embargo el problema que representa la generación de lixiviados no termina allí. La clave para la eliminación del potencial que tiene un relleno para contaminar los acuíferos subterráneos es la gestión adecuada de los lixiviados. Hasta ahora se han utilizado varias alternativas para su gestión entre las que se incluyen:

Recirculación del lixiviado

Evaporación del lixiviado

Tratamiento seguido por evacuación o por reuso en riego (control de tolveneras)

Descarga a los sistemas municipales de recolección de aguas residuales

Control de la generación de lixiviados

II.2 Recirculación al interior del relleno

Un sistema relativamente novedoso para el tratamiento de los lixiviados consiste en la recirculación del lixiviado generado a través de los residuos sólidos dispuestos en el relleno sanitario (Forgie, 1988). La recirculación se utiliza en rellenos localizados en zonas calurosas con baja precipitación. Con la recirculación de lixiviado, los componentes orgánicos pueden reducirse por la comunidad biológica activa existente en la masa del residuo. Pohland (1975) reporta que cuando el lixiviado es continuamente recirculado sobre la superficie del relleno, la DQO disminuye de 20 000 a 1 000 mg/L en un período de alrededor de un año. Leckie (1979) concluye en sus investigaciones que con la recirculación del lixiviado, se produce un aumento en la estabilización del lixiviado. Tanto Pohland como Leckie sugieren que la recirculación del lixiviado proporciona una mayor rapidez en el desarrollo de la población bacteriana de tipo metanogénica.

La recirculación ofrece varias ventajas en el control de lixiviados: acelera la estabilización del relleno, reduce los componentes orgánicos, reduce el volumen debido a la evapotranspiración, disminuye los costos del tratamiento de los lixiviados y simplicidad de operación. Las desventajas de este sistema son: aumento en la concentración de materia inorgánica, aumento de olores, necesidad de un sistema recolector de lixiviados para mayores flujos y limitación debido a condiciones climatológicas.

Un beneficio extra de la recirculación de los lixiviados es la recuperación del biogás que contiene CH_4 . Normalmente la tasa de producción de gas es mayor en sistemas con recirculación. Para la emisión incontrolada de biogás cuando se recicla el lixiviado para su tratamiento, se recomienda equipar al relleno con un sistema de recuperación del gas generado (Tchobanoglous, 1993).

La práctica de la recirculación no elimina la necesidad de un tratamiento final del lixiviado (McBean *et al.*, 1995). El lixiviado recirculado es favorable para tratamiento biológico debido a los microorganismos presentes en los residuos sólidos del relleno sanitario. Aunque hay mucha información en la literatura respecto al tratamiento de lixiviados, existe poca información sobre las características y tratabilidad del lixiviado estabilizado después de la recirculación (Diamadopoulos, 1967).

Se pueden utilizar tres diferentes tipos de sistemas de recirculación de lixiviados: irrigación por aspersión, flujo superficial e irrigación por inyección (Sedesol, 1996).

» ***Irrigación por aspersión***

Se realiza mediante el bombeo periódico del lixiviado a través de las boquillas de aspersión situadas a intervalos de 15 a 30 m de separación a lo largo y ancho del relleno. La ventaja de la irrigación por aspersión es que el lixiviado puede quedar sujeto a tratamiento por aireación durante el proceso de aspersión y vía adsorción – absorción por el material de cobertura durante su infiltración.

» ***Flujo superficial***

Es una técnica en la que se utilizan trincheras, tubos sobre la superficie del relleno o campos de infiltración para distribuir el lixiviado recirculado. El lixiviado es periódicamente bombeado a los sistemas de distribución y se permite su infiltración al interior del relleno. El tratamiento se da en la superficie mediante medios biológicos, adsorción y absorción.

» ***Irrigación por inyección***

Los lixiviados se distribuyen al interior del relleno mediante pequeños tubos o medios de infiltración (porosos), enterrados bajo la cubierta final. Ya que el sistema se instala bajo la superficie, la irrigación no es afectada por las condiciones climatológicas y tiene la ventaja de minimizar los problemas potenciales de olores.

A pesar de las ventajas potenciales de la recirculación de lixiviados, no se utiliza ampliamente pues las desventajas de recirculación incluyen altos costos de inversión.

II.3 Evaporación de lixiviados

Uno de los sistemas más sencillos para la gestión de lixiviados implica el uso de estanques para la evaporación de lixiviados (Fig. II.1). El lixiviado que no se evapora se

riega por encima de las partes ya completadas del relleno. En lugares lluviosos, la instalación para el almacenamiento de lixiviados se cubre durante el invierno con una geomembrana para excluir las aguas de lluvia. Se evacua el lixiviado acumulado mediante evaporación durante los meses cálidos del verano, dejando descubierta la instalación de almacenamiento y regando el lixiviado sobre las superficies del relleno en activo o ya lleno (Tchobanoglous, 1993).

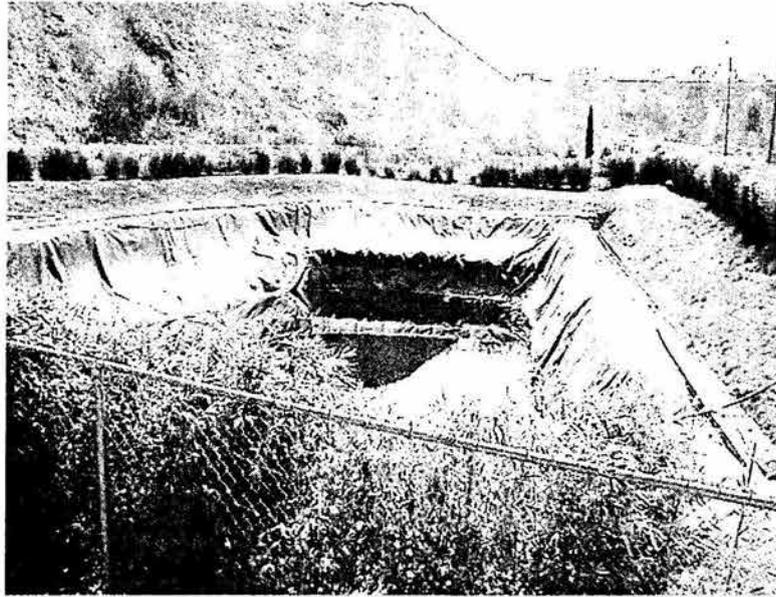


Fig. II.1 Vista parcial de una laguna de evaporación de lixiviados (R. S. Tlalnepantla, Edo. Mex.).

II.4 Tratamiento de lixiviados

Las alternativas de tratamiento de lixiviados deben considerar las grandes fluctuaciones que se tienen a lo largo del tiempo, tanto en cantidad como en composición para cada sitio en particular (McBean *et al.*, 1995). Entonces, una característica importante al estudiar su tratabilidad, son los cambios que ocurren en el lixiviado a través del tiempo, según las condiciones biológicas (fases de descomposición) cambien dentro del relleno.

Para responder a estas variaciones, el diseño de los sistemas de tratamiento puede incluir, como se muestra en la figura II.2, las siguientes opciones: 1) tratamiento completo en el sitio, 2) tratamiento parcial en el sitio y disposición en una planta de tratamiento de aguas residuales municipales (PTAR) o 3) descarga directa en una PTAR.

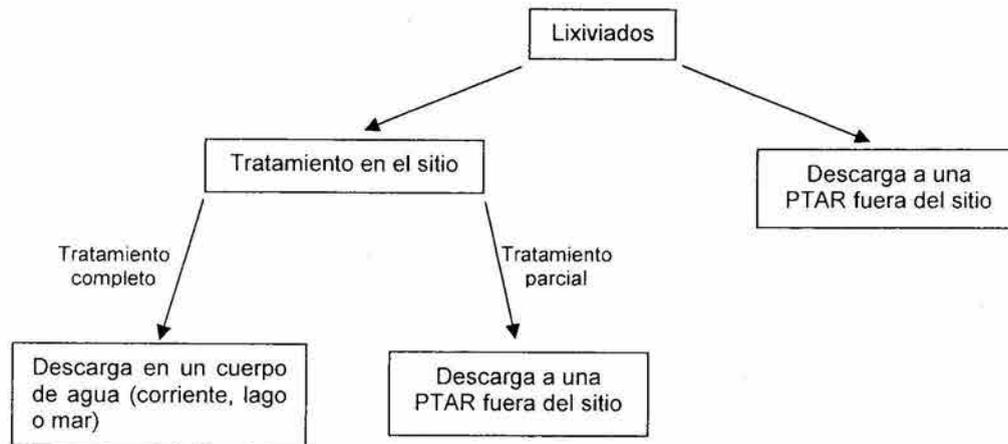


Fig. II.2 Opciones en el tratamiento de lixiviados.

La opción seleccionada para el tratamiento del lixiviado es función de numerosos factores, que son principalmente de tipo económico. En las consideraciones a tomar en cuenta se incluyen los estándares de calidad de agua exigidos por las normas, la variabilidad de flujo y calidad del lixiviado, los costos de descargas altamente contaminadas en una PTAR y la proximidad a la que se encuentre la PTAR (cfr. McBean *et al.*, 1995).

Los puntos que deben ser considerados en las opciones de tratamiento incluyen por tanto:

La posibilidad de recircular el lixiviado en la masa del relleno.

La proximidad de un colector de drenaje.

Distancia si se utilizaran tuberías.

Distancia y costo de construcción de un sistema de bombeo y de conducción de los lixiviados a una PTAR.

Capacidad de flujo de la planta de tratamiento y capacidad para tratar el lixiviado.

Composición del lixiviado.

Regulación de descargas en aguas superficiales para tratamiento en el sitio.

Los contaminantes potenciales que principalmente interesan para el tratamiento de lixiviados son el contenido de materia orgánica, el contenido de nitrógeno amoniacal (NH_3 -

N) y el contenido de metales pesados. Los más importantes parámetros que deben ser medidos son, por tanto, DBO₅, DQO, ácidos grasos volátiles, NH₃-N y metales (McBean *et al.*, 1995).

De este modo, un sistema de tratamiento de lixiviados diseñado para lixiviados jóvenes, requerirá un arreglo muy distinto de uno diseñado para tratamiento de lixiviados viejos (provenientes de rellenos de mas de 10 años de operación). Algunas de estas diferencias se expresan en la Tabla II.1:

Tabla II.1. Diferencias entre lixiviado jóvenes y viejos.

Lixiviados jóvenes	Lixiviados viejos
DBO muy alta (se mide en miles de mg/L), constituida principalmente por ácidos grasos volátiles (ácido acético, ácido propiónico y ácido butírico)	DBO mucho menor (se mide en cientos de mg/L), constituida principalmente por ácidos húmicos y fúlvicos)
Relación DBO ₅ /DQO entre 0.4 y 0.8	Relación DBO ₅ /DQO alrededor de 0.1
Relación DBO ₅ /NH ₃ -N >> 1	NH ₃ -N: se incrementa DBO ₅ : decrece

Fuente: McBean *et al.*, 1995

Las técnicas usadas para el tratamiento de lixiviados son las que se han utilizado de manera tradicional para el tratamiento de aguas residuales y comprenden: tratamiento biológicos (estabilización biológica aerobia y anaerobia), tratamientos fisicoquímicos o una mezcla de ellos (Barry *et al.*, 1990). Las variaciones de las características del lixiviado determinan el diseño y la dificultad del sistema de tratamiento. La selección del sistema de tratamiento depende de la composición química del lixiviado, de la calidad y disposición final del efluente tratado. El manual *Ground-Water and Leachate Treatment Systems* (U.S. EPA, 1995) es una guía recomendable para la elección del sistema de tratamiento.

Debido a la alta variedad de contaminantes que requieren ser removidos de los lixiviados, es necesario combinar operaciones y procesos unitarios los cuales sean capaces de eliminar todos los constituyentes importantes con un margen adecuado de seguridad (Barry *et al.*, 1990). Estos procesos se describen brevemente a continuación:

II.4.1 Tratamientos biológicos

La degradación biológica es una de las formas más utilizadas para remover materia orgánica del agua, transformándola en biomasa que es fácilmente separable del agua. El punto débil de este tipo de sistemas es la generación de lodos, especialmente en los procesos aerobios porque se crea el problema de su disposición.

Para lixiviados con una alta relación de biodegradabilidad $DBO/DQO > 0.4$ el sistema más recomendable es el tratamiento biológico, ya sea aerobio o anaerobio (Mc Bean *et al.*, 1995). Por otro lado, Chian y DeWalle (1977) encontraron que los procesos biológicos produjeron resultados pobres en el tratamiento de lixiviados con una relación $DBO/DQO < 0.1$.

a. Procesos aerobios

» *Lagunas aireadas*

En lugares donde hay grandes superficies de tierra disponible, las lagunas de aireación representan un modo de tratamiento de lixiviados sencillo y económico. Tienen la ventaja de que no se necesita un sistema de manejo de lodos, son fáciles de instalar no requieren de mucha sofisticación para su operación y mantenimiento. Sin embargo presentan el problema de potencial contaminación de aguas superficiales o subterránea, malos olores e insectos. En la literatura existen reportados varios estudios sobre éste método de tratamiento aplicado a lixiviados (cfr. Senior, 1995), obteniéndose resultados muy positivos en la remoción de DQO, DBO, COT y NH_4-N . Presentan la desventaja de necesitar grandes superficies de terreno disponible y su alto tiempo de retención que puede llegar al orden de 100 días.

» *Lodos activados*

Es un método capaz de alcanzar buenos niveles de remoción de materia orgánica. Se han reportado remociones de DQO en el tratamiento de lixiviados que varían del 30 al 99% bajo diferentes condiciones de operación y carga orgánica (Senior, 1995). Junto con la

reducción de DBO la nitrificación del amonio es un aspecto importante del tratamiento en las plantas de lodos activados. La eliminación del nitrógeno es cada vez más importante conforme a la edad del relleno sanitario, debido al incremento de los niveles de nitrógeno que se dan en éste. Un problema generalmente encontrado en las plantas de lodos activados son la producción de espumas, la precipitación de hierro y carbonatos, producción excesiva de lodos y decremento en la eficiencia durante los períodos de invierno. Otras limitaciones del proceso son su limitada capacidad de carga de DBO, y generalmente se requiere de ecuilibración para las fluctuaciones de flujo y de carga orgánica. De acuerdo con Maris *et al.*, (1985) los procesos convencionales de lodos activados son menos apreciados debido a que requieren de personal calificado para su operación.

Tabla II.2. Rendimiento del proceso de lodos activados en tratamiento de lixiviados.

Parámetro	Influente (mg/L)	Remoción (%)
DQO	23,900	89 – 91
	1,296	93+
DBO ₅	12,700	95 – 96
NH ₄ -N	564	98+
	387	99
	345	25-97

Fuente: U.S. EPA, 1995



Fig. II.3 Planta de tratamiento de lixiviados mediante lodos activados, Summerston, Escocia (Fuente: Robinson, H. and Baschurch, W., 1999).

» **Filtros Percoladores**

Knox investigó el uso de filtros percoladores convencionales para tratar lixiviados viejos con baja DBO y altas concentraciones de NH₃ (Senior, 1995). El filtro tuvo menos problemas operacionales que un sistema de lodos activados y fue sencillo de operar para tratar lixiviados con bajas relaciones DBO:NH₃. Maris *et al.*, (1985) reporta que los filtros biológicos no son apropiados para el tratamiento de lixiviados con altas concentraciones por la acumulación de materia orgánica que puede presentarse en el medio filtrante.

Un ejemplo de este tipo de tratamiento es la planta de tratamiento de lixiviados del relleno sanitario de Simcoe County, Ontario. La planta tiene 3 tanques de concreto Waterloo Biofilter (un tipo de filtro percolador aerobio de libre drenaje), (Disponible en World Wide Web: <www.waterloo-biofilter.com/abstracts.htm>).

» **Reactores de secuencia discontinua (SBR)**

Los SBR utilizan en un mismo tanque para la aireación, sedimentación y reciclamiento de sólidos. Algunos estudios reportan (Senior, 1995) remoción de COT de 85 a 95% así como remoción completa de fenoles presentes en los lixiviados; en plantas piloto se ha encontrado eficiencias de remoción de DBO de 99%, de Nitrógeno 75 a 95% y remoción de exceso de fósforo. Este sistema ha sido muy utilizado para tratamiento de lixiviados. Es más adecuado para remover orgánicos solubles y nutrientes. También se utiliza para lixiviados contaminados con fenoles, ácido benzoico, ácido clorobenzoico, otros aromáticos, alifáticos halogenados, alifáticos, o reducción de DBO y DQO. Una de las limitaciones importantes del proceso es que es sujeto de interferencias de tóxicos si no se diseña apropiadamente.

Tabla II.3. Rendimiento del proceso de SBR en tratamiento de lixiviados.

Parámetro	Influente (mg/L)	Remoción (%)
DQO	1,000 – 5,300	85 – 92
	8,000	94
DBO ₅	818 – 6,000	95 – 99
	5,200	95 – 99+
COT	2,500	90 – 95+
SST	155 – 1,500	70 – 99+
NH ₄ -N	7 – 310	74 – 99+

Fuente: U.S. EPA, 1995

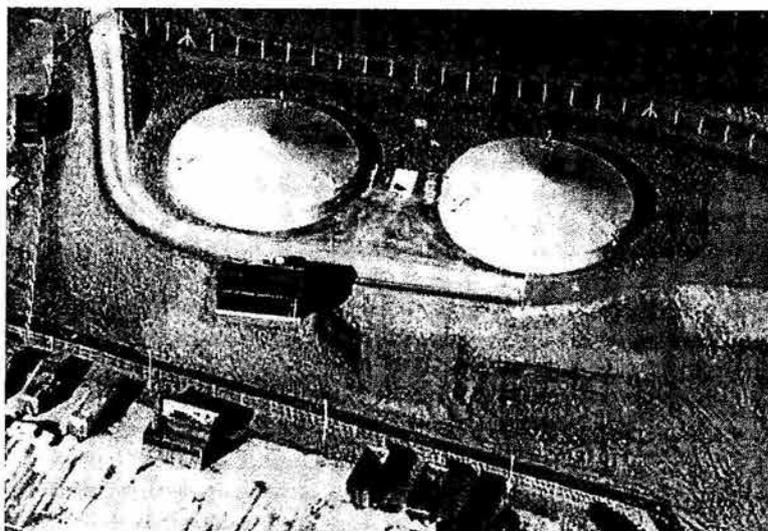


Fig. II.4 Planta de tratamiento de lixiviados mediante SBR, Hempsted, Gloucester (Fuente: Robinson, H. and Baschurch, W., 1999).

» *Biodiscos*

Smith y Moore (1984) compararon los biodiscos con el proceso convencional de lodos activados para remover tóxicos de lixiviados. Las eficiencias de remoción de orgánicos y de constituyentes tóxicos varió de 50 al 95%. Los biodiscos alcanzaron mayores remociones de materia orgánica y metales pesados y mostraron mayor estabilidad al presentarse picos de concentraciones de estos contaminantes. El proceso de biodiscos parece ofrecer muchas ventajas sobre el proceso de lodos activados para el tratamiento de lixiviados, especialmente para los que provienen de sitios viejos. Sin embargo, a pesar de haber sido muy probado, existen pocas instalaciones. La principal ventaja es su facilidad de operación y mantenimiento. Además el bombeo, la aireación y la recirculación de lodos no es necesaria. La operación para remoción de nitrógeno es también relativamente simple y las rutinas de mantenimiento son solo de inspección y lubricación (Senior, 1995).

Es adecuado para la remoción de orgánicos solubles y para la nitrificación. Es efectivo para tratar solventes halogenados, acetona, alcoholes, fenoles, amoníaco y productos derivados del petróleo. Las principales limitaciones del proceso son que es un sistema de baja tasa, su capacidad de carga orgánica es limitada, y no es eficiente en la degradación de compuestos refractarios o en la remoción de metales. Los compuestos tóxicos (como metales pesados) probablemente requieran un pretratamiento (U.S. EPA, 1995).

Tabla II.4. Rendimiento del proceso de biodiscos en tratamiento de lixiviados.

Parámetro	Influente (mg/L)	Remoción (%)
DQO	800 – 5,200	55 – 99
DBO ₅	3,000	99+
COT	100 – 2,700	95 – 99+
COT	2,100	99
NH ₄ -N	100	80 – 99

Fuente: U.S. EPA, 1995

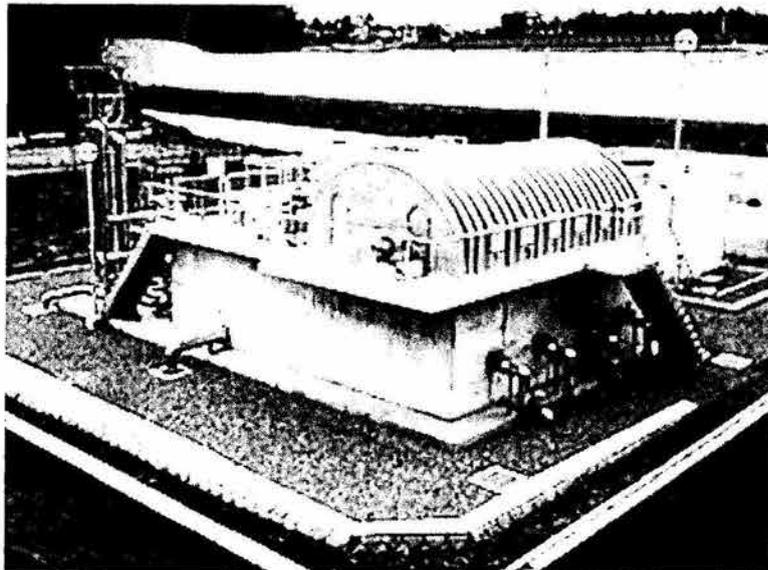


Fig. II.5 Planta de tratamiento de lixiviados mediante biodiscos (RBC), diseñada por Hitachi Plant Engineering & Construction Co., Ltd. (Fuente: <<http://www.hitachiplant.hbi.ne.jp/English/water/areas/landfill.htm>>).

b. Procesos anaerobios

Los sistemas anaerobios para el tratamiento de lixiviados presentan varias ventajas potenciales sobre los sistemas aerobios. Entre estas ventajas se encuentran (cfr. McBean *et al.*, 1995 y Senior, 1995) la generación de gas metano como un subproducto, el cual puede ser utilizado como fuente de energía; se generan menos lodos biológicos, reduciendo su problema de disposición; estos sistemas no requieren de aireación, lo cual disminuye notablemente su requerimientos de energía; requieren de cantidades mucho menores de nutrientes (P y N); los organismos patógenos generalmente son destruidos; la posibilidad de tratar lixiviados con alta DQO sin dilución previa, como se requiere en los

procesos aerobios, reduce los requerimientos de espacio; generalmente no hay presencia de malos olores si se operan de manera adecuada.

Las desventajas asociadas con los sistemas anaerobios (cfr. McBean *et al.*, 1995 y Senior, 1995) son su alto costo inicial; largos períodos de arranque, necesitan de un estricto control de operación; son muy sensibles a las variaciones de carga orgánica, así como a los compuestos tóxicos; su temperatura de operación se debe mantener alrededor de 33°C; tienen tiempos de retención relativamente largos; su remoción de compuestos orgánicos es incompleta; presentan una reducción muy limitada de NH₃-N. En general, estos sistemas se deben complementar con otro tipo de tratamiento para alcanzar estándares de descarga aceptables.

» **Digestores convencionales**

Boyle y Ham (1974), utilizando un diseño anaerobio convencional, reportaron una remoción de DQO de 90 a 96% para cargas orgánicas de 0.43 a 2.2 kg DQO/m³/d con tiempos de retención hidráulica de 5 a 20 días y temperaturas entre 23 y 30°C.

» **Reactores de biopelícula fija**

Existe una mayor tendencia a utilizar los reactores de biopelícula fija, pues han demostrado ser más efectivos que los digestores.

Tabla II.5. Rendimiento del proceso anaerobio de reactores de biopelícula fija en tratamiento de lixiviados.

DQO (mg/L)	Remoción (%)	Medio de soporte	Fuente
54,000	95	Carbón granular	Chian y deWalle (1975)
2,000	91	Película plástica	Henry <i>et al.</i> , (1985)
5,800	90	Arena	Soyupak (1979)
22,800	97	Anillos de plástico	Wright <i>et al.</i> , (1985)

Fuente: McBean *et al.*, 1995

II.4.2 Tratamientos fisicoquímicos

Conforme un relleno se estabiliza hay un decremento en la proporción de compuestos orgánicos fácilmente biodegradables en la composición de los lixiviados. Entonces, la efectividad del tratamiento biológico de los lixiviados decrece y es más conveniente la utilización de otro tipo de procesos de tratamiento como los fisicoquímicos.

Las alternativas de tratamiento fisicoquímico se utilizan más como un proceso adicional al biológico. Un sistema sólo físico/químico es aplicable sólo en lixiviados muy viejos (cfr. McBean *et al.*, 1995). Los métodos físicos y químicos que han sido utilizados para el tratamiento de lixiviados (o para "pulir" los tratados biológicamente) incluyen la adición de químicos para precipitar, coagular u oxidar la fracción orgánica o inorgánica; adsorción con carbón activado y resinas de Intercambio iónico; y tratamiento por ósmosis inversa y técnicas de membrana.

» *Precipitación química*

Si el lixiviado es tratado biológicamente, ya sea aerobia o anaeróticamente, los metales pesados serán removidos como sulfuros metálicos en el tratamiento anaerobio, o como hidróxidos metálicos en el aerobio. Si no hay un tratamiento biológico envuelto en la secuencia del proceso de tratamiento o si la concentración de metales pesados es todavía muy alta se recomienda la utilización de precipitación química. Entre los compuestos más probados en el tratamiento de lixiviados se incluye la cal – Ca(OH)_2 , alumbre – $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, cloruro férrico – FeCl_3 , sulfuro de sodio – Na_2S , y sulfato ferroso – FeSO_4 (Senior, 1995). Se ha observado que durante la precipitación además de los metales pesados se puede remover una fracción de materia orgánica de alto peso molecular (cfr. McBean *et al.*, 1995).

Un ejemplo de la utilización de este proceso para el tratamiento de lixiviados se tiene en el relleno sanitario Bordo Poniente en la Ciudad de México, la cual también incluye el proceso de coagulación – floculación.

» **Adsorción con carbón activado**

La adsorción con carbón activado es una opción de tratamiento bastante desarrollada, en la que se reportan buenas remociones de muchos compuestos orgánicos y algunos metales (U.S. EPA, 1995). Este método no es efectivo en la remoción de orgánicos como la acetona y el etanol (Senior, 1995). Los mejores resultados se obtienen al combinarlo con métodos de tratamiento biológico.

El tratamiento con carbón activado de lixiviados jóvenes crudos generalmente tiene resultados pobres de remoción de COT debido a la poca afinidad del carbón con los ácidos grasos volátiles libres. El uso de carbón activado granular o en polvo ha mostrado ser muy efectivo para el tratamiento de orgánicos poco biodegradables, solventes, pesticidas, ácidos húmicos y similares. La adsorción con carbón se puede utilizar entonces, para reducir la DQO en lixiviados viejos o para remover color (McBean *et al.*, 1995).

La mayor desventaja de este proceso es la necesidad de regeneración frecuente de las columnas de carbón o un alto consumo de carbón en polvo.

Ejemplos de implementación de este proceso son las plantas de tratamiento de lixiviados de:

Sitio de disposición Heiwa, en Hamamatsu City

Sitio de disposición Ishizumori, en Sendai City

Sitios de disposición Toubu y Seibu, en Fukuoka City

Las cuales tienen un tren de tratamiento que incluye: tratamiento biológico, proceso de floculación y sedimentación, y proceso de tratamiento avanzado mediante adsorción con carbón activado. (Fuente: KUBOTA Corporation <<http://www.kubota.co.jp/english/index.html>>).

» **Coagulación – floculación**

Este método es poco utilizado en el tratamiento de lixiviados y es más bien un proceso de pulimento terciario. Se utiliza para la remoción de sólidos coloidales. Presenta las desventajas del manejo adecuado de los aditivos químicos y el costo de estos productos (cfr. Harris *et al.*, 2000).

Se puede tomar como ejemplos de implementación de este tipo de proceso, las plantas de tratamiento de lixiviados mencionadas en los dos puntos anteriores.

» **Volatilización con aire**

Este proceso es recomendable cuando se tienen altas concentraciones de amoníaco (mayores de alrededor de 500 ppm) o excesivas concentraciones de orgánicos volátiles, ya que esto puede inhibir el crecimiento biológico. Si el lixiviado es ácido, la volatilización de amoníaco debe ir precedida de un ajuste de pH para convertir el catión amonio (no volátil) en amoníaco libre (volátil) (cfr. Harris y Gaspar, 1988). Una de sus ventajas es que puede adecuarse con relativa facilidad a cambios de volumen y concentraciones del lixiviado. Entre sus desventajas se tiene que su eficiencia decae fuertemente a bajas temperaturas (e.g. 0 – 5°C) (McBean *et al.*, 1995) y que puede requerir equipamiento de control de la contaminación atmosférica (Tchobanoglous, 1993).

Un ejemplo de utilización de este proceso es la planta de tratamiento de lixiviados del relleno sanitario WENT en Hong Kong, la cual incluye un tratamiento biológico seguido de volatilización con aire para remoción de amoníaco. (Fuente: REDEN, Organics Ltd, <www.organics.com>).

» **Intercambio iónico**

El éxito de remoción de materia orgánica por intercambio iónico depende fuertemente del tipo de materia orgánica y de la resina de intercambio iónico que se utilice. La mayoría de los investigadores ha encontrado eficiencias de remoción relativamente bajas,

particularmente con compuestos orgánicos de bajo peso molecular típicos de lixiviados jóvenes crudos. En contraste, este proceso ha alcanzado excelentes remociones de DQO de efluentes de sistemas de tratamiento biológico aerobio (McBean *et al.*, 1995).

El intercambio iónico es aplicable en la remoción y recuperación de metales. Este proceso también puede remover sulfatos y nitratos (U.S. EPA, 1995). En general, los iones más difíciles de remover son los menos reactivos como los metales alcalinotérreos: K^+ , Na^+ , Ca^{2+} y Mg^{2+} . Para concentraciones de iones menores a 1000 mg/L el intercambio iónico usualmente es más económico que la ósmosis inversa; sin embargo, para concentraciones que exceden los 1500 mg/L generalmente esta última resulta ser la más económica (McBean *et al.*, 1995).

» **Oxidación química**

Ho *et al.*, (1974) estudiaron los efectos de la oxidación con los oxidantes cloro – Cl_2 , ozono – O_3 , hipoclorito de calcio – $Ca(ClO_2)$ y permanganato de potasio – $KMnO_4$. La reducción de DQO en lixiviados para las cuatro sustancias, aún en altas dosis, fue menor del 48%. De cualquier modo, se obtuvieron excelentes remociones de hierro y color, pero en el tratamiento con hipoclorito de calcio se encontró que se incrementaba la dureza final del agua. Además de la reducción de DBO y DQO, la oxidación química puede ser utilizada para la destrucción de orgánicos tóxicos, desinfección y para incrementar la desnitrificación (Harris y Gaspar, 1988). Los oxidantes químicos son costosos y sólo son costeables para tratamiento de lixiviados con bajas relaciones DBO/DQO y bajas concentraciones de orgánicos.

» **Procesos de membrana**

⇒ *Ósmosis inversa*

Muchos investigadores han estudiado la posibilidad de utilizar ósmosis inversa en el tratamiento de lixiviados y se ha encontrado con altas remociones de compuestos orgánicos. Chian y DeWalle (1977) observaron que el tratamiento de lixiviados con ósmosis inversa fue el método físico-químico más efectivo para remoción de DQO.

Con éste método se han reportado reducción de orgánicos de 97% y de sólidos totales de 97%. Metales en concentraciones hasta de 860 µg/l han sido reducidos por debajo de los límites de detección. Sin embargo este método no es recomendable para lixiviados en fase acética; los lixiviados en esta fase tienen moléculas orgánicas muy pequeñas que pueden pasar a través de la ultrafiltración y que no son retenidas con la ósmosis inversa (Forgie, 1988). En estos casos, el pretratamiento biológico es requerido.

El método de tratamiento de ósmosis inversa tiene como desventajas que la membrana se obstruye continuamente y la prolongación de la vida de la membrana necesita la eliminación de los sólidos suspendidos y el material coloidal, y que el líquido residual altamente concentrado que se produce debe ser dispuesto de algún modo. El tipo de membrana, pH, presión y pretratamiento son aspectos importantes para determinar la efectividad del proceso (cfr. Senior, 1995 y McBean *et al.*, 1995).

Este proceso ha sido implementado en la planta de tratamiento de lixiviados del relleno sanitario municipal de Ihlenberg (antes VEB Deponie Schönberg) cerca de la ciudad de Lübeck, Alemania. (Fuente: The McIlvaine Co. <<http://www.mcilvainecompany.com/ROreport20/ch12pg9.htm>>).

⇒ Ultrafiltración

La ultrafiltración es un medio efectivo para remover material de alto peso molecular de los lixiviados. Los compuestos moleculares de bajo peso molecular frecuentemente pasan a través del filtro. El pretratamiento con un proceso biológico mejora la efectividad de la ultrafiltración removiendo material particulado que de lo contrario obstruiría el filtro (McBean *et al.*, 1995).

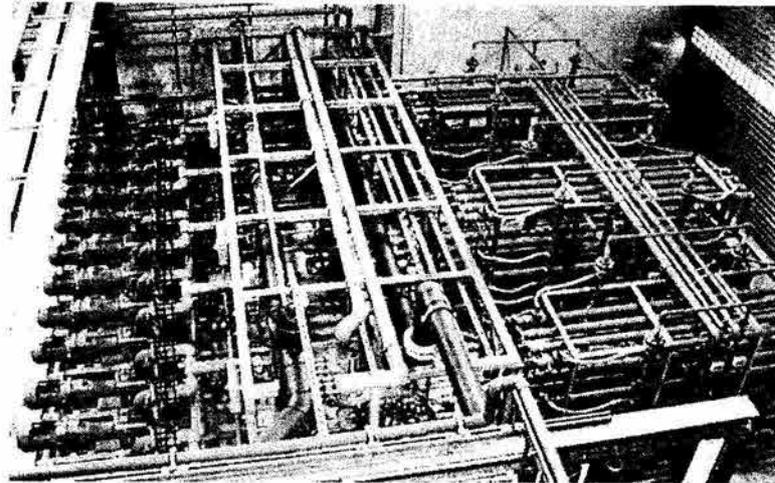


Fig. II.6 Planta de tratamiento de lixiviados en el relleno sanitario Hanover en Alemania. El tren de tratamiento es una combinación de tratamiento biológico, ultrafiltración y adsorción con carbón activado. En la foto se aprecian las instalaciones del proceso de ultrafiltración. (Fuente: Leachate Treatment Hannover – published in German in "WLB" January 2003).

II.5 Disposición final

Las opciones de disposición caen en cualquiera de las cuatro categorías siguientes (cfr. Sedesol, 1996), las cuales dependerán básicamente de factores económicos y de la calidad final del lixiviado:

Descarga directa a un cuerpo receptor de aguas.

Descarga a una planta de tratamiento pública.

Aplicación o tratamiento sobre el suelo.

La decisión de de la opción de disposición final se basará en las condiciones particulares del sitio, pero siempre cumpliendo con la normatividad aplicable sobre los niveles máximos permisibles de contaminantes dictaminados por la normatividad aplicable.

II.6 Control de la generación de lixiviados

Eliminar o reducir la cantidad de agua superficial que entra en el vertedero es de una importancia fundamental para el diseño de un relleno sanitario, porque el agua superficial

es la mayor contribución al volumen total del lixiviado (Tchobanoglous, 1993). Así pues, no se debe permitir que los escurrimientos superficiales, las escorrentías provenientes de las aguas pluviales de los alrededores y la misma agua de lluvia sobre el vertedero se mezcle con los residuos dispuestos en el relleno.

Los controles típicos para reducir la cantidad de agua que entra en el relleno son:

» ***Sistemas de drenaje para control de aguas superficiales.***

En los lugares donde la escorrentía de aguas pluviales procedente de los alrededores pueda entrar en el relleno (por ejemplo, vertederos localizados en depresiones o en vaguadas), se debe instalar un sistema de drenaje correctamente diseñado. El diseño de este sistema puede hacerse para separar la escorrentía de los alrededores, o bien para separar la escorrentía de los alrededores y también de la superficie del vertedero. En rellenos donde se ha instalado un sistema de aislamiento completo en todo el fondo, el diseño del drenaje debe tomar en cuenta la desviación del agua pluvial que no cae sobre las celdas llenas o en proceso de llenado.

En lugares donde solamente hay que apartar el agua que cae sobre la superficie del relleno, es recomendable diseñar instalaciones de drenaje para limitar el recorrido del agua sobre la superficie, encauzándola mediante canales interceptores, dirigiendo el flujo de éstos hacia un canal principal que conduzca el agua hacia su destino final (cfr. Tchobanoglous, 1993).

» ***Buen diseño de las capas de cobertura intermedia.***

Se utilizan las capas de cobertura intermedia para cubrir los residuos colocados diariamente. Estas capas, además de limitar la filtración superficial del agua pluvial, se utilizan para eliminar la presencia de vectores sanitarios y mejorar la estética del relleno. La mayor cantidad de agua que entra en un relleno y que finalmente se convierte en lixiviado, entra durante el período de relleno del vertedero. Parte del agua, en forma de lluvia y nieve, entra mientras se están colocando los residuos en el vertedero. El agua también entra en el vertedero primero filtrándose a través de las capas de cobertura, sin embargo los materiales y el método de puesta en obra de la cobertura intermedia pueden limitar la cantidad de agua superficial que entra en el relleno.

En la Tabla II.6 se presentan tasas generalizadas sobre la adaptabilidad de varios tipos de materiales que se han utilizado como capas de cobertura intermedia. De los materiales listados, solamente la composta producida a partir de residuos de jardín, el recubrimiento geosintético de arcilla y la arcilla son eficaces para limitar la entrada de aguas superficiales en el vertedero. Para conseguir la mayor eficacia posible, utilizando los materiales arriba citados, se debe inclinar la cobertura intermedia correctamente (pendiente de 3 a 5%) para aumentar la escorrentía de las aguas superficiales (cfr. Tchobanoglous, 1993).

Tabla II.6. Valoraciones generalizadas sobre la adaptabilidad de varios materiales para su uso como capa de cobertura intermedia en un relleno.

Función	Material de cobertura intermedia						
	Mulch de residuos de jardín	Composta de residuos de jardín	Composta de residuos sólidos municipales	Recubrimiento geosintético de arcilla	Suelo nativo típico	Arena arcillosa - lodosa	Arcilla
Proporciona un aspecto agradable y controla el vuelo de papeles	B-E	B-E	B	E	E	E	E ^a
Previene la excavación o tunelamiento de roedores	P	P	P	B-E	P	R-B	P
Previene la salida de moscas	R	R-B	R	E	B	P	E ^a
Minimiza la entrada de aguas superficiales en el vertedero	P	B-E	R-B	E	R-B ^b	P	E ^a
Retiene las aguas de lluvia y nieve	P	B-E	R-B	B	R-B ^b	P	B ^a
Minimiza el escape de biogás	P	P	P	R-B	P	P	P-R ^a

E: Excelente; B: Bueno, R: Regular; P: Pobre

^a Excepto cuando se seca y aparecen grietas en la capa de cobertura

^b Cuando se utiliza una capa de suelo espeso, la valoración es B-E

Fuente: Tchobanoglous, 1993

» ***Buen diseño de la capa de cobertura final.***

Los propósitos principales de la capa de cobertura final en un vertedero son:

- Minimizar la entrada del agua proveniente de la lluvia y de la nieve después de completar el vertedero.

Limitar la salida incontrolada de gases del vertedero.

Suprimir la proliferación de vectores.

Limitar el potencial de incendios.

Proporcionar una superficie apta para la revegetación del lugar.

Servir como elemento central en la recuperación del lugar

Para afrontar estos propósitos, la cobertura final del vertedero:

Debe poder soportar extremos climáticos (por ejemplo, ciclos de calor/frío, humedad/sequedad, heladas/deshielos);

Debe poder resistir la erosión acuática y eólica;

- Debe tener una estabilidad suficiente frente a hundimientos, roturas, fallos de pendiente y deslizamientos;

Debe resistir los efectos del asentamiento diferencial en el vertedero, causado por la salida del gas y la compresión de los residuos y del suelo de cimentación;

Debe resistir el deterioro debido a las operaciones de vertido tales como sobrecargas ocasionadas por el almacenamiento y el movimiento de vehículos de recolección en las partes llenas del relleno;

Debe resistir las deformaciones producidas por terremotos;

Debe resistir las alteraciones producidas en los materiales de cobertura por los constituyentes del biogás que genera el vertedero; y

- Debe resistir rupturas causadas por plantas, animales de madriguera, lombrices e insectos.

En general la capa de cobertura final para el sellado de los rellenos sanitarios se conforma de una serie de capas, cada una de las cuales tiene una función especial (Fig. II.7).

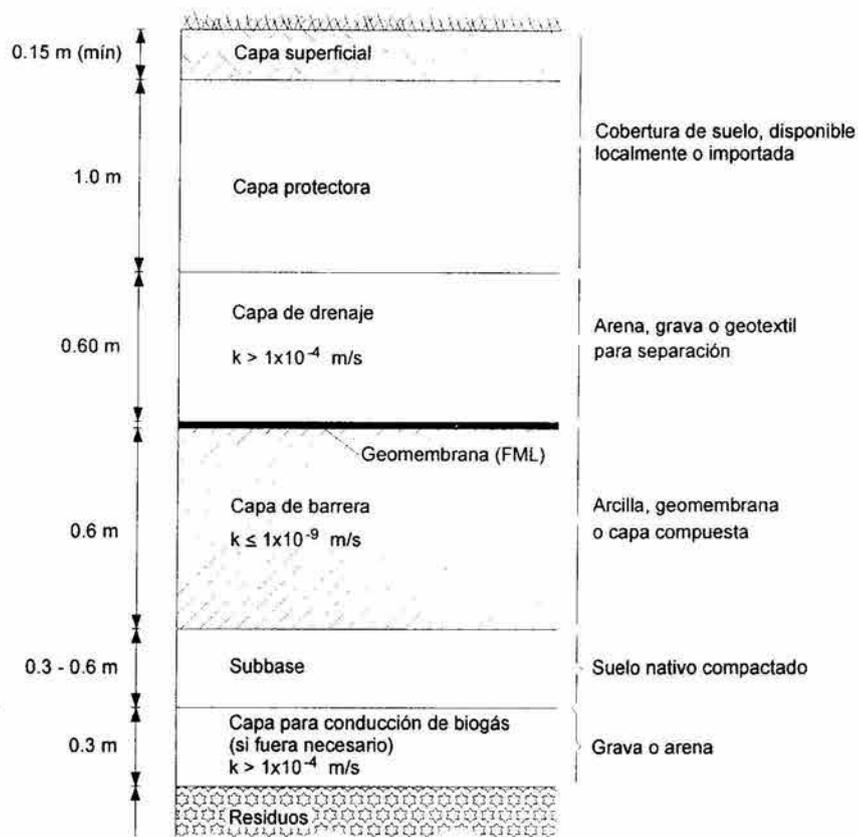


Fig. II.7 Configuración general de la cobertura final de un relleno sanitario (Adaptado de EPA Ireland, 2000).

La capa subbase de suelo se utiliza para contornear la superficie del vertedero y servir como subbase para la capa barrera. En algunos diseños, se coloca una capa para la captación del biogás debajo de la capa de suelo con la finalidad de transportar el gas del vertedero hacia instalaciones para la gestión del biogás. Sobre éstas se coloca una capa barrera para restringir la entrada de líquidos en el vertedero y la salida del biogás del

vertedero a través de la capa de cobertura. Sobre la capa barrera se coloca otra capa de drenaje para transportar las aguas de lluvia y nieve que se filtran a través del material cubierta antes de la capa barrera y para reducir la presión del agua sobre dicha capa. La capa superficial se usa para contornear la superficie del vertedero, y para servir como soporte de la vegetación que se suele colocar en el diseño de clausura a largo plazo del relleno (cfr. Tchobanoglous, 1993).

Cabe resaltar el hecho de que no todas las capas son necesarias en cada sitio; sin embargo de las capas mencionadas, la capa barrera es a más importante por las razones anteriormente citadas. También será necesario tomar en cuenta si el relleno contará con sistemas de recirculación de lixiviados y/o instalaciones de gestión del biogás.

III. DRENAJE DE LIXIVIADOS

III.1 Cálculo del volumen de lixiviados

El volumen de lixiviados generado en un relleno sanitario depende fundamentalmente de la cantidad de agua que exista en él, así como del tipo de residuos que recibe, los materiales de cubierta y los suelos en los que está construido.

La cantidad de agua disponible en el lugar se ve afectada por la humedad de los residuos, la precipitación, los escurrimientos superficiales, del nivel freático si éste está cercano a la superficie (lo cual no debe suceder), el agua originalmente presente en el lugar y el agua producto de la descomposición de los residuos (Oweis *et al.*, 1990). Existen, por tanto dos fuentes básicas de agua disponible en un relleno, el agua que contienen los propios residuos cuando éstos son dispuestos en el relleno, y el agua que entra al relleno por la precipitación y el movimiento de las aguas subterráneas. En general, esta segunda fuente es mucho más grande que la primera, especialmente en lugares de clima húmedo.

Es necesario entonces caracterizar las ganancias y pérdidas de agua que se tienen en un relleno a través del tiempo para poder predecir o estimar la tasa de generación de lixiviados. Para modelar esta situación existen diferentes metodologías con distintos grados de sofisticación que toman en cuenta los factores citados anteriormente. La más simple, propuesta por Kmet en 1982 (cfr. McBean *et al.*, 1995), consiste en una estimación del porcentaje de agua de lluvia que será captada por el relleno. Las otras son más sofisticadas y se basan en un balance hidrológico, donde se aplica el principio de conservación de masa al agua entra, sale y se mueve dentro del relleno. El balance de agua se puede expresar en su forma más elemental como:

$$\text{Agua que entra al relleno} = \text{Agua que sale} + \text{Agua retenida dentro del relleno}$$

En el balance se deben tomar en cuenta todos los factores antes mencionados que intervienen en el movimiento del agua, los cuales se describen esquemáticamente en la Figura III.1; sin embargo, se pueden hacer algunas simplificaciones dependiendo de las condiciones particulares de cada caso.



Fig. III.1 Componentes del balance de agua en un relleno sanitario.

Los métodos que utilizan el balance de agua de una manera completa son conocidos como Método de Balance de Agua (WBM, *Water Balance Method*) (Fenn *et al.*, 1975) y el modelo de Evaluación Hidrológica del Rendimiento del Relleno (HELP, *Hydrologic Evaluation of Landfill Performance*) (Schroeder *et al.*, 1983) y sus actualizaciones, éste último es un modelo computacional.

III.1.1 Procesos que intervienen en el balance de aguas de un relleno sanitario

» *Escurremientos*

Los escurrimientos que ocurren en la superficie de un relleno son provocados por la lluvia que cae sobre él. La manera típica de calcularlos es utilizando el método del U.S. Department of Agriculture (USDA), como un porcentaje de la precipitación que depende de la pendiente del terreno, la rugosidad de la superficie y el tipo de suelo.

» **Evapotranspiración**

La evapotranspiración representa la combinación de evaporación y transpiración (uso consuntivo de la vegetación). La evapotranspiración ocurre en el agua que se ha infiltrado en la capa superficial del suelo. Estos dos fenómenos se miden juntos debido a la dificultad que existe para medir por separado. La cantidad de agua evapotranspirada dependerá de la capilaridad del suelo y del flujo que exista a través de las raíces de la planta hacia la superficie. Un elemento importante entonces para determinar la humedad del suelo es la profundidad de las raíces, sin embargo es difícil poder conocer el desarrollo que éstas tendrán debido a que los gases generados durante la descomposición de los residuos pueden resultar en un desplazamiento del oxígeno que no permita el completo desarrollo de las raíces (McBean *et al.*, 1995). En suma, la evapotranspiración ocurre desde la profundidad que alcanzan las raíces y/o la profundidad de evaporación, la que sea mayor.

» **Percolación**

Una vez que el agua que se infiltra en un suelo ha rebasado la zona de evapotranspiración se convierte en percolación. En teoría el agua que percola comienza a saturar las capas de suelo o residuos desde las capas superiores y sólo continúa percolando hasta que no se puede añadir más humedad a la capa pues es mayor la fuerza de gravedad que la capacidad de la capa de mantener el agua dentro de ella.

» **Capacidad de campo – Punto de marchitamiento – Agua disponible**

Estos términos están relacionados con la cantidad de agua que existe en un suelo y se definen como sigue:

- **Capacidad de campo:** Es el contenido de agua máximo que un suelo o capa de residuos puede retener en contra de la fuerza de gravedad sin que exista percolación

o drenaje (Fig. III.2). La capacidad de campo es por tanto, menor que la saturación completa del material.

Punto de marchitamiento: Es el contenido de agua en el suelo tal que las plantas ya no lo pueden usar para la transpiración (Fig. III.2).

Agua disponible: Es el agua disponible para el uso de las plantas y se define como la diferencia entre el contenido de agua de capacidad de campo y el punto de marchitamiento de un suelo o capa de residuos.

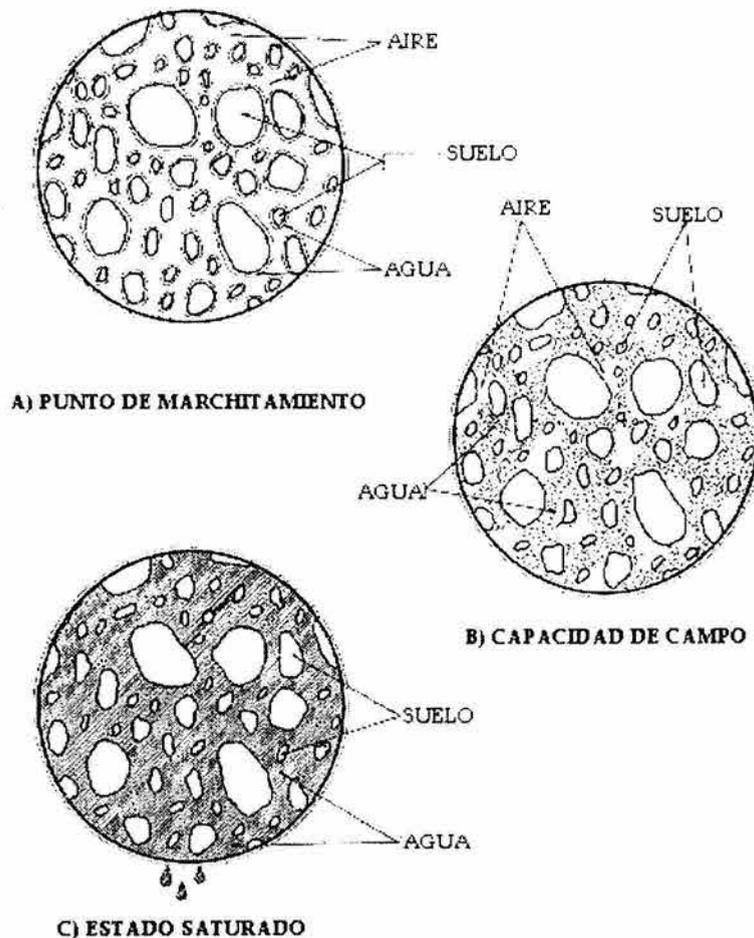


Fig. III.2 Diferenciación de los diferentes estados de humedad en un suelo (Fuente: Sedesol, 1996).

La cantidad de agua que un determinado suelo puede retener es función de su textura, así los suelos arcillosos pueden almacenar más agua como se puede apreciar en la Figura III.3. En lo que se refiere a los residuos, el contenido de humedad generalmente se

expresa como un porcentaje el peso del contenido de agua por unidad de peso del material en estado seco o húmedo. En la literatura se reportan diferentes capacidades de campo para los residuos municipales cuyo valor aproximado es de 55% de humedad con respecto al peso húmedo. Las variaciones que se presentan dependen de las características de los residuos, así como de su densidad de compactación y su relación de vacíos. En cuanto a su punto de marchitamiento es alrededor del 17%. En la Tabla III.1 se presentan diferentes valores de capacidad de campo y de agua disponible para residuos municipales reportados por distintos autores.

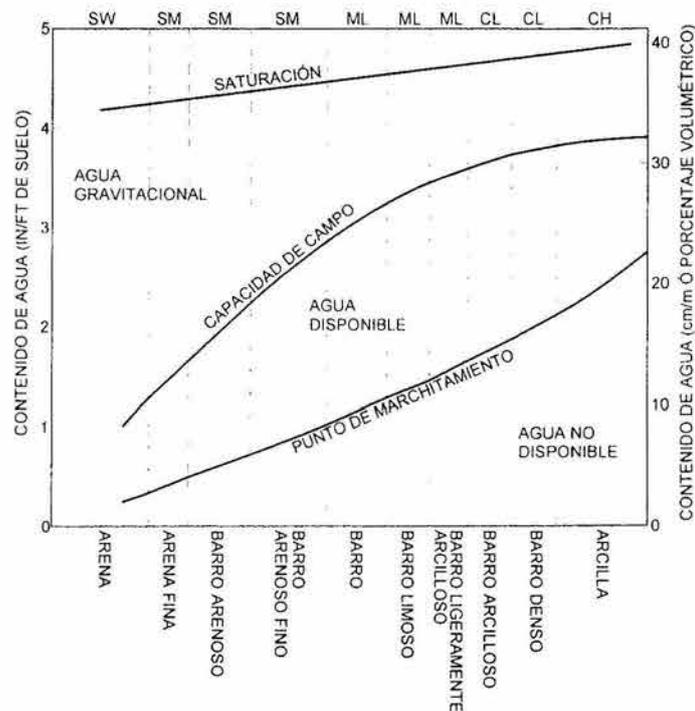


Fig. III.3 Capacidad de almacenamiento de agua de varios suelos según las clasificaciones del USDA (abajo) y del SUCS (arriba). Fuente: Oweis and Khera, 1990.

Tabla III.1. Capacidad de campo y agua disponible en residuos municipales reportados por varios investigadores.

Referencia	Densidad húmeda (kg/m ³)	Densidad seca (kg/m ³)	Contenido inicial de agua (cm/cm)	Capacidad de campo (cm/cm)	Agua disponible (cm/cm)
Ham (1980)				0.333	
Huges <i>et al.</i> , (1971)	Sin compactar			0.100	
	Compactada			0.350	
Fungaroli (1971)	384		0.039	0.286	0.247
	408		0.164	0.294	0.130
	410		0.192	0.325	0.133
			0.204	0.346	0.142
California			0.163	0.297	0.133
Robers & Farquhar (1973)	315		0.160	0.302	0.142
	339		0.210	0.310	0.100
Stone (1974)		475		0.283 – 0.850	
Sonoma Co.	625		0.167	0.375	0.208
	622		0.150	0.283	0.183
Walsh & Kinman (1982)	480	312	0.167	0.318	0.152
	474	309	0.165	0.404	0.238
	476	310	0.166	0.368	0.202
Wigh (1979)	391	303	0.083	0.367	
	430	314	0.117	0.325	0.208
	506	406	0.192	0.375	0.183
Fungaroli & Steiner (1979)	394	283	0.052	0.342	0.290

Fuente: McBean *et al.*, 1995

Existen ecuaciones experimentales para calcular la capacidad de campo de los residuos. Fungaroli y Steiner (1979) proponen:

$$CC = 2.6 \ln D - 14 \quad (3.1)$$

Donde:

CC: Capacidad de Campo

D: Densidad húmeda (lb/yd³)

Por otro lado, Tchobanoglous (1993) la estima con una ecuación en la que la capacidad de campo varía con el peso de sobrecarga:

$$CC = 0.6 - 0.55 \left(\frac{W}{10 + W} \right) \quad (3.2)$$

Donde:

CC: Capacidad de Campo (tomada como la fracción de agua en los residuos basándose en su peso seco)

W: Peso de sobrecarga calculado en la mitad de la altura de los residuos dentro del nivel en cuestión (lb)

Cabe mencionar que en la realidad se tendrá una generación de lixiviados mucho antes de que se alcance la capacidad de campo tanto de las capas de cubierta como de las de residuos debido a que éstos últimos son muy heterogéneos y esto trae como consecuencia la formación de pequeños conductos que permiten un fácil flujo vertical del agua.

III.1.2. Método de Balance de Aguas (WBM)

El método de balance de aguas hace una estimación del agua que percola en un relleno y es muy utilizado para predecir la generación de lixiviados. Este método está basado en el desarrollado por Thornthwaite y Mather (1957) para percolación en suelos y fue adaptado por Fenn *et al*, (1975) para predecir la generación de lixiviados en los sitios de disposición de residuos sólidos, quienes propusieron además coeficientes de escurrimiento específicos para rellenos sanitarios y valores de almacenamiento de agua para residuos municipales. El método supone flujo unidimensional, conservación de masa y conocimiento de las propiedades del suelo de cubierta y de los residuos. Los que emplea, como los de precipitación y otros climáticos, son mensuales.

Para conocer la infiltración mensual en la cubierta, se tiene que:

$$P + SR + IR = I + Ro \quad (3.3)$$

Donde:

- P*: Precipitación
- SR*: Escurrimientos de agua que llegan desde fuera del relleno
- IR*: Entrada de agua por irrigación
- I*: Infiltración
- Ro*: Escurrimientos hacia fuera del relleno, producto de la precipitación en la superficie del relleno

Todos ellos expresados en mm de agua.

En realidad en un relleno sanitario se construyen obras de captación de los escurrimientos que provienen de fuera de su superficie de manera que éstas entradas son nulas y se puede quitar este término de la ecuación. Por otro lado, tampoco se tiene irrigación a menos que se considere una recirculación de lixiviados por lo que este término también se

puede despreciar en esta discusión. Así pues se tiene que la infiltración estará dada fundamentalmente por:

$$I = P - R_o \quad (3.4)$$

La precipitación, P , es un dato muy importante y debe ser representativo del lugar por lo que se debe tener un historial de varios años. Generalmente se utilizan los datos de las estaciones meteorológicas más cercanas.

Los escurrimientos superficiales, R_o , se pueden determinar como una fracción de la precipitación según propone Fenn *et al.*, (1975):

$$R_o = C P \quad (3.5)$$

Donde C es el coeficiente de escurrimiento y es función de del tipo de superficie, vegetación, pendiente, etc. Los valores propuestos por este autor para suelos con pasto en la cubierta se encuentran en la Tabla III.2. Existen sin embargo otros coeficientes como los propuestos por Salvato (cfr. Lu *et al.*, 1985) que toman en cuenta condiciones superficiales distintas (Tabla III.3)

Tabla III.2 Coeficientes de escurrimiento para suelos cubiertos con pasto.

Tipo de suelo	Pendiente		Coeficiente C
Suelo Arenoso	Plano	$S < 2 \%$	0.05 – 0.10
Suelo Arenoso	Medio	$S = 2 - 7 \%$	0.10 – 0.15
Suelo Arenoso	Inclinado	$S > 7 \%$	0.15 – 0.20
Suelo Arcilloso	Plano	$S < 2 \%$	0.13 – 0.17
Suelo Arcilloso	Medio	$S = 2 - 7 \%$	0.18 – 0.22
Suelo Arcilloso	Inclinado	$S > 7 \%$	0.23 – 0.35

Fuente: Fenn *et al.*, 1975

Tabla III.3. Coeficientes de escurrimiento para estimación de lixiviados según Salvato.

Condición de la superficie	Pendiente (%)	Coeficiente de Escurrimiento		
		Barro arenoso	Barro limoso o arcilloso	Arcilla
Pradera o pastura (superficie con cubierta de cultivo)	Plano 0 – 2	0.10	0.30	0.40
	Medio 5 – 10	0.16	0.36	0.55
	Inclinado 0 – 30	0.22	0.42	0.60
Sin vegetación (suelo descubierto)	Plano 0 – 2	0.30	0.50	0.60
	Medio 5 – 10	0.40	0.60	0.70
	Inclinado 0 – 30	0.52	0.72	0.82

Fuente: Lu *et al.*, 1985

Una vez que se conoce la cantidad de infiltración, interesa conocer cuánta agua percolará realmente a través del suelo de cubierta. La porción del agua que se infiltra, I , que percolará, PER_S , está dado por:

$$PER_S = I - AET - \Delta ST_C \quad (3.6)$$

Donde:

AET: Evapotranspiración real

ΔST_C : Variación en el contenido de humedad del suelo (e.g. si el suelo no se encontraba a su capacidad de campo, equivaldría al agua retenida por el suelo)

De manera similar, la porción de infiltración que percola en los residuos, PER_R , el cual representa el volumen de lixiviados que se genera, es:

$$PER_R = I - AET - \Delta ST_C + W_D - \Delta ST_R \quad (3.7)$$

$$PER_R = PER_S + W_D - \Delta ST_R \quad (3.8)$$

donde:

W_D : Es el agua producida por la descomposición de los residuos

ΔST_R : Variación en el contenido de humedad de los residuos

Si existiera intrusión de agua subterránea al relleno, la cantidad de lixiviado generado se modificaría añadiendo la cantidad de agua que entra, sin embargo en principio, esto no debe ocurrir, por lo que no se toma en cuenta.

El término W_D es muy pequeño a largo plazo y más aún si se toma en cuenta que la generación de biogás consume agua, por lo que el resulta despreciable.

La variación en el contenido de humedad de los residuos, ΔST_R , con frecuencia no es incluida en el balance de aguas, esto probablemente se deba a que el balance de agua normalmente se hace a largo plazo, es decir, suponiendo que el relleno está totalmente terminado, para ese tiempo ya debe haberse alcanzado la capacidad de campo en todo el volumen de residuos. En realidad los residuos sólo almacenarán una cierta cantidad de agua adicional a la que tenían, antes de que se formen lixiviados, una vez alcanzada dicha capacidad, se pueden considerar sólo un medio de flujo, pues aunque la capacidad de campo sí varía con respecto al tiempo debido al grado de compactación, en el problema general es despreciable.

Para conocer la evapotranspiración potencial mensual se puede utilizar la ecuación de Thornthwaite (Oweis and Khera, 1990). Esta ecuación utiliza un índice de eficiencia de temperatura, I , que es la suma de los 12 valores mensuales del índice de calor, i_j :

$$i_j = (t_j / 5)^{1.514} \quad (3.9)$$

$$I = \sum_{j=1}^{12} i_j \quad (3.10)$$

donde t_j es la temperatura media del mes j en °C.

La evapotranspiración potencial mensual sin corregir está dada por:

$$UPET(\text{mm}) = 16 (10 t_j / I)^a \quad (3.11)$$

donde:

$$a = 675.1 \times 10^{-9} I^3 - 77.11 \times 10^{-6} I^2 + 17.92 \times 10^{-3} I + 0.49239 \quad (3.12)$$

El valor de evapotranspiración desajustada (para días de con duración estándar de 12 h) se corrige mediante un coeficiente, r , que toma en cuenta la duración real del mes y el número máximo de horas de sol, según la latitud del lugar. La Tabla III.4 presenta de manera resumida los factores de corrección para diferentes latitudes. Entonces la evapotranspiración potencial mensual ajustada será:

$$PET = r * UPET \quad (3.13)$$

Tabla III.4. Coeficientes de corrección para la evapotranspiración potencial calculada con la ecuación de Thornthwaite.

Latitud	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
0	1.04	0.94	1.04	1.01	1.04	1.01	1.04	1.04	1.01	1.04	1.01	1.04
10	1.00	0.91	1.03	1.03	1.08	1.06	1.08	1.07	1.02	1.02	0.98	0.99
20	0.95	0.90	1.03	1.05	1.13	1.11	1.14	1.11	1.02	1.00	0.93	0.94
30	0.90	0.87	1.03	1.08	1.18	1.17	1.20	1.14	1.03	0.98	0.89	0.88
35	0.87	0.85	1.03	1.09	1.21	1.21	1.23	1.16	1.03	0.97	0.86	0.85
40	0.84	0.83	1.03	1.11	1.24	1.25	1.27	1.18	1.04	0.96	0.83	0.81
45	0.80	0.81	1.02	1.13	1.28	1.29	1.31	1.21	1.04	0.94	0.79	0.75
50	0.74	0.78	1.02	1.15	1.33	1.36	1.37	1.25	1.06	0.92	0.76	0.70

Fuente: Oweis and Khera, 1990.

Para obtener la variación mensual del contenido de agua del suelo es necesario seguir los siguientes pasos:

Determinar la cantidad potencial de agua disponible (capacidad de almacenamiento) para el suelo, ST , según su tipo y espesor de la capa (Fig. III.3).

Este valor se asigna al último mes húmedo ($I - PET > 0$) porque se supone que al término de la época de lluvias se ha alcanzado la capacidad de campo, ya que ($I - PET > 0$) indica que hay percolación.

Los valores de almacenamiento, ST , para los meses subsecuentes en que ($I - PET < 0$) se obtiene mediante tablas desarrolladas *ex profeso*, como la Tabla III.4 u otras (cfr. McBean *et al.*, 1995).

Después de período de estiaje, cuando ($I - PET \geq 0$) el almacenamiento, ST , en los siguientes meses se calcula como la suma del ST del mes anterior más ($I - PET$) del mes, sin llegar a exceder la capacidad máxima de almacenamiento, cuando ésta se alcanza, permanecerá constante mientras dure la época de lluvias, como en el primer inciso. Cuando se tiene un valor de ($I - PET > 0$) entre dos valores negativos, ST se calcula también como una adición de ($I - PET$) al ST anterior.

La variación ΔST_c se calcula para cada mes restando el valor ST al del mes anterior.

Tabla III.5. Almacenamiento de agua en el suelo después de que ha ocurrido la evapotranspiración potencial.

Σ NEG (I - PET) ^a	ST (mm) ^b								
	25	50	75	100	125	150	200	250	300
	Almacenamiento de agua en el suelo después de la evapotranspiración								
0	25	50	75	100	125	150	200	250	300
10	16	41	65	90	115	140	190	240	290
20	10	33	57	81	106	131	181	231	280
30	7	27	50	74	98	122	172	222	271
40	4	21	43	66	90	114	163	213	262
50	3	17	38	60	83	107	155	204	254
60	2	14	33	54	76	100	148	196	245
70	1	11	28	49	70	93	140	188	237
80	1	9	25	44	65	87	133	181	229
90	1	7	22	40	60	82	127	174	222
100		6	19	36	55	76	120	167	214
150		2	10	22	37	54	94	136	181
200		1	5	13	24	39	73	111	153
250			2	8	16	28	56	91	130
300			1	5	11	20	44	74	109
350			1	3	7	14	34	61	92
400				2	5	10	26	50	78
450				1	3	7	20	41	66
500				1	2	5	16	33	56
600					1	3	10	22	40
700						1	6	15	28
800							1	4	20
1000								1	4

^a NEG (I - PET) es la falta de agua que con respecto a lo que necesitan las plantas. Se toma de manera acumulada para el mes en cuestión.

^b ST, Capacidad potencial de almacenamiento de agua de un suelo que está a su capacidad de campo.

Fuente: Oweis and Khera, 1990.

La evapotranspiración real, *AET*, se calcula como:

Meses húmedos ($I - PET \geq 0$): $AET = PET$

Meses secos ($I - PET < 0$): $AET = PET + (I - PET - \Delta ST_C)$

Esto quiere decir que en los meses húmedos el suelo está a su capacidad de almacenamiento máxima y hay más agua que la que demanda la evapotranspiración, mientras que en los meses secos la infiltración es menor que lo que se necesitaría para la evapotranspiración, por lo que la evapotranspiración real es menor que la potencial y no podrá superar a lo que se infiltra más lo que se tenía previamente almacenado en el suelo.

Conocidos todos los componentes de la ecuación, la percolación es:

$$PER = I - AET - \Delta ST_C \quad (3.14)$$

Nótese que para los meses de estiaje ($I - PET < 0$), la suma debe ser cero.

En esencia, el WBM, es una serie de cálculos relativamente sencillos que pueden ser hechos a mano o con una computadora (este modelo se puede programar muy fácilmente en una hoja de cálculo). A continuación se presenta la secuencia de cálculos para obtener la percolación, PER , por mes:

1. t_p , temperatura mensual promedio (dato)
2. i_p , índice de calor mensual (se calcula también I)
3. $UPET$, evapotranspiración potencial sin corregir
4. r , factor de corrección de duración de radiación solar (de tablas)
5. PET , evapotranspiración potencial ajustada
6. P , precipitación (dato)
7. C , coeficiente de escurrimiento, (de tablas)
8. Ro , escurrimiento
9. I , infiltración
10. $I - PET$
11. Σ NEG ($I - PET$)
12. ST , almacenamiento de agua en el suelo
13. ΔST , variación en el almacenamiento de agua del suelo
14. AET , evapotranspiración real
15. PER , percolación
16. Se recomienda comprobar calculando nuevamente la precipitación como:

$$P = PER + AET + \Delta ST + Ro$$

En teoría, los lixiviados aparecerán en el fondo del relleno hasta que todos los residuos alcancen un contenido de agua igual a su capacidad de campo. Se sabe que esto no será

cierto debido a la formación de conductos dentro de las capas de residuos, sin embargo, el tiempo aproximado en el que se puede esperar la aparición de lixiviados se puede estimar como (Oweis and Khera, 1990):

$$t = \frac{D_R (w_{FR} - w_R)}{PER_R} \quad (3.15)$$

donde:

- t : Tiempo estimado de la primera aparición de lixiviados (meses)
- D_R : Profundidad o espesor del relleno [L]
- PER_R : La percolación mensual promedio [L]
- w_{FR} : humedad de capacidad de campo [L^3/L^3]
- w_R : humedad de los residuos en el momento de su disposición [L^3/L^3]

III.1.3 Análisis computacional con el programa HELP

El modelo de Evaluación Hidrológica del Rendimiento del Relleno (HELP) (Schroeder *et al.*, 1994) es un modelo de balance de agua alternativo. Está basado en los mismos principios hidrológicos que el WBM pero utiliza una secuencia de cálculo mucho más detallada. El modelo HELP fue desarrollado por la U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station para la U.S. EPA.

El modelo HELP es cuasi-bidimensional y determinístico. El llamado cuasi-bidimensional porque analiza un drenaje unidimensional vertical y otro unidimensional lateral en la base de las capas de drenaje lateral o en la parte superior de las barreras impermeables localizadas en la cubierta final o debajo de los residuos. El modelo representa a un relleno sanitario utilizando tres tipos de capas: capas de percolación vertical, capas de drenaje lateral y capas o barreras impermeables. El programa calcula flujo libre descendente hasta llegar a una barrera impermeable, punto en el cual esta barrera restringe el drenaje y se puede formar una zona de saturación. Los modelos para el drenaje lateral y fugas o precolaciones a través de la capa impermeable parten de una carga de agua por saturación del material de arriba de esta capa para calcular de manera simultánea las tasas de drenaje lateral hacia los sistemas de colección y las fugas verticales a través de la capa impermeable respectivamente.

El modelo hace un prorrateo de la precipitación y del contenido inicial de agua en las capas de suelo estimando los escurrimientos superficiales, la evapotranspiración, los cambios en el almacenamiento de nieve, los cambios en el contenido de agua del suelo, el drenaje lateral colectado en el sistema de drenaje y las fugas o precolaciones a través de cada capa impermeable del sistema (Fig. III.3). El programa HELP puede generar promedios de cantidades de agua diarios, mensuales, anuales y a largo plazo.

El modelo es una herramienta desarrollada específicamente para auxiliar en el análisis, evaluación y comparación de distintas alternativas de diseños de rellenos sanitarios. Como objetivo secundario tiene el predecir de una manera precisa el balance de aguas de cada uno de los componentes hidrológicos.

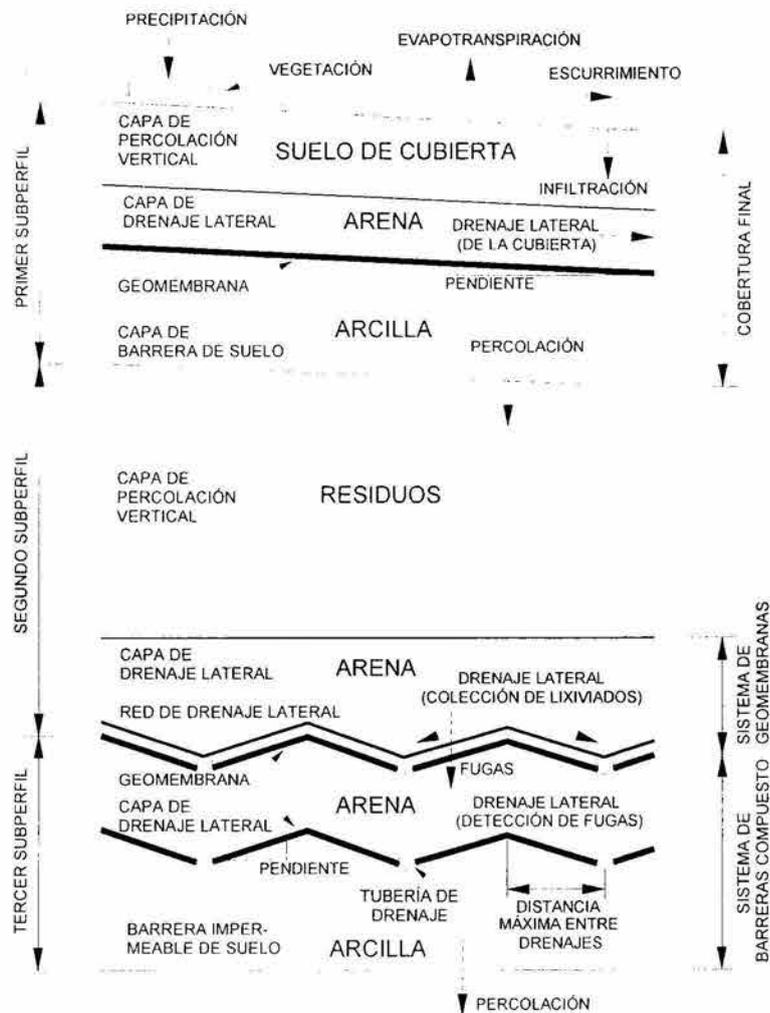


Fig. III.4 Perfil esquemático de un relleno sanitario que puede ser analizado por el Modelo HELP (Fuente: Schroeder *et al.*, 1994).

» **Infiltración**

La infiltración diaria al interior del relleno se determina de manera indirecta con un balance de agua superficial. La infiltración es igual a la suma de la lluvia y el agua de nieve derretida, menos la suma de los escurrimientos y la evapotranspiración superficial. Los escurrimientos y la evapotranspiración son en parte función de la intercepción. La precipitación en días con temperatura media debajo de 0°C es tratada como nevada y sumada a la acumulación de nieve superficial. Los decrementos en la acumulación de nieve se dan por el derretimiento de la nieve y la evaporación superficial.

El derretimiento de nieve se calcula utilizando una versión ligeramente modificada del método grado-día simple. El análisis permite que una pequeña cantidad de derretimiento de nieve ocurra con una media de temperatura entre -5°C y 0°C tomando en cuenta la variación de temperatura durante el día. También toma en cuenta el hecho de que los rellenos sanitarios normalmente tienen mayores temperaturas de suelo debido al calor generado por la biodegradación de los residuos. El derretimiento contribuye a los escurrimientos, evaporación e infiltración.

La intercepción se modela con el método de Horton (1919). Ésta se aproxima de manera exponencial a un valor máximo conforme la lluvia aumenta hasta alrededor de 5mm. La máxima intercepción es función de la cantidad de biomasa vegetal exterior, del índice de área de follaje y está limitado a un máximo de 1.3 mm. La intercepción se evapora de la superficie.

El modelo HELP utiliza el método de la curva del U.S. Soil Conservation Service (SCS) para estimar el escurrimiento superficial. El método de la curva de SCS es un procedimiento empírico desarrollado para pequeñas cuencas (12 a 200 ha) con pendientes medias (entre 3 y 7 %). El método correlaciona el escurrimiento diario con la precipitación diaria para cuencas con variedad de suelos, tipos de vegetación, prácticas de manejo de terrenos y el antecedente de las condiciones de humedad (nivel de la lluvia anterior). El programa incluye un procedimiento de ajuste que es función de la pendiente de la superficie ya que cuando ésta es mayor del 20% puede producir escurrimientos significativamente mayores.

» **Evapotranspiración**

La evapotranspiración consiste en evaporación del agua de la superficie del suelo y de las plantas. Cada componente se calcula de manera separada. La evaporación del agua de la superficie es limitada por el menor de entre la evapotranspiración potencial y la suma del almacenamiento de nieve y la interceptación. El modelo HELP utiliza una modificación del método de Penman para calcular la evapotranspiración. La evapotranspiración potencial es función de la cubierta vegetal, de la temperatura diaria y de la radiación solar diaria.

El modelo HELP utiliza el método de Ritchie (1972) de evaporación en un suelo. El método implica un doble estado. En el primero, la evaporación en el suelo es igual a la demanda de evaporación del mismo. Esta demanda se basa en el energía y es igual a la evapotranspiración potencial restada a la evaporación superficial y a la zona de sombra de la cubierta de suelo. Un modelo de crecimiento vegetal se utiliza para calcular la cantidad total de vegetación, tanto la activa como la latente, la cual da sombra al suelo. En el segundo estado, la evaporación del suelo es limitada por su humedad y las bajas cantidades de vapor de agua que se transportan a la superficie. El segundo estado es función de la raíz cuadrada del tiempo que el suelo ha estado en condiciones secas.

El modelo HELP estima la transpiración de las plantas suponiendo que la transpiración potencial es una función lineal de la evapotranspiración potencial y del índice de área de follaje.

» **Movimiento subsuperficial del agua**

El movimiento subsuperficial del agua incluye el drenaje vertical en la zona no saturada, percolación a través de las barreras de suelos saturadas, fugas a través de geomembranas y drenaje lateral en las capas de drenaje. Al modelar estos procesos, el contenido de humedad en el suelo de cada capa (con excepción de las capas impermeables) se calcula con un análisis secuencia. El contenido de agua controla el movimiento subsuperficial del agua, pero el movimiento también afecta al contenido de agua. En consecuencia se utiliza un análisis iterativo.

El modelo HELP simula drenaje vertical en la zona no saturada suponiendo un gradiente hidráulico unitario. La conductividad hidráulica en esta zona es calculada con la ecuación de Campbell (1974) que está basada en el modelo de Brooks y Corey (1964). El modelo no permite drenaje de una capa con una tasa de infiltración mayor que la tasa máxima de infiltración de la capa que se encuentra debajo de ella. Esto permite que la simulación de una capa que tiene menor conductividad hidráulica debajo de una capa de mayor conductividad sin tratar a la primera como una barrera impermeable.

El drenaje vertical a través de las capas impermeables de suelo se le llama percolación en este modelo. Las barreras impermeables de suelo se supone que permanecen saturadas, de cualquier modo la percolación ocurre solo cuando existe una zona de saturación directamente arriba de la capa impermeable. La percolación se calcula con la ley de Darcy.

Las fugas a través de geomembranas se modelan como una reducción de la sección transversal del área de flujo a través del subsuelo debajo de la capa impermeable. La tasa de flujo a través de la capa de suelo inferior a la geomembrana se calcula igual que la percolación a través de una barrera de suelo impermeable saturada. Este método da buenos resultados para barreras impermeables compuestas pero no es muy bueno para una sola geomembrana.

El modelo HELP simula el drenaje lateral utilizando una aproximación analítica en estado estacionario de la ecuación de Boussinesq (McEnroe y Schroeder, 1988). Esta aproximación analítica fue desarrollada convirtiendo la ecuación de Boussinesq a una forma adimensional y resolviéndola para los extremos en un promedio adimensional de la profundidad de la zona saturada en el suelo. Estas dos soluciones se ajustaron con una aproximación que cubre el resto del rango de profundidades adimensionales. Esta aproximación tiene un error de menos del 1%.

» ***Crecimiento de la vegetación***

El modelo HELP toma en cuenta la variación estacional de la biomasa vegetal activa y latente y el índice de área de follaje. El máximo valor del índice del área de follaje depende del tipo de vegetación, fertilidad del suelo, clima y tipo de manejo.

» ***Datos de entrada***

Los datos de entrada climáticos requeridos incluyen precipitación diaria, temperatura media diaria, evaporación solar diaria, máximo índice de área de follaje, estación anual de crecimiento y la profundidad de la zona de evaporación.

Los datos requeridos para los suelos de cada capa incluyen porosidad, capacidad de campo, punto de marchitamiento, conductividad hidráulica saturada. En el modelo están incluidos los datos de 15 tipos de suelo distintos así como los de los residuos sólidos. Los datos de diseño incluyen el valor de la curva de escurrimiento (SCS), área superficial, y varios parámetros de control como el número de capas en el perfil y sus espesores.

» ***Datos de salida***

Los resultados de salida del modelo consisten en primer lugar en la percolación o fugas a través de cada capa y la profundidad de saturación en la superficie de las capas (por ejemplo en las capas de drenaje). Los incrementos y acumulaciones en los elementos del balance de agua son calculados e impresos.

III.2 Recubrimientos impermeables

En el fondo de los rellenos sanitarios es necesario colocar una capa o barrera impermeable cuyo propósito fundamental es impedir o reducir al máximo posible la descarga de los lixiviados generados en el relleno hacia el subsuelo para evitar así su contaminación. Estas capas se diseñan de tal manera que el lixiviado sea interceptado y conducido hacia el sistema de drenaje de lixiviados.

Las capas impermeables pueden ser de uno o varios materiales (recubrimientos compuestos). También pueden estar diseñadas como un sistema de doble barrera separadas por una capa permeable.

Existen dos tipos principales de materiales que se utilizan para la construcción de los recubrimientos:

Materiales naturales.

Se utilizan suelos con alto contenido de arcilla los cuales son compactados para alcanzar una permeabilidad mínima.

Materiales sintéticos.

Membranas flexibles fabricadas principalmente con plásticos como polietileno y PVC.

El principal punto de interés en el diseño de las barreras en un relleno es la permeabilidad de éstas y su variación a lo largo del tiempo debido a su posible deterioro por el contacto con los componentes de los lixiviados o su posible falla mecánica por los asentamientos que pueden presentarse en el relleno.

III.2.1 Recubrimientos de arcilla

Los recubrimientos de arcilla han sido los más utilizados para reducir o eliminar la filtración de lixiviados fuera de los rellenos debido a la baja permeabilidad de este tipo de suelo y por su facilidad para absorber y retener muchos de los constituyentes químicos de los lixiviados.

» **Materiales**

Existen diferentes tipos de arcillas que pueden ser utilizadas como recubrimiento. La estructura cristalina de una arcilla está compuesta de dos bloques básicos un tetraedros de silicato (SiO_4) y un octaedro de aluminio [$\text{Al}_2(\text{OH})_6$] o magnesio [$\text{Al}_2(\text{OH})_6$]. Distintos tipos de minerales arcillosos se forman como placas de los bloques básicos y se apilan unos sobre otros con iones que los mantienen unidos. Aunque existen varios tipos de minerales arcillosos, generalmente se clasifican en tres grupos: Caolinita, Illita y Montmorilonita (McBean *et al.*, 1995).

La mezcla de la arcilla con otro tipo de suelos puede ayudar a obtener mejores materiales para el recubrimiento. Los mínimos requerimientos recomendados (Daniel, 1993) para alcanzar una conductividad hidráulica $\leq 1 \times 10^{-7}$ cm/s para la mayoría de los recubrimientos hechos con suelos son:

- Porcentaje de finos: $\geq 20 - 30\%$

- Índice de plasticidad: $\geq 7 - 10\%$

- Porcentaje de gravas: $\leq 30\%$

- Tamaño máximo de grava: $25 - 50 \text{ mm}$

» **Colocación**

Los principales elementos que controlan el desempeño de un recubrimiento de arcilla son la compactación, el contenido de agua, el método de compactación, el control de calidad durante la compactación y el potencial incremento de la conductividad hidráulica debido a la interacción de los elementos químicos de los lixiviados.

Los recubrimientos de arcilla compactados con el contenido de agua óptimo son menos permeables comparados con aquellos que son compactados con un contenido de agua menor. Los recubrimientos compactados con rodillos de pata de cabra son menos permeables debido a la menor dispersión de las partículas de suelo. La arcilla colocada en campo con altos porcentajes de terrones puede llegar a presentar una conductividad hidráulica de un orden de magnitud varias veces más alto que $1 \times 10^{-7} \text{ cm/s}$ (Oweis and Khera, 1990).

El espesor mínimo que generalmente se considera necesario para obtener una buena compactación y alcanzar los requerimientos de conductividad hidráulica es de 60 cm. Con este espesor se minimiza el número de posibles grietas o imperfecciones a lo largo de todo el recubrimiento que pudieran permitir la migración del lixiviado, pues se sabe que en un suelo compactado pueden existir imperfecciones tanto verticales como horizontales. Este espesor se considera suficiente para impedir que se presenten cortos circuitos de flujo hidráulico en todo el recubrimiento (U.S. EPA, 1993).

» **Contaminantes en recubrimientos de arcilla**

El paso de los contaminantes presentes en los lixiviados pueden migrar a través de los recubrimientos de arcilla por procesos de advección y difusión. Dado que un

recubrimiento de este tipo tiene una muy baja permeabilidad, el fenómeno que domina es el de difusión. Quigley *et al.*, (1988) (cfr. McBean *et al.*, 1995) encontró que la difusión es el mecanismo más importante en el transporte de contaminantes en estos casos, pues puede permitir el transporte a tasas mayores que el flujo advectivo, el cual depende de la permeabilidad.

Una preocupación generalizada es el posible aumento de la permeabilidad de los recubrimientos con el paso del tiempo debido a su contacto con los lixiviados. Sin embargo existe evidencia publicada que indica lo contrario: Finno and Schubert (1996) y otros (cfr. McBean *et al.*, 1995). La reducción de la conductividad hidráulica según esos estudios se debe a la formación de precipitados y al desarrollo biomasa activa cerca de la superficie de la barrera que produce colmatación, sellando aun más la barrera.

El recubrimiento también puede retardar el transporte de contaminantes mediante procesos de sorción, precipitación, biodegradación y filtración. El proceso de retardo generalmente mejora cuando la barrera tiene un pH alcalino, capacidad significativa de intercambio iónico y contenido de orgánicos e hidróxidos (McBean *et al.*, 1995).

III.2.2 Recubrimientos sintéticos

La utilización de geosintéticos en rellenos sanitarios ha venido ganando en popularidad desde que en 1982 la Environmental Protection Agency (U.S. EPA) recomendó su uso.

El término geosintético es un término general que incluye geotextiles, geomembranas, georredes y geomallas. Cada uno de éstos tiene funciones específicas:

Georredes – para drenaje.

Geomallas – para estabilidad de taludes y refuerzo de suelos.

Geomembranas – para aislamiento, e impermeabilización.

Geotextiles – para refuerzo, separación, filtración y drenaje.

Aunque los geotextiles son los más flexibles en su uso, las geomembranas constituyen el elemento esencial en las barreras impermeables para lixiviados. En la práctica es necesario una combinación de varios de ellos.

Prácticamente todos los geosintéticos se fabrican de fibras sintéticas no celulósicas. Polímeros polipropileno, polietileno, poliéster y nylon (poliamidas) comprenden casi todos los productos comerciales (McBean *et al.*, 1995).

» **Tipos de geomembranas**

Según la National Sanitation Foundation de EU existen cuatro grandes clases de recubrimientos de membrana flexible (NSF, 1985):

Termoplásticos: Los polímeros termoplásticos se suavizan cuando se calientan y pueden ser moldeados y extendidos. Entre ellos están el PVC, el PVC resistente al petróleo (PVC-OR) y el PVC nitrilo termoplástico (TN-PVC).

Termoplásticos cristalinos: Algunas cadenas de polímeros tienden a formarse como arreglos de trama cristalina. Por ejemplo polietileno de baja densidad (LDPE), polietileno de alta densidad (HDPE) y polipropileno (PP).

Elastómeros: Por ejemplo terpolímero de etileno-propileno-dieno (EPDM), y Elastómero de cloropreno (CR) también llamado Neopreno.

Elastómeros termoplásticos: Por ejemplo polietileno clorado (CPE) y polietileno clorosulfonado (CSPE) conocido como Hypalon.

Geoesteras, geoceldas y geomantas – para control de erosión y vegetación.

» **Selección de la membrana**

Cada uno de los tipos de membrana tiene sus propios atributos y ventajas. La selección de la mejor membrana para una aplicación particular debe de tomar en cuenta varios factores, los más relevantes se enumeran en la Tabla III.6. Además en la Tabla III.7 se hace una comparación de las propiedades de tres tipos distintos de geomembranas.

Tabla III.6. Consideraciones necesarias para la selección de los materiales de una geomembrana.

Consideraciones sobre durabilidad y polímeros	
Estabilidad ultravioleta	El ataque fotoquímico de los polímeros es causado por la luz ultravioleta que fomenta la oxidación del polímero
Estabilidad química	De máxima importancia
Expansión y contracción térmica	Los recubrimientos de membrana pueden estar muy estirados en algunos lugares. Las tensiones suelen presentarse en ciertos lugares y pueden traer problemas de resistencia de la membrana y de las juntas
Estabilidad biológica	Una vez que las bacterias u hongos se han adherido al material sintético o natural adyacente al recubrimiento, ellos eventualmente pueden utilizarlo como una fuente de comida
Adsorción de agua	Los materiales de polímeros expuestos al agua reaccionarán después de largos periodos de tiempo
Consideraciones sobre propiedades mecánicas	
<ul style="list-style-type: none"> • Módulo de tensión • Esfuerzo último de tensión • Deformación última por elongación 	<ul style="list-style-type: none"> • Esfuerzo de ruptura • Esfuerzo de perforación • Esfuerzo de "fluencia" o de deformación

Fuente: McBean *et al.*, 1995

Tabla III.7. Comparación de tres recubrimientos de membrana flexible para uso en rellenos sanitarios.

Propiedad	CSPE	PVC	HDPE
Resistencia al calor	Excelente	Pobre arriba de 140°C	Excelente
Resistencia microbiana	Buena	---a	Buena
Resistencia a la luz ultravioleta	Excelente	Pobre	Excelente
Resistencia a la perforación	Regular a buena	Buena	Si es ancha, buena Si es delgada, regular
Juntas de campo	Mejores resultados si se hace en un día cálido		Se deben hacer por fusión o extrusión en campo. Se pueden realizar fácilmente en ellas pruebas no destructivas
Facilidad de colocación	Buena	Buena, pero tiende a perder plasticidad y a encogerse. Se debe instalar holgada	Regular
Costo	Alto	Bajo	Moderado
Esfuerzo de tensión	---	Alto	Excelente
Resistencia al ozono	Buena	Pobre	---
Dificultades en climas fríos	Buena resistencia al agrietamiento	Se torna rígida y quebradiza	---

^a Información no disponible

Fuente: Neal, 1989.

» **Control de calidad**

Para asegurar la calidad de la geomembrana existen distintos tipos de pruebas que son utilizados por la industria (NSF, 1985), a continuación se mencionan algunas de ellas junto con su clave según la American Society for Testing and Materials:

- Resistencia a la perforación (ASTM D2582).

Resistencia a ser rasgado o esfuerzo de rasgado (ASTM D1004, DieC, ASTM D751, ASTM 624, DieC).

Propiedades de esfuerzos (ASTM D638).

- Resistencia bajo tierra (ASTM D3083).

Estabilidad dimensional (ASTM D1204, 212°F, 15 min).

La U.S. EPA ha desarrollado un método de prueba de compatibilidad entre los fluidos residuales y el recubrimiento de membrana flexible, *EPA Method 9090, "Prueba de inmersión para recubrimientos de membrana flexible para compatibilidad química con residuos"*.

Otro parámetro que debería de ser considerado es el rango de temperatura que pueda existir en el relleno debido a que varios de los procesos químicos y biológicos y sus efectos sobre las geomembranas están relacionados con ella. Es importante hacer notar que ninguno de los métodos que actualmente se utilizan para determinar el mejor material a utilizar en un relleno son capaces de predecir su desempeño a largo plazo. Además existen muy pocos datos de campo para validar las pruebas de laboratorio dado que el uso de materiales sintéticos en rellenos sanitarios es bastante reciente (Oweis and Khera, 1990).

El factor más crítico que debe tomarse en cuenta en la instalación de las geomembranas es la unión o juntas que se hacen entre ellas para evitar posibles fugas. Las juntas deben ser capaces de soportar los esfuerzos a los que estará sometido el recubrimiento y ser totalmente impermeables, conservando su integridad a largo plazo. Dado que la mayoría de las membranas son fabricadas en rollos que tienen de 6 a 15 m de largo, la longitud

total de juntas que se puede llegar a tener en un proyecto determinado es sumamente grande, por ello es necesario poner especial atención en este punto.

Existen varios procesos para hacer las juntas de las geomembranas. El método que debe ser empleado depende especialmente de su compatibilidad con el material de la geomembrana. Estos métodos se pueden resumir en cuatro grupos (cfr. McBean *et al.*, 1995; Oweis and Khera, 1990; NSF, 1985; U.S. EPA, 1986):

- Juntas térmicas
- Juntas químicas

Juntas por extrusión o fusión

- Juntas por métodos mecánicos

Las juntas deben ser sometidas en campo a pruebas no destructivas para asegurar su calidad. Algunas de estas pruebas son (cfr. Giroud and Fluet, 1986):

- Caja de vacío
- Aire a presión
- Ultrasónicas
- Chispazo eléctrico
- Lanza de aire

III.2.3 Recubrimientos dobles y compuestos

En los últimos años se ha dado la tendencia de utilizar recubrimientos dobles o compuestos. Un recubrimiento doble consiste en dos recubrimientos con una capa de alta permeabilidad para drenaje entre ellos. El objetivo de este tipo de diseño es que la mayor parte del lixiviado sea contenido por la capa superior o recubrimiento primario. El recubrimiento inferior o secundario sirve para contener la fracción de lixiviados que se fuga

a través del superior, y puede llegar a actuar como recubrimiento primario en el caso de que ocurriera una falla catastrófica en el recubrimiento superior.

Los recubrimientos dobles son obligatorios en EU en rellenos donde se disponen residuos peligrosos y cada vez más se utilizan también en rellenos para residuos municipales. Los recubrimientos sencillos con membrana flexible son obligatorios en rellenos sanitarios municipales en Alemania, Holanda, Italia, Taiwan, Austria y Arabia Saudita.

Los recubrimientos compuestos surgen en un intento por minimizar aún más el paso del agua a través de ellos. Las geomembranas libres de defectos son prácticamente impermeables, el agua pasa a través de una geomembrana intacta vía difusión con un coeficiente sumamente bajo. El problema es que pueden tener defectos tales como pinchaduras o pequeñas imperfecciones en las juntas, aún teniendo un control de calidad. Algunos estudios hechos en geomembranas ya colocadas han detectado la presencia de fugas, por ejemplo, Darilek *et al.*, (1989) (cfr. Daniel, 1993) estudiaron 28 geomembranas totalmente instaladas y encontraron un promedio de 26 fugas/ha, de las cuales 18% estaban en el material principal, mientras que el 82% se encontraban en las juntas.

Un recubrimiento compuesto intenta solucionar el principal problema de una geomembrana individual (defectos ocasionales). El modo de operación de un recubrimiento compuesto es comparado con el de los recubrimientos simples de geomembrana y de suelo en la Fig. III.5. Si existe una perforación en una geomembrana, los líquidos pueden pasar fácilmente a través de él, suponiendo que el suelo subyacente no impide la filtración. Con un recubrimiento de suelo sólo, la filtración tiene lugar en toda el área del recubrimiento. Con un recubrimiento compuesto, los líquidos pasan fácilmente a través de la perforación de la geomembrana pero se encontrarán inmediatamente con un suelo de baja permeabilidad el cual retardará mucho más la migración de éstos. Así, las fugas a través de perforaciones o imperfecciones en la geomembrana son minimizadas colocando una capa de suelo impermeable debajo de ellas. De manera similar, las fugas a través de un recubrimiento de suelo son reducidas al ponerlo en contacto con una geomembrana, la cual, a pesar de tener alguna perforación o imperfecciones en sus juntas, reduce grandemente el área de flujo a través del recubrimiento de suelo y por lo tanto, reduce la tasa de infiltración a través del recubrimiento (Daniel, 1993).



Fig. III.5 Patrones de flujo de a través de recubrimientos de geomembrana, suelo y compuestos (Fuente: Daniel, 1993).

Para alcanzar un buen funcionamiento de un recubrimiento compuesto la geomembrana debe ser colocada contra el recubrimiento de suelo con buen contacto hidráulico. No es recomendable separar la geomembrana del suelo con otro material como una cama de arena o un geotextil porque se pierde el contacto hidráulico y también el efecto mostrado en la Fig. III.5. Si el recubrimiento de suelo contiene materiales como piedras que pudieran perforar la geomembrana, éstos deberán ser quitados o colocarse encima una capa de suelo selecto. Para obtener un buen contacto hidráulico es necesario que la superficie del recubrimiento de suelo sea compactada con rodillo liso y que la geomembrana sea colocada de modo que se eviten al máximo la existencia de arrugas (Daniel, 1993).

Una tendencia más reciente son los recubrimientos geosintéticos compuestos. Consisten en una combinación de diferentes tipos de geosintéticos con el propósito de obtener las ventajas de las propiedades hidráulicas de unos con las propiedades de su alta densidad (cfr. McBean *et al.*, 1995).

Es necesario hacer notar que un recubrimiento compuesto no es lo mismo que un recubrimiento doble.

III.2.4 Arreglos típicos para un sistema de recubrimiento

El estado del arte de un sistema de recubrimiento puede consistir en combinaciones de varios componentes, donde cada uno cumple una función determinada (McBean *et al.*, 1995):

Filtro opcional – (suelo o geotextil) separa a los residuos del fondo del relleno del sistema colector de lixiviados y el medio de drenaje, para reducir la colmatación del sistema de drenaje. El filtro textil puede sin embargo colmatarse debido a los sólidos suspendidos, el crecimiento biológico y precipitados, por lo tanto se recomienda utilizar un filtro textil de alta permeabilidad, aunque ya se esté usando uno. Es necesario hacer notar también que los geotextiles son sensibles a sufrir degradación cuando son expuestos a luz ultravioleta, por lo tanto se deben proteger para evitar causarles un daño accidental durante la instalación.

Capa de drenaje – debe tener alta transmisividad y ser resistentes al taponamiento. Normalmente se utiliza grava en el fondo y un geocompuesto en los taludes laterales por su facilidad de instalación. Las especificaciones de la grava deben incluir que sea de un diámetro mayor a 38 mm para minimizar los efectos del crecimiento de biomasa y ser capaz de resistir la degradación si queda expuesta a bajos niveles de pH.

Capa de protección – evita que los materiales de la capa de drenaje puedan perforar o pinchar el recubrimiento primario si éste consiste en una geomembrana. Esta capa generalmente consiste en un geotextil grueso de perforado fino.

- *Barrera impermeable* – frecuentemente consiste en una geomembrana o en un recubrimiento de suelo o una combinación de ambos. También se utilizan recubrimientos menos comunes como los recubrimientos de arcilla geosintéticos (GCL, por sus siglas en inglés) o las capas prefabricadas de arcilla que son fabricadas industrialmente y consisten capas de bentonita seca emparedadas entre geotextiles.

Sistema de detección de fugas – detecta la presencia de fugas en el sistema de recubrimiento primario y permite colectarlas y retirarlas del sistema. Es preferible utilizar georredes en vez de materiales granulares por su facilidad de instalación sobre taludes y para evitar tener que proteger a las geomembranas de los materiales

granulares que pueden perforarlas; además una geored ofrece una detección más rápida de fugas.

- *Barrera secundaria (geomembrana)* – Es la última defensa para evitar que el lixiviado escape. Sus requerimientos técnicos generalmente son los mismos que los indicados para la capa primaria.

Suelo subyacente – material nativo.

Como se ha mencionado anteriormente, estos elementos se pueden combinar de diferentes maneras obteniéndose así diferentes arreglos de sistemas de recubrimiento. En la Fig. III.6 se muestran algunos arreglos típicos. En ellos puede variar el tipo de recubrimiento empleado (recubrimiento simple de geomembrana o de suelo, o compuesto), el tipo de drenaje (granular o geosintético), la presencia tuberías, de capas de protección, etc.

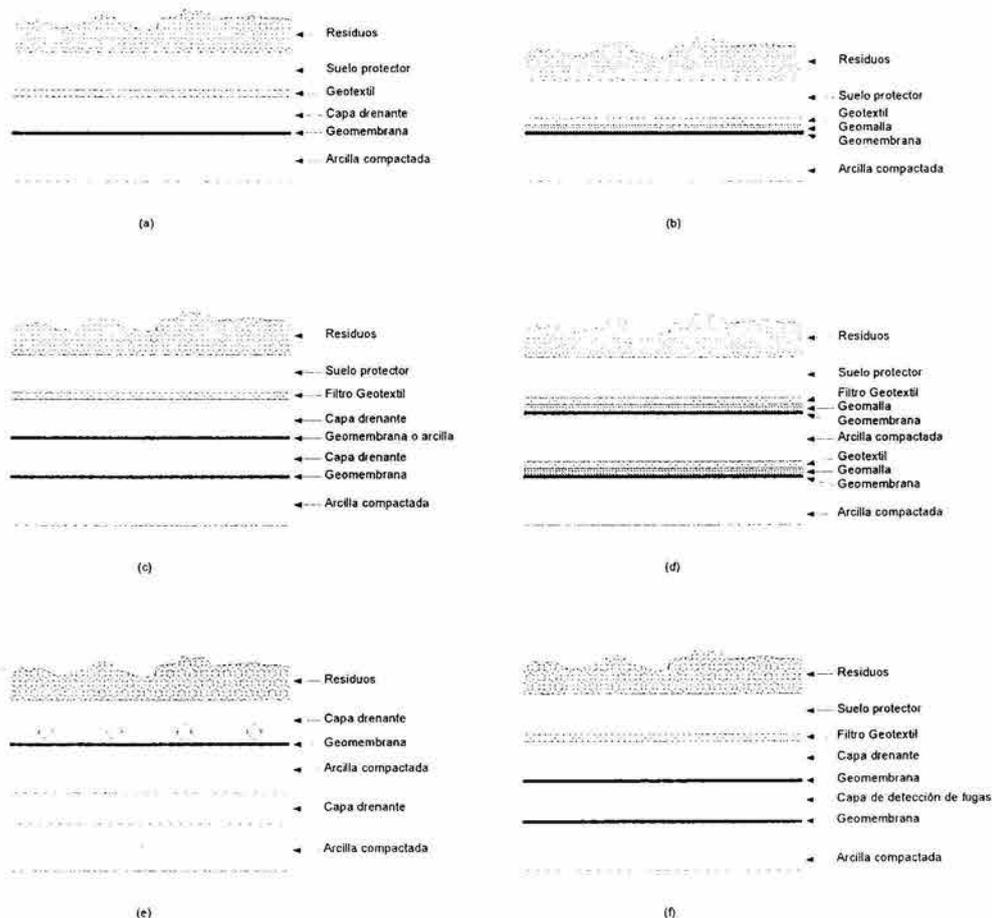


Fig. III.6 Sistemas de recubrimiento para rellenos sanitarios (Adaptado de Tchobanoglous, 1993 y Oweis and Khera, 1990).

III.3 Métodos convencionales de drenaje

Un elemento fundamental en un sistema de recubrimiento en un relleno sanitario es el sistema colector de lixiviados. Su función primaria es captar y conducir el lixiviado generado en un relleno sanitario fuera de éste y controlar el espesor del lixiviado que se pueda acumular sobre la capa impermeable. Este sistema debe ser diseñado para mantener menos de 30 cm de espesor del lixiviado sobre dicha cubierta.

Los lixiviados son generalmente captados a través de capas drenantes de arena, redes sintéticas de drenaje o capas granulares con tuberías colectoras de plástico y son entonces conducidos a través de canales o tuberías de drenaje funcionando por gravedad. Un sistema colector de lixiviados debe tener los siguientes componentes (U.S. EPA, 1988):

Una base de baja permeabilidad (recubrimiento).

Una capa de drenaje de alta permeabilidad construida de materiales naturales granulares (arenas y gravas) o material de drenaje sintético (e.g. georredes).

Tuberías perforadas dentro de la capa de drenaje de alta permeabilidad para captar el lixiviado.

Una capa filtro protectora sobre la capa de alta permeabilidad para prevenir colmatación del material.

- Tuberías o canales de conducción para sacar el lixiviado del relleno.

Existen diferentes configuraciones de la red colectoras de lixiviados, en el fondo de las celdas (Fig. III.7). Sin embargo, todas ellas consisten en drenaje a gravedad hacia el área más baja o sumidero, donde se encuentran las instalaciones para el desalojo de los lixiviados.

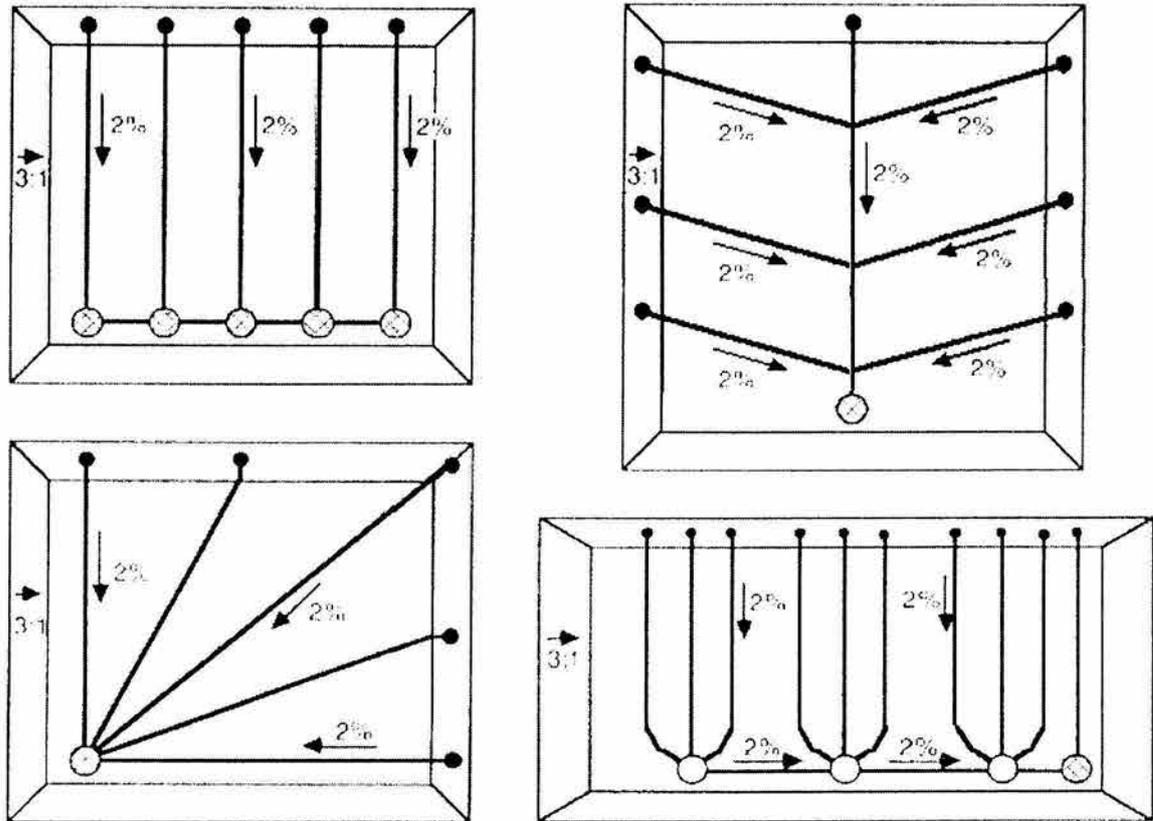


Fig. III.7 Ejemplos de configuraciones de la red de drenaje de lixiviados (Fuente: Department of Civil and Environmental Engineering, Brigham Young University, http://www.et.byu.edu/student_websites.php).

Los sistemas de captación de lixiviados más utilizados consisten en terraplenes inclinados y en terraplenes de pendiente continua.

III.3.1 Terraplenes inclinados

Para prevenir la acumulación de lixiviados en la base del relleno el área de la base se divide en una serie de terraplenes inclinados (Fig. III.8). Los terraplenes inclinados ayudan a los lixiviados a escurrir sobre su superficie hasta llegar a canales colectores. Se suelen colocar tuberías perforadas en cada uno de estos canales para conducir el lixiviado captado (Fig. III.9) hacia las instalaciones de desalajo.

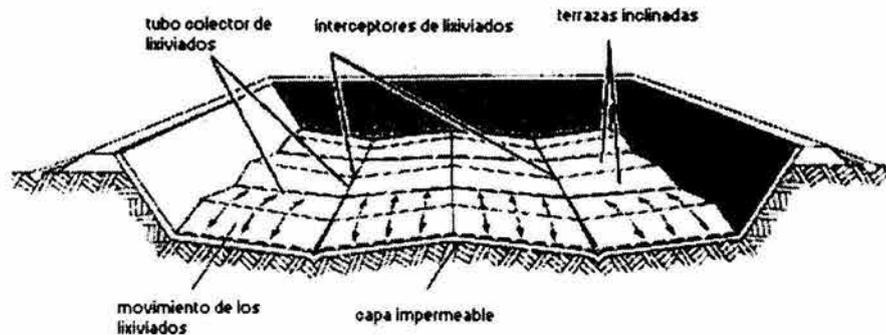


Fig. III.8 Vista general de un sistema colector de lixiviados mediante terraplenes inclinados (Fuente: Tchobanoglous, 1993).

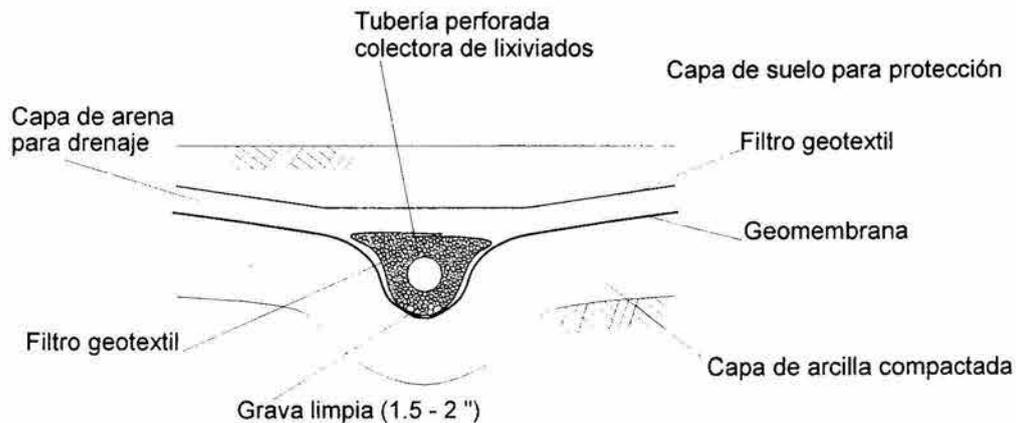


Fig. III.9 Detalle de un arreglo típico de una tubería perforada colectorora de lixiviados (Fuente: Tchobanoglous, 1993).

La pendiente de los terraplenes suele ser de 1 a 5% y la de los canales de drenaje de 0.5 a 1.0%. La pendiente y la longitud máxima del canal de drenaje dependerá del diseño del sistema de drenaje en su conjunto. La capacidad del sistema de drenaje es estimado utilizando la ecuación de Manning (cfr. Tchobanoglous, 1993).

III.3.2 Terraplén de pendiente continua

El área de la base se divide en una serie de tiras rectangulares divididas con barreras de arcilla dispuestas a una distancia apropiada. Los espacios entre las barreras corresponden al ancho de las celdas del relleno. (Fig. III.10). Las tuberías de drenaje son dispuestas a lo largo de la tira directamente sobre la geomembrana (Fig. III.11). Las

tuberías colectoras tienen perforaciones similares a las de los pozos sobre una mitad de la circunferencia. Las perforaciones no deben permitir el paso de la arena. Para permitir un efectivo drenaje la base debe tener una pendiente de 1.2 a 1.8%. Las tuberías deben estar espaciadas a cada 6 metros y cubiertas por una capa de 60 cm de arena antes de que comience el relleno. El uso de un sistema múltiple de tuberías colectoras asegura la remoción rápida del lixiviado de la base del relleno. Además el uso de esta capa sirve como filtro. El primer metro de residuos dispuestos en el relleno no debe ser compactado para evitar dañar el sistema de drenaje (Moshiri and Miller, 1992).

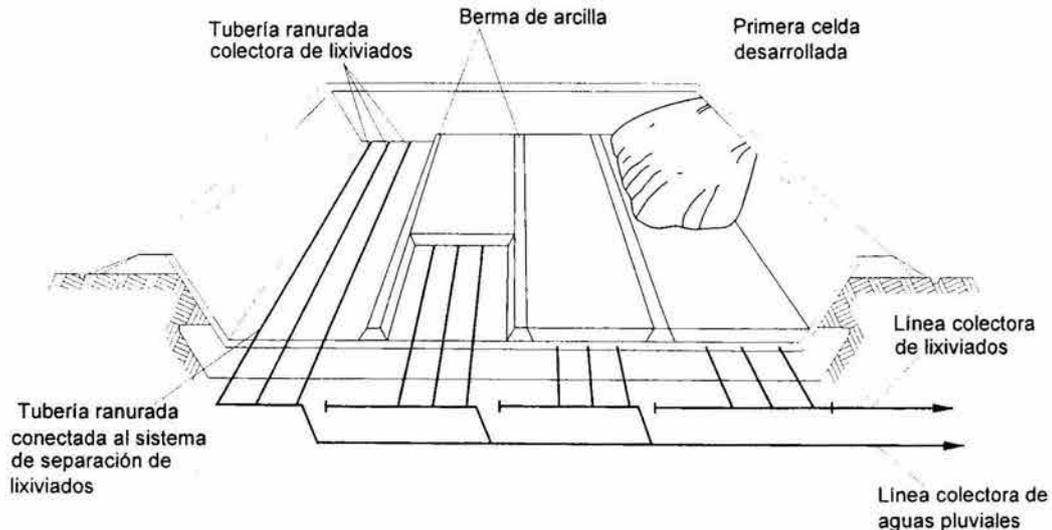


Fig. III.10 Vista panorámica de un sistema colector de lixiviados con terraplén de pendiente continua (Fuente: Tchobanoglous, 1993).

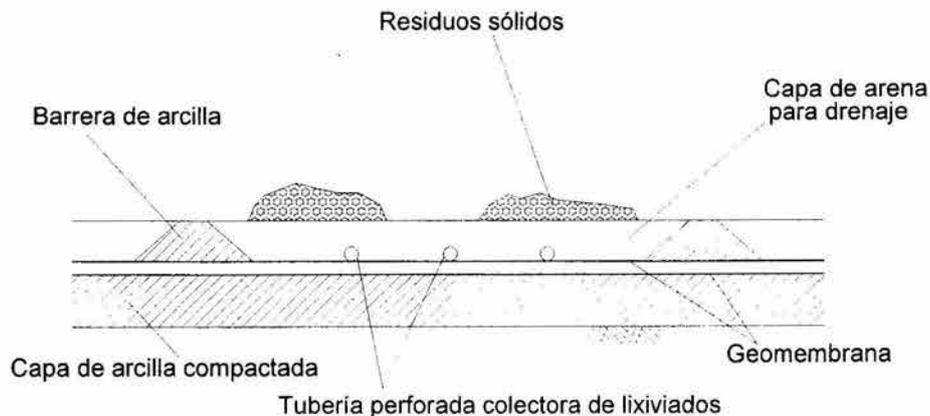


Fig. III.11 Detalle de un arreglo típico de una tubería perforada colector de lixiviados (Fuente: Tchobanoglous, 1993).

La utilización de un sistema de tubería múltiple como el ilustrado en la figura III.10 tiene la ventaja de separar las aguas pluviales que caen en la porción no utilizada del relleno. Así

se evita la contaminación de esta agua con los lixiviados. Conforme se va a poner en funcionamiento la siguiente celda del relleno, se conecta la tubería para el lixiviado al sistema colector de lixiviados, manteniendo siempre separados ambos drenajes (Moshiri and Miller, 1992).

III.4 Especificaciones de diseño de drenaje de lixiviados

III.4.1 Marco regulatorio

Desde el punto de vista de normatividad, en México no existe un criterio recomendado oficialmente para el diseño de los sistemas colectores y de drenaje de lixiviados en rellenos sanitarios.

De acuerdo con la Artículo 137, Párrafo Segundo de la *Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente*, corresponde a la SEMARNAT expedir las normas oficiales mexicanas a que deberán sujetarse los sitios, el diseño, la construcción y la operación de las instalaciones destinadas a la disposición final de residuos sólidos municipales.

En congruencia con lo anteriormente mencionado, en la *Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos*, publicada recientemente se menciona:

Artículo 97.- Las normas oficiales mexicanas establecerán los términos a que deberá sujetarse la ubicación de los sitios, el diseño, la construcción y la operación de las instalaciones destinadas a la disposición final de los residuos sólidos urbanos y de manejo especial, en rellenos sanitarios o en confinamientos controlados.

Las normas especificarán las condiciones que deben reunir las instalaciones y los tipos de residuos que puedan disponerse en ellas, para prevenir la formación de lixiviados y la migración de éstos fuera de las celdas de confinamiento. Asimismo, plantearán en qué casos se puede permitir la formación de biogás para su aprovechamiento.

Los municipios regularán los usos del suelo de conformidad con los programas de ordenamiento ecológico y de desarrollo urbano, en los cuales se considerarán las áreas en las que se establecerán los sitios de disposición final de los residuos sólidos urbanos y de manejo especial.

Sin embargo, hasta ahora sólo se cuenta con dos proyectos de norma:

El Proyecto de Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-084-ECOL-1994, Que establece los requisitos para el diseño de un relleno sanitario y la construcción de sus obras complementarias. Esta norma, en cuanto al drenaje de lixiviados, permite el uso de tuberías y de canales como medio de drenaje de lixiviados sin establecer propiamente un criterio de diseño para ninguno de ellos.

En la norma se establece únicamente lo siguiente:

22. SISTEMAS DE CAPTACION Y EXTRACCION DE LIXIVIADOS

22.1 Deberá instalarse un sistema de captación de lixiviados inmediatamente por encima del sistema de impermeabilización.

22.2 Los sistemas de captación de lixiviados deberán ser capas drenantes, ubicadas principalmente en la base del relleno y sobre cualquier capa superior donde se espere tener acumulación de líquidos y estar diseñadas para conducir de la forma mas rápida posible el agua libre del relleno hasta cárcamos de colección. Estas capas drenantes podrán constituirse en forma de redes de drenes (tuberías perforadas) o trincheras. Su pendiente mínima debe ser de 0.4 % y su conductividad hidráulica de 1×10^{-5} m/seg para espesores de 0.3 m. o bien una transmisibilidad hidráulica de 3×10^{-6} m²/seg para espesores menores.

- *El Proyecto de Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-083-SEMARNAT-2003, Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos municipales. Esta norma obligaría a los rellenos sanitarios que reciban más de 50 ton/día (clasificados como rellenos tipo A y B) a contar con instalaciones de manejo de biogás y lixiviados, sin embargo deja total libertad en los criterios ingenieriles que se utilicen para estas obras y tampoco proporciona ningún lineamiento específico en cuanto al drenaje de lixiviados:*

7. Características constructivas y operativas del sitio de disposición final.

Una vez que se cuente con los estudios y análisis señalados en la Tabla 2 el proyecto ejecutivo del sitio de disposición final deberá cumplir con lo establecido en este punto.

7.1 Todos los sitios de disposición final deben contar con una barrera geológica natural equivalente, a un espesor de un metro y un coeficiente de conductividad hidráulica de al menos 1×10^{-7} cm/seg sobre la zona destinada al establecimiento de las celdas de disposición final; o bien, garantizarla con un sistema de impermeabilización equivalente.

7.2 Se debe garantizar la extracción, captación, conducción y control del biogás generado en el sitio de disposición final. Una vez que los volúmenes y la edad de los residuos propicien la generación de biogás y de no disponerse de sistemas para su aprovechamiento conveniente, se procederá a su quema ya sea a través de pozos individuales o mediante el establecimiento de una red con quemadores centrales. Los pozos de biogás deberán ser habilitados a partir del nivel de desplante.

7.3 Debe construirse un sistema que garantice la captación y extracción del lixiviado generado en el sitio de disposición final. El lixiviado debe ser recirculado en las celdas de residuos confinados en función de los requerimientos de humedad para la descomposición de los residuos por vía anaerobia, o bien ser tratado cumpliendo la normatividad vigente en materia de aguas residuales.

Esta norma sustituiría a la actualmente vigente *NOM-083-SEMARNAT-1996*, Que establece las condiciones que deben reunir los sitios destinados a la disposición final de los residuos sólidos municipales. En el texto vigente, esta norma no contiene ninguna especificación acerca del drenaje de lixiviados pues se avoca a las características del sitio.

Así pues, para el diseño del sistema de drenaje, se debe hacer uso casi exclusivo de la literatura técnica disponible sobre el tema. Un documento que es de gran utilidad como guía es el manual técnico de la U.S. EPA: *Solid Waste Disposal Facility Criteria* (U.S. EPA, 1993).

III.4.2 Carga hidráulica sobre el recubrimiento

Como se ha mencionado anteriormente, la carga hidráulica máxima sobre el recubrimiento impermeable que se debe permitir en el diseño del sistema colector de lixiviados es de 30 cm. Este valor es un estándar recomendado por la Agencia U.S. EPA y ha sido adoptado por prácticamente todos los diseñadores. La Agencia permite que este valor sea excedido por períodos relativamente cortos de tiempo durante la vida útil del relleno. El flujo de lixiviados a través de las imperfecciones del sistema de recubrimiento se incrementa si crece la carga hidráulica sobre el recubrimiento; manteniendo un nivel bajo de lixiviados sobre el recubrimiento se mejora el desempeño de éste (cfr. U.S. EPA, 1993).

La carga hidráulica sobre el recubrimiento es función de la permeabilidad del recubrimiento, la pendiente del fondo, el espaciamiento entre tuberías y la conductividad hidráulica de la capa de drenaje. Si la altura máxima de lixiviados excede los 30 cm en el sistema, excepto para períodos cortos de tiempo, el diseño debe modificarse para mejorar su eficiencia aumentando la pendiente, disminuyendo el espaciamiento entre tuberías o aumentando la conductividad hidráulica (transmisividad) de la capa de drenaje (U.S. EPA, 1988).

III.4.3 Pendiente de la capa de recubrimiento impermeable

La pendiente típica del recubrimiento del fondo es de un mínimo del 2% después de presentarse los asentamientos permisibles en el suelo de cimentación. Esta pendiente es necesaria para un drenaje por gravedad efectivo a lo largo del período de operación y clausura (U.S. EPA, 1993).

III.4.4 Capa de drenaje de alta permeabilidad

La capa de drenaje de alta permeabilidad se coloca directamente sobre el recubrimiento o sobre su capa de protección con una pendiente mínima del 2% (igual que el recubrimiento). Frecuentemente la selección del tipo de material de drenaje se basa en la

disponibilidad del sitio y sus costos. Generalmente las georredes se utilizan como sustituto del material granular en las paredes empinadas dada la dificultad de mantener una pendiente de arena durante la construcción y la operación del relleno (U.S. EPA, 1993).

» **Capas de drenaje de suelos**

Si la capa de drenaje del sistema colector de lixiviados se construye de suelos granulares, se debe demostrar que esta capa tiene suficiente resistencia al corte para soportar las cargas esperadas, al igual que se hace con los suelos de cimentación.

Generalmente los suelos de grava con una designación GW o GP en el Sistema Unificado de Clasificación de Suelos tienen una conductividad hidráulica mayor de 0.01 cm/seg, mientras que las arenas identificadas como SW o SP pueden tener un coeficiente de permeabilidad mayor de 0.001 cm/seg. El diseño del sistema colector frecuentemente utiliza un material de drenaje con una conductividad hidráulica de 1×10^{-2} cm/seg o mayor. Los materiales de drenaje con conductividad hidráulica de este orden de magnitud deben ser evaluados para colmatación biológica o con partículas (U.S. EPA, 1993).

El mínimo espesor recomendado para esta capa es de 30 cm (12").

Los materiales granulares generalmente se colocan utilizando equipo de movimiento de tierras convencional, incluyendo camiones, tractores, bulldozers y cargadores frontales. Los vehículos no deben circular directamente sobre el recubrimiento impermeable cuando éste es de material geosintético. Los materiales de drenaje granulares, a diferencia de los suelos de baja permeabilidad, pueden ser colocados en seco y no necesitan ser compactados con mucha presión (U.S. EPA, 1993).

» **Redes de drenaje geosintéticas**

Los productos comerciales para drenaje con geosintéticos están disponibles en espesores de 4 hasta 40 mm. Pueden ser utilizados varias capas de georredes para alcanzar la capacidad de drenaje requerida. Los dos factores que controlan su desempeño son la conductividad bajo la carga esperada por el peso del relleno y la reducción de la permeabilidad debido a deformaciones o esfuerzos de fluencia (Oweis and Khera, 1990).

Se ha demostrado que los efectos de la fluencia reducen la capacidad de flujo *in situ* en varios órdenes de magnitud (Smith and Kraemer, 1987).

III.4.5 Filtros

» *Filtros de suelos*

Existen tres condiciones que los filtros de arena de suelos (generalmente arenas) deben de cumplir con el objeto de funcionar adecuadamente sobre la capa principal de alta permeabilidad. La primera es que el filtro permita el paso adecuado del líquido a través de él. La segunda es que los espacios vacíos entre los granos no deben permitir el arrastre de los sólidos. La tercera es lograr una larga vida del filtro antes de sufrir colmatación (U.S. EPA, 1989).

Las ecuaciones generalmente aceptadas para un funcionamiento adecuado de flujo y retención son:

Para flujo adecuado:

$$D_{85f} > (3 \text{ a } 5) d_{15ds} \quad (3.16)$$

Para retención adecuada:

$$D_{15f} < (3 \text{ a } 5) d_{85wf} \quad (3.17)$$

Donde:

- f*: Filtro de suelo requerido
- ds*: Capa de drenaje de alta permeabilidad
- wf*: Finos en el agua

Además, cuando se protege una tubería perforada se debe cumplir (U.S. ARMY, 1993):

$$\frac{d_{50f}}{D_{tub}} \geq 1 \quad (3.18)$$

Donde:

- f : Filtro de suelo requerido
 D_{tub} : Diámetro de las perforaciones de la tubería

No existen métodos cuantitativos para evaluar la colmatación de filtros de suelo, sin embargo existen algunos lineamientos empíricos en referencias de ingeniería geotécnica (U.S. EPA, 1993).

» **Filtros de geotextiles**

Las telas de filtro o geotextiles se utilizan a menudo. Los espacios abiertos en los tejidos permiten el flujo líquido mientras que previenen simultáneamente que las partículas finas que arrastra el agua tapen el sistema de drenaje. Los geotextiles ahorran espacio vertical, son fáciles de instalar, y tienen la ventaja agregada de permanecer inmóviles bajo la carga. Los geotextiles se pueden utilizar también como materiales de almohadilla encima de las geomembranas (U.S. EPA, 1989). Dado que los filtros de geotextiles son susceptibles sufrir colmatación biológica, su uso en áreas inundadas por lixiviados (por ejemplo, los sumideros, alrededor de tuberías de colección de lixiviados, y alrededor de las zanjas) debe ser evitado.

El diseño del filtro geotextil refleja el diseño del filtro de la arena con algunas modificaciones (U.S. EPA, 1989). El flujo adecuado es valorado comparando la "permisividad" del material (admisible) con el "permisividad" impuesto por el diseño. La "permisividad" de un geotextil es una propiedad índice de los geotextiles para el paso de agua a través de ellos, comparable con la permeabilidad de un suelo. La "permisividad" se expresa en unidades del recíproco del tiempo (seg^{-1}) y se deriva de la Ley de Darcy. La "permisividad" se mide mediante la prueba ASTM D 4491, *Standard Test Methods for Water Permeability of Geotextiles by Permittivity*. (Amoco Fabrics, 1996). La comparación resultante da una proporción del diseño, o factor de la seguridad, que es el foco del diseño (U.S. EPA, 1989):

$$DR = \Phi_{allow} / \Phi_{reqd} \quad (3.19)$$

Donde:

Φ_{allow} : "Permisividad" del método estándar ASTM D 4491

Φ_{reqd} : $(q/a) (l/h_{max})$

q/a = tasa de flujo por unidad de área

h_{\max} = 12 pulgadas

La segunda parte en el diseño de filtros geotextiles es determinar el tamaño de apertura necesaria para retener el suelo arrastrado o contenido en los lixiviados. Se ha establecido como práctica común que el 95% del tamaño de la apertura del geotextil y las partículas a ser retenidas deben cumplir con la relación:

$$O_{95} < f(d_{50}, CU, DR) \quad (3.20)$$

Donde:

O_{95} : 95% del tamaño de apertura del geotextil

d_{50} : Tamaño del 50% de las partículas (en peso) que deberán ser retenidas

CU : Coeficiente de uniformidad de las partículas a ser retenidas

DR : Densidad relativa de las partículas a ser retenidas

El tamaño O_{95} de un geotextil en la ecuación mostrada es el tamaño de apertura tal que el 5% de un determinado valor de material invasor será menor que la apertura.

La tercera consideración en el diseño de filtros geotextiles es la colmatación a largo plazo. Un método de prueba para este problema puede ser el conocido como "prueba del cociente del gradiente" (*Gradient Ratio Test*). En esta prueba el gradiente hidráulico de una pulgada de suelo sobre un geotextil es comparada con el gradiente hidráulico de dos pulgadas de suelo. El más alto cociente del gradiente se espera que tenga mayor colmatación. Un método alternativo es una prueba de flujo a largo plazo efectuada en laboratorio (U.S. EPA, 1989).

La función principal de un geotextil es prevenir la migración de partículas finas en las tuberías de lixiviados mientras que permite el paso de los lixiviados. Las especificaciones mas importantes son las referentes a la conductividad hidráulica y retención. La conductividad hidráulica del geotextil generalmente deberá ser al menos 10 veces mayor que la del suelo que retiene. La evaluación de la capacidad de retención y pérdidas de suelo se basa en el tamaño promedio de las partículas de suelo y el tamaño de apertura aparente del geotextil. La apertura máxima aparente se determina por el tamaño de suelo que deberá ser retenido; así pues el geotextil deberá cumplir con esta especificación (U.S. EPA, 1988).

Una de las ventajas de los geotextiles es que son ligeros y de fácil colocación.

Como sucede con las capas filtrantes granulares, es importante que los planos de especificaciones estén claros en su designación de la colocación del geotextil para no dejar ninguna ruta potencial de colmatación del tubo o de la capa del desagüe desprotegida. Si los geotextiles se utilizan en un pendiente, deben ser asegurados en una trinchera del ancla similar a los utilizados para las geomembranas o las georredes (U.S. EPA, 1988).

III.4.6 Sistema de tuberías en la base

Los criterios de diseño recomendados en el manual técnico de la U.S. EPA (1993) son los siguientes:

Todos los componentes del sistema de colección de lixiviados deben de tener suficiente capacidad para soportar el peso de las capas de residuos que los cubrirán, de las capas de clausura del relleno y los esfuerzos producidos por el equipo de operación. El elemento que es más vulnerable de ser aplastado es la tubería de drenaje. El sistema de colección de lixiviados por tuberías puede fallar por una deformación excesiva que puede conducir al pandeo o al colapso (U.S. EPA, 1988). En el cálculo de los esfuerzos resistentes de las tuberías debe incluirse resistencia por aplastamiento, por deformación de la tubería y el esfuerzo de pandeo crítico. Las ecuaciones y guía de diseño se pueden encontrar en U.S. EPA (1988).

Las tuberías pueden ser susceptibles de quedar obstruidas por partículas o por microorganismos de manera semejante a la capa drenante. Además las tuberías también son susceptibles de deformarse. Un apropiado mantenimiento o diseño de sistemas de tuberías pueden mitigar estos efectos y hacer que los sistemas funcionen adecuadamente. Se deben evaluar las deflexiones máximas admisibles de la tubería para el tipo de material que se utilizará (U.S. EPA, 1989).

El diseño de tuberías colectoras perforadas debe de incluir los siguientes factores:

El gasto de lixiviado requerido utilizando la velocidad de percolación y el espaciamiento entre tuberías.

- Tamaño de la tubería para el gasto requerido y su pendiente máxima.

Capacidad estructural de la tubería.

El espaciamiento entre tuberías puede ser determinado por el Modelo de Mound (ver Fig. III.12). En este modelo la máxima altura de fluido entre dos tuberías paralelas perforadas de drenaje es igual a (U.S. EPA, 1989):

$$h_{\max} = \frac{L\sqrt{c}}{2} \left(\frac{\tan^2 \alpha}{c} + 1 - \frac{\tan \alpha}{c} \sqrt{\tan^2 \alpha + c} \right) \quad (3.21)$$

donde:

$$c = \frac{q}{k} \quad (3.22)$$

k : permeabilidad

q : gasto de entrada promedio

α : pendiente

Los dos parámetros desconocidos de la ecuación son:

L : distancia entre tuberías

c : cantidad de lixiviados

Utilizando un máximo permisible de altura h_{\max} de 30 cm, la ecuación se resuelve para L (U.S. EPA, 1989).

La cantidad de lixiviados, c , puede ser estimada de muchas maneras incluyendo el *Water Balance Method* y el modelo de computadora *Hydrologic Evaluation of Landfill Performance* (HELP).

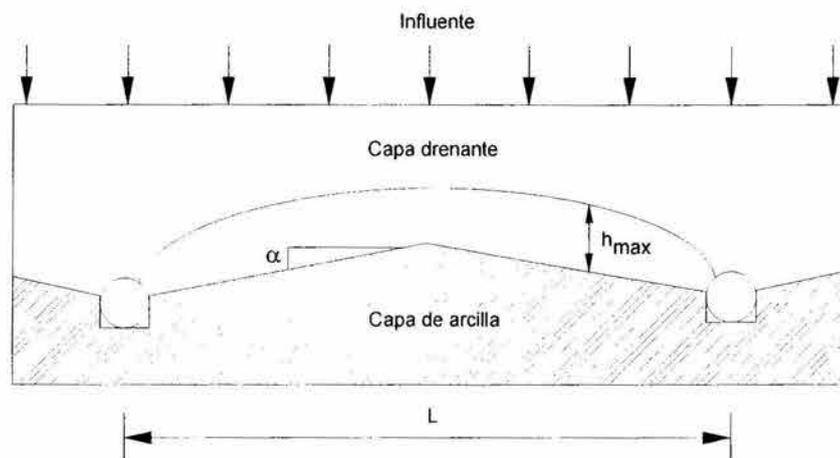
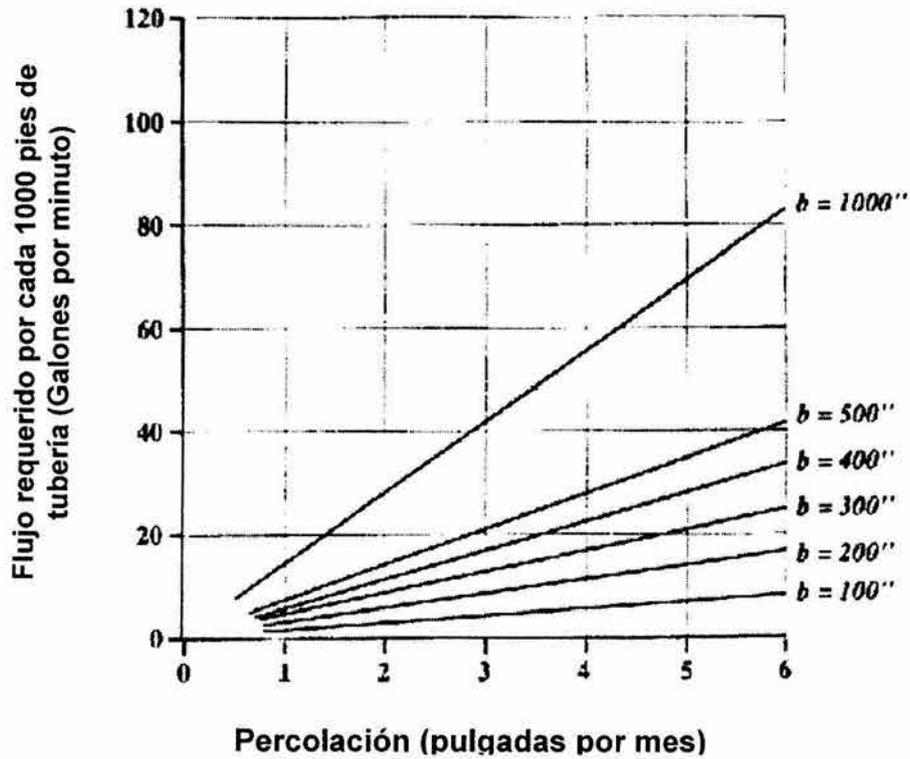


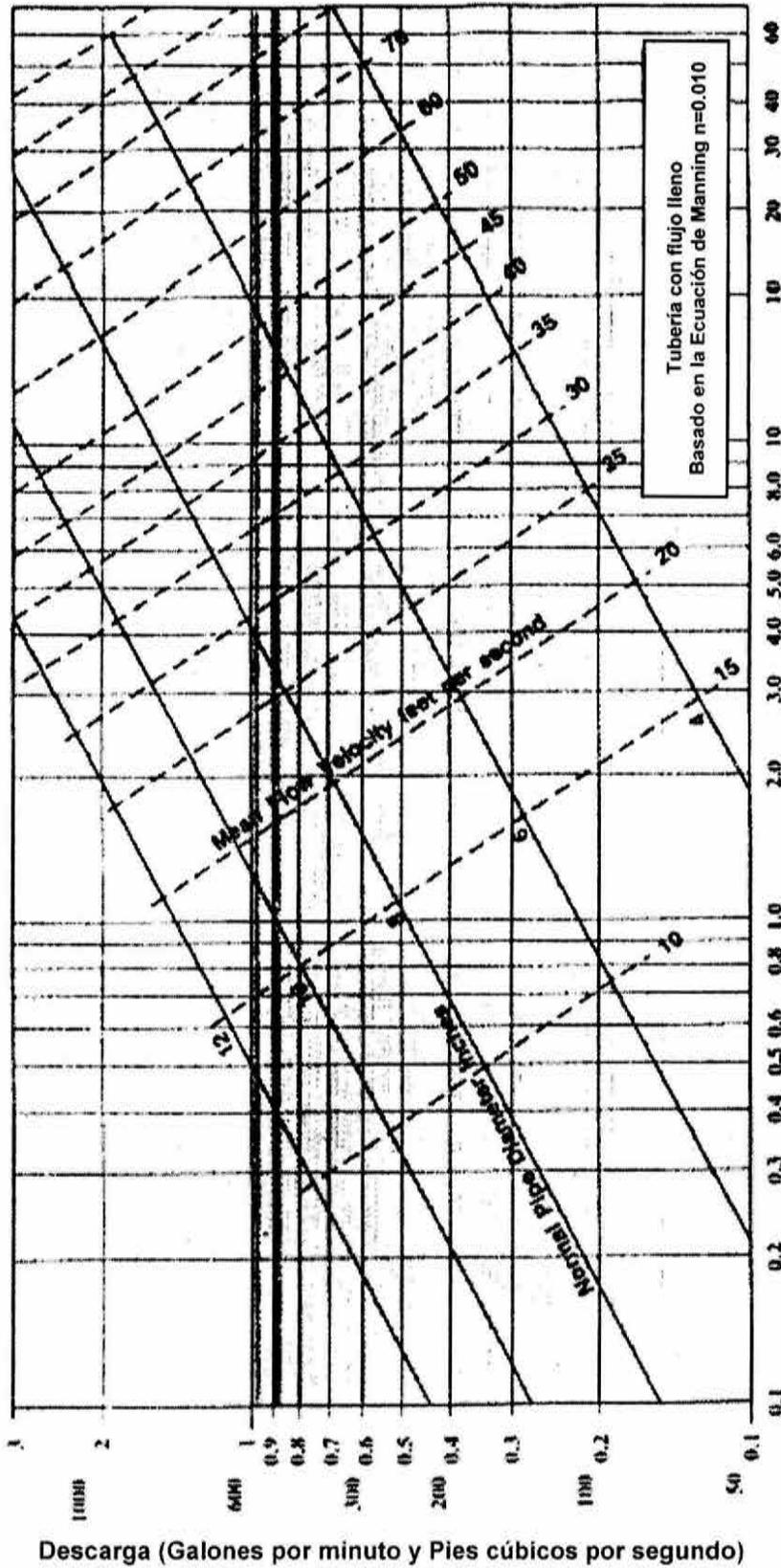
Fig. III.12 Definición de los términos del Modelo de Mound para el cálculo de drenaje de lixiviados (Fuente: U.S. EPA, 1989).

Una vez que se conoce el espaciamiento entre tuberías y la percolación, el flujo de diseño puede obtenerse de la figura III.13. Utilizando este valor del flujo y la pendiente del terraplén de la base, el diámetro requerido para la tubería puede ser determinado (Fig. III.14).



*Donde b = ancho del área tributaria de la tubería colectora de lixiviado

Fig. III.13 Capacidad requerida de la tubería recolectora
(Fuente: U.S. EPA, 1989).



Source: U.S. EPA, 1989

Fig. III.14 Carta para el dimensionamiento de las tuberías colectoras de lixiviados (Fuente: U.S. EPA, 1989).

Finalmente se hará la revisión de esfuerzos de las tuberías.

Las especificaciones del sistema colector de lixiviados deben incluir (U.S. EPA, 1988):

- Tipo de material de la tubería.
- Diámetro y espesor de la tubería.

Tamaño y distribución de las perforaciones.

Tipos de capas (si las hay) utilizadas en la fabricación de la tubería.

- Tipo material de la cama y su compactación requerida para recibir a la tubería.

Los planos de construcción y de especificaciones deben indicar claramente el tipo de cama a utilizar bajo las tuberías y las dimensiones de las trincheras. Las especificaciones deben indicar como serán unidos los tramos de tuberías. Los planos deben mostrar como serán colocadas las tuberías con respecto a sus perforaciones. Para mantener el mínimo espesor posible de lixiviados, debe haber perforaciones cercanas a la parte inferior de la mitad de la tubería pero no directamente en ella. La tubería debe ser sólida en toda su parte inferior para permitir un buen flujo (U.S. EPA, 1988).

III.4.7 Ductos operando a gravedad

Este método de drenaje parece ser el más sencillo de implementar sin embargo no existen criterios o directrices para su diseño como parte de un sistema de drenaje de lixiviados. Los canales rellenos de material pétreo solo son mencionados como una alternativa tanto en México (Sedesol, 1996) como en otras partes del continente (OPS, 1991 y U.S. EPA, 1993).

Dado que éste es un método que puede funcionar adecuadamente y puede ser incluso más económico que el de tuberías, dependiendo de las características de cada sitio en particular y de la disponibilidad de materiales, resultaría de gran utilidad proponer algunos criterios, tomando en cuenta lo siguiente:

- Al igual que en el caso de tuberías, el canal debe ser capaz de drenar los lixiviados para toda la vida útil del relleno.

El canal estará relleno de material pétreo.

El canal se deberá construir antes de colocar la geomembrana, de manera que ésta seguirá la forma del canal y lo hará impermeable.

Se deberá tomar en cuenta la necesidad de un filtro en la parte superior para evitar la obstrucción del drenaje por colmatación.

III.5 Problemas operativos.

El principal problema operativo que se tiene en el drenaje de lixiviados es la colmatación en la capa del filtro de las tuberías y en las perforaciones de las mismas debido a que los lixiviados tienen un alto contenido de sólidos suspendidos y disueltos que acaban formando una pasta cementante que impide el paso del agua. La colmatación también se puede deber al efecto producido por el crecimiento bacteriano.

Para asegurar el funcionamiento adecuado de la capa filtrante la U.S. EPA (1989) recomienda tres pasos para el análisis del filtro de arena. El primero determina si el filtro permite un adecuado flujo de líquidos. El segundo evalúa si los huecos son lo suficientemente pequeños para prevenir su arrastre. El tercero estima el grado de colmatación del filtro a largo plazo.

III.6 Instalaciones para el desalojo de lixiviados.

Se han utilizado básicamente tres métodos para el desalojo del lixiviado que se acumula dentro de un relleno.

En la Fig. III.15a, se pasa el tubo colector de lixiviado a través de un lateral del relleno. Cuando se utiliza este método debe tenerse mucho cuidado para asegurar que un sello completamente impermeable donde el tubo penetra la pared del relleno.

Otro modo de desalojo consiste en el uso de un tubo colector inclinado localizado dentro del relleno (Ver Fig. III.15b), en este caso el lixiviado es desalojado mediante bombeo (Tchobanoglous, 1993).

Un método alternativo utilizado para el desalojo implica la instalación de un pozo vertical a través del relleno (residuos y cubierta final) hasta el sumidero, donde se encuentra una bomba que desaloja el lixiviado por una tubería vertical que después conduce al tanque de retención.

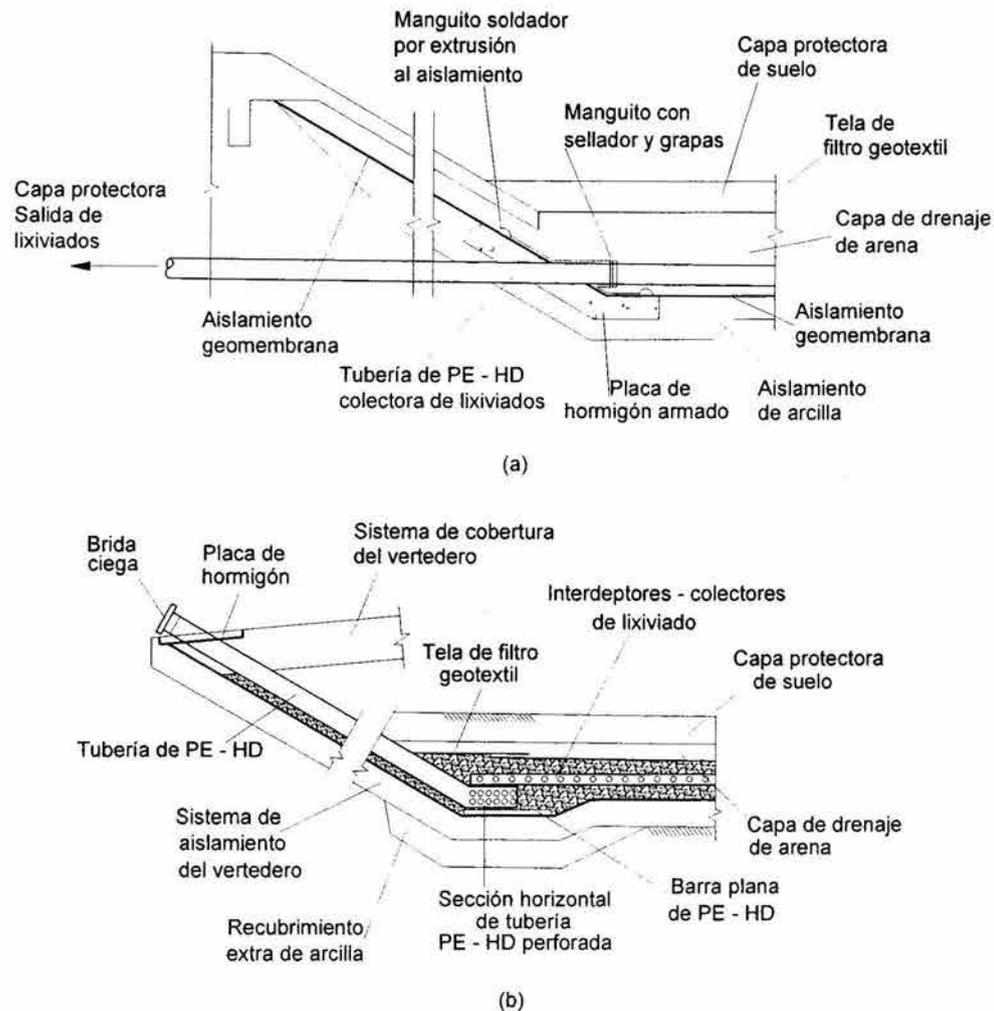


Fig. III.15 Sistemas utilizados para el desalojo de lixiviados fuera del relleno sanitario: a) tubo para la recolección del lixiviado llevado a través del lateral del relleno, y b) tubo inclinado para la recolección de lixiviado localizado dentro del relleno (Fuente: Tchobanoglous, 1993).

En la Fig. III.16 se muestra una bóveda de acceso típica para la recolección del lixiviado. En algunos lugares el lixiviado desalojado del relleno se recoge en un depósito de retención, tal como se muestra en la Fig. III.17. La capacidad del depósito dependerá del

tipo de instalaciones disponibles y de la tasa máxima de descarga permisible en la instalación de tratamiento (Tchobanoglous, 1993). Normalmente los depósitos para la retención del lixiviado se diseñan para retener la producción de 1 a 3 días durante el período de máxima producción de lixiviado. Se han utilizado depósitos con pared sencilla y doble, pero los depósitos con doble pared son preferibles a los primeros por la seguridad extra que proporcionan. Los de pared sencilla es recomendable que estén cubiertos por una geomembrana o suelo impermeable. Aunque se han utilizado depósitos de plástico y de metal, los de plástico son más resistentes a la corrosión (cfr. Bagchi, 1990).

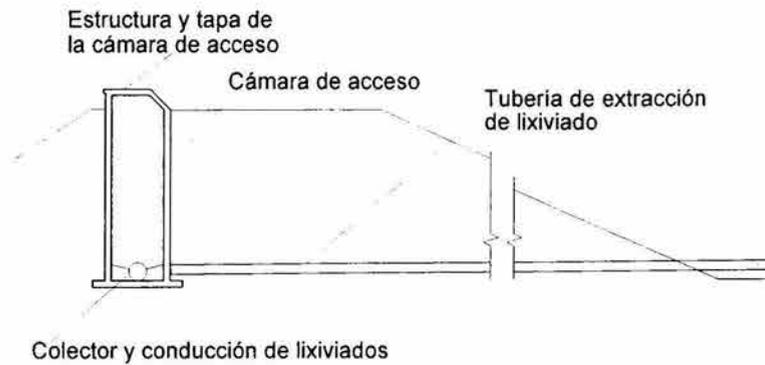


Fig. III.16 Bóveda para la recolección y transmisión de lixiviados (Fuente: Tchobanoglous, 1993).

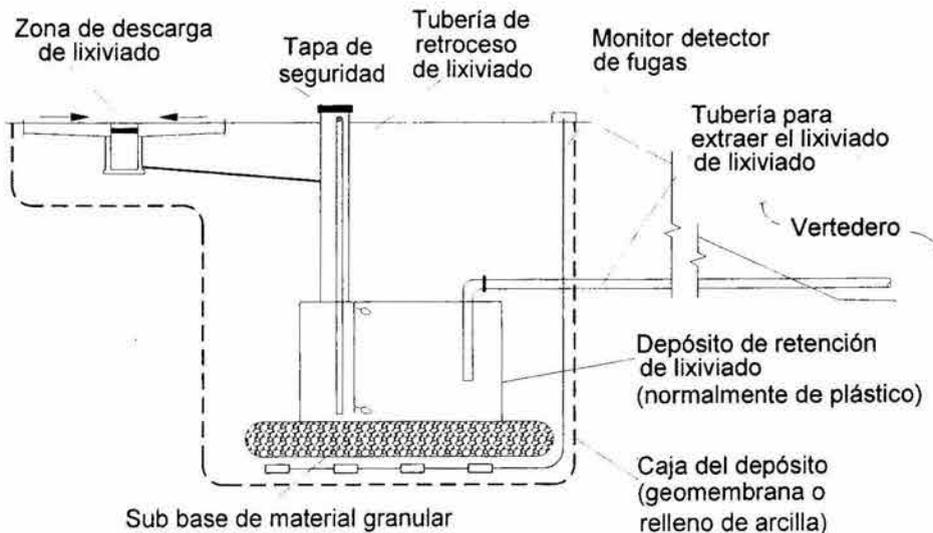


Fig. III.17 Tanque de retención de los lixiviados desalojados del relleno (Fuente: Tchobanoglous, 1993).

IV. DISEÑO DE CANALES RELLENOS DE MATERIAL PÉTREO PARA DRENAJE DE LIXIVIADOS

IV.1 Sección propuesta

El método propuesto tiene como base la premisa de construir un canal de captación de lixiviados a manera de "dren francés", es decir de trinchera rellena de materiales pétreos, que sea capaz de soportar estructuralmente el peso de los residuos vertidos sobre él y que tenga una conductividad hidráulica suficiente para poder drenar el caudal de diseño, tomando en cuenta también la necesidad de contar con espacios intergranulares tales que se evite su posible colmatación debido a las partículas sólidas contenidas en los lixiviados.

Si bien el tipo de sección propuesta para drenaje no es nueva, no se ha encontrado en la literatura técnica criterios de diseño para el dimensionamiento de los drenes y su aplicación en rellenos sanitarios.

Este método es actualmente utilizado en algunos rellenos sanitarios del país, como los de Tlalnepantla y Santiago de Querétaro en los cuales su diseño ha sido empírico. La sección transversal aquí propuesta partirá específicamente de la experiencia que se tiene en estos vertederos, haciendo uso también de recomendaciones encontradas en publicaciones relacionadas con el tema.

El sistema de drenaje propuesto consiste en (ver Fig. IV.1):

Preparar el terreno con una capa de arcilla dejando excavados canales de sección transversal trapecial dispuestos en un arreglo marcado por el caudal de lixiviados de diseño (Fig. IV.2).

- La geomembrana se coloca sobre esta base preparada, siguiendo la forma de los canales.

Posteriormente el canal será relleno con material pétreo. Para evitar que este material pueda maltratar o romper la geomembrana, se utiliza como material de relleno piedra de río y boleó o cantos rodados colocados a mano. Con esto se asegura también que la conductividad hidráulica en el canal sea lo suficientemente buena (Fig. IV.3).

- El canal puede terminar de ser relleno con otro tipo de materiales pétreos que aseguren el flujo libre del agua (Fig. IV.4).

Sobre el material pétreo se coloca un geotextil que hace las veces de filtro, o bien se puede diseñar un filtro de materiales sueltos de acuerdo a los procedimientos establecidos en el manual técnico de la U.S. EPA: *Solid Waste Disposal Facility Criteria* (U.S. EPA, 1993) o en cualquier manual de diseño de presas i.e. *Seepage Analysis and Control for Dams* (U.S. Army Corps of Engineers, 1986).

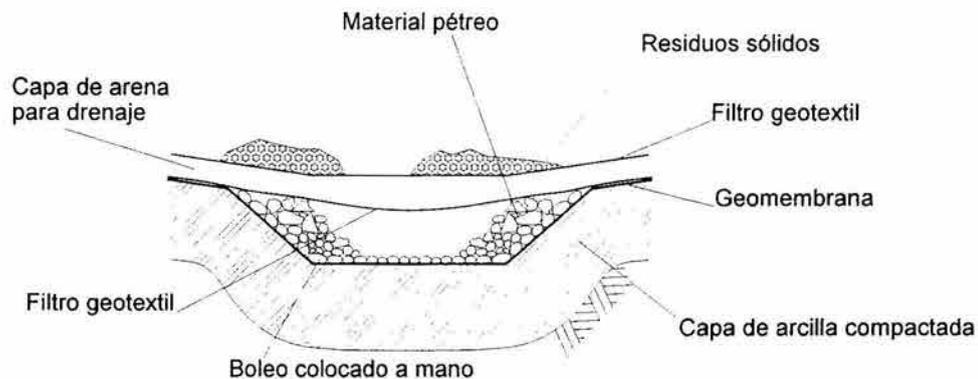


Fig. IV.1 Detalle del arreglo propuesto para un canal colector de lixiviados.

Como se ha mencionado, este método es actualmente utilizado por los rellenos sanitarios de Tlalnepantla y Santiago de Querétaro. En ellos, la granulometría de los materiales para los canales es de 4 pulgadas. Para el modelo que se propone se sugieren granulometrías que varíen entre 1 y 3 pulgadas. La razón por la que se juzga conveniente esta granulometría es porque las gravas por sí mismas ya presentan valores tan altos de permeabilidad (1×10^2 cm/seg) que no es necesario buscar diámetros mayores de materiales.

Además se propone que el modelo esté acorde con la normatividad de referencia, por lo tanto las pendientes de los canales deberán ser de al menos 0.4%, de acuerdo con el

PROY-NOM-084-ECOL-1994, alcanzando valores hasta de 2% que son los típicos reportados en la literatura técnica.



Fig. IV.2 Ejemplo de un arreglo de canales para drenaje de lixiviados (R. S. Tlalnepantla).



Fig. IV.3 Detalle del relleno de material pétreo en un canal colector de lixiviados (R. S. Tlalnepantla).



Fig. IV.4 Vista final de un canal colector de lixiviados relleno de material pétreo. Bajo la capa superficial de piedra angulosa se encuentra un filtro geotextil y más abajo una capa de boleos o cantos rodados colocados a mano sobre la geomembrana impermeable (R. S. Tlalnepantla).

IV.2 Justificación de la sección propuesta

La propuesta de esta sección se basa en la idea de asegurar el libre flujo de agua a través del canal colector tipo trinchera y lograr también su estabilidad geotécnica.

Así pues el uso de materiales pétreos de diámetros superiores a una pulgada pretende permitir el libre flujo de agua evadiendo la posible colmatación que pudiera sufrir el sistema de drenaje debido a los grandes espacios intergranulares que se generan.

Por otro lado la sugerencia de colocar piedra de río al menos en la base y paredes del canal tiene como propósito evitar que las superficies afiladas que presentan otro tipo de materiales pétreos como las gravas pudiera dañar la geomembrana que proporciona la impermeabilidad del sistema.

En cuanto a la estabilidad geotécnica, al tenerse un canal relleno sólo de material pétreo, éste proporcionará por sí mismo el soporte adecuado para la carga de las capas superiores del relleno y se elimina la preocupación que existe cuando se utiliza el sistema

de tuberías perforadas acerca del posible aplastamiento o deformación excesiva de la tubería.

Un papel fundamental en la sección es la colocación del filtro para evitar el arrastre del material de la capa de drenaje, el cual es muy conveniente que sea geotextil pues se ahorra sección útil del canal.

IV.3 Diseño de la separación entre canales

El Modelo de Mound descrito para el cálculo de separación entre tuberías es aplicable a cualquier sistema de drenaje longitudinal en medios porosos sobre una base impermeable (Fig. IV.5).

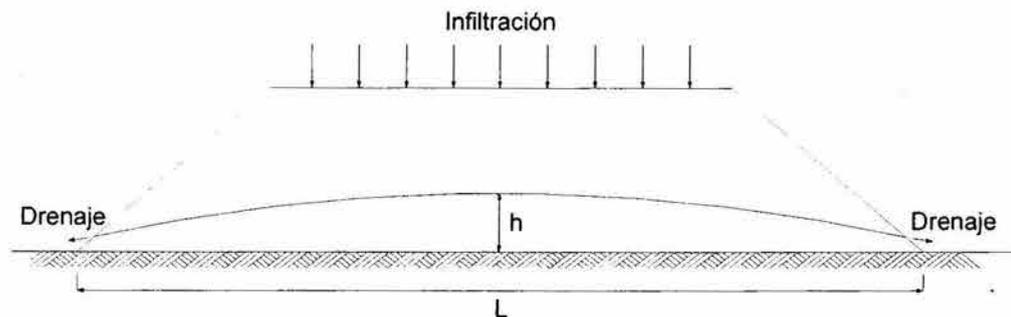


Fig. IV.5 Curva de drenaje sobre una base impermeable (Fuente: Oweis and Khera, 1990).

Todos los autores consultados coinciden en modelar matemáticamente la zona saturada del fondo de un vertedero que cuenta con drenajes longitudinales con la línea superior de saturación en forma parabólica, aún cuando se presenten en esta variaciones en las condiciones particulares que toman en cuenta flujo estacionario o no estacionario, así como la configuración del fondo del vertedero con pendientes en forma de sierra, pendiente en un solo sentido u horizontal (cfr. McBean, E., Poland, R., Rovers, F. and Crutcher, A. (1982); Demetracopoulos, A., Korfiatis, G., Bourodimos, E. and Nawy, E. (1984); Cosler, D. and, Snow, R. (1984); McEnroe, B. and Schroeder, P. (1988); U.S. EPA, (1989); McEnroe, B. (1989a); McEnroe, B. (1989b); Oweis, I. and Khera, R. (1990); U.S. EPA, (1993); McEnroe, B. (1993); Daniel, D. (1993); Schroeder, P. R., McEnroe, B. M., Peyton, R. L., and Sjostrom, J. W. (1994); McBean, E., Rovers, F. and Farquhar, G. (1995); Reinhart, D. (1998); Environmental Protection Agency, Ireland (2000); Reinhart, D.

and Chopra, M. (2000)). En general, estas modelaciones parten de la conocida parábola de Dupuit-Forchheimer.

De este modo, se juzga conveniente utilizar nuevamente el modelo anteriormente explicado (sección III.4.6), el cual permite de manera sencilla tomar en cuenta la geometría de las pendientes del fondo del vertedero, suponiendo un flujo en estado estacionario.

El espaciamiento entre canales se obtiene a partir de las ecuaciones 3.21 y 3.22 (U.S. EPA, 1989):

$$h_{\max} = \frac{L\sqrt{c}}{2} \left(\frac{\tan^2 \alpha}{c} + 1 - \frac{\tan \alpha}{c} \sqrt{\tan^2 \alpha + c} \right) \quad (4.1)$$

$$c = \frac{q}{k} \quad (4.2)$$

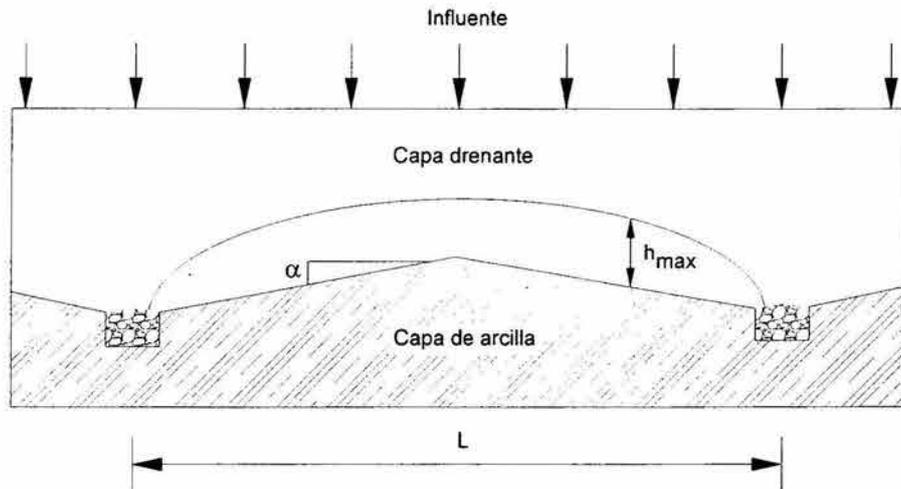


Fig. IV.6 Términos del Modelo de Mound para el cálculo de la separación entre canales de drenaje (Adaptado de U.S. EPA, 1989).

Una vez que se conoce el espaciamiento entre tuberías y la percolación, el flujo de diseño deberá obtenerse a partir del área tributaria que le corresponde al dren y el gasto acumulado que le aporten otros drenes.



Fig. IV.7 El flujo de diseño de cada canal deberá calcularse a partir del área tributaria que le corresponde.

IV.4 Diseño de la sección transversal del canal

El principal problema que presenta el diseño de la sección propuesta radica en que el tamaño de los granulos del medio poroso así como la pendiente propuesta implican que el régimen de flujo dentro de los canales no sea laminar, sino turbulento y por lo tanto que el flujo no sea gobernado por la Ley de Darcy. Por esta razón es necesario hacer primero algunas consideraciones sobre la selección del modelo matemático que será adoptado para el diseño de los canales.

» *Consideraciones previas*

Para conocer el tipo de flujo que se tendría en el canal propuesto se hará un análisis simple de las condiciones de flujo a partir del número de Reynolds. Las variables fundamentales que intervienen en el cálculo son las características del medio poroso (granulometría), las propiedades físicas del fluido (densidad y viscosidad) y el gradiente hidráulico.

En mecánica de fluidos, el tipo de flujo es caracterizado por el número de Reynolds, el cual es número adimensional que expresa la relación entre la fuerza de inercia y la fuerza viscosa:

$$R = \frac{vD\rho}{\mu} \quad (4.3)$$

donde:

v : velocidad del fluido, (cm/seg)

D : diámetro promedio de las partículas del suelo, (cm)

ρ : densidad del fluido, (g/cm³)

μ : viscosidad dinámica del fluido, (g seg/cm²)

Es comúnmente aceptado entre los diversos autores (cfr. Juárez y Rico, 1998; Bower, 1978; Bear, 1979; *et al.*) que el valor límite del número de Reynolds para el que el flujo a través de un medio poroso cambia de laminar a turbulento oscila entre 1 y 10 e incluso hasta 12.

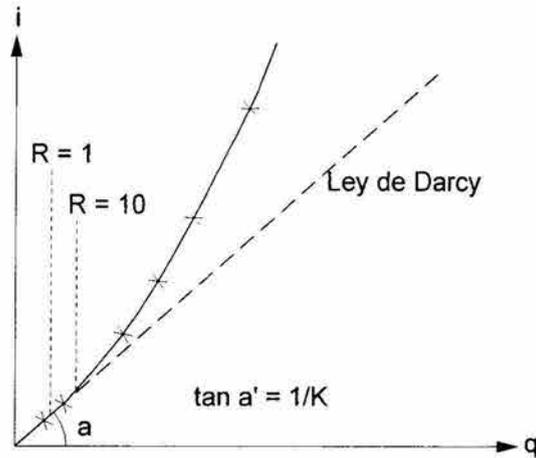


Fig. IV.8. Rango de validez de la Ley de Darcy (Fuente: Bear, 1979).

Es necesario por tanto, probar el rango de magnitud en el que trabajará el sistema propuesto a partir de sus propiedades generales.

Primero se obtendrá la velocidad de flujo, suponiendo que el flujo es regido por la ley de Darcy:

$$v = k \cdot i = k \frac{\Delta h}{\Delta L} \quad (4.4)$$

donde:

v : velocidad del fluido, (cm/seg)

k : permeabilidad o conductividad hidráulica, (cm/seg)

i: gradiente hidráulico, (1), definido como la caída piezométrica (Δh) al recorrer una longitud determinada (ΔL)

En el sistema propuesto, el gradiente hidráulico estará totalmente influenciado por la pendiente del canal por lo que se pueden suponer iguales. En cuanto a la permeabilidad del material, existen algunas relaciones matemáticas propuestas por diversos autores para conocer su rango de magnitud a partir de la granulometría. La mayoría de estas fórmulas son empíricas, una comúnmente aceptada propuesta por Allen Hazen (1892) es (Juárez y Rico, 1998):

$$k = cd^2 \tag{4.5}$$

- k*: Conductividad hidráulica (cm/seg)
- c*: Coeficiente que varía entre 45 y 140 (arcillas hasta arenas limpias respectivamente)
- d*: Diámetro efectivo de los granos de suelo, suele tomarse el d_{10} , (cm)

De acuerdo con Cedergren (1989), esta misma ecuación se aplicaría en términos de la conductividad hidráulica intrínseca con las siguientes consideraciones:

- K_0 : Conductividad hidráulica (m^2)
- c*: Coeficiente con valor de 6.17×10^{-4} para una viscosidad cinemática del fluido de $\nu = 10^{-6} m^2/seg$ (agua a 20°C)
- d*: Diámetro efectivo de los granos de suelo, suele tomarse el d_{10} , (cm)

Calculando con ambas propuestas para los rangos de diámetros granulométricos en análisis (1 – 3 pulgadas) se tiene:

Tabla IV.1. Conductividad hidráulica teórica para gravas gruesas y cantos rodados.

Rangos de permeabilidad	De acuerdo con Juárez y Rico, 1998		De acuerdo con Cedergren, 1989		
	Diámetro (cm)	K_0 (m^2)	K (cm/seg)	K_0 (m^2)	K (cm/seg)
2.5		8.92E-07	8.75E+02	3.86E-07	3.78E+02
5.0		3.57E-06	3.50E+03	1.54E-06	1.51E+03
7.5		8.03E-06	7.88E+03	3.47E-06	3.40E+03

Estos resultados concuerdan con los tabulados de permeabilidades típicas presentados por varios autores (Cedergren, 1989; Juárez y Rico, 1998; Freeze and Cherry, 1979,

Custodio y Llamas, 1983), los cuales, en términos generales refieren valores de entre 1×10^2 y 1×10^4 cm/seg para gravas gruesas.

Calculando ahora el número de Reynolds con la viscosidad del agua a 20°C, (1.005 centipoises) y densidad para esa misma temperatura (0.998 g/cm^3); y con la velocidad definida por la Ley de Darcy, tomando la pendiente mínima recomendada en PROY-NOM-084-ECOL-1994 de 0.4% se tiene:

Tabla IV.2. Número de Reynolds para distintos diámetros promedio de medios porosos.

d (cm)	k (cm/seg)	v (m/seg)	R
2.5	8.75E+02	0.035	875
2.5	3.78E+02	0.015	378
5.0	3.50E+03	0.140	7000
5.0	1.51E+03	0.060	3020
7.5	7.88E+03	0.315	23640
7.5	3.40E+03	0.136	10200

Evidentemente todos los valores sobrepasan significativamente el límite máximo de 10 para suponer que se tiene flujo laminar, por lo tanto se acepta como una de las condiciones de diseño el hecho de que en el sistema se presentará flujo turbulento.

» **Modelo matemático de flujo turbulento**

Uno de los mayores retos de este trabajo ha sido la búsqueda y selección de un modelo matemático que responda a las necesidades de representar el flujo turbulento de agua en medios porosos que a la vez fuera de sencilla aplicación para problemas prácticos.

De acuerdo con la mayoría de los autores consultados, el gradiente hidráulico, o la diferencia de presión entre dos puntos para velocidades elevadas está en función del cuadrado de la velocidad, obteniéndose modelos cuya estructura matemática se podría resumir de la forma:

$$j = \frac{\Delta P}{\Delta L} = av + bv^2 \tag{4.6}$$

Estas formulaciones en general han tomado como punto de partida la modificación a la Ley de Darcy, sugerida por Forchheimer (1901) de incluir el término cuadrático de la

velocidad. Los coeficientes a y b son coeficientes experimentales que dependen básicamente de las características propias del medio poroso (granulometría, porosidad, esfericidad, etc) y de las características del fluido (densidad y viscosidad).

Diversas soluciones han sido propuestas en la literatura (por ejemplo Aravin and Numerov, 1965; Scheidegger, 1974; Muskat, 1946; Ergun, 1952; Ward, 1964; y otros).

De entre los modelos propuestos, el desarrollado por Ward en 1964 se ajusta bien a las necesidades anteriormente mencionadas por desprender su formulación a partir de un análisis dimensional claro. Aún en este modelo se plantea la obtención de un parámetro en forma experimental a partir de la prueba de diferentes materiales y granulometrías.

Ward obtiene finamente una expresión que en su experimentación resultó ser válida para flujo tanto laminar como turbulento en medios porosos:

$$\frac{dP}{dL} = \frac{\mu v}{k} + \frac{0.55 \rho v^2}{k^{1/2}} \quad (4.7)$$

donde:

$\frac{dP}{dL}$: Caída de presión por unidad de longitud [$M T^{-2} L^{-2}$]

μ : Viscosidad dinámica del fluido [$M L^{-1} T^{-1}$]

ρ : Densidad del fluido [$M L^{-3}$]

k : Permeabilidad del medio poroso [L^2]

v : Velocidad macroscópica del fluido [$L T^{-1}$]

Entre las conclusiones obtenidas por el autor es de interés señalar:

- La necesidad de posteriores estudios de la relación entre la media del diámetro del medio poroso, la desviación estándar del diámetro del medio poroso y la permeabilidad.
- Corridas experimentales con otros fluidos distintos al agua con el objeto de variar la densidad y viscosidad.

Expresando la ecuación descrita en términos de gradiente hidráulico y sustituyendo la velocidad por el gasto entre el área mediante la ecuación de continuidad hidráulica se tiene que:

$$\frac{dh}{dL} = \frac{\mu Q}{\gamma g k A} + \frac{0.55 \rho Q^2}{\gamma g k^{1/2} A^2} \quad (4.8)$$

Recordando las características particulares del problema en análisis se tiene que el único parámetro desconocido en la ecuación es el área de la sección transversal del canal, así pues resolviendo para A se tiene:

$$A = \frac{\frac{\mu Q}{\gamma g k} \pm \sqrt{\left(\frac{\mu Q}{\gamma g k}\right)^2 + 2.2 \frac{dh}{dL} \left(\frac{\rho Q^2}{\gamma g k^{1/2}}\right)}}{2 \frac{dh}{dL}} \quad (4.9)$$

Dado que el término de la raíz cuadrada es evidentemente mayor que el primer término de la ecuación, una las soluciones será negativa, por lo tanto se desecha esa solución y se tiene:

$$A = \frac{\frac{\mu Q}{\gamma g k} + \sqrt{\left(\frac{\mu Q}{\gamma g k}\right)^2 + 2.2 \frac{dh}{dL} \left(\frac{\rho Q^2}{\gamma g k^{1/2}}\right)}}{2 \frac{dh}{dL}} \quad (4.10)$$

Con el afán de obtener una formulación aún más sencilla, si se toman como válidas las características físicas del agua a 20°C y sustituyendo el valor de la aceleración gravitacional:

$$\mu = 1.005 \text{ centipoises}$$

$$\rho = 0.998 \text{ g/cm}^3$$

$$\gamma = 1000 \text{ kg/ m}^3$$

$$g = 9.80665 \text{ m/seg}^2$$

$$A = \frac{1.0248 \times 10^{-7} \frac{Q}{k} + \sqrt{1.0502 \times 10^{-14} \left(\frac{Q}{k}\right)^2 + 0.22394 \frac{dh}{dL} \left(\frac{Q^2}{k^{1/2}}\right)}}{2 \frac{dh}{dL}} \quad (4.11)$$

donde:

$\frac{dP}{dL}$: Gradiente hidráulico, equivalente a la pendiente del canal (adimensional)

Q : Gasto de diseño del canal (m³/seg)

K : Permeabilidad intrínseca (m²)

Aplicando esta ecuación sólo restará determinar a partir del área las dimensiones longitudinales del canal.

Cabe agregar que esta simplificación de la fórmula es un tanto cuestionable debido a que utiliza las características del agua a 20° C. En la realidad no se tendrán exactamente estas características, pues por ejemplo, la temperatura dentro de un relleno alcanza temperaturas mayores (en el R. S. Tlalnepantla se registró una temperatura promedio de salida de lixiviados de 31.2°C). También se tendrá una variación en las otras propiedades, como es el caso de la viscosidad en que para algunos experimentos (Joseph *et al.*, 2002) han trabajado con una viscosidad cinemática de entre 0.94 y 0.97 mm/seg² para lixiviados a 24°C, mientras que reportan una viscosidad de 0.93 para el agua.

Sin embargo, a pesar de estas observaciones, se pudo constatar durante la realización de este trabajo, que la mayoría de los autores y manuales utilizan las propiedades físicas del agua para el diseño, dejando de lado las posibles variaciones que se podrían presentar en ellas al tratarse de lixiviados. Por esta razón se presenta la simplificación de la fórmula, misma que es susceptible de mejorarse con experimentación posterior para tomar las características físicas propias de los lixiviados.

IV.5 Comparación de las secciones hidráulicas obtenidas para el uso de tuberías perforadas contra canales rellenos de material pétreo

Para establecer de un modo más claro las similitudes y/o divergencias que pueden existir entre ambas opciones de drenaje en aplicaciones prácticas se propone la comparación de las secciones hidráulicas que se obtienen en cada opción.

Como el cálculo de la separación entre drenajes longitudinales es el mismo en ambos casos, la comparación se hará a partir de que se conoce el gasto de diseño que se debe drenar. En la comparación se tomarán los rangos extremos recomendados para pendientes, es decir, entre 0.4 y 2.0%, y uno intermedio del 1% para diferentes gastos que aparecen en la carta de dimensionamiento de tuberías mostrada en la figura III.6. De acuerdo al análisis teórico de permeabilidades que se efectuó para el caso de los canales rellenos de material pétreo, se tomará como válido el valor medio de permeabilidad de $3 \times 10^{-6} \text{ m}^2$. Para el caso de las tuberías se adoptará la práctica común de que la sección de la canaleta donde se coloca la tubería es de 1.5 veces el diámetro de la tubería.

Tabla IV.3. Comparación de secciones hidráulicas para sistema de drenaje por tuberías contra canales rellenos de material pétreo.

Gasto (ft ³ /seg)	Gasto (L/seg)	Pendiente (%)	Diámetro tubería (in)	Diámetro tubería (cm)	Lados de la canaleta (m)	Área de la sección del canal (m ²)	Lados del canal (m)	
0.1	2.83	0.4	4	10.16	0.15	0.267	0.5	0.53
0.2	5.66	0.4	5	12.70	0.19	0.534	0.5	1.07
0.3	8.50	0.4	5	12.70	0.19	0.801	0.5	1.60
0.4	11.33	0.4	5	12.70	0.19	1.068	0.5	2.14
0.5	14.16	0.4	6	15.24	0.23	1.335	0.5	2.67
0.6	16.99	0.4	7	17.78	0.27	1.602	0.5	3.20
0.7	19.82	0.4	7	17.78	0.27	1.868	0.5	3.74
0.8	22.65	0.4	7	17.78	0.27	2.135	0.5	4.27
0.9	25.49	0.4	7	17.78	0.27	2.402	0.5	4.80
1.0	28.32	0.4	8	20.32	0.30	2.669	0.5	5.34
0.1	2.83	1.0	4	10.16	0.15	0.166	0.5	0.33
0.2	5.66	1.0	4	10.16	0.15	0.332	0.5	0.66
0.3	8.50	1.0	5	12.70	0.19	0.498	0.5	1.00
0.4	11.33	1.0	5	12.70	0.19	0.664	0.5	1.33
0.5	14.16	1.0	5	12.70	0.19	0.829	0.5	1.66
0.6	16.99	1.0	5	12.70	0.19	0.995	0.5	1.99
0.7	19.82	1.0	6	15.24	0.23	1.161	0.5	2.32
0.8	22.65	1.0	6	15.24	0.23	1.327	0.5	2.65
0.9	25.49	1.0	7	17.78	0.27	1.493	0.5	2.99
1.0	28.32	1.0	7	17.78	0.27	1.659	0.5	3.32
0.1	2.83	2.0	4	10.16	0.15	0.116	0.5	0.23
0.2	5.66	2.0	4	10.16	0.15	0.233	0.5	0.47
0.3	8.50	2.0	4	10.16	0.15	0.349	0.5	0.70
0.4	11.33	2.0	5	12.70	0.19	0.465	0.5	0.93
0.5	14.16	2.0	5	12.70	0.19	0.581	0.5	1.16
0.6	16.99	2.0	5	12.70	0.19	0.698	0.5	1.40
0.7	19.82	2.0	5	12.70	0.19	0.814	0.5	1.63
0.8	22.65	2.0	5	12.70	0.19	0.930	0.5	1.86
0.9	25.49	2.0	5	12.70	0.19	1.047	0.5	2.09
1.0	28.32	2.0	6	15.24	0.23	1.163	0.5	2.33

Con los resultados obtenidos se puede observar que las secciones de los canales rellenos de material pétreo aumentan de tamaño en una proporción mucho mayor que los diámetros de las tuberías al aumentar el gasto, esto sin embargo, no representa una desventaja clara para este tipo de drenajes. Más bien deberá quedar a criterio del diseñador evaluar cuál es la opción conveniente al problema concreto, aplicando los valores reales de las condiciones particulares de generación de lixiviados que se tendría, así como los costos y disponibilidad de los materiales de construcción para el sitio determinado.

IV.6 Análisis de un caso real

En el relleno sanitario de Querétaro se ha adoptado el sistema de drenaje mediante canales rellenos de material pétreo para la captación de lixiviados. En este caso se tienen las siguientes características en el sistema:

Tabla IV.4. Características del sistema de drenaje de lixiviados del R. S. de Santiago de Querétaro.

Gasto	15 L/min
Pendiente	2%
Dimensiones del canal	Sección "V" (en cono) de 40 cm de profundidad y un ancho de 120 cm
Área del canal	0.24 m ²
Diámetro del material pétreo	4" (10 cm)

Aplicando los datos a la ecuación propuesta, y con una permeabilidad obtenida para ese diámetro de materiales de $3 \times 10^{-6} \text{ m}^2$ se obtiene:

$$A = 0.0103 \text{ m}^2$$

Con una proporción triangular como la que existe en este relleno se tendría un canal de 8.5 cm de profundidad y 25 cm de ancho.

La diferencia tan grande en dimensiones podría crear especulaciones sobre la calidad del nuevo método propuesto, sin embargo, si se analiza el mismo caso para el diseño de tuberías, sería necesaria una de tan sólo 4" (10.16 cm) de diámetro porque es el diámetro mínimo recomendado, sin embargo la tubería tendría capacidad de conducir poco más de 11 veces más que el caudal con el que se ha hecho el cálculo y tomando en cuenta que el flujo en la tubería también es a gravedad, no a presión y no se ocupa toda la sección tubular.

De este análisis se desprende que:

- Aún cuando la comparación debió realizarse con el gasto de diseño, el cual sería equivalente al gasto máximo ordinario anual y no con el gasto promedio, la sección actual tiene una capacidad de conducción muy sobrada.

- No es necesaria la utilización de diámetros de materiales pétreos tan grandes, pues ni siquiera permitirían la adecuada construcción del canal.

Será necesario proponer dimensiones mínimas constructivas cuando la sección del canal sea pequeña.

Como corolario es necesario hacer notar el hecho de que al carecer de elementos de diseño de la sección transversal de los canales de drenaje, éstos han sido sobredimensionados, lo que influye directamente en el aumento de su costo constructivo.

» **Secciones para otros casos conocidos**

En la investigación se obtuvieron los datos de generación de lixiviados para dos rellenos sanitarios más: Tetlama, Morelos y Nuevo Laredo, Tamaulipas. Si se propusiera la utilización de canales rellenos de materiales pétreos para estos rellenos, se tendría:

Tabla IV.5. Ejemplos de secciones transversales obtenidas para otros casos otros casos conocidos.

Relleno	Gasto (L/seg)	Pendiente (%)	Diámetro material (pulg)	K_0 (m²)	Área del canal (m²)	Lados del canal (cm)
Tetlama	0.535	2	1.5	4.5×10^{-7}	0.038	19.50
Nuevo Laredo	0.013	2	1.5	4.5×10^{-7}	0.001	3.03

Nuevamente en ambos casos se presentan secciones pequeñas por lo que se acabaría proponiendo un dimensionamiento mínimo, por ejemplo, canales mínimos de 20 cm de alto por 30 de ancho para ambos casos.

V. CONCLUSIONES

El drenaje de los lixiviados de un relleno sanitario es un aspecto fundamental que se debe de tomar en cuenta durante la etapa de diseño, dadas las afectaciones ecológicas que pueden provocar. De acuerdo con la revisión bibliográfica realizada, hasta ahora existen algunos métodos de drenaje que son comúnmente aceptados, sin embargo sólo el que se refiere al sistema colector mediante tuberías ha sido estudiado con la profundidad necesaria para emitir recomendaciones de diseño.

El problema fundamental que presenta el diseño matemático de la sección transversal de canales rellenos de material pétreo radica en que éstos trabajan en régimen de flujo turbulento, cuya modelación matemática en medios porosos no es tan popular como en el caso del flujo laminar ni existe una expresión de modelación universalmente aceptada como sería la Ley de Darcy para el flujo laminar.

Adoptando la ecuación de modelación obtenida por Ward (1964) y aplicándola en el problema particular de diseño se obtiene como solución para el área de la sección transversal del canal la expresión:

$$A = \frac{\frac{\mu Q}{\gamma g k} + \sqrt{\left(\frac{\mu Q}{\gamma g k}\right)^2 + 2.2 \frac{dh}{dL} \left(\frac{\rho Q^2}{\gamma g k^{1/2}}\right)}}{2 \frac{dh}{dL}}$$

donde:

A : Área de la sección transversal del canal [L^2]

$\frac{dP}{dL}$: Gradiente hidráulico, equivalente a la pendiente del canal (adimensional)

Q : Gasto de diseño del canal [$L^3 T^{-1}$]

K : Permeabilidad intrínseca [L^2]

μ : Viscosidad dinámica del fluido [$M L^{-1} T^{-1}$]

ρ : Densidad del fluido [$M L^{-3}$]

k : Permeabilidad del medio poroso [L^2]

g : Aceleración gravitacional [$L T^{-2}$]

Cuya simplificación a partir de los datos típicos del agua a 20°C es:

$$A = \frac{1.0248 \times 10^{-7} \frac{Q}{k} + \sqrt{1.0502 \times 10^{-14} \left(\frac{Q}{k}\right)^2 + 0.22394 \frac{dh}{dL} \left(\frac{Q^2}{k^{1/2}}\right)}}{2 \frac{dh}{dL}}$$

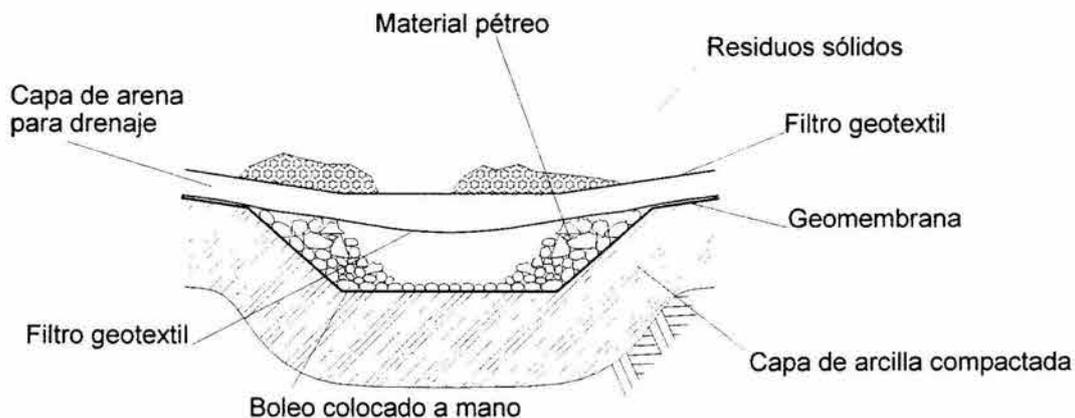
donde:

$\frac{dP}{dL}$: Gradiente hidráulico, equivalente a la pendiente del canal (adimensional)

Q : Gasto de diseño del canal (m³/seg)

K : Permeabilidad intrínseca (m²)

La sección transversal del canal se recomienda rectangular o trapezoidal, según su facilidad constructiva, pues la geometría de la sección no influye en el cálculo. Los criterios sobre filtros, capas de drenantes y capas impermeables que se aplican normalmente en el fondo de los vertederos debe observarse si se utiliza este sistema de drenaje, obteniéndose un arreglo similar al de la siguiente figura:



En cuanto al tamaño granulométrico del material, se ha visto al probar la ecuación de diseño con gastos reales en algunos rellenos del país, que no es conveniente proponer diámetros excesivamente grandes con el afán de asegurar el libre paso del lixiviado y evitar la colmatación ya que estos diámetros resultan inapropiados para el tamaño de la sección. Así pues con diámetros entre 1 y 3 pulgadas se asegura una conductividad hidráulica muy alta y resultan materiales muy manejables.

Se considera necesaria la evaluación experimental del modelo propuesto básicamente en tres áreas:

Obtener la comparación de los resultados del modelo con el trabajo real de los canales.

Obtener las características físicas de densidad y viscosidad de los lixiviados y estudiar su influencia en los resultados calculados y experimentales, aún cuando la práctica comúnmente aceptada sea el diseño de los drenajes con las características físicas del agua.

Obtener valores medidos de la permeabilidad intrínseca de los materiales propuestos.

Por último resulta obligado insistir en la importancia que tiene el buscar que los profesionales en materia de medio ambiente, autoridades, académicos y la sociedad en general impulsemos un verdadero cambio en las prácticas de disposición final de los residuos sólidos urbanos que actualmente tenemos en nuestro país de manera que se adopten técnicas de disposición cuyas efectos ambientales negativos sean los mínimos posibles.

VI. BIBLIOGRAFÍA

- Álvarez, L. y Zúñiga, V. (2001). *Proyecto, Infraestructura, Operación y Monitoreo Ambiental del Relleno Sanitario de Querétaro*. Algunas experiencias municipales exitosas en el control de los residuos sólidos en México, Fundación ICA, México.
- Amoco Fabrics and Fibers Company (2000). *Filter Geotextiles: Permittivity and Permeability. Technical Note No. 5*. Code 94-005/4,000/2/2000 Amoco Fabrics and Fibers Company, Part of the BP Amoco Group, Austell, GA.
- Aravin, V. I., and Numerov, S. (1965). *Theory of Fluid Flow in Undeformable Porous Media*. Translated from Russian, Israel Program for Scientific Translation, Jerusalem.
- Bagchi, A., (1990). *Design, Construction, and Monitoring of Sanitary Landfills*. John Wiley, New York.
- Barry L. K., Ron J. S. y Sheila F. M., (1990). *Speciality Conference on Water Quality: Management of Landfills*. Wat. Pollut. Control Fed., 37, pp.
- Bear, J. (1979). *Hydraulics of Groundwater*. McGraw-Hill. Israel.
- Bear, J. and Zaslavsky, D. (1968). *Physical Principles of Water Percolation and Seepage*. UNESCO.
- Bear, Jacob and Arnold Veruijt, (1987). *Modeling Groundwater Flow and Pollution*. D. Reidel Publishing Company; Dordrecht, Holland.
- Bower, H. (1978). *Groundwater Hydrology*. McGraw-Hill, USA.
- Boyle, W. and Ham R. (1974). *Biological Treatment of Landfill Leachate*. Journal of Water Pollution Control Federation 46: 860 – 872.
- Cavaliere, R., Werthman, P., McManus, K. and Sonntag, M. (1990). *Landfill Leachate Collection System Retrofit Design and Performance – Five Case Studies*. Specialty Conference on Water Quality Management of Landfills. Water Pollution Control Federation (WPCF). July, 1990.
- Cedergren, H. (1989). *Seepage, Drainage and Flow Nets*. 3a Edición, John Wiley and Sons, Inc., USA.
- Cosler, D. and, Snow, R. (1984). *Leachate Collection System Performance Analysis*. ASCE Journal of Geotechnical Engineering Division, Vol. 110, No. 8, August, 1984.

-
- Custodio, E. y Llamas, M. (1983). *Hidrología Subterránea*. Ediciones Omega, Barcelona, España.
- Chian E. and DeWalle F. (1977). *Evaluation of Leachate Treatment, Volume II: Biological and Physical – Chemical Processes*. U. S. Environmental Protection Agency, EPA-600/2-7-186b.
- Daniel, D. (Ed.) (1993). *Geotechnical Practice for Waste Disposal*. Chapman & Hall, London, UK.
- Demetracopoulos, A., Korfiatis, G., Bourdimos, E. and Nawy, E. (1984). *Modeling for Design of Landfill Bottom Liners*. ASCE Journal of the Environmental Engineering Division, Vol. 110, No. 6, December, 1984.
- Diamadopoulos E. (1967). *Characterization and Treatment of Recirculation – Stabilized Leachate*. Wat. Res. 28 (2),
- Environment Agency, UK (2001). *Guidance on Monitoring of Landfill Leachate, Groundwater and Surface Water*. Environment Agency. Bristol.
- Environmental Protection Agency, Ireland (2000). *Landfill Manuals. Landfill Site Design*. Environmental Protection Agency. Wexford, Ireland.
- Fenn, D., Hanley, K. And DeGeare, T. (1975). *Use of the Water Balance Method for Predicting Leachate Generation from Solid Waste Disposal Sites*. U. S. Environmental Protection Agency, -530-SW-169, Cincinnati, Ohio.
- Forchheimer, P. (1930). *Hydraulik*. 3rd ed., Teuber, Leipzig and Berlin. As cited by Hillel, D. (1982). *Introduction to soil physics*. Academic Press, New York.
- Forgie D. J. L. (1988). *Selection of the Most Appropriate Leachate Treatment Methods. Part II: A Review of Recirculation, Irrigation and Potential Physico-Chemical Treatment Methods*. Wat. Pollut. Res. J. Can., 23 pp.
- Freeze, A., and Cherry, J. (1979). *Groundwater*. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ.
- GeoSyntec Consultants (1998). *Tire Shreds as Leachate Drainage Material at Municipal Solid Waste Landfills, Guidance Manual*. GeoSyntec Consultants, Inc. IWMB Publication #212-99-005 Walnut Creek, California 94596.
- Harris, J. M. and Gaspar, J. A. (1988). *Management of Leachate from Sanitary Landfills*. Aiche Symp. Ser. N.Y., No. 265, Vol. 84.

- Harris, Purschwitz and Goldsmith, (2000). *Leachate Treatment Options for Sanitary Landfill*. Intercontinental Landfill Research Symposium, Lulea University of Technology, Sweden.
- INE (1999). *Minimización y Manejo Ambiental de los Residuos Sólidos*. Instituto Nacional de Ecología, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, México.
- Joseph, J., Styles, J., Yuen, S. and Cressey G. (2002). *Variations in Clay Mineral Performance in the Presence of Leachates*.
- Juárez, E. y Rico, A. (1998a). *Mecánica de Suelos; Flujo de Agua en Suelos*. Tomo 3, 3ª Edición, Editorial Limusa, México.
- Juárez, E. y Rico, A. (1998b). *Mecánica de Suelos; Fundamentos de la Mecánica de Suelos*. Tomo 1, 3ª Edición, Editorial Limusa, México.
- Khanbilvardi, R., Ahmed, S. and Gleason, P. (1995). *Flow Investigation for Landfill Leachate (FILL)*. ASCE Journal of the Environmental Engineering, Vol. 121, No. 1, January, 1995.
- Kouzeli-Katsiri, A., Bosdogiani, A. and Cristoulas, D. (1999). *Prediction of Leachate Quality from Sanitary Landfills*. ASCE Journal of the Environmental Engineering, Vol. 125, No. 10, October, 1999.
- Leckie, J. (1979). *Landfill Management with Moisture Control*.
- Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente, (1996). Publicación en Diario Oficial de la Federación, 28 de enero de 1988.
- Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos, (2003). Publicación en Diario Oficial de la Federación, 8 de octubre de 2003.
- Lu, J., Eichenberger, B. and R. Stearns, (1985). *Leachate Migration from Municipal Landfills*. Pollution Technology Review No. 19. Noyes Publications, Park Ridge, New Jersey. 453 pp.
- Maris, P.J. and Robinson, H.D., (1985). *The Treatment of Leachates From Domestic Waste in Landfill Sites*. JWPCF, 57 (1): pp.30-38,.
- McBean, E., Poland, R., Rovers, F. and Crutcher, A. (1982). *Leachate Collection Design for Containment Landfills*. ASCE Journal of the Environmental Engineering Division, Vol. 108, No. EE1, February, 1982.
- McBean, E., Rovers, F. and Farquhar, G. (1995). *Solid Waste Landfill Engineering and Design*. Prentice – Hall, New Jersey.

- McEnroe, B. (1989a). *Steady Drainage of Landfill Covers and Bottom Liners*. ASCE Journal of the Environmental Engineering Division, Vol. 115, No. 6, December, 1989.
- McEnroe, B. (1989b). *Drainage of Landfill Covers and Bottom Liners: Unsteady Case*. ASCE Journal of the Environmental Engineering Division, Vol. 115, No. 6, December, 1989.
- McEnroe, B. (1993). *Maximum Saturated Depth Over Landfill Liner*. ASCE Journal of the Environmental Engineering Division, Vol. 119, No. 2, March/April, 1993.
- McEnroe, B. and Schroeder, P. (1988). *Leachate Collection in Landfills: Steady Case*. ASCE Journal of the Environmental Engineering Division, Vol. 114, No. 5, October, 1988.
- Moshiri, G. and Miller, C. (1992). *An Integrated Solid Waste Facility Design Involving Recycling, Volume Reduction and Wetlands Leachate Treatment*. En Moshiri G. (Ed) (1992) Proceeding of the Constructed Wetlands for the Water Quality Improvement. University of West Florida.
- Muskat, M. (1946). *The Flow of Homogeneous Fluids Through Porous Media*. Edwards Brothers, Inc., Ann Arbor, Mich, USA.
- Navarro M., Ing. Ortega L. y Ing. Pohle O. (2001). *Evaluación Ambiental y Clausura del Sitio de Disposición Final de Residuos Sólidos*. Tetlama, Morelos. Congreso Nacional Amcrespac 2001, México.
- Neal, W. C. (1989). *How to Pick a Geomembrane*. APWA Reporter 56, No. 6; June, 1989.
- NSF (1985). *Standard No. 54., Flexible Membrane Liners*, National Sanitation Foundation, Ann Arbor, Michigan.
- OPS, (1991). *Relleno Sanitario Manual, Guía para el Diseño, Construcción y Operación*. Medellín, Colombia, 153 pp.
- Orta, T., Cruz, R., Rojas, N. and Monje I. (2003). *Serial Water Balance Method for Predicting Leachate Generation in Landfills*. ISWA Waste Management and Research, 2003: 21: 127-136.
- Oweis, I. and Khera, R. (1990). *Geotechnology of Waste Management*. Butterworth & Co. (Publishers) Ltd, England.
- Oweis, I., Smith, D., Ellwood, R. and Greene, D. (1990). *Hydraulic Characteristics of Municipal Refuse*. ASCE Journal of Geotechnical Engineering Division, Vol. 116, No. 4, April, 1990.

- Pohland F. G. y Kang S. J. (1975). *Sanitary Landfill Stabilization with Leachate Recycle and Residual Treatment*. AIChE Symp. Ser. 145(71), 308 pp.
- Pohland, F. (1996). *Landfill Bioreactors: Fundamentals and Practice*. WQI Journal. September/October, 1996.
- Reinhart, D. (1998). *Prediction and Measurement of Leachate Head on Landfill Liners*. State University System of Florida, Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management.
- Reinhart, D. and Chopra, M. (2000). *MSW Landfill Leachate Collection Systems for the New Millenium*. State University System of Florida, Florida Center for Solid and Hazardous Waste Management.
- Richardson, G., Giroud, J. and Zhao, A. (2000). *Design of Lateral Drainage Systems for Landfills (Draft)*. USA.
- Robinson, H. and Baschurch, W., (1999). *State-of-the-Art Landfill Leachate Treatment Systems in the Uk and Ireland*. IWM Conference, 1999.
- Rowe, K., Armstrong, M. and Cullimore, R. (2000). *Particle Size and Clogging of Granular Media Permeated with Leachate*. ASCE Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, Vol. 126, No. 9, September, 2000.
- Sancho J. y Rosiles G., (1999). *Situación Actual del Manejo Integral de los Residuos Sólidos en México*. SEDESOL. México.
- Scheidegger, A. (1974). *The Physics of Flow Through Porous Media*. 3a Ed. University of Toronto Press, Toronto.
- Schroeder, P. R., McEnroe, B. M., Peyton, R. L., and Sjostrom, J. W. (1994). *The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model Engineering Documentation for Version 3*. U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station (WES), Vicksburg, MS.
- SEDESOL, (1996). *Manual para la Operación de Rellenos Sanitarios*. México.
- SEMARNAT (1994). *Proyecto de Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-084-ECOL-1994*, Que establece los requisitos para el diseño de un relleno sanitario y la construcción de sus obras complementarias.
- SEMARNAT (1996). *Norma Oficial Mexicana NOM-083-SEMARNAT-1996*, Que establece las condiciones que deben reunir los sitios destinados a la disposición final de los residuos sólidos municipales. Publicación Diario Oficial de la Federación, 25 de noviembre de 1996.

-
- SEMARNAT (2003). *Proyecto de Norma Oficial Mexicana PROY-NOM-083-SEMARNAT-2003*, Especificaciones de protección ambiental para la selección del sitio, diseño, construcción, operación, monitoreo, clausura y obras complementarias de un sitio de disposición final de residuos sólidos municipales.
- Senior, Eric (Ed.) (1995). *Microbiology of Landfill Sites*. Boca Raton: Lewis Publishers.
- Sotelo, G. (1974). *Hidráulica General. Vol. 1*. Editorial Limusa, México.
- Tchobanoglous G., Theisen Hilary, Vigil S. (1993). *Integrated Solid Waste Management. Engineering Principles and Management Issues*. McGraw-Hill, 992 pp.
- U.S. ARMY (1994). *Sanitary Landfill Technical Manual*. TM 5-814-5 Washington, D.C.
- U.S. ARMY (1995). *Engineering Use Of Geotextiles. Technical Manual*. TM 5-818-8/AFJMAN 32-1030 Departments of the Army and the Air Force Washington, DC.
- U.S. Army Corps of Engineers (1984). *Engineering and Design Sanitary Landfill, Mobilization Construction*. Engineer Manual No. EM 1110-3-177. Department of the Army U . S . Army Corps of Engineers Washington, D .C . 20314.
- U.S. Army Corps of Engineers (1986). *Engineering and Design. Seepage Analysis and Control for Dams*. Engineer Manual No. EM 1110-2-1901. Department of the Army U . S . Army Corps of Engineers Washington, D .C . 20314.
- U.S. Army Corps of Engineers (1999). *Engineering and Design. Groundwater Hydrology*. Engineer Manual No. EM 1110-2-1421. Department of the Army U . S . Army Corps of Engineers Washington, D .C . 20314.
- U.S. EPA, (1986a). *Leachate Collection and Gas Migration and Emission Problems at Landfills and Surface Impoundments*. EPA/600/S2-86/017; U.S. EPA; Hazardous Waste Engineering Research Laboratory, Cincinnati, Ohio 45268.
- U.S. EPA (1986b). *Method 9100 Saturated Hydraulic Conductivity, Saturated Leachate Conductivity, and Intrinsic Permeability*. U.S. EPA, Cincinnati, Ohio 45268.
- U.S. EPA, (1988). *Guide to Technical Resources for the Design of Land Disposal Facilities*. EPA/625/6-88/018; U.S. EPA; Risk Reduction Engineering Laboratory; Center for Environmental Research Information; Cincinnati, Ohio 45268.
- U.S. EPA, (1989). *Seminar Publication - Requirements for Hazardous Waste Landfill Design, Construction and Closure*. EPA/625/4-89/022; U.S. EPA; Center for Environmental Research Information; Office of Research and Development; Cincinnati, Ohio 45268.
-

-
- U.S. EPA, (1991a). *Landfill Leachate Clogging of Geotextile (and Soil) Filters*. EPA/600/S2-91/025; U.S. EPA; Risk Reduction Engineering Laboratory, Cincinnati, Ohio 45268.
- U.S. EPA, (1991b). *Rate of Flow of Leachate through Clay Soil Liners*. EPA/600/S2-91/021; U.S. EPA; Risk Reduction Engineering Laboratory, Cincinnati, Ohio 45268.
- U.S. EPA, (1993). *Solid Waste Disposal Facility Criteria*. EPA530-R-93-017; U.S. EPA, Solid Waste and Emergency Response (5305).
- U.S. EPA, (1995a). *Ground-Water and Leachate Treatment Systems*. EPA/625/R-94/005; U.S. EPA; Center for Environmental Research Information; Office of Research and Development; Cincinnati, Ohio 45268.
- U.S. EPA, (1995b). *Leachate Clogging Assessment of Geotextile and Soil Landfill Filters*. EPA/600/SR-95/141; U.S. EPA; National Risk Management Research Laboratory, Cincinnati, Ohio 45268.
- USDA, Soil Conservation Service. (1985). *National Engineering Handbook, Section 4, 115 Hydrology*. U.S. Government Printing Office, Washington, D.C.
- Vázquez, O. (2001a). *Clausura y Saneamiento del Extiradero de Basura y Construcción o Operación del Relleno Sanitario de Tlalnepantla de Baz, Estado de México*. Congreso Nacional Amcrespac 2001, México.
- Vázquez, O. (2001b). *Proceso de Licitación, Construcción y Operación del Relleno Sanitario de Tlalnepantla de Baz, Estado de México. Algunas experiencias municipales exitosas en el control de los residuos sólidos en México*. Fundación ICA, México.
- Ward, J. (1964). *Turbulent Flow in Porous Media*. ASCE Journal of the Hydraulics Engineering Division, Vol. 90, No. H15, September, 1964.