



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE MÉXICO

FACULTAD DE INGENIERÍA

CENTRO INTERAMERICANO DE RECURSOS DEL AGUA

**EVALUACIÓN DE LOS MECANISMOS
PREFERENCIALES DE ATENUACIÓN NATURAL DE
UNA PLUMA DE LIXIVIADO GENERADA EN EL
VERTEDERO MUNICIPAL DE METEPEC, ESTADO
DE MÉXICO**

TESIS

*Que, para obtener el grado de :
Doctor en Ingeniería con énfasis en Ciencias del Agua*

PRESENTA

GUILLERMO PEDRO MORALES REYES

DIRECTOR DE TESIS

DR. JAIME GÁRFIAS SOLIZ

Diciembre del 2008

AGRADECIMIENTOS

Las siguientes líneas son para manifestar un profundo agradecimiento a la Secretaría de Investigación y Estudios Avanzados por el apoyo a las investigaciones que permitieron la realización del presente trabajo.

Se agradece de manera especial, al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por el apoyo ofrecido mediante el Programa de becas, del cuál fui favorecido como becario durante la realización del Programa Doctoral. Asimismo al Consejo Mexiquense de Ciencia y Tecnología por el apoyo mediante una beca para realización de tesis – investigación.

Un afectuoso reconocimiento lleno de gratitud a todos los profesores del CIRA que de una u otra manera transmitieron sus conocimientos y experiencias para lograr una formación Doctoral.

Manifiesto un especial agradecimiento a todo el personal técnico del Laboratorio de Ingeniería Civil de la Facultad, por todo el apoyo ofrecido para la realización de los trabajos de campo y de laboratorio. Asimismo, se reconoce el apoyo del personal técnico del CIRA, quienes participaron en la realización de montajes de herramientas y modificaciones especiales a las herramientas de campo, muy importantes para los trabajos *in situ*.

Un especial agradecimiento para el Dr. Jaime Gárfias Soliz, quien llevó a cabo de manera atinada sus investigaciones que enriquecieron los contenidos del presente trabajo, acompañados de las enseñanzas que sólo un investigador de vocación generosa en el ámbito de la investigación puede llevar a cabo.

ÍNDICE GENERAL

CAPÍTULO 1..... ;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.

INTRODUCCIÓN..... ;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.

- 1.1. GENERALIDADES.....;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
- 1.2. LOS VERTEDEROS DE RESIDUOS SÓLIDOS Y RELLENOS SANITARIOS: EJEMPLOS DE FUENTES DE CONTAMINACIÓN;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
- 1.3. PROBLEMÁTICA POR CONTAMINACIÓN DERIVADA DE LOS RELLENOS SANITARIOS Y VERTEDEROS DE RESIDUOS SÓLIDOS;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
- 1.4. OBJETIVO DE LA INVESTIGACIÓN.....;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
- 1.5. ORGANIZACIÓN DE LA TESIS.....;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.

CAPÍTULO 2..... ;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.

DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO..... ;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.

- 2.1 LOCALIZACIÓN.....;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
- 2.2 CARACTERÍSTICAS GEOLÓGICAS DE LA ZONA DE ESTUDIO. ;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
- 2.3 FISIOGRAFÍA DE LA ZONA DE ESTUDIO;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
- 2.4 CONDICIONES HIDROLÓGICAS VINCULADAS A LA ZONA DE ESTUDIO ..;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
 - 2.4.1 *Hidrología superficial*..... ;Error! Marcador no definido.
 - 2.4.2 *Hidrometría* ;Error! Marcador no definido.
 - 2.4.3 *Hidrología subterránea*..... ;Error! Marcador no definido.
 - 2.4.4 *Características climatológicas del valle de Toluca*..... ;Error! Marcador no definido.
- 2.5 CONDICIONES EDAFOLÓGICAS DE LA ZONA DE ESTUDIO.....;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
- 2.6 EL VALLE DE TOLUCA. UBICACIÓN DE UN CASO PARTICULAR DE ESTUDIO: EL VERTEDERO DE METEPEC.....;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
- 2.7 EL VERTEDERO DE METEPEC;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.

CAPÍTULO 3..... ;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.

CONTEXTO GENERAL DE LOS RELLENOS SANITARIOS Y VERTEDEROS DE RESIDUOS SÓLIDOS ;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.

- 3.1 INTRODUCCIÓN;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
- 3.2 UNA VISIÓN MUNDIAL DE LA PROBLEMÁTICA CAUSADA POR LA UTILIZACIÓN DE VERTEDEROS DE RESIDUOS SÓLIDOS;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
- 3.3 MÉXICO Y LA DEPOSICIÓN FINAL DE RESIDUOS SÓLIDOS: UN ACONTECER QUE SE VIVE EN LOS PAÍSES SUBDESARROLLADOS.....;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
- 3.4 MEDIDAS ADOPTADAS HASTA EL MOMENTO EN PAÍSES DESARROLLADOS, MÉXICO Y METEPEC.....;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.

CAPÍTULO 4..... ;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.

CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS ;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.

- 4.1 INTRODUCCIÓN;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
- 4.2 UNA PROBLEMÁTICA DIFÍCIL DE CONTROLAR;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
- 4.3 NECESIDADES DE PROTECCIÓN DE LOS ACUÍFEROS.....;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
- 4.4 DEGRADACIÓN DE LOS RESIDUOS EN EL VERTEDERO;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
 - 4.4.1 *Factores que influyen en la descomposición de los residuos.* ;Error! Marcador no definido.

CAPÍTULO 5.....;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.

TÉCNICAS DE REMEDIACIÓN MÁS COMUNES....;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.

- 5.1 INTRODUCCIÓN;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
- 5.2 LA ALTERNATIVA DE REMEDIACIÓN Y SUS IMPLICACIONES;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
- 5.3 ANÁLISIS DE LAS DIFERENTES TÉCNICAS DE REMEDIACIÓN;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
- 5.4 COMPARACIÓN DE LAS DIFERENTES TÉCNICAS DE REMEDIACIÓN;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
- 5.5 EL PROCESO DE ATENUACIÓN NATURAL;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
 - 5.5.1 *La importancia de la capacidad de atenuación natural.*.....;Error! Marcador no definido.
 - 5.5.2 *Componentes de un sistema de atenuación natural.*.....;Error! Marcador no definido.
 - 5.5.3 *Mecanismos de atenuación natural.*.....;Error! Marcador no definido.
 - 5.5.4 *La remediación por atenuación natural influida por los vertederos sanitarios.*.....;Error! Marcador no definido.

CAPÍTULO 6.....;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.

EVALUACIÓN INTEGRAL DE LA ATENUACIÓN NATURAL DE UNA PLUMA DE LIXIVIADO;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.

- 6.1 INTRODUCCIÓN;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
- 6.2 PRESENTACIÓN DE LOS RECURSOS METODOLÓGICOS INTEGRADOS;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
- 6.3 REALIZACIÓN DE LOS TRABAJOS DE CAMPO;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
 - 6.3.1 *Reconocimiento de la zona de estudio y obtención de informes básicos...* ;Error! Marcador no definido.
 - 6.3.2 *Realización de una campaña de monitoreo de desplazamientos de biogás y muestreo de pozos de lixiviado.*.....;Error! Marcador no definido.
 - 6.3.3 *Caracterización estratigráfica del sitio de estudio*;Error! Marcador no definido.
 - 6.3.4 *Evaluación de la velocidad de filtración del agua superficial en la capa superior de suelo alrededor del vertedero municipal y en su interior.* ;Error! Marcador no definido.
- 6.4 CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DEL LIXIVIADO GENERADO EN EL INTERIOR DEL VERTEDERO DE RESIDUOS SÓLIDOS;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
- 6.5 MODELACIÓN DE FLUJO Y TRANSPORTE DE CONTAMINANTES;ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
 - 6.5.1 *Implementación del modelo conceptual.*.....;Error! Marcador no definido.
 - 6.5.2 *Calibración de la modelación de flujo subterráneo en condiciones estacionarias* ... ;Error! Marcador no definido.
 - 6.5.3 *Calibración de flujo y transporte (difusión y advección) en condiciones transitorias, utilizando cloruros como elemento traza*;Error! Marcador no definido.
 - 6.5.4 *Modelación de flujo y transporte considerando los procesos de difusión, advección y sorción (isotermas lineal, de Freundlich y de Langmuir)* . ;Error! Marcador no definido.
 - 6.5.5 *Modelación de flujo y transporte considerando los procesos de difusión, advección, sorción (isotermas lineal, Freundlich y Langmuir) y biodegradación (cinética de Monod)*;Error! Marcador no definido.

6.5.6	<i>Evaluación de los tiempos de remediación asociados con la atenuación natural simulada</i>	¡Error! Marcador no definido.
CAPÍTULO 7		¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
ANÁLISIS Y PRESENTACIÓN DE RESULTADOS ...		¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
7.1	INTRODUCCIÓN	¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
7.2	FLUCTUACIÓN DE LOS NIVELES DE LIXIVIADO SEGÚN LOS TRABAJOS DE MONITOREO ¡ERROR!	MARCADOR NO DEFINIDO.
7.3	PERFIL DE ESTRATIGRAFÍA GENERAL DEL SITIO DE ESTUDIO	¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
7.3.1	<i>Análisis de resultados de los trabajos de granulometría</i>	¡Error! Marcador no definido.
7.3.2	<i>Velocidad de infiltración del agua pluvial en la superficie del vertedero</i> .	¡Error! Marcador no definido.
7.4	PERFIL LONGITUDINAL DE LA DIRECCIÓN PREFERENCIAL DE MIGRACIÓN DE LA PLUMA DE LIXIVIADO	¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
7.5	CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS DEL LIXIVIADO MUESTREADO EN EL VERTEDERO MUNICIPAL DE METEPEC	¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
7.6	MODELO CONCEPTUAL DEL SITIO BAJO ESTUDIO	¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
7.7	CALIBRACIÓN DEL MODELO DE FLUJO EN CONDICIONES ESTACIONARIAS	¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
7.8	MODELACIÓN DE FLUJO Y TRANSPORTE (DIFUSIÓN MÁS ADVECCIÓN) EN CONDICIONES TRANSITORIAS, UTILIZANDO CLORUROS COMO ELEMENTO TRAZA	¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
7.9	MODELACIÓN DE FLUJO Y TRANSPORTE CONSIDERANDO LOS PROCESOS DE DIFUSIÓN, ADVECCIÓN Y SORCIÓN (ISOTERMAS LINEAL, DE FREUNDLICH Y DE LANGMUIR)	¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
7.10	MODELACIÓN DE FLUJO Y TRANSPORTE CONSIDERANDO LOS PROCESOS DE DIFUSIÓN, ADVECCIÓN, SORCIÓN Y BIODEGRADACIÓN (CINÉTICA DE MONOD) ...	¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
7.11	ESCENARIOS DE SIMULACIÓN DE FLUJO Y TRANSPORTE CONSIDERANDO CONDICIONES ENFOCADAS A LA REMEDIACIÓN	¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
CAPÍTULO 8		¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES		¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
8.1	INTRODUCCIÓN	¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
8.2	TRABAJOS DE CAMPO REALIZADOS	¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
8.3	CARACTERIZACIÓN QUÍMICA DEL LIXIVIADO	¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
8.4	MODELACIÓN Y SIMULACIÓN DE FLUJO Y TRANSPORTE DE CONTAMINANTES	¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
8.5	PROPUESTA DE IMPLEMENTACIÓN DE TRABAJOS FUTUROS ¡ERROR!	MARCADOR NO DEFINIDO.
BIBLIOGRAFÍA		¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
ANEXO 1		¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
ANEXO 2		¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.
ANEXO 3		¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 2.1. Localización espacial del área de estudio y macrolocalización del municipio de Metepec, Estado de México.**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 2.2. Ubicación espacial del vertedero de residuos sólidos de Metepec en relación a las zonas urbanizadas e infraestructura de servicios públicos, localizados en el área de estudio.**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 2.3. Representación gráfica de la geología predominante en la cuenca alta del río Lerma (modificado de Franco, 2006).**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 3.1. Ilustración del crecimiento demográfico para el periodo de 1950 hasta 2005 (SEDESOL, 1999).**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 3.2. Comparación en el tiempo, del crecimiento demográfico contra la generación de residuos sólidos presentados en México, durante el periodo de 1950 hasta 2000 (SEDESOL, 1999).**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 3.3. Prioridades y criterios ambientales para el manejo de residuos sólidos propuesto por la Unión de Países Europeos (GTZ, 2003).**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 3.4. Implementación de un proyecto de construcción de un relleno sanitario operable (SEMARNAT, 2003).**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 3.5. Diagrama de flujo de las actividades de manejo y disposición final de los residuos sólidos urbanos y municipales no peligrosos (Adaptado de SEMARNAT, 2003).**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 4.1. Diversas fuentes de contaminación del agua subterránea en unción de las actividades antropogénicas, que influyen en la producción de las masas de contaminantes (Adaptado de Bedient, 1999).**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 4.2. Esquema de tres escenarios de contaminación, a) pluma de lixiviado sin NAPL, b) pluma contaminante con NAPLs en flotación y en forma de residuos, c) pluma contaminante con fases libres de DNAPLs (Adaptado de Bedient, 1999).**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 4.3. Esquema de una pluma contaminante en la cuál el decaimiento de su concentración, se produce por la intervención de diversos caudales de impulso; Q_1 , por flujo gradiente arriba; Q_2 , infiltración de agua pluvial; Q_3 , suministro de otros acuíferos; Q_4 , recarga por cuerpos de agua superficiales (Adaptado de Bedient, 1999).**
¡Error! Marcador no definido.

- Figura 4.4. Esquema de las reacciones en la digestión anaerobia de materiales poliméricos (Adaptado de Lobo, 2003).**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 4.5. Evolución en el tiempo de las emisiones de un vertedero. Fases de ajuste inicial (I y II), ácida (III), metanogénica (IV) y de maduración (V) (Adaptado de Lobo, 2003).**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 5.1. Opciones de remediación y control de la fuente. A) bombeo y tratamiento estándar. B) bombeo y tratamiento con esquema alineado. C) sistema de barreras de tratamiento. D) muros de bentonita. E) sistema de embudos y compuertas (Modificado de Bedient, 1999).**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 5.2. A) vista en planta de una trinchera de intercepción de la pluma contaminante, B) perfil de una trinchera que intercepta una pluma contaminante para su posterior bombeo y tratamiento (Adaptado de Bedient, 1999).**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 5.3. Trincheras de captación de plumas contaminantes en zonas de ubicación de la fuente de contaminación (Adaptado de Bedient, 1999).**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 5.4. Sistema de inyección de oxígeno y nutrientes para provocar una bioremediación y captación de una pluma remanente para su posterior reciclado o tratamiento (Adaptado de Bedient, 1999).**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 5.5. Proceso de inyección de aire a presión para iniciar la esparción de vapor conducente de partículas de pluma contaminante hacia la zona de captación de vapor mediante un sistema de vacío (Adaptado de Bedient, 1999).**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 5.6. Esquema que ilustra un sistema de embudos y compuertas. A) en planta. B) sección transversal de una compuerta cerrada. C) sección transversal de una compuerta abierta.**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 5.7. Esquema de un sistema de confinamiento mediante una instalación de paredes de baja permeabilidad, A) paredes ubicadas en zona cerrada, B) paredes instaladas en zona abierta.**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 5.8. a) métodos utilizados para sanear las aguas subterráneas de filtraciones de tanques de almacenamiento en 1997. b) métodos utilizados para sanear suelos de filtraciones de tanques de almacenamiento registrados en 1997 Modificado de Soil and Groundwater Cleanup, 1998).**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 5.9. Representación gráfica de la evolución en la reducción de los costos correspondientes a las diversas técnicas de remediación de aguas subterráneas.**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 6.1. Esquema de un perfil longitudinal del vertedero sanitario, mostrando los elementos más importantes para realizar una implementación de modelo conceptual del escenario de contaminación en las zonas no saturada y saturada.**
¡Error! Marcador no definido.

- Figura 6.2.** Ubicación de los puntos denotados por la letra S y marcados con rectángulo azul, donde se realizaron las mediciones de velocidad del viento y se identificó el desplazamiento del biogás.
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 6.3.** Ubicación de los pozos de biogás en el interior del vertedero, utilizados para el monitoreo del nivel de lixiviado. También se localizan los sitios donde se utilizó el rotomartillo giratorio para la instalación de los piezómetros.
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 6.4.** Triángulo de texturas aplicable según los porcentajes de arena, limo y arcilla obtenidos de las pruebas de granulometría.
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 6.5.** Esquema de las condiciones de instalación de los piezómetros en las perforaciones realizadas en la frontera norte y noreste del vertedero sanitario.
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 6.6.** Ubicación de los pozos que se utilizaron para determinar la estratigrafía, granulometría y conductividad hidráulica. Nótese que el pozo 4 alineado en la parte central con los pozos 6 y 7, indica una posible ruta de migración del lixiviado.
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 6.7.** Ubicación de los sitios donde se realizaron las pruebas de infiltración, utilizando el permeámetro de cilindros concéntricos, para las zonas z1, z2, z3, z4 y z5 en el interior y las zonas z6 y z7 en el exterior del vertedero.
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 6.8.** Ubicación de pozos de biogás, pozos someros y pozos de muestreo de lixiviado considerados al momento de realizar la campaña de monitoreo de lixiviado, aguas subterráneas y los correspondientes muestreos.
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 6.9.** Ubicación de las perforaciones realizadas en la frontera norte del vertedero, algunos de estos alineados con la dirección preferencial del flujo subterráneo.
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 6.10.** Ubicación de los elementos utilizados como herramienta para la obtención de la información de campo, muestreos y parámetros de laboratorio, incorporados al conjunto de datos manejados en el modelo conceptual.
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 6.11.** Esquema de la combinación de escenarios físico con parámetros de Monod verificados en los periodos 2005, 2006 -2010 y 2011 - 2015.
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 6.12.** Esquema de la orientación del eje de la pluma respecto de la dirección de evaluación de las capacidades de atenuación natural.
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 7.1.** Ubicación de las zonas donde se aprecia un cambio en la intensidad de desplazamiento de biogás, en función de la velocidad y dirección del viento.
¡Error! Marcador no definido.

- Figura 7.2. Mapa de ubicación de los sitios donde se instalaron los dispositivos de muestreo de lixiviado en la zona frontera del vertedero.**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 7.3. Ilustración de la fluctuación de los niveles observados en los pozos de combustión de biogás seleccionados como representativos de cada nivel topográfico existente en las fechas de monitoreo.**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 7.4. Perfil transversal estratigráfico ilustrando intercalaciones de material a) a lo largo de la sección A-A'. b) sección vertical mostrando las capas de material de la frontera norte del vertedero.**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 7.5. a) sección B-C-D del perfil longitudinal estratigráfico aplicado sobre la superficie del vertedero. b) estratigrafía correlacionada hasta una profundidad de 150 m.**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 7.6 Representación de la ubicación de los pozos perforados a lo largo de la frontera noreste–noroeste y los alineados en dirección preferencial de desplazamiento de la pluma de lixiviado.**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 7.7. Composición estratigráfica local del pozo Pz1.**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 7.8. Aplicación del triángulo de texturas para determinar en función de los porcentajes de arena, arcilla y limo, la clasificación textural de la estratigrafía correspondiente a los espesores que componen el perfil de, A) pozo Pz1; B) pozo Pz2; C) pozo Pz3 y D) pozo Pz4.**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 7.9. Aplicación del triángulo de texturas para determinar en función de los porcentajes de arena, arcilla y limo, la clasificación textural de la estratigrafía correspondiente a los espesores que componen el perfil de, A) pozo Pz5; B) pozo Pz6 y C) pozo Pz7.**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 7.10. Determinación de un perfil estratigráfico en base a la información generada de los estudios de granulometría aplicada a los siete pozos perforados hasta una profundidad de 28 m y la perforación complementaria de 76 m de profundidad.**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 7.11. Perfil de conductividad generado en función de la consistencia granulométrica del perfil estratigráfico correspondiente al pozo Pz1; según la teoría de Hasen.**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 7.12. Ubicación de los valores de velocidades de infiltración base, determinados con el permeámetro de cilindros concéntricos en el exterior e interior del vertedero.**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 7.13. Perfil longitudinal orientado de suroeste a noreste correspondiente a la dirección principal de migración de la pluma de lixiviado.**
¡Error! Marcador no definido.

- Figura 7.14. Representación de las diferentes etapas de formación de lixiviado según resultados de muestreos realizados en el cuerpo del vertedero (zonas aerobia y facultativa). Las elevaciones y cotas están en metros.**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 7.15 Tendencias de formación de lixiviado generado en el vertedero de Metepec en comparación con las etapas típicas identificadas en diversos rellenos sanitarios.**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 7.16. Esquema de la malla de modelado obtenida para representar el domino del modelo conceptual.**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 7.17. Esquema del modelo conceptual utilizado para realizar los correspondientes trabajos de modelación y simulación de flujo y transporte de contaminantes**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 7.18. Curva de calibración de las cargas calculadas con las cargas observadas en los pozos de bombeo la Vialidad y la Chacra.**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 7.19. Calibración de flujo y transporte de cloruros. a) corresponde al periodo de tiempo 1981 - 1985. b) refiere al periodo 2001 - 2005, tiempo en el cual se obtuvieron las concentraciones observadas.**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 7.20. Configuraciones de las plumas contaminantes, involucrando en el proceso de flujo y transporte, advección, difusión con: a) sorción con isoterma lineal, b) sorción con isoterma de Freundlich, c) sorción con isoterma de Langmuir. Las concentraciones son de COT en mg/L.**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 7.21. Configuración de la pluma contaminante, involucrando en el proceso de flujo y transporte: difusión, advección, sorción (a) lineal, b) freundlich y c) langmuir) y biodegradación. (Concentraciones de COT en mg/L).**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 7.22. Ilustración de la configuración de una pluma contaminante simulada para el periodo de tiempo 2006. Se involucraron los procesos de difusión, advección, sorción y biodegradación para calibrar la concentración de COT en 680 mg/L.**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 7.23. Tendencia de la capacidad de atenuación natural en el periodo 2005, para los escenarios físicos a) vertedero operando en condiciones naturales, b) reducción del 75 % de los impulsos de concentración, c) impermeabilización de la cobertura del vertedero.**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 7.24. Tendencia de la capacidad de atenuación natural en el periodo 2006-2010, para los escenarios físicos a) vertedero operando en condiciones naturales, b) reducción del 75 % de los impulsos de concentración, c) impermeabilización de la cobertura del vertedero.**
¡Error! Marcador no definido.
- Figura 7.25. Tendencia de la capacidad de atenuación natural en el periodo 2011-2015, para los escenarios físicos a) vertedero operando en condiciones naturales, b) reducción del 75 % de los impulsos de concentración, c) impermeabilización**

de la cobertura del vertedero.

¡Error! Marcador no definido.

Figura 7.26. Tendencia de la capacidad de atenuación natural utilizando los parámetros de biodegradación $C_m \cdot K_{grow} = 0.008$ y $K_s = 0.2$, para los escenarios: a) vertedero trabajando en condiciones naturales, b) reducción del 75 % de los impulsos de concentración, c) impermeabilización de la cobertura del vertedero.

¡Error! Marcador no definido.

Figura 7.27. Tendencia de la capacidad de atenuación natural utilizando los parámetros de biodegradación $C_m \cdot K_{grow} = 0.06$ y $K_s = 0.2$, para los escenarios: a) vertedero trabajando en condiciones naturales, b) reducción del 75 % de los impulsos de concentración, c) impermeabilización de la cobertura del vertedero.

¡Error! Marcador no definido.

Figura 7.28. Tendencia de la capacidad de atenuación natural utilizando los parámetros de biodegradación $C_m \cdot K_{grow} = 0.1$ y $K_s = 0.2$, para los escenarios: a) vertedero trabajando en condiciones naturales, b) reducción del 75 % de los impulsos de concentración, c) impermeabilización de la cobertura del vertedero.

¡Error! Marcador no definido.

Figura 7.29. Capacidad de atenuación natural del periodo 2011-2015, considerando la condición de operación del vertedero en su estado natural con la aplicación de los parámetros de biodegradación que aportan mínimo efecto favorable a la capacidad de atenuación del contaminante (0.008/0.2). Para este caso, considerado el más desfavorable, el pozo la Vialidad es afectado por concentraciones del orden de los 100 mg/L.

¡Error! Marcador no definido.

Figura 7.30. Capacidad de atenuación natural del periodo 2011-2015, considerando la condición de reducción del 75 % de las impulsiones de concentración, con la aplicación de los parámetros de biodegradación que aportan efecto medio sobre la capacidad de atenuación del contaminante (0.06/0.2). En este escenario se observa una pluma remanente de concentraciones que oscilan entre 0 y 140 mg/L y en el pozo la Vialidad las concentraciones son menores a 3 mg/L, concluyendo que se logra obtener condiciones de atenuación eficientes.

¡Error! Marcador no definido.

Figura 7.31. Capacidad de atenuación natural del periodo 2011-2015, considerando la cobertura superficial del vertedero impermeabilizada con la aplicación de los parámetros de biodegradación que aportan máximo efecto favorable a la capacidad de atenuación del contaminante (0.1/0.2). En este caso las concentraciones de COT son menores a 3 mg/L en el pozo la Vialidad, lográndose una capacidad de atenuación natural eficiente.

¡Error! Marcador no definido.

Figura 7.32. Grupo de curvas de capacidades de atenuación natural del periodo 2005, considerando la combinación de escenarios A, B y C. En la parte a) se observa diferencias en el cambio de concentración respecto a la distancia, influido mayoritariamente por el escenario físico. Respecto a la parte b), se identifica una zona de estabilización de las tasas de biodegradación respecto a la distancia, para los escenarios físicos utilizados. En la parte c) existe una divergencia de valores de concentraciones entre los escenarios simulados. Donde se ubica el pozo la Vialidad parte d), se observa el avance de la pluma contaminante, no existe captación de la pluma

contaminante.

¡Error! Marcador no definido.

Figura 7.33. Grupo de curvas de capacidades de atenuación natural del periodo 2006-2010, considerando la combinación de escenarios A, B y C. En la parte a) se ilustra el efecto del cambio de escenario físico al final del periodo de simulación, presentando concentraciones mayores para el escenario que opera en condiciones naturales. En la parte b) se identifica un rango de convergencia de las concentraciones de los tres escenarios físicos y combinaciones de parámetros de biodegradación. En lo que corresponde a la parte c) se observa una zona de estabilización de los cambios de concentraciones con una misma tendencia para todos los escenarios simulados. En la parte d) donde se ubica el pozo la Vialidad se presentan diferencia de concentraciones importantes que oscilan entre los 0 y 120 mg/L, identificándose que, para el escenario que maneja la cobertura superficial del vertedero, las concentraciones oscilan entre 0 y 40 mg/l, siendo este escenario el más factible para alcanzar el tiempo de remediación que rige una concentración menor a 3 mg/l.

¡Error! Marcador no definido.

Figura 7.34. Grupo de curvas de capacidades de atenuación natural del periodo 2011-2015, considerando la combinación de escenarios A, B y C. En la parte a) se ilustra el efecto del cambio de escenario físico al final del periodo de simulación, presentando concentraciones mayores para el escenario que opera en condiciones naturales. En la parte b) se identifica un rango de convergencia de concentraciones entre 0 y 300 mg/l para los tres escenarios físicos y combinaciones de parámetros de biodegradación. En lo que corresponde a la parte c) se observa una zona de estabilización de los cambios de concentraciones con una misma tendencia para todos los escenarios simulados. En la parte d) donde se ubica el pozo la Vialidad se presentan diferencia de concentraciones importantes que oscilan entre los 0 y 100 mg/L, identificándose que, para los escenarios que representan la cobertura superficial del vertedero y la reducción del 75 % de la impulsión de concentraciones, las concentraciones oscilan entre 0 y 10 mg/l, siendo estos escenarios los que permiten alcanzar el tiempo de remediación que rige una concentración menor a 3 mg/l.

¡Error! Marcador no definido.

Figura 7.35. Distancia de estabilización obtenida para cada escenario simulado. Se aprecia inicios de estabilización en los últimos 150 m en los escenarios A. Los inicios de la estabilización en los escenarios B fluctúan entre los 700 y 917 m. En los escenarios C la estabilización se identifica a partir de los 733 m.

¡Error! Marcador no definido.

Figura 7.36. Esquema del tiempo de remediación obtenido para los nueve escenarios simulados. Se observa que el tiempo de remediación para los escenarios A excede el tiempo límite utilizado para la simulación (2005-2015). En los escenarios B se inicia la remediación pero no se obtiene en su totalidad en el año 2015. En los escenarios C se obtiene el tiempo de remediación en el año 2015 y se aprecia desde la posición de la fuente de contaminación.

¡Error! Marcador no definido.

ÍNDICE DE CUADROS

- Cuadro 2.1.** Proyección de población de 6 municipios en la zona metropolitana del Valle de Toluca (COESPO, 1996). **¡Error! Marcador no definido.**
- Cuadro 2.2.** Generación de residuos por estrato social en el Estado de México (GTZ, 2003). **¡Error! Marcador no definido.**
- Cuadro 3.1.** Alternativas de manejo de residuos sólidos llevadas a cabo en países europeos (GTZ, 2003). **¡Error! Marcador no definido.**
- Cuadro 3.2.** Clasificación general de los residuos sólidos generados en las diferentes fuentes de generación consideradas en México (SEMARNAT, 2003). **¡Error! Marcador no definido.**
- Cuadro 3.3.** Evaluación técnica de las alternativas de relleno sanitario disponibles, (SEMARNAT, 2003). **¡Error! Marcador no definido.**
- Cuadro 3.4.** Categorización de los rellenos sanitarios de acuerdo con la norma NOM-083-SEMARNAT-2003. **¡Error! Marcador no definido.**
- Cuadro 3.5.** Análisis de las necesidades de inversión inmediata para alcanzar aceptables condiciones de manejo y disposición final de residuos sólidos (SEMARNAT, 2003). **¡Error! Marcador no definido.**
- Cuadro 4.1.** Contaminantes de agua subterránea detectados con más frecuencia asociados a sitios de desechos peligrosos. **¡Error! Marcador no definido.**
- Cuadro 4.2.** Límites permisibles de constituyentes químicos del agua para beber, en mg/l. según las Normas, Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 y la USEPA (1998). **¡Error! Marcador no definido.**
- Cuadro 5.1.** Listado de diferentes actividades de remediación que influyen en la atenuación natural. (modificado de Suthersan, 2002). **¡Error! Marcador no definido.**
- Cuadro 5.2.** Presentación del potencial de susceptibilidad de la atenuación natural para diversos tipos de contaminantes (modificado de Suthersan, 2002). **¡Error! Marcador no definido.**
- Cuadro 5.3.** Listado de mecanismos de atenuación natural más comunes (McBean, 1995). **¡Error! Marcador no definido.**
- Cuadro 6.1.** Cuadro resumen de los pozos utilizados en las diferentes fechas de muestreo de lixiviado. **¡Error! Marcador no definido.**
- Cuadro 6.2.** Presentación de la información básica que permitió definir el modelo conceptual definitivo. **¡Error! Marcador no definido.**
- Cuadro 7.1.** Condiciones de detección de biogás y su correspondiente dirección horaria, para las diversas zonas de monitoreo. **¡Error! Marcador no definido.**
- Cuadro 7.2.** Distribución granulométrica para cada capa constituyente de la estratigrafía local para el pozo 1. **¡Error! Marcador no definido.**
- Cuadro 7.3.** Distribución granulométrica para cada capa constituyente de la estratigrafía local para el pozo 2. **¡Error! Marcador no definido.**
- Cuadro 7.4.** Distribución granulométrica para cada capa constituyente de la estratigrafía local para el pozo 3. **¡Error! Marcador no definido.**

- Cuadro 7.5.** Distribución granulométrica para cada capa constituyente de la estratigrafía local para el pozo 4. **¡Error! Marcador no definido.**
- Cuadro 7.6.** Distribución granulométrica para cada capa constituyente de la estratigrafía local para el pozo 5. **¡Error! Marcador no definido.**
- Cuadro 7.7.** Distribución granulométrica para cada capa constituyente de la estratigrafía local para el pozo 6. **¡Error! Marcador no definido.**
- Cuadro 7.8.** Distribución granulométrica para cada capa constituyente de la estratigrafía local para el pozo 7. **¡Error! Marcador no definido.**
- Cuadro 7.9.** Conductividad hidráulica calculada en los espesores que representa la estratigrafía de los pozos. **¡Error! Marcador no definido.**
- Cuadro 7.10** Comparaciones de valores de concentración de lixiviado muestreados en febrero del 2004 **¡Error! Marcador no definido.**
- Cuadro 7.11** Comparaciones de valores de concentración de lixiviado muestreados en julio del 2004 **¡Error! Marcador no definido.**
- Cuadro 7.12** Comparaciones de valores de concentración de lixiviado muestreados en agosto del 2004 **¡Error! Marcador no definido.**
- Cuadro 7.13.** Rango de valores de las concentraciones obtenidas en el muestreo general de junio del 2006. **¡Error! Marcador no definido.**
- Cuadro 7.14.** Valores de carbono orgánico total correspondientes a los pozos muestreados. **¡Error! Marcador no definido.**

Introducción

1.1. Generalidades

Con el paso del tiempo, el planeta Tierra ha sido testigo de su propia alteración en el ecosistema; mucho de lo perjudicial es consecuencia de las diversas actividades humanas, que cada vez son más complejas y demandan mayores recursos naturales como principal insumo en una amplia variedad de aplicaciones. En particular, uno de los recursos, tal vez hoy en día el más demandado en el mundo y posiblemente el menos protegido contra diversos factores que actualmente han provocado la disminución en su cantidad y calidad, es el “*agua*”, que día con día no se puede dejar de utilizar por su vital importancia.

Las aguas subterráneas no están exentas de este fenómeno, ya que su explotación aumenta día con día, al igual que el desarrollo socioeconómico. Desde esta perspectiva, los recursos hídricos están afectados por una multitud de actividades que influyen en su calidad y dificultan el desarrollo de programas de protección de acuíferos. Es sensato considerar de manera adicional los aspectos e intereses sociales, administrativos, económicos y legales que complican aún más la situación por el gran número de factores y actividades que de forma directa e indirecta intervienen. Además, si se consideran

diversos programas diseñados para proteger otros sectores del ambiente, se llegan a complicar los esfuerzos requeridos para priorizar la protección de las aguas subterráneas, considerando un grupo de ideas convergentes para lograr los propósitos de salvaguardar la disponibilidad en cantidad y calidad del agua subterránea.

Los escenarios de contaminación de los recursos hídricos desgraciadamente son muchos. Un ejemplo ilustrativo es la contaminación del agua subterránea provocada por los impactos originados de los sitios de deposición de residuos peligrosos Bedient (1999). La problemática es de tal magnitud, que organizaciones como la Agencia de Protección Ecológica (EPA) han determinado 1500 sitios contaminados en Estados Unidos, los cuales se consideran prioritarios para su remediación y limpieza.

En términos generales, las principales fuentes de contaminación del agua subterránea que en la mayoría de los casos, están involucradas en: derrames accidentales, fugas de petróleo en tanques subterráneos y filtraciones de tanques sépticos carentes de una construcción bajo normas adecuadas, además de las diversas filtraciones de agroquímicos y fertilizantes que se utilizan en la agricultura y ganadería y por supuesto, las filtraciones de residuos industriales. Actualmente la actitud y las necesidades de proteger el agua subterránea, converge de país a país y de región a región, debido a las similitudes crecientes de consumo de agua, las cuales son cada vez son más difíciles de solventar, sabiendo que existe divergencia de capacidad para llevar a cabo programas de remediación y protección de los recursos hídricos subterráneos, muchos de los casos por la disposición de recursos de cada país.

Por lo tanto, en muchos lugares del mundo industrializado la explotación del agua subterránea, ha dado lugar a un giro importante para la protección de la misma. En conjunto, los organismos gubernamentales tienden a manejar más personal y leyes básicas, así también, cuentan con reglamentos relacionados con la protección del agua subterránea, lo que significa el establecimiento de normas de calidad que tienen, en términos generales, los mismos límites máximos de concentraciones de contaminantes para el agua (UNESCO, 1992).

Las implicaciones financieras de la protección del agua subterránea no deberían subestimarse. Los costos incluyen tanto la recolección como el procesamiento de datos básicos, salarios administrativos y profesionales, adquisición de suelo, control, etc. Estos costos, sin embargo, son sólo una fracción del costo de la depuración, o del desarrollo de un nuevo suministro de agua, quedando en un concepto cada vez más apreciado: **el valor del agua**.

1.2. Los vertederos de residuos sólidos y rellenos sanitarios: ejemplos de fuentes de contaminación

Una fuente de contaminación de agua y suelo son los *rellenos sanitarios*. Actualmente son construidos con un sistema de prevención de filtraciones, pero específicamente son grandes cavidades rellenas con arcilla y desechos en forma alternada, cubiertos con una capa superior de arcilla de baja permeabilidad. Originalmente se diseñaron para evitar la contaminación del aire y generalmente van acompañados de descargas abiertas (drenes). Sin embargo, muchos de estos rellenos están mal diseñados, lo cual origina la filtración de lixiviados que contaminan las aguas subterráneas en cualquier profundidad (Sahuquillo, 1999).

Los rellenos sanitarios son un ejemplo ilustrativo de muchas formas de fuentes contaminantes que involucran mecanismos de contaminación del agua subterránea. Asimismo, ponen de manifiesto la necesidad de realizar una planificación para la protección de acuíferos. No obstante, en muchos sitios, hay una necesidad inmediata de realizar trabajos de saneamiento, debido a que los proyectos de largo plazo son menos recomendables. Esto se refleja a nivel mundial en la existencia de requerimientos para el saneamiento de acuíferos, por lo que la remediación es en muchos de los casos, el camino a seguir para recuperar la calidad del agua subterránea, sabiendo de antemano que es una solución tecnológicamente exigente, muy costosa y requiere de tiempo.

Según Bedient y Rifai (1999), las estrategias de remediación aceptadas de manera general para aplicar en problemas de saneamiento de un acuífero, deben de comprender: eliminación completa de la fuente (excavación), contención de la pluma o fuente

(barreras y control hidráulico) y métodos de reducción de masa que incluyan *bioremediación, extracción de vapor del suelo y atenuación natural*. Existen algunas estrategias adicionales pero es necesario tomar en cuenta que esto puede cambiar según sea la experiencia del personal a cargo de los trabajos de remediación.

Aunque existen otros métodos, los anteriores sólo son los más utilizados y exitosos, desde que inició su aplicación en sitios de deposición de residuos peligrosos. Sin embargo, de acuerdo con Bedient (1999), la tecnología de remediación *in situ* está cambiando rápidamente, por lo tanto, nuevos métodos están constantemente desarrollándose y probándose, implicando que un parámetro decisivo en la aplicación de una u otra tecnología, sea la disponibilidad económica para realizarlo.

La tecnología de remediación considera los procesos que aporten economía y eficiencia. El proceso de **atenuación natural** está definido como un proceso natural que genera remediación. Incluye una variedad de procesos físicos, químicos y biológicos que, bajo condiciones favorables, actúan sin la intervención humana para reducir la masa, toxicidad, movilidad, volumen y concentración de contaminantes en un suelo o acuífero (Suthersan, 2002). Es preciso mencionar que para llevarse a cabo una atenuación *in situ*, según sean las condiciones hidrogeológicas del sitio se puede involucrar, *biodegradación, dispersión, dilución, sorción, volatilización, decaimiento radioactivo, estabilización química o biológica, transformación y/o destrucción de contaminantes*, procesos que en ciertos casos se llegan a tomar en cuenta en las tecnologías anteriormente mencionadas y varían en su aplicación según las condiciones hidrogeológicas.

1.3. Problemática por contaminación derivada de los rellenos sanitarios y vertederos de residuos sólidos

La problemática nacional y estatal de los rellenos sanitarios, al igual que en muchos países del mundo, se caracteriza por la existencia de deficiencias importantes en el manejo de sus residuos sólidos. Se considera que es una consecuencia de muchos años, debido a los malos hábitos de consumo, el crecimiento demográfico, la mala orientación

en las compras que se realizan y la revolución de productos industrializados ofertados para consumo. Esto significa un alto índice de generación de desechos sólidos, principalmente elaborados de materia prima derivada de petróleo, por lo tanto, la producción de residuos sólidos se ha visto enormemente incrementada en las últimas décadas. Lo anterior ha modificado de manera substancial la cantidad y composición de los Residuos Sólidos Municipales (RSM), ya que de los 0.30 kg/hab/día de generación de basura que se tenía en la década de los años 50's, durante el año 2000 aumentó a 0.853 kg/hab/día (Sancho y Rosiles, 2000).

El Estado de México también tiene escenarios relacionados con la deposición de residuos sólidos bajo condiciones no apropiadas, desde la selección del sitio destinado para la deposición, hasta el tratamiento y operación del vertedero. Referida situación se ilustra en más del 90 % de los municipios integrantes del Estado, agregando que la entidad federativa es la más poblada del país (INEGI, 2005).

Las condiciones anteriores indican la influencia del crecimiento poblacional en la generación de residuos sólidos, también en aumento. En la actualidad también resulta difícil disponer de suficientes áreas para la construcción de rellenos sanitarios y se opta por el caso más desfavorable: **los vertederos de residuos sólidos**, como sucede en muchos municipios. Adicional a lo anterior, a pesar de la existencia de normas que rigen las condiciones de diseño, operación, mantenimiento y clausura de rellenos sanitarios en el Estado de México (GTZ, 1999), los municipios con menores recursos asignados para su desarrollo, no tienen la posibilidad real de construir un relleno sanitario; solamente pueden optar por un vertedero con algunas condiciones de control en su operación y deposición de los residuos, situación que no es favorable para un ecosistema, pues resulta ser la construcción disfrazada de una fuente de contaminación puntual con un potencial permanente.

Con referencia al caso de estudio del vertedero sanitario de Metepec, Estado de México, a partir de la década de los años 90's ha sido considerada como un polo de desarrollo comercial, especialmente artesanal, por su estratégica ubicación con respecto a la Ciudad

de Toluca y municipios conurbados. Debido al crecimiento acelerado que el municipio ha tenido en los últimos 20 años, también se ha producido el incremento en la población, por lo que la generación de residuos sólidos del tipo doméstico e industrial se han convertido en un problema, el cual se incrementa cuando no se tiene un relleno sanitario que funcione como tal. La disposición se realiza actualmente en el vertedero “Socavón Municipal de la Ciudad Típica de Metepec”, el cual se encuentra en las inmediaciones de la zona urbana del municipio, ya conurbado con la ciudad de Toluca.

Se considera que la generación de residuos sólidos es la principal fuente de contaminación, inicialmente en la superficie del suelo, debido al inadecuado manejo de referidos residuos. Asimismo, una vez depositados en un vertedero de residuos sólidos o relleno sanitario, también se manifiesta la contaminación del subsuelo y en casos críticos, el agua subterránea, ubicada en los acuíferos subyacentes a los referidos sitios de deposición.

En el caso particular del municipio de Metepec, se tiene un panorama sombrío, pues la generación per-cápita de residuos sólidos se ha incrementado en los últimos ocho años en un 28 %. Esta situación en teoría obliga al gobierno municipal a manejar mayores espacios destinados para la construcción de verdaderos rellenos sanitarios y considerar actividades de protección del suelo y agua subterránea en el presente y futuro, debido a la existencia de vertederos potencialmente contaminantes.

Cabe mencionar que en los municipios de Toluca, Metepec, Lerma, San Mateo Atenco, Lerma, Ocoyoacac y Zinacantepec, que conforman la Zona Metropolitana del Valle de Toluca (ZMVT), se generaron en el año 2000 un total de 1,442 ton/día de residuos sólidos municipales, descargados en el vertedero de Metepec. La zona donde se ubica actualmente esta estructura, se utilizaba en años anteriores como mina para la extracción de materiales pétreos, tales como arcillas, arenas, gravas; los cuales servían para la elaboración y manufactura de artesanía propia de la región, así como para la fabricación de materiales utilizados en la industria de la construcción. Por lo anterior, la

cavidad generada en la mina fue aprovechada desde el punto de vista económico, para realizar las correspondientes actividades de deposición de residuos sólidos.

1.4. Objetivo de la investigación

Reconocer el potencial de contaminación al agua subterránea, por efecto de la incorporación del lixiviado del vertedero sanitario de Metepec al acuífero subyacente y la importancia de los recursos hídricos de esta región, para estimar cuantitativamente que los componentes de la pluma de contaminación están sujetos a una reducción de masa, examinando en particular las tasas de atenuación natural, con la idea de sentar las bases que hagan factible la identificación de los mecanismos preferenciales como son los físicos, químicos y biológicos que controlan el tamaño de la pluma y que pueden estar influenciados por la presencia de posibles formaciones de baja permeabilidad.

Los resultados no solamente demostrarán la utilidad de la atenuación natural de plumas de contaminación provenientes de vertederos de residuos sólidos, sino proporcionarán información sobre los factores que controlan los impactos de la extracción de agua subterránea y contaminación sobre el sistema acuífero en general y generarán las bases para proponer si es el caso, una propuesta de remediación a corto y mediano plazo, adicional a los procesos que provocan una atenuación natural.

1.5. Organización de la tesis

El presente trabajo de investigación tiene la siguiente estructura:

Posterior al capítulo introductorio, esta tesis está dividida en ocho capítulos, los cuales componen la información requerida por la temática que se abordó en la investigación. El capítulo II precisa una descripción de la zona de estudio que, en este caso particular, reviste interés por la problemática ambiental que se presenta en el Valle de Toluca, región que incluye la zona de estudio.

En el capítulo III se presentan las generalidades de las condiciones de aplicación de los vertederos de residuos sólidos y rellenos sanitarios como formas alternativas de deposición de los residuos sólidos y las consecuencias ambientales atribuidas a las deficiencias constructivas, operacionales y de protección al ambiente. Respecto del capítulo IV, en esta parte se desglosa el marco teórico que muestra los numerosos procesos que contribuyen a la contaminación de las aguas subterráneas, así como algunos temas particulares correspondientes a la contaminación por vertederos de residuos sólidos y rellenos sanitarios.

En el capítulo V se ofrece una respuesta de cómo dar solución a los problemas de contaminación de las aguas subterráneas, exponiendo la diversidad de técnicas de remediación que son comunes y que en la actualidad siguen considerándose aceptables en la remediación de acuíferos. Se aborda de manera particular el proceso de atenuación natural, los mecanismos que contribuyen a su presencia y se identifican los mecanismos factibles que posteriormente son tomados en cuenta en la metodología.

En la metodología se presenta una evaluación integral de la atenuación natural de una pluma de lixiviado, debido a la naturaleza de la propia investigación. Se necesitó de diversos trabajos realizados en etapas, algunas en secuencia y otras simultáneas, lo cual enriqueció la información necesaria para la formulación del modelo conceptual aplicado en la parte medular del proyecto, el cual consistió en la realización de los trabajos de modelación, calibración y simulación de flujo y transporte de contaminantes. El contenido metodológico se presenta en el capítulo VI, dividido en tres bloques principales: realización de los trabajos de campo, caracterización química del lixiviado generado en el vertedero de residuos sólidos y la realización de los trabajos de modelación y simulación de flujo y transporte de contaminantes.

El análisis y presentación de resultados obtenidos mediante la aplicación de la metodología seleccionada se describe en el capítulo VII, considerando los tres bloques temáticos tomados en cuenta en el capítulo VI. Finalmente se realiza una presentación de conclusiones y recomendaciones en el capítulo VIII.

Descripción de la zona de estudio

2.1 Localización

A partir de la década de los años 90's la ciudad típica de Metepec en el Estado de México (Figura 2.1), ha sido considerada como un polo de desarrollo comercial, especialmente artesanal, por su estratégica ubicación con respecto a la ciudad de Toluca y municipios conurbados. Debido al crecimiento acelerado que Metepec ha tenido en los últimos 12 años, también se ha producido el incremento en la población, por lo que la generación de demandas de servicios públicos también ha aumentado de manera simultánea. Los sitios de deposición de residuos sólidos del tipo doméstico e industrial se han incrementado a tal cantidad que actualmente se han convertido en un problema, especialmente cuando no se tienen suficientes rellenos sanitarios que funcionen como tal. La disposición se llevó a cabo en el tiradero "Socavón Municipal de la ciudad típica de Metepec", el cual se encuentra en las inmediaciones de la zona urbana de este municipio conurbado con la ciudad de Toluca. Actualmente el vertedero se ha clausurado y se depositan los residuos sólidos en sitios alternativos.

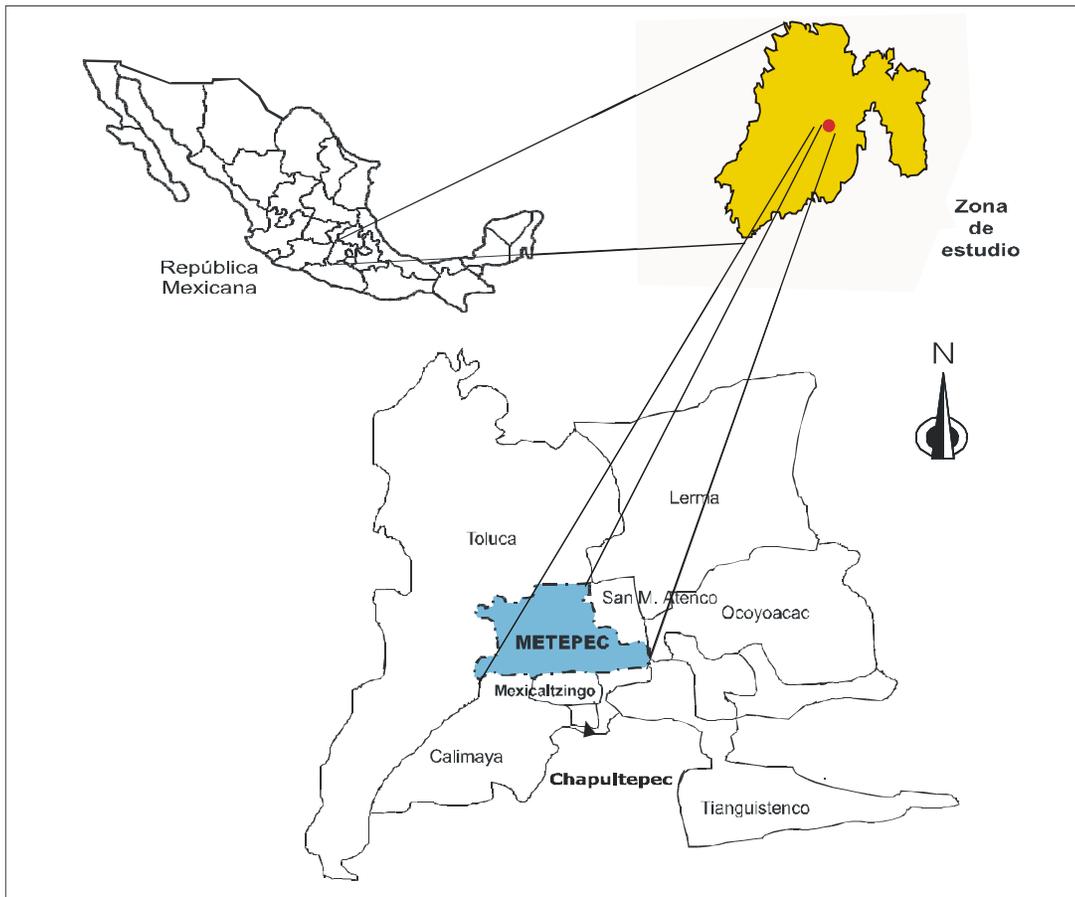


Figura 2.1. Localización espacial del área de estudio, y macro localización del municipio de Metepec, Estado de México.

En la figura 2.2 se muestra la ubicación del vertedero sanitario de Metepec con relación a las zonas urbanizadas, vías de comunicación, universidades, centros comerciales y zonas habitacionales, lo que pone de manifiesto la cercanía del depósito de residuos y, en consecuencia, la potencialidad de su contaminación. La falta de planeación urbana respecto a la ubicación inicial de vertederos sanitarios existentes, es lo que origina con el tiempo una diversidad de problemáticas sociales y ambientales; un ejemplo es la conurbación de zonas vecinas al vertedero de Metepec, que violan las reglamentaciones ambientales establecidas por el Gobierno del Estado de México a través de la Secretaría de Ecología.

La rápida concentración poblacional en zonas que en parte se encuentran dentro del municipio de Metepec, es producto de una serie de factores, entre los cuales sobresale el acelerado proceso de industrialización experimentado en las últimas décadas en el corredor Toluca – Lerma, además de la cercanía con la ciudad de México. Todo esto ha propiciado la rápida urbanización de las zonas circundantes a los complejos industriales y en los municipios periféricos a la ciudad de Toluca.

Un factor que contribuye al cambio de uso de suelo, provocando la disminución de la población rural, es la pérdida de rentabilidad para las actividades agropecuarias, obligando a una buena parte de la población a emigrar a las zonas urbano-industriales (Atlas Ecológico de la Cuenca Hidrográfica de la Cuenca del Río Lerma, tomo III, 1993).

Además de lo anterior y debido a que el crecimiento urbano requiere del desarrollo urgente de vías de comunicación, el valle central del Estado de México cuenta con importantes rutas que enlazan a la zona de estudio. De esta forma, la Carretera Federal # 55 conecta de sur a norte a las ciudades de Metepec, Toluca, Tenango del Valle, Villa Guerrero, Ixtapan de la Sal, Ixtlahuaca y Atlacomulco. Por su parte la Carretera Federal # 15 comunica a Toluca, Metepec, Ciudad de México y Zitacuaro, de oriente a poniente.

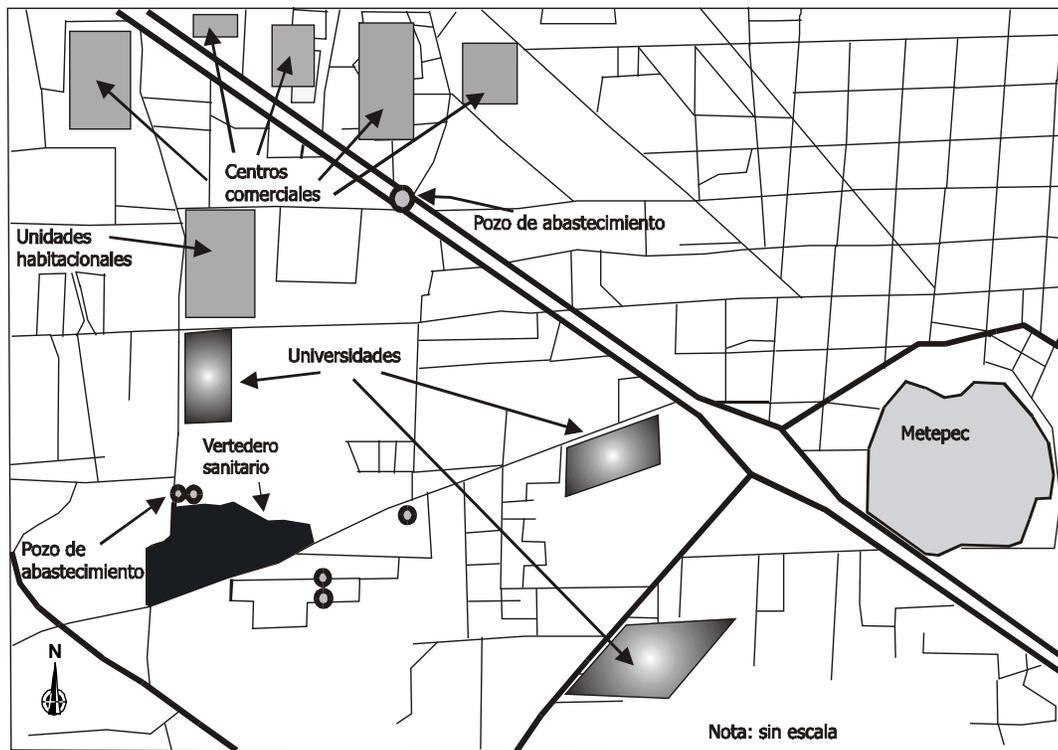


Figura 2.2. Ubicación espacial del vertedero sanitario de Metepec, en relación a las zonas urbanizadas e infraestructura de servicios públicos, localizados en el área de estudio.

Los caminos vecinales (en su mayoría revestidos), llegan a cada una de las cabeceras municipales, también enlazan a la región y estas vías de comunicación se complementan con otros medios como el teléfono, el correo postal y la internet, además de los audiovisuales y electrónicos.

2.2 Características geológicas de la zona de estudio

La zona de estudio se encuentra en el corazón de la cuenca alta del Río Lerma, la cual se localiza en una zona volcánica, donde las rocas aflorantes presentan edades que van del Terciario Medio (26 millones de años) al Reciente. Estas rocas pueden asociarse a tres grandes grupos: el primero representa a las de origen volcánico, constituidas por basaltos y andesitas principalmente; localizadas en las partes altas. El segundo está constituido por materiales piroclásticos que se encuentran bordeando las sierras, incluyen tobas, aglomerados, brechas, cenizas volcánicas y depósitos de pie de monte; El tercero está representado por materiales producto de la desintegración y erosión de los grupos anteriormente descritos, constituido principalmente por gravas, arenas, arcillas, limos y depósitos lacustres.

En lo que corresponde al municipio de Metepec, se ubica en el sistema volcánico transversal, por lo que las unidades que lo conforman son básicamente volcánicas. Los sedimentos cuaternarios forman unidades de conglomerados, areniscas y depósitos lacustres, ocupando de esta forma, la parte central del valle de Toluca y los valles de los ríos que corren en la parte central de la cuenca, compuestos de zonas aluviales de gran extensión y unidades lacustres, formados por sedimento de grano grueso a muy fino, como areniscas, limonitas y lutitas, con reducida compactación, intercaladas con paleosuelos. En la figura 2.3 se muestra la geología de la cuenca alta del Río Lerma.

2.3 Fisiografía de la zona de estudio

Ordoñez citado por Hernández (1986), llamó Mesa Central Mexicana a la provincia fisiográfica donde se encuentra enclavada la cuenca del Río Lerma, la cual es subprovincia de la Mesa Central del Sur. Álvarez citado por el mismo autor, incluyó a esta área en la zona de fosas tectónicas y volcanismo reciente, quedando comprendida dentro de la extensa zona que cruza a la república mexicana, que para diversos autores representa una faja denominada zona neovolcánica de importantes esfuerzos tectónicos y donde parece haber prevalecido una actividad ígnea en el Cenozoico.

En la parte oriente de la región, se ubica una cadena montañosa denominada Sierra de las Cruces, formada de rocas andesíticas y conos basálticos. La serranía del Ajusco se encuentra en la parte sureste y la constituyen básicamente rocas basálticas, conos y cenizas. La altura de esta zona sobrepasa los 3000 msnm. La parte más alta divide el drenaje de la cuenca del Lerma y del Valle de México. En la parte suroeste se puede observar la unidad geomorfológico del Nevado de Toluca, cuya altura máxima es de 4565 msnm y que estriba con la serranía del Ajusco. Estas dos últimas zonas junto con las serranías que se desarrollan en la parte oeste, deslindan el parteaguas de la cuenca Balsas – Mezcala con la del río Lerma – Santiago.

En la parte oriental se integra un complicado sistema montañoso cuya altura máxima oscila entre 2850 y 3700 msnm. La cuenca presenta dos niveles de drenaje: uno sobre las serranías y otro sobre el valle central, en este último se desarrolla el cuerpo receptor principal de la considerada Cuenca Alta del Río Lerma, cuyas aguas terminan en el Océano Pacífico.

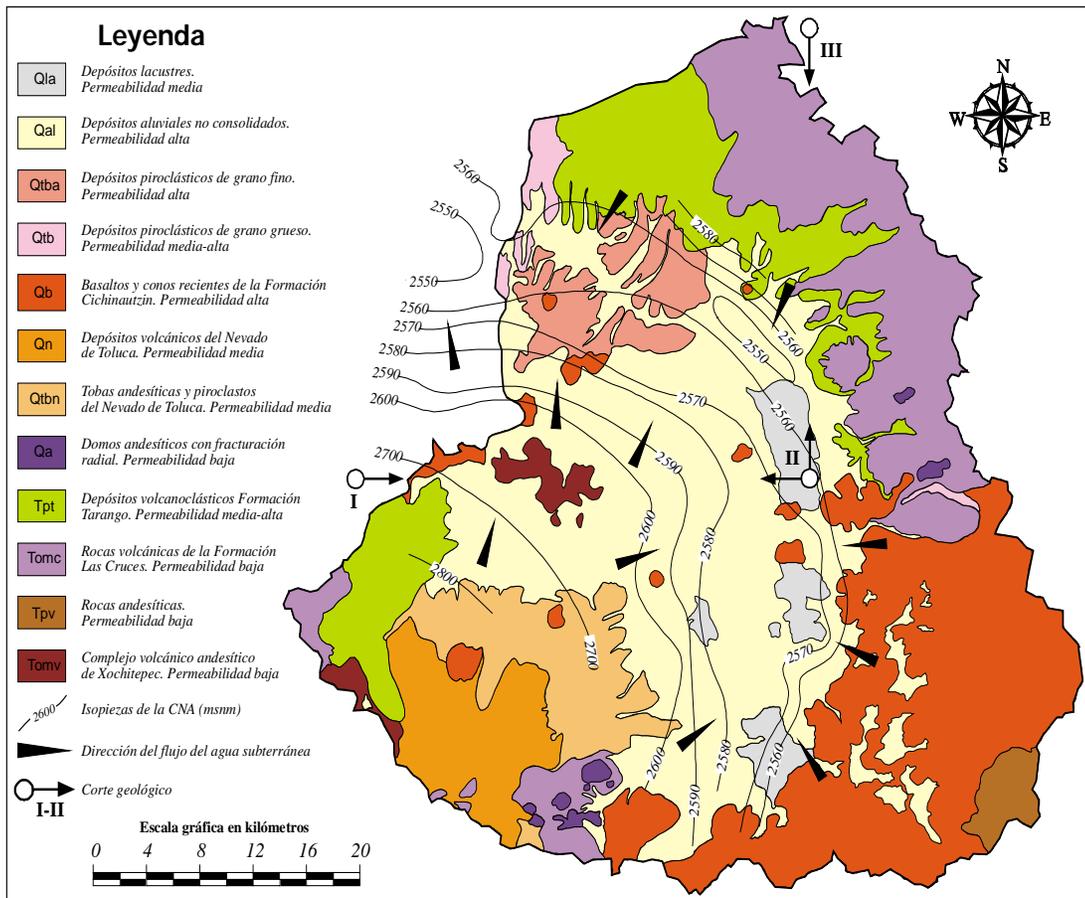


Figura 2.3 Representación gráfica de la geología predominante en la cuenca alta del río Lerma.

La primera unidad de drenaje sobre las serranías se caracteriza por las altas pendientes, asentadas sobre material parental, en algunos casos con escasa cubierta vegetal pero sin un alto índice de erosión. Las extensiones de acumulación de agua de las unidades son relativamente pequeñas y, de acuerdo con la topografía, las secciones de los cauces son en su mayoría más profundas que anchas y éstos confluyen indirectamente al cuerpo receptor principal, dando origen a una gran prodigalidad de afluentes.

En la segunda unidad se aprecia la planicie central, en los actuales valles de Toluca e Ixtlahuaca, en donde las condiciones de drenaje no parecen ser muy antiguas, como lo muestran los considerables espesores de sedimentos lacustres pobremente cementados y distribuidos uniformemente con profundidades variables, expuestos tanto por el río Lerma como por sus afluentes. Los depósitos de diatomitas comprueban las características lacustres de esta unidad.

Según Hernández (1986), varios autores opinan que estas subcuencas se originaron a finales de Plioceno y que los afluentes del río Lerma, al oriente y sureste de Toluca, descargaban su escurrimiento al río San Jerónimo de la cuenca Balsas – Amacuzac y que el volcanismo basáltico cambió las redes locales de drenaje repetidamente. Asimismo, manifiesta que los lagos de estas áreas fueron depresiones muy profundas, probablemente de más de 500 m con relación a su nivel actual, los cuales se rellenaron poco a poco tanto con sedimentos aluviales, arrastrados de las montañas circundantes, como de escorias y cenizas volcánicas.

También refieren que los tamaños y configuraciones lacustres experimentaron numerosos cambios y, quizás en alguna época, tanto el valle de Toluca como el valle de Atlacomulco formaban cuencas separadas, como lo sugiere el actual arreglo del cerro de El Aguila y Santuario. La unión de ambas cuencas pudo haber sido anterior a la formación del río Lerma, corriente prácticamente reciente, puesto que en el noroeste de Atlacomulco las aguas fluyen sobre derrames basálticos recientes.

Por otro lado, el valle de Toluca, que incluye al municipio de Metepec, está configurado por un relieve de lomerío suave con algunas bandas de pendiente pronunciada en su parte suroeste. Existen estructuras que están controladas por sistemas de fallas y fracturas de orientaciones típicas para el desarrollo del Sistema Volcánico Transversal. Las fallas y fracturas aparecen principalmente en las unidades volcánicas, se extienden en las llanuras sedimentarias donde están cubiertas por depósitos recientes.

Debido a la surgencia de actividades antrópicas entre las laderas y planicies, se han presentado problemas que refieren alguna dinámica geomorfológica muy particular, la cual además de modificar las condiciones físico-geográficas naturales del sitio, afectan paralelamente las actividades económicas establecidas, específicamente las porciones marginales del volcán Nevado de Toluca y otras que se encuentran un poco más alejadas como es el caso de Mexicaltzingo y las ciudades de Toluca y Metepec.

Entre los problemas principales que se han detectado se encuentra el desarrollo y dinámica de torrentes, procesos de subsidencia en las porciones periféricas al volcán, Nevado de Toluca incluso, inundaciones en los conos de deyección, desarrollados sobre la planicie.

2.4 Condiciones hidrológicas vinculadas a la zona de estudio

2.4.1 Hidrología superficial

La cuenca alta del río Lerma presenta en forma global una serie de bloques escalonados desde las estribaciones de las serranías hasta el centro de la misma cuenca, por donde discurre el cuerpo receptor, el cual en forma genérica muestra una pendiente suave y recibe a lo largo de aproximadamente 178 Km de trayecto, una serie de afluentes que presentan fuertes pendientes, especialmente en las partes altas de la cuenca, en donde algunas áreas aún poseen la singularidad de presentar cubiertas vegetales importantes (bosques y pastizales), las cuales permiten que el escurrimiento sea amortiguado en forma natural.

El cuerpo receptor recibe el nombre de río Lerma, del que toma el nombre la cuenca. Este se origina en la laguna de Almoloya y en su recorrido inicial fluye hacia el norte hasta la laguna de San Bartolo. En este tramo recibe por el margen derecho las aportaciones de los arroyos Xalatlaco, El Muerto y La Laguna, los cuales desembocan en la laguna de San Bartolo, mientras que por el margen izquierdo confluye el arroyo Sanabria, el cual desemboca en la laguna de Almoloya. Existen una serie de arroyos que drenan la ladera noreste del Nevado de Toluca, pero desaparecen en la parte central del valle de Toluca, sin alcanzar el cuerpo receptor principal en forma superficial. Entre esos arroyos se encuentran los de Santiaguito, Ojo de Agua, Agua Bendita y el Arenal.

Las lagunas de Almoloya, San Bartolo y Lerma, hasta hace poco tiempo, integraban una área bastante extensa como cuerpos de agua, sin embargo, actualmente gran parte de esa área tiene ciénegas, debido a la extracción de agua subterránea realizada en la zona.

Regionalmente, a esta parte inicial del cauce se le considera como rectificado, debido a que fue modificado artificialmente con el propósito de drenar las lagunas, ya que el gradiente hidráulico hasta la presa José Antonio Alzate es bastante reducido, el cauce hasta esta presa no está bien definido, sobre todo porque en algunas porciones la elevación de éste es mayor que la superficie general del valle.

A partir de la presa se incrementa el gradiente del cauce, aumenta al haber una diferencia de 100 m de elevación entre el valle de Toluca y el valle de Ixtlahuaca (2600 a 2500 msnm), sin embargo, aguas abajo del estrechamiento de Perales, el gradiente nuevamente se reduce, originando que el río desarrolle un cauce meándrico con pequeñas áreas de inundación como consecuencia de escasa capacidad de recarga y arrastre del río.

En el tramo comprendido entre la laguna de San Bartolo y la presa Antonio Alzate, el río recibe en su margen derecho al río Santa Catarina, los arroyos San Lorenzo, Solanos, El Gallo y Temoaya. Por su margen izquierdo, desemboca el río Verdiguél y prácticamente en las inmediaciones de la presa por el mismo margen, confluye el arroyo San Pablo,

que drena la ladera Norte del Nevado de Toluca. Es importante señalar que adicional a las aportaciones anteriores, el río Lerma recibe los sobrantes de agua de canales de riego del valle de Toluca, al igual que aguas negras y residuales que se originan en la ciudad y el área industrial; lo anterior ha provocado la fuerte contaminación del río.

A lo largo de todo el trayecto del Lerma, en las partes elevadas, existe toda una red de pequeños arroyos intermitentes y poco definidos, con escurrimientos hasta el río. Además, se encuentran una serie de bordos, algunos de ellos de relativa importancia y en su mayoría usados para riego y abrevadero (Atlas Ecológico de la Cuenca Hidrográfica del Río Lerma, tomo III, 1993).

2.4.2 Hidrometría

El propósito de las medidas hidrológicas, en particular la esorrentía, es obtener información de los procesos hidrológicos que ocurren en la cuenca. La información se emplea para entender de una mejor manera dichos procesos y sirve de base en el análisis hidrológico de la misma cuenca.

De acuerdo con el boletín hidrológico (SARH, 1980), la cuenca originalmente tenía una red de 38 estaciones hidrométricas. Sin embargo, el mismo boletín ubica solo 26 en el plano de manejo y por razones de pocos años de registro, varios años sin información, etc., se manejan 10 dentro de la cuenca y dos fuera.

Respecto a las 26 estaciones enunciadas, cinco funcionaban con escala, cinco con escala y molinete y las restantes con escala, molinete y limnígrafo. Cualquiera de las estaciones que se encuentre funcionando, tienen como finalidad determinar, mediante el uso de los dispositivos señalados, el caudal que conducen las corrientes, lo que significa que esta variable no se registra directamente, a pesar de que quizás sea la más importante en estudios de hidrología superficial.

La distribución de dichas estaciones en la cuenca depende de la importancia de los afluentes del río Lerma, pues varias de ellas están ubicadas justo en el límite de la confluencia entre la corriente secundaria y el río.

El municipio de Metepec se encuentra en la parte central de la cuenca alta del río Lerma, sabiendo que precisamente éste es el cauce principal. Tiene un número de orden cuatro, lo que indica una gran dinámica del flujo sobre los cauces de menor orden, que se puede ver con mayor amplitud, representado por una densidad de drenaje de 0.137 l/m. Lo anterior está vinculado a la existencia en la parte alta de 71 ríos y 52 arroyos (Atlas Industrial de la Cuenca Hidrográfica del Río Lerma, 2000).

2.4.3 Hidrología subterránea

En la cuenca alta del Lerma, al igual que en una gran cantidad de sitios, la mayor parte del agua utilizada por las poblaciones, proviene de los acuíferos. El recurso se considera relativamente libre de contaminación, por lo cual su uso para consumo humano es cada día más solicitado. Los censos correspondientes demuestran que el 74.1 % de la población total de la cuenca, dispone de agua entubada (INEGI, 1990), cuya única fuente es la extracción subterránea.

En forma general se han tenido pocos estudios referentes al agua subterránea disponible en la cuenca; algunos se han realizado de manera metódica por subcontratación de empresas especializadas. Los estudios se han centrado en los valles de Toluca e Ixtlahuaca, por lo que en el resto de la cuenca se carece de información. Los valles citados, están integrados por materiales vulcano-sedimentarios, arenosos, limosos y arcillosos, los cuales constituyen el acuífero aprovechado mediante pozos (Atlas Ecológico de la Cuenca Hidrográfica del Río Lerma, 1993).

En aquellos tiempos (1940 – 1950) se registraban niveles poco profundos del acuífero en la zona, permitiendo que el agua subterránea presentara un flujo regional con una dirección similar a la que sigue el cauce del río Lerma. Sin embargo, las extracciones

que se han realizado en la parte oriente de la cuenca por medio de pozos, han provocado alteraciones en el esquema original del flujo subterráneo, debido al aumento de la profundidad del nivel piezométrico.

Casi la totalidad del agua subterránea en la cuenca puede considerarse como agua meteórica, proveniente de la precipitación, pues no se tiene información sobre la existencia del ingreso subterráneo de agua proveniente de cuencas vecinas. Se han manejado programas de evaluación del comportamiento del nivel freático, pero, debido a la implicación de recursos para llevar a cabo tal seguimiento, las autoridades interesadas centraron la atención en los valles de Toluca e Ixtlahuaca.

En el lapso de tiempo de 1970 a 1984, el esquema de flujo subterráneo fue variando gradualmente; originalmente éste presentaba dos direcciones de movimiento: uno de sur a norte y la otra de oeste a este del área; esto es, de las inmediaciones del valle, hacia las partes bajas, descargando hacia el valle de Ixtlahuaca y el río Lerma respectivamente. Posteriormente el esquema de flujo representaba una tendencia de inversión ocasionada por la extracción y alta demanda de la ciudad de Toluca y el corredor industrial Lerma; la citada inversión obedecía a la depresión que se generó sobre todo en el área de Toluca, en esa zona el valor de elevación del nivel freático pasó a ser de 2589 msnm a 2578 msnm en 1982. La depresión aumentó formando propiamente un cono en esa área, lo que originó una alta explotación de los pozos instalados en la zona. En todo este periodo se identificó que las áreas de recarga estaban ubicadas en la parte occidental y oriental del área.

En el año de 1992, dentro del valle de Toluca, la elevación de 2560 msnm adquiere una morfología alargada con una orientación preferencial este – oeste. Este dato resulta relevante, puesto que, con el valor reportado en 1982, 2578 msnm, se han presentado abatimientos de más de 18 m en 10 años. En la región de las presas Antonio Alzate e Ignacio Ramirez prevalecieron condiciones semiestáticas del flujo subterráneo, con lo que se puede definir la influencia de los vasos de agua superficial en la recarga de los acuíferos. Las zonas de recarga de agua subterránea del acuífero del alto Lerma, son

correlacionables con las aportaciones provenientes de las elevaciones circundantes del Nevado de Toluca, sierras de Monte Alto – Las cruces, sierra La Venta, Ajusco, Sierra de Tenango, cerro de Jocotitlán y cerro de Santa Cruz Tepexpan.

Respecto a la evolución del nivel estático, los valores máximos de abatimiento para el periodo de 1970 a 1986, se presentan en las inmediaciones de la ciudad de Toluca, extendiéndose hasta la porción oriente del área (representada principalmente por el corredor industrial); esto se remarca paulatinamente conforme avanza el tiempo y de acuerdo con lo citado por Hernández (1986). En el periodo de 1984 – 1986 se consideraba que la zona central del valle de Toluca se encontraba en una etapa de sobreexplotación.

2.4.4 Características climatológicas del valle de Toluca

La cuenca alta del río Lerma se encuentra ubicada aproximadamente a unos 400 Km al sur del trópico de cáncer, lo que la sitúa en la franja de los grandes desiertos del Hemisferio Norte. No obstante, las condiciones topográficas del sitio, permiten tener condiciones diferentes de lo que implica ser una área desértica. La cuenca está caracterizada por sus valles altos, con alturas que van de los 2600 a 2800 msnm, los cuales se encuentran circundados por terrenos altos, que en general alcanzan los 3000 msnm, así como una gran estructura que es el Nevado de Toluca con alturas superiores a los 4000 msnm.

Los factores orográficos enunciados anteriormente tienen una influencia preponderante en la distribución de la precipitación en la cuenca, ya que vinculado al efecto de la circulación general de la atmósfera a lo largo del año, está determinando la cantidad y distribución de la precipitación en la misma. En invierno dominan los vientos occidentales, producto del flujo zonal de latitudes medias hacia el sur, en los que la franja de alta presión se llega a desplazar en estas zonas hasta los 19° inclusive los 20° de latitud; estos vientos son influenciados por la entrada de aire polar del Pacífico, en donde

los vientos fríos y secos del norte invaden estas zonas en forma de vórtices fríos, provocando fuertes heladas, especialmente en masas estacionales.

Los canales de baja presión que se generan en el Pacífico frente a las costas de Canadá, se mueven lentamente hacia el sureste y abarcan extensiones considerables. Muchas veces la preceden frentes fríos y corrientes de chorro, las cuales arrastran humedad desde la zona ecuatorial y a veces descienden significativamente como para ocasionar nevadas en las montañas más relevantes que rodean el valle de Toluca, así como precipitaciones ocasionales a lo largo de la cuenca.

En primavera, los vientos del oeste se van elevando y el cinturón de alta presión comienza a desplazarse a mayores latitudes. Los vórtices fríos desaparecen paulatinamente de la mesa central y, al final de esta estación, comienzan esporádicamente a aparecer los vientos alisios con cierto contenido de humedad, por lo que se forman nubes orográficas convectivas sobre las serranías occidentales, que al forzarse a subir por el obstáculo orográfico que representan estas sierras, se inicia el periodo de lluvias en la zona.

En las partes planas del valle, también se presentan movimientos convectivos de los vientos alisios, los cuales ascienden al ser calentadas sus masas por la superficie terrestre. Este ascenso es frenado debido a que las zonas en que se presenta el fenómeno, son las de valles altos, cuyas características permiten el enfriamiento de las citadas masas en forma súbita y, por tanto, se presentan aguaceros desde el medio día hasta iniciada la noche, con manifestación de numerosas descargas eléctricas. Con el ascenso de la temperatura durante el año, también ingresan al valle vientos con cierto grado de humedad provenientes del Pacífico, que al chocar con las montañas orientales de la cuenca, producen lluvias orográficas, así como un reforzamiento de la humedad del aire en el valle, que pasa a formar cúmulos convectivos que descargan su humedad en forma de aguaceros en la segunda mitad del día.

En verano la manifestación de los vientos alisios es aún mayor, así como la entrada de humedad del Pacífico. Además se inicia la formación de ciclones en ambos litorales, aunque las lluvias se ven afectadas cuando los ciclones del golfo de México irrumpen hacia las costas de Estados Unidos en una recurvación hacia el norte o noreste, provocando la interrupción o desvío de la corriente de los alisios y las lluvias principalmente en el mes de agosto. La precipitación en la zona se ve reforzada en el mes de septiembre y principios de octubre por el impacto de los ciclones que llegan a entrar a tierra ya sea por el golfo o pacífico y, que al pasar cerca de las costas incrementan el flujo de los alisios con su consecuente entrada de humedad, produciendo lluvias generalizadas sobre gran parte de la cuenca.

La precipitación promedio de la cuenca es de 844.33 mm anuales presentándose valores de hasta 1200 mm anuales en las partes altas de las montañas, así como un decremento hacia la porción nor-occidental de la misma. La temperatura promedio anual en la cuenca es del orden de 12 °C (Hernández 1986). La curva de temperatura mensual en todas las estaciones de la cuenca muestra el mínimo en la última decena de enero, cuyo valor promedio es de 5.9 °C (DGCOH, 1992).

La evaporación, factor determinante en la disponibilidad de agua debido a que gran parte del agua que se precipita es regresada a la atmósfera como vapor de agua, presenta valores máximos en las partes planas de la cuenca, con disminuciones considerables en las partes altas. Es importante resaltar que la precipitación es la única fuente de recarga del acuífero en esta cuenca (Martinez, 1975). La Cuenca Alta del Valle de Toluca en forma global, de acuerdo con la clasificación de Köpen, está dividida en dos tipos de clima, semi-frío (90% del total de la cuenca) y frío moderado (Nevado de Toluca) (Hernández, 1986).

La situación geográfica del municipio de Metepec, hace posible la manifestación de diversas condiciones atmosféricas durante el año, como son la advección de masas de aire cálido y frío, heladas, vientos alisios y polares, influencia de tormentas tropicales y huracanes, monzones, “nortes”, etc.

La temperatura media mensual en invierno oscila entre los 3 y 11 grados Celsius en los meses de diciembre, enero y febrero. Asimismo, las máximas medias fluctúan entre los 20 y 25 grados Celsius en los meses de abril, mayo y junio. Referente a los vientos, los predominantes en la zona de estudio son alisios y llegan con una dirección predominante del sureste durante la mayor parte del año.

Con respecto a las precipitaciones, los valores medios mensuales en verano, fluctúan entre los 120 mm y los 200 mm, presentándose los más altos en las zonas elevadas y los menores en la parte de la planicie, donde se ubica la Ciudad de Metepec. En invierno las precipitaciones son reducidas, típicas de los frentes fríos que llegan del norte en esta época, y cuyos valores oscilan entre los 20 mm y 40 mm. Las precipitaciones medias anuales fluctúan entre los 800 mm y 900 mm.

2.5 Condiciones edafológicas de la zona de estudio

El valle Toluca se encuentra dominado por suelos de tipo Feozem Gleyco de textura media, resultado del depósito de la antigua zona lacustre. Al norte de la cuenca se ubican los Feozem Háptico de textura media que corresponden con el complejo volcánico de Temascalcingo, el campo monogenético de Atlacomulco y el campo de Hummocks del Jocotitlán; también las laderas del cerro el Santuario poseen este tipo de suelo.

La parte media del curso alto está dominada por Vertisoles Pélicos de textura fina que corresponden a la zona lacustre. Al norte se encuentran vertisoles de tipo Pélico de textura fina y que corresponden con el valle de Acambay y con el valle de Temascalcingo, estos se encuentran al este y oeste del complejo volcánico de Temascalcingo. En el sur de la cuenca se encuentra un área de Vertisoles Pélicos sobre el valle de Tenango.

La porción centro norte de la cuenca se encuentra dominada por suelos de tipo Planosol divididos en tres clases: Mólico de textura media, Eútrico de textura media y Húmico de

textura media, que se asocian con la zona de sedimentación del valle de Ixtlahuaca. También se encuentran la presencia de Litosoles con textura media en una fracción de la sierra Nahuatlaca-Matlazincá y en el campo monogénico de Ocoyoacac en su parte norte. Estos suelos se desarrollan sobre la colada lávica del volcán Tezontépetl y en algunas partes del noroeste de la cuenca; mientras que la presencia de suelos de tipo Histosol Eútrico con textura media, se tiene en la parte norte de la sierra Nahuatlaca-Matlazincá sobre el valle donde nace el río Lerma.

Los suelos de tipo Cambisol Húmico, Crómico y Mólico de textura media se localizan sobre la parte de pie de monte de algunas elevaciones como son el cerro El Muñeco, La Malinche y La Columna, orientados al este de la cuenca y una pequeña porción al noroeste del cerro de La Ciénega. Finalmente los suelos de tipo Regosol Eútrico con textura fina y media se observan en pocas porciones del volcán Nevado de Toluca y en menor proporción en la Andesita de Tenango, también se localizan los de tipo Dístricos de textura media en la sierra Nahuatlaca-Matlazincá.

El valle de Toluca se encuentra dominado por suelos de tipo Feozem Gleyco de textura media y se encuentra en variadas condiciones climáticas, desde zonas semiáridas hasta templadas lluviosas, así como relieves accidentados o con mucha pendiente, caracterizándose por tener una capa superficial oscura, suave, rica en materia orgánica y en nutrientes. La distribución de este suelo dentro del municipio, asciende 97.5 % dentro de terrenos nivelados o con escasa pendiente, añadiendo que el uso frecuente que se les ha dado es agrícola, al aprovechar sus características naturales y establecer una gran diversidad de cultivos.

Otro tipo de suelo localizado es el Histosol, éste se distribuye al oriente en 2.5 % que corresponde a una mínima parte del municipio, ubicado cerca del río Lerma. Son suelos que se localizan en zonas sujetas a inundación y con climas cálidos o templados; están restringidos a lugares que acumulan materia orgánica, como desechos de numerosas plantas que yacen en la superficie sin descomponerse durante mucho tiempo, también tienen un olor a material orgánico y su vegetación natural es el pastizal.

2.6 El Valle de Toluca. Ubicación de un caso particular de estudio: El vertedero de Metepec

Respecto a la generación de residuos sólidos municipales del Estado de México, en 1998 se producían 12183 toneladas al día y para el año 2000, 14690 toneladas diarias, lo cual demandó mayor infraestructura para su manejo y disposición final. En 1990 se estimó una producción de basura por habitante / día de 0.70 Kg, concentrándose la mayor generación en los principales asentamientos urbanos y la menor en las zonas rurales. Existen vertederos sanitarios en los municipios de Naucalpan, Atizapán, Ecatepec y Nezahualcóyotl, la superficie utilizada para la disposición final de residuos sólidos en el Estado de México comprende una extensión de 400 hectáreas, identificándose 105 municipios con su propio sitio de disposición final (vertedero sin control). Existen 17 municipios que no cuentan con un sitio de disposición final, lo que obliga a trasladar sus residuos a otros municipios, incluso a otros estados del país. El único relleno sanitario que funcionaba como tal era el de Atizapán, así como 15 vertederos controlados.

En la actualidad, el Estado de México está comprendido por 125 municipios, con una población de 14 millones de habitantes, de los cuales 9 millones viven en lo que corresponde a una parte de la Zona Metropolitana de la ciudad de México. A excepción de la zona metropolitana Toluca–Metepec, el resto de los municipios es predominantemente rural y semiurbano. En estos años se ha identificado que la responsabilidad del manejo de los residuos sólidos urbanos recae en los municipios, los cuales frecuentemente no están preparados para enfrentar referida tarea. Esto se ve agravado por los cambios de autoridades municipales que se realizan cada tres años, generando interrupciones en las tareas programadas con el propósito de mejorar la problemática.

En lo que corresponde al valle de Toluca, uno de los factores que contribuyen para la contaminación del suelo es la acumulación de residuos sólidos en los sitios de disposición final. En la Zona Metropolitana del valle de Toluca, se producían alrededor de 1816 toneladas diarias de basura y el municipio producía el 57 % de los residuos sólidos generados, lo cual indica el aporte mayoritario de residuos por parte del

municipio referido. Los municipios que integran la zona involucrada son: Toluca, Lerma, Ocoyoacac, Zinacantepec, Metepec, San Mateo Atenco y Mexicaltzingo.

Al igual que en el ámbito nacional, el crecimiento demográfico está asociado a los municipios con mayor generación de residuos sólidos. El cuadro 2.1 muestra el comportamiento del crecimiento poblacional estimado durante el periodo de 1995 hasta 2010 y en el cuadro 2.2 se presentan algunos valores indicativos de generación de residuos sólidos por estrato social en el Estado de México, ilustrándose la correspondiente a la Zona Metropolitana del Valle de Toluca.

El municipio de Toluca recolectaba 800 toneladas diarias de residuos sólidos, donde el 80 % se depositaba en un tiradero ubicado en el municipio de Temoaya y el restante 20 % en el vertedero localizado en el municipio de Metepec, pero debido al rápido agotamiento del primero, el municipio de Toluca se encontró obligado a depositar el total de sus residuos en el vertedero de Metepec, sitio en el cual se desarrolló el presente trabajo.

2.7 El vertedero de Metepec

La generación de residuos sólidos es la principal fuente de contaminación del suelo, debido a la creciente urbanización que en este municipio se ha presentado. De acuerdo con las proyecciones de población y generación de basura 1990-2005, realizadas por la Secretaría de Ecología (Secretaría de Ecología del Gobierno del Estado de México, 2000), considerando una población de 184.793 habitantes registrados en el año de 1995, el Municipio de Metepec generó un total de 131 toneladas diarias de residuos sólidos. Esto significó una generación per cápita de 0.714 kg; de continuar con el mismo ritmo de crecimiento de la población, se estima que para el año 2005 el municipio generará diariamente alrededor de 279 toneladas de residuos sólidos, considerando una población de 207,000.0 habitantes con una generación de 0.870 kg/persona/día.

Cuadro 2.1 *Proyección de población de 6 municipios en la zona metropolitana del Valle de Toluca (COESPO, 1996).*

Municipio	1995	1999	2000	2005	2010
Toluca	559517	614030	625425	664656	677086
Lerma	80445	88350	89964	95144	96091
Metepec	175263	206124	213278	247407	278528
San Mateo Atenco	53530	59677	61003	66150	68963
Ocoyoacac	43320	47139	47910	50225	50297
Zinacantepec	104420	116669	119250	128683	132872
Total	1016495	1131989	1156830	1252265	1303837

Es importante mencionar que en los municipios de Toluca, Metepec, Lerma, San Mateo Atenco, Lerma, Ocoyoacac y Zinacantepec, que conforman la Zona Metropolitana del Valle de Toluca (ZMVT), contribuyeron al agotamiento prematuro de la capacidad de almacenamiento del vertedero, debido a su creciente aporte de residuos sólidos. La zona donde se ubica el sitio referido, se utilizaba en años anteriores como sitio para la extracción de materiales pétreos destinados para la elaboración y manufactura de artesanía propia de la región, así como la fabricación de materiales especiales para la industria de la construcción.

Por lo anterior, a partir del año de 1994, la heterogeneidad que se tiene de la basura que se recibe en el vertedero aumentó de manera considerable, siendo en algunos casos producto de los desechos industriales que se tienen en la región o de la materia prima utilizada en la zona, así como de la diversidad de residuos que se llegan a descargar. La problemática que se plantea en esta demarcación, comprende principalmente aspectos ambientales derivados de una probable, aunque parece evidente, contaminación del agua subterránea del acuífero subyacente al vertedero. Debido a lo anterior, algunas colonias que circundan al vertedero, empiezan a sufrir problemas de contaminación de aire, suelo y agua, originados por la presencia de esta fuente de contaminación.

Es evidente que la problemática que se plantea en esta demarcación, comprende principalmente aspectos ambientales desatendidos, que puede derivar una probable contaminación de suelo y agua subterránea proveniente del acuífero subyacente. Al respecto se han consultado diversos reportes de las denuncias por parte de la ciudadanía que indican el mal ambiente que se vive en las zonas habitacionales vecinas, muy cercanas al vertedero sanitario, el cual a partir del año 1998 provocó intensos olores del biogás y desplazamientos superficiales de lixiviado en los terrenos de cultivo fronterizos. Asimismo, dentro de la periferia que comprende la zona influenciada por la problemática, se tienen ubicados un gran número de centros comerciales, tiendas departamentales, restaurantes, bancos, centros de salud, hospitales y universidades que se ven afectados por la operación del vertedero.

Cuadro 2.2. *Generación de residuos por estrato social en el Estado de México (GTZ, 2003).*

Tipo de municipio	Indicador básico	Valor
Zona metropolitana (Toluca)	Generación per cápita de RSM	0.7604 Kg/hab/d
	Peso volumétrico	137.62 Kg / m ³
	Composición promedio	Residuos alimenticios: 43.48 %
		Papel: 11.24 %
Residuo fino: 9.69 %		
Urbano / semirural (Tepotzotlán)	Composición promedio	Pañal desechable: 5.99 %
		Plástico de película: 5.35 %
		Residuo de jardinería: 7.19 %
	Generación per cápita de RSM	038264 Kg/hab/d
	Peso volumétrico	110.69 Kg / m ³
Rural	Composición promedio	Papel: 11.43 %
		Pañal desechable: 9.15 %
		Residuo fino: 7.84 %
	Generación per cápita de RSM	0.6086 Kg/hab/d
	Peso volumétrico	213.98 Kg / m ³
Composición promedio	Residuos alimenticios: 32.74 %	
	Residuo fino: 19.64 %	
	Papel: 4.74 %	

Contexto general de los rellenos sanitarios y vertederos de residuos sólidos

3.1 Introducción

Muchos países del mundo incluyendo a México presentan una gran variedad de problemas ambientales lo que resulta una llamada de atención a la humanidad para poner en marcha diversos programas de control de emisiones contaminantes en todos los sectores socioeconómicos. Un caso particular es la generación y deposición final de los residuos sólidos en sus diversas categorías, ya que se considera un problema que en sus primeros años no resulta tan visible, sino hasta que se tienen indicios serios de una real e irreversible contaminación de suelos y aguas subterráneas. En los siguientes párrafos se ofrece una ilustración de la problemática que día con día viven la mayoría de los países, la cual es originada por la falta de planeación de sitios apropiados que ofrezcan seguridad al momento de realizar una deposición final de residuos sólidos. Dicha planificación en muchos de los casos se ve limitada por la falta de recursos económicos, humanos y tecnológicos, los cuales de manera integral se requieren para llevar a cabo los diversos proyectos. La construcción de rellenos sanitarios en sustitución de vertederos a cielo abierto, por ejemplo, elimina la situación de tener un espacio inadecuado que solamente ofrece un espacio para la deposición y una incontrolable contaminación de

suelos y aguas debido a la generación de lixiviados y biogás, por la aparición de procesos de degradación de los residuos sólidos.

En vertederos de residuos urbanos, gran parte de los impactos negativos que se generan, son básicamente propiciados por la presencia de materia orgánica que se degrada por microorganismos a través del tiempo. Como consecuencia de los procesos anteriormente enunciados, el agua infiltrada en la masa de residuos sólidos, arrastra componentes orgánicos no estabilizados y otras sustancias que se disuelven, generándose además, gas y calor.

3.2 Una visión mundial de la problemática causada por la utilización de vertederos de residuos sólidos

Diversos países del mundo consideran que la deposición de los residuos sólidos genera un conflicto que implica desde su raíz, la racionalidad y el beneficio individual reflejado en intereses y por otro lado el bienestar colectivo. El tratar de resolverlo requiere fundamentalmente de reglamentos que rijan y vigilen las acciones a favor del ambiente, así como la cooperación personal, reflejada en una actitud individual positiva cuando se trata de manejar la deposición de los residuos sólidos; lo anterior aunado a la presencia de adecuados servicios de recolección, tratamiento y disposición final de los residuos. Estos son precisamente los puntos de desbalance que existen entre países desarrollados y los subdesarrollados, originados en función del tiempo y el crecimiento de las zonas urbanas y rurales, acentuando la problemática que se acrecenta paralelamente a la utilización de sitios poco apropiados para una deposición final de los residuos sólidos.

Se puede afirmar que los países desarrollados son los pioneros en realizar de manera gradual las innovaciones en manejar y depositar los residuos sólidos con una notable disminución de problemas de contaminación. Todo esto se generó mediante las experiencias que históricamente se remontan a los años 1800, cuando los sitios de deposición final de residuos sólidos correspondían a lugares con espacio provocado por la topografía misma y cuyo único tratamiento era el recubrimiento final del vertedero. Cabe mencionar que el tipo de residuos que en aquel tiempo se manejaban generaban

una descomposición de materia orgánica, lo que en muchos de los casos se utilizaba como nutrientes en los campos de cultivo, por la eficiencia como fertilizante.

Sin embargo, estos lugares provocaron el surgimiento de lixiviados que gradualmente de desplazaron a terrenos colindantes y por supuesto hacia la zona de acuíferos; todo esto obligó a pensar en la construcción de una infraestructura que mejorara la impermeabilidad del sitio, iniciándose con trabajos de compactación en las bases de los vertederos y en las capas finales que estaban recubiertas con arcillas (McBean, 1995). No fue sino hasta principios del año 1900 cuando se desarrollaron los primeros métodos para construir un relleno sanitario y hasta la década de los 50's cuando los rellenos sanitarios involucraban trabajos de ingeniería en su construcción, así como diversas maniobras de extendido y compactado de los residuos sólidos, utilizando maquinaria especializada.

Sin embargo, lo hecho en el pasado generó sus consecuencias y muchos sitios utilizados propiamente como vertederos, fueron el inicio de la contaminación de suelos y aguas subterráneas, descubierto décadas después. Lo anteriormente comentado, ilustra la problemática que se ha originado con el transcurrir de los años; los países en subdesarrollo ya en pleno siglo XXI, aún siguen utilizando los vertederos a cielo abierto como la principal alternativa de deposición de residuos sólidos, principalmente a nivel municipal.

En Europa las directrices sobre protección del medio ambiente frente a los impactos de la acumulación de los residuos sólidos en vertederos, se tienen bien especificadas y normalizadas, diferenciando tres categorías de vertederos: *de residuos peligrosos, no peligrosos e inertes* y se establecen los requisitos exigibles a cada uno, en materia de protección y seguimiento ambiental (Lobo, 2003).

3.3 México y la deposición final de residuos sólidos: un acontecer que se vive en los países subdesarrollados

Los países subdesarrollados enfrentan serios retos respecto al manejo y deposición de los residuos municipales, principalmente debido al elevado índice de crecimiento demográfico, el industrial y los hábitos de la población que se reflejan en los patrones de consumo. Lo anterior ha modificado substancialmente la cantidad y composición de los residuos sólidos municipales. Por ejemplo, en México cambió la tasa de generación de residuos sólidos de 300 grs / habitante / día en la década de los 50's, a más de 853 grs / habitante / día, en promedio para el año de 1998; asimismo, la población se incrementó en el mismo periodo de 30 millones a más de 97 millones, teniendo una generación nacional estimada de 83830 ton / día para el año de 1999 (SEDESOL, 1999). En la figura 3.1 se muestra el crecimiento demográfico en México, estimado hasta el año 2005, lo que indica el acelerado crecimiento poblacional que se tuvo principalmente en el periodo de 1950 hasta 2000. Asimismo en la figura 3.2 se ilustra comparativamente el crecimiento demográfico y la generación de residuos sólidos diarios en un periodo de 1950 hasta 2000.

Así también, en cuatro décadas, la generación de residuos sólidos se incrementó nueve veces y sus características se transformaron de materiales mayoritariamente orgánicos, a elementos cuya descomposición es lenta y requiere de procesos físicos, químicos y biológicos. Para el año 2000, se estimó una recolección de únicamente el 83 % del total de los residuos generados, lo que representa 69600 toneladas, quedando dispersas 14230. En el País, solo un poco más del 49 % se depositó en sitios controlados (no necesariamente vertederos sanitarios), significando 41200 ton / día y las restantes 42630 se disponían diariamente en tiraderos a cielo abierto no controlados o bien en tiraderos clandestinos (SEDESOL, 1999).

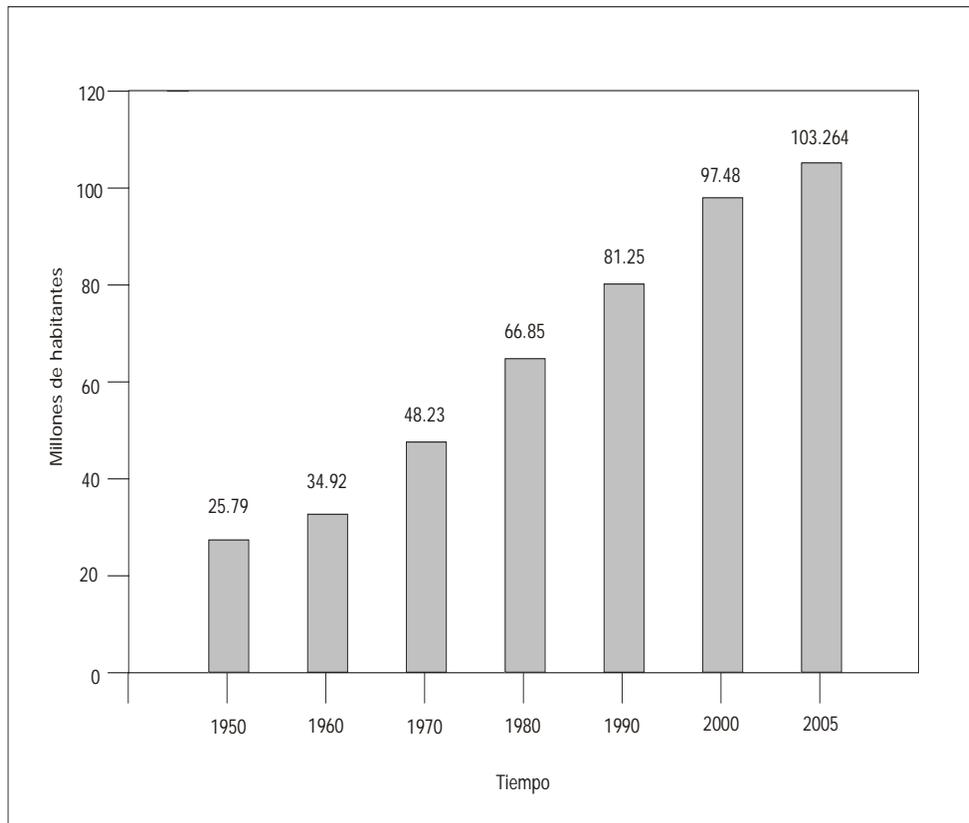


Figura 3.1 Ilustración del crecimiento demográfico para el periodo de 1950 hasta 2005, (SEDESOL, 1999).

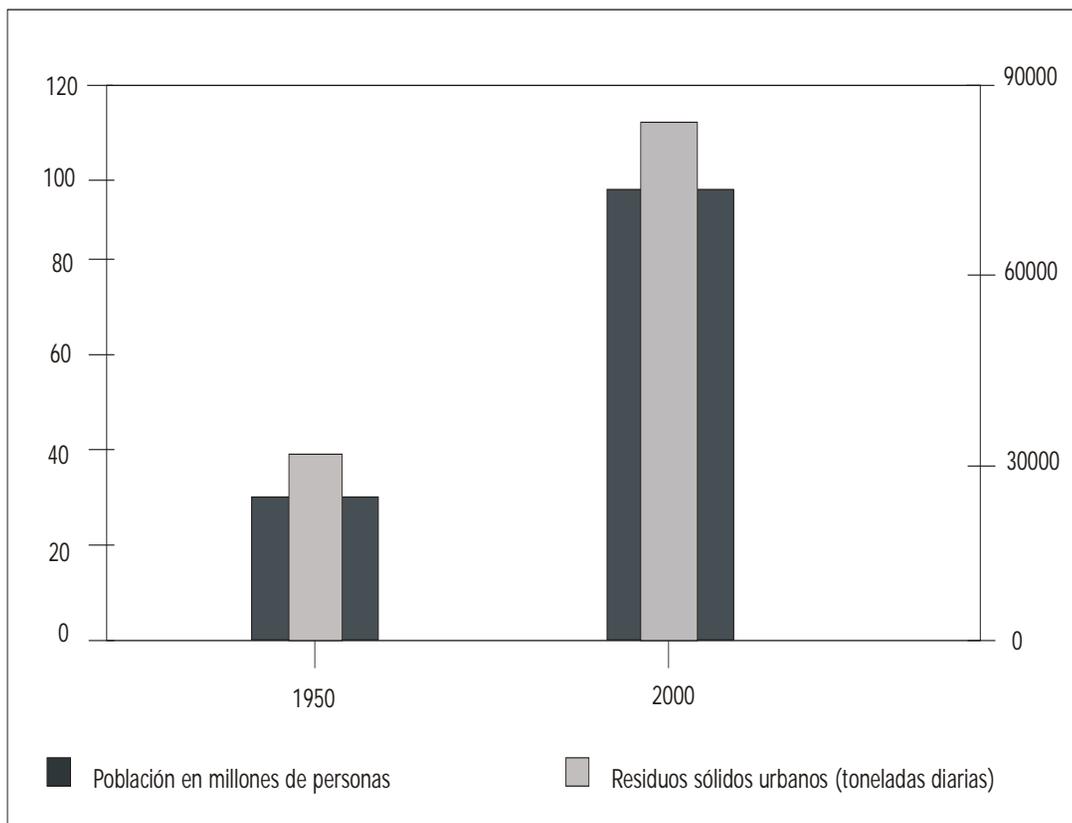


Figura 3.2. Comparación en el tiempo del crecimiento demográfico contra la generación de residuos sólidos presentados en México, durante el periodo de 1950 a 2000, (SEDESOL, 1999).

3.4 Medidas adoptadas hasta el momento en países desarrollados, México y Metepec.

En países desarrollados se han realizado diversos trabajos a favor de mejorar el manejo y disposición final de los residuos sólidos, empezando por la construcción de rellenos sanitarios con los factores de seguridad adecuados para evitar filtraciones de lixiviados y contaminaciones subsecuentes de suelo y agua subterránea. Esta una de las medidas idóneas que muchos países deberían de tomar, sin embargo, la limitación de los recursos económicos impide el desarrollo e implementación de referidos rellenos sanitarios.

En una etapa anterior al surgimiento de los rellenos sanitarios como la obra civil adecuada para la deposición de los residuos sólidos, es en la que los vertederos de residuos sólidos tras largo tiempo de utilizarlos y en función de las experiencias adquiridas, los países europeos, por ejemplo, España, enmarca dentro de sus nuevas políticas de gestión de residuos sólidos, destinar prioridad a cualquier tipo de aprovechamiento relegando el vertido a la última posición entre las alternativas de gestión de los residuos urbanos. A pesar de ello, la explotación y conservación en condiciones ambientales adecuadas de los vertederos, continuará siendo motivo de interés durante mucho tiempo. Tras cualquier tipo de aprovechamiento del residuo original (reutilización, reciclaje, compostaje o recuperación de energía), es inevitable una negación al decir que ha de ser depositado en condiciones de seguridad para la salud humana y el ambiente sin riesgos.

También se tiene que considerar que en países donde los reglamentos sobre uso y protección del suelo no son estrictos o se aplican cabalmente, el vertido es la alternativa de disposición final preferida para los residuos no recuperables. Estas circunstancias impiden la desaparición de los vertederos de residuos sólidos, cuya clausura implica dar seguimiento al control y gestión. Puede ser precisamente en esta fase en la que sea necesario adoptar medidas de protección ambiental más importantes. Por ejemplo, en España, el control de las emisiones del vertedero, implica su emplazamiento en lugares donde se minimice el impacto y la aplicación de medidas correctoras que eviten daños ambientales graves.

Para proteger el suelo y los cursos de agua, se combinan “barreras geológicas” y revestimientos artificiales impermeables extendidos en todo el vaso del vertido (la base y las paredes del depósito), sobre los que se dispone un sistema de captación y evacuación hacia el tratamiento de los lixiviados. Se construyen cunetas perimetrales y otros elementos que impidan la penetración de aguas superficiales o subterráneas en el residuo, asimismo, se implementan capas de cobertura impermeable, así como redes de captación y gestión (con aprovechamiento o no) del biogás generado.

El objetivo de estos sistemas de protección es fundamentalmente aislar el vertedero para evitar la entrada de agua exterior, que favorece la degradación y da lugar al lixiviado y generación de contaminantes. Las anteriores medidas no resuelven el problema por completo, pues, cualquier aporte de humedad, por impermeabilización defectuosa, la aparición de grietas en la misma lo cual es habitual al envejecer los materiales y reanuda los procesos de biodegradación, siendo estos los principales responsables de la contaminación en el vertedero (Lobo, 2003).

Con el surgimiento de los rellenos sanitarios, países desarrollados como los europeos, también han considerado fundamental la implementación de algunas alternativas de manejo de residuos sólidos, tales como el reciclaje, la composta y la incineración; que complementan a la disposición final de los residuos sólidos en un relleno sanitario. El cuadro 3.1 ilustra un listado de varios países europeos que han adoptado las anteriores alternativas de manejo y disposición de residuos sólidos. En dicho cuadro se puede observar claramente que la alternativa de incineración presenta buenos porcentajes de práctica, inclusive mayores al 50 % como es el caso de Bélgica y Suiza, hasta llegar a un caso máximo como es Luxemburgo; sin embargo se identifica un claro factor que influye notoriamente y se trata de la cantidad generada por año de residuos, pues, en países como Inglaterra que producen 30 millones de toneladas por año, no encuentran factibilidad de aplicar la incineración, optando por depositar en rellenos sanitarios, el 90 % de la producción. En contraste, Luxemburgo produce 0.18 millones de toneladas al año y procede a incinerar el 75 % de su producción.

Cuadro 3.1. *Alternativas de manejo de residuos sólidos llevadas a cabo en países europeos (GTZ, 2003).*

País	Total	Reciclaje	Composta	Incineración	Relleno sanitario
	(millones de tons/año)			% total	
Austria	2.8	6	18	11	65
Bélgica	3.5	3	0	54	45
Dinamarca	2.6	19	4	48	29
Francia	22	4	7	44	45
Alemania	25	16	2	36	46
Italia	17.5	3	7	16	77
Luxemburgo	0.18	2	1	75	22
Países bajos	7.7	16	5	35	45
Noruega	2	7	5	22	67
España	13.3	13	17	6	65
Suecia	3.2	16	3	47	34
Suiza	3.7	22	7	59	12
Inglaterra	30	2	0	8	90

De acuerdo con lo anterior, los países europeos han trabajado en la unificación de criterios ambientales para el manejo de residuos. Por lo general se han orientado a incentivar la reducción de la fuente del volumen de residuos generados, al optimizar y transformar los subproductos para reincorporarlos a diferentes procesos de producción y posteriormente a compactar y reducir el volumen y emisiones a través de diferentes procesos; por último, se dirige la disposición final en rellenos sanitarios con un manejo controlado. Por ejemplo, para eliminar el riesgo y la necesidad de monitoreo posclausura de un relleno sanitario, Alemania exige por reglamento un tratamiento adicional de los residuos por depositar, con el fin de obtener un material inerte (menos de 5 % de materia orgánica). El anterior porcentaje en la actualidad se alcanza con la incineración y el tratamiento mecánico biológico.

En la figura 3.3 se muestra la tendencia de los criterios ambientales para el manejo de los residuos en países desarrollados. Respecto a la gestión de los residuos sólidos urbanos, en la mayoría de los países es atribuido generalmente a las autoridades locales y México no es la excepción, donde el manejo de residuos se define como el servicio de limpia y recolección de basura y es considerado como un servicio público. Esto significa que forma parte de aquellas actividades organizadas que se realizan conforme a las leyes y reglamentos vigentes, con el fin de satisfacer de manera continua, uniforme y regular, las necesidades de tipo colectivo y cuya prestación es de carácter público.

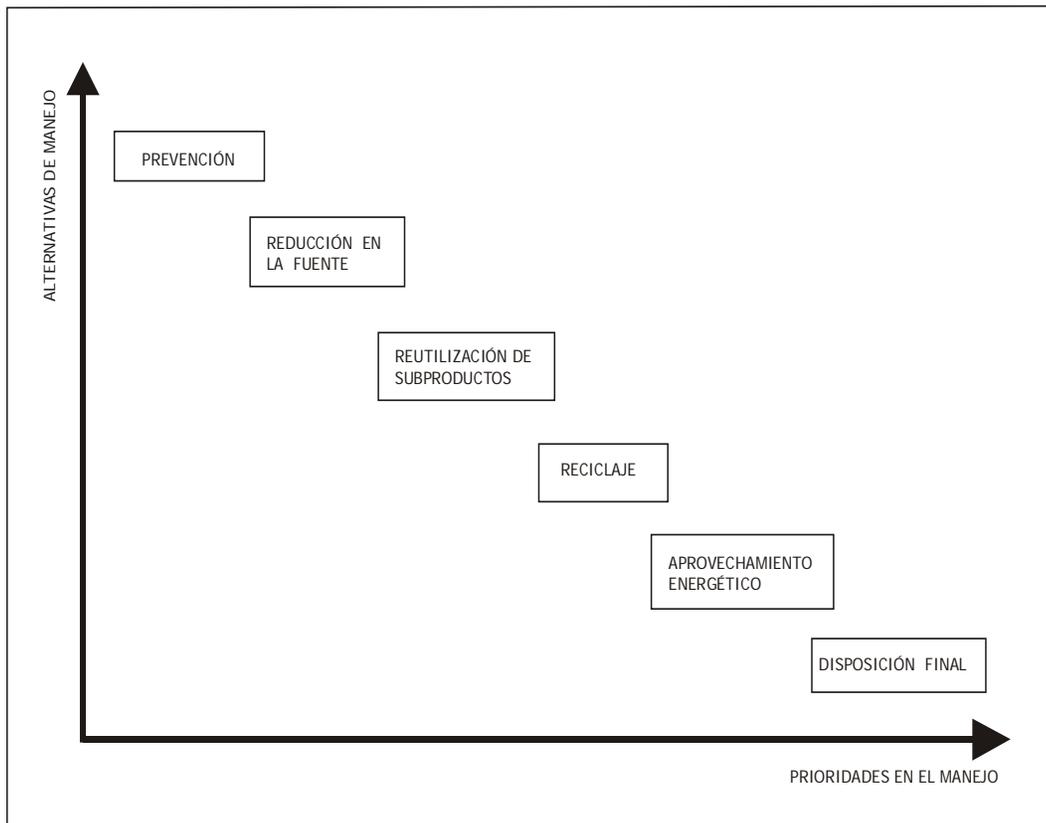


Figura 3.3. *Prioridades y criterios ambientales para el manejo de residuos sólidos propuesto por la Unión de Países Europeos (GTZ, 2003)*

En lo que se refiere a los lineamientos que rigen la política de protección ambiental en materia de contaminación del suelo, la Ley General del Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente (LGEEPA), advierte que los residuos deben ser controlados en tanto que constituyen la principal fuente de contaminación de los suelos. Además, establece la necesidad de prevenir y reducir la generación de residuos sólidos, municipales e industriales; incorporar técnicas y procedimientos para su reutilización y reciclaje, así como regular su manejo y disposición final eficientes.

Así también, de acuerdo con la propia LGEEPA, los municipios son responsables de otorgar autorización y aplicar las disposiciones jurídicas relativas a la prevención y control de los efectos de los residuos sólidos e industriales que no estén considerados como peligrosos. Lo anterior originó el establecimiento estricto de una clasificación de residuos sólidos que corresponden a los peligrosos y no peligrosos (cuadro 3.2).

Un análisis de diversos trabajos realizados en la materia de gestión de los residuos sólidos en México publicados por la SEMARNAT, Secretaría de Ecología y GTZ, indican que es evidente que en México la mayoría de las localidades están desprovistas de infraestructura, carencia que se asocia a un conjunto importante de factores. Al respecto se puede mencionar que el manejo de horizontes de planeación y de compromiso para la autoridad local es muy corto, debido a que el periodo de administración en muchos casos es insuficiente.

Desde esta perspectiva se puede enfatizar que la existencia de una discontinuidad política en la administración municipal, propicia interrupciones en programas que requieren un tiempo mayor a tres años. Lo anterior, aunado a una deficiente cultura de pago por los servicios públicos, que limita en gran parte el desarrollo de programas de beneficio social en los municipios.

Cuadro 3.2. *Clasificación general de los residuos sólidos generados en las diferentes fuentes de generación consideradas en México (SEMARNAT, 2003).*

Residuos sólidos	
peligrosos	no peligrosos
Especiales	Municipales
Industriales	Comerciales
Minería	Servicios
Terminales aéreas	Parque y jardines
Terminales terrestres	Áreas públicas
Biológico-infecciosos	Playas
	Institucionales

Es importante tomar en cuenta que en los municipios rurales se llegan a presentar barreras ideológicas contra el sector privado, para la realización de proyectos, concesiones o contratos de gestión integral de los residuos urbanos. Lo anterior trae como consecuencia incertidumbre para la inversión y falta de transparencia en las decisiones de los gobiernos locales y a la par se puede ilustrar una visión incompleta y equivocada de la gestión al asimilarla fundamentalmente como un problema relativo al servicio, olvidándose de sus componentes ambientales, sociales, económicos y de salud. Por lo tanto, se considera indispensable tener buenas estrategias de gestión integral de residuos sólidos municipales en los tres niveles de gobierno (municipal, estatal y federal).

Por lo que respecta al Estado de México, se han realizado diversos trabajos y estudios por la GTZ de Alemania en coordinación con la Secretaría de Ecología del Estado de México. Y se ha reconocido que hace falta construir rellenos sanitarios operativos. Es comprobable que a nivel legislatura se ha trabajado en conceptualizar y definir reglamentos más adecuados a las necesidades de gestión de los residuos sólidos. Al respecto, el inicio de estos trabajos se enmarca a partir del año de 1994, cuando se publican dos proyectos de normas mexicanas: PROY-NOM-083-ECOL-1994 y la PROY-NOM-084-ECOL-1996, esta última presentada a diez años de distancia respecto a la primera, pero que establece de una manera más adecuada las condiciones y requisitos fundamentales para una disposición final en los rellenos sanitarios.

El análisis de los requerimientos de un relleno sanitario originó la realización de una evaluación técnica de las alternativas disponibles o de común utilización, al respecto. El cuadro 3.3 muestra los parámetros considerados y los tipos de rellenos considerados como alternativas viables. Es preciso mencionar que en referido cuadro no se incluyen las alternativas de manejo como son la incineración y el reciclado, si bien se ha practicado y sigue haciendo, no son consideradas todavía como alternativas viables, debido principalmente a la falta de estrategias adecuadas que optimicen los procesos involucrados.

De las experiencias obtenidas con los malos manejos respecto a la gestión de los residuos sólidos, también en el Estado de México se aceptó una clasificación de rellenos sanitarios, que en todo el país es aceptado. En el año 2003, la SEMARNAT estableció tal clasificación, la cual se muestra en el cuadro 3.4, representando una nueva norma que se apega a las condiciones de las distintas zonas del país. La implementación implicaría el mejoramiento de la disposición final de los residuos sólidos urbanos y los residuos de manejo especial.

Cuadro 3.3. Evaluación técnica de las alternativas de relleno sanitario disponibles, (SEMARNAT, 2003).

Parámetros	Relleno tradicional	Relleno seco (alta compactación)	Pretratamiento mecánico - biológico	Relleno sanitario manual
Operación	Regular	Regular	Especializada	Muy sencillo
Mantenimiento	Convencional	Especializado	Sencillo	Convencional
Equipo	Convencional	Especializado	Convencional	Convencional
Calificación del personal	Promedio	Especializado	Promedio	Convencional
Reducción del volumen de residuos	50 – 60 %	70 – 75 %	75 – 85 %	40 – 50 %
Aplicable para municipios pequeños	Sí, pero costoso	No, o solamente a nivel intermunicipal	Sí	Exclusivamente
Aplicable para municipios grandes	Sí	Sí	Sí, con limitaciones	No
Experiencia en pos-clausura	> 40 años	< 10 años (poca)	< 10 años (poca)	poca

Cuadro 3.4. *Categorización de los rellenos sanitarios de acuerdo con la norma NOM-083-SEMARNAT-2003.*

Rellenos sanitarios		
Categoría	Tonelaje que reciben en el sitio de disposición final, ton/día	Rango equivalente según el número de habitantes
A	Mayor de 100	Mayor de 100000
B	De 50 hasta 100	De 50000 hasta 120000
C	De 10 y menor que 50	De 12000 hasta 65000
D	Menor de 10	Menor de 15000

En los últimos cinco años se han agudizado los problemas de manejo y disposición final de los residuos sólidos, tal parece que el tema de los recursos económicos es y será un obstáculo difícil de superar para llevar a cabo la construcción de rellenos sanitarios necesarios. Un análisis financiero y administrativo resume una proyección al año 2010 de los costos de inversión y de operación que se requieren en materia de rellenos sanitarios. El cuadro 3.5 muestra referida información, notándose las verdaderas lejanías a las que se encuentran las metas mínimas para realizar los correspondientes trabajos de manejo y disposición final de los residuos sólidos.

Los anteriores análisis consideran tres puntos importantes:

1. Las condiciones para lograr construir un relleno sanitario bajo la disposición de un proyecto ejecutivo operable en todo el sentido de la palabra (Figura 3.4).
2. Las características que se deben reunir al construir un relleno sanitario municipal o regional. Tales condiciones son las siguientes.

El relleno sanitario es un sitio de disposición final de los residuos sólidos urbano (RSU) y los de manejo especial (RME) generados en la localidad, de tal forma que no se cause perjuicio al ambiente ni peligros a la salud y seguridad pública. Los residuos se colocan en capas compactadas, cubiertas con tierra, utilizando maquinaria pesada para la distribución, homogeneización y compactación. Antes de la colocación de los residuos, el suelo se prepara para prevenir la infiltración de líquidos lixiviados provenientes de la descomposición de los residuos, utilizando materiales naturales o sintéticos. Al mismo tiempo se construyen obras de control y monitoreo, como pozos de venteo, quemadores para el biogás y colectores para captar los lixiviados. Esta infraestructura se utiliza cuando se prevén ingresos de más de 10 toneladas de residuos al día. Los riesgos ambientales y medidas de prevención más importantes son:

Cuadro 3.5. *Análisis de las necesidades de inversión inmediata para alcanzar aceptables condiciones de manejo y disposición final de residuos sólidos (SEMARNAT, 2003).*

Concepto	Déficit al año 2010	Costo unitario de inversión	Inversión total al año 2010	Costo unitario de operación	Operación anual
	Millones de tons / año	\$*ton /dia	Miles de millones de dolares	\$ / ton	Millones de dolares
Recolección y transporte	12	8000	672	25	300
Relleno sanitario	34	10000	2380	10	340
total			3052.0		640

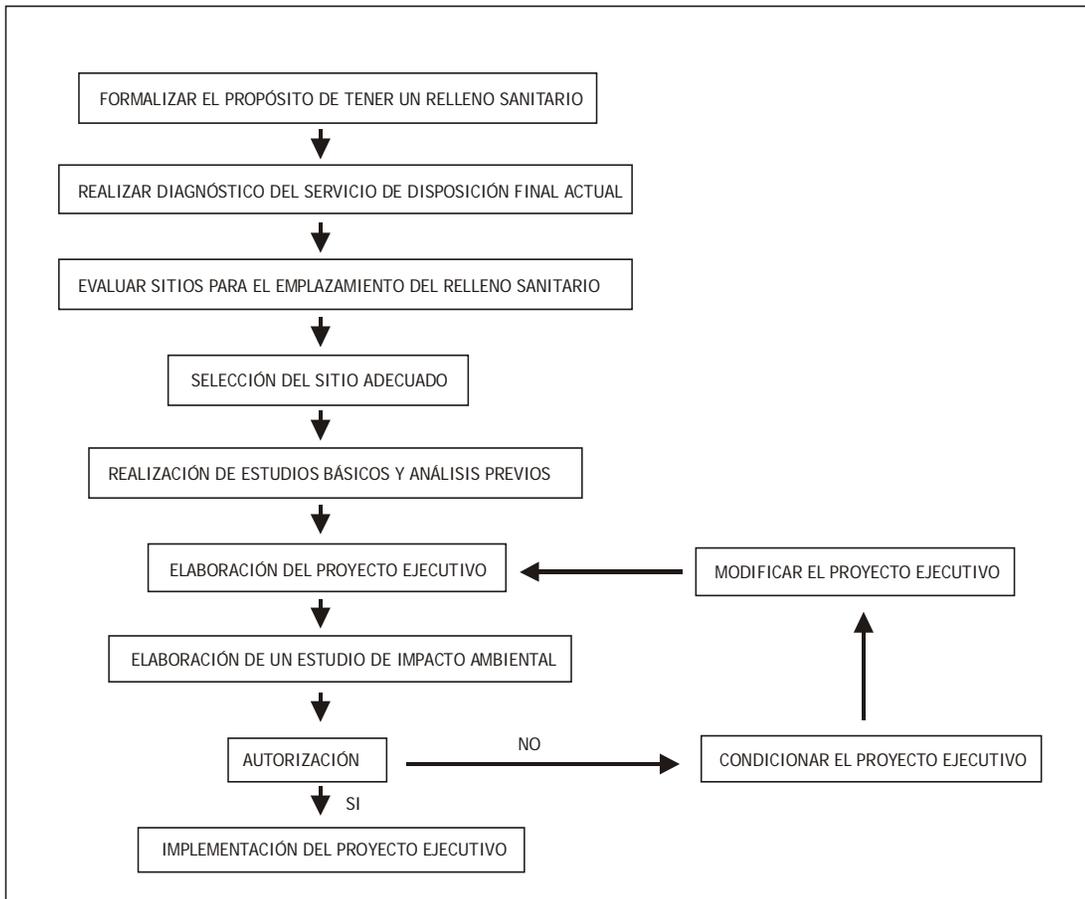


Figura 3.4. Implementación de un proyecto de construcción de un relleno sanitario operable (Adaptado de SEMARNAT, 2003).

Primeramente la degradación de los residuos sólidos depende del grado de compactación, composición, temperatura, humedad y produce gases y lixiviados. También se requiere dar tratamiento a los lixiviados generados, ya sea a través de lagunas de oxidación o de su recirculación a las celdas del relleno sanitario, ya que se considera que tienen alto poder contaminante. Es posible aprovechar el biogás generado y así evitar su liberación como contaminante atmosférico. Para disminuir la presencia de aves, roedores e insectos, se prevé un recubrimiento diario de los residuos depositados. Es básico evitar daños al ambiente, se requiere del monitoreo de lixiviados y biogás durante la operación y 25 años después de la clausura del sitio.

3. Un programa de actividades bien definidas que especifique las condiciones de manejo y disposición final con las condiciones óptimas de operación en un relleno sanitario, tales características se presentan en la figura 3.5.

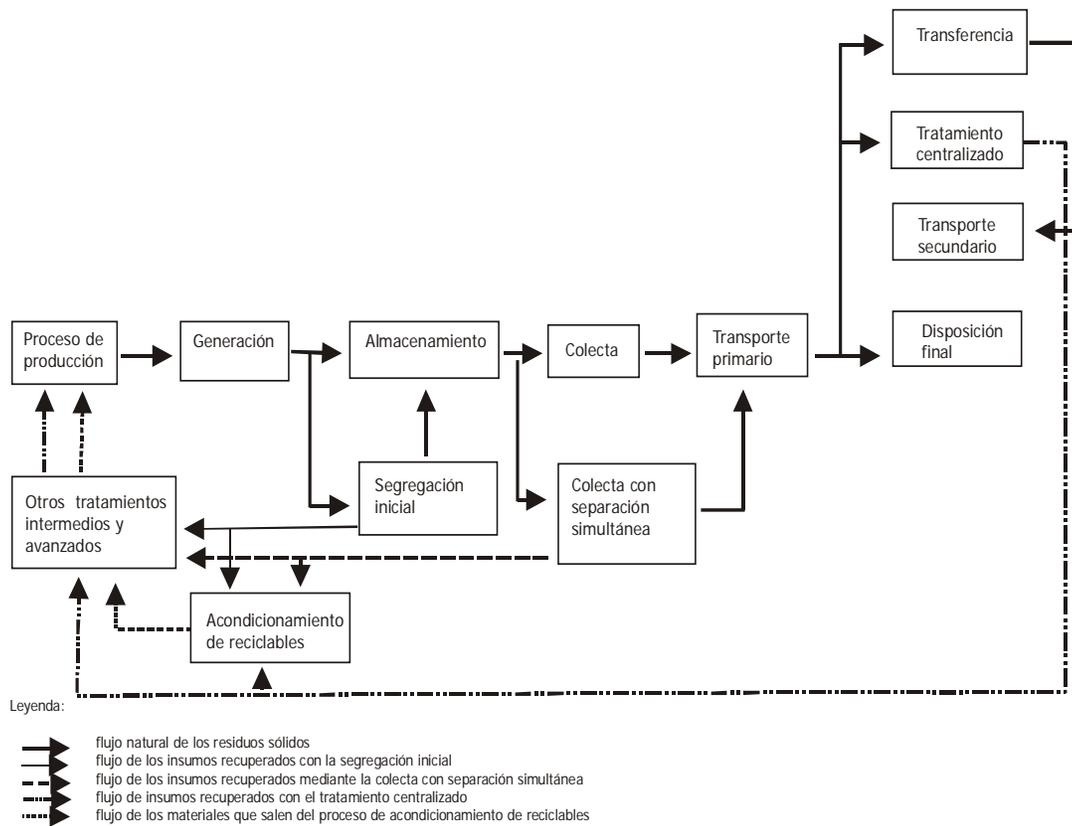


Figura 3.5. Diagrama de flujo de las actividades de manejo y disposición final de los residuos sólidos urbanos y municipales no peligrosos (Adaptado de SEMARNAT, 2003).

Referente al municipio de Metepec, es evidente que se tiene un vertedero a cielo abierto, el cual por varios años de operación no fue controlado, hasta el años de 1997 cuando se iniciaron las evidencias de un problema de contaminación ambiental que por si solo seguiría agudizándose y causando mayor impacto al ambiente. Sin embargo, en los últimos 8 años, el vertedero de Metepec recibió un reordenamiento en cuanto al manejo y disposición final de los residuos, solamente siguiendo en parte, las especificaciones de la norma NOM-083-SEMARNAT-2003, para los últimos cinco años y los anteriores tres, con la norma anterior de 1996. Sin embargo, los efectos de infiltración de lixiviados, generación potencial de biogás y desplazamientos superficiales de lixiviado hacia terrenos fronterizos siguen su curso. Solamente hay cierto control superficial, pero la contaminación del acuífero subyacente es cuestión de tiempo, sino es que ya está contaminado.

Contaminación de las aguas subterráneas

4.1 Introducción

Actualmente las necesidades por suministrar agua potable a los diversos sectores socioeconómico se considera cada vez más apremiante, por lo tanto, un acuífero por ser una unidad geológica que puede almacenar y suministrar cantidades significantes de agua para las actividades generadas en el planeta, es motivo de estudios importantes, en todas las modalidades o tipos de acuíferos que representan los escenarios hidrogeológicos de interés. Resultados de investigaciones ilustran que muchos cuerpos de agua subterráneos tienen ya elevados niveles de contaminantes, liberados por diferentes causas en años anteriores (Bedient y Rifai. 1999). Todo esto acapara la atención de muchas naciones del mundo, por ejemplo, Estados Unidos, Francia, Dinamarca, etc. Según Sauquillo (1999), estos países tienen basado el suministro de agua potable en más del 50 % correspondiente a fuentes subterráneas de abastecimiento (acuíferos).

Adicional a lo anterior, es preciso mencionar que la contaminación del agua subterránea es intrínsecamente difícil de detectar, ya que su control es costoso y emplea mucho tiempo sin precisar cuánto. Esto se refleja en los acuíferos que están sujetos a cambios

en su capacidad y salubridad, teniendo como base el conocimiento de que los factores influyentes son muchos. Si bien actualmente se tienen numerosos trabajos para mantener protegidos estos recursos, siempre estarán latentes las necesidades de aplicar técnicas avanzadas que representan una importante inversión no sólo económica, también en lo que se refiere a recursos humanos, científicos, tecnológicos y educativos orientados en la preservación de los cuerpos de agua libres de contaminación (UNESCO, 1992).

En países desarrollados se considera significativo el aumento de personal especializado como son los hidrólogos, dedicados a estudiar los problemas relacionados con las aguas subterráneas, tomando en cuenta experiencias mundiales, enfoques científicos y experiencias administrativas y de gestión. Todo esto ha permitido realizar evaluaciones valorando las condiciones que deben mantener los cuerpos de agua subterráneos (Sauquillo, 1999).

4.2 Una problemática difícil de controlar

Muchos países subdesarrollados no están ajenos a la problemática, por ejemplo, en Tailandia se encuentran representados los más importantes tipos de acuíferos, de éstos se extraen anualmente 700 millones de metros cúbicos de agua ilustrándose constantemente problemas de contaminación salina, presencia de residuos industriales y fertilizantes (UNESCO, 1992).

Realmente la problemática de la contaminación de las aguas subterráneas es de gran magnitud y esto se agudiza cada vez más debido a la diversidad de fuentes puntuales y difusas de contaminación que cada día aumentan en número y densidad, respecto de la localización geográfica de las fuentes de extracción disponibles. En la figura 4.1 se representan de manera general las principales fuentes de contaminación del agua subterránea que en la mayoría de los casos, están estrechamente relacionados con las diversas actividades que realiza el hombre en los correspondientes sectores de desarrollo económico. En esta figura también se presentan derrames accidentales, fugas de

petróleo de tanques subterráneos y filtraciones de tanques sépticos carentes de una construcción y regidos por normas adecuadas, reflejándose la negligencia, falta de responsabilidad y conciencia ambientalista que no permite corregir errores de significativas consecuencias, en el tiempo y espacio preciso.

En cuanto a la diversidad de elementos contaminantes, en verdad dependen de las características de la fuente de contaminación, algunos más peligrosos que otros, pero ninguno aceptable con valores de concentraciones que sean mayores a las máximas permisibles por las normas vigentes en cada país. Por ejemplificar, uno de elementos contaminantes más comunes en el agua subterránea son los nitratos, que en niveles elevados pueden causar matahemoglobinemia (síndrome del niño azul) en los niños, pueden ser carcinogénicos, acelera la eutrofización en aguas superficiales; las fuentes de nitratos incluyen aguas residuales, fertilizantes, contaminación del aire, vertederos y alcantarillados. También es preciso mencionar a los patógenos que se refieren a bacterias, virus, etc., que causan enfermedades transmitidas por el agua como el tifus, cólera, disentería, polio o hepatitis. Las fuentes incluyen aguas residuales, vertederos y animales salvajes.

Otro tipo de contaminante son los metales en trazas que incluyen el Cadmio, Cromo, Cobre, Mercurio, Plomo que pueden tener efectos tanto carcinógenos como tóxicos; las fuentes incluyen las descargas industriales, pesticidas y alcantarillados. También es preciso mencionar los componentes orgánicos que incluyen a los orgánicos volátiles, semivolátiles (ejemplo, los derivados del petróleo), los PCBs, así como, los pesticidas. Las fuentes donde se originan incluyen actividades agrícolas, alcantarillados, aguas residuales, vertederos, escapes industriales, contaminación del aire, sin omitir los depósitos de almacenamiento subterráneo (UNESCO, 1992).

Se tienen algunos criterios enfocados a ofrecer una clasificación general de las fuentes de contaminación. Por ejemplo, Brady (1998), se refiere específicamente a las fuentes de contaminación, indicando que las más importantes son las de deposición de desechos, además de las que no dependen de la deposición de los mismos. Las correspondientes al

primer tipo son los *rellenos sanitarios, basureros, tiraderos superficiales, tiraderos de minas, desechos radiactivos, pozos de inyección y sitios abandonados*. Las fuentes del segundo tipo son *los pozos abandonados, vertidos accidentales, uso de productos químicos en la agricultura, recarga artificial, explotación petrolera y fugas en tanques subterráneos y líneas de conducción*. Existe un tercer tipo el cual se refiere a la *disminución de la calidad del agua debido al incremento de la salinidad provocado por la intrusión salina*. Así también, la Oficina de Asesoramiento Tecnológico y Protección de la Contaminación de las Aguas Subterráneas Nacionales en Estados Unidos, reportó 30 diferentes fuentes potenciales de contaminación de aguas subterráneas, clasificadas en 6 categorías que finalmente se encuentran incluidas en los tipos anteriormente mencionados.

Para abundar un poco más, en el cuadro 4.1 se presentan diversos contaminantes del agua subterránea que han sido detectados con mayor frecuencia, asociados a sitios de desechos peligrosos, en los cuales la sustancia fue detectada.

De acuerdo con lo anterior, al observar con detenimiento el referido cuadro, se puede apreciar que algunos contaminantes orgánicos volátiles como son el tricloroetileno, tetracloroetileno, benceno, tolueno, cromo y cloruro de metilo, ocupan los primeros lugares en frecuencia, presentándose también contaminantes como son el plomo y cromo, mismos que ocupan lugares de frecuencia importantes. Sin embargo, respecto a los contaminantes que complementan referido cuadro, nunca se recomienda ignorarlos, por el efecto que pueden generar a mediano o largo plazo en un cuerpo de agua subterráneo.

Según Bedient (1999), la Agencia de Protección Ecológica (EPA) presenta una lista de los principales contaminantes orgánicos, de los cuales se tienen definidos como los prioritarios a 126, sin embargo, diferentes investigadores como Brady (1998), trabajan con referencias de contaminantes prácticamente similares, pero con subclasificaciones que permiten catalogar cada uno de los compuestos, según su naturaleza y forma en la que se pueden transformar ante ciertos escenarios hidrogeológicos. En cuanto a la

peligrosidad de cada contaminante, el cuadro 4.2 muestra un resumen que indica los límites permisibles (nacional y norteamericano) de los contaminantes más frecuentes en aguas destinadas para beber.

En la figura 4.2 se muestra un ejemplo de tres escenarios típicos que se ilustran conceptualmente las condiciones de contaminación de un cuerpo de agua subterráneo, bajo la influencia del transporte de diferentes tipos de contaminantes. En la figura del inciso a) se esquematiza la migración de un lixiviado proveniente de un relleno sanitario, se observa cómo es la evolución espacial de la pluma contaminante, que depende de diversos parámetros hidrogeológicos locales que deben estimarse con la metodología que corresponda. La figura 4.2.b, presenta un derrame de contaminantes ligeros de la fase no acuosa (LNAPLs), iniciando su migración a partir de una posible fuga de un tanque o depósito subterráneo, ilustrándose la flotación por el borde superior de la pluma contaminante de los LNAPLs.

En el caso de la figura 4.2.c, la ilustración representa la presencia de derrames accidentales que contienen contaminantes más densos que el agua, de acuerdo con el patrón de migración que se observa, la pluma contaminante tiene una configuración irregular debido a la condición de movilidad sin excluir el decaimiento que se presenta respecto al tiempo y espacio. También se aprecia una fracción de la pluma que corresponde en su mayoría a residuos, una segunda parte corresponde a una pluma que tiene un comportamiento de migración similar al presentado en la parte del inciso a) y una tercera fracción que corresponde a las fases libres de los contaminantes densos de la fase no acuosa (DNAPLs).

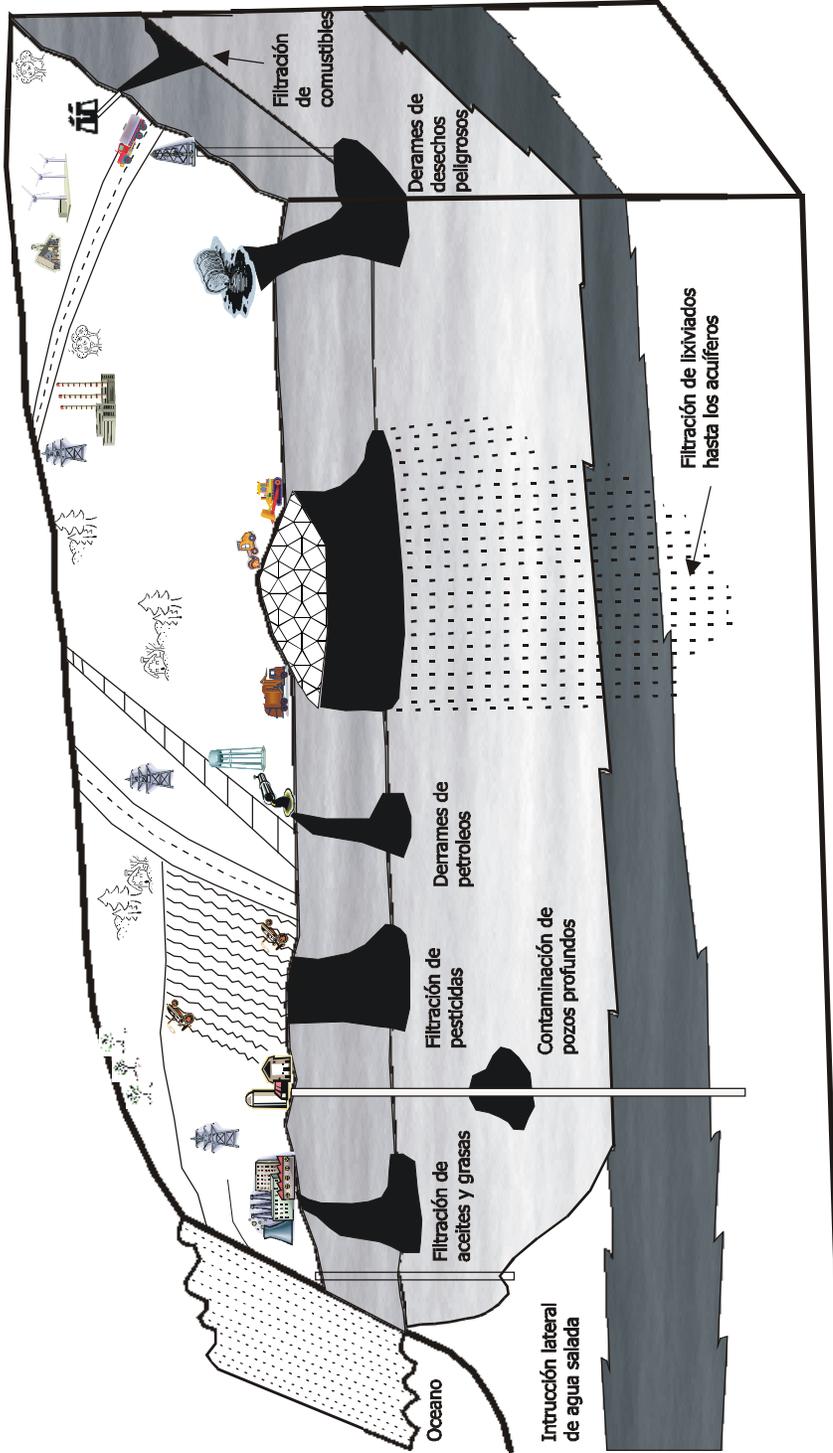


Figura 4.1. Diversas fuentes de contaminación del agua subterránea, en función de las actividades antropogénicas que influyen en la producción de contaminantes, (Adaptado de Bedient, 1999).

Cuadro 4.1. *Contaminantes de agua subterránea detectados con más frecuencia asociados a sitios de desechos peligrosos.*

Rango	Compuesto	Fuentes comunes
1	Tricloroetileno	Limpiadoras en seco, desbastado de metal
2	Plomo	Gasolina, minas, tuberías
3	Tetracloroetileno	Limpiadoras en seco, desbastado de metal
4	Benceno	Gasolinas y manufactureras
5	Tolueno	Gasolinas y manufactureras
6	Cromo	Platinado de metal y agentes limpiadores
7	Cloruro de metileno	Desbastado y solventes
8	Zinc	Manufactureras y minas
9	1,1,1. Tricloroetano	Limpiadores de metales y plásticos
10	Arsénico	Minas, manufactureras y cementerios
11	Cloroformo	Solventes
12	1,1. Dicloroetano	Desbastado y solventes
13	1,2. Dicloroetano	Productos para frenos de tricloroetano
14	Cadmio	Minas y platinado
15	Manganeso	Manufactureras y minas
16	Cobre	Manufactureras y minas
17	1,1. Dicloroetano	Manufactureras
18	Cloruro de vinilo	Manufactureras de cintas y plásticos, productos de frenos de solventes clorinados
19	Bario	Manufactureras y producción de energía
20	1,2. Dicloroetano	Desbaste de metal y renovadora de pintura
21	Etilbenzeno	Manufactureras de estireno y asfalto, gasolina
22	Nickel	Manufactureras y minas
23	Di(2-etilhexyl)phtalato	Manufactureras de plásticos
24	Xylenos	Solventes y gasolina
25	Fenol	Tratadoras de madera y medicinas

Nota: El rango refleja la importancia respecto a la frecuencia con la que se encuentran estos compuestos en sitios contaminados.

Cuadro 4.2. Límites permisibles de constituyentes químicos del agua para beber, en mg/l. según las Normas, Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994 y la USEPA (1998).

Elemento	Límite Mexicano	Límite USEPA
Aluminio	0.20	
Arsénico	0.025	10 microgramos
Bario	0.70	1 microgramo
Cadmio	0.005	5
Cianuros (como CN ⁻)	0.07	200
Cloro residual libre	0.2 – 1.50	
Cloruros (como Cl ⁻)	250.00	
Cobre	2.00	1300
Cromo total	0.05	100
Dureza total (como CaCO ₃)	500.00	
Fenoles o compuestos fenólicos	0.3	
Fierro	0.30	
Fluoruros (como F ⁻)	1.50	4000
Hidrocarburos aromáticos:	(microgramos/litro)	
Benceno	10.00	5
Etilbenceno	300.00	700
Tolueno	700.00	1000
Xileno (tres isómeros)	500.00	10000
Manganeso	0.15	
Mercurio	0.001	0.2
Nitratos (como N)	10.00	10000
Nitritos (como N)	1.00	1000
Nitrógeno amoniacal (como N)	0.50	
pH (en unidades de pH)	6.5 – 8.5	
Plaguicidas:	(microgramos/litro)	
Aldrín y dieldrín (separados o combinados)	0.03	2
Clordano (total de isómeros)	0.20	
DDT (total de isómeros)	1.00	
Gamma-HCH (lindano)	2.00	0.4
Hexaclorobenceno	1.00	1
Heptacloro y epóxido de heptacloro	0.03	0.4, 0.2
Metoxicloro	20.00	40
2,4 – D	30.00	70
Plomo	0.01	15
Sodio	200.00	
Sólidos disueltos totales	1000.00	
Sulfatos (como SO ₄ ⁻)	400.00	5X10 ⁵
Sustancias activas al azul de metileno (SAAM)	0.50	
Trihalometanos totales	0.20	
Yodo residual libre	0.2 – 0.5	
Zinc	5.00	

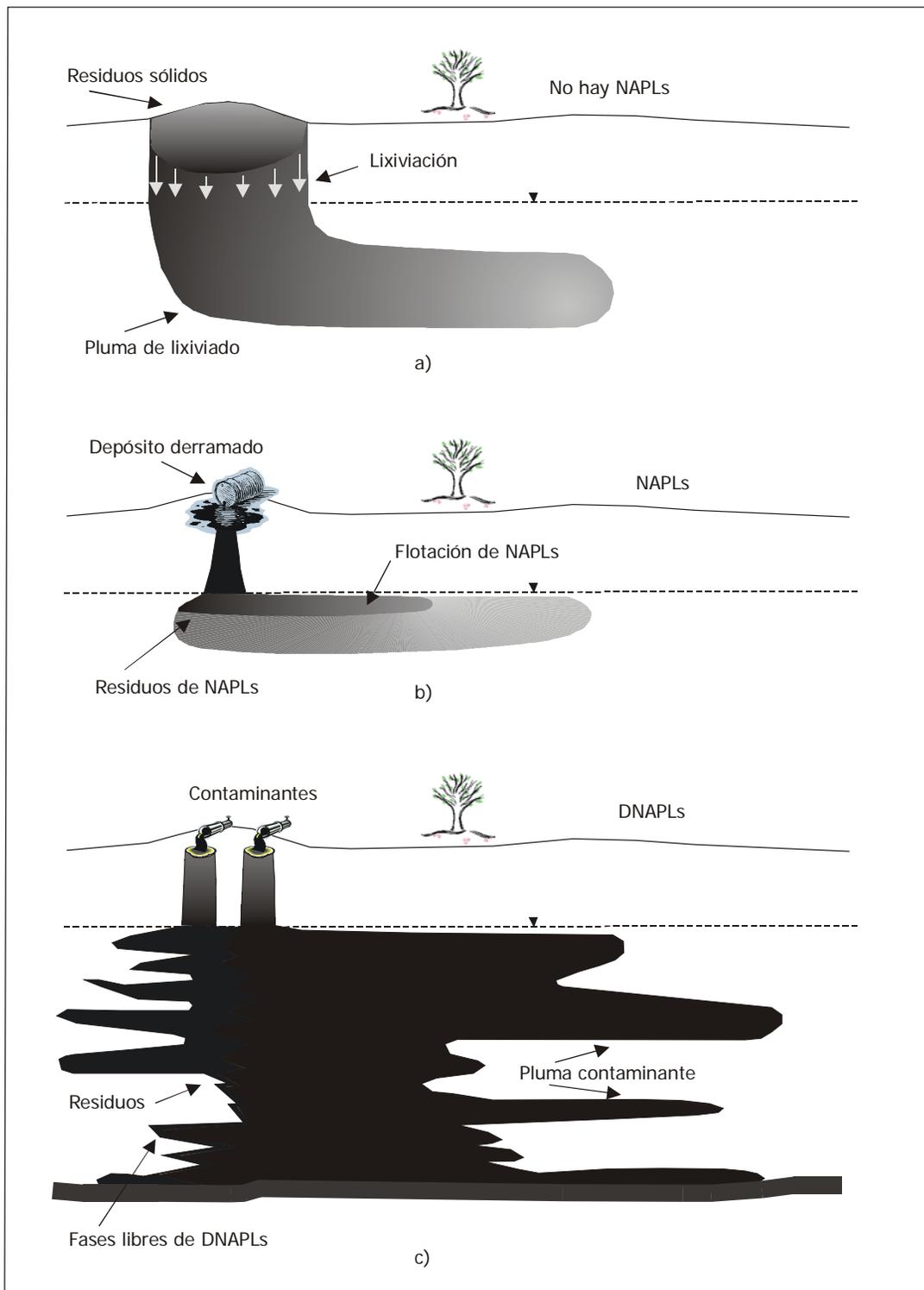


Figura 4.2. Esquema de tres escenarios de contaminación, a) pluma de lixiviado sin NAPLs, b) pluma contaminante con NAPLs en flotación y en forma de residuos, c) pluma contaminante con fases libres de DNAPLs (Adaptado de Bedient, 1999).

4.3. Necesidades de protección de los acuíferos

Actualmente las necesidades de proteger el agua subterránea se han generalizado de un país a otro y de acuífero en acuífero, debido a las similitudes crecientes de consumo del vital líquido, el cual es cada vez más difícil de distribuir en los diferentes sectores sociales y de desarrollo, jugando un papel fundamental la disponibilidad de los recursos en el tiempo y la forma de explotación de los mismos.

Por lo tanto, en muchos lugares del mundo industrializado, la atención ha dado un giro importante respecto a la explotación y sobreexplotación del agua subterránea, además de la implementación de medidas de protección como solución factible a las condiciones de sobreexplotación y las consecuencias que se derivan. En conjunto, los organismos gubernamentales tienden a proveerse de personal, fondos de legislación básica, así como, de reglamentos pertenecientes a la protección del agua subterránea, lo que significa el decreto y establecimiento de normas de calidad que tienen en términos generales los mismos límites de aceptación de las concentraciones permisibles (UNESCO, 1992).

Con base en lo anterior, la recolección de datos, así como los programas de control, tienden al progreso, aún más, el nivel de vida de los países industrializados es tal que, los costos de tratamiento del agua así como la depuración de la concentración pueden pagarse, cuando sea necesario. El panorama es muy diferente en países en vías de desarrollo, donde se enfatiza todavía en el desarrollo del agua subterránea. Donde es necesaria la protección, la implementación es difícil debido a la escasez de datos, falta de personal entrenado, bajos niveles de fondos y una inadecuada de las leyes, que deriva en ineficientes formas de control de la explotación del agua subterránea, implicando en consecuencia, la presencia de indicios de sobreexplotación de los recursos hídricos subterráneos.

Tres fases interdependientes están implicadas en la protección del agua subterránea. En primer lugar, se deberían obtener datos básicos sobre el recurso a pesar de sus

respectivas dificultades y posteriormente ser analizados. En segundo lugar, habría que preparar un plan de protección del agua subterránea, que refleje los objetivos, políticas y prioridades nacionales. Finalmente, este plan debería implementarse con una serie de acciones que varíen desde la legislación hasta los controles del uso del suelo, tomando en cuenta su aplicación (UNESCO, 1992).

Las implicaciones financieras de la protección del agua subterránea no deberían subestimarse, sabiendo el desafío económico que representa. Los costos incluyen tanto la recolección como el procesado de datos básicos, salarios administrativos y profesionales, adquisición de suelo, control, etc. Estos costos, sin embargo, son sólo una fracción del costo de la depuración, contaminación o del desarrollo de un nuevo suministro de agua.

Existen diversas fuentes de contaminación de las aguas subterráneas, una de las cuales ha sido motivo de gran número de trabajos de investigación, gestión y saneamiento: los *vertederos de residuos sólidos*. Si no son construidos en lugares donde se minimice el impacto y considerando las medidas que corrijan y eviten daños ambientales graves, resultan ser fuentes de contaminación ambiental potenciales y permanentes (Lobo, 2003).

A diferencia de los vertederos, los rellenos sanitarios son construidos con un sistema de prevención de filtraciones, pero específicamente son grandes cavidades rellenas con tierra y desechos, cubiertas con una capa superior de tierra. Originalmente se diseñaron para evitar la contaminación del aire y generalmente van acompañados de descargas abiertas (drenes). Se considera un método de deposición para muchos tipos de desechos permisibles. Sin embargo, muchos de estos rellenos son pobremente diseñados, originando la filtración de lixiviados que contaminan el entorno de las aguas subterráneas poco profundas y posteriormente las que se encuentran en un nivel más profundo (Sohuquillo, 1999).

De acuerdo con los reportes de la EPA (Bedient y Rifai, 1999), existen aproximadamente 2,395 descargas abiertas y de 24,000 a 36,000 rellenos sanitarios cerrados o abandonados en los Estados Unidos. La EPA estima de 12,000 a 18,000 rellenos municipales que pueden contener desechos peligrosos, además existen aproximadamente 75,000 rellenos sanitarios industriales en ese país. Los materiales localizados en estos sitios son: basura, lodos, sedimentos, desechos de fundición, sustancias peligrosas. Cabe mencionar que los desechos de líquidos peligrosos, no se pueden depositar en rellenos sanitarios municipales, mucho menos en vertederos sanitarios, situación que en el pasado se llegaba a realizar.

Muchos rellenos antiguos fueron localizados, se revisaron varios parámetros hidrogeológicos correspondientes a sitios específicos como son minas abandonadas de arena y gravas. La tecnología disponible simplemente involucra el llenado de las cavidades con desechos sólidos y líquidos, compactados con maquinaria pesada (bulldozer), éstos son cubiertos con capas de tierra. En la mayoría de los casos, el agua de lluvia se infiltra a través del tope superior de un relleno típico, los niveles de agua que se incrementan en el interior crean una condición de humedad y los contaminantes orgánicos e inorgánicos constituyen el lixiviado que al migrar puede llegar hasta el agua subterránea (Bedient y Rifai., 1999).

En la figura 4.3 se representa un perfil longitudinal de una pluma contaminante generada en un tiradero de basura, mostrando tres etapas de descomposición, según la influencia de los posibles mecanismos de atenuación: dispersión, sorción, degradación, dilución, etc. La evolución de la pluma contaminante respecto a la posición y el tiempo, está directamente definida en función de los tipos de contaminantes, así como, de las condiciones del flujo subterráneo que gobiernan el proceso de flujo y transporte de un contaminante, observándose en la figura cómo va cambiando su concentración, simultáneamente a la reducción gradual de la peligrosidad de los compuestos de la pluma.

En un número importante de rellenos sanitarios viejos, se han realizado numerosos estudios del sitio por varios años (Frind y Molson, 1999; Farrel, 1994; Sudicky, 1995; Sudicky, 1986; Sudicky y Cherry, 1983; Sudicky y Schellenberg, 1990; Robin, 1991; Sheryl, 1991; Robertson, 1990) incluyendo al relleno sanitario “Borden” en Canadá, donde el trabajo es extensivo a los estudios hidrogeológicos y de transporte, desde principios de los 80’s. Otros rellenos y áreas de recepción fueron rellenos con desechos peligrosos, causando serios problemas *in situ*, tal es el caso del Canal Love en Nueva York, el relleno Pine en Nueva Jersey y el sitio conocido como Vertac en Arkansas (Bedient. 1999).

Un relleno sanitario debe ser propiamente diseñado y construido para minimizar la filtración vertical, además de tener una cubierta de baja permeabilidad para reducir los impactos locales, con el fin de evitar lo que sucedió con rellenos que fueron construidos de 1950 a 1950, en los cuales no se contaba con una línea de recolección del lixiviado (Bedient y Rifai, 1999; Frind y Molson, 1999; Engesgaard y Traberg, 1996; Torben, 1996; Shirmer y Barker, 1988; Frind y Sudicky 1987).

Un escenario más desfavorable relacionado con sitios de disposición final de residuos sólidos, son los vertederos de residuos sólidos, pues ilustran condiciones de contaminación en muchos casos incontrolables y solamente representan una forma de entre una diversidad de casos de contaminación del agua subterránea, provocando el surgimiento de nuevas necesidades de realizar planificaciones para la protección de acuíferos, cada día en mayor demanda. Actualmente existen programas para proyectar actividades de protección de acuíferos, y aunque varían de un país a otro, se ha detectado que representan a largo plazo, el medio más económico y eficaz para asegurar un previsible suministro de agua subterránea limpia.

Sin embargo, la perspectiva de la calidad del agua subterránea no es nada alentadora, pues el antecedente del inicio de la contaminación de este recurso, en muchos sitios, ha provocado la necesidad inmediata de realizar trabajos de saneamiento debido a que los de largo plazo son menos recomendables.

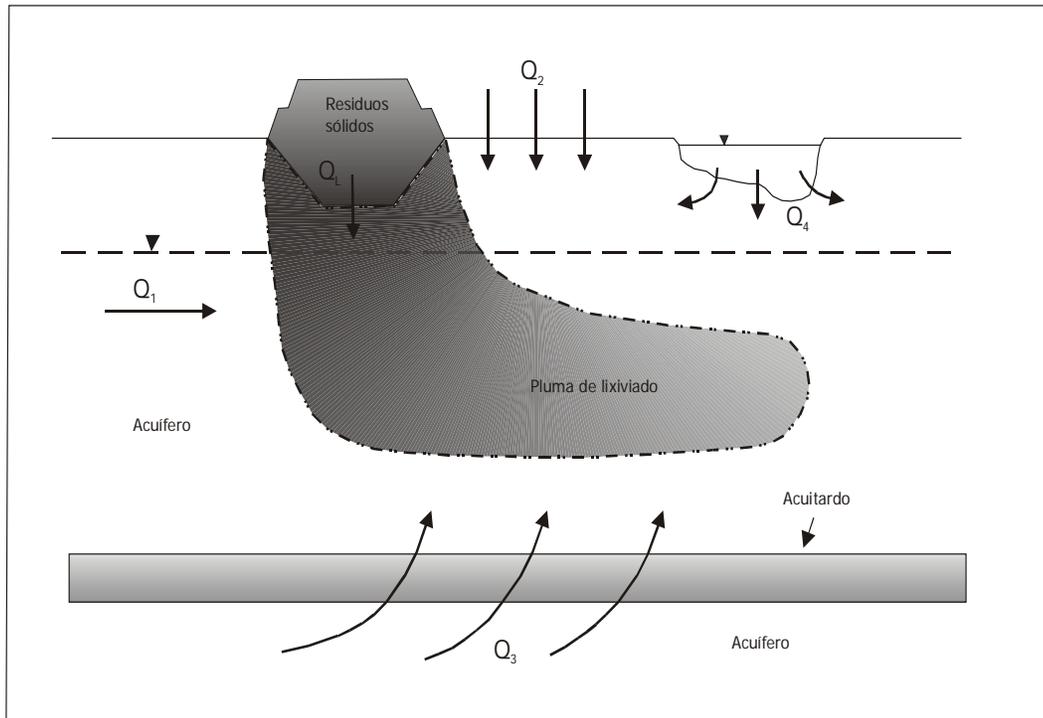


Figura 4.3. Esquema de una pluma contaminante, en la cual el decaimiento de su concentración se produce por la intervención de diversos caudales de impulso; Q_1 , por flujo gradiente arriba; Q_2 , infiltración de agua pluvial; Q_3 , suministro de otros acuíferos; Q_4 , recarga por cuerpos de agua superficiales (Adaptado de Bedient, 1999).

Existen trabajos que están respaldados con el desarrollo de modelos que simulan el comportamiento de las condiciones de degradación de los residuos sólidos, la producción de lixiviado y biogás, así como las condiciones favorables para asegurar una minimización del potencial de contaminación. Un ejemplo de esto son los trabajos realizados por Lobo (2003), en el cual se presenta una nueva versión de un modelo llamado MODUELO, que refleja las experiencias en el conocimiento de la peligrosidad de un vertedero sanitario y las condiciones óptimas que se deben implementar para minimizar y corregir los efectos perjudiciales traducidos en contaminación potencial.

MODUELO se desarrolla como herramienta para la evaluación ambiental del vertedero. Pretende predecir el caudal del lixiviado, su contaminación orgánica y el biogás generado en vertederos de residuos sólidos, como consecuencia de la penetración de agua y los procesos de biodegradación. Es un programa desarrollado en C++ que representa el vertedero como una malla en tres dimensiones de celdas en forma de paralelepípedo, cuyos puntos centrales constituyen los nodos de un esquema de diferencias finitas. En el modelo se plantea el flujo de agua, transporte advectivo de sustancias orgánicas y los procesos de degradación biológica que dan lugar a la contaminación por lixiviado y biogás.

Es fundamental la aplicación de modelos adicionales como son los hidrológicos, que permiten una evaluación del balance hidrológico en el vertedero, con la finalidad de realizar una aplicación a periodos de tiempo del orden del ciclo hidrológico. Existen algunos modelos adoptados en el modelo HELP como programa actual de referencia en la evaluación hidrológica de vertederos (Rohrich, 2000), que incorpora además, las expresiones necesarias en el balance global. Se incorporan las condiciones de balance hidrológico superficial que involucra la simulación de la evapotranspiración y escorrentía superficial.

El flujo en el interior del vertedero es un proceso clave que se evalúa básicamente en todos los modelos similares a MODUELO. Se toma en cuenta que el agua que se incorpora al interior del vertedero como humedad del residuo depositado o proveniente

de la precipitación, sufre una serie de procesos antes de ser recogida como lixiviado. Parte de la misma será devuelta a la atmósfera en forma de humedad evaporada o evapotranspirada, parte es empleada por los microorganismos en las reacciones de degradación del propio residuo y parte queda retenida en la masa del vertedero durante periodos prolongados.

Para estudiar la formación de lixiviados hay que tener en cuenta que la masa de residuo compactado no es una unidad homogénea, sino que está compuesta por materiales de muy diversa procedencia y características. El agua se almacena fácilmente entre los residuos de papel, cartón, madera, en los macroporos formados entre residuos compactados, sobre las capas impermeables de cobertura o las formadas por restos de bolsas de plástico, entre otros; mientras que por otras zonas resulta más difícil que se mueva. En el vertedero se pueden distinguir huecos intraparticulares (propios de los residuos depositados) e interparticulares (entre los constituyentes) y es posible que haya zonas donde la porosidad intraparticular esté saturada, permaneciendo secos los espacios interparticulares y viceversa.

Según la hidrología agronómica, referida habitualmente a terrenos homogéneos, el agua retenida entre los poros no fluirá hasta haber alcanzado una determinada humedad, por debajo de la cual el terreno es capaz de retenerla frente a la acción de la gravedad. Este umbral de humedad, característico de cada tipo de terreno, se denomina capacidad de campo. Estrictamente la capacidad de campo se define como el contenido de agua en el suelo 48 horas después de un riego o lluvia abundante y suele estimarse midiendo el contenido el contenido de agua que tiene una muestra de suelo en equilibrio con una presión de 33 kPa.

Para cuantificar la capacidad de retención de humedad de los residuos antes de producirse la lixiviación, se ha adoptado el mismo concepto de capacidad de campo al vertedero. Así, según observaciones experimentales de laboratorio de Bengtsson, (1994), la humedad de capacidad de campo de los residuos sólidos urbanos, puede alcanzar el 40 %. Sin embargo, en muchos vertederos, los lixiviados aparecen antes de alcanzar

este valor, con humedades globales del 25 – 30 %. Esta liberación prematura de líquido desde los residuos puede ser debida a varios fenómenos: la propia heterogeneidad del vertedero, la presencia de vacíos con cierta continuidad, cuya conductividad hidráulica es mucho mayor que la presentada por la matriz que los rodea; la existencia de movimiento de agua y flujo hacia las zonas inferiores, aun cuando no se ha alcanzado la capacidad de campo.

A medida que el vertedero envejece, acumula años de explotación, la aparición de los lixiviados se hace más constante a lo largo del año. El vertedero va acumulando agua hasta alcanzar su capacidad de campo y parece como si los macroporos perdieran efectividad en el transporte de agua, de manera que se aproxima más a un flujo a través de una matriz sólida (Bengtsson, 1994). De acuerdo con esto, en los vertederos jóvenes el transporte de agua a través de canales preferenciales tiene mucha mayor importancia que en vertederos antiguos. En los primeros todavía no se ha alcanzado la humedad de capacidad de campo de la masa total, el flujo esperado sería de tipo no saturado y sin embargo las respuestas a las lluvias son más rápidas que en un terreno sin saturar. Al pasar el tiempo se supera la capacidad de campo y la transmisión del líquido parece ser más uniforme.

Hay que considerar que las variaciones de humedad pueden verse atenuadas en gran medida en vertederos formados por distintas disposiciones de residuos, independientemente de la presencia de capas de cobertura intermedia. El lixiviado que va llegando al pie del vertedero o a los sistemas de drenaje correspondientes, han fluido a través de todas las capas de residuo, unas veces a través de una estructura matricial, saturada o no, y otras por caminos preferenciales, de manera que la teoría de medio homogéneo no reproducirá exactamente las condiciones de transporte, cuando se trata de grandes volúmenes, como suele haber en los vertederos. Por lo anterior el modelo HELP, considera un modelo de flujo de humedad en el residuo. Por ejemplo, existen algunos modelos que determinan la recarga vertical del nivel freático del vertedero, considerando ecuaciones de flujo no estacionario de humedad en la zona no saturada.

4.4 Degradación de los residuos en el vertedero

El proceso de degradación de los residuos sólidos en un vertedero, depende de otros procesos como son: físicos, químicos y biológicos, generando la contaminación por lixiviado y gases, involucrando los compuestos tóxicos inorgánicos (metales pesados entre otros) asimismo, las sustancias orgánicas. El impacto causado por los primeros es debido al daño que provocan aún encontrándose en pequeñas concentraciones, mientras que las segundas son problemáticas fundamentalmente por las elevadas concentraciones que alcanzan y son consecuencia de la descomposición de la fracción orgánica del residuo, debido principalmente a su consumo como sustrato por parte de microorganismos. El resultado de esta biodegradación es la liberación al lixiviado de compuestos inicialmente sólidos y la generación de gas como producto final de las transformaciones biológicas.

La descomposición de la materia orgánica compleja suele describirse como una serie de etapas de degradación anaerobia en que participan varias especies biológicas. Existen algunas teorías propuestas que incluyen distinto número de etapas de descomposición. Una de las más extendidas es la que se resume en la figura 4.4. En primer lugar se produce la hidrólisis del sodio orgánico, dando lugar a polímeros más simples como proteínas, carbohidratos y lípidos que a su vez son hidrolizados y forman azúcares, aminoácidos y ácidos grasos volátiles de alto peso molecular. Los aminoácidos y azúcares son transformados en productos intermedios (propiónico, butírico y otros ácidos volátiles) o se fermentan directamente produciendo ácido acético; en ambos casos se genera además amonio. Los ácidos grasos de cadena larga se descomponen en subproductos intermedios como los mencionados e hidrógeno. Los productos de degradación final son dióxido de carbono y metano.

Si se observa el proceso de descomposición en un volumen de residuo aislado, haciendo un seguimiento de las emisiones a que da lugar, pueden distinguirse cuatro fases en las que se inscriben las etapas de descomposición anaerobia, un ajuste a las condiciones anaerobias, una fase ácida, una metanogénica y una fase de maduración (final de figura

4.5. Durante la fase de ajuste (I y II en la figura), se tiene una duración reducida en el proceso global de descomposición, se producen transformaciones de tipo aerobio seguido de un anóxico hasta eliminar el oxígeno disponible primero y los nitratos y sulfatos que actúan como aceptores de electrones después. Como consecuencia de estas reacciones (fuertemente exotérmicas las aerobias) se registrará un aumento de la temperatura y cierta liberación de CO_2 , N_2 , SH_2 y ácidos orgánicos que disminuyen el pH del lixiviado. Esta etapa no suele incluirse en los modelos de degradación del vertedero por su limitada importancia frente a otras, tanto temporal (abarca periodos del orden de un mes) como en la magnitud de la degradación producida.

La fase ácida (III en la figura 4.5) engloba los procesos de descomposición previos a la generación de metano. Los compuestos de elevado peso molecular son hidrolizados, aparecen compuestos orgánicos más simples (aminoácidos, azúcares, alcoholes, ácidos grasos) que dan lugar a ácidos grasos volátiles (acidogénesis), acetato, (acetogénesis), desprendiéndose CO_2 y, en menor cantidad, H_2 . El pH del lixiviado entonces puede descender por debajo de 5. La contaminación aumenta a la vez que el contenido en metales pesados y algunos nutrientes esenciales (Fe, Mn, Zn, Ca, Mg, etc.), cuya solubilidad crece en condiciones de acidez. Se producen también elevadas concentraciones de amonio, resultado principalmente de la degradación de materiales proteínicos. Esta fase, que genera los lixiviados con mayor carga contaminante (gran concentración de metales pesados, compuestos orgánicos y pH ácido), puede prolongarse durante años, incluso décadas. El pH alcanzado depende de la cantidad de ácidos orgánicos que se hayan producido, los cationes disueltos que contrarresten su carga y la presión parcial de dióxido de carbono en contacto con el lixiviado.

El amonio es el único compuesto generado biológicamente con importancia en el balance de alcalinidad, pero no es suficiente para equilibrar las cargas. Para ello es fundamental la presencia de cationes metálicos procedentes de la materia biológicamente inerte, fundamentalmente Na^+ , K^+ , Ca^{2+} y Fe^{2+} (Young, 1995).

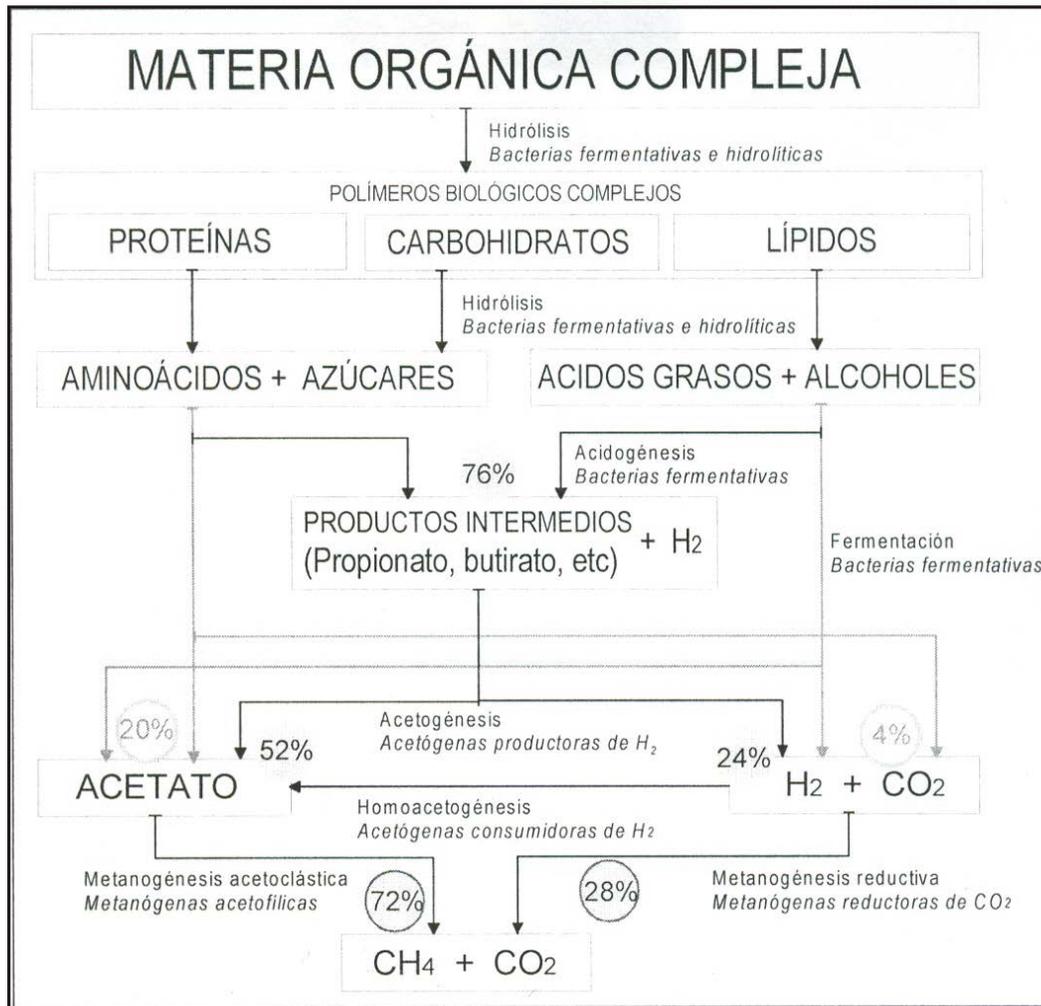


Figura 4.4. Esquema de las reacciones en la digestión anaerobia de materiales poliméricos (Adaptado de Lobo, 2003).

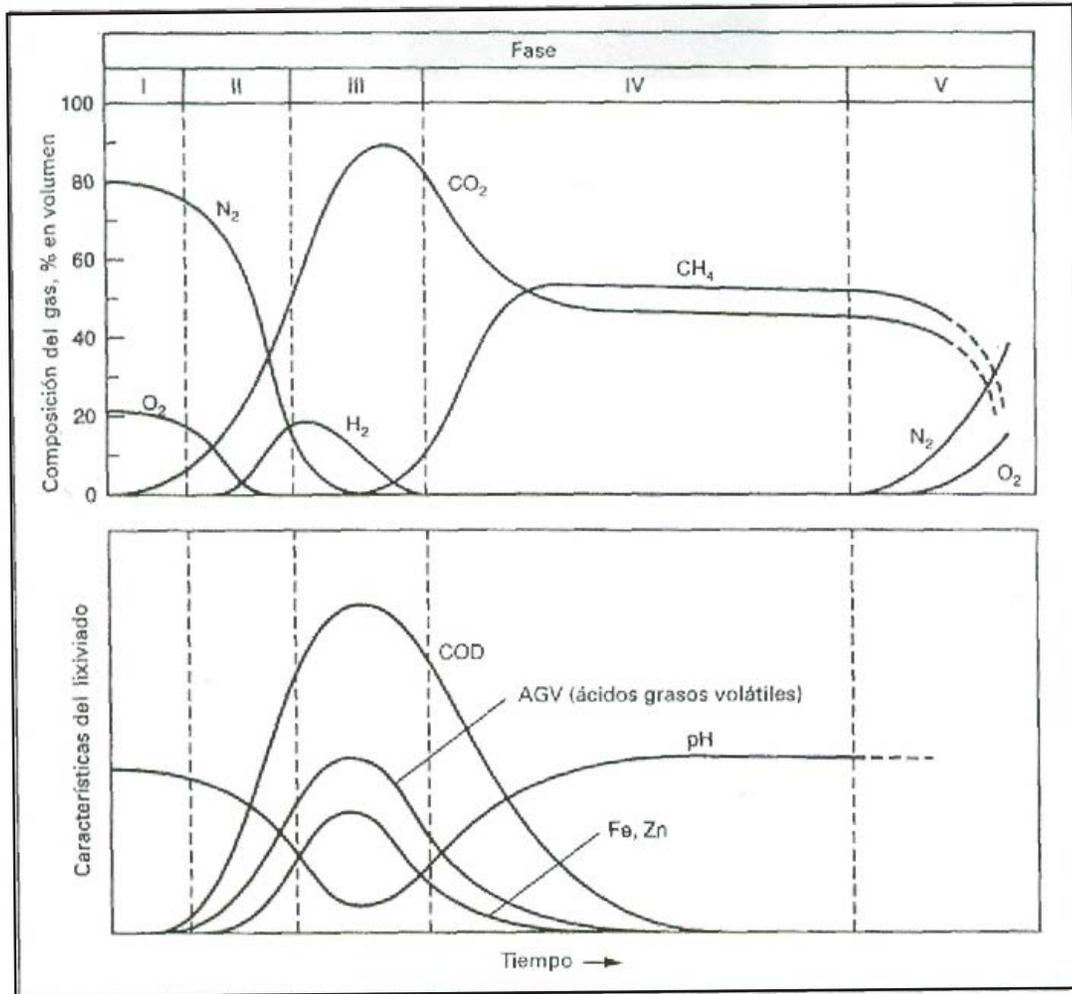


Figura 4.5. Evolución en el tiempo de las emisiones de un vertedero. Fases de juste inicial (I y II), ácida (III), metanogénica (IV) y de maduración (V) (Adaptado de Lobo, 2003).

Durante la siguiente etapa, “Fase de generación de metano” (IV), los organismos metanogénicos transforman, unos el ácido acético (organismos acetoclásticos) y otros el dióxido de carbono e hidrógeno (hidrogenotróficos) presentes en el residuo, en metano y dióxido de carbono. El pH del lixiviado aumenta descendiendo el contenido orgánico del lixiviado y su conductividad. Disminuye también la presencia de metales pesados y otros componentes inorgánicos, que no se mantienen en disolución a pH elevado. La concentración de amonio puede ser elevada todavía.

Por último, en la etapa de maduración se siguen descomponiendo los materiales de degradación lenta, apareciendo lixiviados ácidos recalcitrantes (denominados habitualmente “compuestos húmicos”). Sustancias inorgánicas como el Fe, Na, K, sulfatos y cloruros pueden continuar lixivándose durante largo tiempo.

4.4.1. Factores que influyen en la descomposición de los residuos

Son muchas las variables que condicionan el proceso de descomposición del residuo: las características del propio residuo (composición, densidad, tamaño de partícula), la presencia de humedad, la temperatura, pH, la disponibilidad de nutrientes y la presencia de microorganismos, además de la existencia de factores inhibidores como son el oxígeno, metales y sulfatos. Se han realizado muchos estudios de campo y de laboratorio para observar la influencia de estos parámetros, pero casi siempre las relaciones establecidas han sido sólo cualitativas.

La variable fundamental al estudiar la degradación en el vertedero, es la naturaleza de los residuos, es decir, materiales que lo componen, composición química y estructura de los mismos. Precisamente estas características son difíciles de conocer en detalle y por lo tanto, de establecer con seguridad una descripción matemática del residuo, por la naturaleza heterogénea de los vertidos. Investigaciones realizadas en vertederos y rellenos sanitarios indican que cuanto mayor sea la igualdad de la naturaleza de los residuos, la humedad parece ser el parámetro que más condiciona la velocidad de descomposición en el vertedero (Young, 1995).

Los estudios sobre biodegradación del residuo en un vertedero que tienen como objeto su modelación, parten siempre de una representación ideal de sus características para poder definir sobre ella las transformaciones que interesen. Las características del residuo en descomposición condicionan el desarrollo del propio proceso, así como los productos finales a los que da lugar. Por este motivo adquiere importancia la forma de caracterización del mismo.

El parámetro más utilizado al caracterizar el comportamiento del residuo ante los fenómenos de biodegradación, es el potencial bioquímico de metano (PBM), que cuantifica la cantidad del mismo que puede dar lugar la unidad de masa del material por descomposición anaerobia. Existen algunas técnicas para determinarlo pero todavía no se ha normalizado ningún ensayo. Los datos de biodegradabilidad publicados surgen de distintas condiciones experimentales (diferente humedad, trituración, incluso naturaleza del residuo). Esto hace imposible en muchos casos la comparación entre unos y otros, además, resulta comprometida una extrapolación a condiciones del residuo en el vertedero, difícilmente reproducibles en laboratorio.

Lo anterior proporciona una idea de que la degradación presenta varias etapas, que según Lobo (2003), normalmente se consideran a través de modelos biocinéticos y dentro de estos se identifican los modelos de una, de dos, de tres y de más de tres etapas. Las expresiones de una etapa son las más simplistas. El gas se produce como consecuencia directa de la degradación del residuo para lo que han de definirse unos coeficientes de producción de biogás a partir de la basura según lo propone Manna, (1999), quien recomienda cinética de primer orden respecto a la materia orgánica por degradar, que aplican a cada clase de residuo.

Los modelos siguientes en orden de complejidad son los que dividen el proceso de descomposición en dos etapas, la “hidrólisis” y la “metanogénesis”. De este tipo es el adoptado en modelo MODUELO (Lobo, 2003). La hidrólisis enzimática transforma el residuo sólido en ácidos grasos volátiles disueltos en la fase líquida con una tasa máxima adaptada, afectada por tres factores reductores: uno de digestibilidad relativa o

parámetro de transformación estructural, uno de inhibición por los productos de la hidrólisis, que tiene en cuenta la ralentización por presencia de ácidos volátiles y uno de contenido de humedad. La metanogénesis tiene forma de cinética de Monod, función de la concentración de metanógenos, quedando éstos afectados además por una tasa de muerte.

Los modelos de tres etapas incorporan una intermedia de formación de ácidos entre la hidrólisis y la metanogénesis. Lee *et al.* (1993) en el modelo LEAGA-I proponen una hidrólisis de primer orden que da lugar al sustrato para la biomasa acidogénica; tal biomasa crece, al igual que la metanogénica, según una cinética clásica de Monod. Incluyen una metanogénesis acetofílica y una utilizadora de hidrógeno llevadas a cabo por la misma biomasa (con distintos coeficientes de producción).

Young (1995) incluye ocho reacciones de degradación que corresponden a cuatro etapas de descomposición, según los compuestos implicados. Bajo el nombre de “descomposición primaria” se agrupan las distintas vías de fermentación, hidrólisis y glicólisis que tienen lugar según cinéticas de primer orden de tasa variable con el pH, la humedad y la temperatura. La degradación secundaria comprende la acidogénesis a partir de azúcares y alcoholes provenientes de los carbohidratos y la acetogénesis de los ácidos grasos. Ambas se desarrollan a una velocidad proporcional a la presencia del reactivo en cada caso, estando la acetogénesis afectada por un factor de control de la simbiosis en el sistema que depende de la concentración de hidrógeno, acetato y ácidos grasos. Finalmente define dos vías de metanogénesis: la hidrogenotrófica y la acetofílica, ambas representadas por leyes de Monod afectadas por términos de pH y temperatura.

Técnicas de remediación más comunes

5.1 Introducción

En la actualidad la contaminación de las aguas subterráneas se lleva a cabo por variadas causas y la complejidad de las condiciones de contaminación se han acrecentado, por lo que se requieren nuevas y mejores técnicas de remediación que sean eficaces en las necesidades mundiales. A continuación, como una forma de responder algunas interrogativas del capítulo anterior, se presentan las técnicas mejor aceptadas en su aplicación y consideradas más comunes en la disciplina.

5.2 La alternativa de remediación y sus implicaciones

Los requerimientos e insumos para llevar a cabo una remediación, siempre han estado de la mano durante las anteriores décadas, con los diversos trabajos que científicos e ingenieros especializados en aguas subterráneas han definido, incluyendo diversas tecnologías para contener y remediar la contaminación del suelo y acuíferos. Estas tecnologías han sido ampliamente utilizadas por organismos reguladores del agua subterránea en Estados Unidos (RCRA, CERCLA y HSWA), tomando en cuenta el proceso de transporte, así como el desplazamiento de contaminantes relacionados con los sitios destinados a la deposición de desechos peligrosos (Bedient y Rifai, 1999; Jones, 1996b; National Research Council,

1993,1994a, 1994b; Davis, 1994; Domenico, 1990; Jackson, 1990; Klecka, 1990; Mackay, 1989; Cross,1989; Hoye, 1989; Lyman, 1982).

La aplicación de las técnicas ha tenido ciertas limitaciones en cuanto a su ejecución. Por todo esto, la implementación de técnicas de remediación del agua subterránea ha sufrido cambios significativos desde 1993, cuando ciertos casos complicados de contaminación, quedaron al descubierto en numerosos sitios afectados por la contaminación del agua subterránea. Por ejemplo, muchos de los sistemas de bombeo y tratamiento originales que se practicaban, fallaron para limpiar aguas subterráneas poco profundas, pues no se obtuvieron los niveles aceptables de calidad del agua. Referidos problemas fueron documentados en reportes de la EPA (1989; 1993), los cuales indicaban las dificultades de la caracterización del sitio, descripción, así como el reconocimiento de los líquidos de la fase no acuosa (NAPLs).

Por su parte el Consejo Nacional de Investigación de los Estado Unidos (1994), indica que la remediación debe enfocarse a dos casos principales: primero, la solubilidad de la pluma de contaminación en respuesta a las condiciones hidrogeológicas del sitio, que se manifiesta paralelamente a la migración de la pluma en el sitio; segundo, la zona fuente, la cual puede contener contaminantes de la fase no acuosa (NAPLs) o residuos de combustibles provenientes del sitio de vertido original. Actualmente estas zonas de fuentes y las plumas solubles se han manejado de diferentes maneras, mediante el incremento de las tareas de remediación.

La comunidad científica y cuerpos de ingenieros relacionados con las actividades de preservación y administración del buen uso de las aguas subterráneas, han investigado las eficiencias de las actuales tecnologías para la remediación, tomando en cuenta estándares específicos, manejando criterios típicos relacionados con el saneamiento del agua subterránea. Al respecto, un importante estudio complementado por la EPA en 1989, evaluó los trabajos de 22 sistemas de remediación de agua subterránea que estuvieron en operación en los últimos cinco años (EPA, 1989). Mediante la remoción de contaminantes, específicamente una gran cantidad de masa de hidrocarburos, la disminución de la concentración del contaminante en el tiempo fue muy ligera en comparación con la prevista. Por lo

tanto, los factores identificados como los mayores impedimentos para el saneamiento del agua subterránea según Bedient y Rifai (1999), son: Factores contaminantes tales como la presencia de líquidos en la fase no acuosa (NAPLs), alto potencial de *sorción* y persistencia de lixiviado proveniente de áreas fuente. Asimismo, los hidrogeológicos tales como heterogeneidades, unidades de baja permeabilidad y fracturas. No se pueden omitir los correspondientes al diseño como son las tasas de bombeo, localización de pozos recuperados e intervalos de exposición.

Lo anteriormente indicado obliga a cualquier organismo encargado de implementar y aplicar diferentes programas de remediación de aguas subterráneas, a que éstos deban integrar objetivos específicos para eliminar o reducir las fuentes que lo contaminan, sin transferir la contaminación a otro medio como es el aire o aguas superficiales, pues esto no resuelve el problema, sino por el contrario lo agudiza.

Investigaciones adicionales de la EPA (1993), se han enfocado sobre problemas relacionados con los contaminantes de la fase no acuosa (NAPLs) en la zona no saturada y han concluido que los solventes en general tienen significativa influencia sobre el tiempo programado requerido y periodos de obtención de los estándares de saneamiento (EPA, 1993). Así también, en 1994 el Consejo Nacional de Investigación de los Estados Unidos concluyó que no puede ser práctico restaurar sitios difíciles por las condiciones de contaminación por desechos peligrosos, si se utilizan las tecnologías disponibles en el momento, por lo tanto, se requieren métodos emergentes (nuevas tecnologías) que permitan obtener los estándares de saneamiento requeridos.

La figura 5.1 ilustra algunas de las medidas de remediación que se han puesto en práctica para el control de fuentes de contaminación, contención de la pluma contaminante, extracción y tratamiento de la misma. Las anteriores actividades se llevan a cabo, sin embargo, actualmente existen diversas alternativas de remediación que surgieron debido a la necesidad de solventar esquemas de contaminación tanto de suelo como de agua subterránea, en los cuales el tiempo de contaminación y los dominios territoriales contaminados representaban variables difíciles de precisar. Por tal motivo, se incrementa el interés por parte de científicos y autoridades vinculadas con el saneamiento de las aguas subterráneas. En párrafos posteriores se

analizarán las referidas técnicas de remediación más recientes, (incluyendo las mostradas en la figura 5.1), indicando sus ventajas, limitantes y condiciones de aplicación para las tareas intensas de remediación de un acuífero.

5.3 Análisis de las diferentes técnicas de remediación

La comunidad científica ha realizado grandes esfuerzos por llevar a cabo estudios e investigaciones que permitan definir los métodos adecuados para reducir o eliminar, si es posible, los valores de concentración de un contaminante en un acuífero. Además, actualmente han surgido nuevas alternativas de remediación de los cuerpos de agua subterráneos, basados en combinaciones de métodos optimizados, utilizados con anterioridad, aplicando tecnología limitada.

En párrafos anteriores se enunciaron las medidas aplicadas para remediación aceptadas de manera general, que se aplican a problemas de saneamiento de la contaminación de las aguas subterráneas. Las estrategias mencionadas anteriormente no son las únicas que se utilizan, sólo son las más aplicadas y exitosas desde que se empezaron a implementar en sitios de deposición de desechos peligrosos, hasta la actualidad. Sin embargo, de acuerdo con Bedient (1999), la tecnología de remediación *in situ* está cambiando rápidamente, por lo tanto, nuevos métodos son constantemente desarrollados y probados por muchos investigadores y grupos de desarrollo tecnológico.

Muchos trabajos de investigación en diversos países (Suthersan, 2002; Bedient, 1999; Kavanaugh, 1994), coinciden en que la selección de la tecnología de remediación de un cuerpo de agua subterráneo, está en función del ***tipo y ubicación del contaminante ubicado en el acuífero, el sitio hidrogeológico y las características de la fuente de contaminación.***

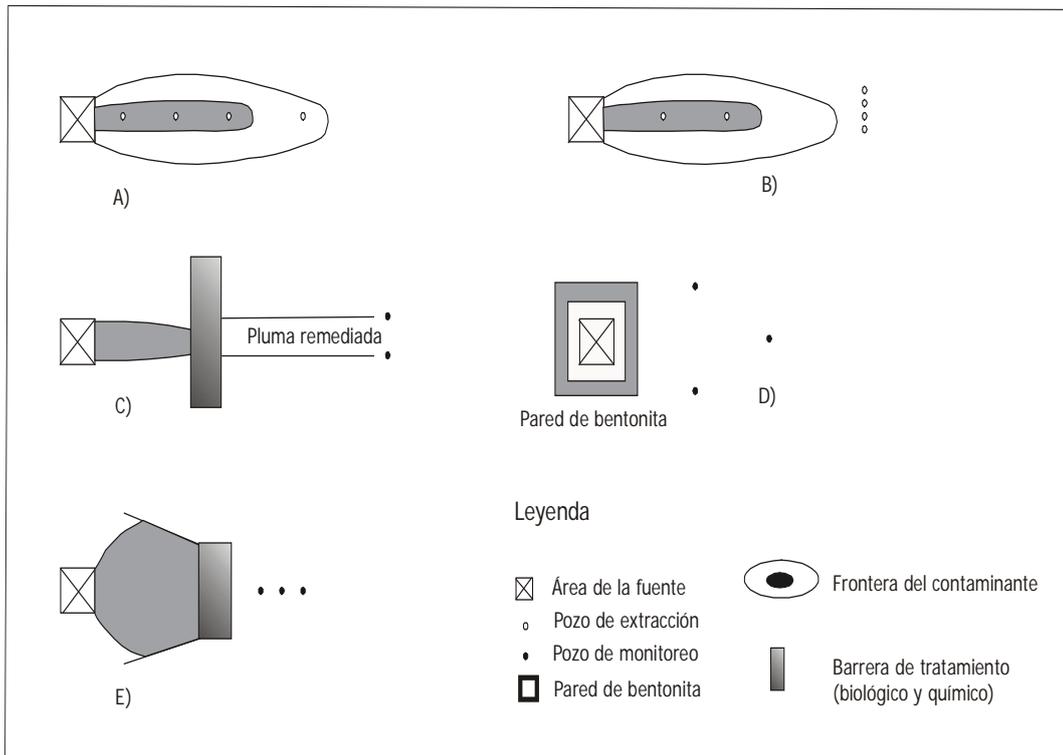


Figura 5.1. Opciones de remediación y control de la fuente. A) bombeo y tratamiento estándar. B) bombeo y tratamiento con esquema alineado. C) sistema de barreras de tratamiento. D) muros de bentonita. E) sistema de embudos y compuertas (modificado de Bedient 1999).

También reconocen que la conductividad hidráulica (K) o la transmisibilidad (T) de la formación, es uno de los parámetros de interés más importantes, sin embargo, existen algunos trabajos en los cuales se tuvo un fracaso en las tareas de remediación, debido a que dependían directamente de las condiciones de factibilidad del transporte de fluidos en el acuífero (agua y contaminante); involucrando nutrientes, líquidos de fase no acuosa (NAPLs) y vapor generado por el contaminante. Es decir, no se tenía precisado cómo estaba interactuando el conjunto de procesos, físicos, físico-químicos, químicos y biológicos como parte integrante de los mecanismos que pueden propiciar una atenuación de las concentraciones de una pluma de contaminantes.

Derivado de lo anterior se tiene que los **Métodos de eliminación completa de la fuente de contaminación** comprenden los *métodos de excavación*, los cuales son limitados al igual que extremadamente costosos cuando la contaminación se ha extendido a profundidades importantes dentro del acuífero, o bien, los contaminantes se ubican en las fronteras con construcciones o existe la presencia de líquidos de fase no acuosa (NAPLs).

Un ejemplo de **remediación mediante contención de la pluma contaminante** son las *barreras de contención*; físicamente son utilizadas para evitar el flujo de agua subterránea, incluyen paredes cementadas, cortinas de gran espesor, hojas ensambladas y compactadas de geomembrana. Dentro de este mismo grupo también se tienen los *métodos de control de agua superficial*, los cuales alteran la migración vertical del contaminante, mediante el control de la infiltración del agua superficial, a través de la zona vadosa, mediante cápsulas, diques, terrazas, vegetación; moderadamente son utilizados para reducir la cantidad de infiltración en un sitio para controlar la erosión. Un caso particular de aplicación es en los *rellenos sanitarios*.

También se puede optar por la utilización de canales, ductos, tubos enterrados y drenes, para canalizar el agua superficial de los sitios de desecho, asimismo, captar el lixiviado o directamente el agua contaminada; un ejemplo se aprecia en las figuras 5.2 y 5.3. Según Thomas *et al.* (1989), muchas de estas técnicas pueden ser utilizadas de manera complementaria y en combinación con otras.

El sistema de bombeo y tratamiento para el control hidráulico presenta varias alternativas para eliminar el contaminante por esta vía, dando lugar a su utilización como una estrategia integral de remediación. Los métodos más populares tienen incluido *un sistema interceptor, extracción de vapor, aireación del suelo y pozos de inyección o bombeo*. Se puede encontrar más de uno de estos métodos en un único sitio, dependiendo de la mezcla de químicos y la hidrogeología del sitio. Herramientas adicionales para aplicar con estos métodos son: *“zonas de captura”, “análisis de sistemas de bombeo con modelos numéricos” además de los “sistemas óptimos de bombeo y tratamiento”*.

Una alternativa importante de remediación es la aplicación de técnicas de *bioremediación* (atenuación inducida). El proceso es llevado a cabo en sitio y normalmente involucra la estimulación de microorganismos presentes, mediante la adición de nutrientes tales como nitrógeno, además de un receptor de electrones como es el oxígeno; todo esto con el fin de biodegradar el contaminante de interés.

Lee (1988), considera que en términos generales, los pasos básicos que se involucran en un programa de bioremediación se integran por la investigación del sitio, la investigación de productos liberados y retenidos en el lugar, los estudios relacionados con la biodegradación, el diseño y la construcción del sistema particular del proyecto, la operación adecuada y sincronizada del sistema y el correspondiente mantenimiento que se refleja en la vida útil del sistema que se operará durante y posterior al tiempo de diseño.

Al respecto, investigadores de la empresa “Suntech Inc” (Bedient y Rifai., 1999) son considerados los principales pioneros que han utilizado bioremediación en sitios contaminados con gasolina. Además, experimentos clásicos de campo fueron discutidos por Raymond *et al.* (1976) y Raymond (1978), como es el caso del estudio de campo de Ambler, Pennsylvania, que involucra una fuga en un conducto de gasolina que ha causado el abandono del centro de control de pozos de suministro de agua subterránea.

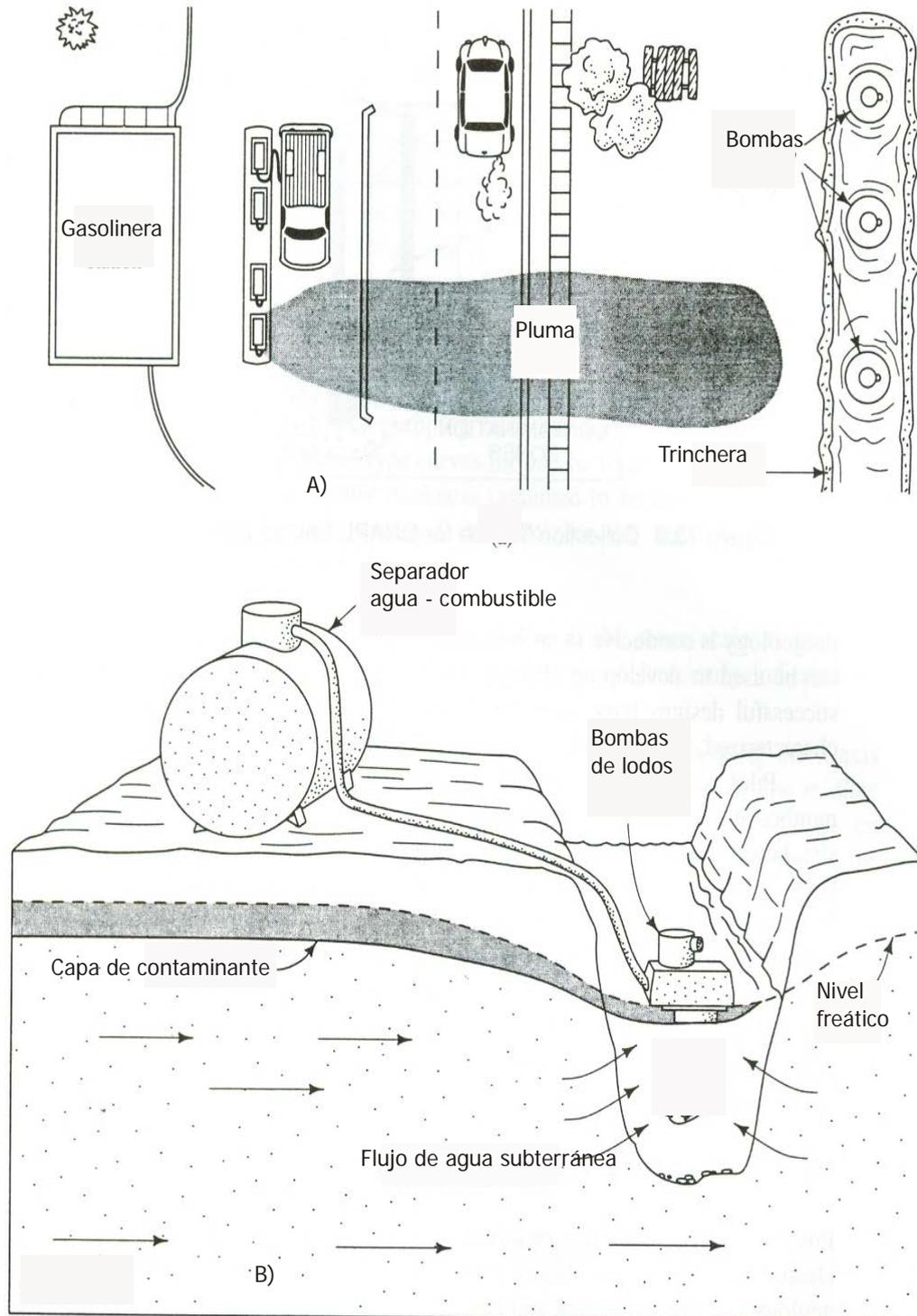


Figura 5.2. A) vista en planta de una trinchera de intercepción de la pluma contaminante, B) perfil de una trinchera que intercepa una pluma contaminante para su posterior bombeo y tratamiento (Adaptado de Bedient, 1999).

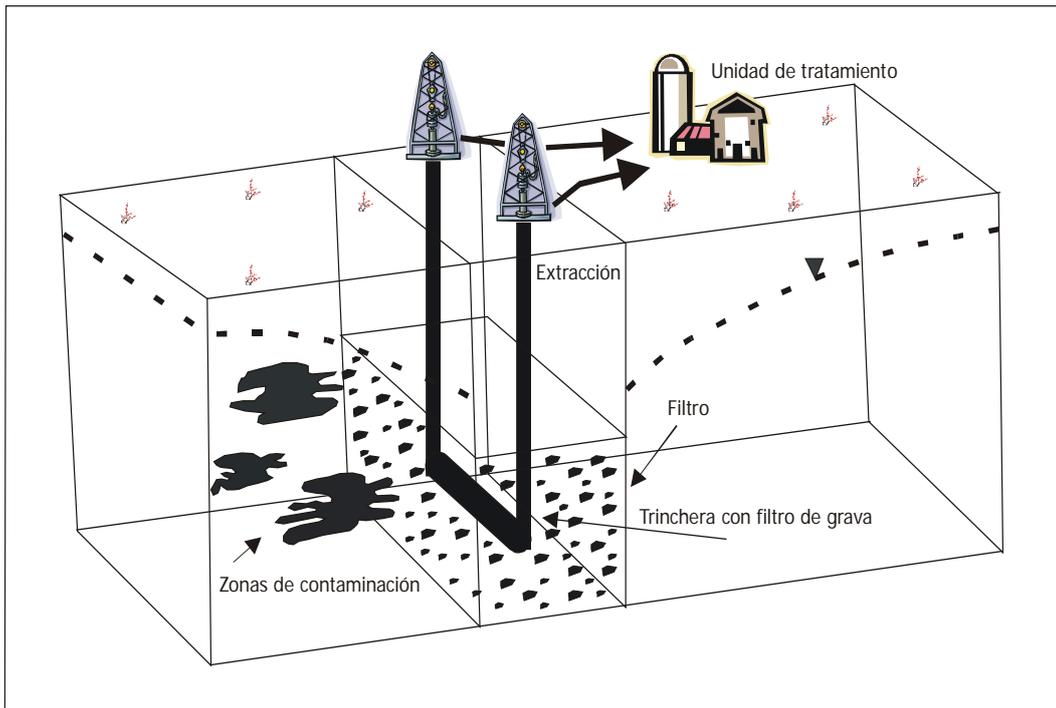


Figura 5.3. *Trincheras de captación de plumas contaminantes en zonas de ubicación de la fuente de contaminación (Adaptado de Bedient, 1999).*

En este caso, los productos libres fueron físicamente removidos en primera instancia antes de la iniciación de los estudios de biodegradación en el sitio. También se hicieron estudios de laboratorio que mostraron que la población microbiana del lugar, puede utilizar la gasolina derramada como la única fuente de carbono si existieran cantidades de nutrientes limitadas; en este caso, fueron suministrados oxígeno, nitrógeno y fósforo. Estudios piloto se llevaron a cabo en campo para varios pozos, confirmándose los resultados de laboratorio.

Referente a los métodos de *atenuación inducida*, se tienen los *sistemas de extracción de vapor en el suelo*. Bedient (1999), señala que la zona no saturada juega un papel clave en la determinación de la dinámica del transporte de un contaminante en el acuífero, por lo tanto, también en el aspecto de la remediación. Esta alternativa tiene como uno de sus objetivos básicos, eliminar hasta donde sea posible los contaminantes volátiles de la zona no saturada, así como los residuos de contaminantes removidos mediante vapor, de los cuales se encuentran los líquidos de fase no acuosa (NAPLs) y acuosa. En la figura 5.4 se muestra un ejemplo de lo que comúnmente se le conoce como bioremediación inducida.

Es preciso decir que las experiencias de diferentes investigadores como Suthersan (2002), coinciden en la necesidad de tomar en cuenta un número de variables que caracterizan el éxito tanto en el diseño como en la operación de un sistema de extracción de vapor. Esto puede ser clasificado en **“condiciones del sitio”**, **“propiedades del suelo”**, **“características químicas”**, **“variables de control”** y **“variables de respuesta”**. En este tipo de sistemas, los parámetros que responden al desarrollo de los mismos, incluyen gradientes de presión en el aire, contenido de humedad, además de uso de energía. Todo esto implica que la tasa de vapor removida se considere afectada principalmente por el contaminante, la tasa de flujo de aire, la distribución de flujo de aire, la distribución inicial del químico, la segregación, la cohesión y el contenido de humedad del suelo (para el caso de la zona no saturada).

Existe una tecnología de *atenuación inducida* derivada de la anteriormente mencionada; se considera como una variante particular, basada en el esparcimiento de aire e inyección de hidrógeno.

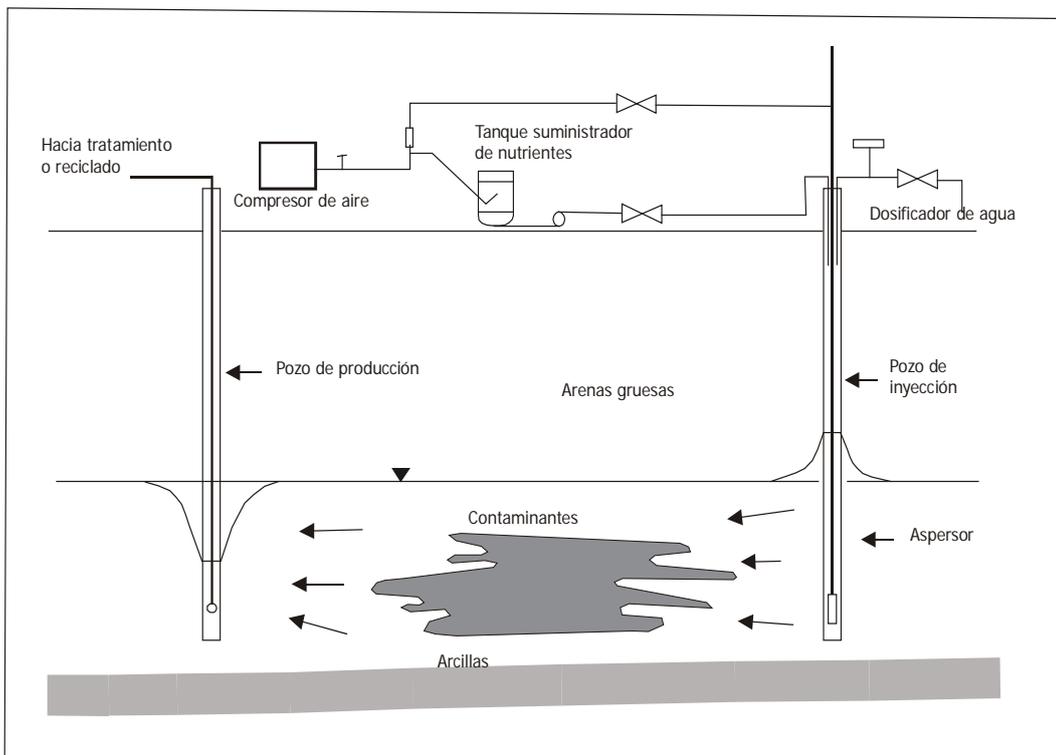


Figura 5.4. Sistema de inyección de oxígeno y nutrientes para provocar una bioremediación y captación de una pluma remanente para su posterior reciclado o tratamiento (Adaptado de Bedient, 1999).

La técnica involucra la entrada forzada de aire en el espacio de los pozos o trincheras, bajo suficiente presión para formar burbujas en el agua subterránea. Las mismas se desplazan a través del acuífero para eliminar los compuestos volátiles de la fase soluble y los líquidos de fase no acuosa (NAPLs), presentes a lo largo de las trayectorias de las burbujas y para adicionar oxígeno en el agua para propiciar el proceso de bioremediación *in situ*. En algunos casos, para establecer una gran celda de circulación con la finalidad de mover el agua contaminada hacia los pozos de extracción.

Después de hacer emerger las burbujas hacia la zona no saturada, es recomendable utilizar un sistema de extracción de vapor desde el suelo para eliminar el vapor, proporcionándole un tratamiento prioritario para su posterior liberación hacia la atmósfera. La figura 5.5 muestra un esquema de un escenario con las condiciones de operación.

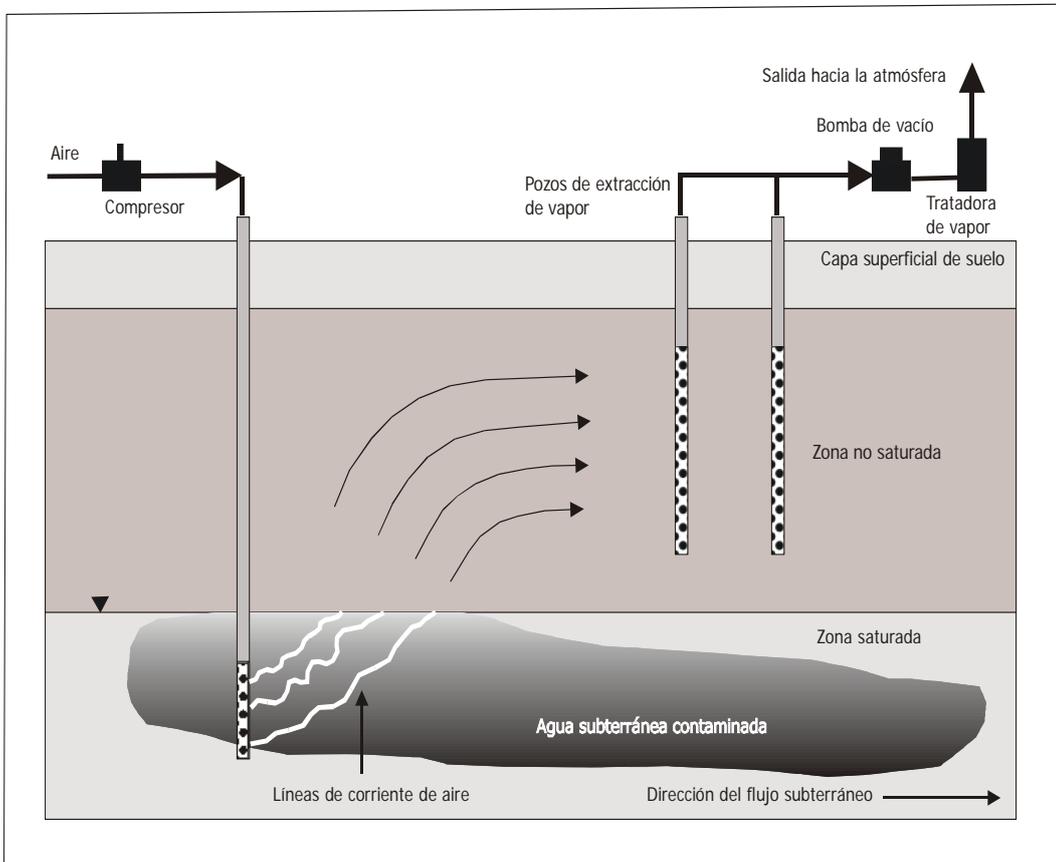


Figura 5.5. Proceso de inyección de aire a presión para iniciar la esparción de vapor conducente de partículas de pluma contaminante hacia la zona de captación de vapor mediante un sistema de vacío (Adaptado de Bedient, 1999).

Existen otras técnicas correspondientes a la atenuación inducida para eliminar líquidos ligeros de fase no acuosa (LNAPLs) y líquidos densos de fase no acuosa (DNAPL) en fase continua; tal es el caso de la aireación, utilizada para eliminar hidrocarburos del acuífero. También se pueden mencionar los encapsulamientos de baja permeabilidad que tienen como finalidad confinar la zona fuente de los DNAPLs, mientras diverge el agua subterránea del encapsulamiento. Así también, se tienen otras tecnologías de remediación emergente como es *el sistema de embudos y compuertas* y *recubrimientos térmicos o barreras de contención optimizadas*, etc. En la figura 5.6 se muestra un esquema de embudos y compuertas tradicional, el cual resulta una buena opción hasta profundidades no mayores a 10 m debido a los costos y dificultades de instalación que representa su aplicación en profundidades excedentes a 10 m.

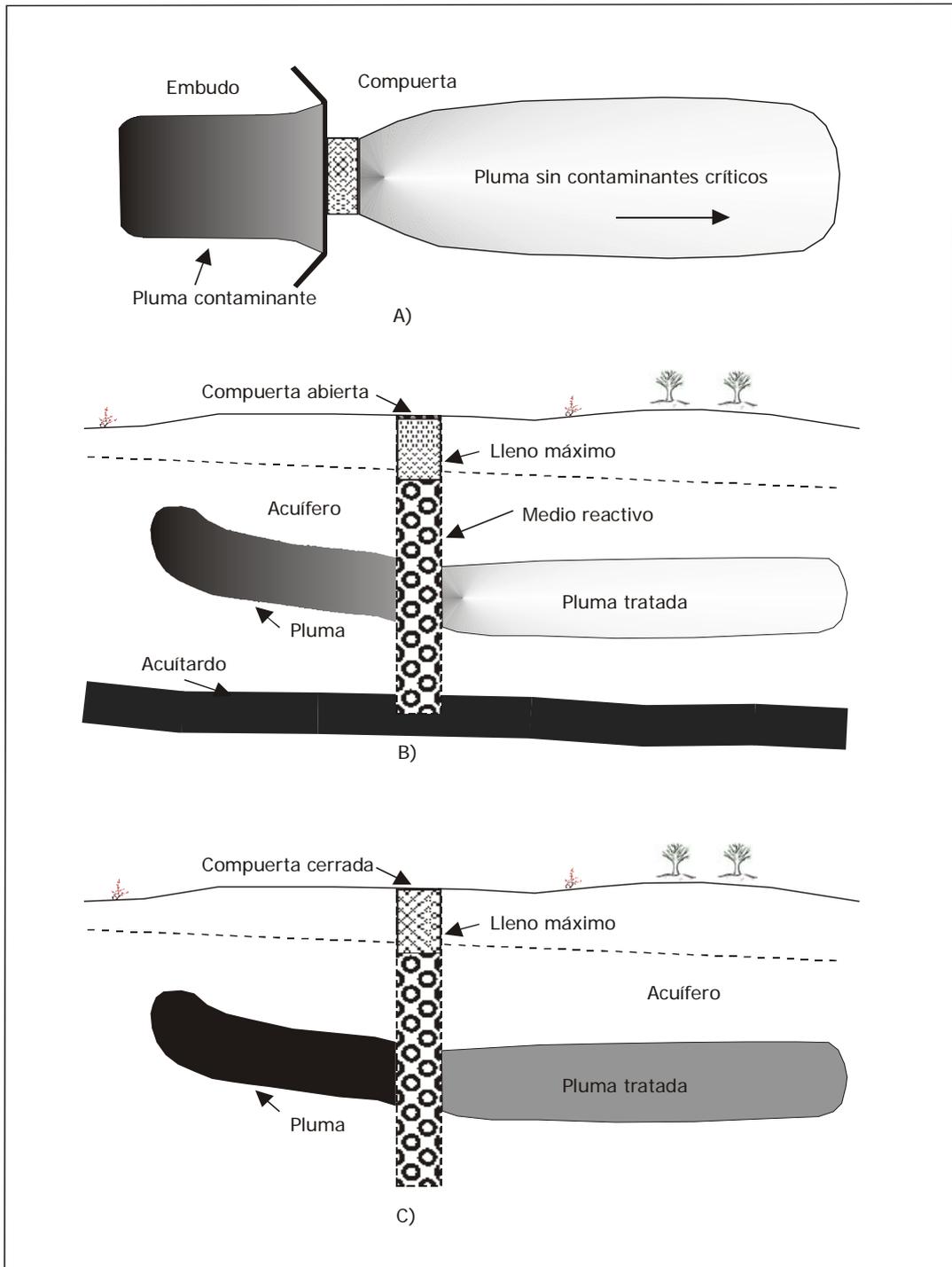


Figura 5.6. Esquema que ilustra un sistema de embudos y compuertas. A) en planta. B) sección transversal de una compuerta cerrada. C) sección transversal de una compuerta abierta.

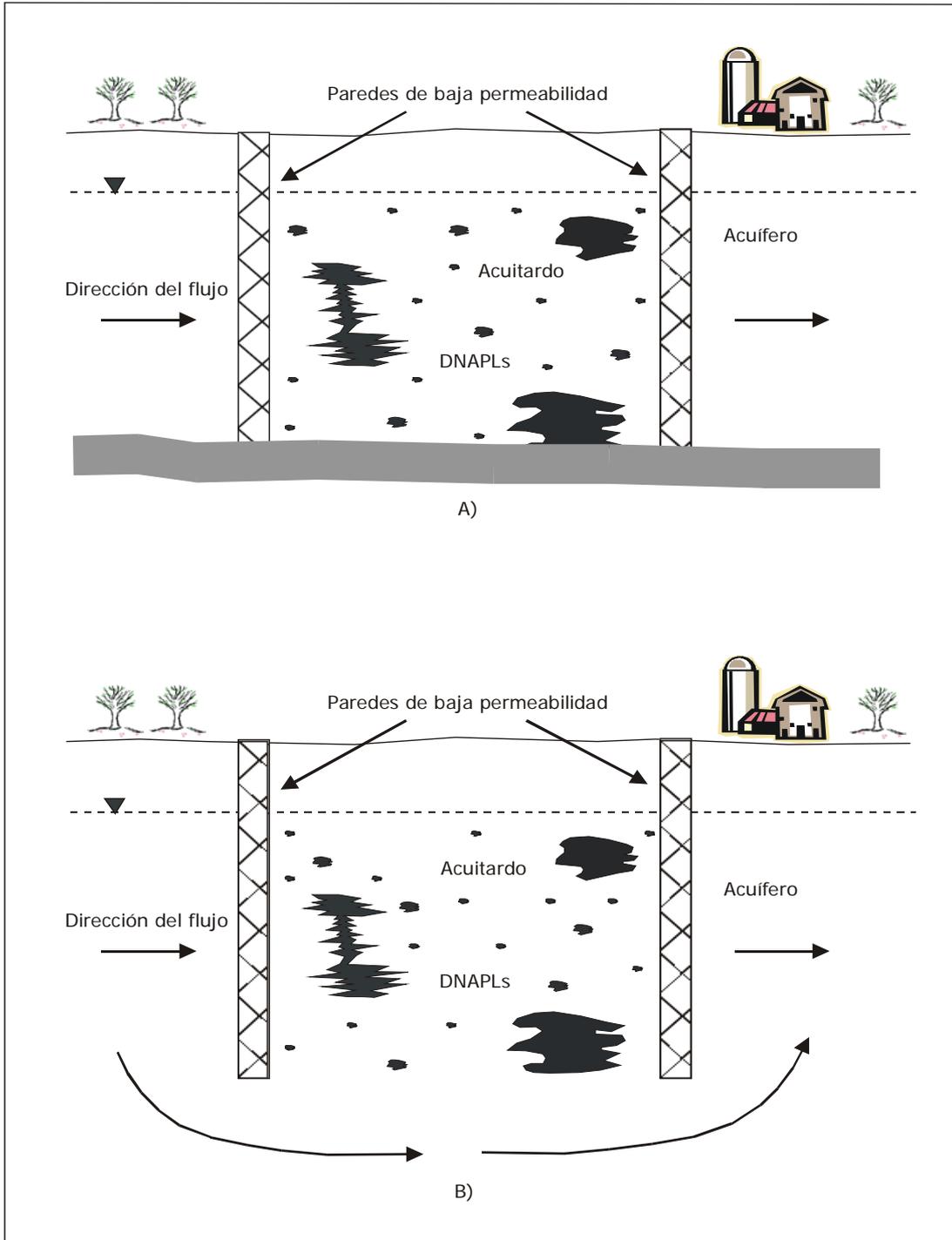


Figura 5.7. Esquema de un sistema de confinamiento mediante una instalación de paredes de baja permeabilidad, A) paredes ubicadas en zona cerrada, B) paredes instaladas en zona abierta.

En la figura 5.7 se muestra un sistema de remediación a base de confinamientos mediante paredes de baja permeabilidad que limitan el desplazamiento de la pluma de contaminantes, para quedar alojada y al filtrarse a través de la pared que contiene reactivos que diluyen potencialmente el tipo de contaminante, deja escapar una pluma diluida en condiciones inofensivas para el agua subterránea.

Con referencia a la **atenuación natural**, tal proceso natural es un tipo de remediación que incluye una variedad de procesos físicos, químicos o biológicos, que bajo condiciones favorables actúan sin la intervención humana para reducir la masa, toxicidad, movilidad, volumen y concentración de contaminantes en un suelo o acuífero (Suthersan, 2002). Es preciso mencionar que este proceso *in situ* incluye *biodegradación, dispersión, dilución, sorción, volatilización, decaimiento radioactivo, estabilización química o biológica, transformación o destrucción de contaminantes*, procesos que en ciertos casos como son los vertederos sanitarios, inclusive los mismos rellenos sanitarios, se llegan a tomar en cuenta para aplicar las tecnologías anteriormente mencionadas.

Por lo anterior, actualmente se han realizado diversos trabajos que auxilian a este tipo de remediación, como alternativa para sanear los cuerpos de agua subterránea. Sólo por mencionar algunos trabajos, se tienen los presentados por Nicholson y Cherry (1983), quienes se preocuparon por estudiar la influencia de un factor importante que interviene en el proceso, se trata de la Hidrogeoquímica prevaleciente en el sitio bajo estudio. Estos trabajos tienen como propósito principal (al igual que otros), estudiar, identificar y describir los procesos hidroquímicos que se presentan en la pluma contaminante, durante su recorrido desde la superficie del relleno sanitario hasta el acuífero.

Así también, el Comité sobre Remediación Intrínseca junto con el Cuerpo de Ciencia y Tecnología del Agua (Suthersan, 2002), reportaron la importancia que representa la técnica de remediación natural para sanear los cuerpos de agua subterráneos. Actualmente, gracias a los diversos trabajos realizados para impulsar la tendencia por aceptar la aplicación de estas técnicas, en respuesta a las diferentes condiciones de contaminación y tipos de contaminantes involucrados, se ha incrementado el número de estudios que involucran la atenuación natural de

contaminantes, y se ha reflejado el notable interés público por llevar a cabo este tipo de acciones (Rittmann, 2000).

Algunos de los intereses comunitarios sobre la atenuación natural al considerarlo como un método para el manejo de sitios contaminados, consistían en querer definir una seguridad referente si: puede representar nulas aproximaciones, son métodos sin documentación debidamente sustentada, la pluma contaminante puede ser expandida en lugar de reducirla, resulte la metodología insuficiente, exista carencia de bases científicas, que los requerimientos de monitoreo sean insuficientes, existe incertidumbre sobre los efectos de las mezclas entre contaminantes y agua subterránea, hay presencia de generación de productos más peligrosos, los periodos de remediación pueden ser mas largos, los controles institucionales sean inadecuados, los planes de contingencias fundamentados sean inadecuados.

Adicional a esto, las experiencias de las comunidades que han sufrido las consecuencias de vivir cerca de los sitios contaminados, han puesto a la vista de todos los efectos principales como son pérdidas de peso, anomalías cardíacas, fatiga, migraña y una variedad de problemas neurológicos. Algunos casos han sido de decesos por cáncer, debido a la exposición de los contaminantes durante periodos largos en los sitios de deposición. Los estudios más prominentes realizados en Nueva York, son los primeros a nivel nacional los cuales representaron las bases para implementar una legislación necesaria para el saneamiento de sitios contaminados (Suthersan, 2002).

En las figuras 5.8a y 5.8b se presentan comparativamente diferentes métodos para sanear agua subterránea y suelo respectivamente, indicando cuáles alternativas en su caso correspondiente son las más utilizadas. Al respecto, se observa en la figura 5.8a que el método de atenuación natural monitoreado es el que se aplica con mayor frecuencia, inclusive más que las opciones tradicionales. Sin embargo, respecto al saneamiento del suelo, en la figura 5.8b se observa que la opción tradicional de confinamientos subsuperficiales es la que se aplica con mayor frecuencia.

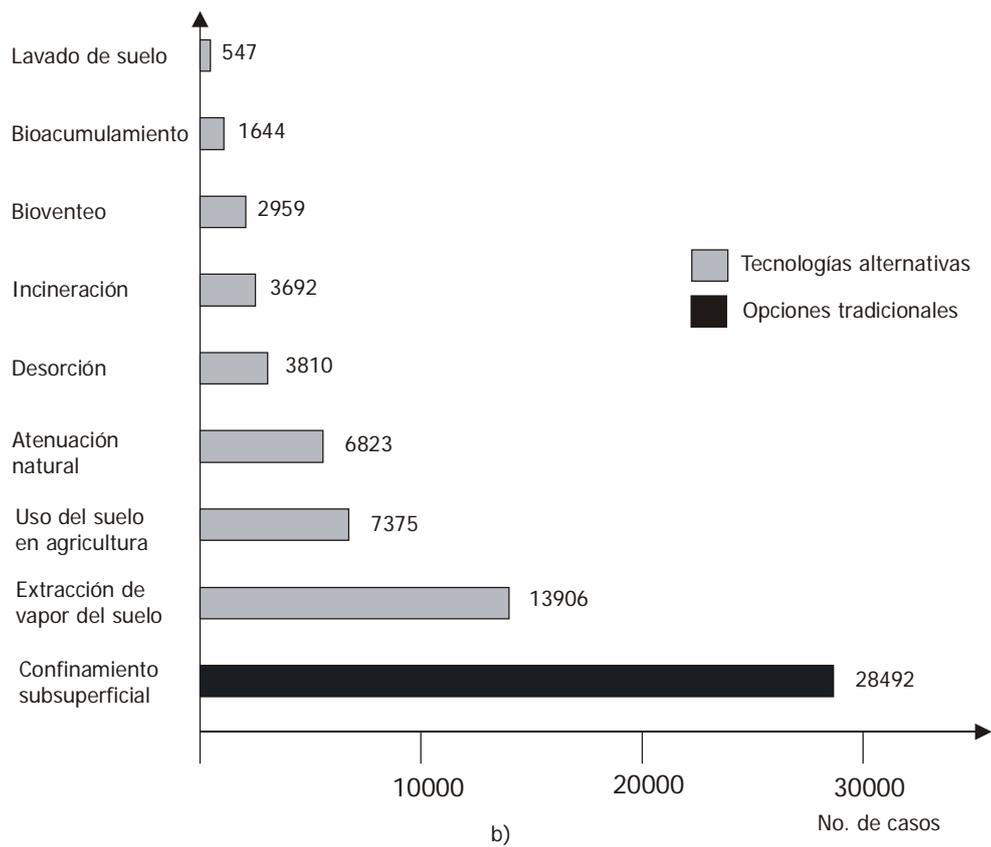
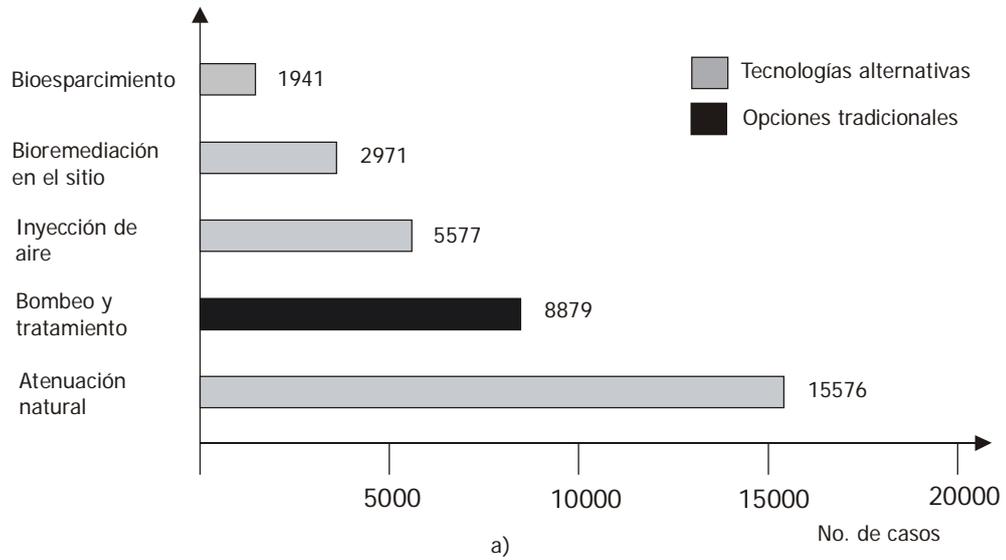


Figura 5.8. a) métodos utilizados para sanear las aguas subterráneas de filtraciones de tanques de almacenamiento en 1997. b) métodos utilizados para sanear suelos de filtraciones de tanques de almacenamiento registrados en 1997 (Modificado de Soil and Groundwater Cleanup, 1998).

Por otro lado, la información básica requerida para desarrollar en tiempo y forma un proyecto de atenuación natural, no se puede encontrar en su totalidad, por lo tanto, también algunos proyectos de investigación están enfocados a desarrollar y aplicar técnicas estocásticas que permitan completar, generar, además de calibrar, información básica, relacionada principalmente con los parámetros involucrados en los procesos tanto de flujo como de transporte de un contaminante.

Algunos trabajos que están estrechamente vinculados con los trabajos de estudio de la atenuación natural de un lixiviado, son los referidos a las actividades del monitoreo de las aguas subterráneas, tal es el caso del trabajo presentado por Cherry (2001), quien concluye que, para disminuir el costo de los análisis químicos en los sitios de investigación y proporcionar mejores informes sobre la localización incluyendo caracterización interna de una pluma contaminante, es urgente la disposición de nuevas tecnologías para llevar a cabo de manera confiable, análisis químicos *in-situ*.

Así también, Rittmann (2000), indica en sus reportes la estrecha relación de efectos potenciales de otras actividades de remediación, respecto de la atenuación natural. Por su parte Christensen (2000), presenta la experiencia obtenida al trabajar durante 10 años con 2 rellenos sanitarios en Dinamarca, refiriendo que la atenuación natural representa una opción real con factibilidad para remediar cuerpos de agua subterráneos, contaminados mediante la migración del lixiviado producido en un relleno sanitario, que puede ser en muchos casos, una alternativa de remediación, especialmente en rellenos sanitarios que tienen muchos años de operar o están actualmente en abandono.

De acuerdo con lo anteriormente expuesto, se puede decir que un estudio de atenuación natural en la actualidad, es prácticamente una alternativa viable para obtener una solución concreta para la disminución de la contaminación de acuíferos, tanto en países desarrollados (Canadá, Estados Unidos, Inglaterra, Francia, etc.) como subdesarrollados. Por lo tanto, se considera actualmente una herramienta básica para lograr abatir las condiciones presentes y futuras de contaminación de aguas subterráneas, colocando como ejemplo típico, la contaminación de aguas

subterráneas debido a la migración de lixiviados presentes en las plantillas de los rellenos sanitarios.

En relación con lo anteriormente mencionado, la comunidad científica se ha preocupado por resolver el problema de la generación de lixiviados, sin embargo, el problema se torna severo en proporción a la situación socioeconómica y cultural de cada país, en otras palabras, de los recursos que se tengan para combatir o por lo menos proporcionar la mejor de las alternativas de disposición con el correspondiente tratamiento de los desechos sólidos (basura). Muchas investigaciones se han realizado respecto al estudio del tratamiento de los lixiviados generados en un relleno sanitario, principalmente en países desarrollados, donde se cuenta con la tecnología necesaria para lograr desarrollar todos los trabajos de investigación que se requieren.

Por ejemplo Lobo (2003), en su trabajo realizado sobre manejo de lixiviados, indica que dentro de las necesidades para el tratamiento de estos, se tienen: tratamiento de la materia orgánica total, tratamiento del nitrógeno en forma de amonio utilizando el relleno sanitario como un birreactor y tratamiento de sustancias orgánicas específicas.

Todo esto involucra el manejo de criterios para la definición de los requerimientos del tratamiento, la determinación de la calidad del lixiviado y las sustancias componentes del mismo para determinar el peligro que representa el migrar desde un relleno hasta un acuífero o fuente de abastecimiento de agua cercana.

Oman (1993), ha presentado un trabajo relacionado con el establecimiento de una metodología para la evaluación de métodos de tratamiento de lixiviados, donde la identificación de los compuestos del lixiviado del relleno es una parte fundamental para saber qué método de tratamiento es el más adecuado para conocer de cada constituyente del lixiviado, el impacto que se espera al aplicar un determinado tratamiento, además, los posibles impactos ambientales. Bajo estas circunstancias, algunos investigadores se han preocupado por estudiar los mecanismos más factibles para evitar, controlar y disminuir el transporte del lixiviado a los acuíferos.

Bajo este contexto, es importante decir que el proceso de atenuación natural debe manejarse con la máxima cantidad de elementos que proporcionen evidencias de que efectivamente se está llevando a cabo. Esto se especifica debido a que no es suficiente la información de las concentraciones de los lixiviados con tendencia a disminuir, por lo tanto, es necesario tomar en cuenta que las concentraciones reducidas del contaminante monitoreado en algunas ocasiones no son precisas, debido a la complejidad del sistema natural de aguas subterráneas. En algunas ocasiones, la masa total del contaminante ha sido disminuida pero éste puede transformarse a una forma química más peligrosa. Así también, en pocas ocasiones las reacciones que causan los contaminantes al atenuarse no se pueden considerar evaluables hasta que se logren eliminar. Otra situación de interés ocurre cuando los parámetros bioquímicos naturales, tales como óxido-reducción que respaldan la atenuación, son utilizados antes de que el tratamiento de la contaminación sea completado.

Por estas razones, la decisión de confiar en la atenuación natural continuará dependiendo de muchos factores, pero significativamente de los trabajos de monitoreo, los datos obtenidos en el sitio, del modelo conceptual, la información contenida en los mapas de cambios de concentración y estudios hidrogeológicos. En el cuadro 5.1 se presenta un listado de diferentes actividades de remediación que influyen en la atenuación natural, específicamente de solventes clorados, considerados por ser los casos más frecuentes de contaminación en un acuífero; en referido cuadro, se presentan los posibles beneficios y detrimentos que se pueden provocar con la intervención de las actividades de remediación enunciadas. Todo esto proporciona una idea de la relación que tiene la técnica de atenuación natural con otras de remediación.

En el cuadro 5.2, se presenta una relación del potencial de susceptibilidad de la atenuación natural para diversos tipos de contaminantes, en función del proceso de atenuación dominante, además de los tipos de contaminantes presentes. El potencial de susceptibilidad se maneja en tres principales rangos: bajo, moderado y alto, incluso una combinación parcial de los mismos. Esta información permite evaluar a priori las condiciones de atenuación de un escenario contaminado, con la presencia de diferentes tipos de contaminantes.

Se puede comentar que la técnica de atenuación natural utilizada para propósitos de remediación de escenarios, constituidos por el sistema fuente de contaminación y receptor del contaminante (como es el caso particular del relleno sanitario con el acuífero), se considera como el más indicado para aplicarlo. Esto se respalda con un gran número de trabajos, como los presentados por Christensen (2000); Ritz (1996); Rifai (1995); Cherry y McQuarry *et al.* (1987); Borden *et al.* (1994); MacFarlane y Cherry *et al.* (1983); Barker *et al.* (1987); Bagchi (1987) quienes han determinado las tasas de degradación de orgánicos en diferentes sitios, utilizando atenuación natural.

5.4. Comparación de las diferentes técnicas de remediación

De acuerdo con la información presentada en el apartado anterior, relacionada con las diferentes alternativas de remediación que se tienen, cada una tiene su aplicación, pues funcionan óptimamente hasta cierto grado de dificultad, de acuerdo con los límites hidrogeológicos de contaminación, así como del tipo de contaminante que se presente. La atenuación natural a diferencia de las otras técnicas, requiere de la implementación de un programa de monitoreo continuo de la pluma contaminante, pues la información de campo generada es el fundamento para definir mediante qué procesos se está atenuando una pluma contaminante, o en su defecto, definir que no existen procesos de atenuación favorable a las expectativas.

Con respecto a las técnicas de remediación tradicionales, pueden o no complementarse para realizar un trabajo de saneamiento, sin embargo, las principales diferencias radican en las inversiones relacionadas con las puesta en marcha de alguna técnica, así como del costo que representa la operación, sin omitir de ninguna manera el mantenimiento de todos los equipos al igual que los materiales necesarios, durante el tiempo de proyecto. Precisamente las ventajas de la atenuación natural respecto de las otras técnicas, se muestran en las inversiones que se realizan en cada una para iniciar el saneamiento, en la puesta en marcha del programa, además, en los costos que involucran la operación y mantenimiento correspondientes.

Cuadro 5.1 Listado de diferentes actividades de remediación que influyen en la atenuación natural. (modificado de Suthersan, 2002).

Atenuación natural de solventes clorados		
Otras actividades de remediación	Posible beneficio	Posible detrimento
Excavación y perforación	Remoción de masa	Interfiere con la degradación anaeróbica, altera el campo de flujo, hay esparcimiento de dnapl.
Captura	Presencia de degradación anaeróbica	Mediante la extracción de vapores se reduce la creación fermentativa de sustratos, reduce la entrada de oxígeno para la biodegradación del cloruro de vinilo.
Bombeo y tratamiento (para captura de plumas)	Contención de plumas	Reduce el tiempo de atenuación natural, introduce oxígeno en la pluma y áreas fuente
Bombeo y tratamiento (para remoción de masa)	Control de la fuente, reduce el tiempo para las reacciones en la atenuación	Introduce oxígeno, interfiere con la degradación anaeróbica
Esparcimiento de aire	Remoción de masa mediante degradación aeróbica	Interfiere con la degradación anaeróbica, removiliza los dnapl
Adición de fuentes de carbón	Estimula el cometabolismo aeróbico o declorinación anaeróbico	Resulta una incompleta utilización de fuentes de carbón, forma productos
Cosolventes o fluyentes superficiales	Remuebe masa	Esparce contaminantes, resulta una incompleta remoción de cosolventes, resulta una remoción de electrones donadores.
Extracción de vapor del suelo	Remoción de masa mediante degradación aeróbica	Interfiere con la degradación anaeróbica, removiliza los dnapl

Cuadro 5.2. *Presentación del potencial de susceptibilidad de la atenuación natural para diversos tipos de contaminantes (modificado de Suthersan, 2002).*

Tipo de contaminante	Proceso de atenuación dominante	Probabilidades de suceso
Orgánicos		
Hidrocarburos		
BTEX	Biotransformación	Alta
Gasolina y combustibles	Biotransformación	Moderada
Compuestos alifáticos no volátiles	Biotransformación, inmovilización	Baja
PAHs	Biotransformación, inmovilización	Baja
Creosote	Biotransformación, inmovilización	Baja
Hidrocarburos oxigenados		
De peso molecular bajo	Biotransformación	Alta
Alcoholes, cetonas, ésteres y MtBE	Biotransformación	Moderada
Alifáticos clorinados		
PCE, TCE, tetracloruro de carbono	Biotransformación	Moderada
Tricloroetano (TCA)	Biotransformación, transformación abiótica	Moderada a alta
Cloruro de metileno	Biotransformación	Alta
Cloruro de vinilo (VC)	Biotransformación	Moderada a alta
Dicloroetano (DCE)	Biotransformación	Moderada
Aromáticos clorinados		
PCBs altamente clorinados	Biotransformación, inmovilización	Baja
Pentaclorofenol, benzenos multiclorinados, PCBs poco clorinados, dioxínes	Biotransformación	Baja
Monoclorobenceno	Biotransformación	Alta
Nitroaromáticos		
TNT, RDX	Biotransformación, transformación abiótica, inmovilización	Baja
Inorgánicos		
Metales		
Ni	Inmovilización	Moderada
Cu,Zn	Inmovilización	Moderada
Cd	Inmovilización	Baja
Pb	Inmovilización	Moderada
Cr	Biotransformación, inmovilización	Baja a moderada
No metales		
As	Biotransformación, inmovilización	Baja
Se	Biotransformación, inmovilización	Baja
Nitrato	Biotransformación	Moderada
Perclorato	Biotransformación	Moderada

En la figura 5.9 se observan las tendencias de los costos de inversión en sus dos tipos respecto del tiempo, señalando que la atenuación natural presenta más bajos costos de operación y mantenimiento conforme pasa el tiempo, sin embargo, las otras técnicas siguen necesitando un alto costo de inversión por operación y mantenimiento general. En la misma figura se ilustra gráficamente la evolución respecto del tiempo, de los costos de inversión y de operación, así como de mantenimiento para diversas técnicas de remediación existentes, concluyendo que existe en la actualidad una reducción importante en los costos de inversión respecto de los otros métodos utilizados en décadas anteriores, aunque sí son importantes todavía los costos tanto de operación como de mantenimiento.

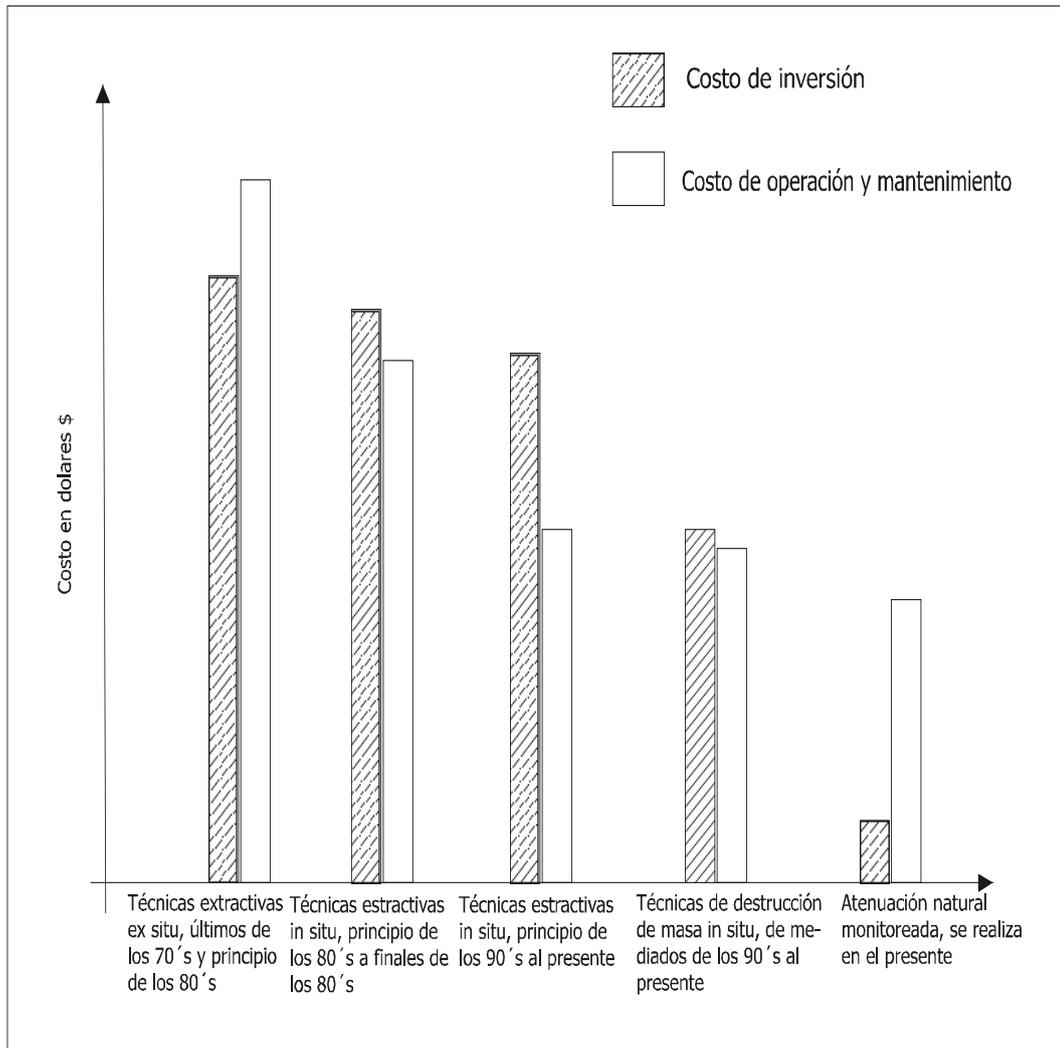


Figura 5.9. Representación gráfica de la evolución en la reducción de los costos correspondientes a las diversas técnicas de remediación de aguas subterráneas.

5.5 El proceso de atenuación natural

En términos generales, la atenuación natural está definida como la reducción de concentraciones de contaminantes a través del paso de un medio, el cual puede ser el suelo o bien un medio acuoso. Si se trata de un ambiente de suelos, el número de factores asociado con este medio, proporciona una capacidad de atenuación natural, asumiendo que el medio tiene la capacidad de asimilar desechos, pero la capacidad asimilativa siempre está limitada. El proceso que influye una atenuación puede ser tan simple como una dilución, al descontaminarse el agua por medio de una filtración; o tan complicado como una interacción físico-química, que fije o retarde el movimiento de un contaminante a través del material del suelo.

En el caso de un medio acuoso, los mecanismos que contribuyen a la atenuación son diferentes, los más comunes son: dilución, dispersión, difusión, advección, sorción y biodegradación, según las condiciones del medio.

Históricamente, el uso de la capacidad de atenuación natural de un ambiente de suelo es común y como ejemplo se puede mencionar el diseño de rellenos sanitarios con sitios de atenuación natural, concepto que ha sido utilizado por muchos años en Estados Unidos de Norteamérica. Actualmente estos métodos son considerados de alto riesgo para controlar la migración de lixiviado, debido a que existen dos cuestiones clave que provocan incertidumbre: ***la predicción de la incorporación del contaminante al medio y la cuantificación de los mecanismos de atenuación del lixiviado***, situaciones que se han trabajado ampliamente en los trabajos de Lobo (2003), donde se consideran la importancia de los impulsos externos hacia el interior de fuentes potenciales de contaminación, como son los vertederos de residuos sólidos; un ejemplo de esto es la influencia que tiene la lluvia infiltrada en el interior de los residuos sólidos propiciando su biodegradación y en consecuencia la producción de lixiviado que el final llega a incorporarse a un acuífero.

Normalmente bajo las anteriores circunstancias, la tendencia normal consiste en eliminar el lixiviado generado en un vertedero y en casos más favorables, rellenos sanitarios, mediante extracción y tratamiento, antes de que migre a otro medio y si ya se presenta tal situación, hacer lo correspondiente para zonas saturadas. Sin embargo, un sitio destinado para atenuación natural, permite la reducción de migración de líquidos, dando lugar al proceso de atenuación natural y dispersión en las zonas bajas del sitio, reduciendo concentraciones de contaminantes.

5.5.1. La importancia de la capacidad de atenuación natural

Referente a los vertederos y rellenos sanitarios, durante más de 30 años, referidos sitios de manejo y disposición de residuos sólidos, se consideraron como sitios de atenuación natural. Desde principios de los años 70`s, la mayor atención ha sido dirigida hacia las alternativas de control del impacto de mencionados sitios en el ambiente, mediante la aplicación de “ingeniería de control”. Los controles comunes incluyen evaluación de la ubicación del sitio, manejo de aguas superficiales, construcción de bases y capas de baja permeabilidad (en los rellenos sanitarios), captación y tratamiento de lixiviado. Sin embargo, en la actualidad, muchos municipios no cuentan con un sitio preparado con los controles anteriormente mencionados, ya que utilizan vertederos a cielo abierto que tienen limitadas operaciones de acomodo de residuos y control de lixiviados.

Existen sitios diseñados que llegan a presentar descargas de lixiviados, considerando que su diseño permite en teoría cero descargas, por lo tanto, el proceso de atenuación natural en sitios diseñados y no diseñados juega un papel importante. (Mc Bean, 1995). Algunos escenarios donde la atenuación natural tiene relevancia, son: vertidos y derrames sin control, sistemas de tratamiento del suelo y áreas de descarga de químicos provocados por actividades antropogénicas.

Un resultado directo de la generación de lixiviado dentro de un relleno sanitario y los considerables niveles de contaminación que pueden estar asociados con el lixiviado, es el potencial de contaminar las aguas subterráneas. Lo anterior es común encontrarlo en

rellenos sanitarios localizados por encima de un acuífero que suministra agua subterránea a una comunidad local. Por lo anterior, el potencial de contaminación del agua subterránea es una consideración seria en términos de ubicación de nuevos vertederos y rellenos sanitarios.

5.5.2. Componentes de un sistema de atenuación natural

La atenuación natural en un vertedero o relleno sanitario, se hace presente utilizando el entorno natural y ubicación de suelos, así como, la cercanía con el sistema de flujo de aguas subterráneas, para atenuar los contaminantes lixiviados provenientes de la degradación de los desechos sólidos. Lo anterior se acentúa en la zona no saturada, próxima a la base del vertedero o relleno sanitario, debido a la posible migración del lixiviado hacia la zona del nivel freático; pueden suceder varias reacciones de tipo físico, químico y biológico.

Cuando es alcanzado el nivel freático por la pluma de lixiviado, las concentraciones químicas son fuertemente reducidas por dilución debido a la presencia del sistema de flujo de agua subterránea, en combinación con las reacciones físicas, químicas y biológicas. Además, cuando la mezcla de agua subterránea-lixiviado migra por debajo de la zona impactada con el contaminante, debido a la acción de una continua incorporación de migración vertical de lixiviado desde el relleno sanitario o en su caso vertedero, un caudal de entrada de concentraciones químicas es notablemente reducido por un caudal de infiltración de agua limpia surgido de la recarga.

La atenuación que incluye numerosos procesos, involucra principalmente la efectividad del medio natural para atenuar un soluto y los factores que se consideran son: la hidráulica subterránea, la geología, la geoquímica, los fenómenos microbiológicos y todos aquellos mostrados en el cuadro 5.3 y se enuncian posteriormente.

En algunos casos, los procesos naturales son suficientemente efectivos para prevenir problemas de contaminación de agua subterránea. Por ejemplo, un suelo arcilloso tiene

gran capacidad para la atenuación físico-química de contaminantes, en comparación con arenas y rocas fisuradas. En depósitos geológicos permeables, los contaminantes no afectados por atenuación química pueden ser transportados grandes distancias.

5.5.3 Mecanismos de atenuación natural

Es indispensable conocer los mecanismos de atenuación natural que actúan en un proceso de remediación natural y, según el cuadro 5.3, se clasifican inicialmente en *procesos de atenuación física*, que incluye a la *filtración* que remueve los sólidos suspendidos del lixiviado cuando migra a través de los suelos que están por debajo de la fuente de contaminación. El grado de filtración es inicialmente una función de las características del suelo, pero si existe suficiente remoción, puede ser también una función de la obstrucción o taponamiento creado en el material. El grado de filtración provocado depende del tamaño del grano, de la geología del material a través del cual el lixiviado migra, además del tamaño de la partícula del sólido suspendido presente en el lixiviado; estos componentes pueden consistir de microorganismos y óxidos e hidróxidos de metales.

El proceso de *dilución* permite la disminución de concentraciones del lixiviado, mediante la adición de agua diferente a la de éste; puede ser agua limpia suministrada gradiente arriba de un vertedero o en su caso, relleno sanitario, o bien, mediante fuentes potenciales de recarga como son la presencia de lagos, lagunas y filtración de agua pluvial.

En cuanto a *la dispersión hidráulica*, este proceso provoca un esparcimiento lateral o longitudinal de la pluma de lixiviado que migra. También provoca lo que comúnmente se conoce como dispersión molecular. En cuanto a la dispersión hidráulica, es causada por el mezclado mecánico durante el transporte del fluido y ocurre en ambas escalas: macroscópica y microscópica.

Cuadro 5.3. *Listado de mecanismos de atenuación natural más comunes (McBean, 1995).*

Procesos físicos	Procesos químicos	Procesos biológicos
Filtración	Difusión molecular	Biodegradación microbiana
Dilución	Adsorción/absorción/deserción	
Dispersión hidráulica	Precipitación	
Volatilización	Co-precipitación	
Sorción física	Intercambio iónico	
	Oxidación/reducción	

De acuerdo con Freeze y Cherry (1979), en la escala microscópica, la dispersión es causada por tres mecanismos. El primero ocurre en los canales individuales del poro, a través de los cuales las moléculas viajan con diferentes velocidades en diferentes puntos, donde cruzan las caras de los poros. El segundo mecanismo es causado por la diferencia del tamaño del poro a lo largo de las trayectorias del flujo, recorridas por las moléculas de agua. El tercer mecanismo está relacionado con la tortuosidad, ramificación e intercepción de canales de poro. Finalmente se concluye que, el esparcimiento del soluto en dirección del desplazamiento del flujo, es conocido como dispersión longitudinal y el esparcimiento en dirección perpendicular a la dirección del flujo, se le conoce como dispersión lateral.

Referente a la dispersión en escala macroscópica, puede ser subdividida en dos categorías: **gran escala y pequeña escala**. En el caso de gran escala, se involucran las variaciones de los materiales, que pueden ser identificados e ilustrados mediante perforaciones, estratificaciones, muestreos y estudios de geofísica. Por lo que respecta al caso de pequeña escala, normalmente no puede ser identificado por técnicas convencionales.

Otro mecanismo de atenuación física es la **volatilización**, cuyo proceso involucra la evaporación de un químico a una fase de vapor de otra fase ambiental; esto ocurre principalmente en la zona no saturada y en la superficie del nivel freático. Por ejemplo, la volatilización de compuestos orgánicos puede ser una importante forma de migración de químicos orgánicos que tienen un valor grande de la constante de la ley de Henry's (cloruro de vinilo), (McBean, 1995).

La **sorción física** del soluto corresponde a la adherencia en las superficies de las partículas de suelo debido a las fuerzas de Van Der Waals. Lo anterior es comúnmente ilustrado por el contenido orgánico de un suelo, siendo éste un factor que determina la cantidad de sorción que puede ocurrir.

Respecto al proceso de difusión, se caracteriza por la provocación de una masa esparcida en presencia de una difusión molecular, en respuesta a un gradiente de concentración. La difusión molecular es particularmente importante en el esparcimiento de contaminantes en dirección perpendicular a la dirección del movimiento del fluido. Sin embargo, debido a que el proceso de difusión molecular es extremadamente bajo, sus efectos son significantes, principalmente en situaciones con movimientos suaves y pequeños pulsos de contaminantes. El proceso difusivo en comparación con la dispersión hidráulica, tiene mayor fuerza de conducción en suelos de baja permeabilidad, tales como las arcillas.

Otro grupo de procesos son los de *atenuación química*, que incluye *la precipitación* que normalmente involucra la formación de sales insolubles de iones metálicos multivalentes. La mayoría de los aniones involucrados incluyen carbonatos (CO_3^{2-}), hidróxidos (OH^-), silicatos (H_3SiO_4) y fosfatos (PO_4^{3-}). Las ventajas de la precipitación como un mecanismo para remoción de contaminantes, es su alta capacidad y su baja reversibilidad.

Los dos principales tipos de precipitación incluyen al fenómeno de intercambio iónico. Por ejemplo, uno consiste en el intercambio de iones de sodio Na^+ por iones de calcio Ca^{2+} en partículas coloidales, causa que los coloides obstruyan los poros. Otro tipo es la precipitación química de sulfuros, hidróxidos y carbonatos bajo condiciones anaerobias.

También se incluye a la *sorción e intercambio iónico*, los procesos de adsorción, absorción y desorción, partición de contaminantes entre el agua subterránea y el mineral o sólidos orgánicos y el suelo. Los anteriores son difíciles de diferenciar de las reacciones por intercambio iónico en experimentos, sin embargo son diferentes. Por lo tanto, la sorción puede ser considerada atenuante del lixiviado, mientras que las reacciones de intercambio iónico, simplemente cambian el tipo de iones presentes en el exfiltrado (Bagchi, 1987).

El último grupo de procesos considera a la biodegradación al respecto. Cabe mencionar, que los procesos de degradación aerobia y anaerobia ocurren como un paso de materiales orgánicos biodegradables a través del suelo. La degradación biológica puede iniciar reacciones químicas (disminución de oxígeno debido a procesos de degradación microbiana, creando condiciones anaerobias y la iniciación de reacciones químicas redox). La oxidación-reducción o potencial redox es un factor crítico que, paralelamente con el pH, controla muchas reacciones químicas y biológicas. El potencial redox es una medida de la tendencia del sistema a oxidarse o reducirse. Por lo tanto, existe un gran canal de interrelación referido a varios procesos.

5.5.4 La remediación por atenuación natural influida por los vertederos sanitarios

En capítulos anteriores se hace referencia a la potencialidad de contaminación de los vertederos de residuos sólidos, Los procesos vinculados en la aceleración de la biodegradación de los residuos descritos anteriormente, resultan ser la puntilla simultáneamente con las características de control y operación de un vertedero, que se mantienen muy diferentes entre países desarrollados y subdesarrollados. Sin embargo, los vertederos siempre fueron y siguen siendo uno de los principales mecanismos de contaminación permanente de suelo y agua subterránea. Algunos investigadores como Christensen, (2000) y Lobo, (2003), coinciden en definir a las condiciones de vulnerabilidad a la infiltración de agua pluvial en los interiores de los cuerpos de los residuos sólidos, como el principal factor que acelera los mecanismos de biodegradación y migración de lixiviado hacia zonas inmediatas a la frontera del vertedero, como la zona no saturada y en casos más críticos, la zona saturada.

La prontitud de la contaminación está en función de las condiciones de protección del entorno ambiental, que se puedan implementar en el sitio de emplazamiento del vertedero y precisamente las diferencias de operación, construcción, clausura y monitoreo de un vertedero; todo esto implica la aplicación de recursos económicos, tecnológicos y humanos que, en muchos países subdesarrollados, no lo pueden destinar. Un vertedero de residuos sólidos resulta ser un sitio de vertido sin control, protección,

deficiente operación y los sitios de emplazamiento son una amenaza de contaminación ambiental irreversible.

El estudio de la evolución de la productividad de lixiviados en un vertedero es uno de los principales factores de interés. Las investigaciones divergen en los enfoques, debido a la diversidad de impactos nocivos al ambiente provocados por la operación de un vertedero. Por ejemplo, se han desarrollado modelos útiles en el análisis y seguimiento de la contaminación producida en los vertederos, considerando los modelos hidrológicos y de biodegradación de residuos sólidos, asociados a las particularidades del vertedero que se pretende evaluar y estudiar.

Con respecto a los trabajos de remediación que están enfocados a disminuir los efectos y, en el caso ideal, eliminar los impactos del vertedero, normalmente se dividen dos escenarios: contaminación por vertederos en la zona no saturada y en la zona saturada. Las técnicas de remediación existentes pueden ser aplicables, sin embargo, el proceso de atenuación natural reviste cierta importancia debido a que es necesario evaluar sus condiciones, vinculadas con los mecanismos que intervienen mayoritariamente en el escenario que sea caso de estudio.

Precisamente con el propósito de evaluar las condiciones de atenuación natural que puede ser aplicada a vertederos y rellenos sanitarios entre un extenso número de fuentes de contaminación, han surgido metodologías para la estimación de tiempos de remediación asociados con el monitoreo de la atenuación natural, tal es el caso de las investigaciones realizadas por Chapelle y Widdowson (2003), quienes han considerado que el problema de estimar el tiempo de remediación está constituido por tres problemas que se tienen que resolver. El primero se define como la distancia de estabilización de la pluma, considerada como la máxima distancia que una pluma contaminante puede migrar de una fuente de contaminación, con cierta concentración de contaminante, involucrando directamente la capacidad de atenuación natural, la cual está en función de la velocidad del flujo subterráneo, coeficiente de dispersión hidrodinámica y la constante de biodegradación del contaminante involucrado.

El segundo problema está definido como el tiempo de estabilización y se refiere al tiempo que toma la pluma para convertirse en una pequeña configuración si una fuente contaminante es cancelada o parcialmente removida. En la práctica, esta situación ocurre cuando algunos métodos de ingeniería son aplicados para remediar las áreas de la fuente contaminante, esto es deseable para estimar el tiempo necesario para que la pluma contaminante tenga una configuración aceptable. El tercer problema es el tiempo de disolución del contaminante y se refiere al tiempo que toma la pluma para ceder masa por dilución y dispersión, a tal punto, que sea equiparable con estándares de calidad del agua (Chapelle y Widdowson 2003).

Evaluación integral de la atenuación natural de una pluma de lixiviado

6.1 Introducción

La presente investigación contempla la aplicación de una serie de recursos metodológicos, planteados con el objetivo evaluar los mecanismos preferenciales de atenuación natural de una pluma de lixiviado que se incorpora al acuífero subyacente al vertedero de Metepec, Estado de México. La propuesta considera inicialmente un conjunto de actividades de campo que involucra el reconocimiento detallado de la zona de estudio, la caracterización estratigráfica correspondiente, la identificación del conjunto de impulsos externos que activan la producción y migración del lixiviado, así como la identificación de las condiciones de migración del mismo sustentado mediante el monitoreo de la fluctuación de sus niveles en los pozos de biogás, piezómetros y pozos de sondeo.

Se estableció una segunda fase metodológica, consistente en la caracterización química del lixiviado generado en el interior del vertedero, implicado trabajos de monitoreo y muestreo programados. La tercera fase incluye los trabajos de modelación de flujo y

transporte de contaminantes, representados secuencialmente por la modelación y calibración de flujo subterráneo, aplicando software especializado como es el VISUAL MODFLOW, en condiciones estacionarias y transitorias.

En este mismo bloque de actividades se integran las correspondientes a la modelación del transporte de contaminantes, basado en un modelo conceptual representativo de las condiciones locales de migración de una pluma de lixiviado, involucrando los procesos que pueden contribuir a la presencia de atenuación natural en el medio acuoso, como es difusión, advección, sorción y biodegradación. Lo anterior implica la previa calibración de las condiciones de transporte en los periodos de tiempo desde 1981 hasta 2005 y la simulación con diferentes escenarios de operatividad del vertedero, con propósitos de determinación de las condiciones más y menos favorables de contaminación, asociada con atenuación natural, producida por la incorporación de una pluma de lixiviado.

6.2 Presentación de los recursos metodológicos integrados

El presente trabajo de investigación incluye una serie de aplicaciones metodológicas que involucra el conocimiento de algunas disciplinas como Mecánica de Suelos, Hidrología Superficial, Hidrología Subterránea, Geología, entre otras. Por lo tanto, la aplicación de los recursos metodológicos en su integración secuencial de acuerdo con los objetivos de la investigación, se pueden describir en los párrafos siguientes.

La primera fase de aplicación metodológica integra los trabajos que aportan información preliminar de campo basada en el reconocimiento pleno de la zona de estudio y los elementos factibles de considerarse como factores de impulso, que afecta directamente las condiciones de producción de lixiviado en el vertedero municipal de Metepec, así como el desplazamiento del lixiviado hacia las zonas no saturada y saturada. También se incluye la campaña de monitoreo de desplazamiento de biogás por su influencia en la contaminación atmosférica en la zona de estudio y regiones circundantes.

El conocimiento de la estratigrafía es parte fundamental de esta fase y para esto se realizaron los correspondientes estudios de geofísica, así como la recopilación y análisis de los ya existentes. Paralelo a esto, los requerimientos de detalle de la zona no saturada implicaron la realización de perforaciones hasta una profundidad de 30 m y 75m, trabajos básicos para el monitoreo del lixiviado y la determinación de la dirección preferencial de migración de la pluma de lixiviado generada en el vertedero. Lo anterior sentó las bases para implementar los primeros elementos básicos del modelo conceptual que se utilizaría en la correspondiente fase de modelación y simulación de flujo y transporte de contaminantes, la cual se describirá posteriormente.

La caracterización química del lixiviado producido en el vertedero municipal de Metepec, Estado de México, se relaciona con los trabajos de adecuación de la red de pozos de biogás, piezómetros y pozos someros, catalogados como los representativos para realizar el correspondiente muestreo y análisis químico del lixiviado; se consideró una etapa preliminar de análisis para identificar los parámetros mayoritarios y representativos del tipo de lixiviado producido. Posteriormente se ajustaron las fechas y número de parámetros analizados en cada muestra y el correspondiente análisis de los resultados dio la pauta para establecer elementos complementarios del modelo conceptual, así como los fundamentos para la determinación del grupo de datos básicos de entrada al modelo Visual Modflow aplicado, según se detalla en la fase que a continuación se describe.

Actualmente resulta indispensable conocer cómo evoluciona respecto al tiempo y el espacio la potencialidad de una fuente contaminante de aguas subterráneas. Los propósitos son muchos, pero fundamentalmente es debido a que permite estimar el comportamiento de los contaminantes asociados a diversos procesos que, por un lado, aceleran la transformación de contaminantes a formas posiblemente más simples, pero de mayor difusión en un medio acuoso y, por el otro, contribuyen con la atenuación natural de la masa contaminante, situación que se puede considerar como la propia remediación del escenario contaminado, implicando procesos naturales de tipo físico, químico y biológico.

Lo anterior se puede lograr mediante la aplicación de los trabajos de modelación de flujo subterráneo, calibrado para las condiciones estacionarias y transitorias del sistema acuífero, utilizando para esto el software especializado “VISUAL MODFLOW”. Su aplicación implica considerar la información generada de las fases uno y dos anteriormente descritas, dando lugar a que después a la modelación y calibración de flujo subterráneo, se proceda a realizar los correspondientes trabajos de transporte de contaminantes, partiendo de una calibración de concentraciones observadas, las cuales se reprodujeron en el escenario de contaminación respecto al tiempo y espacio, aplicando el modelo “MT3D99” acoplado al software “VISUAL MODFLOW”.

Esta fase culmina con la evaluación de la consistencia de la atenuación natural, considerando la evaluación de la capacidad de atenuación natural en el sistema acuífero, las velocidades de flujo subterráneo reproducidas y la constante de biodegradación del contaminante. Este caso, se trabajó de manera particular con el contenido de carbono orgánico total, además, se involucró en referida capacidad de atenuación, el coeficiente de dispersión hidrodinámica, representado como la dispersividad del medio.

También se considera la evaluación de la distancia de estabilización de la pluma contaminante, como una función de la capacidad de atenuación, ilustrando la distancia en el medio acuoso para la cual la masa de concentraciones se reduce a condiciones estables y equiparables con valores normalizados por algún reglamento, en función del tipo de agua y su destino para consumo.

El tiempo de remediación también es considerado para evaluar las condiciones de atenuación de una pluma contaminante, por lo tanto, en el presente trabajo se estima y se analiza para diferentes escenarios de contaminación: el vertedero sin clausurar adecuadamente, asumiendo condiciones de contaminación constante (caso más desfavorable); la reducción hasta el 25 % de la masa contaminante emitida en forma de lixiviado en el vertedero y la reducción total de la masa contaminante emitida, debido a la impermeabilización definitiva del vertedero, al momento de ser clausurado.

6.3. Realización de los trabajos de campo

6.3.1 Reconocimiento de la zona de estudio y obtención de informes básicos

Las actividades correspondientes a la primera etapa de estudio en el vertedero sanitario de Metepec, Estado de México, genera información preliminar muy importante relacionada con las condiciones del sitio de estudio. Lo anterior puede ser en varios aspectos como son: *demográfico*, que indica el crecimiento poblacional en las zonas circundantes al vertedero; *operacional*, que refleja las condiciones de manejo y deposición de los residuos sólidos que ingresan diariamente al vertedero y lo que se ha provocado durante el tiempo, que corresponde al acumulamiento de basura en el sitio. También se determina información de carácter *ambiental* que indica las situaciones de contaminación que pueden prevalecer en el aire, suelo y agua, debido a la operación de un vertedero carente de infraestructura que proteja adecuadamente de los procesos que dan lugar a la contaminación del ambiente.

Considerando la problemática del entorno correspondiente al vertedero de Metepec, se propuso formular y enriquecer de información a un modelo conceptual del vertedero sanitario, en el cual se ilustraran los elementos principales que propician contaminación e intervienen durante la operación del vertedero. Asimismo, sustancialmente pueden contribuir a la generación de una problemática ambiental de afectación a la ciudadanía que habita en los alrededores del sitio referido. Una identificación inicial de referidos elementos son los pozos someros que se construyeron en casas particulares para dotarse de agua en aquellos años que no contaban con un servicio de suministro de agua potable y que a la fecha todavía son insuficientes. También se consideró la ubicación de los pozos profundos para el abastecimiento a las zonas residenciales y centros comerciales establecidos desde 1992.

Dentro del área del vertedero se localizaron 18 pozos de biogás, los cuales se implementaron a partir del año 1997, cuando se identificó un creciente desprendimiento de biogás. Su desplazamiento hacia la atmósfera, favorecido por las velocidades y direcciones preferenciales del viento, provocaron la protesta de la ciudadanía ante las

autoridades municipales para que tomaran medidas, ya no preventivas, sino de remediación. Esto porque los últimos cinco años se habían incrementado las descargas de residuos sólidos, por parte de varios municipios.

Información específica obtenida de las visitas de campo, sugieren considerar de manera preliminar que, debido a que el vertedero tiene colindancias con terrenos de cultivo en su parte topográficamente más baja, esto indicó ciertas posibilidades de migración de lixiviado hacia estos terrenos, considerando así, una posible dirección de avance de los contaminantes, que de acuerdo con estudios hidrogeológicos realizados tiempo atrás, coincide con las direcciones preferenciales del flujo subterráneo (Carta hidrogeológica del Estado de México, Atlas ecológico del Estado de México, 1993).

La existencia de un rancho agrícola a escasos 200 m de la parte noroeste del vertedero, ubica un pozo somero con un nivel en su base de 21 m y niveles estáticos fluctuantes entre 18 m y 20.2 m, los cuales son una referencia de las condiciones de captación del agua circulante en la zona vadosa. Tal información ayudó a definir con mayor detalle las condiciones del entorno hidrogeológico. Además, a un costado del rancho, se tiene ubicado un pozo profundo que abastece agua a los fraccionamientos más cercanos del lugar, información considerada básica para determinar el modelo conceptual. Otra característica fundamental de la zona de estudio aplicada al modelo conceptual, es la presencia del vertedero de residuos sólidos que anteriormente fue una mina de arcilla la cual se agotó y sin más infraestructura que la existencia de una excavación de 30 m de profundo por una superficie de 80,000 m², conforman una capacidad de almacenamiento que hoy en día está sobreocupada.

En la figura 6.1 se presenta un perfil del mismo vertedero en donde se indican las condiciones de filtración de agua pluvial que contribuye a la generación de lixiviado y a la migración hasta la base, donde normalmente se presenta un acumulamiento debido a la filtración tanto vertical como horizontal, estando en función de la permeabilidad de los tipos de suelo. También se ilustra la ubicación posible del nivel freático referida por la información de los pozos someros.

Un caso interesante que se observa en esta figura, es la actividad de los pozos de biogás, pues la combustión del mismo, que en su mayor parte contiene metano, ayuda a eliminar el mal olor generado en el vertedero, pero provoca efecto invernadero en la atmósfera, mayor que el provocado por el bióxido de carbono, situación que indica otra importante forma de alterar el ambiente, contaminando el aire.

En el perfil presentado en la figura 6.1, se indican las cotas en vertical de las alturas de los domos de basura, generado entre los años de 2002 hasta 2004, lo que también influye de manera muy importante en el efecto de infiltración del agua pluvial y la posibilidad de colapsamiento de taludes, por sobresaturación de las capas de basura con lixiviado y agua de lluvia, pues, de acuerdo con la orientación de las láminas de basura compactadas, será la posible migración lateral del lixiviado diluido hacia el exterior.

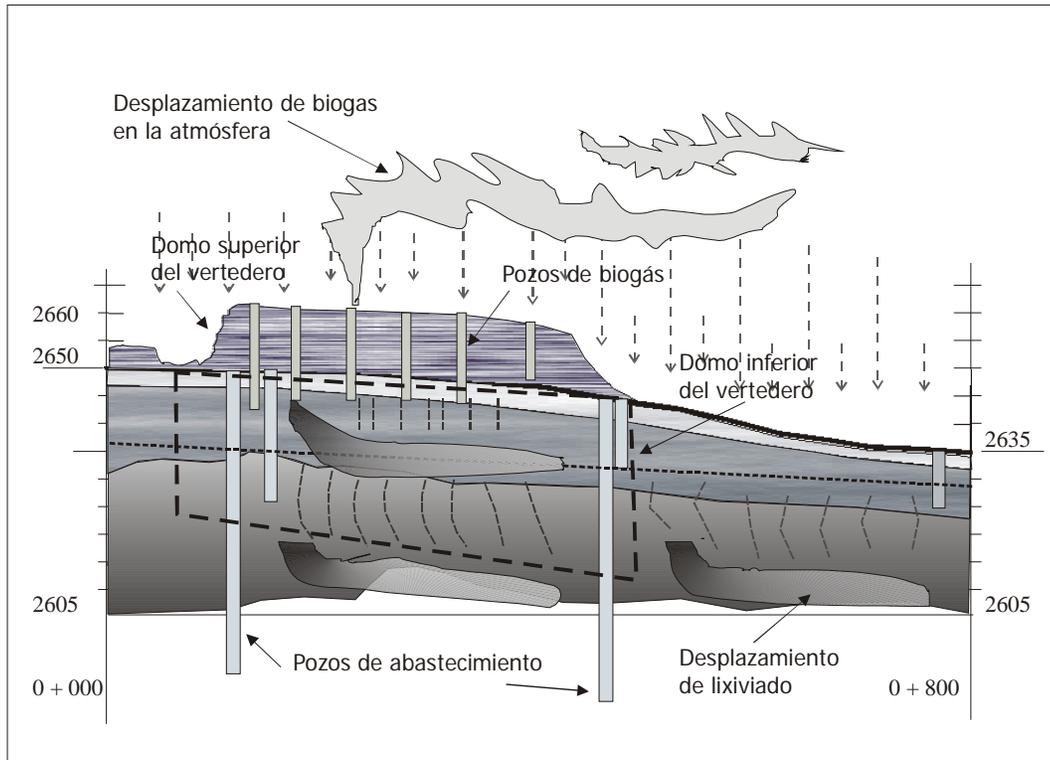


Figura 6.1 Esquema de un perfil longitudinal del vertedero sanitario, mostrando los elementos más importantes para realizar una implementación de modelo conceptual del escenario de contaminación en las zonas no saturada y saturada.

Un elemento adicional que se considera en este modelo conceptual, es la existencia de una capa de baja permeabilidad ubicada en la base del socavón, información que se obtuvo de personal que se dedica a la selección de basuras y plásticos en el interior del vertedero, quienes afirman que, al agotarse la mina de arcilla, quedó en la base una capa visiblemente compuesta de una capa de tezontle negro de baja permeabilidad. A pesar de estas declaraciones, en este trabajo se consideran como una suposición y solamente se verificará con los resultados de un estudio de geofísica realizado en el lugar.

Finalmente, se puede decir que la información acumulada para generar este modelo conceptual da lugar a la gradual modificación del mismo modelo, en función de los resultados obtenidos con las diferentes etapas de trabajo desarrolladas, las cuales se describen en párrafos posteriores.

6.3.2 Realización de una campaña de monitoreo de desplazamientos de biogás y muestreo de pozos de lixiviado

Una de las actividades fundamentales en este trabajo de investigación, es la realización de un monitoreo general en el sitio de estudio para conocer de manera aproximada las condiciones de avance de la contaminación ambiental provocada por la operación del vertedero. Al respecto se consideraron algunos aspectos significativos que orientaron durante todo el desarrollo de los trabajos de campo, de tal manera que el monitoreo se realizó considerando una revisión de los desplazamientos de biogás en función de las direcciones preferenciales del viento y las velocidades máximas predominantes. Asimismo, se consideró la instalación de dispositivos especiales para realizar el muestreo de lixiviado (drive-points), dando lugar a la realización de la medición periódica de la fluctuación de niveles estáticos de lixiviado, existentes en el interior de los pozos construidos y ubicados de manera uniforme en toda la superficie del vertedero, así como el correspondiente muestreo de lixiviado y envío a los laboratorios de química ubicados en la Facultad de Química de la UAEM, para su correspondiente análisis.

En lo que respecta a los desplazamientos de biogás, en vista de la identificación de una preocupación en términos generales por parte de la ciudadanía vecina del sitio de

estudio, se tomó la decisión de realizar un monitoreo que considerara las condiciones de desplazamiento de biogás generado en el vertedero, que, si bien se había disminuido substancialmente con las operaciones de quema de gases en los pozos, aún prevalecía en ciertos horarios del día. Por lo anterior, el plan de monitoreo consistió en revisar los datos de velocidades del viento predominante y las direcciones principales, con la finalidad de identificar las direcciones factibles de desplazamiento de biogás. Los datos consultados de las estaciones climatológicas de la UAEM (estación más cercana al sitio de estudio) y una estación monitor vía satélite controlada por la NASA, permitieron identificar las velocidades máximas horarias y las direcciones preferenciales.

Los rangos de velocidades obtenidos corresponden con direcciones preferenciales de suroeste hacia noreste y de oeste hacia este. Por lo tanto, se programó un calendario de recorridos en las zonas suroeste del vertedero (Ocotitlán), noreste (centro comercial Plaza las Américas), oeste (vialidad Ocotitlán–Toluca) y este (centro de la ciudad de Metepec). Los recorridos se realizaron una vez por semana las 7:00 h, 13:00 h y 19:00 h, con la finalidad de lograr identificar los posibles cambios de intensidades de biogás, basado en la apreciación *in situ* y realizando los recorridos de manera radial. Por lo anterior, se logró construir un mapa de desplazamiento de biogás, en función de los resultados obtenidos en las diferentes posiciones monitoreadas. En referido mapa presentado en el capítulo de resultados, se proponen tres zonas con diferente intensidad definidas con base en las fluctuaciones de velocidad del viento y las direcciones preferenciales del mismo.

En la figura 6.2 se pueden observar los puntos donde se realizaron las mediciones de dirección del viento y se identificaron los cambios de intensidades, los cuáles resultaron con mayor definición por las mañanas y tardes, ya que durante el día se presentaban más erráticas las direcciones del viento o se observaba una disminución de su velocidad que dificultaba localizar con seguridad las zonas de cambio, lo cual significaba fluctuación del contenido de biogás en el aire.

Los puntos de medición uniformemente distribuidos según la figura 6.2, son en total 16, considerados suficientes para realizar las identificaciones representativas de las condiciones de desplazamiento de biogás en las zonas circundantes al vertedero de residuos sólidos. La red de puntos de medición se pudo ampliar a zonas más extensas, pero no se consideró así debido a que en distancias mayores a los 2000 m no se tenían indicios de malestar de la ciudadanía con referencia a la presencia de biogás en la atmósfera.

Otros trabajos de monitoreo realizados de manera paralela a los trabajos de desplazamiento de biogás son por ejemplo, la realización de un reconocimiento preliminar de la calidad del agua que se presentaba en los pozos someros ubicados en las cercanías del vertedero sanitario, detectándose que no existía presencia de componentes principales de lixiviado y solamente presentaban contenidos importantes de materia orgánica, debido al estado de abandono en el que se encontraban y a la falta de protección en el brocal superior, lo que propiciaba la entrada de basuras y tierra.

Con este antecedente y el conocimiento de los niveles estáticos de los pozos someros de aproximadamente 0.7 m de fluctuación anual, se realizó un registro mensual que se complementó con la información de otro pozo abandonado con un nivel estático fluctuante entre 0.30 m anuales. Finalmente se obtuvo información de un pozo ubicado dentro de las instalaciones de un rancho agrícola que presenta una variación de 1.0 m anual.

También se identificó un pozo profundo que opera el organismo de Agua y Saneamiento de Toluca, el cual tiene una profundidad aproximada de 200 m, cuyos niveles dinámico y estático se desconocían por estar en condiciones de bombeo permanente, pues suministra agua a las zonas comerciales y fraccionamiento habitacionales cercanos.

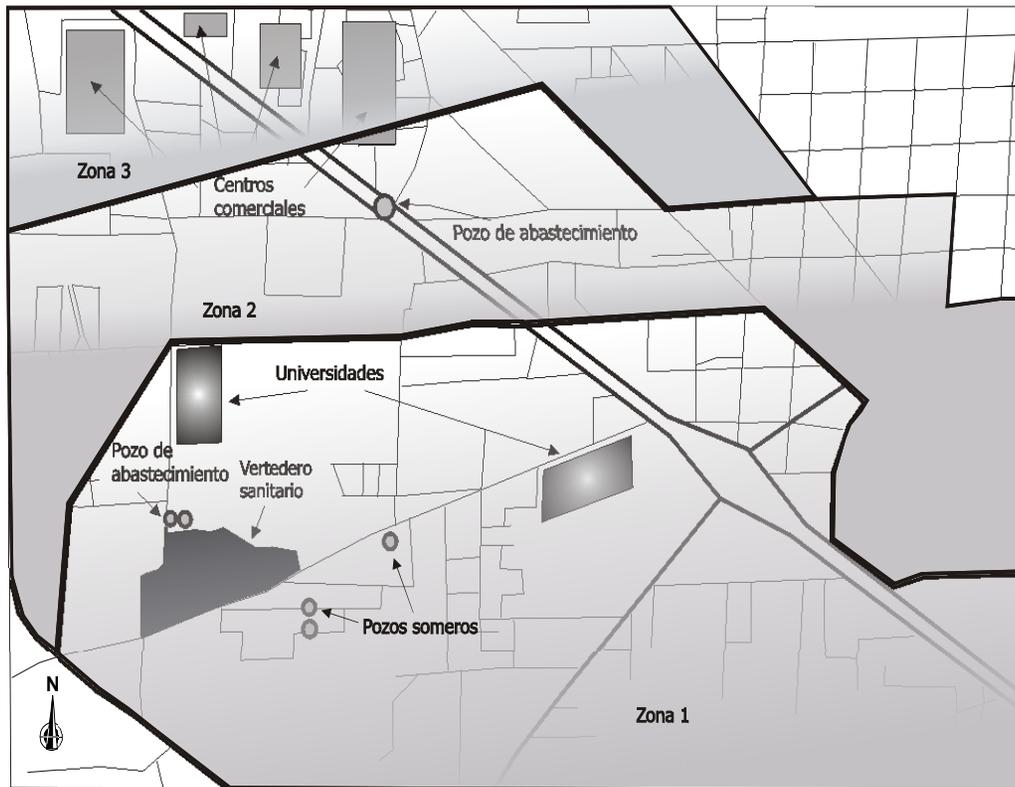


Figura 6.2. Ubicación de las tres zonas identificadas, donde se aprecia un cambio en la intensidad de desplazamiento de biogás, en función de la velocidad y dirección del viento.

Durante el monitoreo de los niveles estáticos de los pozos someros, se logró identificar una condición hidrogeológica importante, el agua de aporte a los pozos someros es producto de las láminas de agua que se generan en la zona vadosa y tienen escurrimiento subterráneo en función de las orientaciones de las capas de suelo que no están directamente conectadas con el vertedero, pues, existe un camino de acceso que divide la zona del vertedero que es más baja y la zona de los pozos someros que es más alta, a excepción del pozo ubicado en el interior del rancho agrícola. Por lo tanto, la interacción del nivel freático con el nivel de lixiviado ubicado en el interior del vertedero, no está definido por las fluctuaciones del nivel de los pozos someros, sino por el nivel presentado exactamente en la parte norte y noreste del vertedero, donde se muestra una colindancia con un terreno de cultivo y se consideran equiparables los niveles de los pozos someros ubicados en referida zona.

El segundo aspecto relacionado con los trabajos de monitoreo preliminar, se refiere a los de instalación de dispositivos especiales para realizar el muestreo de lixiviado (drive-points), en la zona exterior al vertedero. Para tal situación, se ubicaron algunos sitios que representaban desde el punto de vista topográfico, una factibilidad para determinar el posible desplazamiento horizontal del lixiviado, situación que resulta de importancia para conocer sus condiciones de migración hacia terrenos colindantes con el vertedero. En primera instancia se consideró realizar unas perforaciones en diferentes profundidades, que se efectuaron utilizando un rotomartillo de percusión rotativo. Las profundidades manejadas fueron de 4.5, 6, 6.5, 7, 10 y 12 m de profundidad, a partir del nivel de terreno natural, en las zonas noroeste, norte y noreste en el interior de un terreno de cultivo colindante con el vertedero.

Las actividades anteriores están respaldadas por trabajos de investigación que utilizaron metodologías en campo similares, para el monitoreo de lixiviado y aguas subterráneas en la zona vadosa; tales son los casos de Brun y Engesgaard, (2002); Christensen y Kjeldsen, (2001); Schirmer y Barker, (1998); Lynkilde y Christensen, (1992). Tomando en cuenta los anteriores trabajos con resultados aceptables, se decidió instalar una

cantidad de drive-points correspondiente a tres en la zona noroeste, uno en la parte norte y cuatro en la zona noreste.

Una vez instalados los dispositivos de muestreo y monitoreo de niveles, se realizaron los trabajos de limpieza y se iniciaron las mediciones de los niveles, encontrándose los siguientes resultados: para los drive-points instalados en la zona noroeste, los niveles a una profundidad de 12 m indicaron solamente un ligero humedecimiento de la base del dispositivo; no hubo cambio significativo del nivel en la temporada de lluvias respecto de la temporada de estiaje. Para el drive-point instalado en la parte central norte a una profundidad de 6.5 m no se detectó humedecimiento aportado por flujo de lixiviado, solamente prevalecía la humedad natural de la perforación.

Finalmente, para los dispositivos instalados en la zona noreste, las mediciones de los niveles indicaron una tendencia clara de migración de lixiviado mezclado con agua de lluvia infiltrada y captada como láminas de agua que fluyen en el subsuelo hasta las perforaciones. Los niveles de agua en temporada de estiaje oscilaban entre 7.4 m y 7.2 m, asimismo, en temporada de lluvias se determinaron de 7.0 m.

Con la información anterior se trabajó con un escenario en la zona vadosa donde prevalecen algunas láminas de agua de espesor delgado que alimentan los drive-points de la zona noreste. Por otra parte, las observaciones realizadas en las zonas norte y noroeste indicaron la inexistencia de un desplazamiento preferente de agua infiltrada y de lixiviado proveniente del vertedero, por lo tanto, tentativamente se tuvo una primera idea de un aporte de lixiviado hacia la zona noreste, que coincide topográficamente con una zona de gradiente más bajo que en las zonas anteriores.

La estratigrafía observada en el sitio donde se instalaron los piezómetros y drive-points, indicaron que en la zona noroeste existía material de relleno altamente compactado a base de arcillas y tepetates, lo cual aparentemente hacía suponer la existencia de un frente de baja permeabilidad en el sitio. Asimismo, respecto a la zona centro norte, el perfil estratigráfico identificado presentó un espesor de arena mediana con

intercalaciones de gravilla, pero la profundidad de 6.5 m de instalación no fue suficiente para lograr captar lixiviado o agua de la zona vadosa. Finalmente, en la zona noreste el perfil también presentaba arenas medianas con intercalaciones de arcilla y limos, pero a diferencia de los anteriores perfiles, en este se presentaba una saturación del material a partir de los 5 m, lo que indicaba aproximadamente la confluencia de algunas láminas de agua y lixiviado en referida profundidad, logrando en este sitio una captación.

Con la información obtenida hasta aquellas fechas, se analizó y se tomó la decisión de realizar un monitoreo de los niveles de lixiviado correspondientes a los pozos de biogás ubicados en el interior del vertedero sanitario. Adicional a un monitoreo mensual realizado en referidos pozos, se amplió la campaña durante todo el año del 2004 e inicios del 2005, que corresponden a las actividades referidas en el tercer caso anteriormente mencionado. Esta actividad es frecuentemente recomendada para lograr correlacionar los efectos de las láminas de agua o posible presencia de un nivel freático, con los perfiles estratigráficos donde se pretenden analizar de una manera más detallada, las posiciones de un contaminante respecto del nivel de un pozo, que en este caso particular, corresponde a un *drive-point* y piezómetro.

La idea principal que se retoma de investigadores como Christensen, (2001); Molson, (2000); Sudiky, (1983); es la de monitorear aguas arriba (en dirección preferencial del flujo subterráneo), respecto de la posición de los *drive-points*, el comportamiento de los gradientes preferenciales de una pluma contaminante, con la finalidad de saber si existe una intercepción aguas abajo de un frente de lixiviado proveniente del vertedero y conocer la existencia de posibles influencias en la fluctuación de los niveles del lixiviado, debido a factores externos como son la precipitación, infiltración, porosidad existente en el domo del vertedero, existencia de pozos de extracción de lixiviado, etc.

La campaña de monitoreo se llevó a cabo a partir de noviembre del 2003 y terminó en marzo del 2005. Los periodos de monitoreo fueron mensuales, tomando en cuenta la existencia de una red de 18 pozos de biogás distribuidos uniformemente en toda la superficie y conociendo que, de acuerdo con el avance de acumulamiento de basura en

el domo superior del vertedero, se observaron tres niveles topográficos en la parte superior del mismo, por lo tanto, se decidió seleccionar un pozo de biogás representativo por cada nivel topográfico, con la característica de estar alineados con la supuesta dirección preferencial del flujo subterráneo, lo cual se conocía de anteriores proyectos de investigación. En este sentido, los pozos monitoreados y alineados en dirección noreste se ilustran en la figura 6.3, donde también aparecen los *drive-points* instalados en esta misma zona.

6.3.3. Caracterización estratigráfica del sitio de estudio

Un elemento importante que permite definir con mayor exactitud las condiciones de migración de una pluma de lixiviado a través de las zonas vadosa y saturada, es precisamente la consistencia de los perfiles estratigráficos, involucrando las características granulométricas y los correspondientes valores de conductividad hidráulica para los diferentes espesores de material.

Se recabaron algunos trabajos de geofísica anteriores a esta investigación y se logró definir de manera preliminar una estratigrafía del lugar. Se consiguieron los estudios de prospección geofísica que se realizaron por parte de la empresa operadora del vertedero municipal. La toma de decisiones favorable para realizar un estudio de geofísica adicional, involucró una prospección con un alcance de 7 m, determinando materiales afectados por lixiviado. El anterior estudio sugirió la realización de una prospección a profundidades mínimas de 25 m, lo cual se realizó posteriormente.

Se consideró necesario realizar un tercer estudio de geofísica, el cual se llevó a cabo con la participación de la Universidad del País Vasco y del CIRA, UAEM, aplicado en la zona noreste y en el límite territorial norte colindante con los terrenos de cultivo. Precisamente esta información ayudaría a confirmar la hipótesis de la existencia de un frente de avance de lixiviados, donde se presenta una dirección preferencial de los mismos, esto se debe a la presencia de materiales granulares que tienen una mayor permeabilidad.

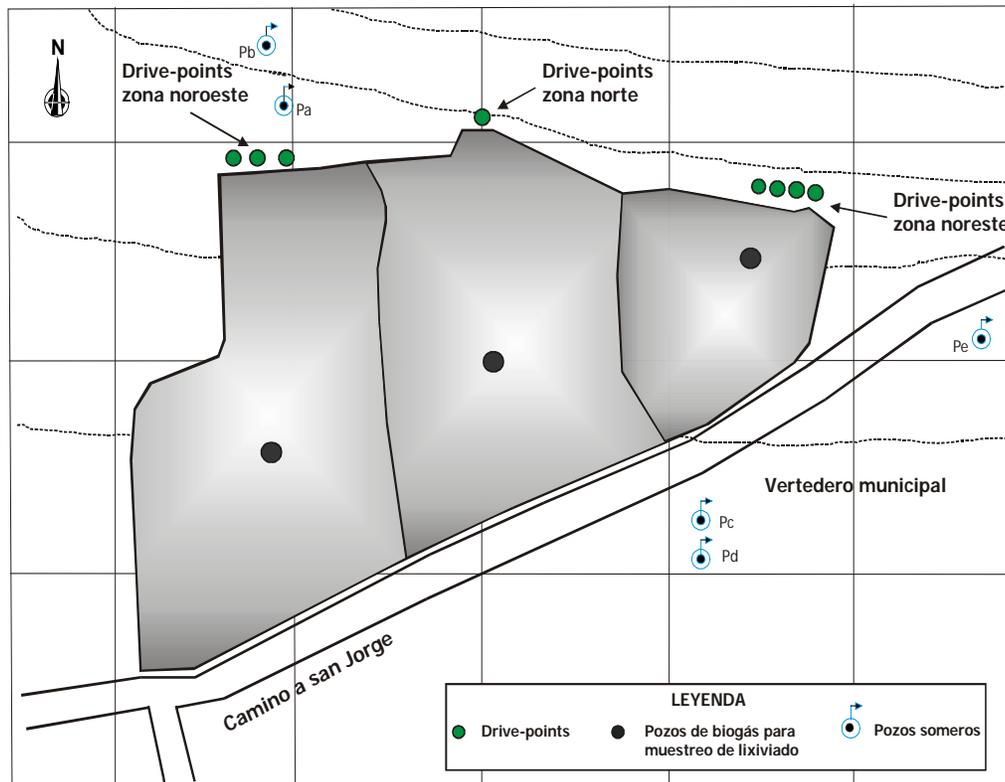


Figura 6.3. Ubicación de los pozos de biogás en el interior del vertedero, utilizados para el monitoreo del nivel de lixiviado y los sitios donde se utilizó el rotomartillo giratorio para la instalación de los drive-points.

Un complemento de la información anterior se obtuvo directamente de las perforaciones realizadas en la zona colindante del vertedero con el terreno de cultivo, con referidas perforaciones se obtuvieron muestras de la columna de suelo, extraídas a cada 0.6 m de profundidad. Con esta información se decidió realizar las pruebas de granulometría a las muestras de suelo que representaban las diferentes capas contenidas entre 0 y 28 m de profundidad, considerando la clasificación de suelos mediante la aplicación del triángulo de texturas que se presenta en la figura 6.4. En referidas perforaciones se instalaron los correspondientes piezómetros consistentes en una tubería de pvc sanitario con la implementación de un tramo de tubo ranurado destinado a recibir el agua captada a la profundidad especificada. Posterior a la instalación, se procedió a rellenar la cavidad ubicada entre la pared de la perforación y la pared de la tubería, utilizando gravilla de 6 mm de diámetro y confinado con un tapon superior de bentonita, con la finalidad de aislar el tubo rasurado de posibles aportes de agua provenientes de sitios ubicados por encima de las ranuras.

En la figura 6.5 se muestra un esquema de las condiciones de instalación de los piezómetros en las perforaciones referidas. Para los siete pozos perforados se considera elaborar las correspondientes curvas de granulometría (Lambe, 1984; Badillo, 1988, 1990, 1991) y calcular para cada valor de d_{10} , según la teoría de Hazen (Vukovic, 1992; Rhanda S., 2001), los correspondientes valores de conductividad hidráulica para las diferentes capas de material determinadas en cada perfil estratigráfico. Con los diferentes valores de la conductividad hidráulica, se construyeron los correspondientes perfiles que reflejan la fluctuación de los valores en función de la profundidad. Los análisis correspondientes de referidos perfiles se presentan en el próximo capítulo, solamente se consideró el resultado parcial del pozo 4, el cual está alineado en la dirección noreste y que permitió continuar con la perforación de los pozos 6 y 7, según se ilustra en la figura 6.6.

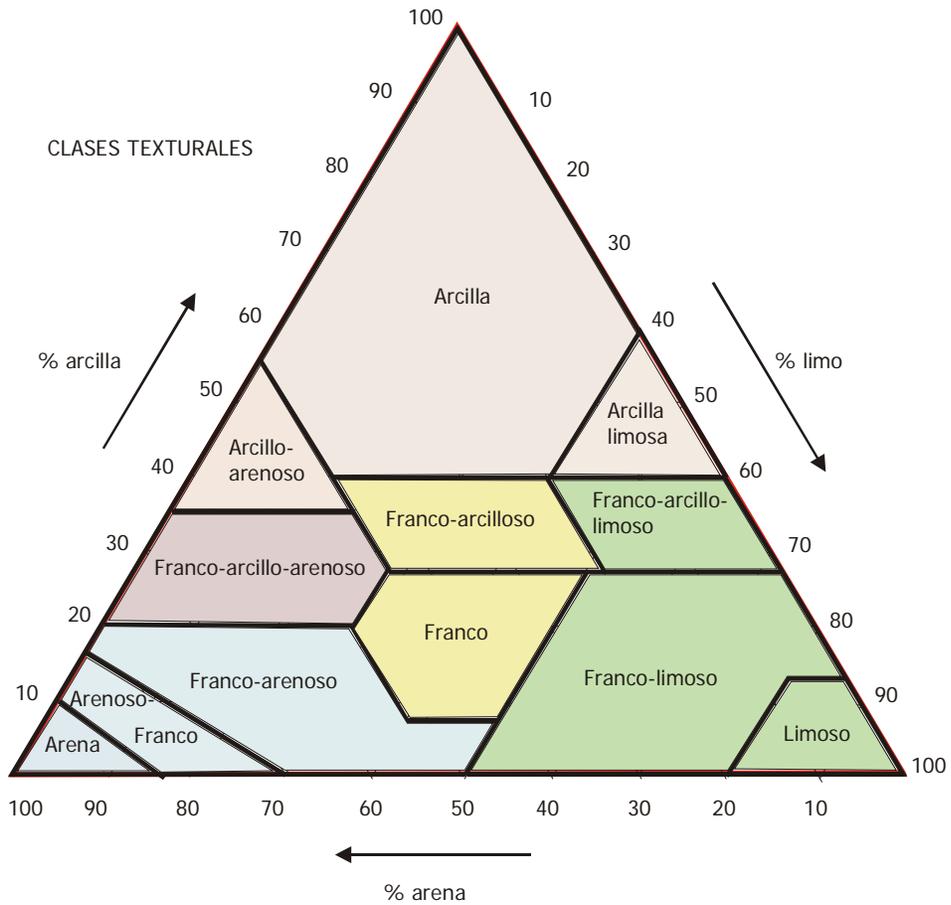


Figura 6.4. Triángulo de texturas aplicable según los porcentajes de arena, limo y arcilla obtenidos de las pruebas de granulometría.

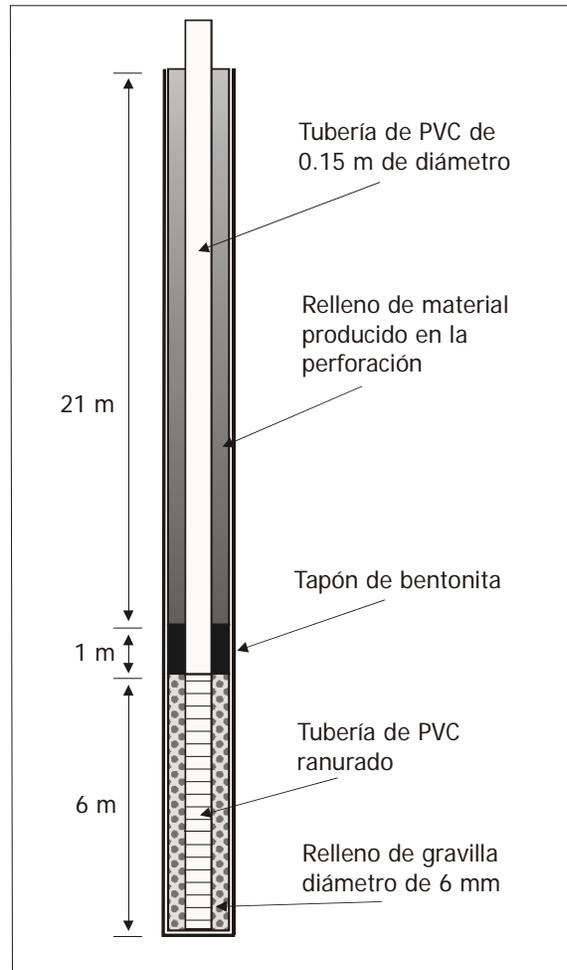


Figura 6.5. Esquema de las condiciones de instalación de los piezómetros en las perforaciones realizadas en la frontera norte y noreste del vertedero sanitario.

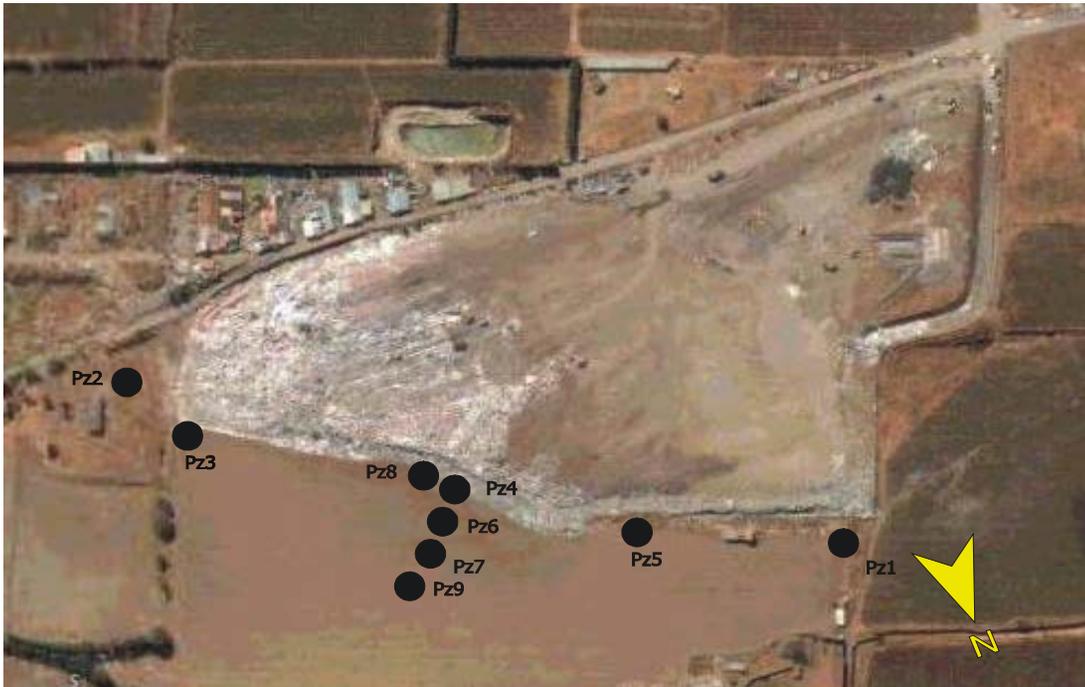


Figura 6.6. Ubicación de los pozos que se utilizaron para determinar la estratigrafía, granulometría y conductividad hidráulica. Nótese que el pozo 4 alineado en la parte central con los pozos 6 y 7, indica una posible ruta de migración del lixiviado.

6.3.4. Evaluación de la velocidad de filtración del agua superficial en la capa superior de suelo alrededor del vertedero municipal y en su interior

Durante el año de 2004, también se consideraron algunos factores que pudieron influir en el impacto ambiental que ocasiona la operación del vertedero de residuos sólidos de Metepec. Uno de los más importantes es la infiltración de agua de lluvia en el interior del vertedero y en los terrenos circundantes, por tal motivo se programó simultáneamente a las campañas de monitoreo de pozos de biogás e instalación de piezómetros y *drive-points*, la realización de una serie de pruebas de permeabilidad utilizando el permeámetro tipo *guelph* y un equipo de cilindros concéntricos. Cabe mencionar que este tipo de pruebas son indicativas de la velocidad de infiltración con carácter puntual, por lo que se decidió realizarlas en varios puntos ubicados dentro y fuera del vertedero. La finalidad de las pruebas de infiltración es conocer una tasa de infiltración base superficial (los primeros 0.5 m de profundidad) que indique las condiciones de recarga prevalecientes hacia la zona vadosa.

Se tomaron en cuenta dos temporadas para realizar este tipo de pruebas: en temporada de lluvias y estiaje. En la primera los tiempos de saturación de un suelo tienden a ser más cortos por tener un contenido de humedad natural mayor, debido a la humedad antecedente de las primeras precipitaciones. La temporada de estiaje se caracteriza por presentar un contenido de humedad reducido, indicando que existe un periodo de saturación del suelo más prolongado. La realización de estos trabajos de campo se presentan en dos mapas que indican los correspondientes valores de infiltración base para las temporadas de estiaje y lluvias; referidos mapas se presentan en el capítulo de resultados. En la figura 6.7 se muestran los sitios donde se realizaron las referidas pruebas de permeabilidad.

Es preciso mencionar que la aplicación del permeámetro tipo *guelph* fue limitada debido a que en algunos sitios donde en el inicio de la prueba, se requerían grandes cantidades de agua, por presentarse grandes valores de velocidad de infiltración que provocaban conflicto en la operación adecuada del equipo; por lo tanto, se decidió realizar las pruebas de infiltración, utilizando el permeámetro de cilindros concéntricos.

En cuanto a los valores de velocidad de infiltración base, en términos generales, se observaron valores lógicos en comparación con las dos etapas de trabajo, siendo ligeramente mayor el valor de la velocidad de infiltración base en la temporada de estiaje, posiblemente por un incremento en la pérdida de humedad en los meses secos. En cuanto a los tiempos de saturación determinados, un valor medio indicativo del sitio es de 2.5 horas, que es el tiempo suficiente para alcanzar la saturación máxima y el correspondiente valor de infiltración base (Aranda, 1989).

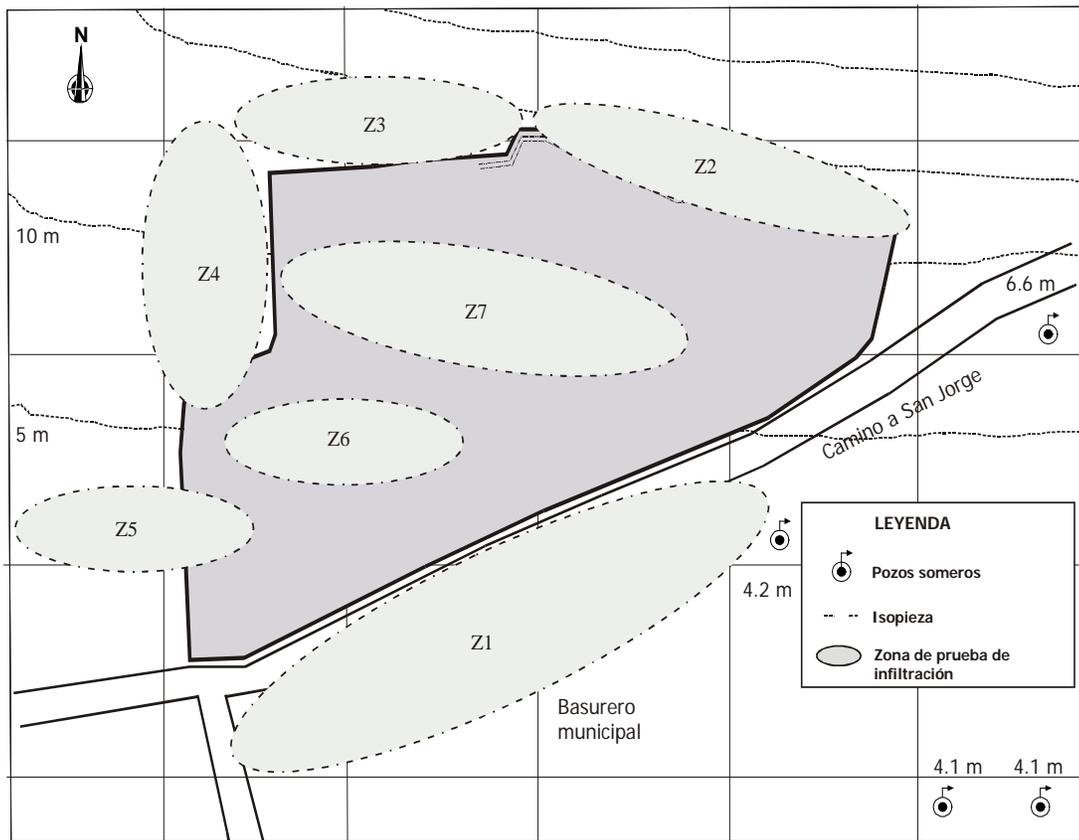


Figura 6.7. Ubicación de los sitios donde se realizaron las pruebas de infiltración utilizando el permeámetro de cilindros concéntricos, las zonas Z1, Z2, Z3, Z4 y Z5 corresponden a pruebas realizadas en el exterior del vertedero y las zonas Z6 y Z7 son ubicaciones en el interior del vertedero.

6.4 Caracterización química del lixiviado generado en el interior del vertedero sanitario

La atenuación natural como una alternativa de remediación a bajo costo en aguas subterráneas, es tema de análisis en el presente trabajo, así como los mecanismos preferenciales que pueden propiciar esta condición hidrogeológica. Muchos investigadores en el área se han interesado en realizar estudios relevantes en acuíferos que suelen estar contaminados por la migración de los lixiviados, generados en rellenos sanitarios, los cuales han sido operados por más de 30 años. Al respecto, investigaciones como las de Christensen y Kjeldsen (2001), Christensen y Bjerg (2000), Schirmer y Barker (1998), Lyngkilde y T. Christensen (1992), Bjerg y Christensen (1992) y Pedersen y Bjerg (1991); han marcado la pauta en diversos aspectos hidrogeológicos estrechamente vinculados con la atenuación natural y sus experiencias también han influido en la diversas ideas que se han materializado en trabajos de investigación realizados en todo el mundo.

Tomando en cuenta los acontecimientos anteriores, se decidió realizar un análisis respecto del tiempo, de las concentraciones de los componentes del lixiviado proveniente de los pozos de biogás ubicados en el interior del vertedero de Metepec, Estado de México. El análisis tomó en cuenta la selección de tres pozos de biogás representativos de la red, con la condicionante de conservar una alineación con la dirección preferencial del flujo subterráneo y del lixiviado; estos pozos, según la nomenclatura utilizada, fueron Pb5, Pb13 y Pb18. Las gráficas de resultados se muestran con su correspondiente análisis en el próximo capítulo.

Además de los trabajos realizados de manera periódica para revisar la fluctuación del nivel de lixiviado en los pozos de biogás anteriormente referidos, también se decidió realizar algunos muestreos de lixiviado, con la finalidad de conocer las características químicas más importantes que indiquen cuáles son los elementos contaminantes mayoritarios. Al respecto, diversas investigaciones se han realizado con metodologías similares y la caracterización química de los lixiviados es un paso determinante para conocer si, respecto al tiempo y el espacio, está sucediendo algún fenómeno que indique

un cambio en las concentraciones de los contaminantes. Por citar algunos trabajos de referencia, se tienen los de Christensen (2000, 2001), quienes han encontrado en los trabajos de monitoreo y muestreo en campo la herramienta más confiable para lograr determinar elementos que indiquen las condiciones de migración de un lixiviado y la existencia de posibilidades de atenuación natural de los contaminantes, en función de los cambios de las concentraciones respecto al espacio.

En el caso particular de este trabajo, se utilizaron metodologías similares a las anteriormente referidas. Se han realizado cuatro muestreos de lixiviado, el primero con características de preliminar, realizado con la finalidad de obtener tentativamente los parámetros químicos que serían los más recomendables de determinar en cada análisis químico, respaldado con información de investigaciones relacionadas con el tema. De acuerdo con los programas de actividades planteados en este trabajo, se realizó el primer muestreo en febrero del 2004. Las muestras obtenidas se enviaron para su correspondiente análisis químico, sabiendo de antemano que no se tenían concentraciones de BTEX (Benceno, Tolueno y Xileno), condición favorable para el sitio, debido a la complejidad de dichos compuestos para degradarse. Al respecto, existen diversos cuadros informativos donde se indican los intervalos de concentraciones de los principales componentes del lixiviado provenientes de rellenos sanitarios, tal es el caso de los valores concentrados de varias investigaciones que presentan Christensen y Kjeldsen (2001).

Lo anterior propició que a partir de ese primer muestreo, se tomaran en cuenta en cada análisis químico, la determinación de Benceno, Cloruros, Sulfatos, Amonio, Nitritos, Nitratos, Carbono Orgánico Disuelto, pH, DBO₅, DQO, conductividad eléctrica, además de aniones y cationes mayoritarios. Respecto a este muestreo, se realizó una selección de los pozos, los cuales se identificaron como Pb5, Pb8, Pb15, Pb17 y Pb18.

Para el segundo muestreo realizado en julio del 2004, se emplearon los pozos Pb5, Pb15 y Pb18. Asimismo en el tercer muestreo llevado a cabo en agosto del 2004, se utilizaron los pozos Pb5, Pb8, Pb15 y Pb18. En cada muestreo de pozos de biogás se consideró de

manera inicial el apagado de las chimeneas de combustión, con la finalidad de introducir en la tubería los muestreadores que permitieron obtener las muestras de dos litros por cada botella. Asimismo, se les determinó los correspondientes parámetros físico-químicos *in situ*, se mantuvieron en refrigeración y se enviaron al laboratorio para la realización de los análisis complementarios. Los resultados se presentarán en el capítulo posterior con su correspondiente análisis. La figura 6.8 muestra un mapa de distribuciones de los pozos de biogás utilizados en los cuatro muestreos, de manera no coincidente entre cada muestreo, debido a las limitaciones de disponibilidad de los pozos en el momento del requerimiento. En la misma figura se muestra la posición de algunos pozos someros ubicados en las cercanías del vertedero que también fueron muestreados para su correspondiente análisis químico y se identificaron con la nomenclatura Pa, Pb, Pc, Pd y Pe.

Con la realización del monitoreo de niveles de lixiviado en los pozos de biogás y lo correspondiente a las perforaciones realizadas hasta una profundidad de 28 m, identificados con la nomenclatura, Pz1, Pz2, Pz3, Pz4, Pz5, Pz6, Pz8 y Pz9; además del muestreo en los respectivos pozos, se identificó un frente de avance de lixiviado hacia los terrenos de cultivo, indicados por una salida constante de biogás en el pozo Pz4 y una más ligera en el pozo Pz3. Esta información permitió verificar la existencia de una zona de vulnerabilidad donde se manifiesta una evidente migración de lixiviado, identificada en la zona norte entre los pozos Pz3 y Pz4. Las anteriores condiciones se representan en la figura 7.5 del capítulo de resultados.

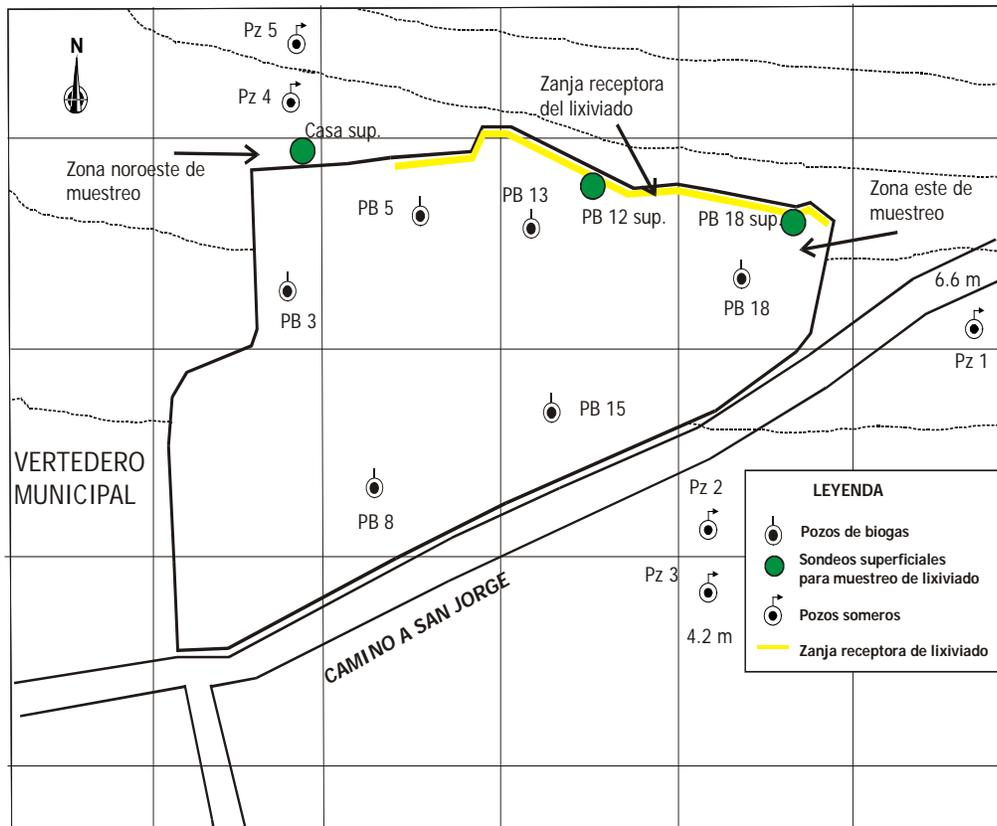


Figura 6.8. Ubicación de pozos de biogás, sondeos superficiales y pozos someros que se consideraron para realizar la campaña de monitoreo de lixiviado, aguas subterráneas y los correspondientes muestreos para su posterior análisis químico.

La profundidad del nivel freático no estaba plenamente definida y había sospecha de que la pluma de lixiviado había avanzado profundidades mayores a los 30 m, por lo tanto, en mayo del 2006 se realizó una perforación adicional hasta una profundidad de 75 m identificada como Pz9 y se verificó la profundidad exacta del nivel freático y sus condiciones de contaminación; asimismo, se decidió realizar un muestreo final en junio del 2006, involucrando los pozos de biogás Pb1, Pb3, Pb6, Pb8, Pb12, Pb13, Pb15, Pb17, Pb18 y Pb19; ubicados en la figura 6.7., además de los pozos de muestreo de lixiviado (perforaciones hasta 28 m de profundidad) Pz1, Pz5, Pz7, Pz8 y Pz9; ubicados en la figura 6.9. Los pozos someros no se consideraron en este muestreo, pues no tienen influencia en el transporte de contaminantes del vertedero hacia el acuífero. En el cuadro 6.1 se muestra de manera resumida la utilización de los pozos de biogás, someros y de profundidad 28 m en cada muestreo programado.

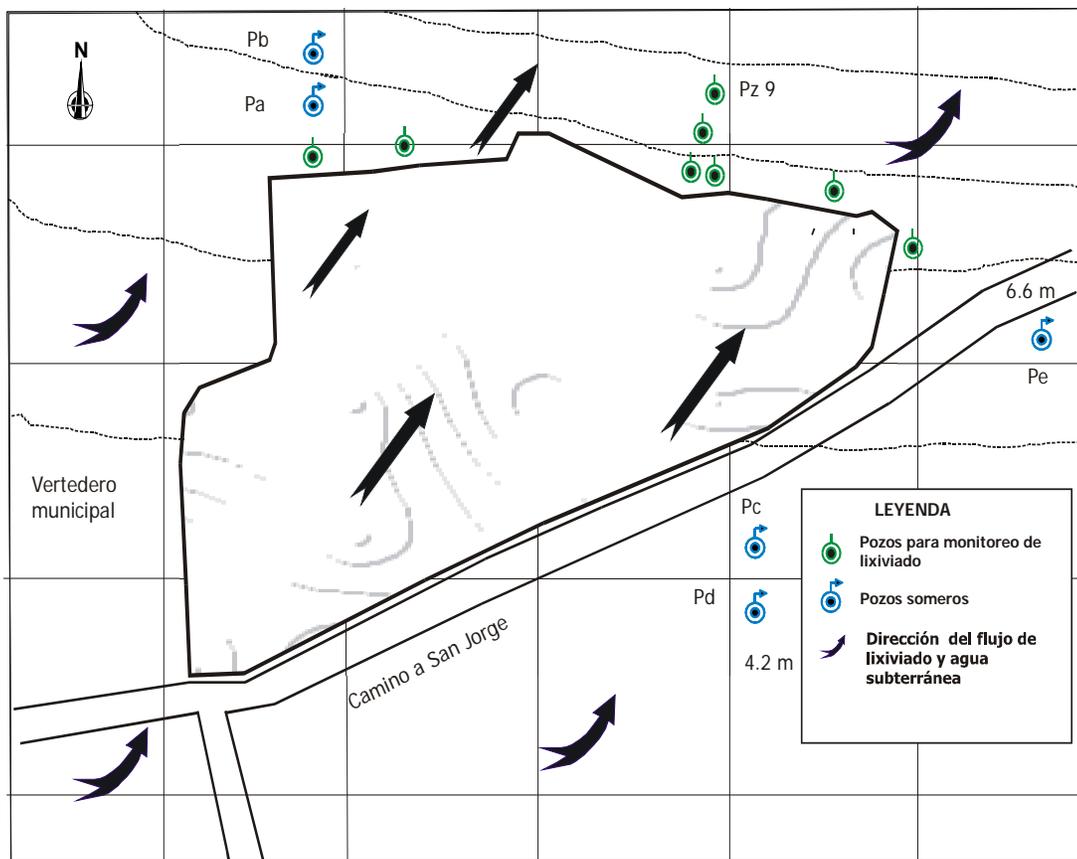


Figura 6.9. Ubicación de las perforaciones realizadas en la frontera norte del vertedero, algunos de estos alineados con la dirección preferencial del flujo subterráneo.

Cuadro 6.1. Cuadro resumen de los pozos utilizados en las diferentes fechas de muestreo de lixiviado.

Tipo de pozo	Muestreos realizados en orden cronológico				
	Preliminar 15/11/2003.	Febrero del 2004	Julio del 2004	Agosto del 2004	Junio del 2006
Pozos someros					
Pa	√				
Pb	√				
Pc	√				
Pd	√				
Pe	√				
Pozos de biogás					
Pb1					√
Pb3					√
Pb5		√	√	√	
Pb8		√		√	√
Pb12					√
Pb13	√				√
Pb15		√	√	√	√
Pb17		√			√
Pb18	√	√	√	√	√
Pb19					√
Perforaciones de 28 m de profundidad para muestreo de lixiviado					
Pz5					√
Pz7					√
Pz8					√
Pz9					√

6.5 Modelación de flujo y transporte de contaminantes

6.5.1 Implementación del modelo conceptual

En la totalidad de los trabajos de modelación de flujo y transporte de contaminantes donde se pretenden evaluar los escenarios hidrogeológicos de interés, se requiere de información básica que en términos generales es lo que constituye un **modelo conceptual** de la zona de estudio. La cantidad y calidad de la información disponible para lograr implementarlo adecuadamente, reflejará la calidad de la información obtenida en los resultados de calibración del modelo, además, de los resultados propios de la modelación y simulación.

Por lo anterior, los trabajos de implementación del modelo conceptual están respaldados por los resultados de trabajos de campo y de laboratorio obtenidos, considerando los elementos básicos influyentes en la zona de estudio, correspondientes al vertedero ubicado en el municipio de Metepec, Estado de México. El escenario considera que en la zona de estudio, se localiza un vertedero sanitario el cual carece de infraestructura básica para la protección de la filtración de lixiviados hacia las zonas no saturada y saturada. Asimismo, en los primeros años de operación, no existían actividades de ordenamiento al realizar las deposiciones, acomodo y estructuración de celdas de residuos sólidos, condición básica que, al menos en los rellenos sanitarios tradicionales de cierta seguridad estructural es requerida.

En la figura 6.10 se muestra un esquema de los elementos utilizados para obtener la información de campo, ubicación de pozos someros, de extracción de agua subterránea para suministro, configuración del vertedero, asimismo, la dirección del flujo subterráneo en el sitio. Estos resultados permitieron realizar la implementación del modelo conceptual, el cual está constituido por los elementos mostrados en el cuadro 6.2.

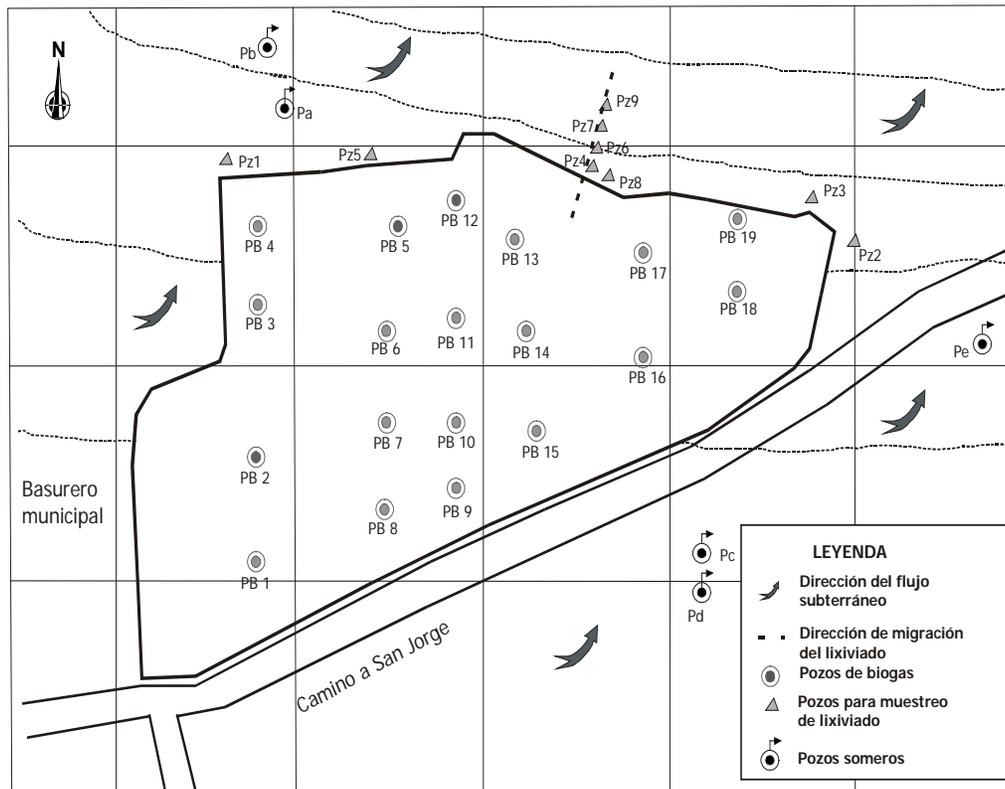


Figura 6.10. Ubicación de los elementos utilizados como herramienta para la obtención de la información de campo, muestreos y parámetros de laboratorio, incorporados al conjunto de datos manejados en el modelo conceptual.

Cabe mencionar que el bombeo rige un importante cambio del gradiente del flujo subterráneo a partir del año 1982, año en el cual se inician los trabajos de bombeo y se inicia la perturbación hidrodinámica del acuífero.

En el capítulo correspondiente a resultados se presentan los espesores definidos y el respectivo tipo de material que se utilizó como elementos del modelo conceptual y se declaró información de entrada al modelo “Visual Modflow”.

Elementos complementarios al modelo conceptual son los perfiles estratigráficos obtenidos de los trabajos de campo y de estudios de geofísica. El tipo de material y los correspondientes espesores, asimismo, los propios valores de conductividad hidráulica por capa, se presentan en el capítulo de resultados. Se incorporaron los correspondientes valores de dispersividad para cada capa que oscilaron entre 1 y 8 de acuerdo con las gráficas de Gelhar, referidas por Zheng (1995), las cuales están en función de la longitud máxima de la pluma contaminante, según observaciones de campo y resultados de numerosos ensayos.

Los coeficientes de almacenamiento específico (S_s), aplicados a la correspondiente estratigrafía y que forman parte de los datos del modelo conceptual, oscilan para arenas delgadas y medias de 0.001 hasta 0.00049 (1/m); en arenas gruesas se presentan valores que oscilan entre 0.0002 hasta 0.00013 (1/m); de igual forma para gravas y arenas gruesas se tienen valores de 0.0001 hasta 0.000049 (1/m), según Anderson y Woessner (1992) y Domenico (1990).

El dominio físico se dimensionó con 1300 m en dirección de Oriente a Poniente y 1650 m en dirección de Sur a Norte, configurándose una malla de modelación de 52 columnas, 66 renglones y 8 capas que integran una profundidad máxima de 150 m y una ubicación del nivel freático hasta una profundidad de 52 m. En el capítulo de resultados se muestra un esquema de la malla confeccionada, lo cual permitió ubicar los valores de los diferentes parámetros, condiciones iniciales y de frontera aplicados a los trabajos de modelación de flujo y transporte de contaminantes.

Cuadro 6.2. *Presentación de la información básica que permitió definir el modelo conceptual definitivo.*

Elemento	Rango de valores de aplicación
Precipitación	750 – 785 mm/año
Evaporación	225 – 245 mm/año
Evaporación en el vertedero	330 – 350 mm/año
Profundidad del nivel freático	52.0 m
Dirección del flujo subterráneo	Suroeste – noreste
Orientación del gradiente de lixiviado	Noreste
Pozos de extracción involucrados	2
Tasa de extracción	35 - 60 L/s
Estratigrafía	8 capas (0 – 150 m)
Componentes mayoritarios del lixiviado	Amonio, sulfatos, nitratos, nitritos, cloruros, hierro
Físico-químicos relevantes	pH, carbono orgánico disuelto, oxígeno disuelto

6.5.2 Calibración de la modelación de flujo subterráneo en condiciones estacionarias.

A partir del año 1980 hasta el 2005, se definen dos periodos de modelación factibles: el estacionario, constituido por un año (1980), el cuál fue el último que presenta ausencia de perturbaciones hidrodinámicas en el interior del acuífero debido a la inexistencia de bombeo y recarga puntual importante; lo anterior permitió establecer las condiciones naturales de fluctuación del flujo subterráneo estacionario, calibrándose mediante los ensayos de aplicación del software Visual Modflow. Asimismo, se identificaron los periodos para la condición de flujo transitorio, considerando periodos divididos cada cinco años, calibrados con las piezometrías determinadas bajo las mismas condiciones; todo esto considera la dinámica de un acuífero regional, correspondiente al localizado en el Valle de Toluca, Sultan (2001).

Los correspondientes resultados de la calibración, se presentan considerando valores aceptables, manejados como la relación de carga piezométrica observada contra carga piezométrica calculada, considerando una franja mínima de aproximación del 95 %; los correspondientes resultados se presentan en el capítulo siguiente.

6.5.3 Calibración de flujo y transporte (difusión y advección) en condiciones transitorias, utilizando cloruros como elemento traza.

En esta etapa los periodos de calibración considerados fueron: de 1981 a 1985; 1986 a 1990; 1991 a 1995; 1996 a 2000 y 2001 a 2005. Este último periodo corresponde a la calibración, comparando las concentraciones modeladas con las concentraciones observadas. También se realizaron los trabajos de simulación de flujo y transporte con cloruros bajo las mismas condiciones del caso de calibración, considerando el caso más desfavorable de operación del vertedero, que implica mantener constantes las concentraciones de incorporación al acuífero. Los periodos fueron de 2006 a 2010 y 2011 a 2015. Algunos trabajos que consideran a los cloruros como elemento trazador en la evaluación extrema del desplazamiento de una pluma contaminante, son por ejemplo, los presentados por Brun (2002), Christensen (2001), Christensen (2000), Frind y

Molson (1999) y Engesgaard (1996). Los correspondientes resultados se ilustran en el próximo capítulo.

6.5.4 Modelación de flujo y transporte considerando los procesos de difusión, advección y sorción (isotermas lineal, de Freundlich y de Langmuir)

El proceso de sorción (adsorción) resulta ser uno de los procesos más efectivos para remover compuestos de peso molecular alto, pues se refiere al proceso de transferencia de masa entre los contaminantes disueltos en el agua subterránea (fase en solución) y los contaminantes adsorbidos en un medio poroso (fase sólida), dependiendo el tipo de adsorbente. Por lo tanto, este proceso se ha evaluado para las condiciones de modelación en el acuífero, Zheng (1995). Se aplicaron las isotermas lineal, de Freundlich y de Langmuir, la implementación de los trabajos de modelación implicaron la estimación de las correspondientes constantes y exponentes para cada isoterma.

La isoterma lineal definida como $S = K_d C$, donde K_d se define como un coeficiente de distribución que está asociado en un factor de retardación utilizado en el software MT3D99. Al respecto, la literatura especializada y trabajos de investigación presentados por Moreno (1996) y Zheng (1995), indican la determinación del coeficiente de distribución definido como:

$$K_d = f_{oc} K_{oc}, \quad 1)$$

Donde

$$F_{oc} = 0.000152 \text{ (1/mg/l)}.$$

$$K_{oc} = 0.000063.$$

$$K_d = 0.000000009 \text{ (1/mg/l)}.$$

Asimismo, para la isoterma de Freundlich definida como $S = K_f C^a$, se definieron los valores.

$$K_f = 0.000000009 \text{ (1/mg/l)}.$$

$a = 0.9$, para una isoterma no lineal.

La isoterma de Langmuir, la cual se define como:

$$S = K_1RC / (1 + K_1C) \quad 2)$$

Tiene comportamiento similar a la isoterma de Freundlich en escala logarítmica Ritz (1986), por lo tanto, se representó gráficamente la isoterma de Freundlich y los coeficientes de la ecuación graficada; se utilizaron para representar la isoterma de Langmuir y deducir los parámetros correspondientes a esta isoterma. Lo anterior se realizó, debido a que sólo se tienen datos para medios adsorbentes a base de carbón activado, difiriendo en mucho para medios acuosos donde el adsorbente es en el mejor de los casos una arena arcillosa. Con referidos ajustes, los parámetros determinados son los siguientes:

$$R = 0.0002$$

$$K_1 = 0.0000816$$

Con esta información se realizaron los correspondientes trabajos de modelación y simulación para los periodos de transporte mencionados con anterioridad y presentados en el capítulo de resultados.

6.5.5 Modelación de flujo y transporte considerando los procesos de difusión, advección, sorción (isotermas lineal, Freundlich y Langmuir) y biodegradación (cinética de Monod).

El agua subterránea contaminada por lixiviados provenientes de un vertedero de residuos sólidos, aporta determinados compuestos orgánicos, como es el caso del vertedero de Metepec. Por lo tanto, la determinación del carbono orgánico proporciona una indicación precisa sobre los compuestos orgánicos fijos o volátiles, naturales o de síntesis (Rodier, 1998). El interés de conocer el valor de este parámetro es importante por el seguimiento que se puede realizar a la evolución de una contaminación orgánica en los medios acuosos. Precisamente este tipo de escenario es el que se presenta en el acuífero subyacente al vertedero de Metepec, considerando la iniciativa de evaluar el

proceso de biodegradación utilizando la cinética de Monod, como un mecanismo factible de atenuación natural, además de la advección, difusión y sorción.

Los trabajos de simulación de flujo y transporte de contaminantes, incorporando la cinética referida, se llevaron a cabo para un periodo inicial 2005 -2006 y dos periodos adicionales, 2006 -2010 y 2011 – 2015. Para cada periodo se trabajó con tres escenarios físicos del vertedero, correspondiendo a **incorporación constante de concentraciones de la masa contaminante (caso más desfavorable), reducción de las concentraciones de la masa hasta el 25 % y la reducción total de la recarga de concentraciones (el vertedero es impermeabilizado definitivamente)**. En función de los trabajos de calibración del proceso de transporte, aplicado para el año de calibración 2005, se asumió el empleo de los parámetros que representan el crecimiento bacteriano. Según la cinética de Monod, tomando en cuenta que un acuífero es un escenario en el que no se pueden controlar parámetros de cinética, sólo se puede proponer valores en función de las condiciones ambientales y físico-químicas.

Por lo tanto, el crecimiento bacteriano en condiciones naturales está limitado por la disponibilidad de oxígeno, que en este caso se consideró como el principal elemento aceptador de electrones en el proceso de reacción, donde se involucra la oxidación de la fuente de carbono como substrato primario para la producción de biomasa, obteniéndose la fuente de energía para el metabolismo microbiano, precisamente, según la disponibilidad del oxígeno. Bajo estas condiciones se realizaron los trabajos de simulación, aplicando el modelo MT3D99.

La figura 6.11 muestra un esquema de las opciones de simulación realizadas para tres escenarios físicos y tres combinaciones de parámetros de la cinética de Monod, obtenidos después de una serie de simulaciones y verificaciones de su consistencia con la respuesta lógica de las condiciones de atenuación natural en un acuífero, tomando como referencia del cambio de concentraciones respecto a la distancia, el eje central de la configuración de la pluma contaminante en el momento de calibración de parámetros de transporte para el año 2005.

FIGURA 6.11

Figura 6.12

El esquema de la figura 6.12 muestra la línea de referencia y los puntos de verificación del cambio de concentraciones respecto a la distancia y al tiempo, condiciones que ilustran las características de la capacidad de atenuación natural que se presenta en cada periodo de tiempo.

La decisión de considerar los esquemas de simulación anteriormente descritos, es debido a la naturaleza de la composición química del lixiviado, la cual presenta típicamente componentes indicativos de la actividad permanente de descomposición de la materia orgánica, desde su formación en el interior de los espesores de residuos sólidos, hasta su paso a través de los diferentes estratos subyacentes a la base del vertedero y finalmente, en su trayectoria una vez incorporada la pluma de lixiviado en el acuífero. El anterior proceso fue acondicionado a la respuesta del software MT3D99, el cual, considera referida aplicación.

Tomando en cuenta algunos resultados de trabajos de investigación realizados en la Universidad Técnica de Dinamarca, tales como los de Hansen (2003), Torang (2003), Charlotte (2002), Suthersan (2002), Brun (2002) y Álvarez (2006), se determinaron los correspondientes valores de constantes y parámetros requeridos para modelar y simular el proceso de biodegradación. El grupo de parámetros empleados para la cinética de Monod, considera un rango para la constante de saturación media ($K_{s-1/2}$), que según Hansen (2003) oscila entre 0.025 y 1.0, utilizando un valor conservador de 0.2 para este tipo de escenario y en función de la respuesta de los otros parámetros empleados. Este parámetro representa la concentración del sustrato para la cual la tasa de utilización del mismo por unidad de peso de microorganismos, es la mitad de la tasa máxima.

El software MT3D99 maneja en conjunto los parámetros de concentración del sustrato que rodea los microorganismos y la tasa máxima de utilización del sustrato por unidad de peso de los microorganismos, como un producto, definido como $C_m \cdot K_{grow}$ y para el caso de este trabajo se emplearon valores referidos a un rango que según Hansen (2003), oscilan entre 0.008 y 0.05 d^{-1} para K_{grow} y 0.1 a 1.0 mg/l para C_m . El grupo de

simulaciones realizadas implicó el empleo de valores de $C_m \cdot K_{grow}$ de 0.008, 0.06 y 0.1 y se mantuvo en 0.20 mg/l para $K_s^{-1/2}$.

La disponibilidad de oxígeno se considera limitada y se asume que en los resultados obtenidos al hacer variar los parámetros que involucran mayor disponibilidad de éste, existe de manera natural o mediante alguna técnica de suministro hacia el acuífero. Por ejemplo, alguna técnica de bioventeo aplicable en diferentes técnicas de remediación, tales condiciones implican inversión de recursos económicos, tecnológicos y humanos que para propósitos de este trabajo se pretende mostrar las alternativas más reales, haciendo referencia de las condiciones para alternativas más costosas pero efectivas. En el próximo capítulo se ofrece un análisis de los correspondientes resultados obtenidos.

6.5.6. Evaluación de los tiempos de remediación asociados con la atenuación natural simulada

Según Chapelle (2003), el tiempo de remediación está formulado por tres componentes interactivos: distancia de estabilización de la pluma contaminante, la cual se obtiene a partir de la distancia cuando la tasa de concentración tiene un comportamiento constante y el tiempo de estabilización, el que se aplica al momento de determinar una tasa constante de concentración en una pluma contaminante; ambos parámetros se obtuvieron para un escenario que considera un eje central de la pluma de contaminación, en el cual se evalúa distancia de estabilización y tiempo de estabilización. Finalmente para estas condiciones de evaluación, se determinó el tiempo de remediación definido como:

$$T_{\text{remediación}} = (M_0 - M_{\text{permisible}}) / R_{\text{na}} \quad 3)$$

Donde

M_0 = masa inicial del contaminante.

$M_{\text{permisible}}$ = masa del contaminante permisible por las normas regulatorias.

R_{na} = tasa de contaminante destruida o transformada por procesos de atenuación natural.

Los anteriores cálculos dieron lugar a evaluar la capacidad de atenuación natural en el lugar, la cual está en función de la dispersión hidrodinámica (D), la tasa constante de biodegradación (k) y la velocidad del agua subterránea en el medio poroso (v). Expresado como:

$$- (- v + (v^2 + 4Dk)^{1/2}) / 2D \quad 4)$$

La expresión anterior permite determinar la capacidad de disminución de un contaminante en un acuífero, por unidad de longitud, a través de la trayectoria seleccionada dentro de la pluma del contaminante.

Los resultados se muestran en el próximo capítulo y se considera también esquemas envolventes para estimar gráficamente las mejores condiciones de capacidad de atenuación natural, tiempo de estabilización, distancia de estabilización y tiempo de remediación.

Análisis y presentación de resultados

7.1 Introducción

Los mecanismos de atenuación natural de una pluma de contaminante difieren de un sitio a otro dentro de un mismo escenario hidrogeológico, por lo tanto, la evaluación de la influencia de cada uno, dependerá de las condiciones físicas, geológicas y químicas prevalecientes en cada sitio. En los próximos párrafos se detallarán los resultados obtenidos principalmente en lo que se designó sitio de interacción entre una pluma contaminante y el flujo subterráneo de un acuífero. Se mostrarán los datos mínimos necesarios para establecer en forma aceptable un modelo conceptual aplicado a los trabajos de modelación y simulación de flujo y transporte de contaminantes, siendo la base de los resultados la configuración y desplazamiento de una pluma contaminante, asociado a los impulsos externos como son: bombeo para extracción, recarga superficial, evaporación, así como las diversas propiedades del medio poroso y acuoso que requiere un modelo de simulación, para ofrecer una respuesta aceptable.

7.2 Fluctuación de los niveles de lixiviado según los trabajos de monitoreo

Los trabajos de monitoreo y trabajo de campo se enfocaron en tres aspectos principales: el primero considera la comprensión de las condiciones del desplazamiento del biogás, en función de las direcciones preferenciales del viento y las velocidades máximas predominantes. Como resultado principal se determinaron tres zonas de influencia del desplazamiento de biogás, mismas que se indican en la figura 7.1. Los correspondientes valores de velocidades y condiciones de desplazamiento de ilustran en el cuadro 7.1, para los periodos de monitoreo del 9 de octubre del 2004 hasta el 30 de enero del 2005. En este apartado se presenta a manera de ejemplo, el cuadro correspondiente a la fecha del 9 de octubre del 2004 en el turno matutino, el complemento de la información se presenta en el anexo 1.

El segundo se refiere a la instalación de dispositivos especiales para el muestreo de lixiviado, se consideraron tres zonas: la Noroeste, la Norte y la Noreste. La zona Noroeste, en la cuál se instalaron tres dispositivos hasta una profundidad de 12 m de profundidad, se observó la escasa presencia de humedad por lixiviado; por lo anterior, esta zona se descartó como ruta probable de desplazamiento de lixiviado. La segunda zona seleccionada es la Norte, donde se instalaron dos dispositivos, detectando presencia de lixiviado hasta una profundidad de 4.5 m, pero solamente representaba la presencia de un escurrimiento puntual configurado como una lámina de lixiviado de escasos 0.50 m, por lo tanto, se determinó que en esta zona el desplazamiento de lixiviado se puede presentar en profundidades mayores a los 7 m, es preciso mencionar las perforaciones manuales realizadas en esta zona se limitaron en profundidad por la presencia de un frente arenoso que provocaba el derrumbe de las paredes y obstaculizaba continuar a profundidades mayores a 6.0 m.

En la zona Noreste se realizaron cuatro instalaciones de dispositivos de muestreo hasta profundidades de 7.0 m, profundidad en la cual se detectó un flujo abundante de lixiviado, correspondiendo lo que en teoría podría coincidir con la dirección del flujo subterráneo en la zona de estudio

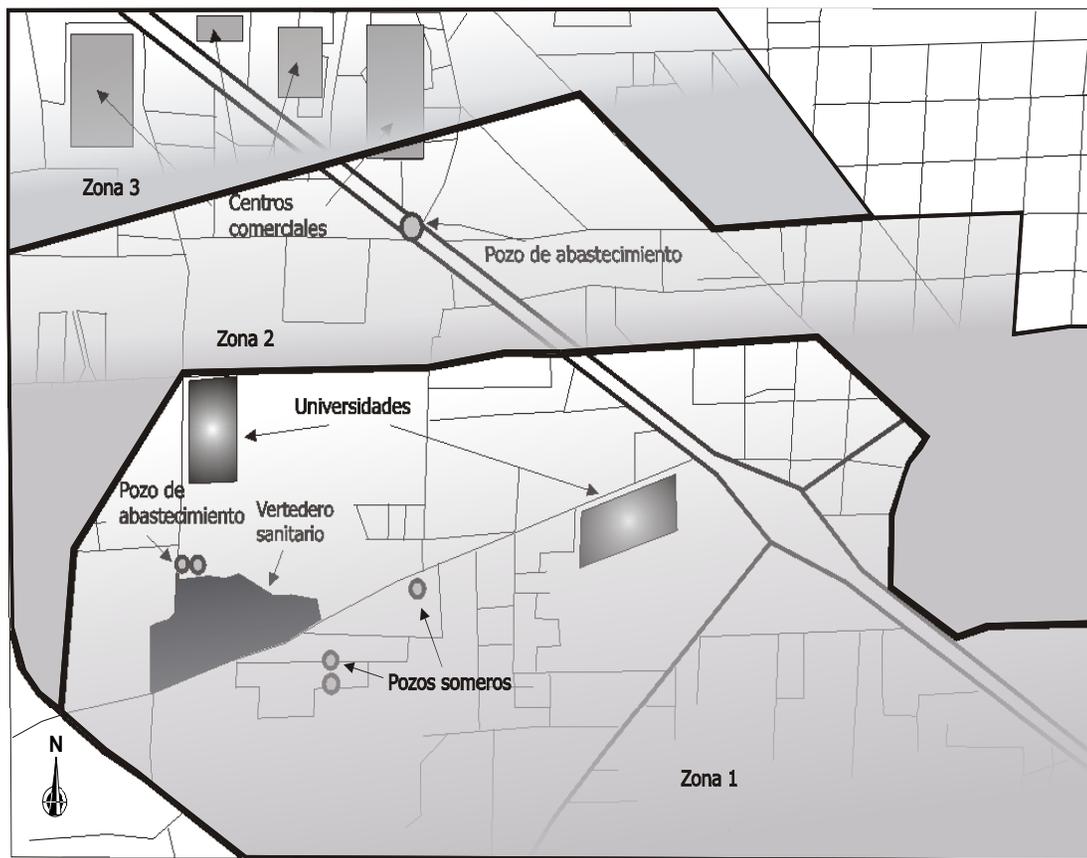


Figura 7.1. Ubicación de las tres zonas identificadas, donde se aprecia un cambio en la intensidad de desplazamiento de biogás, en función de la velocidad y dirección del viento.

Estos resultados considerados preliminares a recomendación de expertos en geofísica, fueron complementados con estudios de prospección geofísica, de lo que posteriormente se presentarán resultados. Por lo anterior, la figura 7.2 muestra las zonas donde se realizaron los primeros monitoreos del desplazamiento del lixiviado.

El tercer aspecto se refiere a la medición periódica de niveles estáticos de lixiviado, correspondientes a los pozos de combustión de biogás ubicados de manera uniforme en la superficie del vertedero, así como, la realización del correspondiente muestreo y análisis químico. Al respecto, se tiene una tendencia estable del lixiviado en tres niveles topográficos considerados, sin embargo, en los meses de lluvias se hace presente un factor externo que influye en la hidrodinámica del lixiviado ubicado en el interior del espesor superior del vertedero y se refiere a la importante infiltración de agua pluvial que encuentra diversidad de trayectorias entre la heterogeneidad de los acomodos de los residuos sólidos depositados, representando una conformación de matriz de poros no uniforme, presente en todo el estrato del vertedero.

Cuadro 7.1. *Condiciones de detección de biogás y su correspondiente dirección horaria, para las diversas zonas de monitoreo.*

Monitoreo de los desplazamientos de biogás en horarios matutino y vespertino							
Ubicación	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás (zona)	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás (zona)	Fecha
S1		NE	1		E	1	10/09/04
S2		E	1		E	1	10/09/04
S3		NE	1		NE	1	10/09/04
S4		SW	2		SW	2	10/09/04
S5		NW	1		N	1	10/09/04
S6		NE	1		NE	1	10/09/04
S7		N	2		E	2	10/09/04
S8		NE	3		SE	3	10/09/04
S9		SE	3		SE	3	10/09/04
S10		NE	2		E	2	10/09/04
S11		NE	1		NE	1	10/09/04
S12		E	2		E	2	10/09/04
S13		NE	1		E	1	10/09/04
S14		E	3		E	3	10/09/04
S15		E	2		NE	2	10/09/04
S16		SE	1		SE	1	10/09/04

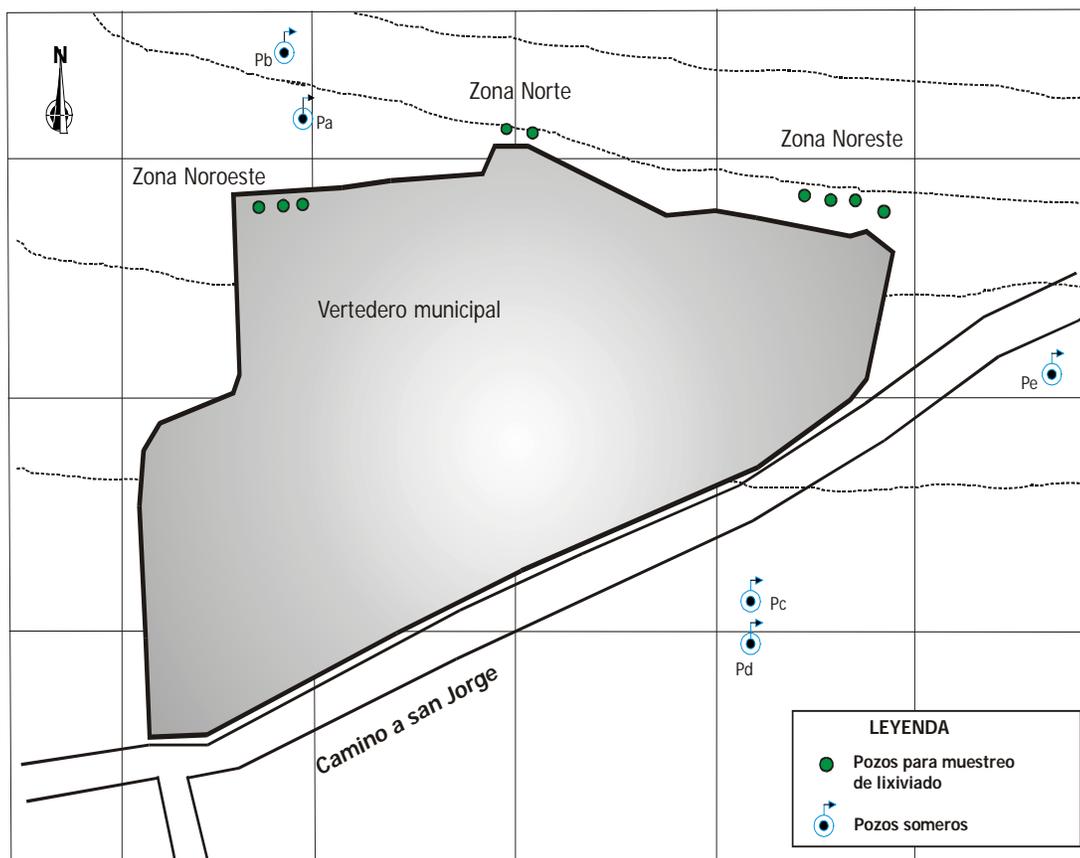


Figura 7.2 Mapa de ubicación de los sitios donde se instalaron los dispositivos de muestreo de lixiviado en la zona frontera del vertedero.

Precisamente este aspecto genera salidas repentinas de lixiviado a través de los taludes del vertedero, presentándose en ocasiones el colapsamiento del talud. Lo anterior genera como consecuencia, un desequilibrio del nivel estático en los pozos de combustión de biogás seleccionados (uno por cada nivel topográfico), identificándose un abatimiento apreciable de los niveles para los meses de junio, julio, agosto y septiembre, según se aprecia en la figura 7.3.

7.3 Perfil de estratigrafía general del sitio de estudio

De acuerdo con el estudio de Morsa Construcciones S. A. de C. V. (2003), se presentan cinco unidades geofísicas que llegan en algunos puntos a comprender hasta los 150 m de profundidad. La unidad geofísica 1 que inicia a partir de la superficie, comprende un espesor aproximado de 25 m constituido por material fino de acarreo, tipo arcillo – limoso.

La unidad geofísica 2 llega a tener hasta un espesor de 150 m y en algunos sitios inicia a partir de las superficie y está compuesto por material arcillo – limoso afectado por lixiviados de residuos sólidos. Referente a la unidad geofísica 3 tiene un espesor indeterminado, se localiza a los 74 m de profundidad y está compuesta de material arenoso - arcilloso parcialmente saturado.

La unidad geofísica 4, presenta un espesor indeterminado y se llega a encontrar en algunos puntos a partir de los 50 m de profundidad y está constituido por tobas volcánicas con alternancias de material arcillo–arenoso. Finalmente, la unidad geofísica 5 tienen un espesor indeterminado y está compuesta hasta los 90 m por material areno – arcilloso.

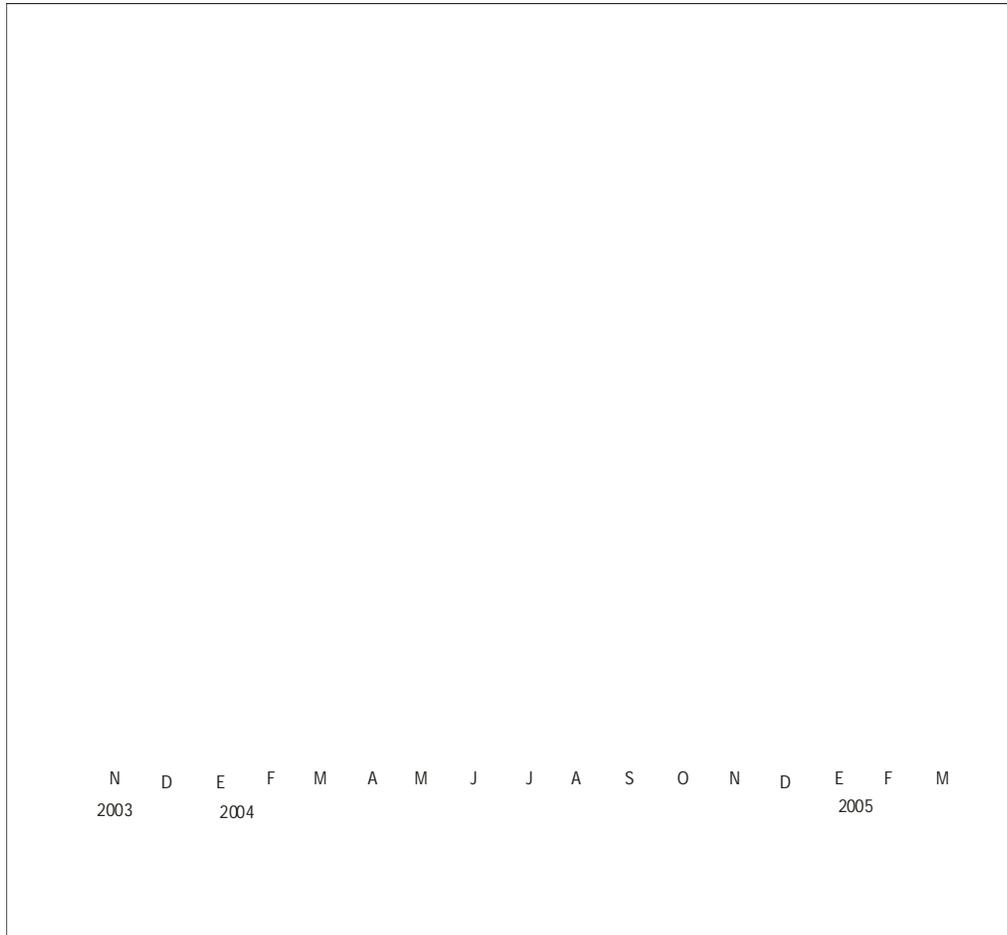


Figura 7.3 *Ilustración de la fluctuación de los niveles observados en los pozos de combustión de biogás seleccionados como representativos de cada nivel topográfico existente en las fechas del monitoreo.*

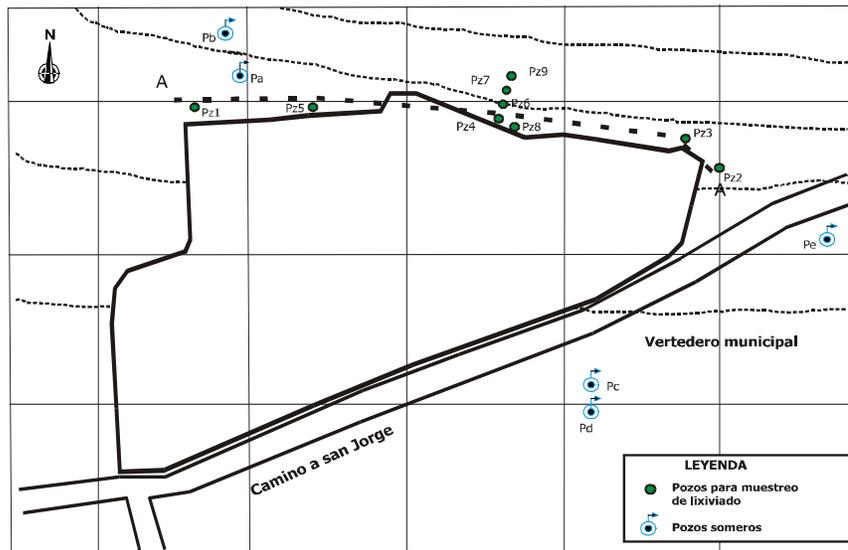
La anterior información refleja un esquema de la estratigrafía hasta los 150 m, sin embargo, estas condiciones solamente prevalecen en las zonas Sur, Sureste, Suroeste, Noroeste y parcialmente en la Noreste. La compañía Geofísica y Perforaciones del Medio Ambiente S. C., (2003); realizó una prospectiva geofísica, indicando un alcance de 7 m de prospección, determinando materiales afectados por lixiviado. En términos generales, se identifican en el domo a nivel de terreno de cultivo: arcillas limosas con intercalaciones de basura y arenas altamente compactadas. Referido estudio sugirió, debido a la presencia de la interferencia de los lixiviados, la realización de una prospección a profundidades mínimas de 25 m.

Un tercer estudio realizado con personal de la Universidad del País Vasco y del CIRA, UAEM refleja que en la parte parcial noreste, para los primeros dos sondeos geoelectrónicos, existe la presencia de material arcillo – limoso con presencia de arenas en profundidades mayores a los 20 m. Un tercer sondeo realizado en el límite territorial norte con los terrenos de cultivo, indica la presencia de arenas con algunas intercalaciones de limos. Precisamente esta información confirma la hipótesis de la existencia de un frente de avance de lixiviados donde se manifiesta una dirección preferencial de los mismos, esto se debe a la presencia de arenas que tienen una mayor permeabilidad.

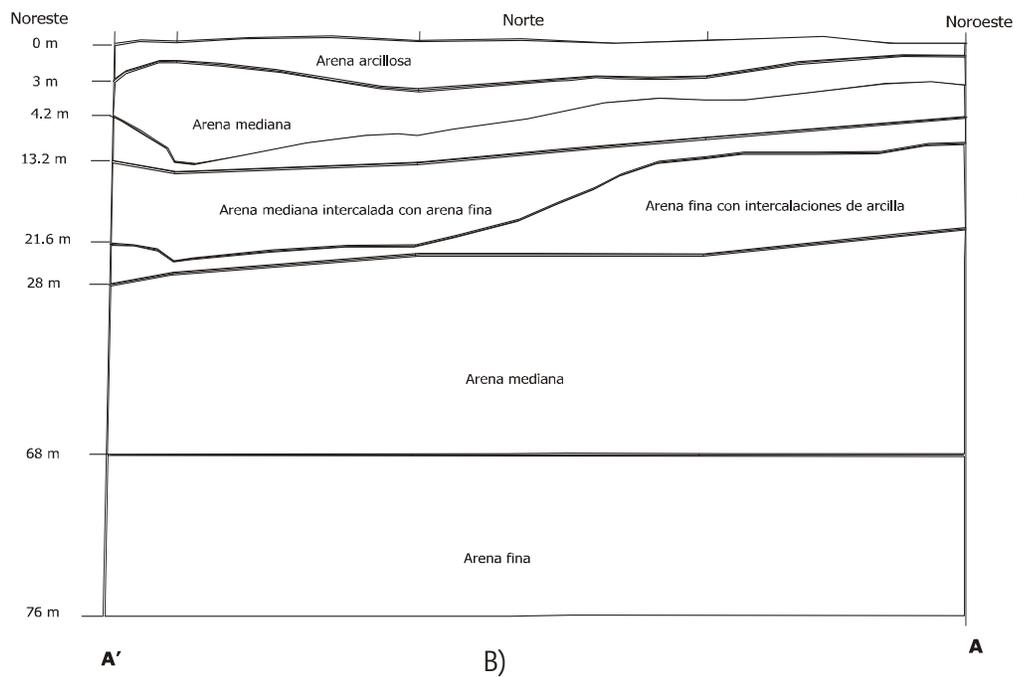
La figura 7.4 muestra un perfil transversal estratigráfico correlacionado con la información obtenida de los estudios referidos y la de una serie de perforaciones realizadas hasta una profundidad de 28 m, de las cuales se realizó una caracterización estratigráfica hasta 30 m y se correlacionó con una perforación realizada hasta 76 m de profundidad. También en la figura 7.5 se muestra un perfil longitudinal en dirección de la sección B-C-D, considerada la dirección preferencial del desplazamiento del lixiviado, que a su vez es coincidente con la dirección preferencial del flujo subterráneo, según información general del acuífero.

Paralelamente a la información estratigráfica obtenida, se procesaron los muestreos de las perforaciones; todo esto con la finalidad de determinar de manera más aproximada

los tipos de material correspondientes a cada capa estratigráfica. Los procesamientos de cada muestra obtenida a cada 0.6 m de profundidad, consistieron en la realización de los trabajos de granulometría completa y, con base en los datos de porcentajes de cada tamaño de grano circulante en el tamizado y retenido en cada tamiz, se realizó la correspondiente clasificación textural del material, tomando en cuenta la utilización del triángulo de texturas, tradicional en todo tipo de clasificación de suelos por su consistencia textural que se aplica en una infinidad de trabajos del área de Mecánica de Suelos. Los resultados de referidos trabajos son los siguientes.



A)



B)

Figura 7.4 Perfil transversal estratigráfico el cuál ilustra las intercalaciones de material A), a lo largo de la sección A – A'. B) esquematización de la composición de las capas de material coincidente con la frontera norte del vertedero sanitario.

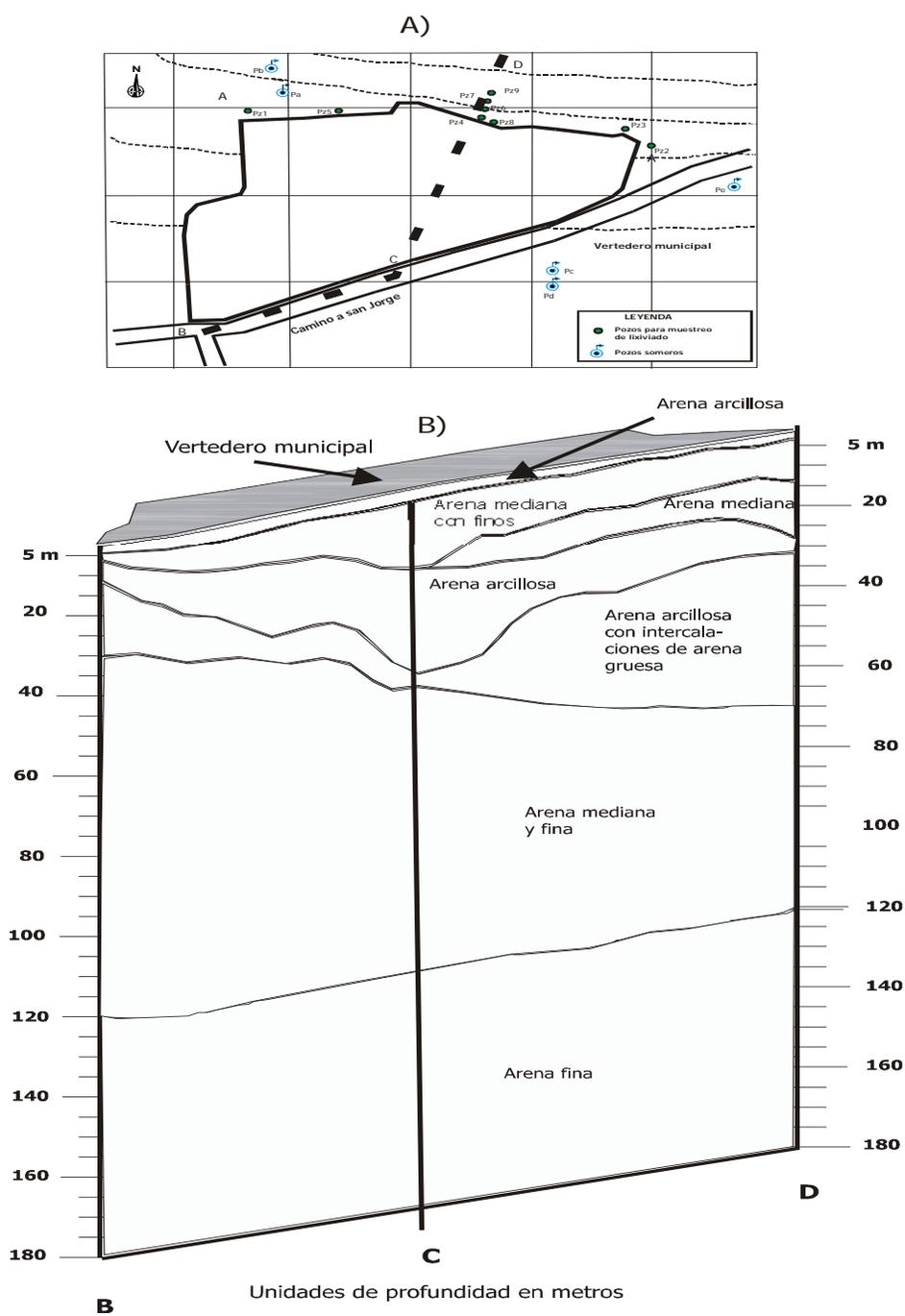


Figura 7.5 A) sección B-C-D correspondiente al perfil longitudinal estratigráfico aplicado sobre la superficie del vertedero sanitario. B) estratigrafía correlacionada hasta una profundidad de 150 m.

7.3.1 Análisis de resultados de los trabajos de granulometría

Los correspondientes trabajos de granulometría de las perforaciones de 28 m de profundidad, se aplicaron a muestras obtenidas a cada 0.60 m., observándose en algunos pozos menor profundidad debido a la presentación de colapsamientos y dificultad al obtener las muestras. Los trabajos realizados en laboratorio se llevaron a cabo utilizando una máquina tamizadora tipo ROP-TAP.

La consistencia de las muestras una vez secas y liberadas de humedad, facilitó el agrupamiento del material de un mismo tipo y esto permitió definir espesores de material con ligeras variaciones en su granulometría. La ubicación de los referidos pozos se presenta en la figura 7.6.

En términos generales, los resultados de la granulometría realizada presenta un evidente porcentaje de arenas superior al 90 % y un valor fluctuante entre el 10 y 3 % de arcillas y limos, lo que permite definir con exactitud que los perfiles estratigráficos presentados en cada perforación, corresponden a arenas medianas y finas, intercaladas en algunas profundidades con arenas gruesas. Los resultados de las granulometrías se presentan en los cuadros numerados desde 7.2, hasta 7.8, para cada uno de los pozos perforados.

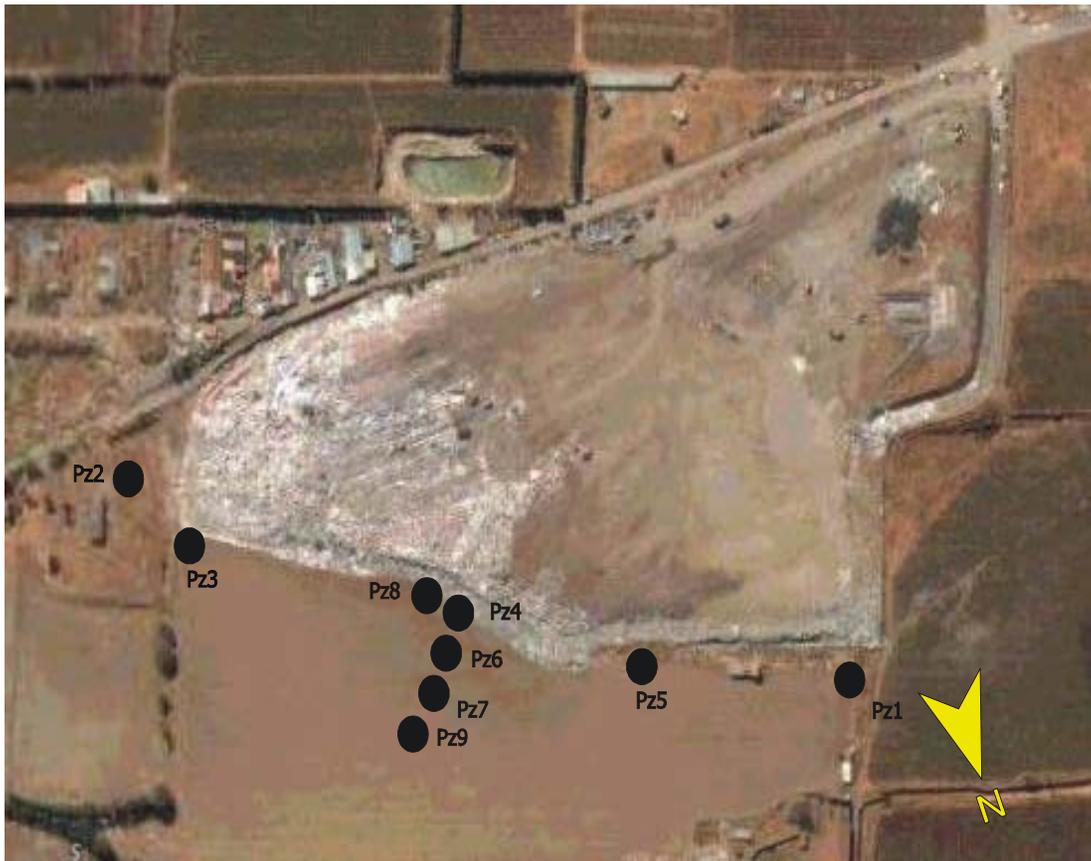


Figura 7.6 Representación de la ubicación de los pozos perforados a lo largo de la frontera noreste–noroeste y los alineados en dirección preferencial de desplazamiento de la pluma de lixiviado.

Cuadro 7.2 Distribución granulométrica para cada capa constituyente de la estratigrafía local para el pozo 1.

Tamaño (mm)	4	2.36	1	0.85	0.425	0.3	0.15	0.075	Espesor
% pasa	95	91	77.8	74.6	57.6	45.5	22.5	10.4	0 – 1.2
% pasa	97.8	94.5	82	77.8	55.6	32.9	18.3	8.9	1.2 – 3
% pasa	84.7	72.5	52.4	49.1	39.1	28.1	10.1	4.1	3 – 9.1
% pasa	89	76	55	51	36	26	8	4	9.1–14.5
% pasa	95	87	70	66	50	42	27	15	14.5 –22.8
	Arenas				Arcillas y limos				

Cuadro 7.3 Distribución granulométrica para cada capa constituyente de la estratigrafía local para el pozo 2.

Tamaño (mm)	4	2.36	1	0.85	0.425	0.3	0.15	0.075	Espesor
% pasa	84	66	51	46	33	26	11	5	0 – 1.2
% pasa	80	61	39	36	25	19	10	5	1.2 – 3
% pasa	66	54	39	36	29	22	7	3	3 – 9.1
% pasa	86	73	54	50	36	26	14	6	9.1–14.5
% pasa	86	70	58	53	36	26	11	6	14.5 –22.8
% pasa	87	75	57	53	38	28	10	5	
% pasa	97	91	79	77	68	57	31	24	
% pasa	94	86	69	65	49	40	25	13	
% pasa	94	89	77	74	59	50	18	8	
	Arenas				Arcillas y limos				

Cuadro 7.4 Distribución granulométrica para cada capa constituyente de la estratigrafía local para el pozo 3.

Tamaño (mm)	4	2.36	1	0.85	0.425	0.3	0.15	0.075	Espesor
% pasa	97	90	76	72	54	39	9	4	0 – 1.8
% pasa	92	84	72	68	51	32	9	4	1.8 – 13.8
% pasa	91	82	69	65	49	33	10	5	13.8 – 16.2
% pasa	97	93	83	80	64	53	23	10	16.2 - 22
Arenas									Arcillas y limos

Cuadro 7.5 Distribución granulométrica para cada capa constituyente de la estratigrafía local para el pozo 4.

Tamaño (mm)	4	2.36	1	0.85	0.425	0.3	0.15	0.075	Espesor
% pasa	89	80	65	58	39	29	13	6	0-2.4
% pasa	86	74	58	53	40	28	12	6	2.4-4.2
% pasa	89	78	63	57	42	26	11	4	4.2-9.6
% pasa	90	80	65	60	46	36	18	7	9.6-14.4
% pasa	94	87	74	69	55	27	18	9	14.4-21
Arenas									Arcillas y limos

Cuadro 7.6 Distribución granulométrica para cada capa constituyente de la estratigrafía local para el pozo 5.

Tamaño (mm)	4	2.36	1	0.85	0.425	0.3	0.15	0.075	Espesor
% pasa	73	62	47	44	30	22	9	4	0–0.6
% pasa	93	88	75	72	49	35	8	3	0.6–3
% pasa	99	94	81	78	65	53	23	10	3–4.8
% pasa	93	83	65	62	48	38	17	7	4.8–13.2
% pasa	89	75	58	54	42	36	24	13	13.2–16.2
% pasa	94	85	68	66	52	44	22	10	16.2–24.6
	Arenas				Arcillas y limos				

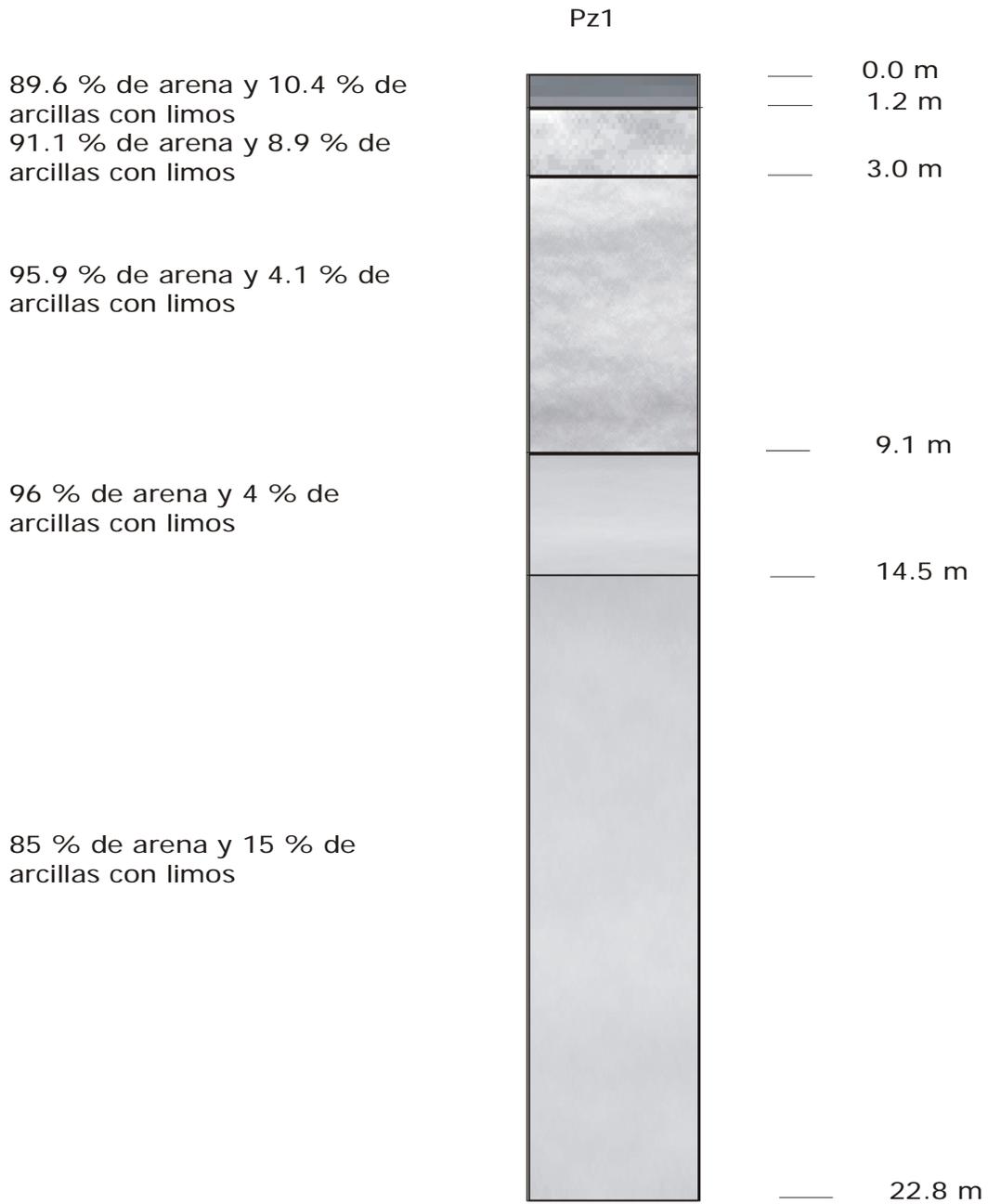
Cuadro 7.7 *Distribución granulométrica para cada capa constituyente de la estratigrafía local para el pozo 6.*

Tamaño (mm)	4	2.36	1	0.85	0.425	0.3	0.15	0.075	Espesor
% pasa	98.8	98.2	95.4	94.3	82.6	65.9	20.2	6.8	0 – 2.4
% pasa	95.2	88.4	70.1	65.5	42.6	31.2	17.6	11	2.4–3
% pasa	96.7	91.5	79.3	76.7	64.7	54.6	24.5	9.9	3 – 8.4
% pasa	97.8	83	58.7	54.3	40.1	33.1	14.6	7.8	8.4–12
% pasa	94.9	80.6	55.4	50.8	35.1	28.2	17.3	9.1	12–15.6
% pasa	96	89.6	74.8	71.3	54.7	44.7	26	11.1	15.6-20.4
% pasa	98.3	94.7	84	80.9	65.5	56.3	36.4	13.7	20.4-27.3
	Arenas							Arcillas y limos	

Cuadro 7.8 *Distribución granulométrica para cada capa constituyente de la estratigrafía local para el pozo 7.*

Tamaño (mm)	4	2.36	1	0.85	0.425	0.3	0.15	0.075	Espesor
% pasa	99.5	99	96.4	95	80.3	59.7	18.3	4.1	0–2.7
% pasa	96.2	91.5	78.4	74.5	54	40.2	15.7	6.5	2.7–3.9
% pasa	97.9	88.5	69.1	65.5	51.2	41.6	23.3	6.4	3.9–9
% pasa	97.7	83.4	62.8	59.1	45	36.3	19.7	4.2	9–13.8
% pasa	94.3	81.1	57.9	53.7	39.4	32.7	21.4	5.2	13.8– 17.4
% pasa	95.8	91.3	79	76	62.1	53.7	35.9	13	17.4-27.6
	Arenas				Arcillas y limos				

Con base en la información presentada en los cuadros anteriores, se construyeron los correspondientes perfiles estratigráficos, los cuales definen la variación respecto de la profundidad, la composición granulométrica de cada espesor que constituye un perfil completo de cada perforación. Los perfiles complementarios al que se presenta en la figura 7.7, se ubican en las figuras del anexo, complementando la estratigrafía que representa la franja fronteriza del vertedero que corre desde la parte noroeste hasta la noreste y representa una profundidad de 28 m, a excepción del pozo PZ9, el cual tiene estratigrafía hasta los 75 m.



Perfil arenoso en un 91.5 % con un 8.5 % de arcillas y limos

Figura 7.7 Composición estratigráfica local correspondiente al pozo 1

En función de los de los porcentajes obtenidos de arenas, arcillas y limos, se procedió a realizar una clasificación del tipo de suelo por cada espesor identificado en cada perfil estratigráfico que corresponde a las perforaciones realizadas. Para llevar a cabo esto, se tomó en cuenta el triángulo de texturas generado por el Cuerpo de Ingenieros Civiles de los Estados Unidos de América. Las figuras 7.8 y 7.9, muestran la ubicación de los porcentajes obtenidos de los resultados de las granulometrías, observándose que efectivamente la ubicación de referidos porcentajes se encuentran en la base izquierda del triángulo, lugar que corresponde a las arenas y materiales franco-arenosos.

Por otro lado, fue necesaria información complementaria para conocer si la pluma de lixiviado generada en el vertedero del Municipio de Metepec estaba desplazándose más rápido en la dirección vertical, respecto de la horizontal, por lo tanto, se realizó una perforación adicional hasta una profundidad de 75 m. La compañía que realizó referida perforación, proporcionó información para determinar el perfil estratigráfico que se tiene un perfil limo-arenoso de 0 hasta 68 m y de 68 m hasta 76 m tobas arenosas con algunas alteraciones de material pumítico. Con la información anterior se determinó un perfil estratigráfico más amplio en la dirección noreste hacia noroeste como el mostrado en la figura 7.10.

Con la información de los estudios de granulometría obtenidos se procedió a aplicar algunos métodos para estimar los correspondientes valores de conductividad hidráulica en cada cambio de espesor, en función del tamaño del grano que corresponde al 10 % de material que pasó a través de los tamices.

El cuadro 7.9 muestra los correspondientes valores de conductividad hidráulica, aplicando la teoría de Hasen (Vukovic, 1992), la cual toma en cuenta la información generada de los estudios de granulometría. Asimismo, se presenta en la figura 7.11, el perfil de conductividad hidráulica calculado para el pozo Pz1 y los correspondientes a los seis pozos restantes, se presentan en el anexo. Los valores de conductividad muestran una tendencia generalizada de mantener valores más bajos en los espesores intermedios y profundos, respecto de los más someros.

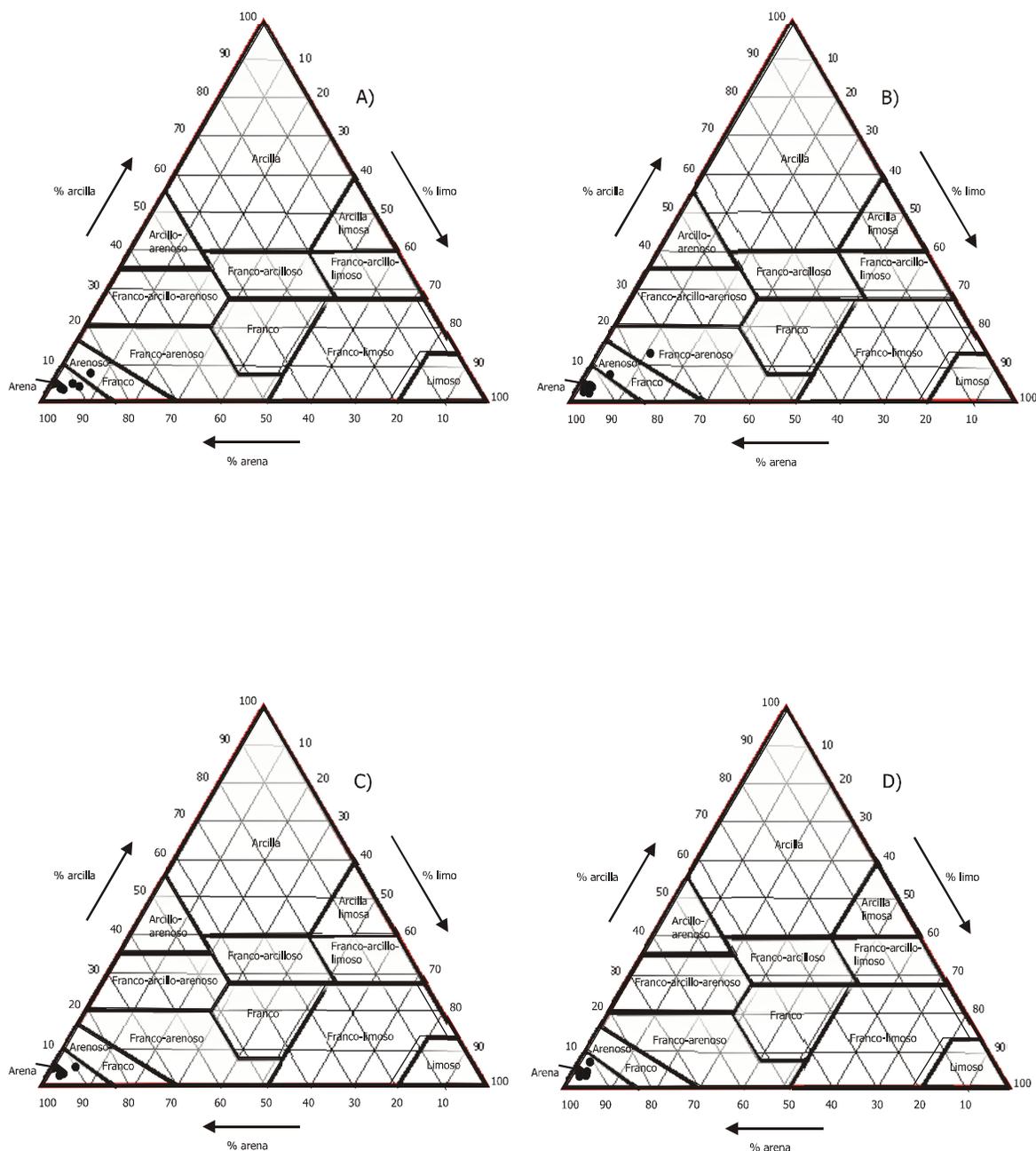


Figura 7.8. Aplicación del triángulo de texturas para determinar en función de los porcentajes de arena, arcilla y limo, la clasificación textural de la estratigrafía correspondiente a los espesores que componen el perfil de, A) pozo Pz1; B) pozo Pz2; C) pozo Pz3 y D) pozo Pz4.

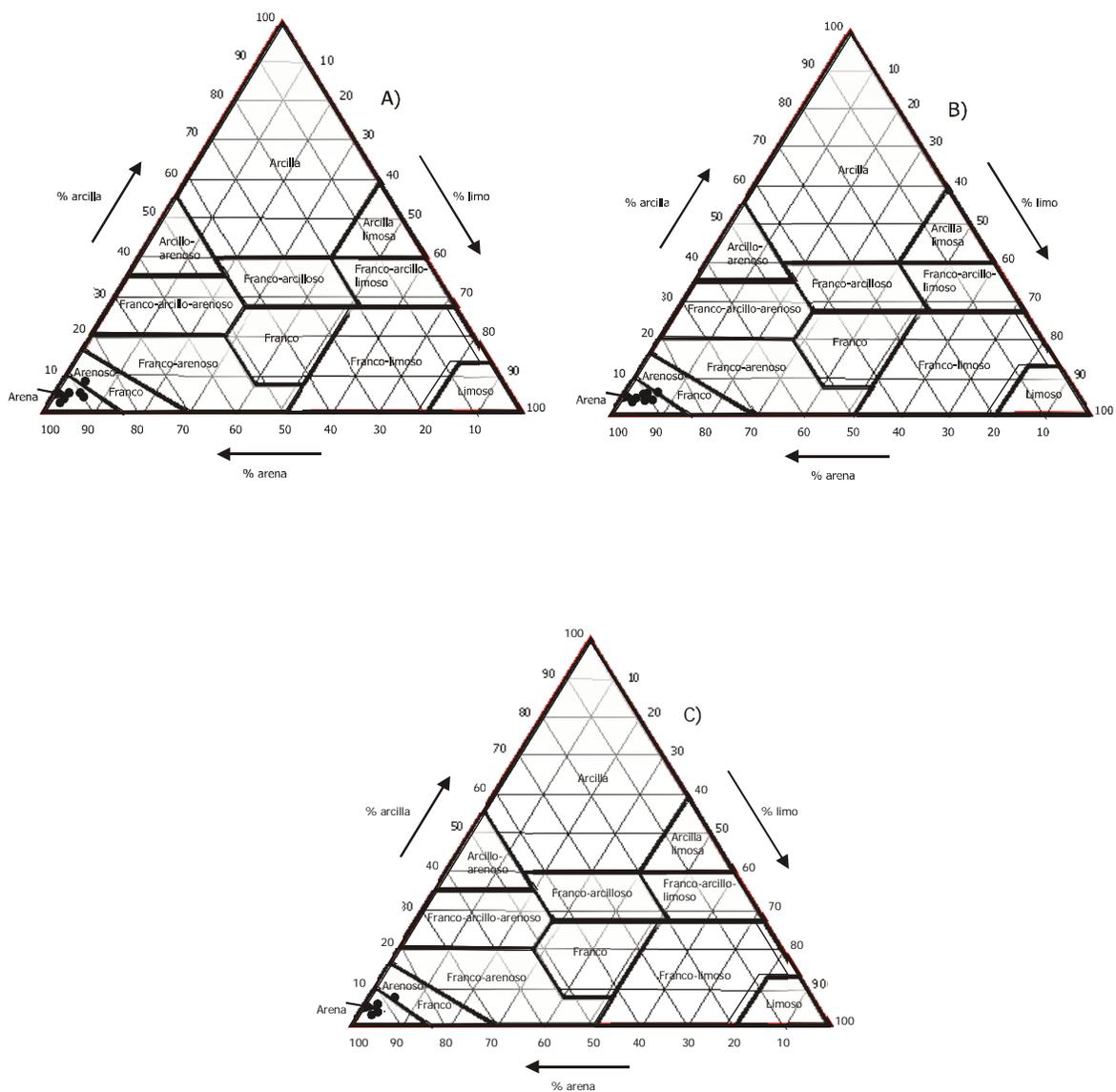


Figura 7.9. Aplicación del triángulo de texturas para determinar en función de los porcentajes de arena, arcilla y limo, la clasificación textural de la estratigrafía correspondiente a los espesores que componen el perfil de, A) pozo Pz5; B) pozo Pz6 y C) pozo Pz7.

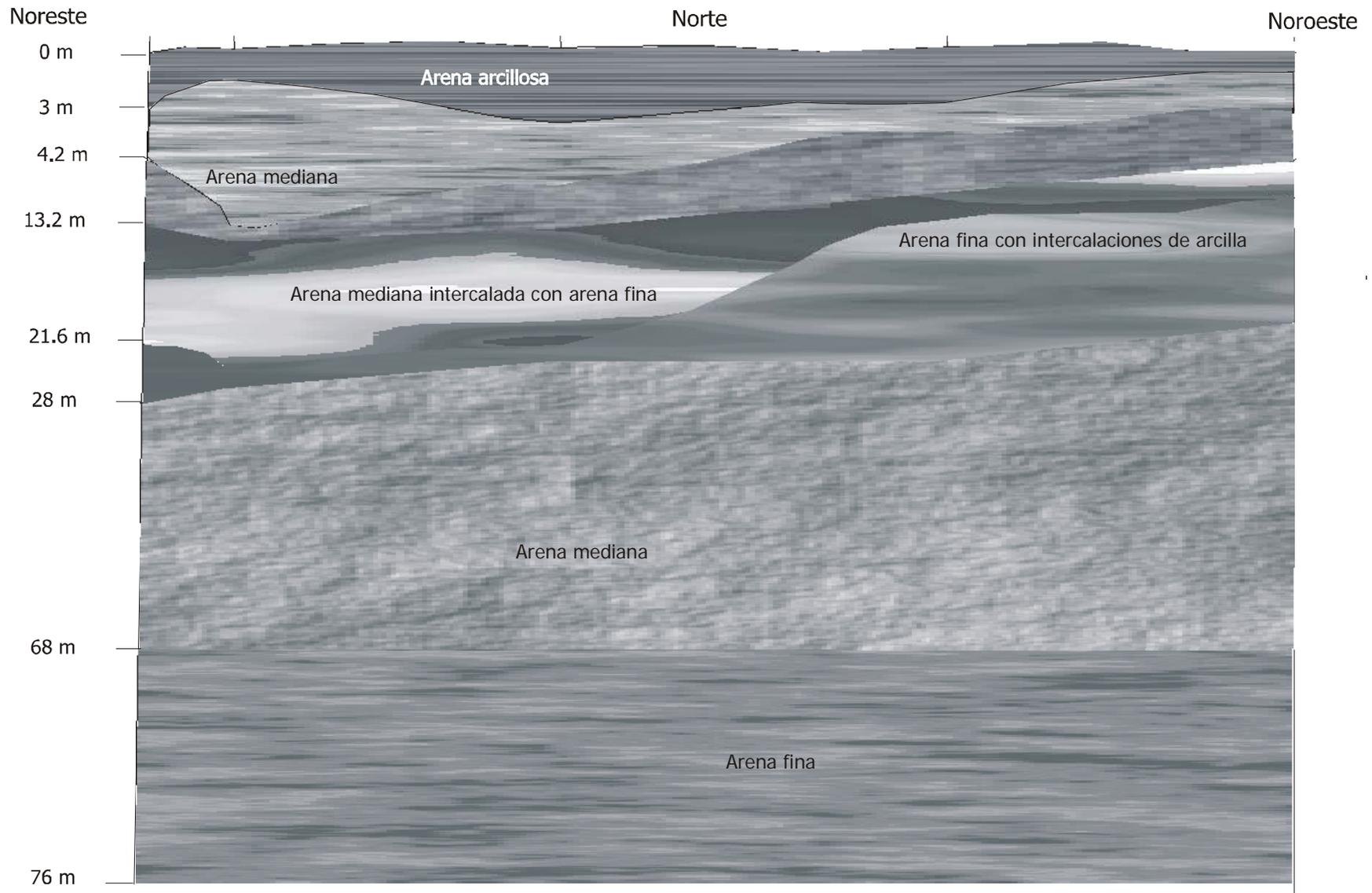


Figura 7.10. Determinación de un perfil estratigráfico con base en la información generada de los estudios de granulometría aplicados a los siete pozos perforados hasta una profundidad de 28 m y la perforación complementaria que tiene una profundidad de 76 m.

Cuadro 7.9. Conductividad hidráulica calculada en los espesores que representa la estratigrafía de los pozos.

Espesor	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Pozo 1									
Profundidad m	0 – 1.2	1.2 - 3	3 – 9.1	9.1 – 14.5	14.5 – 22.8				
K (m/día)	4.86	5.53	22.12	28	2.16	2.16	2.16	2.16	2.16
Pozo 2									
Profundidad m	0 - 3	3 – 4.2	4.2 – 7.8	7.8 – 13.2	13.2 – 15.6	15.6 – 19.8	19.8 – 20.4	20.4 – 21.6	21.6 - 28
K (m/día)	19.44	19.44	28	8.64	16.93	19.44	0.35	3.11	6.25
Pozo 3									
Profundidad m	0 – 1.8	1.8 – 13.8	13.8 – 16.2	16.2 - 22					
K (m/día)	22.12	22.12	19.44	4.86	4.86	4.86	4.86	4.86	4.86
Pozo 4									
Profundidad m	0 – 2.4	2.4 – 4.2	4.2 – 9.6	9.6 – 14.4	14.4 - 21				
K (m/día)	13.5	16.93	16.93	7	5.53	5.53	5.53	5.53	5.53
Pozo 5									
Profundidad m	0 – 0.6	0.6 - 3	3 – 4.8	4.8 – 13.2	13.2 – 16.2	16.2 – 24.6			
K (m/día)	22.12	25	4.86	7	3.11	4.86	4.86	4.86	4.86
Pozo 6									
Profundidad m	0 – 2.4	2.4 - 3	3 – 8.4	8.4 - 12	12 – 15.6	15.6 – 20.4	20.4 – 27.3		
K (m/día)	8.64	4.86	4.86	6.89	5.52	4.86	4.23	4.23	4.23
Pozo 7									
Profundidad m	0 – 2.7	2.7 – 3.9	3.9 - 9	9 – 13.8	13.8 – 17.4	17.4 – 27.6			
K (m/día)	8.64	8.64	6.99	6.99	6.99	4.23	4.23	4.23	4.23

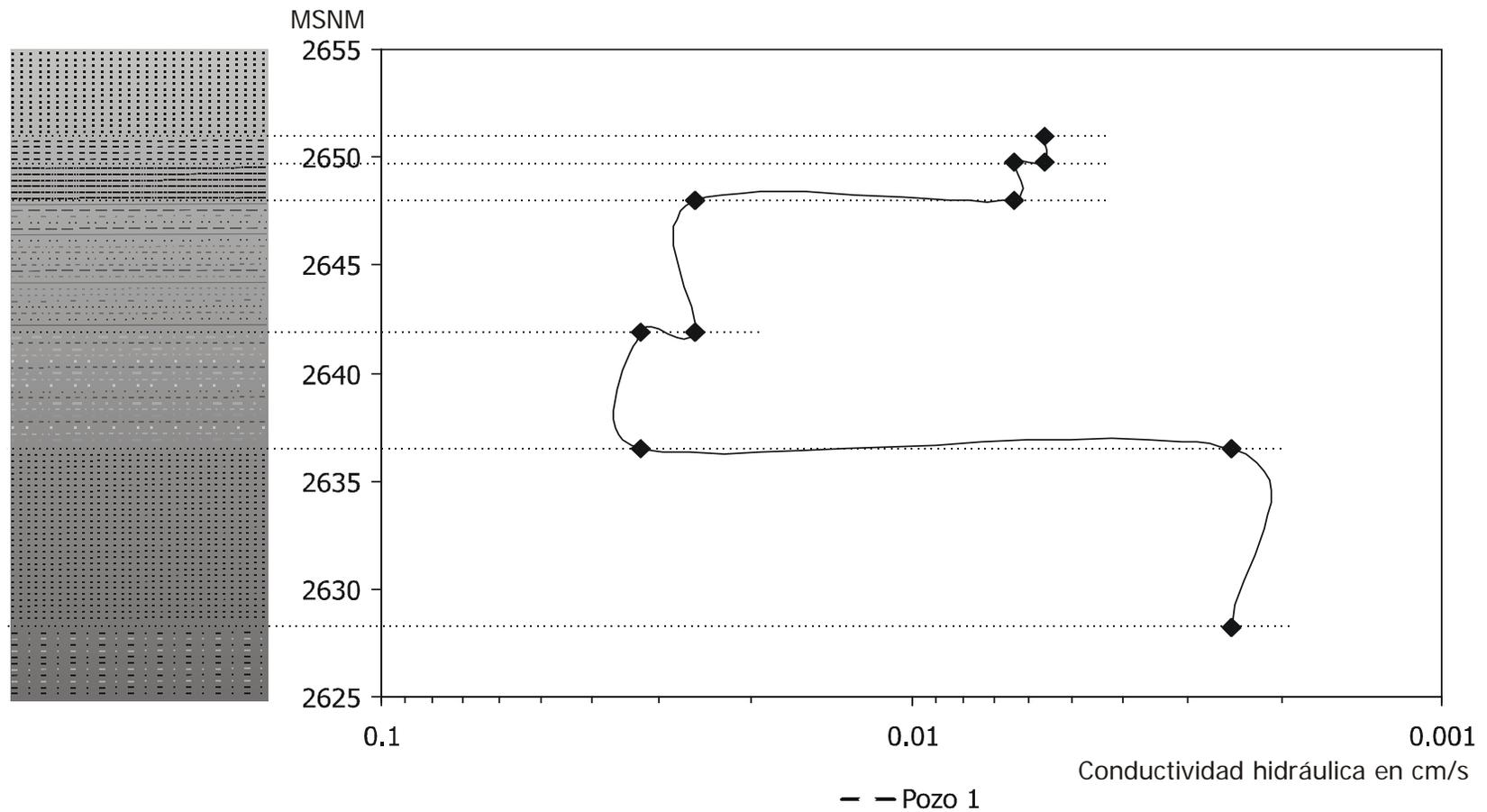


Figura 7.11. Perfil de conductividad generado en función de la consistencia granulométrica del perfil estratigráfico correspondiente al pozo Pz1; según la teoría de Hasen.

7.3.2 Velocidad de infiltración del agua pluvial en la superficie del vertedero.

Considerando la influencia que tiene el volumen de agua pluvial que se infiltra en los domos superior e inferior del vertedero, se realizó la determinación de velocidades de infiltración, utilizando el permeámetro de cilindros concéntricos. Los resultados de las velocidades de infiltración base se ilustran en la figura 7.12.

7.4 Perfil longitudinal de la dirección preferencial de migración de la pluma de lixiviado

Con la realización de dos perforaciones alineadas con una tercera en dirección noreste y la verificación de que las salidas de biogás continuaban en esta dirección y la permanencia de importantes cargas hidráulicas de lixiviado, se concluyó como un resultado verídico, que la dirección noreste es la que representa la dirección principal de migración del lixiviado. Sin embargo, con los trabajos de monitoreo realizados en un pozo adicional, en el cual se encontraron muestras de agua con sólo unos indicios de lixiviado, pues el agua se encontraba en un estado prácticamente incoloro, se observó que la trayectoria de la pluma de lixiviado no se alcanza a interceptar en la profundidad del pozo (25.5 m). Por lo tanto, se infiere que la trayectoria del lixiviado influido por los frentes de arena que cruza y el cambio de densidad, provoca que la pluma descienda a profundidades mayores a 25 m a una distancia de 30 m a partir de la línea fronteriza con el vertedero. La figura 7.13 muestra un perfil aproximado de la trayectoria de la pluma de lixiviado a partir de la misma base del vertedero sanitario.

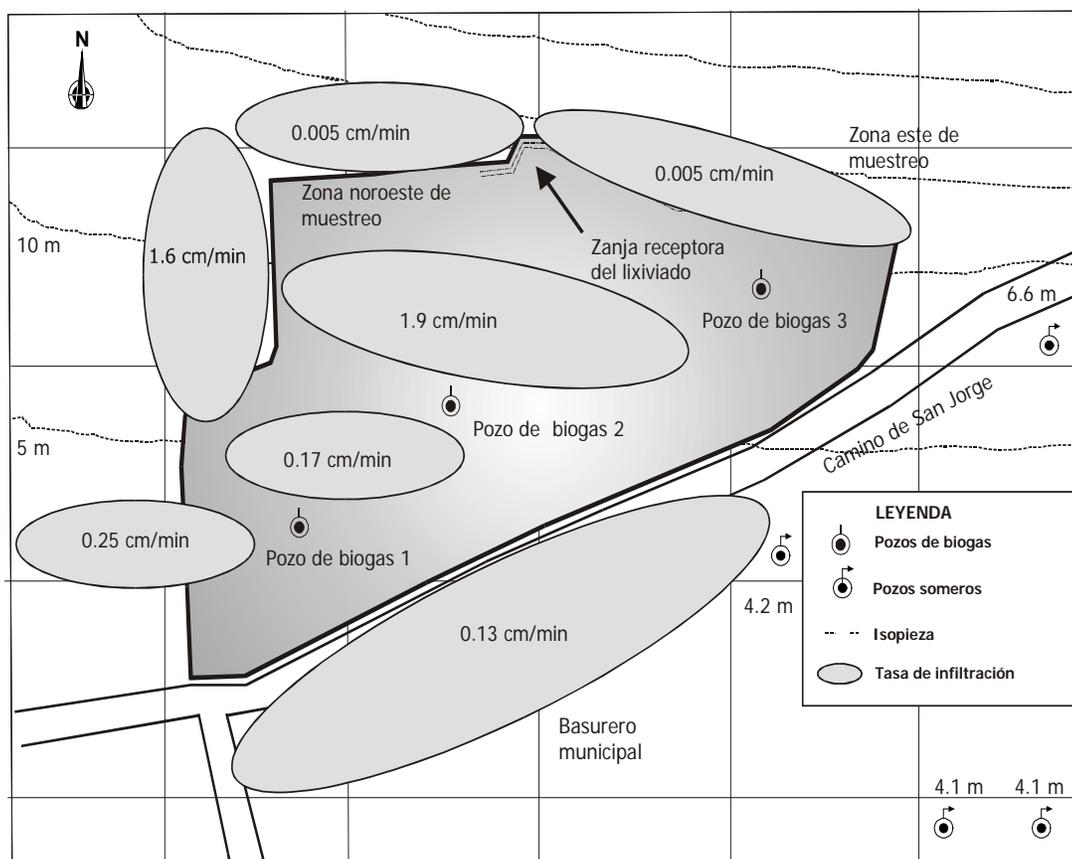


Figura 7.12 Ubicación de los valores de velocidades de infiltración base, determinados con el permeámetro de cilindros concéntricos en el interior y exterior del vertedero sanitario.

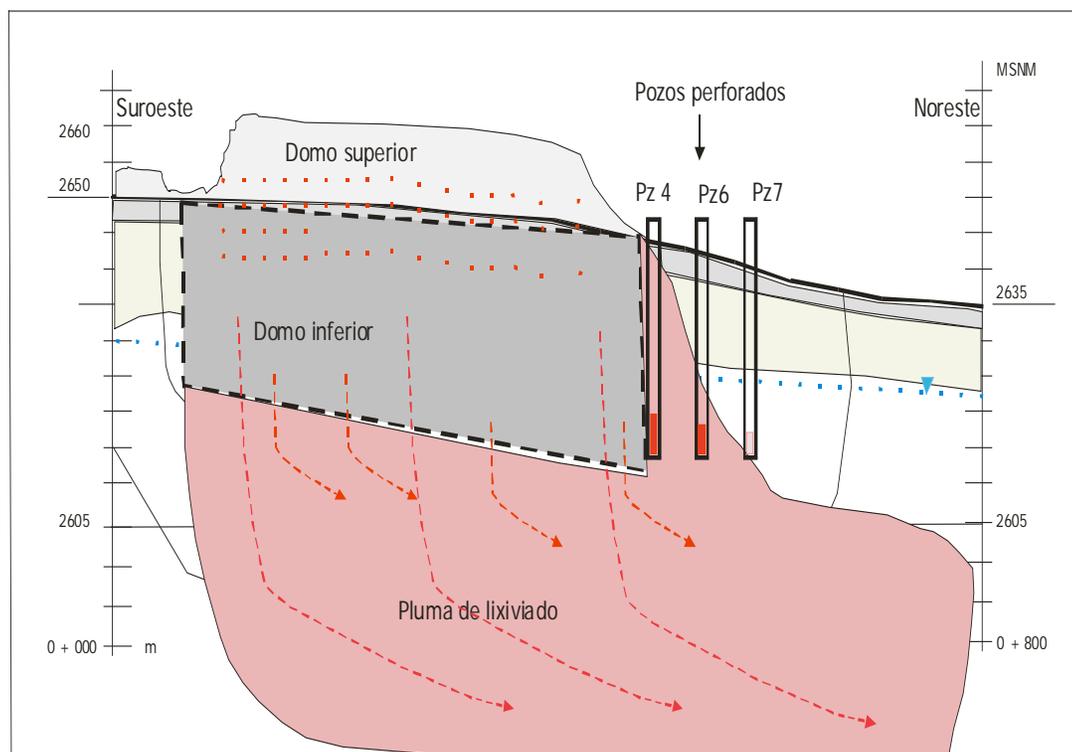


Figura 7.13. Perfil longitudinal de Suroeste a Noreste de la dirección principal de migración de la pluma de lixiviado.

7.5 Características químicas del lixiviado muestreado en el vertedero municipal de Metepec

De acuerdo con los programas de actividades planteados en este trabajo, se realizaron tres muestreos de lixiviado durante el año de 2004. Referidas muestras se enviaron para su correspondiente análisis químico y los resultados revelaron que no se detectaron concentraciones de BETEX (benceno, xileno y tolueno), lo que se puede atribuir a la etapa de maduración de los lixiviados, con predominio de descomposición de materia orgánica. Existen diversos cuadros informativos donde se indican los intervalos de concentraciones de los principales componentes del lixiviados provenientes de rellenos sanitarios, tal es el caso de los valores concentrados de varias investigaciones que presentan Christensen y Kjeldsen (2001).

Con la finalidad de realizar un análisis comparativo de los resultados del análisis químico realizado al lixiviado proveniente de los pozos de biogás y los intervalos de valores anteriormente referidos, se presentan los cuadros 7.10, 7.11 y 7.12. Cada uno contiene los valores de las fechas de muestreo correspondiente a febrero, julio y agosto del 2004, acompañados de los valores de referencia. Al respecto se puede comentar que de manera típica, los valores de concentraciones determinadas para las tres fechas de muestreo, se encuentran dentro de los intervalos generales que se han comparado. Sin embargo, a excepción de los resultados de conductividad eléctrica, DBO₅ y DQO, que en algunos casos están muy cerca del límite superior reportado y en otros tantos, exceden, el primero indica la cantidad de material disuelto en el lixiviado, pudiendo ser por consecuencia de la misma descomposición de la materia orgánica, los últimos dos reflejan el potencial presente para la descomposición de la materia orgánica a la profundidad y en el tiempo muestreado.

Otros parámetros, como son cloruros, sulfatos, nitratos y nitritos, presentan concentraciones más bajas que el valor medio, lo que indica la presencia de condiciones oxidantes en las zonas aerobias y de precipitación en las zonas anaerobias y aerobias. Esto también puede estar influido por los mecanismos de atenuación natural, tanto físicos como químicos, alternantes entre una zona y otra. Puntualmente se tienen

algunas concentraciones de Zinc altas, pudiendo ser debido a que se encuentra el pozo de muestreo en una zona donde se tienen depósitos de materiales utilizados en la industria electrónica y eléctrica; por ejemplo, baterías de automóvil, pilas suministradoras de energía en diversos accesorios eléctricos y electrónicos.

Las condiciones de la atenuación natural dependen de los efectos de la profundidad y distancia, debido a que la extensión de la contaminación que afecta la calidad del agua subterránea está sujeto a las facilidades de percolación del lixiviado y los componentes del mismo, además de la precipitación pluvial filtrante, posición y profundidad del vertedero, relativa a la posición del nivel freático. Shirmer y Barker (1998), indican en su trabajo que un factor determinante en realizar una buena caracterización química del lixiviado representativa en un escenario hidrogeológico como el que se refiere en párrafos anteriores, es la estandarización de los muestreos en profundidades iguales a diferentes distancia, para que, comparativamente, se aprecie el efecto de la distancia sobre la profundidad. Esto facilita la determinación de las zonas donde actúan ciertos mecanismos de atenuación natural, respecto a otras que están más profundas o más cercanas a la base del vertedero de residuos sólidos.

Sin embargo, en el presente trabajo, los muestreos y análisis químicos del lixiviado realizados en los domos del vertedero tienen la finalidad de identificar la composición representativa del lixiviado que se genera en referido vertedero. Asimismo, los muestreos y análisis realizados en el pozo profundo, el cual alcanza la posición del nivel freático, sirven para establecer la composición del lixiviado que ingresa al acuífero y que es de gran utilidad para calibrar las concentraciones modeladas en relación a las observadas. La anterior situación se manejó considerando la administración de recursos económicos que limitaron la realización de trabajos de muestreo más detallados.

Cuadro 7.10 Comparaciones de valores de concentración de lixiviado muestreados en febrero del 2004

Parámetros	Pozos de biogás monitoreados en el interior del vertedero sanitario					Christensen 2001
	9/02/2004	Pb5 (mg/L)	Pb8 (mg/L)	Pb15 (mg/L)	Pb17 (mg/L)	
pH	7.5	8	8.2	7.9	8.1	4.5-9
Conductividad eléctrica $\mu\text{S}/\text{cm}$	8200	7900	42000	39600	45000	2500-35000
DBO ₅	613	3831	1289	3402	1105	20-57000
DQO	2000	12500	11000	22500	14250	140-152000
Cloruros	1791.75	3085.8	3085.8	3981.68	4081.22	150-4500
Sulfatos	661.98	1355.3	1060.66	1459.34	1424.68	8-7750
Amonio	475	2260	2222	3894	3102	50-2200
Nitratos	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	
Nitritos	0.145	0.048	N.D.	0.241	0.23	

Cuadro 7.11 Comparaciones de valores de concentración de lixiviado muestreados en julio del 2004

Parámetros	Pozos de biogás monitoreados en el interior del vertedero sanitario					Christensen 2001	
	2/07/2004	Pb5 (mg/l)	Pb8 (mg/l)	Pb15 (mg/l)	Pb17 (mg/l)		Pb18 (mg/l)
pH	7.9			10		9	4.5-9
Conductividad eléctrica $\mu\text{S}/\text{cm}$	8570			12270		38800	2500-35000
DBO ₅	420224			66995		86721	20-57000
DQO	603938			129540			140-152000
Cloruros	1102.6			1662.65		1960.18	150-4500
Sulfatos	<10			<10		<10	8-7750
Sodio	2500			3200		2800	70-7700
Potasio	400			2240		3200	50-3700
Amonio	368			532		2989	50-2200
Nitritos	0.047			<0.03		<0.03	
Nitratos	0.02			88		141	
Calcio	67118			275.5		759.7	10-7200
Magnesio	138.8			110.4		34.73	30-15000
Fierro	7			20.6		13.55	3-5500
Arsénico	0.01411			0.00777		<0.01	0.01-1
Cobre	0.1755			<0.1		0.9569	0.005-10
Plomo	<0.2			<0.2		0.2697	0.001-5
Mercurio	<0.001			<0.001		<0.001	0.00005-0.16
Niquel	<0.1			0.153		0.429	0.015-13
Zinc	4188			0.155		2.635	0.03-1000

Cuadro 7.12 Comparaciones de valores de concentración de lixiviado muestreados en agosto del 2004

Parámetros	Pozos de biogás monitoreados en el interior del vertedero sanitario					Christensen 2001	
	01/08/2004	Pb5 (mg/l)	Pb8 (mg/l)	Pb15 (mg/l)	Pb17 (mg/l)		Pb18 (mg/l)
pH		8	9	10	9	9	4.5-9
Conductividad eléctrica $\mu\text{S}/\text{cm}$		8600	7650	39600		39100	2500-35000
Cloruros		1383.4	285.7	264		325.5	150-4500
Sulfatos		1.1	0.2	3.1		0.1	8-7750
Sodio		932.96	2218.35	2383.57		2481.32	70-7700
Potasio		378.01	1908.36	2259.51		1643.15	50-3700
Nitratos		N.D.	N.D.	N.D.		0.3	
Calcio		95.29	31.82	45.36		28.12	10-7200
Magnesio		100.12	110.19	269.64		57.93	30-15000
Fierro		1.35	2.66	1.92		3.38	3-5500
Manganeso		6.28	1.04	0.74		0.31	0.03-1400

Los trabajos realizados por Christensen y Kjeldsen (2001); Christensen y Bjerg (2000); Schirmer y Barker (1998); Lyngkilde y T. Christensen (1992) y Pedersen y Bjerg (1991), también puntualizan las necesidades de detallar los muestreos que permiten obtener una caracterización química del lixiviado confiable y representativa para diversas profundidades y distancias de migración de la pluma contaminante.

El producto del análisis de las concentraciones de los parámetros involucrados en los muestreos realizados en campo, indica una tendencia gradual en la disminución de las concentraciones. Lo anterior realmente coincide con la participación de los mecanismos de atenuación natural, tanto físicos como químicos, los cuales asociados con las condiciones de heterogeneidad del medio poroso (domos de residuos sólidos) y la presencia de filtración de agua pluvial que diluye la pluma de contaminante, ayuda a provocar una dispersión hidráulica, tanto lateral como longitudinal y la propia filtración del lixiviado, propiciando la remoción de sólidos, además de la probable oxidación y reducción, además de la precipitación química o intercambio iónico de los cationes multivalente presentes en la masa del lixiviado.

Todo lo anterior ayuda a tener una certidumbre de que en el lixiviado, por estar generado debido a la descomposición de la materia orgánica, los parámetros químicos y físico-químicos representativos de la fluctuación del cambio de concentración, estarán estrechamente involucrados con parámetros como el contenido de oxígeno disuelto y carbono orgánico disuelto, además de los parámetros físico-químicos básicos como son *pH*, *DBO* y *DQO*.

Lo anterior muestra las posibles coincidencias con otros trabajos de investigación, referentes a la evaluación de los mecanismos que provocan una atenuación natural de los contaminantes, realmente efectiva, que, de acuerdo con los resultados, son variables de un pozo a otro por las heterogeneidades espaciales del medio poroso, pero una vez ubicada la pluma contaminante dentro del acuífero, el proceso de biodegradación, sorción, advección, difusión y dispersión, requiere especial atención, principalmente en los trabajos de modelación de flujo y transporte de contaminantes.

En la figura 7.14 se presenta un esquema de las zonas donde se consideran prevalientes las diferentes etapas de formación de lixiviado, notándose que la tendencia respecto de la profundidad es de aerobia y facultativa en el cuerpo del vertedero, hasta aproximadamente 20 m de profundidad y posteriormente, sigue la metanogénica, la cual corresponde con profundidades totalmente anaerobias donde predomina la formación de gases (principalmente metano) teniendo identificadas las zonas, a través de los monitoreos de los pozos de biogás y las perforaciones realizadas en la zona norte del vertedero.

Por otro lado, las concentraciones de los componentes del lixiviado detectados en los muestreos realizados, indican tres etapas importantes en la formación del lixiviado, que coinciden con resultados publicados en diversos trabajos de investigación como son los de Maning (1997) y Hackley (1996), quienes estudiaron las condiciones de formación del lixiviado en rellenos sanitarios con altos contenidos de materia orgánica. El caso del vertedero de Metepec, maneja concentraciones moderadas, sin embargo, se considera que en la formación de lixiviado, existe en primera instancia una condición de presencia de oxígeno, el cual se consume en una primera etapa que se puede llamar etapa aerobia. También se producen reacciones de descomposición aerobias esotérmicas y la temperatura del vertedero tiende a incrementarse e inicia la plena biodegradación de materia orgánica.

Al consumirse rápidamente el oxígeno, inicia una segunda etapa llamada acetogénica, que indica una condición facultativa anaerobia. Los residuos son prácticamente degradados por la presencia de una fermentación de azúcares a acéticos y otros ácidos grasos volátiles; en esta etapa el pH empieza a disminuir. Los gases de dióxido de carbono e hidrógeno son producidos y el potencial redox disminuye a niveles bajos. A partir de la etapa acetogénica, existe una biodegradación, reduciendo el sulfato a ácidos grasos volátiles por el consumo bacteriano de sulfato, situación que se pretende confirmar con los resultados de los muestreos posteriores y así detectar un evidente descenso de las concentraciones respecto al tiempo y el espacio.

La disolución de sales inorgánicas en los desechos y minerales carbonatados en suelos cubiertos, es respuesta de la formación de ácidos orgánicos y CO_2 ; se maximizan los sólidos disueltos totales y la conductancia del lixiviado. Finalmente, en la tercera etapa de descomposición, la metanogénica, después de que el sulfato es consumido, la comunidad microbial dominante es cambiada por una metanogénesis, los ácidos grasos volátiles y otros orgánicos son cambiados de dióxido de carbono a metano; en esta etapa, el potencial redox se espera que alcance sus más bajos niveles.

Existen patrones de partición de metano en el vertedero y esto provoca que domine la formación del mismo a través de la fermentación que genera la reducción del dióxido de carbono. En la figura 7.15 se muestra un esquema de las anteriores etapas descritas.

Cabe mencionar que los valores obtenidos de los muestreos de lixiviado indican un comportamiento similar al de las curvas típicas, solamente, se han identificado las zonas de comportamiento en función de los valores obtenidos. Por ejemplo, los datos de pH oscilantes entre 7.3 y 8.5 en combinación con la presencia de concentraciones dominantes de cloruros, sulfatos, amonio y en proporción más reducida de nitritos y nitratos, son elementos indicativos de la existencia de una zona de biodegradación en condiciones aeróbicas ya con tendencias a una etapa facultativa; las condiciones fisicoquímicas del lixiviado corresponden con un rango de oxido-reducción de 13 a 40 (Rodier, 1998) como se indica en la figura 7.15.

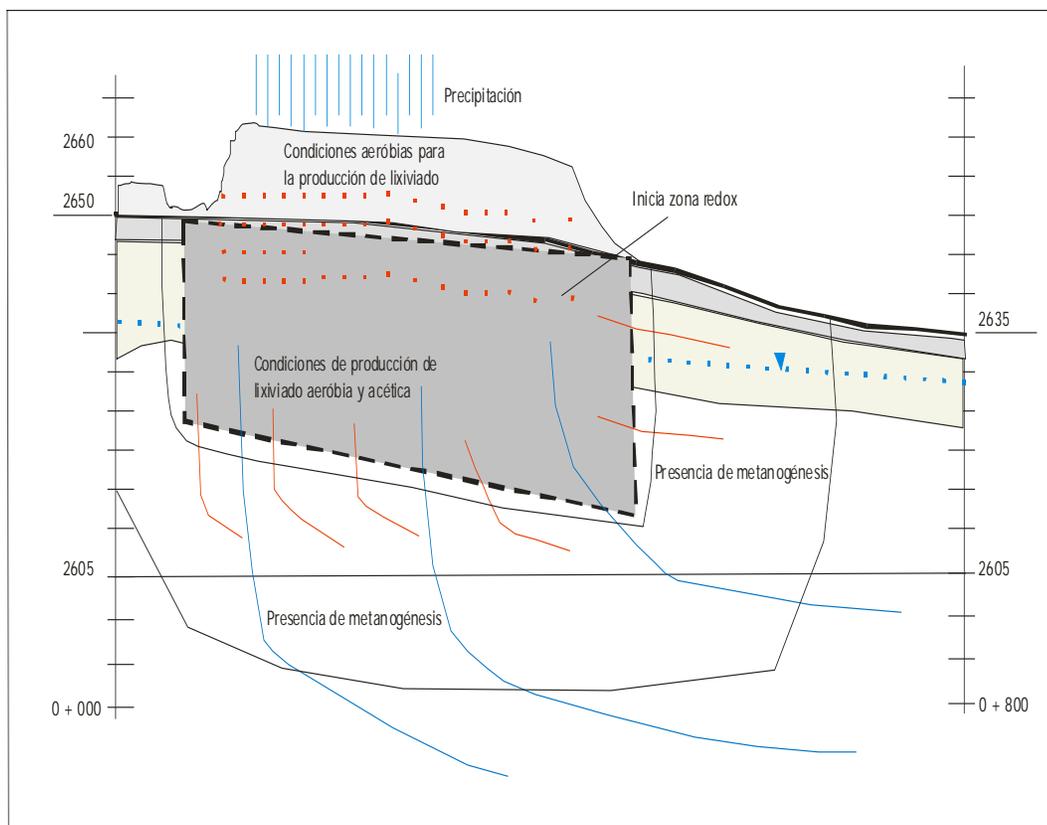


Figura 7.14. Representación de las diferentes etapas de formación de lixiviado, según los resultados de los muestreos realizados en el cuerpo de los domos del vertedero (zonas aerobia y facultativa). Las elevaciones y cotas están en metros.

También se presentaron valores de conductividad mayores a los especificados en la etapa facultativa, sin embargo, no existe un límite para decir que no corresponde a esta etapa. El rango de conductividades oscila entre 8570 y 38800, representando la zona sombreada la etapa aerobia, ubicada en la figura anteriormente referida. Por lo que respecta a la producción de metano, que se presenta en la etapa metanogénica especificada en la figura 7.15, la empresa encargada de las operaciones de ordenamiento y mejoramiento del vertedero sanitario de Metepec, realizaron estudios para determinar los componentes del biogás que se estaba extrayendo y quemando de manera simultánea, a través de los pozos de biogás. Los resultados indican que está constituido por un 48 % de gas metano y el porcentaje restante, lo constituyen nitrógeno, butano, propano y dióxido de carbono. (Vigue, 2002) El porcentaje de metano coincide con la tendencia de la producción general de metano en la etapa de metanogénesis.

La existencia de los pozos de biogás indican que respecto a la profundidad, se presenta una etapa plena de metanogénesis por el alto desprendimiento de biogás, el cual es permanente y se reduce respecto a la distancia en dirección norte, según datos del monitoreo de los pozos y perforaciones realizadas en el sitio de estudio.

Posteriormente en junio de 2006 se realizó un último muestreo en los pozos de combustión de biogás, pozos ubicados en la frontera Norte del vertedero y los pozos alineados con la dirección preferencial del desplazamiento del lixiviado y flujo subterráneo. Dicha información muestra nuevamente que los principales componentes mayoritarios del lixiviado son el amonio, sulfatos, nitratos, hierro, además de los físicos-químicos básicos como son pH, OD, DQO y COD. Referidos resultados corresponden a los pozos muestreados en las campañas anteriores más los pozos profundos y los alineados en dirección del desplazamiento de la pluma de lixiviado. Los intervalos de concentraciones obtenidas se presentan en el cuadro 7.13 y los datos para cada pozo individual se presentan en el anexo .

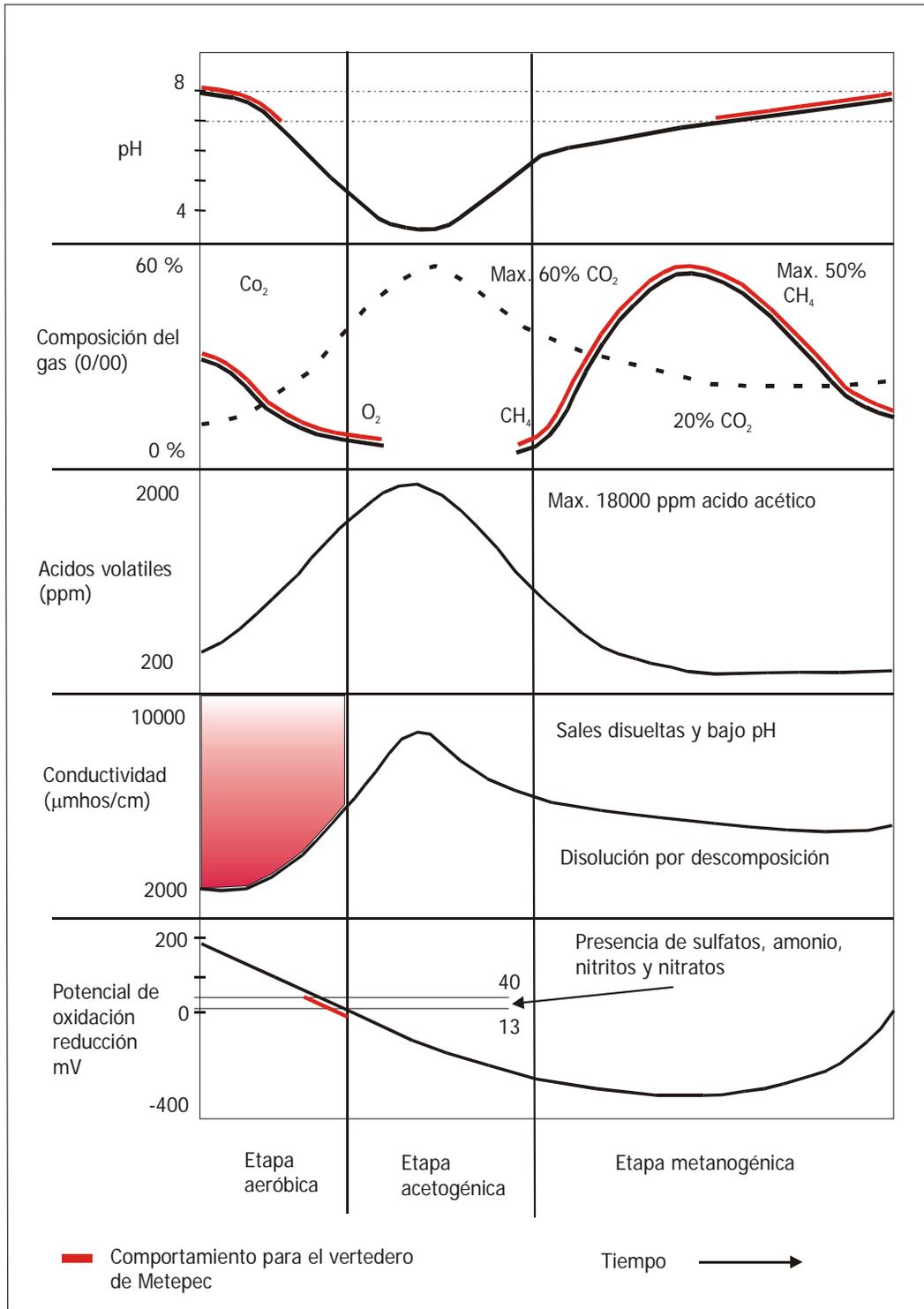


Figura 7.15 Tendencias de formación de lixiviado generado en el vertedero de Metepec en comparación con las etapas típicas identificadas en diversos rellenos sanitarios.

Cuadro 7.13. *Rango de valores de las concentraciones obtenidas en el muestreo general de junio del 2006.*

Parámetro	Rango de concentración mg/l
Cloruros	500 - 5700
Nitratos	< 0.1 - 190
Nitritos	0 - 3
Sulfatos	< 2.5 - 750
Calcio	3 - 290
Fierro	2 - 250
Amonio	140 - 6400

De acuerdo con referida información, se aprecia la heterogeneidad de resultados entre pozos. Los valores de concentración mayor, cercanos al límite superior, corresponden a los pozos ubicados en el interior del vertedero de residuos sólidos y los valores de concentraciones cercanos al límite inferior, corresponden a los pozos ubicados en la frontera norte del mismo a excepción del pozo Pz 9 perforado hasta una profundidad de 76 m, el cual presenta valores cercanos a la media.

Por lo anterior, se tomó en cuenta un parámetro representativo de las condiciones de descomposición de la materia orgánica contenida en el lixiviado y que se biodegrada al incorporarse al acuífero. Por lo tanto, las concentraciones de carbono orgánico disuelto se tomaron en cuenta para realizar el correspondiente trabajo de modelación y simulación de flujo y transporte de contaminantes, aplicando el software VISUAL MODFLOW. En el cuadro 7.14 se muestran los valores correspondientes de las concentraciones de carbono orgánico total, inorgánico y disuelto, para el grupo de pozos utilizados en las campañas de monitoreo y muestreo.

Cuadro 7.14. *Valores de carbono orgánico total correspondientes a los pozos muestreados.*

Pozo	COD mg/L	CID mg/L	COT mg/L
PC2	1.3	18.2	19.5
PB4	2.3	16.5	18.8
PB5	391	635.4	1026.4
PB6	2708.1	2914.5	5622.6
PB8	1802.5	3158.9	4961.4
PB13	5570.7	1823.6	7394.3
PB15	6425.3	1740.8	8166.1
PB18	3154.7	2810	5964.7
PZ9	535.5	144.5	680.0

7.6 Modelo conceptual del sitio bajo estudio

De acuerdo con la información generada y presentada en los apartados anteriores, se logró definir un modelo conceptual que representa la información y las condiciones hidrogeológicas prevalecientes en el interior y exterior del vertedero sanitario de Metepec, con la finalidad de lograr aplicar referido modelo a los trabajos de modelación y simulación de flujo y transporte de contaminantes, involucrando los mecanismos de atenuación natural que sean factibles de intervenir en el escenario hidrogeológico. La malla de modelado es un elemento básico del modelo conceptual y se encuentra configurada según se muestra en la figura 7.16 y los elementos a considerar en el modelo conceptual son:

- Recarga superficial.
- Tasas de bombeo para extracción.
- Dirección del flujo subterráneo.
- Valores de permeabilidades y conductividades hidráulicas.
- Discretización superficial y vertical del medio poroso (número de renglones, columnas y capas que intervienen).

La figura 7.17 muestra a grandes rasgos los elementos de referencia para los trabajos de modelación y simulación de flujo y transporte de contaminantes.

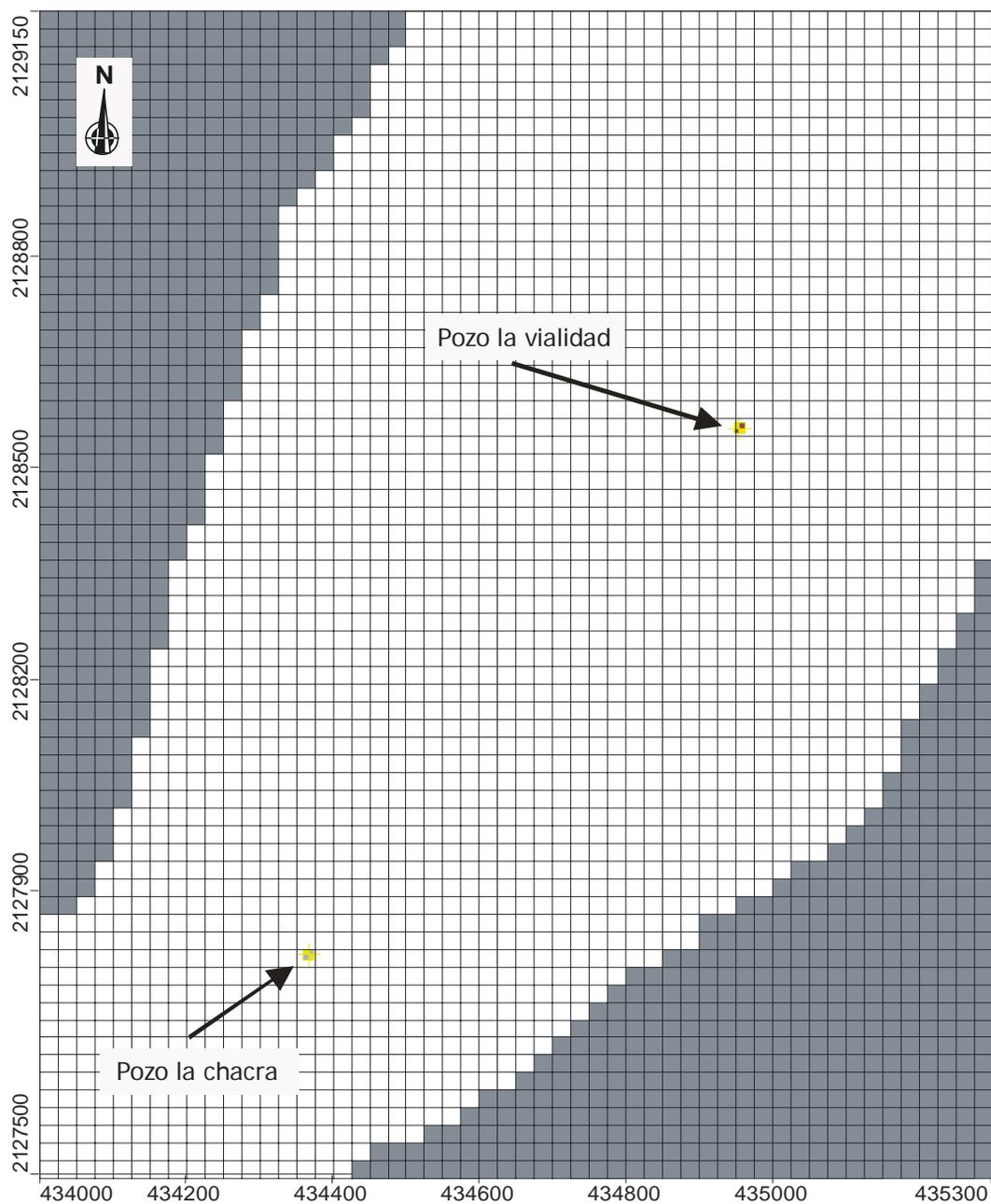


Figura 7.16. Esquema de la malla de modelado obtenida para representar el dominio del modelo conceptual.

7.7 Calibración del modelo de flujo en condiciones estacionarias

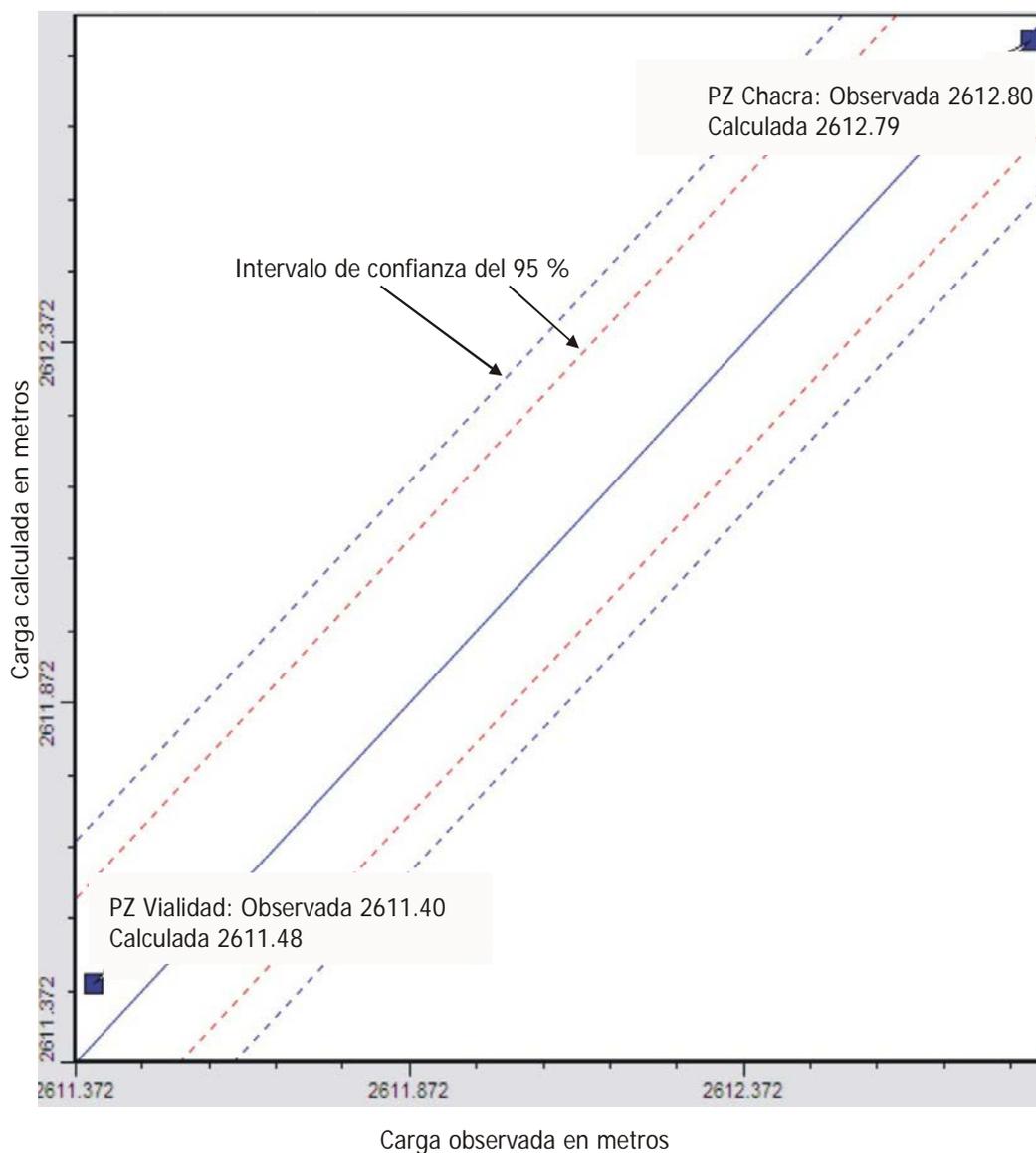
Se tiene conocimiento de que a partir del año de 1981 iniciaron los trabajos de extracción de agua subterránea en la zona de estudio, para abastecimiento de las comunidades cercanas, lo cual obligó a determinar un periodo de calibración de flujo subterráneo en condiciones estacionarias. Este periodo fue para el año de 1980, considerado el último año en el que se registra estabilidad hidrodinámica natural sin la presencia de perturbaciones hidrodinámicas causadas por el bombeo.

Por lo anterior, a partir del año 1980 hasta el 2005, se definen dos periodos de modelación factibles: el estacionario el transitorio. El primero es referido solamente al año 1980, el cual fue suficiente para establecer las condiciones naturales de fluctuación del flujo subterráneo. El transitorio se identifica en periodos, divididos cada cinco años y calibrados con las piezometrías determinadas bajo las mismas condiciones, debido a la dinámica de un acuífero regional correspondiente al localizado en el Valle de Toluca, (Sultan, 2001). Los resultados de la calibración de las condiciones estacionarias indican para el pozo “La Chacra” una diferencia entre cargas observadas y calculadas de 0.01 m y para el pozo “La Vialidad” de 0.08 m, reflejando un ajuste del 99.9 % con un residual medio del 0.04, considerándose aceptable el trabajo de calibración. La figura 7.18 muestra la gráfica de calibración de cargas observadas contra cargas calculadas, indicando un residual medio menor al 5 %, lo que para recomendaciones del manual de Visual Modflow y expertos en modelación, resulta ser una aproximación aceptable para propósitos de calibración.

7.8 Modelación de flujo y transporte (difusión más advección) en condiciones transitorias, utilizando cloruros como elemento traza

En esta etapa los periodos de calibración considerados fueron: de 1981 a 1985; 1986 a 1990; 1991 a 1995; 1996 a 2000 y 2001 a 2005. También se realizaron los trabajos de simulación de flujo y transporte con cloruros bajo las mismas condiciones del caso de calibración, considerando el evento más desfavorable de operación del vertedero, que implica mantener constantes las concentraciones de incorporación al acuífero. Los

periodos fueron de 2006 a 2010 y 2011 a 2015. Algunos trabajos que consideran a los cloruros como elemento trazador en la evaluación extrema del desplazamiento de una pluma contaminante, son por ejemplo los presentados por Brun (2002), Christensen (2001, 2000), Frind y Molson (1999) y Engesgaard (1996). En la figura 7.19 se muestra comparativamente los resultados de las calibraciones del flujo y transporte de cloruros para los periodos 1981 a 1985 y 2001 a 2005; calibrando la concentración de cloruros observados en el año 2005 con los calculados en un valor de 3205 mg/L, en la posición del pozo profundo PZ9.



Número de puntos: 2
 Máximo residual: 0.081 m en el pozo la vialidad
 Mínimo residual: -0.008 m en el pozo la chacra
 Residual medio: 0.036 m
 Residual medio absoluto: 0.044 m
 Error estándar de la estimación: 0.044 m
 Raíz cuadrada media: 0.058 m
 RMS normalizada: 4.109 %
 Coeficiente de correlación: 1

Figura 7.18. Curva de calibración de las cargas calculadas con las cargas observadas en los pozos de bombeo la Vialidad y la Chacra.

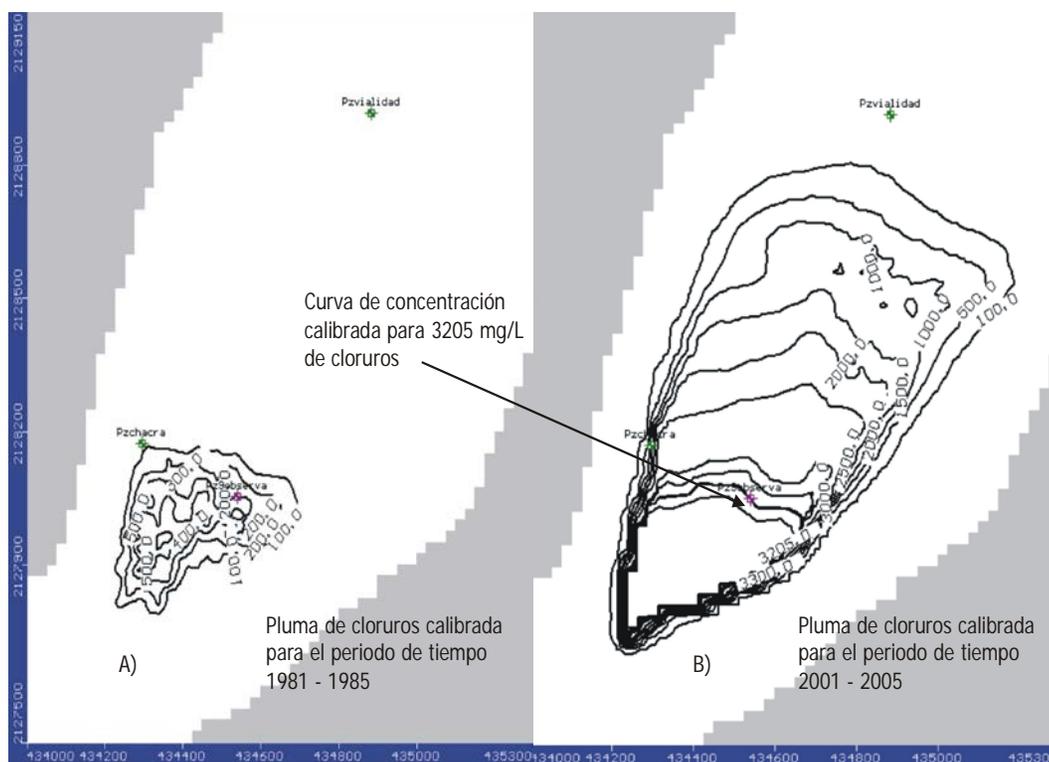


Figura 7.19 Resultados de calibración de flujo y transporte de cloruros, considerando los procesos de difusión y advección. A) corresponde al periodo de 1981 – 1985; B) corresponde al periodo de 2001 – 2005.

7.9 Modelación de flujo y transporte considerando los procesos de difusión, advección y sorción (isotermas lineal, de Freundlich y de Langmuir)

El proceso de sorción (adsorción) resulta ser uno de los procesos más efectivos para remover compuestos de peso molecular alto, pues se refiere al proceso de transferencia de masa entre los contaminantes disueltos en el agua subterránea (fase en solución) y los contaminantes adsorbidos en un medio poroso (fase sólida), dependiendo el tipo de adsorbente. Por lo tanto, este proceso se ha evaluado para las condiciones de modelación en el acuífero, (Zheng, 1995). Se aplicaron las isotermas lineal, de Freundlich y de Langmuir. La implementación de los trabajos de modelación implicaron la estimación de las correspondientes constantes y exponentes para cada isoterma. En la figura 7.20 se presentan los resultados de las tres isotermas para el periodo de calibración 2001 a 2005, observándose que el pozo la Chacra es alcanzado por la pluma contaminante, con una concentración de 150 mg/L de COT (primer caso).

7.10 Modelación de flujo y transporte considerando los procesos de difusión, advección, sorción y biodegradación (cinética de Monod)

Un frecuente proceso de atenuación natural de una pluma contaminante es la biodegradación, la cual se evaluó mediante la aplicación de la cinética de Monod, pues el software de aplicación MT3D99 considera esta opción. Se determinó de algunos trabajos de investigación realizados en la Universidad Técnica de Dinamarca, tales como los de Torang (2003), Charlotte (2002), Suthersan (2002) y Brun (2002), los correspondientes valores de constantes y parámetros definidos en el capítulo anterior, por lo tanto, a continuación se presentan los resultados desde la etapa de calibración (año 2005) hasta las opciones de simulación propuestas para los periodos 2006 – 2010 y 2011 – 2015.

En la figura 7.21 se muestran los resultados para el periodo de 2001 a 2005 considerando las tres isotermas anteriormente utilizadas, observándose que el pozo “La

Chacra” ha sido alcanzado por la pluma contaminante con 100 mg/L de concentración, considerando biodegradación (segundo caso). Resultados similares se obtuvieron para el periodo 2006 - 2010 cuando la pluma alcanza la posición del pozo “La Vialidad”, en el primer caso (sin biodegradación) con concentraciones de 100 mg/L y en el segundo caso (con biodegradación) con 40 mg/L y una concentración de carbono orgánico total (COT) calibrada en 680 mg/L, ver figura 7.22.

7.11 Escenarios de simulación de flujo y transporte considerando condiciones enfocadas a la remediación

Los resultados de simulación de flujo y transporte de contaminantes para los periodos de tiempo 2005, 2006–2010 y 2011–2015, consideran tres escenarios físicos de operación del vertedero de residuos sólidos, que se utilizaron para condiciones de biodegradación de la materia orgánica en un medio saturado para tres combinaciones de parámetros biológicos involucrados con la cinética del crecimiento bacteriano, representada e incorporada en el modelo MT3D99, mediante el modelo de Monod.

Se presenta a continuación los resultados correspondientes a la combinación de los tres escenarios físicos asociados a la condición de biodegradación reducida, sin embargo, todo esto ilustra la influencia de las condiciones de incorporación no controlada de lixiviado hacia el acuífero. La figura 7.23 muestra una comparación de resultados simulados para el periodo 2005, ilustrándose la mínima diferencia de cambio de concentraciones en el primer año de simulación, por lo tanto, la capacidad de atenuación natural para los tres escenarios físicos considerados y la combinación de los parámetros de biodegradación influyen poco en periodos cortos de tiempos como un año (2005). Sin embargo en las figuras 7.24 y 7.25 se aprecian los mismos escenarios físicos y mayores diferencias de capacidad de atenuación, principalmente en los escenarios que consideran la reducción del 75 % de la impulsión de la concentración y el vertedero impermeabilizado. Se aprecia que, utilizando el escenario del vertedero impermeabilizado con los parámetros 0.1 para $C_m \cdot K_{grow}$ y 0.2 para K_s , la capacidad de atenuación natural se comporta más eficientemente respecto a la distancia y el tiempo (ver curvas en amarillo).

La figura 7.26 muestra una comparación gráfica donde se ilustra para los periodos de tiempo utilizados y los tres escenarios físicos ya manejados en otras simulaciones, el efecto común de la aplicación de los parámetros de biodegradación $C_m * K_{grow} = 0.008$ y $K_s = 0.2$. La comparación de esta figura indica la influencia de los parámetros de biodegradación en el comportamiento de la capacidad de atenuación natural. Las figuras 7.26a) y 7.26b) se caracterizan por tener una notable influencia del cambio de escenario físico consistente en reducir los impulsos de las concentraciones de contaminantes en el acuífero, por lo que las curvas de los periodos 2006-2010 y 2011-2015 tienen una tendencia de desfase, iniciando con concentraciones cercanas a cero por suspenderse el impulso de la concentración en la base del vertedero. Esto propicia un desfase de la pluma contaminante, sin embargo, no se puede negar un aporte importante en la reducción del cambio de concentraciones debido a las condiciones de biodegradación del contaminante, acentuándose un poco más en el periodo 2011-2015.

Las figura 7.27 y 7.28 complementan a la figura 7.26, al utilizar para los tres escenarios físicos y tres periodos de simulación utilizados, las combinaciones de parámetros de biodegradación 0.06/0.2 y 0.1/0.2 respectivamente. Precisamente estos dos últimos casos indican la influencia de las condiciones de biodegradación en la obtención de las tasas permisibles de COT (menores a 3mg/l para agua que se puede beber), situación que se logra para el periodo de tiempo 2011-2015. Lo anterior proporciona un dato importante, el cual se denomina tiempo de remediación y se obtiene al finalizar el periodo 2015 con la condición de tener un vertedero impermeabilizado en la superficie y manejando los parámetros de biodegradación 0.1/0.2.

Con la finalidad de presentar mayor explicitud en cuanto a la diferencia de aportes de cada escenario físico utilizado con cada combinación de parámetros de biodegradación, las figuras 7.29, 7.30 y 7.31 muestran respectivamente, la condición natural del vertedero con la combinación de parámetros de biodegradación de menor aporte, el vertedero trabajando con una reducción del 75 % de los impulsos de concentraciones y el aporte medio de biodegradación que proporciona la combinación de parámetros

0.06/0.2 y finalmente, trabajando con el vertedero impermeabilizado y el aporte mayor por biodegradación utilizando la combinación de parámetros de biodegradación 0.1/0.2.

Las figuras que corresponden a los escenarios anteriormente descritos, reflejan el cambio de la capacidad de atenuación natural, cuanto menor sea el impulso de concentraciones manipulado por el cambio de escenario físico y la mejor condición de biodegradación en el medio acuoso. Lo anterior puede implicar la aplicación de oxígeno al medio acuoso mediante técnicas auxiliares para remediación, situación que puede ser un factor limitante para las autoridades que requieran realizar trabajos de saneamiento del acuífero.

La realización de los trabajos de simulación con la combinación de escenarios físicos y parámetros de biodegradación, originó nueve casos, los cuales tienen un comportamiento para cada periodo de tiempo utilizado. Precisamente el análisis en conjunto de cada tendencia de capacidad de atenuación natural que se obtuvo, se representa en un conjunto de gráficas envolventes de los rangos posibles de la capacidad de atenuación natural. Por ejemplo, en la figura 7.32 se ilustra el grupo de tendencias de capacidad de atenuación natural, dividida en tres grupos: el A/0.008, el B/0.06 y el C/0.1. El primero fue aplicado para el periodo 2005 y condiciones de operación del vertedero utilizadas, aplicando los parámetros de biodegradación de aporte mínimo.

El segundo representa los mismos escenarios de operación del vertedero, pero los parámetros de biodegradación cambian a los de aporte medio (0.06/0.2). Asimismo, el tercer grupo identificado maneja los mismos escenarios físicos y el periodo de tiempo 2005, pero cambian los parámetros de biodegradación a 0.1/0.2, siendo éstos los que mayor aporte de biodegradación provocan. De acuerdo con lo mostrado en la figura 7.32, en los primeros 200 m de distancia existen diferencias notables de cambio de concentración respecto a la distancia y tiempo, por lo que se hace notar la influencia del tipo de escenario físico que se aplica en el vertedero.

Posteriormente, entre los 400 y 600 m se observa una zona de estabilización de las tasas de biodegradación y las tendencias de la capacidad de atenuación aunque con poca diferencia, tienen la misma tendencia; ya en los 700 m se identifica mayor efectividad de las condiciones manejadas para el escenario que involucra impermeabilización de la cubierta superficial del vertedero y parámetros de biodegradación de mayor aporte. Sin embargo, para el periodo simulado (2005), aún no es suficiente para establecer una distancia de estabilización de la pluma contaminante y mucho menos un tiempo de remediación, pues el frente de la pluma contaminante todavía no alcanza la posición del pozo “La Vialidad” y las concentraciones en distancias anteriores son muy altas con el límite permisible (3 mg/L).

En la figura 7.33 se muestra el comportamiento del grupo de combinaciones de escenarios similares a los presentados en la figura 7.32, con la diferencia de que ahora se maneja el periodo de simulación 2006-2010. Se observa, en los primeros 200 m, una importante diferencia de concentraciones entre el escenario que utiliza el estado natural de operación del vertedero (concentraciones más altas) y los escenarios que utilizan reducción del 75 % de los impulsos de concentración e impermeabilización de la cobertura superficial del vertedero. Referidas diferencias se originan un año después de simulación, tiempo suficiente para tener efecto el corte de concentraciones de contaminante que se aplica en los últimos escenarios mencionados, manteniéndose constante el aporte del escenario en condiciones naturales.

A una distancia de 550 m a partir de la fuente de contaminación, se observa un rango de convergencia del cambio de concentraciones. A partir de este punto se inicia un periodo de estabilización de las tasas de biodegradación asociadas a cada escenario físico, situación que se observa hasta los 1100 m (punto donde se ubica el pozo “La Vialidad”), lugar donde se observan concentraciones de COT mayores a las permisibles. Hasta finales del año 2010 no se tendrá capacidad de atenuación natural eficiente, no se obtendrá un tiempo de remediación en referidas distancias y por lo tanto, tampoco se puede hablar de distancias de estabilización de la pluma contaminante.

En la figura 7.34 se muestra un esquema similar al de la figura 7.33, pero aplicado al periodo 2011-2015. También se observa en los primeros 200 m, diferencias del cambio de concentraciones por efecto del cambio de escenario físico utilizado desde periodos anteriores. El rango de convergencia de concentraciones se observa en los 740 m y a partir de este punto se identifica una tendencia estable del cambio de concentraciones respecto a la distancia, notándose concentraciones más altas para el escenario que utiliza el estado natural de operación del vertedero. En cuanto a las más bajas, que de hecho, son concentraciones que oscilan en el rango de las permisibles, que según Rodier (1998) es de 0.5 - 3.0 mg/L; corresponde un periodo de simulación donde se obtiene el tiempo de remediación que es al final del año 2015 y la distancia de estabilización es a partir de los 900 m correspondientes a un tiempo de estabilización en el año 2014.

La evaluación de la distancia de estabilización de la pluma contaminante para los tres escenarios combinados con los parámetros de biodegradación utilizados, ilustran una influencia importante del parámetro físico ideal (vertedero impermeabilizado en la capa superficial) y los parámetros de biodegradación 0.1/0.2. Sin embargo una situación conservadora y más realista a las condiciones socioeconómicas de la zona de estudio, se puede adoptar en la combinación de escenario físico (reducción del 75 % de concentraciones) y los parámetros de biodegradación 0.06/0.2. En ambos casos la distancia de estabilización, respectivamente, es de 400 y 920 m, indicando que se puede estabilizar la pluma contaminante dentro del escenario físico utilizado para modelación. Tales resultados se aprecian en la figura 7.35.

En lo que respecta al tiempo de remediación, la figura 7.36 muestra resultados que coinciden con los escenarios que presentan menor distancia de estabilización, observándose que el tiempo de remediación se inicia en el año 2015 para los escenarios B1, B2 y B3 descritos en la correspondiente figura y el tiempo de remediación se alcanza casi en su totalidad en el año 2015 para el caso de impermeabilización total de la capa superficial del vertedero, con los parámetros de biodegradación 0.06/0.2 y 0.1/0.2.

Conclusiones y recomendaciones

8.1 Introducción

El presente trabajo de investigación se basa en diversos trabajos relacionados al tema para alcanzar los objetivos establecidos, que, tanto en la metodología como en los resultados presentados, en el presente capítulo se exponen las conclusiones y recomendaciones correspondientes a los bloques de resultados obtenidos, siendo éstos: *trabajos de campo, caracterización química del lixiviado y los trabajos de modelación y simulación de flujo y transporte de contaminantes.*

Las características del trabajo de investigación permitieron llevar a cabo la secuencia metodológica iniciando con todos los trabajos de campo, los cuales en muchos casos se llevaron a cabo simultáneamente con otras etapas. Las campañas de monitoreo de pozos de biogás y de agua subterránea dieron lugar a realizar los trabajos de caracterización química del lixiviado, ajustando las condiciones de muestreo según la disponibilidad de infraestructura operable dentro del vertedero (pozos de biogás libres de obstrucciones). La obtención de la información básica de campo, hidrogeológica y química, permitió formular el modelo conceptual aplicado en los correspondientes trabajos de modelación

y simulación de flujo y transporte de contaminantes, parte esencial para obtener los objetivos de la presente investigación.

8.2 Trabajos de campo realizados

En virtud del gradual incremento del volumen de residuos sólidos que se depositan en el vertedero de Metepec, la consecuencia lógica es un surgimiento de efectos contaminantes que para mal se agudizaban y en el periodo que coincidía con la realización de los trabajos de monitoreo de agua, lixiviado y biogás presentes en la zona de estudio, se logró constatar lo mencionado. La evaluación del impacto que provocaba el desplazamiento de biogás en las zonas circunvecinas al vertedero sí aportó una idea precisa de la necesidad de incrementar los trabajos de combustión de biogás o, en su caso, la canalización para su aprovechamiento. La situación se mejoró notablemente en los siguientes meses, por lo tanto, los trabajos se enfocaron principalmente en el monitoreo de lixiviado y agua subterránea en las áreas subyacente y periférica al vertedero, asimismo, en la determinación de la estratigrafía local.

Respecto de los trabajos de monitoreo de los pozos de biogás, la fluctuación de los niveles en los meses de revisión de los mismos indicó la influencia de las características intersticiales existentes en las capas de residuos sólidos, al provocar salidas laterales de lixiviado y, en consecuencia, abatimientos notables del nivel de lixiviado. Tal situación provocó limitaciones para fijar una profundidad constante de muestreo de lixiviado en algunos puntos, los cuales se cambiaron lo menos posible para evitar modificaciones de la red de monitoreo entre campañas de muestreo.

La caracterización estratigráfica realizada se consideró suficiente y representativa para los propósitos del manejo de la información en los trabajos de modelación. Se pudo realizar un refinamiento mayor siempre y cuando las perforaciones hechas a una profundidad de 28 m se hubieran ampliado hasta los 150 m, para cubrir el espesor total del dominio vertical aplicado al acuífero; en este caso, el factor económico limitó tales acciones. También se limitó el proceder del cálculo de las conductividades hidráulicas

por la disposición de las perforaciones sin protección de las paredes durante poco tiempo, para evitar el colapsamiento de las mismas, por lo tanto, el método de recuperación no se aplicó, y se optó por los métodos basados en la clasificación textural, que aportó resultados representativos.

En cuanto a los resultados de velocidad de infiltración determinados en el interior y exterior del vertedero, se consideran representativos como elementos indicativos de recarga superficial, sin embargo, esta información se analizó y comparó con la presentada en estudios realizados en el acuífero del valle de Toluca (DGCOH, 1992), los cuales presentan información de recarga superficial anual, la cual se incorporó adecuadamente a los años de simulación desde 1980 hasta 1992 y se complementó con información de la Comisión Nacional del Agua para el periodo 1993-2006.

La determinación de la dirección preferencial de migración del lixiviado se pudo constatar con el monitoreo del pozo Pz9, el cual aportó la posición exacta del nivel freático y las condiciones de incorporación de la pluma de lixiviado. La dirección del flujo subterráneo coincide con la del lixiviado atribuido principalmente a la presencia de materiales granulares en la zona saturada y no saturada que permiten un transporte advectivo en relación agua subterránea-lixiviado.

8.3 Caracterización química del lixiviado

La identificación de la consistencia química del lixiviado generado en el vertedero de residuos sólidos se considera aceptable. Si bien no se logró manejar una red de muestreo a una misma profundidad por detalles anteriormente comentados, se identificó la condición química del lixiviado proveniente de los pozos de biogás y la correspondiente a los pozos ubicados en la frontera norte, lo cual facilitó las campañas de muestreo con la orientación de la red en dirección de la migración del lixiviado, situación que aportó mayor confianza en la obtención de las concentraciones observadas, útiles para los trabajos de calibración de flujo y transporte de contaminantes.

Las concentraciones de los diferentes parámetros determinados en laboratorio, revelan las condiciones de formación del lixiviado, debido a la degradación de los residuos sólidos con impulsiones controladas por las diferentes reacciones químicas que contribuyen a tal estado. Esto es normal en sitios de deposición de residuos sólidos donde no es controlado con normatividad el acomodo de residuos sólidos, la construcción de pozos de biogás desde el inicio de operación del vertedero, así como, la canalización del lixiviado generado de manera acelerada por la ausencia de protección contra la infiltración de agua pluvial (principal mecanismo de aceleración en la formación de lixivia).

Las actividades de operación del vertedero y las acciones realizadas para controlar los efectos de contaminación del aire, ayudaron a complementar la información necesaria para esquematizar las etapas involucradas con la formación del lixiviado, asociadas a las diferentes fases de degradación de los residuos sólidos, coincidiendo con los resultados de las concentraciones que reflejan la presencia mayoritaria de los cloruros, sulfatos y amonio, típico de un lixiviado originado de la descomposición de los residuos sólidos. Con base en los análisis de la composición del lixiviado, no existen concentraciones de BETEX, por lo que la contaminación del entorno al vertedero no presenta indicios de contaminantes más complejos y tóxicos.

Las concentraciones de carbono orgánico total expresan diferencia notable entre el pozo muestreado en el interior del acuífero (76 m de profundidad) respecto a los pozos de biogás ubicados en el interior del vertedero, lo cual se considera representativo de las condiciones del enriquecimiento de materia orgánica en proceso de biodegradación dentro del vertedero y que ya en el interior del acuífero se reducen notablemente. Lo anterior se consideró aceptable para enfocar los trabajos de modelación y simulación de flujo y transporte de contaminantes observando al COT como el elemento considerado en los esquemas de evaluación de las capacidades de atenuación natural. Cabe mencionar que este trabajo pudo tomar otro enfoque si se hubieran considerando las condiciones del comportamiento de los sulfatos asociado al proceso de atenuación natural, pero se manejó desde otra perspectiva por la necesidad de involucrar parámetros

adicionales de oxido-reducción incorporados al modelo MT3D, en los trabajos de modelación de flujo y transporte, los cuales no se determinaron en su momento.

8.4 Modelación y simulación de flujo y transporte de contaminantes

La integración de los resultados de las etapas anteriormente comentadas se reflejan en la formulación del modelo conceptual utilizado en los trabajos de modelación y simulación de flujo y transporte de contaminantes. Los periodos de calibración de flujo subterráneo necesariamente se remontaron hasta el año 1980, pues, debido a que el acuífero a partir del año 1981 en la zona de estudio presentó alteración de la hidrodinámica debido al bombeo existente, esta situación obligó a calibrar el flujo subterráneo en condiciones transitorias a partir del año 1981 hasta 2005, condición que se valoró y se determinó aceptable para la zona de estudio.

En cuanto a los trabajos de calibración de flujo y transporte, inicialmente se calibró el proceso considerando el año 2005 el periodo donde se verificaron las concentraciones observadas con las simuladas, que en este caso se consideró factible para los cloruros, por tener concentraciones mayoritarias en los análisis químicos de lixiviado realizados y por ser un elemento prácticamente conservativo. Lo anterior representó importancia en la incorporación en los trabajos de flujo y transporte de contaminantes, pues indica la traza más desfavorable de una pluma de contaminante que se desplaza al incorporarse en un acuífero. Los resultados obtenidos mostraron una idea aproximada de las condiciones de contaminación del acuífero a partir del año 1981 hasta 2005 y las condiciones futuras desde el año 2006 hasta el año 2015.

También se realizó con éxito la calibración del Carbono Orgánico Total en el año 2005 y se evaluaron paralelamente los valores de parámetros que representan los mecanismos que contribuyen a la atenuación natural, siendo éstos la advección, difusión, sorción con isoterma lineal, sorción con isoterma de Freundlich, sorción con isoterma de Langmuir y biodegradación, considerando el modelo de crecimiento bacteriano de Monod. Se identifican aportes de cada uno de los mecanismos anteriormente mencionados, sin

embargo, para lograr evaluar las capacidades de atenuación natural se tomó en cuenta el aporte conjunto de los mecanismos involucrados y con este esquema se realizaron satisfactoriamente los trabajos de simulación para los periodos 2005, 2006-2010 y 2011-2015, considerando tres alternativas de escenarios físicos que representan las condiciones más factibles de operación de un vertedero al finalizar su vida útil

Los escenarios definidos se aplicaron en combinación con tres alternativas de parámetros de biodegradación representativos para un medio acuoso y los resultados indican que es necesario realizar un cambio en la forma física de operación de un vertedero, una vez finalizada la capacidad útil. Sin embargo, el manejo de parámetros de biodegradación que hacen más eficiente la capacidad de atenuación natural, involucra la aplicación de alguna técnica de suministro de oxígeno al interior del acuífero en distintas posiciones, por lo tanto, esto requiere inversiones que a corto plazo no son fáciles de implementar. Para tal situación, se recomienda aplicar el escenario que considera la reducción del 75 % de los impulsos de concentración combinado con la utilización de parámetros de biodegradación de aporte medio (0.06/0.2), bajo la suposición de que se dispone de una iniciativa formal por realizar tales trabajos.

Finalmente el aporte del presente trabajo consiste básicamente en identificar las condiciones de atenuación natural de una pluma de lixiviado, para lo cual se evaluaron las capacidades de atenuación y se obtuvieron eficiencias para escenarios de simulación que indican un tiempo de remediación de 10 años a partir del año 2005. Los mecanismos que contribuyen a la atenuación natural lo hacen de mejor manera en conjunto para cada caso simulado, sin embargo se identifica que el mecanismo preferencial es la biodegradación.

8.5 Propuesta de implementación de trabajos futuros

En párrafos anteriores se comentó la posibilidad de enfocar el presente trabajo utilizando la variación de concentraciones de sulfatos en el escenario hidrogeológico correspondiente al vertedero de residuos sólidos y el dominio del acuífero subyacente.

Los resultados del análisis químico también sugieren tomar en cuenta la variación del amonio a nitratos, por lo tanto, la modelación de tales elementos bajo las diferentes condiciones de degradación de los residuos sólidos, merece la atención y la realización de una investigación. Otro trabajo que es necesario en la zona de estudio que comprende esta investigación, es la evaluación óptima de las alternativas de remediación en función de las capacidades de atenuación natural evaluadas con diferentes escenarios físicos de operación del vertedero. Este trabajo aproximará de mejor manera los tipos de acciones más convenientes y factibles que se pueden realizar a favor de salvaguardar el agua subterránea del acuífero subyacente al vertedero de Metepec.

Bibliografía

Álvarez, P., 2006. “*Bioremediation and natural attenuation*”. John Wiley & Sons, Inc. 609 pp.

Anderson, M. P., 2000. “*Movement of contaminants in groundwater: Groundwater Transport-Advection and Dispersion, in: Studies in Geophysics-Groundwater Contamination*”. National Research Council (U.S.A.), National Academy Press, Washington, D.C..37-45 pp.

Anderson M. P. y Woessner, W. W., 1992. “*Applied groundwater modeling. Simulation of flow and advective transport*”. Acedemy Press, San Diego.

Badillo, J., 1988. “*Mecánica de Suelos*”. Tomo I. Editorial Limusa.

Badillo, J., 1990. “*Mecánica de Suelos*”. Tomo II. Editorial Limusa.

Badillo, J., 1991. “*Mecánica de Suelos*”. Tomo III. Editorial Limusa.

Bagchi, A., 1987. “*Natural Attenuation mechanisms of landfill leachate and effects of various factors on the mechanisms*”. *Waste Management and Research* 5, 453-464.

Barker, J. F., 1987. “*Occurance and distribution of organic chemicals in two landfill leachate plumes*”. *Environmental Science and Technology*, 18 (12): 953-961.

Bedient, P. B., 1999. “*Ground Water Contamination. Transport and Remediation*”. Prentice Hall PTR, 604 pp.

- Bengtsson, L., 1994.** “Water balance for landfills of different age”. *Journal of Hydrology*. 158: 203 – 217.
- Brady, P. V., 1998.** “Natural Attenuation”. Lewis Publishers. 245 pp.
- Brun, A. y Engesgaard, P., 2002.** “Modelling of transport and biogeochemical processes in pollution plumes: Vejen landfill. Denmark”. *Journal of Hydrology*, 256, 228-247 pp.
- Campos, A. D., 1987.** “Procesos del ciclo hidrológico. Tomo I. Universidad Autónoma de San Luís Potosí.
- Campos, A. D., 1987.** “Procesos del ciclo hidrológico. Tomo II. Universidad Autónoma de San Luís Potosí.
- Chapelle, H. F. y Widdowson J., 2003.** “Methodology for estimating times of remediation associated with monitored natural attenuation”. U. S. Geological Survey. *Water Resources Investigations. Report 03-4057*. 52 pp.
- Charlotte, S., 2002.** “Attenuation of methane and trace organics in landfill soil covers”. *Ph. D. Thesis. Environment & Resources. Thecnical University of Denmark Water Resources Research*.
- Cherry, J. A. y MacQuarry, K. T., 1987.** “Hydrogeologic aspects of landfill impacts on groundwater and some regulatory implications. A paper for presentation at: PCAO/MOE Seminar on proposed municipal landfill regulations. Toronto Ontario.
- Cherry, J. A., 1990.** “Groundwater monitoring: Some deficiencies and opportunities. Hazardous waste site investigations; Towards Better Decisions”. Lewis Publishers. *Procedings of the 10 th ORNL Life Sciences Symposium, Tennessee, May 21-24*. 15 pp.
- Christensen, T., 2000.** “Natural Attenuation: A Feasible Approach to Remediation of Ground Water Pollution at Landfills?”. *Ground Water Monitoring Review*. Winter 2000. 69-77.pp.
- Christensen, T. y Kjeldsen, P., 2001.** “Biogeochemistry of landfill leachate plumes”. *Applied Geochemistry*, 16, 659-718 pp.
- CNA (Comisión Nacional del Agua), 2000.** “Reporte técnico”. CNA/235/2000. Pp.38.
- COESPO (Consejo de Estadística Poblacional), 1996.** “Reporte técnico de población y vivienda” pp.38.
- Cross, F., 1989.** “Infectious waste”. In *Standard Handbook of Hazardous Waste Treatment and Disposal*. McGrawHill. New York. Pp. 435-445.

- Custodio, E. y Llamas M., 1983.** “*Hidrología Subterránea*”. Dos tomos, segunda edición. Editorial Omega. Barcelona, 2359 pp.
- Davis, J., 1994.** “*Natural biological attenuation of benzene in groundwater beneath a manufacturing facility*”. *Ground Water* 32: 215-226.
- DGCOH (Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica), 1992.** “*Reporte técnico anual*”. México D.F. 98 pp.
- Domenico, P., 1990.** “*Physical and Chemical Hydrogeology*”. Wiley-Interscience, New York.
- Engesgaard y Traberg., 1996.** “*Contaminant transport at a waste residue deposit. 2. Geochemical transport modelling*”. *Water Resources Research.* 32,(4): 939-951.
- Farrel, D. A., 1994.** “*The 1978 Borden tracer experiment: Analysis of the spatial moments*”. *Water Resources Research.* 30 (11): 3213-3223.
- Fetter, C. W., 1999.** “*Contaminant hydrogeology*”. Prentice Hall 2a edition. 500 pp.
- Freeze, R. A. y Cherry, J. A., 1979.** “*Groundwater*”. Prentice Hall, Englewood Cliffs, N. J. 604 pp.
- Frind, y Molson., 1999.** “*Dissolution and mass transfer of multiple organics under field conditions: The Borden emplaced source*”. *Water Resources Research.* Vol. 35, no 3, pp. 683-694.
- Frind, y Sudicky., 1987.** “*Micro-scale modelling in the study of plume evolution in heterogenous media*”. NATO Advanced Research Workshol, National Laboratory of Civil Engineering, Lisbon, Portugal.
- Geofísica y Perforaciones del medio Ambiente S. C., 2003.** “*Reporte de estudio de geofísica local en el vertedero de Metepec, Estado de México.*”. 25 pp..
- Gillham, R. W. y Cherry, J. A., 1989.** “*Refuse disposal sites and their long-term Behaviour.*”. Waterloo Center for Groundwater Research. University of Waterloo. Waterloo, Ontario, Canadá, N21, 3G1.
- Gillham, R. W. y Cherry, J. A., 1982.** “*Contaminant migration in saturated unconsolidated geologic deposits.*”. *Geological Society of America, Special paper* 189 pp.
- Gobierno del Estado de México, 1993.** “*Atlas ecológico de la cuenca hidrográfica del Río Lerma.*”. Tomo I, cartografía.
- Gobierno del Estado de México, 1997.** “*Atlas ecológico de la cuenca hidrográfica del Río Lerma.*”. Tomo III, ecosistemas productivos.

- Gobierno del Estado de México, 2000.** “Atlas ecológico de la cuenca hidrográfica del Río Lerma.”.Tomo V, industrial.
- GTZ (Gesellschaft Für Technische Zusammenarbeit), 1999.** “Análisis del mercado de los residuos sólidos municipales reciclables y evaluación de su potencial de desarrollo.”. Dirección General de Normatividad y Apoyo Técnico. Secretaría de Ecología del Estado de México.
- GTZ (Gesellschaft Für Technische Zusammenarbeit), 2003.** “La basura en el Limbo: Desempeño de gobiernos locales y participación privada en el manejo de residuos urbanos.”. Comisión Mexicana de Infraestructura Ambiental.
- Hackley, K., 1996.** “Environmental isotope characteristics of landfill leachates and gases”.*GroundWater*. 34, pp. 827-836.
- Hansen, R., 2003.** “Substrate utilization at low nutrients condition in a model drinking water distribution system”. *Ph. D. Thesis. Environment & Resources. Thecnical University of Denmark*Water Resources Research.
- Hernández, M., 1986.** “Estudio geohidrológico preliminar de la cuenca del alto Lerma, Estado de México”. *II Seminario Práctico de Geohidrología. Instituto Politécnico Nacional.*
- Hoye, R., 1989.** “Mining wastes. In *Standard Handbook of Hazardous Waste Treatment and Disposal*”. McGraw-Hill, New York. pp. 447-451.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática), 1990.** “XI Censo General de Población y Vivienda. México.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática), 2005.** “II Conteo de población y vivienda.
- Jackson, R., 1990.** “Transport and fate of CFC-113 in groundwater”. *National Water Well Association*. pp. 129-142.
- Jones, C., 1996b.** “Natural Attenuation: A remedial option for a dissolved phase plume at an MGP tar disposal site”. *IBC’s Second Annual International Symposium on Intrinsic Bioremediation.*
- Kavanaugh, M. C., 1994.** “Alternatives for Ground Water Cleanup”. *National Research Council*. 315 pp.
- Kehew, A., 2001.** “Applied Chemical Hydrogeology”. *Prentice Hall*, 365 pp.
- Kjeldsen, P., 1993.** “Groundwater pollution source characterization of an old landfill”. *Journal of Hydrology*. 142: 349-371.

- Klecka, G., 1990.** “Natural bioremediation of organic contaminants in groundwater: Cliffs-Dow superfund site”. *Ground Water* 28: 534-543.
- Lambe, T., 1984.** “*Mecanica Suelos*”. Editorial Limusa.
- Lee, G. F., 1988.** “Management of hazardous wastes: Issues in México.”. *Presentation Greenpace México Conference. San Luis Potosí México.*
- Lee, J., 1993.** “Computer and experimental simulations of the production of methane gas from municipal solid waste”. *Water Science and Technology.* 234 pp.
- Lobo, A., 2003.** “Desarrollo de MODUELO 2: Herramienta para la evaluación de la contaminación producida en vertederos de residuos sólidos urbanos”. *Tesis Doctoral. Universidad de Cantabria. E.T.S. de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. España.*
- Lyman, W., 1982.** “*Handbook of Chemical Property Estimation Methods*”. McGraw-Hill New York.
- Lyngkilde, J. y Christensen, T., 1992.** “Redox zones of a landfill leachate pollution plume (Vejen, Denmark)”. *Journal of Contaminant Hydrology.* 10: 273-289.
- MacBean, E., 1995.** “*Soil Waste Landfill Engineering and Design*”. 521 pp.
- MacFarlane, D. S. Y Cherry, J. A., 1983.** “Migration of contaminants in groundwater at a landfill: a case study. Groundwater flow and plume delineation.”. *Journal of Hydrogeology.* 63: 1-29.
- Mackay, D., 1989.** “Groundwater contamination: pump and treat remediation”. *Environ. Sci. Technol.* 23: 630-636.
- Mackay, R., 2001.** “Simulating groundwater contaminant migration at Villa Farm lagoons”. *Journal of Engineering Geology and Hydrogeology.* 34: 215 – 224.
- Manna, L., 1999.** “Modeling biogas production at landfill site”. *Resources, conservation and recycling.* 26: 1-14.
- Manning, D., 1997.** “Acetate and propionate in landfill leachates: Implications for the recognition of microbiological influences on the composition of waters in sedimentary systems”. *Geology.* 25: 279-281.
- Martinez, R., 1975.** “Estudio de las distribuciones de precipitación y clima en la cuenca alta del Lerma”. *Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma Chapingo.* 125 pp.

- Munro, I. y MacQuarrie K., 1997.** “Migration of landfill leachate into a shallow clayey Hill in southern New Brunswick: a field and modelling investigation”. *Canada Geotechnical Journal*. 34: 204-219.
- Molson, J., 2000.** “Numerical simulation of hydrocarbon fuel dissolution and biodegradation in groundwater” Ph. D. Thesis. Earth Sciences.
- Moreno, J., 1996.** “A practical guide to groundwater and solute transport modeling” John Wiley & Sons, Inc. 461 pp.
- Morsa Construcciones S. A. de C. V., 2003.** “Reporte técnico: Estudios de mecánica de suelos e hidrología en la zona del Socavón, Metepec” 68 pp.
- National Research Council. 1993.** “In Situ Bioremediation”. National Academy Press. Washington, D. C.
- National Research Council. 1994a.** “Ranking Hazardous Waste Sites”. National Academy Press. Washington, D. C.
- National Research Council. 1994b.** “Alternatives for Groundwater Cleanup”. National Academy Press. Washington, D. C.
- Nicholson, R. V. y Cherry, J. A., 1983.** “Migration of contaminants in groundwater at a landfills: a case study VI. Hydrogeochemistry”. *Journal of Hydrogeology* 63: 131-176.
- Navarro, I., 2005.** “Análisis de estrategias de manejo integral del agua subterránea mediante modelación de flujo: Cuenca de la independencia, Guanajuato, México”. Tesis Doctoral. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Oman, C. y Hynning, P., 1993.** “Identification of organic compound in landfill leachates on Kaolinite sorption”. *Water Research*. 32: 882-890.
- Pedersen, D. K. y Bjerg, P. L., 1991.** “Correlation of nitrate profiles with groundwater and sediment characteristics in A shallow sandy aquifer”. *Journal of Hydrology*, 124: 263-277 pp.
- Raymond, R., 1976.** “Oil degradation in soil”. *Appl. Env. Microbiol.* 31: 522-535.
- Rifai, H., 1988.** “Intrinsic bioattenuation for subsurface restoration”. In *Intrinsic Biodegradation*. Columbus OH.
- Ritz, S., 1996.** “Remediation by natural attenuation”. *IBC’s Second Annual International Symposium on Intrinsic Bioremediation*.

- Rittmann, B. E. y Barden, M. J., 2000.** “*Natural attenuation for groundwater remediation*”. *Committee on Intrinsic Remediation*, Water Science and Technology Board. 274 pp.
- Robert, S., 1997.** “*Filtration of ground water samples: A review of industry practice*”. *Ground Water Monitoring Review*. 92: 56 – 62.
- Robertson, W., 1990.** “*Subsurface behaviour of nitrogen at a large-flux septic systems on an unconfined sand aquifer*”. *International Journal of Applied Hydrogeology*. November, 1990.
- Robin, M., 1991.** “*Spatial variability of strontium distribution coefficients and their correlation with hydraulic conductivity in the Canadian Forces Base Borden Aquifer*”. *Water Resources Research*. 27,(10): 2619-2632.
- Rodier, J., 1998.** “*Análisis de las aguas*”. Editorial Omega.
- Rohrich, T., 2000.** “*User’s Manual for Aquifer Test and Helph*”. Waterloo Hydrogeologic Inc.
- SARH (Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos), 1980.** “*Programa de administración y manejo de los recursos hidráulicos en la agricultura de riego*”. Informe Técnico Anual. México, 210 pp.
- Sancho, J. y Rosiles, G., 2000.** “*Situación actual del manejo integral de los residuos sólidos en México*”. Informe Técnico. Secretaría de Desarrollo Social, SEDESOL, México, pp. 1-24.
- Secretaría de Ecología del Gobierno del Estado de México., 2000.** “*Diagnóstico y análisis para el tratamiento de los residuos sólidos municipales en el municipio de Toluca y su zona conurbada.*”. *Dirección General de Planeación Ambiental, México*.
- SEDESOL (Secretaría de Desarrollo Social), 1999.** “*Consideraciones ambientales para el manejo de residuos sólidos*”. *Dirección General de Planeación Ambiental, México*.
- SEMARNAT (Secretaría de Energía Medio Ambiente y Recursos Naturales), 2003.** “*Normas y reglamentos para el manejo y disposición de residuos sólidos industriales y urbanos*”.
- SEMARNAT (Secretaría de Energía Medio Ambiente y Recursos Naturales), 1994.** “*Norma oficial mexicana NOM – 127- SSAI-1994*”.
- Sheryl, R., 1991.** “*Biogeochemical evolution of domestic wastewater in septic systems. 1. Conceptual Model*”. *Ground Water*. December 1991.

- Shirmer, y Barker., 1988.** “A study of long-term MTBE attenuation in the Borden Acuífer, Ontario, Canada”. *Ground Water Monitoring Review*, Spring 1988. pp. 113 –122.
- Suthersan, S. S., 2002.** “Natural and enhanced remediation systems”. Lewis Publishers, Arcadis. 419 pp.
- Sahuquillo., 1999.** “Disponibilidad y manejo de los recursos hídricos subterráneos”. *Departamento de Investigaciones en Hidrogeología. Madrid, España.*
- Sudicky, E. A., Cherry, J. A. Y Frind, E. O., 1983.** “Migration of contaminants in groundwater at a landfill: A case of study. 4. A natural gradient dispersion test”. *Journal of Hydrology.* 63: 81-108.
- Sudicky, E. A., 1986.** “A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer: Spatial variability of hydraulic conductivity and its role in the dispersion process”. *Water Resources Research.* 22(13): 2069-2082.
- Sudicky, E. A. y Schellenberg., 1990.** “Assessment of the behaviour of conservative and biodegradable solutes in heterogeneous porous media. Waterloo Centre for Groundwater Research. Waterloo, Ontario, Canada.
- Sudicky, E. A., 1995.** “A noniterative technique for the direct implementation of well bore boundary conditions in three-dimensional heterogeneous formations”. *Water Resources Research.* 31(2): 411-415.
- Sultan, R., 2001.** “Impacts on wetland hydrology from extensive groundwater extraction: Lerma River Basin, México. A thesis of Master of Science in Earth Sciences, Waterloo, Ontario, Canadá.
- Thomas, J., 1989.** “In situ bioremediation of organics contaminants in the subsurface”. *Environ. Sci. Technol.* 23: 760-766.
- Toräng, L., 2003.** “Biodegradation rates of chemicals in surface water and groundwater assessed in batch simulation test”. *Ph. D. Thesis. Environment & Resources. Technical University of Denmark Water Resources Research.*
- Torben, O., 1996.** “Contaminant transport at a waste residue deposit. 1. Inverse flow and nonreactive transport modeling”. *Water Resources Research.* 32 (4): 925-938.
- UNESCO., 1992.** “Revista Latinoamericana de Hidráulica”. Edición semestral, junio-diciembre, 1992.
- U. S. Environmental Protection Agency, 1998.** “Solid waste on land disposal restrictions”. Chapter 4: Landfills and combustions. U:S:A:

- U. S. Environmental Protection Agency, 1993.** “Cleaning up the Nation’s Waste sites”. *Office of solid waste and emergency response.*
- U. S. Environmental Protection Agency, 1990.** “Characterization of municipal solid waste in the United States”.
- U. S. Environmental Protection Agency, 1989.** “Technical guidance document: final covers on hazardous waste landfills and surface impoundments”. EPA/530-SW-889-047. Washington. D.C.
- U. S. Environmental Protection Agency, 1988b.** “Report to Congress: Solid waste disposal in the United States.” Vol. II. EPA/530-SW-88-011B:
- U. S. Environmental Protection Agency, 1986.** “Underground motor fuel storage tanks: A national survey”.
- U. S. Environmental Protection Agency, 1986.** “Test methods for evaluating solid waste, physical and chemical methods”. 3rd ed. SW, pp. 486.
- U. S. Environmental Protection Agency., 1983.** “Methods for chemical analysis of water and wastes”.
- Vigue, S. A. de C. V., 2002.** “Evaluación del estado actual del vertedero sanitario de Metepec, Estado de México”. *Reporte técnico. Gobierno Municipal de Metepec, Estado de México.*
- Vukovic, M., 1992.** “Determination of hydraulic conductivity of porous media from grain-size composition”. *Water Resources Publications.* 83 pp.
- William, S., 2000.** “Simulation of groundwater flow and potential contaminant transport at area 6 landfill, Naval Air station Whidbey Island, Island County, Washington. 52 pp.
- Wiedemeier, T., 2001.** “Designing monitoring programs to effectively evaluate the performance of natural attenuation”. *Ground Water Monitoring & Remediation.* 22: 124-135.
- Young, A., 1995.** “Mathematical modelling of the methanogenic ecosystem”. *Microbiology of landfill sites. Lewis Publisher. Estados Unidos de Norteamérica.*
- Zheng, Ch., 1995.** “Applied contaminant transport modeling”. *A Division of International Thomson Publishing Inc.* 440 pp.

A N E X O

ANEXO 1

Cuadro A1 *Resultados del muestreo de desplazamiento de biogás*

Monitoreo de los desplazamientos de biogás en horarios matutino y vespertino							
Ubicación	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Fecha
S1		NE	1		E	1	10/09/04
S2		E	1		E	1	10/09/04
S3		NE	1		NE	1	10/09/04
S4		SW	2		SW	2	10/09/04
S5		NW	1		N	1	10/09/04
S6		NE	1		NE	1	10/09/04
S7		N	2		E	2	10/09/04
S8		NE	3		SE	3	10/09/04
S9		SE	3		SE	3	10/09/04
S10		NE	2		E	2	10/09/04
S11		NE	1		NE	1	10/09/04
S12		E	2		E	2	10/09/04
S13		NE	1		E	1	10/09/04
S14		E	3		E	3	10/09/04
S15		E	2		NE	2	10/09/04
S16		SE	1		SE	1	10/09/04

Cuadro A2 *Resultados del muestreo de desplazamiento de biogás*

Monitoreo de los desplazamientos de biogás en horarios matutino y vespertino							
Ubicación	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Fecha
S1		SE	1		NE	1	18/09/04
S2		SE	1		E	1	18/09/04
S3		SE	1		NE	1	18/09/04
S4		NE	2		E	2	18/09/04
S5		NW	1		W	1	18/09/04
S6		W	1		NW	1	18/09/04
S7		NE	2		SE	2	18/09/04
S8		SE	3		E	3	18/09/04
S9		NE	3		N	3	18/09/04
S10		NW	2		N	2	18/09/04
S11		N	1		NE	1	18/09/04
S12		N	2		N	2	18/09/04
S13		SE	1		E	1	18/09/04
S14		SE	3		SE	3	18/09/04
S15		SE	2		E	2	18/09/04
S16		E	1		NE	1	18/09/04

Cuadro A3 *Resultados del muestreo de desplazamiento de biogás*

Monitoreo de los desplazamientos de biogás en horarios matutino y vespertino							
Ubicación	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Fecha
S1		NW	1		N	1	24/09/04
S2		N	1		NW	1	24/09/04
S3		NE	1		NE	1	24/09/04
S4		NE	2		SE	2	24/09/04
S5		NE	1		E	1	24/09/04
S6		E	1		E	1	24/09/04
S7		SE	2		SE	2	24/09/04
S8		E	3		NE	3	24/09/04
S9		E	3		NE	3	24/09/04
S10		NE	2		NE	2	24/09/04
S11		NE	1		E	1	24/09/04
S12		N	2		NE	2	24/09/04
S13		NE	1		E	1	24/09/04
S14		E	3		NE	3	24/09/04
S15		NE	2		N	2	24/09/04
S16		NE	1		E	1	24/09/04

Cuadro A4 *Resultados del muestreo de desplazamiento de biogás*

Monitoreo de los desplazamientos de biogás en horarios matutino y vespertino							
Ubicación	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Fecha
S1		SE	1		SE	1	01/10/04
S2		SE	1		E	1	01/10/04
S3		SE	1		SE	1	01/10/04
S4		NE	2		NE	2	01/10/04
S5		NE	1		E	1	01/10/04
S6		NW	1		N	1	01/10/04
S7		N	2		NE	2	01/10/04
S8		NE	3		N	3	01/10/04
S9		NE	3		NE	3	01/10/04
S10		NE	2		N	2	01/10/04
S11		NE	1		N	1	01/10/04
S12		E	2		NE	2	01/10/04
S13		N	1		NE	1	01/10/04
S14		E	3		NE	3	01/10/04
S15		NE	2		E	2	01/10/04
S16		NE	1		E	1	01/10/04

Cuadro A5 *Resultados del muestreo de desplazamiento de biogás*

Monitoreo de los desplazamientos de biogás en horarios matutino y vespertino							
Ubicación	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Fecha
S1		NW	1		N	1	09/10/04
S2		NE	1		N	1	09/10/04
S3		NW	1		N	1	09/10/04
S4		N	2		NW	2	09/10/04
S5		NW	1		N	1	09/10/04
S6		N	1		NE	1	09/10/04
S7		NW	2		NW	2	09/10/04
S8		N	3		NW	3	09/10/04
S9		N	3		N	3	09/10/04
S10		N	2		N	2	09/10/04
S11		NE	1		N	1	09/10/04
S12		NE	2		NE	2	09/10/04
S13		N	1		NW	1	09/10/04
S14		N	3		NW	3	09/10/04
S15		N	2		NW	2	09/10/04
S16		NW	1		NW	1	09/10/04

Cuadro A6 *Resultados del muestreo de desplazamiento de biogás*

Monitoreo de los desplazamientos de biogás en horarios matutino y vespertino							
Ubicación	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Fecha
S1		SW	1		W	1	23/10/04
S2		SW	1		SW	1	23/10/04
S3		W	1		NW	1	23/10/04
S4		SW	2		WE	2	23/10/04
S5		W	1		NW	1	23/10/04
S6		SW	1		NW	1	23/10/04
S7		NW	2		NW	2	23/10/04
S8		W	3		NW	3	23/10/04
S9		SW	3		SW	3	23/10/04
S10		W	2		NW	2	23/10/04
S11		W	1		NW	1	23/10/04
S12		NW	2		W	2	23/10/04
S13		W	1		W	1	23/10/04
S14		W	3		NW	3	23/10/04
S15		W	2		NW	2	23/10/04
S16		W	1		NW	1	23/10/04

Cuadro A7 *Resultados del muestreo de desplazamiento de biogás*

Monitoreo de los desplazamientos de biogás en horarios matutino y vespertino							
Ubicación	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Fecha
S1		NW	1		N	1	31/10/04
S2		N	1		N	1	31/10/04
S3		NW	1		NW	1	31/10/04
S4		N	2		NE	2	31/10/04
S5		N	1		N	1	31/10/04
S6		N	1		NE	1	31/10/04
S7		NE	2		N	2	31/10/04
S8		NE	3		N	3	31/10/04
S9		NE	3		NE	3	31/10/04
S10		N	2		N	2	31/10/04
S11		NW	1		N	1	31/10/04
S12		NW	2		N	2	31/10/04
S13		N	1		NE	1	31/10/04
S14		N	3		NE	3	31/10/04
S15		N	2		N	2	31/10/04
S16		N	1		NE	1	31/10/04

Cuadro A8 *Resultados del muestreo de desplazamiento de biogás*

Monitoreo de los desplazamientos de biogás en horarios matutino y vespertino							
Ubicación	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Fecha
S1		NE	1		N	1	06/11/04
S2		SE	1		NE	1	06/11/04
S3		SE	1		E	1	06/11/04
S4		NE	2		E	2	06/11/04
S5		E	1		NE	1	06/11/04
S6		NE	1		E	1	06/11/04
S7		NE	2		SE	2	06/11/04
S8		SE	3		SE	3	06/11/04
S9		E	3		SE	3	06/11/04
S10		E	2		E	2	06/11/04
S11		NE	1		E	1	06/11/04
S12		NE	2		SE	2	06/11/04
S13		E	1		SE	1	06/11/04
S14		SE	3		E	3	06/11/04
S15		SE	2		SE	2	06/11/04
S16		E	1		SE	1	06/11/04

Cuadro A9 *Resultados del muestreo de desplazamiento de biogás*

Monitoreo de los desplazamientos de biogás en horarios matutino y vespertino							
Ubicación	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Fecha
S1		NE	1		E	1	13/11/04
S2		NE	1		SE	1	13/11/04
S3		NE	1		SE	1	13/11/04
S4		E	2		NE	2	13/11/04
S5		NE	1		E	1	13/11/04
S6		NE	1		NE	1	13/11/04
S7		N	2		NE	2	13/11/04
S8		NE	3		E	3	13/11/04
S9		E	3		NE	3	13/11/04
S10		NE	2		N	2	13/11/04
S11		NE	1		NE	1	13/11/04
S12		E	2		NE	2	13/11/04
S13		E	1		E	1	13/11/04
S14		E	3		NE	3	13/11/04
S15		NE	2		NE	2	13/11/04
S16		N	1		NE	1	13/11/04

Cuadro A10 *Resultados del muestreo de desplazamiento de biogás*

Monitoreo de los desplazamientos de biogás en horarios matutino y vespertino							
Ubicación	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Fecha
S1		SW	1		SW	1	22/11/04
S2		SW	1		W	1	22/11/04
S3		SW	1		SW	1	22/11/04
S4		W	2		SW	2	22/11/04
S5		SW	1		W	1	22/11/04
S6		NW	1		NW	1	22/11/04
S7		WE	2		NW	2	22/11/04
S8		SW	3		W	3	22/11/04
S9		W	3		NW	3	22/11/04
S10		NW	2		NW	2	22/11/04
S11		N	1		NW	1	22/11/04
S12		NW	2		N	2	22/11/04
S13		W	1		SW	1	22/11/04
S14		NW	3		NW	3	22/11/04
S15		W	2		NW	2	22/11/04
S16		NW	1		NW	1	22/11/04

Cuadro A11 *Resultados del muestreo de desplazamiento de biogás*

Monitoreo de los desplazamientos de biogás en horarios matutino y vespertino							
Ubicación	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Fecha
S1		NW	1		NW	1	27/11/04
S2		W	1		N	1	27/11/04
S3		NW	1		NW	1	27/11/04
S4		N	2		N	2	27/11/04
S5		NW	1		N	1	27/11/04
S6		NW	1		N	1	27/11/04
S7		N	2		N	2	27/11/04
S8		NE	3		NE	3	27/11/04
S9		N	3		NE	3	27/11/04
S10		NE	2		E	2	27/11/04
S11		N	1		NE	1	27/11/04
S12		NE	2		E	2	27/11/04
S13		N	1		N	1	27/11/04
S14		NE	3		E	3	27/11/04
S15		NE	2		NE	2	27/11/04
S16		NE	1		N	1	27/11/04

Cuadro A12 *Resultados del muestreo de desplazamiento de biogás*

Monitoreo de los desplazamientos de biogás en horarios matutino y vespertino							
Ubicación	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Fecha
S1		NE	1		N	1	05/12/04
S2		E	1		NE	1	05/12/04
S3		NE	1		E	1	05/12/04
S4		NE	2		NE	2	05/12/04
S5		NE	1		E	1	05/12/04
S6		N	1		NE	1	05/12/04
S7		NE	2		E	2	05/12/04
S8		E	3		E	3	05/12/04
S9		NE	3		NE	3	05/12/04
S10		N	2		NE	2	05/12/04
S11		NE	1		N	1	05/12/04
S12		E	2		NE	2	05/12/04
S13		N	1		NE	1	05/12/04
S14		E	3		E	3	05/12/04
S15		NE	2		NE	2	05/12/04
S16		E	1		E	1	05/12/04

Cuadro A13 *Resultados del muestreo de desplazamiento de biogás*

Monitoreo de los desplazamientos de biogás en horarios matutino y vespertino							
Ubicación	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Fecha
S1		NE	1		N	1	14/12/04
S2		NE	1		NE	1	14/12/04
S3		N	1		NE	1	14/12/04
S4		NE	2		E	2	14/12/04
S5		N	1		NE	1	14/12/04
S6		N	1		NE	1	14/12/04
S7		NE	2		E	2	14/12/04
S8		NE	3		NE	3	14/12/04
S9		E	3		NE	3	14/12/04
S10		E	2		N	2	14/12/04
S11		NE	1		N	1	14/12/04
S12		N	2		NE	2	14/12/04
S13		NE	1		N	1	14/12/04
S14		NE	3		NE	3	14/12/04
S15		NE	2		NE	2	14/12/04
S16		NE	1		E	1	14/12/04

Cuadro A14 *Resultados del muestreo de desplazamiento de biogás*

Monitoreo de los desplazamientos de biogás en horarios matutino y vespertino							
Ubicación	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Fecha
S1		N	1		SW	1	21/12/04
S2		NE	1		E	1	21/12/04
S3		NE	1		NE	1	21/12/04
S4		N	2		NE	2	21/12/04
S5		NE	1		NE	1	21/12/04
S6		NE	1		E	1	21/12/04
S7		NE	2		NE	2	21/12/04
S8		NE	3		E	3	21/12/04
S9		E	3		E	3	21/12/04
S10		NE	2		E	2	21/12/04
S11		NE	1		NE	1	21/12/04
S12		NE	2		E	2	21/12/04
S13		NE	1		NE	1	21/12/04
S14		E	3		E	3	21/12/04
S15		NE	2		E	2	21/12/04
S16		NE	1		NE	1	21/12/04

Cuadro A15 *Resultados del muestreo de desplazamiento de biogás*

Monitoreo de los desplazamientos de biogás en horarios matutino y vespertino							
Ubicación	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Fecha
S1		NE	1		NE	1	22/01/05
S2		N	1		N	1	22/01/05
S3		NE	1		N	1	22/01/05
S4		N	2		NE	2	22/01/05
S5		NE	1		NW	1	22/01/05
S6		N	1		N	1	22/01/05
S7		N	2		NW	2	22/01/05
S8		N	3		N	3	22/01/05
S9		NE	3		N	3	22/01/05
S10		NE	2		NE	2	22/01/05
S11		N	1		N	1	22/01/05
S12		N	2		NE	2	22/01/05
S13		NE	1		NE	1	22/01/05
S14		N	3		NE	3	22/01/05
S15		N	2		N	2	22/01/05
S16		NE	1		NE	1	22/01/05

Cuadro A16 *Resultados del muestreo de desplazamiento de biogás*

Monitoreo de los desplazamientos de biogás en horarios matutino y vespertino							
Ubicación	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Horario	Dirección del viento	Detección de biogás	Fecha
S1		N	1		NW	1	29/01/05
S2		N	1		NW	1	29/01/05
S3		NW	1		NW	1	29/01/05
S4		W	2		NW	2	29/01/05
S5		W	1		W	1	29/01/05
S6		NW	1		W	1	29/01/05
S7		N	2		N	2	29/01/05
S8		N	3		N	3	29/01/05
S9		NW	3		NW	3	29/01/05
S10		N	2		NW	2	29/01/05
S11		N	1		NW	1	29/01/05
S12		N	2		N	2	29/01/05
S13		N	1		NW	1	29/01/05
S14		NW	3		NW	3	29/01/05
S15		N	2		NW	2	29/01/05
S16		NW	1		NW	1	29/01/05

A N E X O 2

Cuadro A17 Informe de pruebas análisis químico de laboratorio

Lixiviado		Fecha: 21/06/2006.		Identificación: PB12	
Parámetros	Resultados	Límites máximos permisibles	Unidades	Referencia	
Cloruros	2074.2	N.A.	mg/L	073-SCFI-2001	
Nitratos	51.04	N.A.	mg/L	079-SCFI-2001	
Nitritos	0.19	N.A.	mg/L	NMX-AA-099-1987	
Sulfatos	< 2.5	N.A.	mg/L	NMX-AA-074-1981	
Calcio	196.80 +/- 0.478	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Hierro	17.5212 +/- 0.0021	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Amonio	495	N.A.	mg/L	026-SCFI-2001	
DBO ₅		N.A.	mg/L	028-SCFI-2001	
DQO		N.A.	mg/L	030-SCFI-2001	

Cuadro A18 Informe de pruebas análisis químico de laboratorio

Lixiviado		Fecha: 21/06/2006		Identificación: PB18	
Parámetros	Resultados	Límites máximos permisibles	Unidades	Referencia	
Cloruros	2963.14	N.A.	mg/L	073-SCFI-2001	
Nitratos	10.42	N.A.	mg/L	079-SCFI-2001	
Nitritos	1.07	N.A.	mg/L	NMX-AA-099-1987	
Sulfatos	201.93 +/- 8.3	N.A.	mg/L	NMX-AA-074-1981	
Calcio	69.6901 +/- 0.239	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Hierro	28.593 +/- 0.044	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Amonio	4277	N.A.	mg/L	026-SCFI-2001	
DBO ₅		N.A.	mg/L	028-SCFI-2001	
DQO		N.A.	mg/L	030-SCFI-2001	

Cuadro A19 Informe de pruebas análisis químico de laboratorio

Lixiviado		Fecha: 21/06/2006		Identificación: PB1	
Parámetros	Resultados	Límites máximos permisibles	Unidades	Referencia	
Cloruros	2963.14	N.A.	mg/L	073-SCFI-2001	
Nitratos	13.54	N.A.	mg/L	079-SCFI-2001	
Nitritos	0.58	N.A.	mg/L	NMX-AA-099-1987	
Sulfatos	< 2.5	N.A.	mg/L	NMX-AA-074-1981	
Calcio	10.37 +/- 0.239	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Hierro	7.697 +/- 0.0065	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Amonio	3682	N.A.	mg/L	026-SCFI-2001	
DBO ₅		N.A.	mg/L	028-SCFI-2001	
DQO		N.A.	mg/L	030-SCFI-2001	

Cuadro A20 Informe de pruebas análisis químico de laboratorio

Lixiviado		Fecha: 21/06/2006		Identificación: PB3	
Parámetros	Resultados	Límites máximos permisibles	Unidades	Referencia	
Cloruros	2963.14	N.A.	mg/L	073-SCFI-2001	
Nitratos	< 0.1	N.A.	mg/L	079-SCFI-2001	
Nitritos	< 0.03	N.A.	mg/L	NMX-AA-099-1987	
Sulfatos	< 2.5	N.A.	mg/L	NMX-AA-074-1981	
Calcio	3.591 +/- 0.23	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Hierro	16.78 +/- 0.005	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Amonio	5266	N.A.	mg/L	026-SCFI-2001	
DBO ₅		N.A.	mg/L	028-SCFI-2001	
DQO		N.A.	mg/L	030-SCFI-2001	

Cuadro A21 Informe de pruebas análisis químico de laboratorio

Lixiviado		Fecha: 21/06/2006.		Identificación: PB8	
Parámetros	Resultados	Límites máximos permisibles	Unidades	Referencia	
Cloruros	2963.14	N.A.	mg/L	073-SCFI-2001	
Nitratos	< 0.1	N.A.	mg/L	079-SCFI-2001	
Nitritos	2.22	N.A.	mg/L	NMX-AA-099-1987	
Sulfatos	747.5 +/- 14	N.A.	mg/L	NMX-AA-074-1981	
Calcio	51.04 +/- 0.47	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Hierro	26.32 +/- 0.004	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Amonio	5780	N.A.	mg/L	026-SCFI-2001	
DBO ₅		N.A.	mg/L	028-SCFI-2001	
DQO		N.A.	mg/L	030-SCFI-2001	

Cuadro A22 Informe de pruebas análisis químico de laboratorio

Lixiviado		Fecha: 21/06/2006		Identificación: PB6	
Parámetros	Resultados	Límites máximos permisibles	Unidades	Referencia	
Cloruros	3753.3	N.A.	mg/L	073-SCFI-2001	
Nitratos	21.88	N.A.	mg/L	079-SCFI-2001	
Nitritos	2.03	N.A.	mg/L	NMX-AA-099-1987	
Sulfatos	< 2.5	N.A.	mg/L	NMX-AA-074-1981	
Calcio	54.43 +/- 0.47	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Hierro	58.03	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Amonio	4474	N.A.	mg/L	026-SCFI-2001	
DBO ₅		N.A.	mg/L	028-SCFI-2001	
DQO		N.A.	mg/L	030-SCFI-2001	

Cuadro A23 Informe de pruebas análisis químico de laboratorio

Lixiviado		Fecha: 21/06/2006		Identificación: PB15	
Parámetros	Resultados	Límites máximos permisibles	Unidades	Referencia	
Cloruros	4197.78	N.A.	mg/L	073-SCFI-2001	
Nitratos	3.12	N.A.	mg/L	079-SCFI-2001	
Nitritos	1.17	N.A.	mg/L	NMX-AA-099-1987	
Sulfatos	< 2.5	N.A.	mg/L	NMX-AA-074-1981	
Calcio	57.82	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Hierro	8.62 +/- 0.003	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Amonio	5107	N.A.	mg/L	026-SCFI-2001	
DBO ₅		N.A.	mg/L	028-SCFI-2001	
DQO		N.A.	mg/L	030-SCFI-2001	

Cuadro A24 Informe de pruebas análisis químico de laboratorio

Lixiviado		Fecha: 21/06/2006		Identificación: PZ5	
Parámetros	Resultados	Límites máximos permisibles	Unidades	Referencia	
Cloruros	4247.16	N.A.	mg/L	073-SCFI-2001	
Nitratos	21.8	N.A.	mg/L	079-SCFI-2001	
Nitritos	0.96	N.A.	mg/L	NMX-AA-099-1987	
Sulfatos	< 2.5	N.A.	mg/L	NMX-AA-074-1981	
Calcio	290.14 +/- 0.24	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Hierro	264.67 +/- 0.007	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Amonio	3800	N.A.	mg/L	026-SCFI-2001	
DBO ₅		N.A.	mg/L	028-SCFI-2001	
DQO		N.A.	mg/L	030-SCFI-2001	

Cuadro A25 Informe de pruebas análisis químico de laboratorio

Lixiviado		Fecha: 21/06/2006		Identificación: PB13	
Parámetros	Resultados	Límites máximos permisibles	Unidades	Referencia	
Cloruros	5234.87	N.A.	mg/L	073-SCFI-2001	
Nitratos	< 0.1	N.A.	mg/L	079-SCFI-2001	
Nitritos	1.54	N.A.	mg/L	NMX-AA-099-1987	
Sulfatos	< 2.5	N.A.	mg/L	NMX-AA-074-1981	
Calcio	17.15 +/- 0.41	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Hierro	24.727 +/- 0.016	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Amonio	6374	N.A.	mg/L	026-SCFI-2001	
DBO ₅		N.A.	mg/L	028-SCFI-2001	
DQO		N.A.	mg/L	030-SCFI-2001	

Cuadro A26 Informe de pruebas análisis químico de laboratorio

Lixiviado		Fecha: 21/06/2006		Identificación: PB17	
Parámetros	Resultados	Límites máximos permisibles	Unidades	Referencia	
Cloruros		N.A.	mg/L	073-SCFI-2001	
Nitratos		N.A.	mg/L	079-SCFI-2001	
Nitritos		N.A.	mg/L	NMX-AA-099-1987	
Sulfatos		N.A.	mg/L	NMX-AA-074-1981	
Calcio	129.0 +/- 0.82	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Hierro	90.05	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Amonio		N.A.	mg/L	026-SCFI-2001	
DBO ₅		N.A.	mg/L	028-SCFI-2001	
DQO		N.A.	mg/L	030-SCFI-2001	

Cuadro A27 Informe de pruebas análisis químico de laboratorio

Lixiviado		Fecha: 21/06/2006		Identificación: PB19	
Parámetros	Resultados	Límites máximos permisibles	Unidades	Referencia	
Cloruros	1728.5	N.A.	mg/L	073-SCFI-2001	
Nitratos	11.46	N.A.	mg/L	079-SCFI-2001	
Nitritos	0.39	N.A.	mg/L	NMX-AA-099-1987	
Sulfatos	< 2.5	N.A.	mg/L	NMX-AA-074-1981	
Calcio	34.098 +/- 0.23	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Hierro	10.222 +/- 0.005	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Amonio	1662	N.A.	mg/L	026-SCFI-2001	
DBO ₅		N.A.	mg/L	028-SCFI-2001	
DQO		N.A.	mg/L	030-SCFI-2001	

Cuadro A28 Informe de pruebas análisis químico de laboratorio

Lixiviado		Fecha: 21/06/2006		Identificación: PZ11	
Parámetros	Resultados	Límites máximos permisibles	Unidades	Referencia	
Cloruros	2864.37	N.A.	mg/L	073-SCFI-2001	
Nitratos	184	N.A.	mg/L	079-SCFI-2001	
Nitritos	0.49	N.A.	mg/L	NMX-AA-099-1987	
Sulfatos	< 2.5	N.A.	mg/L	NMX-AA-074-1981	
Calcio	122.23 +/- 0.23	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Hierro	12.99 +/- 0.002	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Amonio	138	N.A.	mg/L	026-SCFI-2001	
DBO ₅		N.A.	mg/L	028-SCFI-2001	
DQO		N.A.	mg/L	030-SCFI-2001	

Cuadro A29 Informe de pruebas análisis químico de laboratorio

Lixiviado		Fecha: 21/06/2206		Identificación: PZ9	
Parámetros	Resultados	Límites máximos permisibles	Unidades	Referencia	
Cloruros	5679.35	N.A.	mg/L	073-SCFI-2001	
Nitratos	51	N.A.	mg/L	079-SCFI-2001	
Nitritos	0.68	N.A.	mg/L	NMX-AA-099-1987	
Sulfatos	< 2.5	N.A.	mg/L	NMX-AA-074-1981	
Calcio	130.70 +- 0.63	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Hierro	18.4 +/- 0.015	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Amonio	198	N.A.	mg/L	026-SCFI-2001	
DBO ₅		N.A.	mg/L	028-SCFI-2001	
DQO		N.A.	mg/L	030-SCFI-2001	

Cuadro A30 Informe de pruebas análisis químico de laboratorio

Lixiviado		Fecha: 21/06/2006		Identificación: PZ8	
Parámetros	Resultados	Límites máximos permisibles	Unidades	Referencia	
Cloruros	493.86	N.A.	mg/L	073-SCFI-2001	
Nitratos	45.83	N.A.	mg/L	079-SCFI-2001	
Nitritos	2.03	N.A.	mg/L	NMX-AA-099-1987	
Sulfatos	< 2.5	N.A.	mg/L	NMX-AA-074-1981	
Calcio	39.18 +/- 0.239	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Hierro	2.43 +/- 0.003	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Amonio	3840	N.A.	mg/L	026-SCFI-2001	
DBO ₅		N.A.	mg/L	028-SCFI-2001	
DQO		N.A.	mg/L	030-SCFI-2001	

Cuadro A31 Informe de pruebas análisis químico de laboratorio

Lixiviado		Fecha: 21/06/2006		Identificación: PZ7	
Parámetros	Resultados	Límites máximos permisibles	Unidades	Referencia	
Cloruros	1580.34	N.A.	mg/L	073-SCFI-2001	
Nitratos	10.94	N.A.	mg/L	079-SCFI-2001	
Nitritos	0.039	N.A.	mg/L	NMX-AA-099-1987	
Sulfatos	68.35 +/- 4.18	N.A.	mg/L	NMX-AA-074-1981	
Calcio	45.96 +/- 0.24	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Hierro	12.73 +/- 0.011	N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Amonio	138	N.A.	mg/L	026-SCFI-2001	
DBO ₅		N.A.	mg/L	028-SCFI-2001	
DQO		N.A.	mg/L	030-SCFI-2001	

Cuadro A32 Informe de pruebas análisis químico de laboratorio

Lixiviado		Fecha: 10/07/2006		Identificación: PR90	
Parámetros	Resultados	Límites máximos permisibles	Unidades	Referencia	
Cloruros	3457.0	N.A.	mg/L	073-SCFI-2001	
Nitratos	2.7	N.A.	mg/L	079-SCFI-2001	
Nitritos	0.24	N.A.	mg/L	NMX-AA-099-1987	
Sulfatos	< 2.5	N.A.	mg/L	NMX-AA-074-1981	
Calcio		N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Hierro		N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Amonio	198	N.A.	mg/L	026-SCFI-2001	
DBO ₅	1792 +/- 298	N.A.	mg/L	028-SCFI-2001	
DQO	29540	N.A.	mg/L	030-SCFI-2001	

Cuadro A33 Informe de pruebas análisis químico de laboratorio

Lixiviado		Fecha: 11/07/2006		Identificación: PR80	
Parámetros	Resultados	Límites máximos permisibles	Unidades	Referencia	
Cloruros	3901.5	N.A.	mg/L	073-SCFI-2001	
Nitratos	7.2	N.A.	mg/L	079-SCFI-2001	
Nitritos	0.58	N.A.	mg/L	NMX-AA-099-1987	
Sulfatos	< 2.5	N.A.	mg/L	NMX-AA-074-1981	
Calcio		N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Hierro		N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Amonio	4652	N.A.	mg/L	026-SCFI-2001	
DBO ₅	3682 +/- 509	N.A.	mg/L	028-SCFI-2001	
DQO	36425	N.A.	mg/L	030-SCFI-2001	

Cuadro A34 Informe de pruebas análisis químico de laboratorio

Lixiviado		Fecha: 11/07/2006		Identificación: PR70	
Parámetros	Resultados	Límites máximos permisibles	Unidades	Referencia	
Cloruros	148	N.A.	mg/L	073-SCFI-2001	
Nitratos	5.4	N.A.	mg/L	079-SCFI-2001	
Nitritos	0.096	N.A.	mg/L	NMX-AA-099-1987	
Sulfatos	< 2.5	N.A.	mg/L	NMX-AA-074-1981	
Calcio		N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Hierro		N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Amonio	277	N.A.	mg/L	026-SCFI-2001	
DBO ₅	113	N.A.	mg/L	028-SCFI-2001	
DQO	916	N.A.	mg/L	030-SCFI-2001	

Cuadro A35 Informe de pruebas análisis químico de laboratorio

Lixiviado		Fecha: 11/07/2006		Identificación: PRL31	
Parámetros	Resultados	Límites máximos permisibles	Unidades	Referencia	
Cloruros	6223	N.A.	mg/L	073-SCFI-2001	
Nitratos	< 1	N.A.	mg/L	079-SCFI-2001	
Nitritos	0.34	N.A.	mg/L	NMX-AA-099-1987	
Sulfatos	< 2.5	N.A.	mg/L	NMX-AA-074-1981	
Calcio		N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Hierro		N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Amonio	6592	N.A.	mg/L	026-SCFI-2001	
DBO ₅	2663 +/- 301	N.A.	mg/L	028-SCFI-2001	
DQO	39052	N.A.	mg/L	030-SCFI-2001	

Cuadro A36 Informe de pruebas análisis químico de laboratorio

Lixiviado		Fecha: 11/07/2006		Identificación: PRL91	
Parámetros	Resultados	Límites máximos permisibles	Unidades	Referencia	
Cloruros	2172.9	N.A.	mg/L	073-SCFI-2001	
Nitratos	28.5	N.A.	mg/L	079-SCFI-2001	
Nitritos	0.195	N.A.	mg/L	NMX-AA-099-1987	
Sulfatos	< 2.5	N.A.	mg/L	NMX-AA-074-1981	
Calcio		N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Hierro		N.A.	mg/L	051-SCFI-2001	
Amonio	1979	N.A.	mg/L	026-SCFI-2001	
DBO ₅	4067 +/- 180	N.A.	mg/L	028-SCFI-2001	
DQO	30792	N.A.	mg/L	030-SCFI-2001	

Cuadro A37 Informe de pruebas análisis químico de laboratorio

<i>Lixiviado</i>	<i>Fecha:</i>	<i>Identificación:</i>			
Parámetros	Resultados	<i>Límites permisibles</i>	<i>máximos</i>	Unidades	Referencia
<i>Cloruros</i>		N.A.		mg/L	073-SCFI-2001
<i>Nitratos</i>		N.A.		mg/L	079-SCFI-2001
<i>Nitritos</i>		N.A.		mg/L	NMX-AA-099-1987
<i>Sulfatos</i>		N.A.		mg/L	NMX-AA-074-1981
<i>Calcio</i>		N.A.		mg/L	051-SCFI-2001
<i>Hierro</i>		N.A.		mg/L	051-SCFI-2001
<i>Amonio</i>		N.A.		mg/L	026-SCFI-2001
<i>DBO₅</i>		N.A.		mg/L	028-SCFI-2001
<i>DQO</i>		N.A.		mg/L	030-SCFI-2001

Cuadro A38 Informe de pruebas análisis químico de laboratorio

<i>Lixiviado</i>	<i>Fecha:</i>	<i>Identificación:</i>			
Parámetros	Resultados	<i>Límites permisibles</i>	<i>máximos</i>	Unidades	Referencia
<i>Cloruros</i>		N.A.		mg/L	073-SCFI-2001
<i>Nitratos</i>		N.A.		mg/L	079-SCFI-2001
<i>Nitritos</i>		N.A.		mg/L	NMX-AA-099-1987
<i>Sulfatos</i>		N.A.		mg/L	NMX-AA-074-1981
<i>Calcio</i>		N.A.		mg/L	051-SCFI-2001
<i>Hierro</i>		N.A.		mg/L	051-SCFI-2001
<i>Amonio</i>		N.A.		mg/L	026-SCFI-2001
<i>DBO₅</i>		N.A.		mg/L	028-SCFI-2001
<i>DQO</i>		N.A.		mg/L	030-SCFI-2001