



**UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE
MÉXICO
FACULTAD DE INGENIERÍA
CENTRO INTERAMERICANO DE RECURSOS DEL
AGUA**

Simulación de flujo y estimación del potencial
transporte de contaminantes en el vertedero de Metepec

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
DOCTOR EN INGENIERÍA
(CIENCIAS DEL AGUA)

**P R E S E N T A
ALONSO MORENO PORTILLO**

**DIRECTOR DE TESIS
DR. JAIME MAX GÁRFIAS SOLÍZ**

Toluca

noviembre del 2008

Resumen

Los vertederos son sitios utilizados para la disposición final de los residuos sólidos municipales. Hoy en día existen graves problemas relacionados con el potencial efecto contaminante que generan los lixiviados a la calidad del agua subterránea. En el vertedero de Metepec, en el Estado de México prevalece esta problemática. Un estudio detallado acerca del comportamiento del vertedero de Metepec se presenta en esta tesis, dicho estudio, está orientado a determinar el comportamiento del agua subterránea y el desplazamiento del lixiviado en el sistema acuífero local, para estimar cuantitativamente el impacto contaminante en el acuífero subyacente al vertedero. Se desarrolló un extenso trabajo de campo el cual incluyó actividades de topografía, así como estudios geofísicos. Con la construcción de 9 pozos para monitoreo habilitados durante el desarrollo de este trabajo de investigación, se obtuvieron muestras de suelo, aguas subterráneas y lixiviados. Con los datos de 2 pozos profundos existentes, así como de los 9 pozos de monitoreo, se determinaron las condiciones hidrogeológicas del sitio.

El flujo y transporte en el vertedero de Metepec se modeló por medio del uso de métodos analíticos y numéricos, utilizando los modelos STANMOD y Visual Modflow. La metodología para la modelación de flujo y transporte de cloruros consideró el estado estacionario y el estado transitorio. Por medio de la modelación tridimensional fue posible delinear una pluma contaminante. Con la implementación de la modelación se logró simular el comportamiento macroscópico de los cloruros en la pluma durante un periodo de 22 años. La pluma se generó en una formación estratificada de arena, gravillas, arcillas y limos. Alternativas acerca del comportamiento futuro del vertedero fueron desarrolladas para conocer la probable dinámica del proceso evolutivo que pudieran presentar los lixiviados en su interrelación con el sistema acuífero local.

Se determinó que el acuífero a profundidades someras, es sometido a procesos contaminantes derivados del transporte de lixiviados. La evidencia encontrada muestra que la propagación de la pluma se relaciona estrechamente con la dirección del sistema de flujo en el acuífero. Las altas concentraciones de cloruros presentes en los lixiviados indican la presencia de una fuente contaminante determinada por el vertedero. Los resultados de la modelación muestran que la pluma migró en la dirección noreste respecto del vertedero. Por lo que se puede establecer que el sistema acuífero local hoy en día está contaminado. En los escenarios simulados acerca del comportamiento futuro del vertedero, se muestran las estrategias a seguir para mitigar el potencial riesgo contaminante de un vertedero prevaeciente en las inmediaciones de una zona urbana.

Los resultados del presente estudio sugieren que los modelos analíticos y numéricos son útiles para determinar con mayor exactitud el comportamiento de los parámetros que intervienen en el funcionamiento de los vertederos. Finalmente se demuestra la necesidad de contar con herramientas tecnológicas que ayuden a predecir el comportamiento de los vertederos, definiendo estrategias operativas que favorezcan tener un funcionamiento adecuado de estos sitios.

Abstract

Sanitary landfills are now a widely utilized method for the disposal of solid waste. In recent years, serious problems have been raised about the potential effects of leachate contamination of groundwater quality. In the Metepec's dump, Mexico State, this problem exists. A detailed study of the behavior of the Metepec's dump is presented in this thesis, focusing to the movement of groundwater and transport of leachate to estimate quantitatively the impact contaminant in the aquifer that underlying to the dump. An extensive fieldwork was developed for obtaining samples of soil, groundwater and leachate. Data from 2 deep existing wells, together with 9 monitoring wells constructed as part of this research, were used to establish hydrogeological conditions at the site. The flow and transport characteristics of the Metepec's dump were simulated by analytical and numerical methods using the STANMOD and Visual Modflow model. Was developed a methodology for modelling the groundwater flow and the transport of chlorides in steady and transient state. A contaminant plume has been delineated using the three-dimensional modeling. The main focus of the modeling has been to simulate the macroscopic behavior of chloride in the plume. The pollutant transport was simulated for 22 years. The plume occurs in stratified, sand, gravel and clayey aquifer, demonstrating that the aquifer to shallow depths is submitted to contaminants processes derived from the transport of leachate generated in the dump. Evidence found show that plume propagation is strongly controlled by the water table flow in the aquifer. The high concentrations of chlorides in the leachate, indicate the presence of a source contaminant, given by the dump. The results of the modelling indicate that plume migrated toward northeastern from the dump. The settings of future simulation, shown the strategies to continuing to reduce the contaminant problem of a dump an urban zone. The results of this modelling suggest that the many existing models analytical and numerical, may be refined to acknowledge relevant dump and landfill performance parameters. This demonstrates the need for tools to predict the performance of landfills or dumps for future designs, planning and completed site closings.

Dedicatoria

A Dios:

Gracias por iluminarme con la luz del conocimiento,
que me permitió adentrarme en esta aventura del saber,
del querer ser y, con tu ayuda, de lograr ser

A Ana Lidia:

Por tu amor, apoyo, comprensión y paciencia

A Ana Isabel y Alonso:

Por ser la inspiración que mueve mi razón de ser

A mis padres:

Por creer y confiar en mi

A la memoria de mi abuelo,

Tomás Moreno

Agradecimientos

Al **Dr. Jaime Gárfias Solíz**, por el apoyo incondicional brindado en el desarrollo de este trabajo de investigación, siempre con el objetivo de conseguir resultados óptimos que permitieron generar una pequeña aportación al conocimiento científico. Gracias por todo el material técnico-científico que me fue facilitado, así como por todas las recomendaciones y consejos pronunciados durante el tiempo de convivencia.

Al **Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, CONACYT**, por la beca de estudio que me fue otorgada en la prístina realización de los estudios de doctorado.

A la **Dirección de Ecología y al Organismo de Agua Potable Alcantarillado y Saneamiento (APAS) del Municipio de Metepec**, por las facilidades brindadas, así como por la información proporcionada del vertedero.

Gracias al personal técnico de la **Universidad de Waterloo** en Canadá, por contribuir para la realización de los análisis químicos de las muestras colectadas en campo. Asimismo, brindo mis más profundas gratitudes a la empresa **Waterloo Hydrogeologic Inc.**, por aportar el modelo Visual Modflow Pro, para la realización del presente proyecto doctoral.

A la **Universidad del País Vasco**, en España, por haber colaborado generosamente con los trabajos de campo para la realización e interpretación de los estudios de prospección geofísica en la zona de estudio.

Al personal académico y administrativo del **Centro Interamericano de Recursos del Agua, CIRA**, por las facilidades otorgadas para la culminación del trabajo doctoral.

A mis compañeros de estudio **Guillermo Pedro Morales Reyes y Adriana Bernal Villa**, por el trabajo mutuo desarrollado en campo y en gabinete, así como por compartir desinteresadamente la información recopilada acerca del vertedero.

Contenido

Capítulo I *Antecedentes ambientales*

1.1	Introducción	1
1.2	Objetivos y alcances	6
1.3	Organización de la tesis	9

Capítulo II *Desarrollo de trabajos previos*

2.1	Introducción	13
2.2	Antecedentes teóricos	17
2.2.1	Factores externos en superficie que afectan el funcionamiento de vertederos	17
2.2.2	Análisis del diseño, construcción y operación de vertederos	20
2.2.3	Análisis de los procesos de transporte (modelación y atenuación natural).....	22
2.3	Análisis de la información	30

Capítulo III *Problemática ambiental y caracterización del sitio de estudio*

3.1	Introducción	32
3.2	Situación de la disposición de residuos sólidos en México	34
3.3	Descripción de la zona de estudio.....	38
3.4	Características territoriales del sitio.....	40
3.5	Unidades geológicas y regionalización hidrogeológica.....	40

3.6	Sistema de flujo regional en la zona de estudio.....	44
3.7	Conformación histórica del vertedero y su funcionamiento.....	45

Capítulo IV

Implementación de trabajos de campo y uso de materiales

4.1	Introducción.....	49
4.2	Ordenamiento de la metodología.....	50
4.2.1	Análisis del tipo de residuos sólidos en el vertedero.....	53
4.2.2	Determinación topográfica en superficie de la zona de estudio.....	54
4.2.3	Desarrollo de estudios geofísicos realizados en la zona del vertedero.....	54
i).	Estudio geofísico realizado por la empresa “Geofísica y Perforaciones del Medio Ambiente S.A. de C.V.”.....	55
ii).	Estudio geofísico realizado por la empresa “VIGUE S.A. de C.V.”.....	58
iii).	Estudio geofísico realizado en colaboración con personal técnico de la Universidad del País Vasco.....	60
4.2.4	Implementación de muestreos de material sólido.....	61
4.2.5	Determinación de la red de monitoreo local.....	63
4.2.6	Desarrollo de muestreos de aguas subterráneas y lixiviados.....	66
4.3	Tratamiento de datos químicos en las muestras de aguas subterráneas y lixiviados.....	71
4.4	Determinación de la generación de lixiviado.....	72
4.5	Determinación de las concentraciones de cloruros en lixiviados.....	77

Capítulo V

Modelación de flujo y transporte de lixiviado

5.1	Introducción.....	79
5.2	Estructura del modelo.....	80
5.2.1	Modelo conceptual del sistema.....	80
5.2.2	Modelación analítica.....	83
i).	Parámetros de entrada del modelo: dimensiones de la fuente, concentración inicial y duración.....	88
ii).	Velocidad.....	90
iii).	Valores de dispersión.....	90
iv).	Calibración de parámetros de entrada al modelo.....	91
5.2.3	Modelación numérica.....	92
5.3	Implementación del modelo de flujo.....	92
5.3.1	Dominio del modelo.....	92
5.3.2	Diseño de la malla del modelo.....	93
5.3.3	Discretización vertical.....	94
5.3.4	Propiedades de las celdas.....	94

i).	Celdas activas y celdas inactivas	95
5.3.5	Fronteras	98
5.3.6	Condiciones de borde.....	98
i).	Condiciones iniciales de flujo.....	98
ii).	Condiciones iniciales de transporte	100
iii).	Condiciones de borde de carga constante	100
iv).	Pozos.....	101
v).	Recarga superficial	102
5.3.7	Discretización del tiempo	102
5.4	Implementación del modelo de transporte.....	106

Capítulo VI

Discusión y análisis de resultados de los trabajos de campo y modelación

6.1	Introducción.....	108
6.2	Interpretación de datos geofísicos.....	109
i).	Resultados de los trabajos de campo realizados por la empresa “Geofísica y Perforaciones del Medio Ambiente S.A. de C.V.”	109
ii).	Resultados del estudio geofísico realizado por la empresa “VIGUE S.A. de C.V.”	110
iii).	Resultados del estudio geofísico realizado en colaboración con el personal técnico de la Universidad del País Vasco.....	115
6.3	Análisis de las muestras de material sólido	120
6.4	Determinación de la carga hidráulica	126
6.5	Análisis químico de muestras de agua subterránea y lixiviados.....	128
6.5.1	Análisis de resultados en pozos de biogás (serie PB´s)	129
i).	pH.....	129
ii).	Conductividad y Eh	136
iii).	Temperatura	136
iv).	DBO ₅ y DQO	136
v).	COD y CID	138
vi).	Cloruros	139
vii).	Nitratos, nitritos y amonio (NH_4^+)	139
viii).	Sulfatos	140
ix).	Elementos traza inorgánicos	142
6.5.2	Análisis de resultados en sitios localizados en la periferia del vertedero (serie PP´s, PS´s y PO´s)	146
i).	Pozos profundos y pozos superficiales	146
ii).	Pozos de observación.....	147
6.6	Generación de la cantidad de lixiviado.....	148
6.7	Resultados del modelo de flujo y transporte.....	153
6.7.1	Modelo analítico de transporte	153
6.7.2	Modelo numérico de flujo y transporte.....	162

i).	Resultados del rastreo de partículas	162
ii).	Sistema de flujo en estado estático	162
iii).	Sistema de flujo en estado transitorio	166
iv).	Transporte en estado transitorio.....	172
6.8	Calibración del modelo	178
6.9	Análisis de sensibilidad.....	180
6.9.1	Sensibilidad a la porosidad del acuífero	181
6.9.2	Sensibilidad a la dispersividad.....	182
6.10	Efectos de la operación y funcionamiento futuros del vertedero.....	183
6.10.1	Escenario 1: Vertedero sin ningún tratamiento en la capa superior	184
6.10.2	Escenario 2: Vertedero con capa superior compuesta de materiales semi-permeables	185
6.10.3	Escenario 3: Vertedero con capa superior compuesta de materiales impermeables	190

Capítulo VII

Conclusiones y recomendaciones

7.1	Conclusiones y recomendaciones	198
-----	--------------------------------------	-----

<i>Bibliografía</i>	204
----------------------------	-------	-----

<i>Anexos</i>	211
----------------------	-------	-----

Índice de tablas

Capítulo I

Tabla 1.1	Clasificación de residuos sólidos en la República Mexicana según la SEMARNAT.....	3
------------------	---	---

Capítulo II

Tabla 2.1	Concentraciones de químicos inorgánicos derivados del lixiviado de un relleno sanitario (concentraciones en mg/L, excepto las indicadas en otra unidad).....	15
Tabla 2.2	Concentraciones de químicos orgánicos derivados del lixiviado de un relleno sanitario (concentraciones en mg/L, excepto las indicadas en otra unidad).....	16

Capítulo IV

Tabla 4.1	Variabilidad en la resistividad de algunos tipos de materiales existentes en el subsuelo (CNA, 2003).....	56
------------------	---	----

Capítulo VI

Tabla 6.1	Características físicas de las unidades geofísicas determinadas a partir de la interpretación de las 3 secciones geoeléctricas.....	119
------------------	---	-----

Tabla 6.2	Concentraciones determinadas en los pozos de biogás (serie PB's), pozos de monitoreo (serie PO's), pozos profundos (serie PP's) y pozos de agua, en las zonas interiores y exteriores al vertedero.....	130
Tabla 6.3	Rango de las concentraciones, promedio y número de muestras determinadas en los Pozos de Biogás (serie PB's) al interior del vertedero.	133
Tabla 6.4	Rango de las concentraciones, promedio y número de muestras determinadas en los Pozos Profundos (serie PP) y Pozos Superficiales (serie PS's) localizados en las inmediaciones del vertedero.	134
Tabla 6.5	Rango de las concentraciones, promedio y número de muestras determinadas en los Piezómetros o Pozos de Observación (serie PO's) construidos en las inmediaciones del vertedero	135
Tabla 6.6	Parámetros obtenidos con la aplicación del modelo HELP para un periodo de funcionamiento de 25 años en el vertedero	149
Tabla 6.7	Rango de valores utilizados para los análisis de sensibilidad.....	182

Índice de figuras

Capítulo III

- Figura 3.1** Tasa de generación per cápita de Residuos Sólidos Municipales (RSM), durante el año 2000 en países que cuentan con la problemática ambiental de disposición final de basura (adaptado de Sancho y Rosiles, 2000).....35
- Figura 3.2** Generación de Residuos Sólidos Municipales (RSM) por región en la República Mexicana durante el año 2004. Adaptado de SEDESOL (2005).36
- Figura 3.3** Localización del vertedero municipal de Metepec, en el Estado de México. Macrolocalización en las inmediaciones de la zona urbana.....41
- Figura 3.4** Foto aérea que muestra la ubicación de centros comerciales, escuelas, zonas habitacionales y pozos de agua respecto al vertedero.42
- Figura 3.5** Condiciones iniciales en la conformación del vertedero de Metepec.....46
- Figura 3.6** Traslado de residuos sólidos y depósito de basura al interior del vertedero.47

Capítulo IV

- Figura 4.1** Localización de las líneas geofísicas donde se ubica el SEV y la línea dipolar. Trabajos de campo realizados con la empresa Geofísica y Perforaciones del Medio Ambiente S.A. de C.V.....57

Figura 4.2	Ejecución del tendido dipolar en la porción noreste del vertedero, en la zona que comprende los terrenos de cultivo adyacentes a las fronteras externas del vertedero.	59
Figura 4.3	Toma de lectura de datos para el tendido dipolar en la porción noreste del vertedero, donde los afloramientos superficiales y laterales del lixiviado prevalecen	59
Figura 4.4	Toma de lectura para el SEV-1 realizado en la zona central del vertedero por el personal de la empresa Geofísica y Perforaciones del Medio Ambiente S.A. de C.V.	60
Figura 4.5	Localización de las líneas geofísicas donde se ubicaron los SEV's al interior del vertedero. Trabajos de campo realizados con la empresa Vigue S.A. de C.V.	64
Figura 4.6	Localización de las líneas geofísicas donde se ubicaron los SEV's en la porción noreste del vertedero. Trabajos realizados con la Universidad del País Vasco.	64
Figura 4.7	Localización física de los pozos de biogás (serie PB's) al interior del vertedero, pozos de observación (serie PO's), pozo profundo (PP), pozos superficiales (PS's) y afloramientos superficiales (AS's).....	67
Figura 4.8	Vista panorámica que muestra la existencia de los pozos de biogás (PB's) al interior del vertedero..	68
Figura 4.9	Construcción de los pozos de observación (serie PO's). a). Trabajos de perforación con perforadora mecánica marca Wacker; b). Terminación y protección de pozos.....	69
Figura 4.10	Toma de muestras en a). Los pozos de biogás al interior del vertedero; b). En los afloramientos superficiales localizados en la periferia del vertedero.....	73
Figura 4.11	Trazo de secciones longitudinales para la determinación del movimiento de lixiviado al interior del vertedero y en sus zonas periféricas.....	74

Capítulo V

Figura 5.1	Esquema del modelo conceptual adaptado para el área de estudio. Se observa la delimitación de las fronteras del acuífero local, la ubicación espacial del vertedero, impulsiones externas y condiciones de frontera, así como configuración del relieve topográfico del sitio	85
-------------------	---	----

Figura 5.2	Diagrama esquemático que muestra a). Vista en planta de la zona de estudio, indicando la presencia del vertedero en el acuífero; b). Corte transversal que ejemplifica dirección unidireccional del sistema de velocidades respecto a la fuente contaminante87
Figura 5.3	Conceptualización esquemática del modelo simplificado considerado para la realización de la modelación analítica. Fuente finita representada por un paralelepípedo rectangular en la zona saturada en un campo de flujo unidireccional (modificado de Batu, 2006 y Park y Zhan, 2001).....89
Figura 5.4	Malla de diferencias finitas adoptada para la discretización en planta del modelo numérico tridimensional. Malla constituida por 80 renglones y 40 columnas, alineados respecto a la vía preferencial del flujo de agua subterránea96
Figura 5.5	Distribución de valores de conductividad usados asignados a las celdas de la malla. Para la discretización vertical, se asignaron diferentes valores por cada capa analizada del acuífero97
Figura 5.6	Corte longitudinal que indica la conformación de capas y la altura del vertedero sobre el nivel del terreno natural.....103
Figura 5.7	Representación de las condiciones de borde de carga constante, asignadas en los sectores sur y norte de la zona de estudio104
Figura 5.8	Ubicación física y geográfica exacta de los pozos de monitoreo y profundos existentes en la zona de estudio105

Capítulo VI

Figura 6.1	Representación de la unidad geofísica al interior del vertedero. Los resultados muestran la existencia de materiales areno-arcillosos intercalados con lentes de gravillas e impactados con solutos altamente salinos112
Figura 6.2	Representación gráfica de los resultados obtenidos para la línea dipolar efectuada en la frontera noreste del vertedero113
Figura 6.3	a). Fuga de lixiviado dada en los bordes laterales del vertedero presentando acumulación excesiva de lixiviado; b). Fuga ocurriente en la base del vertedero, generando acarreo de basura y probable infiltración a zonas laterales y subyacentes114

Figura 6.4	Representación de la sección geofísica 1 determinada al interior del vertedero	116
Figura 6.5	Representación de la sección geofísica 2 determinada al interior del vertedero	117
Figura 6.6	Representación de la sección geofísica 3 determinada al interior del vertedero	118
Figura 6.7	Se muestra la unidad geofísica determinada a 100 m de la frontera noreste del vertedero. Sección transversal con resultados de resistividad obtenidos para el SEV-1PV	121
Figura 6.8	Sección hidrogeológica generalizada donde se muestra la distribución del acuífero así como las capas confinantes. Corte longitudinal en la frontera noreste del vertedero. Ver la figura 4.7 para el trazo de la sección	123
Figura 6.9	Representación esquemática por medio de diagramas de Stiff del comportamiento del agua y lixiviados colectados. Ver figura 4.11 para referenciar el trazo de las secciones	144
Figura 6.10	Comparación de la concentración de cloruros provenientes del lixiviado (valores mínimos y máximos) entre pozos de biogás (serie PB's)	146
Figura 6.11	Resultados obtenidos con la aplicación del modelo HELP a). Relación entre precipitación pluvial, evapotranspiración, percolación y escurrimiento, interactuando en la zona del basurero. b). Comportamiento de las tasas de crecimiento de los componentes que intervienen en el balance de lixiviado.....	151
Figura 6.12	Distribución longitudinal y transversal vertical de las concentraciones de cloruros para a). tiempo $t = 0$ y b). $t = 5$ años, en el plano $x-y$	156
Figura 6.13	Distribución longitudinal y transversal vertical de las concentraciones de cloruros para a). tiempo $t = 10$ y b). $t = 15$ años, en el plano $x-y$	157
Figura 6.14	Distribución longitudinal y transversal vertical de las concentraciones de cloruros para a). tiempo $t = 20$ y b). $t = 25$ años, en el plano $x-y$	158

Figura 6.15	Distribución longitudinal y transversal vertical de las concentraciones de cloruros para a). tiempo $t = 0$ y b). $t = 5$ años, en el plano $x-z$	159
Figura 6.16	Distribución longitudinal y transversal vertical de las concentraciones de cloruros para a). tiempo $t = 10$ y b). $t = 15$ años, en el plano $x-z$	160
Figura 6.17	Distribución longitudinal y transversal vertical de las concentraciones de cloruros para a). tiempo $t = 20$ y b). $t = 25$ años, en el plano $x-z$	161
Figura 6.18	Traslado de partículas de rastreo determinando la vía preferencial de flujo y transporte de contaminantes	163
Figura 6.19	Corte transversal del seguimiento de partículas en el sentido de la vía preferencial del flujo. Trayectoria de partículas en sentido sur-norte, a partir de la frontera norte del vertedero y del nivel estático del acuífero	164
Figura 6.20	Configuración de isolíneas para el año de 1981. Dirección de la vía preferencial del flujo en dirección noreste	167
Figura 6.21	Comparación de los valores calculados vs. los valores observados. Calibración de resultados para el año 1981. Condiciones en estado estacionario	168
Figura 6.22	Configuración de isolíneas para el año de 1994. Reproducción del nivel freático del sistema acuífero. Condiciones en estado transitorio para el periodo del año 1981 a 1994.....	169
Figura 6.23	Configuración de isolíneas para el año de 1999. Reproducción del nivel freático del sistema acuífero. Condiciones en estado transitorio para el periodo del año 1994 a 1999.....	170
Figura 6.24	Configuración de isolíneas para el año de 2006. Reproducción del nivel freático del sistema acuífero. Condiciones en estado transitorio para el periodo del año 1999 a 2006.....	171
Figura 6.25	Concentraciones y configuración de la pluma para el año 1984. Contornos en la capa 7. Condiciones en estado transitorio para el periodo del año 1981 a 1984.....	174

Figura 6.26a	Concentraciones y configuración de la pluma para el año 1990. Contornos en la capa 7. Condiciones en estado transitorio para el periodo del año 1984 a 1990.....	175
Figura 6.26b	Corte transversal del seguimiento de la pluma contaminante. Trayectoria de soluto en sentido sur-norte, a partir de la frontera norte del vertedero y del nivel estático del acuífero. Concentraciones para el año 1990. Condiciones en estado transitorio para el periodo del año 1984 a 1990.....	176
Figura 6.27	Concentraciones y configuración de la pluma para el año 1995. Contornos en la capa 7. Condiciones en estado transitorio para el periodo del año 1990 a 1995.....	177
Figura 6.28	Distribución y concentraciones de la pluma para el año a). 2000 y b). 2006. Contornos en la capa 7. Condiciones en estado transitorio	179
Figura 6.29	Concentraciones de cloruros al interior del vertedero y en la periferia de su frontera noreste, resultados obtenidos en las muestras analizadas durante las campañas de muestreo	186
Figura 6.30	Concentraciones y configuración de la pluma considerando valores de porosidad de). 0.27, en el año 2000; b). 0.27, en el año 2006; c). 0.33, en el año 2000 y d). 0.33, en el año 2006	187
Figura 6.31	Concentraciones y configuración de la pluma considerando un funcionamiento futuro sin ninguna protección en la capa superior del vertedero; a). para el año 2010; b). Para el año 2015 y c). para el año 2020.....	188
Figura 6.32	Concentraciones y configuración de la pluma considerando un funcionamiento futuro aplicando materiales semi-permeables en la capa superior del vertedero; a). para el año 2010; b). Para el año 2015 y c). para el año 2020.....	193
Figura 6.33	Concentraciones y configuración de la pluma considerando un funcionamiento futuro aplicando materiales impermeables en la capa superior del vertedero; a). para el año 2010; b). Para el año 2015 y c). para el año 2020.....	194
Figura 6.34	Relaciones entre concentración vs. distancia para cinco años futuros del probable funcionamiento del vertedero: a). funcionamiento con capa superior sin tratamiento alguno; b). funcionamiento con capa superior compuesta de materiales semi-permeables y c). funcionamiento con capa superior compuesta de materiales permeables.....	195

ANTECEDENTES AMBIENTALES

1.1 Introducción

Los rellenos sanitarios han sido utilizados en las últimas décadas para la disposición final de los residuos sólidos generados en casas-habitación, en los comercios y en la industria. Estos residuos pueden ser peligrosos o pueden ser no peligrosos (Riester, 1994). Se estima que solamente en los Estados Unidos de América cada persona genera alrededor de 1 ton/año de residuos no peligrosos y 1 ton/año de residuos peligrosos (Lee, 1995).

Para el caso de la República Mexicana, a partir del año 2003 con la publicación de la Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos (DOF, 2003), los residuos en el país se clasifican como peligrosos, sólidos urbanos y de manejo especial (Tabla 1.1). Respecto a la disposición final, que se aplica para el confinamiento de los residuos, la tecnología que se emplea comprende desde una simple compactación de basura para reducir al mínimo el volumen de los residuos, la quema de la basura o la construcción de estructuras de colección, captación y tratamiento de lixiviados; estos últimos, son componentes que deben ser considerados en el diseño de los rellenos sanitarios.

Estas tecnologías pueden ser complementadas con la aplicación de cubiertas en las porciones superiores del relleno sanitario, así como con la implementación de redes de monitoreo para la detección de los lixiviados. Sin embargo, el almacenamiento de residuos sólidos, en los depósitos destinados para su confinamiento, en muchas ocasiones presenta problemas potenciales (Fatta et al., 1999). Ya que regularmente en los sitios donde se deposita la basura se da origen a vertederos de residuos sólidos, los cuales no cuentan con las características hidrogeológicas adecuadas para alojar y recibir los desechos domésticos.

Las actividades no controladas en el manejo de los residuos generan graves problemas de contaminación de suelo, aire, aguas subterráneas e inclusive aguas superficiales, debido a la generación de lixiviados producidos por la descomposición de la basura dada por una combinación de procesos físicos, químicos y biológicos. Los efectos adversos que generan los lixiviados provenientes de los vertederos en su interacción con los sistemas acuíferos han dado la pauta para desarrollar numerosos trabajos de investigación. El estado del arte sobre el estudio de la contaminación de las aguas subterráneas generada por la presencia de rellenos sanitarios se puede dividir en las siguientes líneas de investigación:

- i).* Análisis de los factores externos en superficie,
- ii).* Análisis del diseño, construcción y operación de la estructura del relleno sanitario,
- iii).* Análisis de los procesos de transporte (modelación y atenuación natural).

La primera línea de investigación trata básicamente de analizar los factores externos en superficie tales como: precipitación (entradas), acumulación de la precipitación (nieve o granizo en la superficie), derretimiento de nieve, granizo o deshielos, lluvia, evapotranspiración (transpiración, crecimiento y decaimiento de la vegetación en superficie durante el año), evaporación del suelo y congelamiento del suelo o terreno natural.

Tabla 1.1 Clasificación de residuos sólidos en la República Mexicana según la SEMARNAT

Clasificación de residuos	Descripción
Residuos peligrosos	Aquellos que poseen alguna de las características CRETIB (corrosividad, reactividad, explosividad, toxicidad, inflamabilidad o agentes biológico-infecciosos) que les confieren peligrosidad, así como envases, recipientes, embalajes y suelos que hayan sido contaminados al ser transferidos a otro sitio.
Residuos sólidos urbanos	Aquellos generados en las casas-habitación, que resulten de la eliminación de los materiales que se usen en las actividades domésticas, de los productos de consumo y sus envases, embalajes o empaques; los residuos que provienen de cualquier otra actividad dentro de establecimientos o la vía pública que genere residuos con características domiciliarias y, los resultantes de la limpieza de las vías y lugares públicos.
Residuos de manejo especial	Aquellos generados en los procesos productivos que no reúnen las características para ser considerados como peligrosos o como residuos sólidos urbanos, o que son producidos por grandes generadores de residuos sólidos urbanos.

Los análisis de rellenos sanitarios con sistemas multicapa, que incluyan la consideración de diferentes capas de material sólido, se pueden consultar en los diseños estándar de la USEPA (1989). Un resumen de los modelos de simulación para el balance de los lixiviados en los rellenos sanitarios fue presentado por Berger (1999). Sin embargo la alta variabilidad de los factores en superficie ocasiona que los resultados obtenidos presenten grandes incertidumbres.

Por lo anterior la comunidad científica utiliza los modelos de balance como una herramienta que ayuda a minimizar las incertidumbres que se generan al considerar los factores climáticos que acontecen en superficie. No obstante los datos que componen los parámetros de entrada en los modelos son susceptibles de incertidumbres, debido principalmente a errores de medición, así como por la variabilidad que pueden presentar los sistemas por modelar.

Debido a las probables indeterminaciones dadas por el tiempo y el espacio en la resolución de las propiedades del sistema, las condiciones de frontera y las condiciones iniciales no pueden determinarse en algunos casos adecuadamente. Dentro de este contexto el modelo HELP (**H**ydrologic **E**valuation of **L**andfill **P**erformance) es una herramienta ampliamente utilizada para la simulación del balance de lixiviados en un relleno sanitario. Sharma y Lewis (1994), McBean et al. (1995) y Koerner y Daniel (1997), han discutido la aplicación, ventajas y desventajas de este modelo. En consecuencia, los modelos comerciales existentes como el HELP no han logrado modelar un comportamiento bidimensional de las capas que conforman el relleno sanitario (Schroeder et al., 1994b), ya que muchos de los procesos que se analizan (precipitación, percolación, evapotranspiración y drenaje) actúan unidimensionalmente dentro de las rutinas que se desarrollan en el modelo.

En lo que respecta a la segunda línea de investigación los estudios se encaminan a analizar la variación del espesor de la basura en los vertederos, la densidad de la basura, edad en la distribución del residuo, el área del relleno sanitario y los volúmenes totales del residuo, distancia de la base del relleno al nivel freático, nivel de humedad de los residuos, conductividad hidráulica de los materiales de la cubierta, así como el espesor de las diferentes capas que conforman el relleno sanitario (Gehrels y Puumala, 2000). Estos factores afectan de forma directa el comportamiento de los vertederos.

Para el diseño de las estructuras, que confinarán a los residuos, es necesario considerar la alta variabilidad que tiene la basura de una región a otra, la forma de como se dispondrá la basura en el sitio, así como la técnica de compactación de los residuos y de los materiales que conformarán las capas que cubrirán a los mismos. Estas actividades incidirán de forma directa en la tasa de generación de lixiviado e inclusive en su distribución dentro de la propia estructura del vertedero.

Ehrig (1983), señala que el tipo de maquinaria empleada para la compactación de los residuos afectará la cantidad de lixiviado que se producirá en el vertedero. Para los residuos que menos compactados la tasa de producción de lixiviado disminuirá después de haber

colocado la cubierta superior en los residuos, siempre y cuando esta capa posea propiedades impermeables medias a altas.

Los rellenos sanitarios que presentan material de baja permeabilidad en la cubierta pueden generar volúmenes de lixiviado con altas concentraciones contaminantes en sus componentes, no es el mismo caso en los rellenos sanitarios que presenten cubiertas compuestas con materiales de alta permeabilidad (McBean et al., 1995). Referente a la construcción de estas estructuras, Freeze y Cherry (1979) describen el método básico de la construcción y operación de un vertedero o relleno sanitario.

Finalmente, la tercera línea de investigación analiza las variaciones, que presenta el transporte de lixiviado afectado por los diversos procesos físico-químicos, a los que se somete el desplazamiento de la pluma de contaminación en el medio poroso. El fenómeno del transporte es dominado en la mayoría de los casos por advección, sin embargo, también puede estar regido por difusión o una combinación de ambos procesos. Investigaciones adicionales han llevado a cabo estudios con trazadores (naturales y sintéticos) y análisis de la interfase sólido-fluido en laboratorio, y estudios dependientes de la escala (laboratorio y campo) para determinar las velocidades de transporte del lixiviado y la interacción de las constantes de dispersión longitudinal y transversal.

Los trabajos recientes se orientan a explicar el impacto contaminante que generan los componentes del lixiviado con mayor peso específico, los cuales han afectado la calidad del agua potable. Los compuestos químicos orgánicos e inorgánicos poseen características propias que hacen que su presencia en los sistemas acuíferos sea analizada de forma diferente; ya que las concentraciones, tiempo de residencia, decaimiento, reacciones y otras características de estos contaminantes, varían en espacio y tiempo.

También es importante precisar que la conformación tan variable de los diferentes sistemas acuíferos, así como las características propias de cada vertedero, hacen que el impacto contaminante por lixiviados sea inconsistente en cada sitio. Cuando un sistema ha sido

impactado por lixiviados se deben establecer alternativas de remediación. Una solución a los problemas de contaminación es la consideración de la probable actuación de los procesos de atenuación natural que pueden ocurrir en el sitio. Esta técnica se puede aplicar siempre y cuando se pueda confiar en los procesos naturales que ocurren en la naturaleza, tales como: dispersión, sorción y biodegradación; fenómenos que pueden llegar a controlar la migración de contaminantes disueltos en aguas subterráneas.

Bajo estas circunstancias se hace necesario el análisis e interpretación de los mecanismos que gobiernan la distribución espacial y los tiempos de desplazamiento de las concentraciones de ciertos compuestos generados en un relleno sanitario. No obstante que la capacidad de simulación de los modelos matemáticos ha sido bien documentada en sistemas a escala en laboratorio, utilizando medios isotrópicos y homogéneos, aún persiste una gran incertidumbre cuando los resultados obtenidos en los modelos de laboratorio son extrapolados a problemas reales, donde los sistemas geológicos se tornan complejos.

1.2 Objetivos y alcances

El objetivo de esta tesis es lograr estimar el potencial transporte de contaminantes de una pluma de lixiviados proveniente de un vertedero de residuos sólidos, mediante su delimitación territorial así como por la cuantificación de las componentes contaminantes, definiendo su comportamiento evolutivo por medio de la implementación de modelos de flujo y de transporte de contaminantes, considerando su comportamiento tridimensional así como su convergencia en estratos superficiales.

En primer lugar se realizó la determinación del tipo de residuos que se depositan en el sitio, considerando los procesos de funcionamiento del vertedero. También se cuantificaron los parámetros hidrogeológicos que intervienen en el comportamiento total del vertedero, así como de los compuestos físico-químicos que conforman el lixiviado. Uno de los principales aportes que influyen en el comportamiento hidrológico al interior de la estructura del vertedero es el representado por la generación del lixiviado. La cuantificación de esta

impulsión se determinó mediante la aplicación del modelo numérico denominado HELP. Los volúmenes resultantes de aportación del lixiviado proporcionaron datos específicos acerca de las impulsiones internas y externas a las que es sometido actualmente el vertedero.

El alcance del objetivo principal, comprendió en primera instancia, llevar a cabo una extensa recopilación bibliográfica, así mismo requirió de una detallada colección de información climatológica e hidrogeológica de la zona de estudio. Posteriormente se detalló la caracterización hidrogeológica del sitio identificando las direcciones y los gradientes del flujo de aguas subterráneas a partir del comportamiento evolutivo de los niveles piezométricos, comparando los valores de las conductividades hidráulicas reportados en la literatura con los valores que se obtuvieron en campo, asimismo, se realizó la cuantificación de las impulsiones correspondientes a las entradas y salidas de flujo en el sistema.

Se implementó una red de monitoreo que permitió conocer el desarrollo de la pluma contaminante estableciendo zonas de mayor vulnerabilidad e impacto de los contaminantes prevaecientes en el sitio. Se instalaron piezómetros en la periferia del vertedero y se utilizaron las chimeneas o pozos de biogás existentes al interior del vertedero, los cuales en su conjunto formaron parte de la red de monitoreo. Por otro lado se determinó la distribución y concentración de los iones mayoritarios en diferentes zonas del área de estudio, para evaluar los mecanismos que rigen sus diversas transformaciones en la zona saturada. Actividad desarrollada al interior y exterior del vertedero.

Una Evaluación de las impulsiones externas que afectan el funcionamiento del vertedero a partir del uso del modelo HELP fue realizada por Schroeder et al. (1994), con el objeto de cuantificar el aporte de lixiviado del vertedero hacia la zona no saturada y por supuesto también a la zona saturada. Por otro lado se analizaron las concentraciones de los cloruros en la zona circundante noreste del cuerpo del vertedero, delineando con esta acción de forma preliminar la conformación de la pluma contaminante.

Con el uso de soluciones analíticas se determinaron los valores de dispersividad mediante el ajuste de los tiempos de desplazamiento, velocidades de transporte y concentraciones, obtenidas a partir de las mediciones en campo. La aplicación de la modelación analítica permitió conocer de forma preliminar las condiciones iniciales del comportamiento de la pluma contaminante. La modelación preliminar del sistema por medio de soluciones analíticas se complementó con la implementación de modelos numéricos de flujo y transporte. Posteriormente se determinó el sistema de flujo actual del acuífero local.

En ambos casos los sistemas se simularon en estado permanente y en estado transitorio. La modelación del transporte de contaminantes en estado transitorio delineó la pluma de lixiviados en las direcciones longitudinal, transversal-horizontal y transversal-vertical. Los valores de los componentes del flujo, con los de las concentraciones de lixiviado obtenidos en campo, fueron comparados con los que se obtuvieron por medio de la modelación. El conocimiento detallado del frente contaminante se obtuvo por medio de la calibración de los modelos numéricos, así como por la validación de los diferentes parámetros hidrogeológicos que intervienen en el funcionamiento del modelo, y del propio sistema de flujo y transporte del sitio.

Los resultados no solo demostraron las buenas aproximaciones que se generaron con la modelación, también sirvieron para delimitar espacial y temporalmente la configuración de la pluma de contaminantes. De igual forma se usaron los resultados como base para evaluar las alternativas de remediación propuestas para un funcionamiento futuro, que muy probablemente podrá predominar en el vertedero. Se describen las diferentes formas de comportamiento futuro que muy probablemente se puedan implementar para establecer un saneamiento en el propio vertedero, así como en sus zonas circundantes, considerando para tal fin, la colocación de diversos materiales con propiedades permeables diferentes.

Como parte de los trabajos de modelación, la validación de los modelos se efectuó por medio de la calibración de los parámetros más sensibles a generar cambios en el funcionamiento global del sistema, para este caso se consideraron la porosidad y la

dispersividad del acuífero en las tres direcciones. Adicionalmente se simularon alternativas de remediación para conocer el comportamiento futuro del vertedero, el cual podrá estar sujeto a mecanismos tanto de atenuación como de remediación parcial o total.

1.3 Organización de la tesis

El capítulo 2 presenta una amplia revisión bibliográfica correspondiente a los trabajos desarrollados a la fecha que comprende el estudio detallado de los fenómenos de flujo de aguas subterráneas y transporte de contaminantes, asociados básicamente con el establecimiento o existencia de vertederos de residuos sólidos, así como de rellenos sanitarios.

El estado del arte concerniente con el tema de la contaminación de acuíferos relacionados con la inadecuada disposición de la basura, fue recopilado de forma detallada y es descrito puntualmente en este capítulo. Se efectúa una subdivisión de la bibliografía recopilada, la cual se agrupa por líneas de investigación con tópicos afines. Asimismo se refieren algunos temas adicionales relacionados con el monitoreo de aguas subterráneas y la vulnerabilidad de acuíferos.

En el capítulo 3 se aborda de forma particular la problemática de la disposición de residuos sólidos generados por las diversas actividades que desarrolla el ser humano durante su vida cotidiana. Este problema se ha tratado de resolver por medio de la construcción de estructuras destinadas al confinamiento de los residuos, ya sea con la construcción de rellenos sanitarios o inclusive por medio de la construcción de confinamientos controlados, no obstante, a los esfuerzos realizados por la comunidad científica y las autoridades competentes, los problemas aún persisten.

Cabe destacar que en la República Mexicana, el Estado de México y en particular la ciudad de Metepec, son entidades que no están exentas de la problemática que representa la falta de un sitio expresamente acondicionado para el depósito de los residuos sólidos que

generan los habitantes de cierta región. De forma particular en la zona del presente estudio, se encuentra un vertedero de basura a cielo abierto el cual fue habilitado en las prominencias de una mina abandonada, aprovechando la existencia de la oquedad generada por la explotación excesiva de dicha mina. En este capítulo se describe la ubicación de la zona de estudio, detallando la localización del equipamiento urbano existente en la periferia del vertedero, asimismo se refieren puntualmente las colindancias geográficas existentes al propio vertedero. También se señalan las características fisiográficas, hidrogeológicas y del funcionamiento del vertedero.

El capítulo 4 describe detalladamente la metodología de campo desarrollada en la zona de estudio. Los trabajos relativos a la clasificación y cuantificación de los residuos en la zona de estudios son explicados en este apartado. Se concluye acerca del tipo de basura generada por los habitantes de las colonias aledañas al vertedero, asimismo se proporcionan valores relativos a la producción per capita global de los consumidores que destinan su basura en este confinamiento.

Las labores relacionadas con los estudios de prospección geofísica, la perforación de los pozos de monitoreo, la colección de muestras de material sólido generadas durante la perforación de dichos pozos de monitoreo, los muestreos de lixiviado y de aguas subterráneas se muestra en este capítulo. Se realizó un inventario de los pozos de biogás o chimeneas prevalecientes al interior del vertedero, los cuales fueron debidamente referenciados geográficamente e identificados para ser utilizados como parte integral de la red de monitoreo local del sistema.

También se refiere la secuela de pasos para determinar las características químicas del lixiviado de las muestras colectadas, por otro lado, se describe en este apartado la secuencia de pasos para inferir el volumen del lixiviado generado en el vertedero. Finalmente se expone la metodología del protocolo de muestreo que se abordó para determinar los valores de las concentraciones de cloruros prevalecientes en los lixiviados y en las aguas subterráneas del lugar.

Los aspectos correspondientes a la secuencia metodológica de modelación implementada, para conocer la dinámica de los lixiviados en el sistema acuífero, son abordados en el capítulo 5. En este apartado se explica la metodología desarrollada para definir la estructura del modelo conceptual generado propiamente para la zona de estudio, abordando aspectos relacionados con la representación del área estudiada. El modelo conceptual trata de esquematizar de forma simplificada el comportamiento real del sistema acuífero local relacionado directamente con la impulsión externa del vertedero ubicado en el sitio.

El uso de la modelación analítica se aborda para conocer, en primera instancia, el comportamiento y dimensiones que tendrá la pluma de lixiviados generada por la presencia de una fuente puntual contaminante. Las restricciones propias que poseen los modelos analíticos son consideradas durante el uso del modelo analítico utilizado en este apartado. En segundo término se implementó la modelación numérica por medio de la aplicación del modelo Visual Modflow (Guiguer y Franz, 1996).

La utilización de un modelo numérico requirió establecer previamente el dominio del modelo representado por el área de influencia del vertedero en la zona de estudio. También se discretizó el dominio del modelo en las tres direcciones, definiendo, asimismo, las condiciones de borde que prevalecen en el sitio. Se exponen a detalle la definición de las impulsiones internas y externas que afectan tanto el comportamiento del vertedero como del acuífero local.

Finalmente en este capítulo se realizan las diferentes simulaciones de flujo de aguas subterráneas y transporte de contaminantes, para delinear, en espacio y tiempo, las líneas de isoconcentración relacionadas con los cloruros. Simulaciones en estado estacionario y en estado transitorio se desarrollaron de forma detallada durante un gran número de ciclos. Por otro lado, se describen tres alternativas futuras sobre el comportamiento evolutivo que pueda presentar muy probablemente el vertedero, considerando para tal fin, las condiciones de mejoramiento en la parte superior de su estructura por medio de la aplicación de materiales diferentes con permeabilidades también variables, los cuales se pueden encontrar

fácilmente en los bancos de materiales cercanos al vertedero y los que de forma próxima podrá aplicar la autoridad competente del Ayuntamiento de Metepec.

El capítulo 6 incluye los análisis de los trabajos desarrollados previamente en campo, así como el análisis de los resultados obtenidos con la implementación de la modelación analítica e inclusive de la modelación numérica de flujo de aguas subterráneas y de transporte de contaminantes. Se discute la interpretación de los estudios de prospección geofísica, de los trabajos de mecánica de materiales sólidos, de los análisis químicos de las muestras, así como de los resultados de la cantidad de lixiviados generados en el vertedero. En este mismo capítulo, se realiza una descripción detallada acerca de las determinaciones analizadas de todos los parámetros químicos que intervienen en el comportamiento del vertedero. La ejecución exhaustiva de los trabajos de campo tuvo la finalidad de evitar las incertidumbres propias que genera la realización de un trabajo de investigación de esta índole.

El capítulo 7 de esta tesis de investigación concluye con todas las determinaciones encontradas en el sitio de estudio, considerando las limitantes propias de un trabajo de investigación de este tipo. Asimismo se exponen recomendaciones que se podrían seguir para establecer mecanismos que mitiguen los problemas relacionados con el transporte de contaminantes generados por la influencia de lixiviados provenientes de un vertedero, el cual para el presente caso de estudio, se sitúa en las inmediaciones de una zona urbana.

DESARROLLO DE TRABAJOS PREVIOS

2.1 Introducción

La calidad de los lixiviados está determinada fundamentalmente por los procesos de reacción bioquímica que tienen lugar en los vertederos, así como por las condiciones ambientales prevalecientes en el medio. Los procesos bioquímicos que se conciben en el vertedero pueden ser procesos aeróbicos y procesos anaeróbicos (Ehrig, 1999; McBean et al., 1995). La descomposición inicial de la basura se da bajo condiciones aeróbicas (Ehrig, 1999; McBean et al., 1995), al término del consumo de oxígeno existente, se inicia la descomposición anaeróbica (Ehrig, 1999; Fetter, 1999). Este proceso produce una variedad de ácidos orgánicos para posteriormente dar paso a la formación de metano.

En la tabla 2.1 se presenta la concentración de diferentes lixiviados en relación con compuestos químicos inorgánicos. Los datos proporcionados por Clark y Piskin (1977) se refieren a muestras colectadas durante la década de los años 70's en al menos 54 rellenos sanitarios. Los datos de la USEPA (1988b) se refieren a muestras colectadas en todos los

Estados Unidos de América. Se observa en la tabla 2.1 que el valor obtenido para el pH no rebasa los rangos de acidez de 7.0, por lo que se considera que el lixiviado tiene una acidez suave. Los constituyentes con mayor concentración indicados en la tabla 2.1 son: cloruros, hierro, magnesio, sodio y sulfatos.

Cherry et al. (1985); Cherry et al. (1987) y Reindhard et al. (1984), reportan que los compuestos orgánicos, deben ser considerados contaminantes potencialmente peligrosos, ya que poseen propiedades únicas que los hacen muy persistentes. Cherry et al. (1987), indican que pequeñas cantidades de componentes orgánicos causan una severa contaminación del agua. En la tabla 2.2 se muestran las concentraciones de diferentes compuestos químicos orgánicos presentes en un lixiviado provenientes de un relleno sanitario.

En el estudio de las plumas de lixiviado contaminante se han distinguido tres zonas. La zona anaeróbica, la zona de transición y la zona aeróbica. Fetter (1999) indica que el relleno sanitario por si mismo representa una zona anaeróbica, dada principalmente por la ausencia de oxígeno el cual no se encuentra en cantidades abundantes en los residuos sólidos. La zona anaeróbica se caracteriza por la producción de metano y amonio, asimismo, el hierro, el sulfuro y el nitrógeno existen en formas reducidas. La zona de transición se inicia cuando el lixiviado se mezcla con el oxígeno del agua subterránea el cual se encuentra en cantidades importantes contenido en los sistemas acuíferos. La materia orgánica soluble continua su descomposición en esta zona.

Delante de la zona de transición se encuentra la zona aeróbica en esta existen condiciones de oxidación dadas por el alto contenido de oxígeno presente en el agua subterránea, prevaleciendo el hierro, sulfuro, nitrógeno y carbono en sus formas oxidadas, generadas por la estrecha interrelación que se presenta al momento de combinarse los lixiviados con el agua subterránea. Por esto los rellenos sanitarios se deben de ubicar en lugares hidrogeológicamente apropiados. Esto generalmente no es posible. Sin embargo, hay que elegir los sitios que cuenten con las características hidrogeológicas óptimas (Frezze y Cherry, 1979).

Tabla 2.1 Concentraciones de químicos inorgánicos derivados del lixiviado de un relleno sanitario (concentraciones en mg/L, excepto las indicadas en otra unidad)

Parámetro	Rango literatura ^a		Concentraciones medias detectadas					
	Bajo	Alto	Clark y Piskin (1977)	USEPA (1988b) ^b	Sridharan y Didier (1988)	Howard et al. (1996)		
pH	1.5	12.5	6.8	6.7 (1,263) ^c	6.69 (59) ^c			N.D.
Potencial Redox (mV)	-180	804	N.D.	N.D.	N.D.	4.81 (6)		N.D.
Conductividad específica (mmhos/cm)	0.01	990	6.1	5.11 (1,132)	5.6 (55)			N.D.
Alcalinidad (como CaCO ₃)	0	57,850	1,225	2,300 (786)	2,650 (29)			N.D.
Dureza total (como CaCO ₃)	0	225,000	1,600	2,000 (999)	1,665 (26)			N.D.
Sólidos Totales Disueltos	0	594,000	5,346	1,396 (172)	4,890 (28)			N.D.
DBO	1	72,000	1,500	1,710 (777)	2,310 (33)			N.D.
Oxígeno Disuelto	1.3	97,900	4,490	1,823 (949)	2,800 (52)			N.D.
Carbón Orgánico Total	0.3	45,100	N.D.	1,439 (226)	1,100 (33)			N.D.
Temperatura (°C)	2	122	N.D.	12 (55)	11 (6)			N.D.
Constituyente								
Al		85	N.D.	0.6 (5)	2.4 (7)	0.48 (42)		
As		70.2	0	19 µg/L (83)	13.5 µg/L (36)	N.D.		
B		133	4.7 (97)	4.2 (97)	4 (8)	10.43 (41)		
Ba		33.3	2.25 (59)	0.32 (59)	0.58 (36)	N.D.		
Be		0.24	N.D.	0.24 (1)	5 µg/L (6)	N.D.		
Ca		4,080	430 (78)	354 (78)	320 (19)	579.8 (113)		
Cd		17	30 µg/L (67)	20 µg/L (67)	15.5 µg/L (31)	N.D.		
Cl		27,100	562 (891)	486 (891)	594 (52)	269.8 (159)		
Co		3.4	N.D.	3.4 (1)	0.08 (2)	N.D.		
Cr		22.5	0.05 (100)	0.1 (100)	0.06 (43)	0.09 (101)		
Cu		1,100	0.05 (76)	0.05 (76)	0.05 (33)	0.045 (89)		
F		302	0.4 (37)	0.36 (37)	0.39 (18)	N.D.		
Fe (total)		57,300	138 (518)	73.5 (518)	95 (55)	58.05 (131)		
Hg		160 µg/L	3 µg/L (25)	1 g/L (25)	0.6 µg/L (16)	1 µg/L		
K		3,770	150 (77)	100 (77)	382 (19)	259.1 (74)		
Mg		15,600	200 (56)	91 (56)	136 (18)	265.8 (104)		
Mn		1,400	9.2 (93)	1.31 (93)	3.7 (43)	3.54 (105)		
Na		8,000	357 (251)	360 (251)	693 (37)	935.7 (118)		
Ni		60	0.2 (92)	0.26 (92)	0.17 (37)	0.275 (84)		
NO		250	0.1 (52)	2.05 (52)	0.22 (31)	2.49 (76)		
P		154	0.59 (208)	1.81 (208)	1.4 (14)	N.D.		
Pb		6.6	0.1 (99)	0.1 (99)	0.06 (45)	0.068 (96)		
S		125	N.D.	1.45 (15)	N.D.	N.D.		
Se		1.02	0	14.9 g/L (28)	20 µg/L (17)	N.D.		
Si		34	15.4 (1)	34 (1)	N.D.	N.D.		
SO		84,000	153 (573)	90 (573)	111 (39)	139.4 (93)		
Zn		250	1.7 (108)	0.89 (108)	0.68 (50)	1.41 (92)		

^a y ^b Clark y Piskin (1977), James (1977), Fuller (1978), Griffin y Shimp (1978), Kmet y McGinley (1982), Glynn (1985), USEPA (1988b), Sridharan y Didier (1988), Howard et al. (1996). Recopilado de 14 fuentes.

^cNúmero de muestras que fueron detectadas.

N.D. No Determinadas.

Tabla 2.2 Concentraciones de químicos orgánicos derivados del lixiviado de un relleno sanitario (concentraciones en mg/L, excepto las indicadas en otra unidad)

Parámetro	Rango literatura ^a		Concentraciones medias detectadas		
	Bajo	Alto	Sridharan y Didier (1988)		USEPA (1988) ^b
Acetona	8.0	13.0 mg L ⁻¹	ND ^c		430
Benceno	1.4	1,630 mg L ⁻¹	ND		37
Bis (2-etilhexil) talaftato	34	7.9 mg L ⁻¹	1,050	(5/26) ^d	ND
Carbón tetraclorido	3	995	28	(3/50)	202
Clorobenceno	1	685	25.2	(7/50)	7
Cloroetano	2	860	17	(11/50)	28
Cloroformo	4	1,300	7.14	(7/50)	29
Cianide	4	555 mg L ⁻¹	80	(63/91)	ND
Di-n-butil talaftato	12	540	28.7	(4/26)	49
1,2-Diclorobenceno	3	32	ND		12
1-4-Diclorobenceno	1	250	14	(12/37)	7
1,1-Dicloroetano	BDL ^e	44 mg L ⁻¹	ND		165
1,2-Dicloroetano	BDL	11 mg L ⁻¹	ND		10
1,1-Dicloroetileno	BDL	110	ND		ND
1,2-Dicloroetileno	BDL	2,200	ND		330
Dietil talaftato	3.0	330	44	(11/26)	83
Endrin	0.04	50	ND		0.25
Etil acetato	42	290	ND		86
Etil benceno	1	4,900	43.5	(30/52)	58.5
Isopropano	3.18	16 mg L ⁻¹	76	(13/26)	76
Lindano	0.017	0.023	ND		0.020
Cloruro de metileno	BDL	58.2 mg L ⁻¹	483	(25/41)	440
Etil metil cetona	110	37 mg L ⁻¹	19.6 mg L ⁻¹	(2/11)	1.55 mg L ⁻¹
Isobutil metil cetona	10	740	ND		270
Naftaleno	4.6	202	33.8	(10/21)	12
Fenantreno	8.1	1,220	50.7	(5/27)	ND
Fenol	1.1	28.8 mg L ⁻¹	174	(16/27)	378
Compuestos fenólicos	0.05	19 mg L ⁻¹	619	(120/28)	ND
1-Propanol	76	37 mg L ⁻¹	ND		11 mg L ⁻¹
2-Propanol	94	41 mg L ⁻¹	ND		8.45 mg L ⁻¹
Tanin + Lignin	120	264 mg L ⁻¹	1.94 mg L ⁻¹	(48/52)	ND
Tetracloroetileno	1	232	16.3	(10/52)	55
Tetrahidrofurano	18	1,400	730	(6/12)	260
Tolueno	1	18 mg L ⁻¹	360	(42/53)	413
1,1,1-Tricloroetano	BDL	13 mg L ⁻¹	ND		86
Tricloroetileno	1	15 mg L ⁻¹	19	(12/53)	43
Cloruro de vinil	8	3,000	230	(12/42)	40
Xileno	2.5	320	72.5	(10/13)	71

^aKmet y McGinley (1982), Sabel y Clark (1983), Glynn (1985), Friedman (1988), Sridharan y Didier (1988), USEPA (1988b)

^bCompilado de 14 fuentes.

^cND, no determinados.

^dNúmero de detecciones/número total de muestras.

^eBDL, Bajo límite de detección (no dan valor).

La carga total contaminante que afectará el medio ambiente dependerá de la cantidad y calidad de los lixiviados generados al interior del vertedero; el cual tiene grandes posibilidades de infiltrarse hasta alcanzar las zonas aledañas al mismo o alcanzar el agua subterránea que lo subyace.

2.2 Antecedentes teóricos

La recopilación de información es una tarea básica en el desarrollo de cualquier trabajo de investigación. La realización de una revisión bibliográfica integral fue necesaria con el objeto de conocer los alcances que a la fecha se tiene en el tema de vertederos, rellenos sanitarios, transporte de contaminantes, generación de lixiviados, modelación analítica y numérica de aguas subterráneas, vulnerabilidad de los acuíferos al transporte de contaminantes, monitoreo de acuíferos, entre otros temas. Se recopilaron publicaciones de artículos de investigación científica y libros relacionados con los temas antes indicados, de los cuales se realiza una breve descripción.

Considerando las diferentes líneas de investigación que se tiene respecto al comportamiento de los vertederos de residuos sólidos, la revisión bibliográfica se compiló de tal forma que se recopilaron datos acerca de los factores externos en superficie que afectan la generación del lixiviado en los vertederos, a continuación se describen aspectos relevantes de algunos trabajos de investigación:

2.2.1 Factores externos en superficie que afectan el funcionamiento de vertederos

Farquhar (1988) describe con detalle los mecanismos de la formación del lixiviado, mostrando que por medio del Método de Balance de Agua es posible determinar la cantidad de soluto que se puede generar en el cuerpo de un vertedero, formado principalmente por el agua pluvial. Realiza una adecuada comparación entre los componentes que conforman la metodología del Método de Balance de Agua y el modelo de computadora HELP.

También indica que algunos factores como el tipo de basura, la densidad de los residuos, la profundidad que ha alcanzado la disposición de los residuos, entre otros, influyen de forma directa en los tipos, cantidad y variación de las tasas de recarga de lixiviados. Finalmente expone la relación que tienen los rellenos sanitarios con diferente periodo de funcionamiento respecto a la concentración de los principales iones contenidos en los lixiviados.

Un método para predecir las concentraciones de cloruros provenientes de un relleno sanitario fue desarrollado por Gehrels y Puumala (2000). Utilizaron los datos de 21 rellenos sanitarios localizados en la región Precambriana de Ontario, Canadá; para obtener las concentraciones promedio de cloruros mediante la toma de muestras al interior de los vertederos. Indicaron que los factores potenciales que afectan la concentración de cloruros son: el volumen de los residuos, la tasa de disposición de residuos, la densidad de la basura, la edad de los residuos, la permeabilidad de los materiales de la cubierta del relleno, entre otros.

Proporcionan una ecuación para determinar la concentración pico de los cloruros en la fuente, la cual depende del volumen total de residuos que se dispongan en el relleno sanitario. Concluyen que esta ecuación sirve para valorar los impactos de riesgo que pueden generar los rellenos sanitarios, sin embargo, advierten que el modelo podrá ser aplicado solo a zonas que puedan poseer características similares a la región que ellos han estudiado previamente.

Una revisión extensa de la literatura para exponer las características biogeoquímicas de las plumas de lixiviado en un relleno sanitario fue expuesta por Christensen et al. (2001). Con el objeto de valorar los procesos de atenuación principales de los lixiviados que afectan los acuíferos, realizaron una investigación detallada. Su trabajo estuvo enfocado principalmente al análisis de la materia orgánica disuelta, componentes orgánicos, macrocomponentes inorgánicos, aniones, cationes y metales pesados. Recopilaron investigaciones de lixiviados realizados en campo y laboratorio. Concluyen que cuando el lixiviado interacciona con el agua subterránea, generan cambios significativos en la calidad del agua, pudiendo manifestarse patrones biogeoquímicos complicados en el desarrollo de la pluma

contaminante. Indican que la forma de la pluma de lixiviado se rige por el campo de flujo del sistema acuífero, así como por la cantidad del lixiviado observado en la base de los rellenos sanitarios y por el incremento de la densidad del propio lixiviado, además de la dispersión. Por lo que las variaciones en la composición del lixiviado pueden determinar la forma, tamaño y localización de las plumas.

De tal forma es posible encontrar plumas con tamaños pequeños, así como plumas de cientos de metros de longitud y anchos considerables. Finalmente exponen que una vez revisada la geoquímica de las plumas de lixiviado, se revela que los procesos de atenuación natural son aplicables para muchos contaminantes, aunque si se desconocen los factores que rigen la valoración de riesgos y no se aplican las medidas de remediación necesarias, pudieran permanecer en espacio y tiempo compuestos potencialmente contaminantes al medio ambiente.

Por su parte Walsh (1996) realizó un estudio donde investigó las características y consecuencias ambientales de rellenos sanitarios construidos en la zona urbana de la Ciudad de Nueva York, presentando a detalle la descripción de los procesos químicos, biológicos, así como la evolución física presente en los vertederos habilitados con tecnología moderna. Los rellenos sanitarios estudiados ocupan un área de 185 km² lo que representa un 20% aproximadamente de la superficie total de la Ciudad de Nueva York. Aunque los residuos sólidos del tipo municipal representan un 70% del volumen total de los rellenos sanitarios, las concentraciones de metales pesados aumentaron drásticamente en el último siglo de uso de estos depósitos, debido a metales utilizados en la manufactura de algunos productos de la región.

Asimismo, se reportó que la mayoría de los rellenos sanitarios descargaron directamente al estuario Harbor de la ciudad de Nueva York, lo que implicó la presencia de cargas contaminantes del orden de 3 a 10 veces mayores que las detectadas previamente en esta desembocadura. Dentro de este contexto, se identificó al amonio como el mayor contaminante contenido en los lixiviados que impactan de forma negativa la calidad de las aguas superficiales del estuario.

2.2.2 Análisis del diseño, construcción y operación de vertederos

Referente a esta línea de investigación se recopiló una gran cantidad de información al respecto, la cual se trató de aprovechar al máximo para tener los datos necesarios disponibles acerca de este tópico, a continuación se reseñan algunos de los textos más sobresalientes.

Fatta et al. (2000) utilizaron un modelo de flujo y transporte de contaminantes para determinar el comportamiento de flujo de agua y transporte de cloruros en un sistema de flujo en estado estático donde se localiza el relleno sanitario Ano Liosia, Atenas, Grecia. El vertedero tiene una extensión de 173 ha y funciona desde el año 1973, recibiendo cantidades importantes de residuos sólidos, de los cuales el 52% son residuos orgánicos. El relleno sanitario está situado en una formación geológica de tipo Cárstico, donde en superficie prevalece una pendiente moderadamente inclinada y el suelo es semiárido cubierto de pastos.

Para la modelación del transporte consideraron concentraciones iniciales de cloruros en la fuente de 4,000 mg/l, la cual se supuso espacialmente uniforme en la extensión activa del relleno sanitario. Utilizaron valores de 10, 3 y 0.01 m para las dispersividades longitudinal, transversal y vertical, respectivamente. Simularon el transporte para un periodo de 30 años, calibrando su modelo con los valores observados en campo respecto a los valores obtenidos en la modelación.

Obtuvieron contornos de plumas contaminantes con extensiones de 1,843 m y 92 m de profundidad, el ancho de la pluma contaminante fluctuó de 1,000 a 1,250 m. Concluyeron que el factor más importante que influye en la migración de contaminantes es el representado por la composición del lixiviado, ya que su solubilidad, densidad y composición química, generan un impacto importante en el comportamiento de la pluma. Específicamente para los contaminantes conservativos como los cloruros, indican que la migración se rige por los procesos de dispersión-advención.

Riester (1994) desarrolló un modelo numérico para describir los procesos que ocurren en un relleno sanitario. Los procesos que incluyó en el modelo y que se encuentran interrelacionados fueron: precipitación, infiltración, evapotranspiración, escurrimiento superficial, generación de lixiviado, transporte de lixiviado, recolección y recirculación de lixiviado, generación de gas, entre otros. El modelo determinó el contenido espacial y temporal de humedad en conjunto con las curvas de producción de lixiviado, así como con las relaciones empíricas de generación de gas, que sirven para determinar las concentraciones del lixiviado y la producción de gas metano para cada elemento analizado como una función del tiempo.

El impacto que genera el lixiviado producido por un relleno sanitario en la calidad de las aguas subterráneas fue estudiado por Fatta et al. (1999). Ellos caracterizaron la composición físico-química del lixiviado generado en el vertedero, determinando altas concentraciones en los parámetros de color, conductividad, sólidos totales, DQO, amonio, fosfatos, sulfatos, cloruros, potasio, hierro y plomo. Los bajos valores en las relaciones de DBO/DQO, les indicaron que la mayoría de la materia orgánica presente en el relleno sanitario no es fácilmente biodegradable. Concluyeron que el agua subterránea del acuífero subyacente en la zona del relleno sanitario no es adecuada para el riego ni puede ser considerada como agua potable, señalando que el lixiviado generado en el relleno sanitario constituye un serio problema de contaminación en el acuífero local.

Kjeldsen (1993) investigó la cantidad y calidad de los lixiviados generados en el relleno sanitario antiguo Vejen, Dinamarca. Por medio del análisis del lixiviado determinó que el relleno se encontraba en su etapa de descomposición metanogénica caracterizada por tener valores de pH cercanos al neutral, así como relaciones de DBO/DQO bajas y altas concentraciones de metano disuelto. Determinó valores bajos de DQO y DBO, estableciendo que estas causas se debían muy probablemente al relleno sanitario, el cual tenía ya muchos años de estar funcionando.

Resultados acerca de la cantidad y calidad de lixiviados en 20 rellenos sanitarios fue presentado por Ehrig (1983). Los vertederos se situaron en la porción norte de la extinta Alemania Occidental. Determinó que la tasa de lixiviado generada en los vertederos puede ser estimada como un porcentaje de la precipitación anual, así como por la técnica de operación en los procesos de compactación y del tipo de maquinaria que se utilice en la conformación del relleno sanitario. Indica que la cantidad de lixiviado producido en los rellenos sanitarios es variable, lo cual depende principalmente de la composición de la basura. El estudio del lixiviado demuestra que este soluto es una fuente importante de contaminación en el entorno local donde pueda estar situado el relleno sanitario.

2.2.3 Análisis de los procesos de transporte (modelación y atenuación natural)

Un tópico sumamente importante que puede definir el impacto contaminante que ha generado la mala disposición de los residuos sólidos en algún sitio, es el uso de la modelación. El análisis de los procesos de flujo y transporte tan complejos que se presentan en cualquier escenario hidrogeológico, ha sido estudiado con detalle por un gran número de investigadores, por lo que a continuación se describen los alcances que se tienen respecto a esta línea de investigación.

Anderson (1984) especifica de forma particular el transporte de contaminantes en el agua subterránea, definiendo los procesos de advección y dispersión que afectan este fenómeno. En su análisis describe el proceso de dispersión de contaminantes que ocurren en un medio poroso, así como el comportamiento que se tiene en la mezcla con el agua subterránea no contaminada, generándose como consecuencia el mecanismo de dilución, induciendo asimismo, la contaminación de grandes extensiones acuíferas, las cuales en la mayoría de los casos resulta difícil determinar.

Se indica que la dispersión es causada por efectos microscópicos y macroscópicos. En una escala microscópica resulta habitual incluir el efecto de la difusión molecular derivado de las variaciones en la velocidad de flujo dadas en la microescala. Asimismo, refiere que en

una escala macroscópica la dispersión es causada por la presencia de grandes heterogeneidades dentro del medio, ejemplifica que la ecuación fundamental para la descripción del flujo a través de un medio poroso dada por la ley de Darcy, es una ecuación macroscópica.

Javandel et al. (1984) revisaron, seleccionaron y compilaron algunos de los métodos matemáticos más utilizados para predecir la extensión de la contaminación en el subsuelo. En su recopilación establecen tres niveles de complejidad usados para predecir el transporte de contaminantes en aguas subterráneas, los cuales son: a). Métodos analíticos simples utilizados para resolver las ecuaciones diferenciales resultantes; b). Métodos semianalíticos basados en el concepto de velocidad potencial compleja que generan líneas de flujo para sistemas en estado estático, así como el correspondiente movimiento de contaminantes en presencia de un número arbitrario de fuentes; c). Modelos numéricos sofisticados utilizando geometrías y medios porosos heterogéneos, factores de dispersión, difusión, así como retardación química son considerados en este método.

Park y Zhan (2001) generaron soluciones analíticas con fuentes contaminantes finitas para una, dos y tres dimensiones, considerando un acuífero de espesor finito utilizando el método de la función de Green. Publicaron una tabla donde se especifica la aplicación de diferentes soluciones analíticas para fuentes contaminantes con geometrías variables. Utilizaron el programa gráfico MATLAB® para la integración temporal de soluciones analíticas y obtener concentraciones finales de fuentes hipotéticas localizadas de forma extendida o puntual en acuíferos hipotéticos, funcionando instantánea o permanentemente.

De los resultados obtenidos analizaron la influencia que puede tener la geometría de la fuente, los coeficientes de dispersión y el predominio que pueda presentar la ubicación de la fuente respecto a la distancia del transporte en la distribución de las concentraciones finales. Concluyeron que las concentraciones de los puntos cercanos a la fuente son sensibles a la geometría de la fuente cuando se utilizan coeficientes de dispersión anisotrópicos y son menos sensibles a la geometría de la fuente, cuando los coeficientes de dispersión son isotrópicos.

Simunek et al. (1999) documentaron las versiones 1.0 y 2.0 del manual para aplicar el modelo de computadora STANMOD, que sirve para evaluar el transporte de solutos en medios porosos usando soluciones analíticas que resuelven la ecuación de advección-dispersión. El modelo STANMOD (**ST**udio of **AN**alytical **MO**DEls) (Simunek et al., 2004) integra un amplio número de soluciones analíticas para analizar del transporte de solutos. Cuando los sistemas por analizar no cuenten con complejos campos de flujo de aguas subterráneas y los procesos de transporte se encuentren dominados por fenómenos advectivos, será posible aplicar este modelo.

Feinstein y Guo (2004) indican que muy probablemente el código 3DADE (Leij y Bradford, 1994), incluido en el modelo de computadora denominado STANMOD, es uno de los de mayor uso por los consultores en todo el mundo, ya que simula el transporte tridimensional de contaminantes considerando condiciones de flujo saturado en el sentido unidireccional para una escala de campo determinada.

Wexler (1992) explica a detalle la aplicación de soluciones analíticas para una, dos y tres dimensiones, determinando el transporte de solutos en los sistemas de aguas subterráneas con flujo uniforme. Presenta una recopilación de soluciones analíticas las cuales se pueden aplicar para una diversidad de condiciones de frontera, así como para diferentes tipos de fuentes. Asimismo, expone un conjunto de programas de computadora que evalúan el uso de las soluciones analíticas por medio de resultados tabulares y gráficos de las concentraciones del transporte de solutos como una función del tiempo, los cuales son comparados con la distancia del transporte a partir de la fuente contaminante.

Munro et al. (1997) realizaron trabajos de campo y modelación analítica para determinar la migración de contaminantes en depósitos superficiales arcillosos localizados en el relleno sanitario de New Brunswick, Canadá. Ellos determinaron las características hidrogeológicas del sitio con el uso de 45 pozos de observación cercanos al vertedero. Tomaron muestras en depósitos superficiales cercanos al vertedero para determinar la migración de solutos en la dirección vertical, analizando nueve especies de lixiviados. Los solutos analizados en los lixiviados fueron: sodio, cloruros, calcio, magnesio, hierro, manganeso, carbón orgánico disuelto, sulfato y nitrato.

Para determinar la concentración inicial en la fuente tomaron muestras de lixiviado al interior del relleno sanitario. Realizaron modelación de transporte utilizando un modelo unidimensional en medios porosos saturados denominado SUPER1D (Sudicky, 1988), determinando perfiles de cloruros. Establecen que los mecanismos de dispersión mecánica y advección representan especial importancia en los sitios caracterizados por el depósito de residuos sólidos ubicados en materiales arcillosos.

El estudio de una pluma contaminante de más de 7,700 m de longitud y pocos metros de ancho, fue analizado por van der Kamp et al. (1994). Ellos utilizaron una red de 21 piezómetros multinivel instalados en el acuífero Condie, cercano a la región Regina, Saskatchewan, Canadá. El acuífero tiene la característica de ser estratificado, altamente permeable y se encuentra conformado por arenas y gravas. La pluma contaminante se origina en un depósito de agua residual extendiéndose en dirección oeste a partir de la fuente, en dirección de la vía preferencial del flujo.

Compararon los resultados de las concentraciones de cloruros obtenidas en campo con las concentraciones obtenidas por medio de la modelación analítica. La modelación se desarrolló utilizando el modelo analítico tridimensional Patch3D (Sudicky et al., 1988). Las curvas de crecimiento de cloruros obtenidas por medio de la modelación analítica que mejor se ajustaron con las concentraciones de campo, consideraron velocidades de 380 m a^{-1} y valores de dispersividades longitudinal, transversal y vertical de 120 m, 0.40 m y 0.0004 m, respectivamente.

Para este caso se obtuvo un valor de dispersividad longitudinal muy alto respecto a los reportados previamente en la literatura, lo que hace indicar la gran influencia de las propiedades físicas del acuífero en la formación de una pluma contaminante de gran longitud. Por lo que acorde con Rehfeldt y Gelhar (1992), los cuales expresan en su trabajo de investigación, que las macrodispersividades son causadas principalmente por la variabilidad espacial.

El texto clásico de Gelhar et al. (1992) donde hacen una revisión integral de los datos de dispersividad para 59 sitios diferentes, también fue considerado en la recopilación bibliográfica utilizada en el presente trabajo de investigación. Ellos compilaron datos de estudios del transporte de contaminantes realizados en diferentes acuíferos resumiendo en una serie de tablas los datos más relevantes de cada sitio previamente estudiado, datos como: tipo de acuífero, propiedades hidráulicas, configuración del flujo, tipo de monitoreo empleado, trazador utilizado, método de interpretación de datos, escala de observación de las dispersividades longitudinal, transversal y vertical, entre otros parámetros, fueron recopilados de forma detallada.

Indican que caracterizar la dispersividad de algún sitio en particular resulta esencial para predecir el movimiento superficial, así como la dispersión de una pluma contaminante. Muestran que en las investigaciones teóricas y experimentales realizadas, los valores de las dispersividades encontrados para una escala de campo son de varios ordenes de magnitud mayores a los valores de las dispersividades encontrados para una escala de laboratorio, considerando el mismo tipo de material.

Por lo que concluyen que los valores de las dispersividades encontrados para una escala de laboratorio, no pueden ser usados para predecir los valores de las dispersividades en una escala de campo. El aporte principal de este trabajo, sin duda es el gráfico donde exponen los valores de dispersividad longitudinal (m) vs. escala (m), generado por medio de la interpretación de los datos expuestos en los 59 sitios diferentes.

Mackay et al. (2001) estudiaron la formación de una pluma contaminante generada por la disposición de residuos líquidos industriales en la granja Vila cercana a Coventry, Reino Unido. Utilizaron la modelación numérica para delinear la configuración de la pluma contaminante simulando el comportamiento macroscópico de cloruros y fenoles. El área relativamente pequeña donde se dispusieron los residuos industriales tenía una extensión de menos $2,500 \text{ m}^2$, no obstante con la implementación del modelo, se generó una pluma de hasta 300 m de longitud con concentraciones de cloruros mayores a los 2,600 mg/l.

En sus análisis desarrollaron un modelo conceptual del sistema en estudio, considerando para tal fin, las características físicas de la zona así como las condiciones hidrogeológicas prevalentes en el lugar. Sin embargo, debido a los pocos datos hidrológicos disponibles, el modelo conceptual tuvo un alto grado de incertidumbres. Aunque los resultados obtenidos pueden resultar de gran utilidad para comparar respecto a componentes similares que hayan sido analizados de forma análoga.

Para las simulaciones del transporte de contaminante usaron 5 pares en los valores de dispersividad longitudinal y transversal, examinado el efecto que causaban en la formación de la pluma. Para la determinación de los valores de dispersividad refieren los datos que proporciona la literatura, considerando que los resultados de los experimentos en campo indican generalmente que la dispersividad longitudinal excede a la dispersividad transversal en al menos un factor de 10 pero no más de un factor de 20. Asimismo, determinan que los valores de algunos modelos generados en investigaciones a pequeña escala en laboratorio pueden ser inferidos directamente a modelos con escalas mayores considerando ciertas restricciones.

Schroeder et al. (1983) desarrollaron el modelo HELP (**H**ydrologic **E**valuation of **L**andfill **P**erformance) para estudiar el balance hidrogeológico al interior de los rellenos sanitarios. El modelo es determinístico casi-bidimensional que calcula el flujo de lixiviado a través del tiempo bajo condiciones de flujo casi-estáticas. El modelo HELP incluye el uso de ecuaciones analíticas, aproximaciones y suposiciones para predecir las salidas de lixiviado a través de la serie de capas que puedan componer el relleno sanitario dado un escenario climatológico.

El modelo acepta diferentes tiempos, tipos de suelo y datos de diseño, utilizando técnicas de solución para lograr los efectos del almacenamiento superficial, deshielos, escurrimientos, infiltración, evapotranspiración, crecimiento de la vegetación, almacenamiento de la humedad del suelo, drenaje superficial lateral, recirculación de lixiviado y salidas a través del suelo (Schroeder et al., 1994). HELP ha sido utilizado por Sharma y Lewis (1994), McBean et al. (1995) y Koerner y Daniel (1997), entre otros, los cuales discutieron su aplicación, ventajas y desventajas.

Rowe (1995) realizó una caracterización de lixiviados provenientes de 5 rellenos sanitarios localizados en Ontario, Canadá. Comparó sus resultados con valores reportados previamente en la literatura. Indica que las características del lixiviado pueden evolucionar con el transcurso del tiempo hasta alcanzar un valor máximo, presentando posteriormente un abatimiento motivado por el decaimiento biológico o la biodegradación. Relacionó algunos valores típicos promedio de los lixiviados entre los cuales están los cloruros, fenoles, hierro, calcio, DBO, DQO, DBO/DQO y carbón orgánico disuelto.

El impacto de la practica de confinamiento de la basura por medio de la implementación de los rellenos sanitarios fue expuesta por Howard et al. (1996). Ellos indican, que generalmente, el peligro contaminante de la existencia de los rellenos sanitarios no esta bien documentado, hasta que el lixiviado generado en los vertederos produce efectos negativos en cuerpos de agua aledaños al mismo. Exponen que mediante la modelación del flujo de agua subterránea y transporte de contaminantes, es posible determinar los tiempos de traslado de los solutos contaminantes. Concluyen que de todos los componentes que conforman a un lixiviado, la mayoría tiene posibilidades potenciales de contaminar de forma individual grandes volúmenes de aguas subterránea que subyacen a los vertederos.

Se consultaron los gráficos y se aplicaron las formulas que presentó Neuman (1990) para la determinación de las dispersividades que se implementaron durante la modelación analítica desarrollada en el vertedero del presente estudio. Con los trabajos de modelación efectuados en el presente trabajo de investigación, tomando en consideración las referencias de Neuman (1990), se pudo determinar aproximadamente la longitud de traslado de la pluma contaminante.

Reilly y Harbaugh (2004) publicaron especificaciones a seguir para la evaluación de los modelos de flujo en aguas subterráneas. Proporcionan información detallada acerca del uso de los modelos numéricos para poder implementarlos de forma exitosa considerando las propiedades de los modelos de computadora. Definen de forma clara la forma secuencial que hay que llevar acabo para el desarrollo del modelo numérico, definiendo una representación adecuada del medio real y transformar los datos del escenario hidrogeológico en un modelo discretizado.

Usan el modelo MODFLOW (Harbaugh et al., 2000), para explicar de forma precisa los procesos a seguir en la modelación de flujo de aguas subterráneas. Del mismo modo Reilly (2001), aporta definiciones importantes para esquematizar adecuadamente los sistemas de flujo de agua subterráneas, así como para definir de forma adecuada las condiciones de frontera del medio modelado. También ejemplifican la modelación numérica mediante el uso del modelo MODFLOW (McDonald y Harbaugh, 1984).

Debido a que la velocidad del agua subterránea es uno de los parámetros más importantes en el desarrollo de las investigaciones hidrogeológicas, se consultó entre otros, el reporte escrito por Guilbeault y Lesieur (1999) relativo a los principales métodos utilizados para medir la velocidad del agua subterránea, los cuales principalmente son los siguientes: 1). Cálculo con la ley de Darcy utilizando la conductividad hidráulica y el gradiente, 2). Método que comprende la inyección y monitoreo de trazadores y 3). Método que usa isótopos ambientales como el carbono-14.

Estas alternativas proporcionan estimaciones aceptables acerca de la velocidad que puede presentar el agua subterránea, sin embargo, requieren la aplicación de extensos trabajos de campo como recolección de muestras de suelo, análisis del tipo de suelo, instalación de piezómetros, así como el realizar trabajos de muestreo complementados con el correspondiente análisis de aguas subterráneas.

El texto clásico de Sudicky et al. (1983) donde exponen la migración de contaminantes provenientes de un relleno sanitario en aguas subterráneas se consultó. El estudio fue llevado a cabo en el relleno sanitario abandonado ubicado en la estación de las fuerzas canadienses denominada Base Borden, 80 km al noroeste de Toronto, Ontario, Canadá. El relleno sanitario operó durante 36 años antes de quedar fuera de funcionamiento, tiene un espesor de 10 m aproximadamente. En el sitio prevalece un acuífero arenoso no confinado con una profundidad de 20 m y una conductividad hidráulica promedio de 1.16×10^{-2} cm/s. El área fue extensamente monitoreada con muestreadores multinivel colocados en la vecindad del relleno sanitario. Asimismo, por medio de pruebas de trazadores en campo se determinó una velocidad promedio del agua subterránea de 29.6 m/año. Se obtuvieron

gráficas de la distribución de cloruros para diferentes periodos de tiempo de traslado por medio de la aplicación de soluciones analíticas en 3D.

Generaron valores para las dispersividades longitudinal y transversal horizontal, además debido a los bajos valores obtenidos para la dispersividad transversal vertical, relacionaron este último parámetro con los valores propios del coeficiente de difusión reportado en la literatura para cloruros en materiales granulares. Acorde con los resultados obtenidos en el estudio de la Base Borden, se pueden establecer valores típicos iniciales para la dispersividad longitudinal en acuíferos arenosos, dentro del rango de 1 a 10 m, considerando asimismo, rangos de valores para la dispersividad transversal horizontal desde 10% a 30% de la dispersividad longitudinal.

2.3 Análisis de la información

La información recopilada fue analizada seleccionándola por tema. Los trabajos de campo desarrollados estuvieron sustentados en experiencias previas respecto a investigaciones efectuadas en sitios con características similares a las del vertedero de Metepec. No obstante que en cada lugar prevalecen condiciones físicas e hidrogeológicas muy diferentes y propias de cada caso en particular.

Fue necesario definir previamente un protocolo de muestreo para poder disminuir las probables incertidumbres que se pueden generar al muestrear diversos componentes in-situ, por lo que al realizar los trabajos de recolección, traslado y análisis de muestras; Se prestó un cuidado especial. La definición de los parámetros físico-químicos de las muestras analizadas, se fundamentó principalmente en verificar los componentes que conforman los lixiviados, los cuales fueron previamente reportados en la literatura por diversos investigadores en diferentes sitios del mundo.

Los mecanismos de flujo del sistema acuífero se definieron consultando las diversas técnicas especificadas en la bibliografía, para tal fin, se compararon los resultados

obtenidos en campo con los reportados en investigaciones similares. Los mecanismos de transporte en el vertedero de Metepec se precisaron acorde con lo obtenido en la definición de plumas contaminantes de lixiviados originadas por diversas fuentes contaminantes, principalmente las dadas por vertederos de residuos sólidos.

La literatura reporta detalladamente los pasos a seguir para establecer modelos conceptuales fundamentados en el funcionamiento de los sistemas reales bajo estudio, para el presente estudio se consideraron investigaciones realizadas que para los fenómenos de flujo de aguas subterráneas y transporte precisaron modelos conceptuales, los cuales sirvieron como base para desarrollar modelos numéricos.

La simulación de flujo y transporte en el vertedero de Metepec consideró el funcionamiento de este depósito de residuos a partir del inicio de su instauración. A las recomendaciones fundamentadas en trabajos afines, se les dio especial atención, con la finalidad de evitar desviaciones que generaran resultados incongruentes al efectuar las diversas simulaciones del modelo.

Cabe mencionar que una adecuada interpretación de los resultados de los diversos reportes que se recopilaron aportaron el sustento teórico e inclusive práctico para restringir las incertidumbres propias de una investigación de este tipo. No obstante, se continuo en todo momento durante el desarrollo de esta investigación con la consulta de artículos científicos relativos con estos tópicos.

PROBLEMÁTICA AMBIENTAL Y CARACTERIZACIÓN DEL SITIO DE ESTUDIO

3.1 Introducción

La generación de desechos sólidos, líquidos o gaseosos son el resultado de las diferentes actividades que desarrolla el hombre, estos desechos por lo general tienen efectos negativos en el medio ambiente y en la salud humana (IMAM, 2005). El impacto que genera la mala disposición de residuos sólidos en el mundo se incrementa diariamente, debido a la utilización y desecho de materiales, que en alto porcentaje, no son reciclables. Los residuos sólidos frecuentemente se depositan en sitios donde la población humana tiene contacto con ellos: calles, caminos, canales, etc.

En el pasado la basura se depositaba en terrenos abiertos o en depresiones naturales existentes, como barrancas o pozos (USEPA, 1998). Asimismo, la US Environmental Protection Agency (USEPA, 1988b) indica que una práctica común del pasado era quemar, enterrar o verter los residuos municipales en minas, pozos, ríos, lagos y el océano.

En la mayoría de los casos la disposición de los residuos sólidos se ha efectuado “en” o “sobre” la superficie del suelo. Esta práctica genera la proliferación de fauna nociva, olores fétidos e incendios (USEPA, 1998). También se han reportado casos de transmisiones de enfermedades como el cólera, disentería, leptospirosis, amebiasis, entre otras, debido a la presencia de fauna nociva como ratas, cucarachas e insectos, asociados a la existencia de vertederos (IMAM, 2005).

A principios de la década de los años 70's la basura se comenzó a colocar en depósitos denominados rellenos sanitarios, los cuales son sitios destinados para el depósito final de los residuos sólidos. El método básico de la construcción de un relleno sanitario consiste en depositar en el suelo los desechos sólidos, los cuales se esparcen y se compactan reduciéndolos al menor volumen posible para que así ocupen un área pequeña (Freeze y Cherry, 1979). Luego se cubren con una capa de tierra y se compactan nuevamente al terminar la jornada laboral. Cabe mencionar que en países como Estados Unidos y Canadá, más del 55% de la basura se dispone en rellenos sanitarios (Lee, 1995; USEPA, 1998).

La variabilidad del conjunto de basura que puede recibir el relleno sanitario depende de las diferencias que hay de una región a otra, el tipo de clima, las características socioeconómicas y las temporadas del año (USEPA 1998), siendo los productos del papel el principal componente de los residuos sólidos municipales en los vertederos. Tanto la cantidad como el tipo de desechos que se generan de una región a otra, puede depender del grado de desarrollo industrial, del tipo de servicios que se tengan en la ciudad o región, así como de las formas de consumo de la sociedad.

McBean et al. (1995) indican que los residuos sólidos depositados en los rellenos sanitarios se descomponen por una combinación de procesos químicos, físicos y biológicos. Con excepción de las zonas áridas, los residuos que se confinan en los rellenos sanitarios, son susceptibles de generar lixiviado por la percolación del agua que se infiltra al interior de los mismos, la cual proviene principalmente de la precipitación pluvial o deshielos que ocurren en las zonas donde se ubican los vertederos (Freeze y Cherry, 1979).

La descomposición produce sólidos, líquidos y bio-productos gaseosos. Es por ello que los residuos sólidos tienen efectos negativos en el medio ambiente, tal es el caso, de la contaminación del agua subterránea debido a la percolación de los lixiviados derivados de los residuos sólidos existentes en los vertederos (SEMARNAT-INE, 2001 y 2004).

3.2 Situación de la disposición de residuos sólidos en México

México al igual que muchos países del mundo enfrenta grandes retos en el manejo de sus desechos sólidos derivado de los malos hábitos de consumo, del crecimiento demográfico y de la mala orientación en las compras que se realizan. Esta situación ha favorecido que la producción de residuos sólidos se incremente sustancialmente. Por estas circunstancias, México es considerado uno de los países en América Latina que genera más residuos sólidos municipales por habitante, ya que de 1992 a 2004 incrementó su generación de residuos en un 57%, alcanzando para este último año 34.6 millones de toneladas de basura generadas (IMAM, 2005).

La Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE), indican que en México la generación de residuos se ha incrementado de manera lineal con el gasto en el consumo privado y el Producto Interno Bruto (IMAM, 2005). En comparación con los países desarrollados, los habitantes de la República Mexicana generan en promedio un 50% menos basura respecto a los habitantes de los Estados Unidos, Canadá o Finlandia (figura 3.1), sin embargo, los habitantes de algunos estados urbanizados como el Distrito Federal, Estado de México, Nuevo León y Baja California; generaron en el año 2000 más de un kilogramo de residuos diarios por persona (IMAM, 2005).

En este sentido en México, los residuos sólidos se producen mayormente en la región Centro (50%), siguiéndole la región Norte (18%), el D.F. (13%), la región Sur (10%) y la Frontera Norte (9%) (SEDESOL, 2005) (figura 3.2). Lo anterior ha modificado de manera sustancial la cantidad y composición de los residuos sólidos, 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 aumento a 0.85 kg/hab/día (Sancho y Rosiles, 2000).

Dentro de este contexto el Estado de México no es ajeno a esta problemática. En el Estado de México durante el año de 1995 se generaron alrededor de 12,183 toneladas de residuos al día, mientras que durante el año 2000, se generaron alrededor de 14,690 toneladas diarias de basura (Secretaría de Ecología del Gobierno del Estado de México, 2005). La producción per cápita de basura para esta entidad, durante el año 2000 fue de 0.80 kg/hab/día (INEGI, 2005).

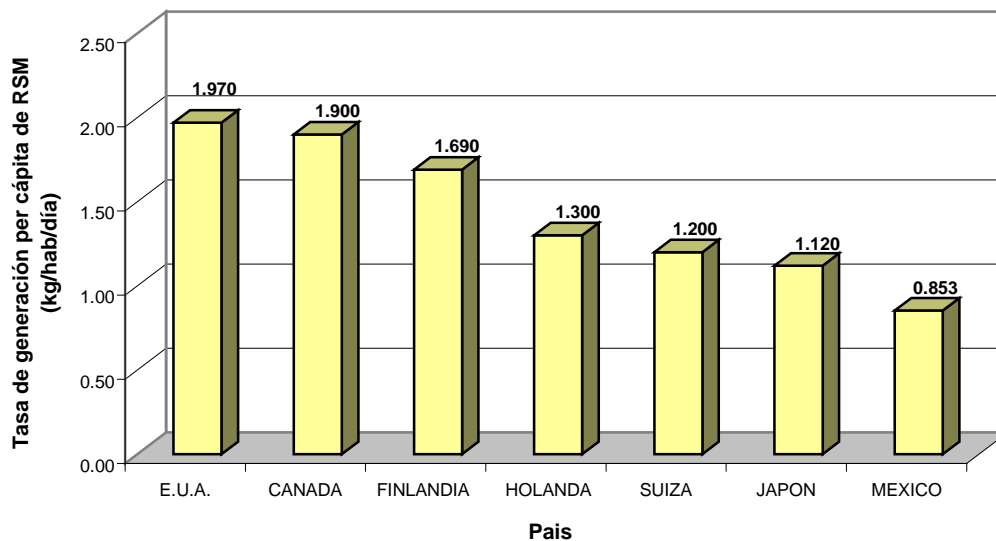


Figura 3.1 Tasa de generación per cápita de residuos sólidos municipales (RSM), durante el año 2000 en países que cuentan con la problemática ambiental de disposición final de basura (adaptado de Sancho y Rosiles, 2000).

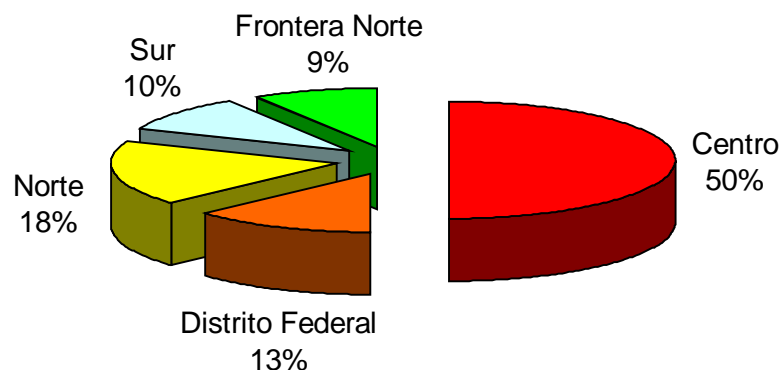


Figura 3.2 Generación de Residuos Sólidos Municipales (RSM) por región en la República Mexicana durante el año 2004. Adaptado de SEDESOL (2005).

Asimismo, se presenta la problemática de carecer de áreas suficientes para la disposición final de residuos, ya que en el Estado la superficie total utilizada para esta práctica es de 400 ha aproximadamente, identificándose 105 municipios con su propio sitio de disposición final (Secretaría de Ecología del Gobierno del Estado de México, 2005). Es por esto que un aspecto que acrecienta esta problemática es la carencia de sitios adecuados para la disposición final de la basura tanto municipales (rellenos sanitarios) como industriales (confinamientos controlados).

El vertedero de Metepec se localiza dentro de las inmediaciones de la franja urbana de esta entidad y de la ciudad de Toluca; ambos municipios pertenecientes a la denominada zona metropolitana del Valle de Toluca (ZMVT). El incremento en la población dentro del municipio de Metepec ha sido drástico, lo cual genera hoy en día la proliferación de

cantidades importantes de residuos sólidos del tipo doméstico e industrial, problemática que la autoridad municipal no ha resuelto satisfactoriamente, debido principalmente a la falta de un lugar específico para depositar y confinar la basura.

La disposición de los residuos sólidos se realiza actualmente en este vertedero, iniciando operaciones de funcionamiento en 1984; operando a cielo abierto, en condiciones precarias y careciendo de una infraestructura adecuada. La problemática que se plantea en esta demarcación comprende principalmente aspectos ambientales derivados de una probable contaminación del agua subterránea del acuífero que subyace al vertedero (comunicación personal, Dirección de Ecología, Metepec).

Se estima que durante el año 2005, el municipio de Metepec generó diariamente 279 toneladas de residuos sólidos, con una población de 320,729 hab y una tasa de producción de 0.870 kg/habitante/día (Secretaría de Ecología del Gobierno del Estado de México, 2005).

Estudios de prospección geofísica y de mecánica de materiales sólidos realizados en la zona de estudio, indican que a profundidades someras el subsuelo se compone de materiales granulares con textura areno-arcillosa intercalados con lentes de arcillas y limos en estado poco compacto (H. Ayuntamiento de Metepec, 2002). Estudios previos acerca del transporte de contaminantes en rellenos sanitarios, muestran resultados obtenidos en acuíferos donde prevalecen materiales homogéneos únicos como limos, arcillas, arenas o gravas (King et al., 1993; Gehrels y Puumala, 2000; van der Kamp et al., 1994).

Investigaciones adicionales han encontrado que en los depósitos arcillosos superficiales puede prevalecer la presencia de fracturas activas que generen el transporte advectivo de lixiviados (Munro et al., 1997). Johnson et al. (1989) establecieron que a grandes profundidades la difusión molecular puede ser el proceso dominante que controle el transporte descendente de los lixiviados. Por lo que en depósitos areno-arcillosos, se puede

esperar que la advección sea el proceso de transporte que domine y controle las reacciones físico-químicas del soluto.

3.3 Descripción de la zona de estudio

A partir de la década de los años 90's la Ciudad Típica de Metepec, ha sido considerada como un polo de desarrollo comercial y artesanal por su ubicación estratégica respecto a la ciudad de Toluca. Debido al crecimiento acelerado que Metepec ha tenido en los últimos 12 años, el incremento en la población aumentó drásticamente, por lo que la generación de residuos sólidos del tipo doméstico e industrial se convirtió en un problema para la autoridad municipal, ya que no existe un sitio que cuente con la infraestructura adecuada para recibir la basura. La disposición se realiza actualmente en el vertedero de la ciudad de Metepec, el cual se encuentra dentro de las inmediaciones de la zona urbana de esta entidad y de la ciudad de Toluca.

La generación de residuos sólidos es la principal fuente de contaminación del suelo, debido a la creciente urbanización que se tiene en este municipio. De acuerdo a 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, 2005) considerando una población de 184,793 habitantes en 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.

Debido a que se continuo con el mismo ritmo de crecimiento poblacional, en el año 2005, los habitantes del municipio generaron diariamente alrededor de 279 toneladas de residuos sólidos. El vertedero de Metepec también se conoce como el vertedero del barrio de San Jorge, Pueblo Nuevo, de este municipio. La zona donde actualmente se ubica esta estructura era una mina para la extracción de materiales pétreos, como arcillas, arenas y gravas.

Derivado de la intensa explotación, la mina sufrió un agotamiento de sus recursos, por lo que a principios de la década de los años 80's, y habiendo las autoridades municipales contemplado un sitio que contaba con una profundidad y extensión adecuadas para su uso como depósito de residuos sólidos, inicio la operación como vertedero en esa década.

En un principio recibía aportaciones exclusivas del municipio de Metepec, sin embargo, a principios del año 1994 se firma un convenio de participación entre los municipios de Toluca, San Mateo Atenco y Metepec. Por lo que a partir de este año la heterogeneidad de la basura que se recibe en este tiradero fue considerable. Siendo en algunos casos producto de los desechos industriales que se tienen en la zona del valle de Toluca o de la materia prima utilizada en la fabricación de artesanías del municipio, desde pedacería de fibra hasta disolventes orgánicos, catalizadores, aceites de corte e inclusive, metales pesados.

La problemática incluye aspectos ambientales derivados de una probable contaminación del agua en el acuífero que subyace al vertedero. De este modo, los núcleos poblacionales que circundan al vertedero tales como la Col. La Michoacana, Col. Jiménez Cantú, Col. Unión y Pueblo Nuevo, Unidad Habitacional Isidro Fabela y Residencial Las Américas (figura 3.3), sufren de problemas de contaminación ambiental, originada por la presencia de este vertedero (comunicación personal, Dirección de Ecología, Metepec). Asimismo, en la periferia del vertedero se tienen centros comerciales, tiendas departamentales, restaurantes, bancos, pequeños comercios, centros de salud, hospitales, escuelas y otros equipamientos.

La zona de estudio del presente trabajo se localiza entre las coordenadas UTM 434,000, 2'127,700 y 434,600, 2'128,200; por lo que el área de interés se establece para una superficie compuesta por un rectángulo con dimensiones de 4,000 m de ancho y 2,700 m de largo, la cual cubre de manera adecuada el dominio de interés. El vertedero cuenta con una superficie de 8.9 ha, sobre la cual se han depositado a lo largo y ancho los residuos sólidos generados en la zona influenciados asimismo, por la altura de hasta 15 m sobre la superficie que han alcanzado la propia basura (figura 3.3 y figura 3.4).

3.4 Características territoriales del sitio

El área de estudio se ubica en la porción central de la República Mexicana, dentro de la zona urbana del Municipio de Metepec, perteneciente al Estado de México (figura 3.3). Metepec tiene una altitud de 2,670 msnm, su latitud está en el paralelo 19° 15' de latitud norte, su longitud oeste del meridiano de Greenwich es 99° 36' 10". El clima del Municipio está clasificado como templado sub-húmedo, presenta una temperatura media anual de 14°C, teniendo asimismo temperaturas máximas de 28°C y mínimas de 3.5°C.

La configuración topográfica del terreno que compone el municipio es predominantemente plana. La pendiente natural de la superficie del terreno es predominantemente en dirección noreste, teniendo un desnivel topográfico de hasta 7 m en 1,000 m. La única elevación en la planicie corresponde al cerro de Metepec cuya altura aproximada es de 2,730 msnm. Si bien esta elevación no posee una extensión territorial abundante, en la localidad es considerado como un símbolo representativo de la ciudad.

La precipitación media anual en la zona varía de 700 a 1,000 mm, presentándose la temporada de lluvias entre los meses de mayo a octubre. Las lluvias que se presentan en la zona de estudio se pueden considerar como intensas, ya que en la mayoría de los casos son de corta duración con un alto volumen de precipitación de agua de lluvia.

3.5 Unidades geológicas y regionalización hidrogeológica

El Municipio de Metepec se localiza en la subprovincia fisiográfica de la Cuenca Lerma-Toluca, en la Cordillera Volcánica Transmexicana. Inicia en la porción centro-oeste de la República Mexicana donde se encuentran mesetas de basalto, tobas y conos de composición media a básica, aflorando manchones de rocas sedimentarias dentro de la masa ígnea. Los sistemas volcánicos han generado sierras y cadenas montañosas, entre las cuales se encuentran valles intermontañosos, llanuras y cuencas, constituidos por rellenos aluviales o lacustres con gran variedad de rocas mezcladas con cenizas volcánicas.

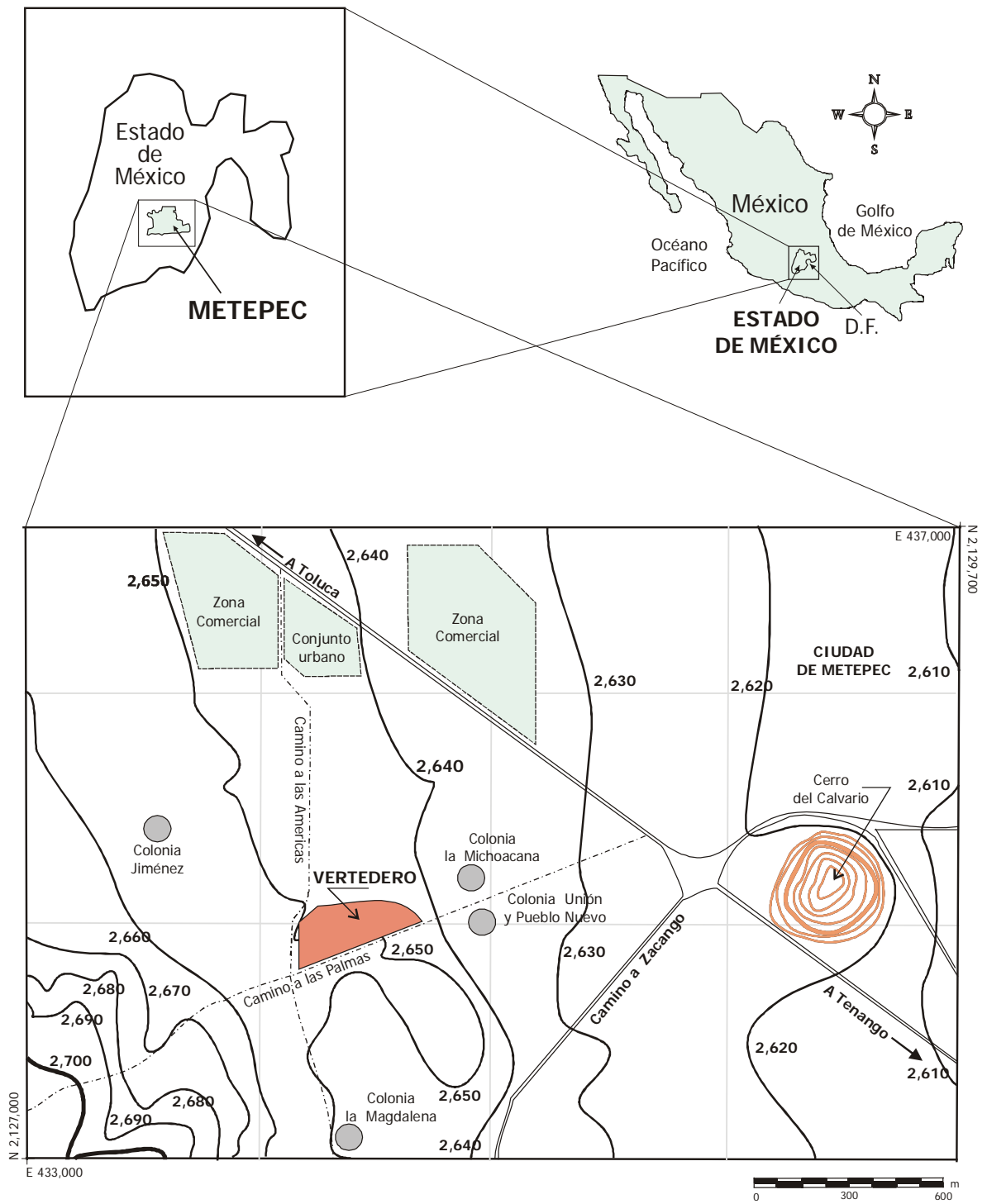


Figura 3.3 Localización del vertedero municipal de Metepec, en el Estado de México. Macrolocalización en las inmediaciones de la zona urbana.

Figura 3.4 Foto aérea que muestra la ubicación de centros comerciales, escuelas, zonas habitacionales y pozos de agua respecto al vertedero.

Esta zona fue impactada por acontecimientos de origen volcánico y volcanosedimentario durante el Pleistoceno y el Holoceno. De esta forma, el valle de Toluca contiene una gran diversidad de material granular compuesto de grava de origen fluvial, arena y limo de origen tanto volcanosedimentario como volcánico. El tipo de suelo predominante es el feozem-háplico-lúvico, con una acumulación de materia orgánica, encontrándose asimismo, suelo asociado del tipo cambisol leútrico saturado en bases.

En el Valle de Toluca prevalecen sedimentos del tipo lacustre y aluvial, los cuales se encuentran intercalados con materiales clásticos de origen volcánico, datados en el periodo Plioceno Tardío–Cuaternario (Herrera y Sánchez, 1994). Este sistema integral está formado por niveles acuíferos superpuestos que en su conjunto constituyen un sistema acuífero multicapa, sin embargo, este acuífero para su estudio puede ser considerado como un sistema acuífero de flujo único (Esteller y Díaz Delgado, 2002).

Si bien los materiales granulares abundan también coexisten materiales lávicos que pueden representar zonas de diferente conductividad hidráulica, pero con potencial hidráulico importante. Debido a la variabilidad litológica de los depósitos existentes, los parámetros hidráulicos del acuífero abarcan un amplio rango. De esta forma, en la parte central se han identificado transmisividades que varían entre 90 y 400 m²/día, asimismo, el coeficiente de almacenamiento varía entre 0.3 y 0.9% (CCRECL, 1993).

El balance global del sistema acuífero principal, indica la presencia de un desequilibrio hídrico entre las entradas y las salidas que ocurren en él, ya que desde hace un par de décadas se extrae más agua de la que se pudiera recargar por medio de la infiltración del agua. Esta desigualdad ha perdurado por varios años, lo que ha provocado la generación de fenómenos de subsidencia, desecación de humedales, disminución de manantiales y bajos volúmenes de conducción de caudales en ríos. En la actualidad el acuífero del Valle de Toluca está sometido a veda por disposición oficial de las dependencias federales encargadas de regular este cuerpo de agua, lo que implica que no se pueden construir nuevas captaciones.

3.6 Sistema de flujo regional en la zona de estudio

La recarga en la zona es originada principalmente por la precipitación que ocurre en las zonas altas de la cuenca regional, la cual se infiltra a través de los diferentes estratos de alta conductividad hidráulica que conforman el sistema acuífero regional. El nivel del agua subterránea se mantiene debido a la lluvia que logra infiltrarse en el acuífero, por otro lado, el exceso de precipitación y la lluvia que no logra percolarse, escurren a las zonas bajas de la cuenca donde prevalecen cuerpos de agua de magnitud importante, tal es el caso de las lagunas de Almolya del Río y del río Lerma (Lesser, 1992; DGCOH, 1992).

La CONAGUA (1996) estableció que el sistema acuífero regional en un principio presentaba un comportamiento en dirección sur-norte, a partir de la cuenca de Toluca hacia la cuenca de Ixtlahuaca. Sin embargo, la intensa explotación que a sufrido el acuífero como consecuencia de la instalación de pozos de extracción de agua instalados en el año 1951 a lo largo de la porción oeste de la cuenca del río Lerma, ha generado cambios drásticos en el comportamiento y en las direcciones del sistema de flujo regional en la cuenca del Valle de Toluca.

Existe evidencia que los niveles de agua subterránea en el Valle de Toluca permanecieron por varios años cercanos a la superficie, emergiendo en algunos casos por condiciones artesianas, así como en o sobre la superficie del terreno natural (CONAGUA, 1996). Con el objeto de conocer la evolución del acuífero regional la CONAGUA instaló en todo el Valle de Toluca una serie de pozos de monitoreo multinivel. Cada pozo tiene una pantalla de 1 m de longitud y se ubican en niveles de 10 a 188 m bajo la superficie del terreno natural.

Estas estructuras fueron instaladas por la CONAGUA en el año de 1968 en toda la cuenca del río Lerma. La CONAGUA (1996, 1997) ha recopilado los datos de las lecturas en los piezómetros multinivel. La recopilación de los pozos de monitoreo multinivel que se encuentran dentro de nuestra zona de estudio se muestran en el anexo A. Estos datos

proporcionan la información referente al descenso en el nivel de aguas subterráneas que ha tenido el acuífero en la zona.

Desde el año 1968 al año 2006 el descenso total que ha tenido el nivel acuífero es de aproximadamente 40 m. El gradiente hidráulico negativo en el nivel del agua subterránea muestra la evidencia del intenso grado de explotación que ha tenido el acuífero en las últimas décadas, donde las extracciones de agua son mayores que las recargas que se tienen en la zona.

3.7 Conformación histórica del vertedero y su funcionamiento

El sitio en donde se ubica el vertedero fue utilizado en años anteriores como una mina para la extracción de materiales pétreos. Al parecer los materiales granulares, como las gravas y arenas, se utilizaron para el revestimiento de caminos, principalmente para la construcción de la carretera Toluca-Tenango del Valle, así como para la conformación de caminos secundarios y caminos vecinales. Asimismo, los materiales del tipo arcilloso se utilizaron para la fabricación de material cerámico típico del lugar, tales como las artesanías de barro elaboradas hasta hoy en día en la Ciudad de Metepec.

Por la acentuada explotación en la mina se agotaron rápidamente los recursos pétreos, iniciando a principios de los años 80's su operación como vertedero. Los residuos fueron esparcidos en varios frentes de trabajo permaneciendo descubiertos por varios días, no considerando en este funcionamiento el método básico de operación de un relleno sanitario, consistente en depositar en el suelo los desechos sólidos, esparcirlos y compactarlos para así reducirlos al menor volumen posible ocupando un área mínima (Freeze y Cherry, 1979).

Debido al manejo inadecuado en la operación del vertedero, la actividad informal de la pepena de basura proliferó generando una regulación precaria en la disposición de los residuos (figura 3.5). Sin embargo los efectos indeseables de toda actividad no regulada

adecuadamente aparecieron, tales como la proliferación de malos olores en el medio ambiente, quema de basura, generación de polvaredas, dispersión de residuos en calles y aparición de fauna nociva.

Por la problemática que representa la instalación de un vertedero en una zona urbana, el H. Ayuntamiento de Metepec inicio a principios del año 2000, el denominado “Proyecto de Reordenamiento, Operación y Clausura del sitio de disposición de Residuos del Municipio de Metepec” (VIGUE, 2001), dando inicio en esta fecha la reordenación del proceso de operación del vertedero.



Figura 3.5 Condiciones iniciales en la conformación del vertedero de Metepec.

Para conseguir este objetivo, el Ayuntamiento de Metepec implementó trabajos de compactación y esparcimiento uniforme de los residuos durante el transcurso de la jornada laboral, asimismo, se efectuó la colocación de capas de tierra de 20 a 50 cm de espesor, las cuales fueron compactadas periódicamente con equipo especializado posteriormente de haber realizado una buena distribución de los residuos en el vertedero.

Con el objeto de captar el biogás generado por la descomposición de la basura, se instalaron pozos o chimeneas de biogás para contar con una adecuada eliminación de este biogás. También se controló el acceso de los vehículos colectores de basura hacia el interior del vertedero, lo cual evitó la aportación de residuos peligrosos diferentes a los generados en la eliminación de materiales domésticos. El conteo horario de los vehículos colectores que ingresaban a tirar la basura en el vertedero, fue debidamente inventariado proporcionando las tasas per-cápita de desechos por habitante por día (figura 3.6).



Figura 3.6 Traslado de residuos sólidos y depósito de basura al interior del vertedero.

Con la continua disposición de basura en el área que ocupa el vertedero se ha tenido una acumulación de los mismos, realizándose estimaciones acerca del volumen total almacenado de residuos sólidos en el sitio. La altura estimada que han alcanzado los residuos en el vertedero es de 25 m aproximadamente a partir del nivel de piso o base de lo que fue la mina abandonada (H. Ayuntamiento de Metepec, 2002). En total se han almacenado del orden de 1'487,500 ton de residuos sólidos, sin embargo la cantidad de basura continua incrementándose de forma desmesurada, ya que aún para el año 2007, el vertedero continuo funcionando de forma normal, recibiendo basura generada por los propios habitantes del municipio de Metepec.

IMPLEMENTACIÓN DE TRABAJOS DE CAMPO Y USO DE MATERIALES

4.1 Introducción

La conformación adecuada de una fase metodológica representa un punto central en el desarrollo de toda investigación. Los trabajos de campo emprendidos en esta tesis se iniciaron en diferentes periodos de tiempo estando presentes condiciones climáticas variables. Periodos de estiaje y lluvia prevalecieron durante el transcurso de los trabajos de investigación en campo. Para el presente caso de estudio, en un principio se estableció una metodología conformada por trabajos de campo y trabajos de gabinete. Los trabajos de campo abarcaron cinco líneas de desarrollo: *i*). Determinación de la conformación física en superficie del sitio de estudio; *ii*). Caracterización subsuperficial del área que conforma el vertedero así como del acuífero que lo subyace; *iii*). Construcción de una red de monitoreo local para conocer la dinámica del transporte de los lixiviados; *iv*). Muestreo de material sólido resultante de las perforaciones de pozos de monitoreo y *v*). Muestreo de lixiviados y aguas subterráneas. La metodología de campo propuesta se estableció con el fin de

determinar los parámetros principales que servirán de base para posteriormente desarrollar los trabajos de análisis y gabinete.

4.2 Ordenamiento de la metodología

Con el objeto de identificar todos los componentes que prevalecen en el relieve superficial del sitio de estudio, en primer término se realizó un levantamiento topográfico de detalle que permitió conocer las elevaciones del terreno en conjunto con el área que conforma el vertedero. En los recorridos efectuados por todo el sitio se pudieron determinar las condiciones físicas del vertedero, así como de los terrenos de cultivo que circundan a este depósito de residuos sólidos. Se detectó la existencia de taludes someros de terreno en la franja norte del vertedero, en los cuales se identificaron materiales granulares arenolimosos constatando su apariencia y estado físico al momento de visualizarlos o tocarlos.

La ubicación de las fronteras exactas del vertedero fue determinante para delimitar el área de estudio principal, por tal motivo fue necesario referenciar los límites territoriales del polígono que conformó al vertedero. Las restricciones físicas exteriores al depósito también fueron debidamente señalizadas por medio del establecimiento de referencias que permitieran identificar los pozos de agua potable profundos existentes, los caminos, las edificaciones incluyendo escuelas y casas-habitación, así como la identificación en general de todos los servicios aledaños a la estructura del vertedero.

Dentro de esta primer fase en el desarrollo de la metodología también se efectuó la identificación propia del tipo de residuos que se depositan en el vertedero, teniendo como finalidad principal el conocer la heterogeneidad del tipo de basura depositada en este sitio. La segunda fase metodológica se enfocó en la determinación de las características físicas del material sólido que conforma el acuífero que subyace al vertedero, así como de las características generales del propio vertedero. Para esta etapa se programó la realización de extensos trabajos de campo conformados por estudios geofísicos del lugar. Tres campañas de estudios de prospección geofísica fueron realizadas. Esta actividad específica permitió

inferir detalladamente, la profundidad del vertedero, desde la superficie del suelo, hasta la base que conforma el propio cuerpo del depósito. Asimismo, se pudo inferir con bastante exactitud la conformación de los diferentes estratos del acuífero subyacente al vertedero.

Los resultados de estos estudios de prospección geofísica permitieron establecer de forma preliminar, con base a los resultados de la conductividad eléctrica, los diferentes materiales localizados en los bordes laterales y en la base del vertedero, las cuales en su conjunto conforman parte del acuífero local de la zona de estudio.

La tercera parte principal de la metodología consistió en realizar el diseño e instalación de piezómetros utilizados para el monitoreo del transporte del lixiviado. Dentro de este contexto, se programaron los recursos necesarios para este efecto, así como el material adecuado para la construcción de 9 perforaciones realizadas a diferente profundidad en la frontera norte del vertedero. Los trabajos de campo consistieron en la preparación del sitio donde se realizaría la perforación, el traslado de la máquina perforadora, la ejecución de la perforación, la toma de muestras del material sólido resultante del corte de perforación, la preservación y traslado de las muestras de material sólido, la colocación de la tubería de ademe del pozo, el suministro y colocación de grava para conformar el filtro de protección del pozo. Finalmente, se colocaron tapas externas en superficie para proteger los pozos del vandalismo. Asimismo, en esta tercer fase se inventariaron las 19 chimeneas o pozos de biogás localizados al interior del vertedero. Estas últimas estructuras fueron utilizadas para determinar y conocer la dinámica del lixiviado al interior del depósito de residuos sólidos.

La cuarta fase metodológica se enfocó en realizar un muestreo adecuado del material sólido resultante en las perforaciones de los pozos de monitoreo. El protocolo de muestreo estuvo conformado por la preparación de los recipientes para el resguardo de las muestras, la preparación de etiquetas que permitieron identificar las muestras, la toma de fotografías durante los trabajos de perforación, el embalaje de las muestras y su traslado al laboratorio de materiales del CIRA para su análisis. El tamizado de todas y cada una de las muestras se realizó con el objeto de conocer las características del material sólido que conforma los diferentes estratos del lugar.

Acorde con los trabajos de la etapa precedente, la quinta etapa de esta metodología comprendió el muestreo de lixiviados y aguas subterráneas del sitio. En los pozos de observación se tomaron muestras de agua para su correspondiente análisis en laboratorio. En el cuerpo del vertedero se tomaron muestras de lixiviados para su estudio, determinando los contaminantes contenidos en cada muestra, para tal fin se fabricaron muestreadores manuales de P.V.C. adaptados a las necesidades propias del lugar. Diversas campañas de monitoreo para el lixiviado y aguas subterráneas fueron realizadas, ya que por la dificultad durante la toma de muestras fue necesario la ejecución del muestreo en diferentes periodos de tiempo, por lo que también se trató de considerar los cambios en el estado del tiempo y climáticos que varían de forma muy singular en la zona de estudio.

Finalmente una sexta etapa metodológica se desarrollo para determinar los iones mayoritarios constituyentes de las muestras de aguas subterráneas y lixiviados. Las muestras colectadas se trasladaron al laboratorio de la facultad de Química de la U.A.E.M. para su respectivo análisis químico. Para la obtención de resultados adecuados en todas las muestras fue necesario haber realizado previamente un correcto muestreo en campo, así como una adecuada preservación y traslado de las muestras. Para la obtención de los aniones principales se presto especial atención en las concentraciones totales de cloruros, sulfatos, nitratos y nitritos. Asimismo, para los cationes principales la atención principal fue para hierro, sodio y potasio. Los metales traza principales que se determinaron fueron zinc, níquel, cobre, arsénico, mercurio y plomo.

Los parámetros orgánicos que permitieron conocer las condiciones de biodegradabilidad de compuestos orgánicos fueron el DBO_5 y la DQO. La relación entre la DBO_5/DQO obtenida en los resultados fue muy variable de un punto a otro del vertedero, lo que hizo suponer que el vertedero aún no esta en su etapa final de descomposición. El parámetro microbiológico que permitió establecer que el vertedero analizado en el presente estudio representa un importante foco de infección biológica con un potencial riesgo considerable fueron las altas concentraciones obtenidas para los coliformes totales en las muestras de lixiviados.

4.2.1 Análisis del tipo de residuos sólidos en el vertedero

Con la finalidad de conocer la heterogeneidad de los residuos sólidos depositados en la zona de estudio, así como con el objeto de discretizar el tipo de basura que se recibe en el vertedero se realizó un monitoreo estadístico de campo para conocer la generación de residuos por día (generación per capita), el peso volumétrico de los residuos (densidad), cuantificar la cantidad de subproductos encontrados en la basura. Este trabajo se realizó por la empresa VIGUE S.A de C.V. (H. Ayuntamiento de Metepec, 2002).

Para la determinación de la generación per-capita de residuos sólidos municipales se tomaron 50 muestras de forma aleatoria del universo total de las zonas habitacionales periféricas al vertedero. Una vez determinado el universo para las muestras, se determinó que las colonias denominadas Las Margaritas, Unidad Isidro Fabela y Colonia Jiménez Cantú, cumplen con las características sociales y de consumo con mayor preponderancia.

Para esta determinación se realizaron trabajos de campo domiciliarios para la recolección de residuos sólidos durante un periodo de 7 días, del 6 al 11 de enero del 2003. Aplicando un análisis cualitativo del tipo de residuos se descartaron las muestras que no cumplían con las características de homogeneidad adecuadas, considerándose no representativas del universo de muestras.

En los años subsecuentes y considerando las determinaciones en materia de desarrollo poblacional que establece el INEGI para esta zona, se estima que el Municipio de Metepec presentará en los siguientes años una tasa de crecimiento anual del 3 %, lo que hace indicar que dependiendo de las proyecciones de población para el municipio se tendrán variaciones también de la generación per capita de residuos sólidos de los habitantes del sitio.

Con el objeto de determinar el peso volumétrico de los residuos se realizaron análisis de cuarteo dividiendo a cada una de las muestras en partes proporcionales. Estas subdivisiones fueron pesadas con su contenido de humedad original, obteniendo los pesos de las muestras en estado saturado, posteriormente se secaron al sol y se pesaron nuevamente obteniendo los valores de las muestras en estado seco.

4.2.2 Determinación topográfica en superficie de la zona de estudio

En la zona que comprende el vertedero se realizó el levantamiento topográfico del polígono del área de estudio. En primera instancia se efectuaron visitas de reconocimiento al sitio con el objeto de identificar la infraestructura existente y tipos de servicios que prevalecen en la zona. Posteriormente se programaron los trabajos correspondientes al levantamiento topográfico con el objeto de conocer las elevaciones del terreno de toda la zona aledaña de influencia al vertedero. Se ubicaron bancos de nivel para dar elevaciones con el uso de un geoposicionador marca Garmin modelo 12xI. El banco de nivel maestro se ubicó dentro del terreno del pozo profundo (PP) denominada “La Chacra” y tiene una elevación de 2,646.336 msnm.

Considerando esta elevación se procedió a realizar una poligonal cerrada de todo el predio que comprende el vertedero, determinando con esta envolvente una superficie de 8.96 ha, asimismo, se realizó el trazo de poligonales abiertas y la correspondiente nivelación de estas poligonales por medio del uso de una estación total marca Nikon modelo NDT-330, así como de instrumentos topográficos adicionales. El plano del levantamiento topográfico se dibujó en AutoCad v. 2006.

4.2.3 Desarrollo de estudios geofísicos realizados en la zona del vertedero

El agua subterránea en muchos casos ha sido impactada por lixiviados provenientes del depósito inadecuado de residuos sólidos compuestos principalmente por basura, así como por residuos tóxicos como los pesticidas. Dentro de este contexto, la exploración del agua subterránea por medio de técnicas geofísicas ha adquirido mayor relevancia por su constante aplicación para valorar su comportamiento y conocer las características de los acuíferos. Su uso permite inferir información sobre la composición del subsuelo mediante algún parámetro físico medido en superficie, como la intensidad de una corriente asociada a la mayor o menor facilidad de propagación de las ondas eléctricas.

Existen diversos métodos que permiten obtener información acerca de las condiciones del suelo y rocas del subsuelo. Todos los métodos eléctricos funcionan a raíz de la emisión de una corriente eléctrica a través de dos o más electrodos puntiformes y de su recepción a través de otros dos electrodos adyacentes receptores del potencial inducido. Su arreglo es lo que marca la diferencia entre ellos, utilizándose para la prospección del agua subterránea los sondeos eléctricos verticales y los de polarización inducida (CNA, 2003). Entre éstos se encuentran los arreglos denominados Schlumberger, Wenner y Lee, de los cuales el primero es el que ha sido mayormente utilizado.

De acuerdo con los objetivos del presente estudio se emplearon dos métodos geoelectrónicos de resistividad, uno en la modalidad de sondeo eléctrico vertical (S.E.V.), utilizando un dispositivo tetraelectrónico tipo "Schlumberger" para definir la estratigrafía del subsuelo. El otro de tipo dipolar polo-dipolo para generar una "imagen" del subsuelo y detectar la contaminación por lixiviados en caso de que exista.

Las prospecciones geofísicas hacen uso habitual de las medidas de resistividad eléctrica del subsuelo, teniendo como finalidad detectar cuerpos y estructuras geológicas considerando su contraste resistivo dependiendo del material que conforma las capas en los estratos. La resistividad eléctrica ρ de un material describe la dificultad que encuentra la corriente a su paso por él (CNA, 2003). Los valores de resistividad en una roca están determinados más que por su composición mineralógica, por el agua que contienen, fundamentalmente por la porosidad y por la salinidad del agua (más salinidad implica mayor conductividad). En general se pueden encontrar los rangos de valores como los mostrados en la tabla 4.1.

***i).* Estudio geofísico realizado por la empresa "Geofísica y Perforaciones del Medio Ambiente S.A. de C.V."**

Con el objeto de poder tener resultados comparativos, entre diferentes estudios de prospección geofísica, se contrataron los servicios de la empresa "Geofísica y Perforaciones del Medio Ambiente S.A. de C.V." la cual realizó trabajos de prospección geoelectrónica en el vertedero de la ciudad de Metepec durante el mes de diciembre del año 2003, efectuando una campaña de campo al interior del vertedero y en la periferia del mismo.

Las metas del estudio de prospección geoelectrica fueron: a) Conocer el modelo de funcionamiento geoelectrico del subsuelo de la zona de estudio, para determinar la estratigrafía probable del lugar a una profundidad máxima de 25 m y b) Establecer el grado de contaminación y transporte de los lixiviados presentes en la porción norte del vertedero, tanto lateral como subterráneamente, los cuales presentan afloramientos superficiales derivado de la fuga de lixiviado proveniente del propio cuerpo y taludes del vertedero.

El equipo utilizado en la prospección geofísica fue un transmisor Scintrex modelo TSQ-3, con una potencia de salida de hasta 3,000 watts y corriente de salida máxima de 10 amp; un receptor multímetro marca Fluke; una caja interelectrónica para arreglo tipo Schlumberger; así como electrodos de cobre para *AB* y electrodos impolarizables para *MN*; cable de cobre acerado necesario para las conexiones, carretes móviles y herramienta accesoría.

Se realizó un Sondeo Eléctrico Vertical (SEV-A) en la zona central del vertedero, así como el tendido de una línea dipolar ubicada en las afueras del vertedero en su sector noreste (figura 4.1). Las referencias geográficas de estas líneas fueron localizadas por medio del uso de un geoposicionador marca Garmin modelo 12xl. Para el SEV-A se alcanzó una profundidad de prospección cercana a los 30 m, debido a que se abrieron las alas 100 metros para *AB/2*. En cuanto a la línea dipolar, se realizaron dos tendidos de 44 metros cada uno, tratando de alcanzar la zona que evidencia la presencia por contaminación de lixiviados, por lo que la profundidad de prospección alcanzó una profundidad aproximada de 7 m (figuras 4.2, 4.3 y 4.4).

Tabla 4.1 Variabilidad en la resistividad de algunos tipos de materiales existentes en el subsuelo (CNA, 2003)

Tipo de material	Resistividad (Ωm)
Rocas ígneas y metamórficas inalteradas	> 1000
Rocas ígneas y metamórficas alteradas	100 a 1000
Calizas y areniscas	100 a más de 1000
Arcillas	1 a 10
Limos	10 a 100
Arenas	100 a 1000
Gravas	200 a más de 1000

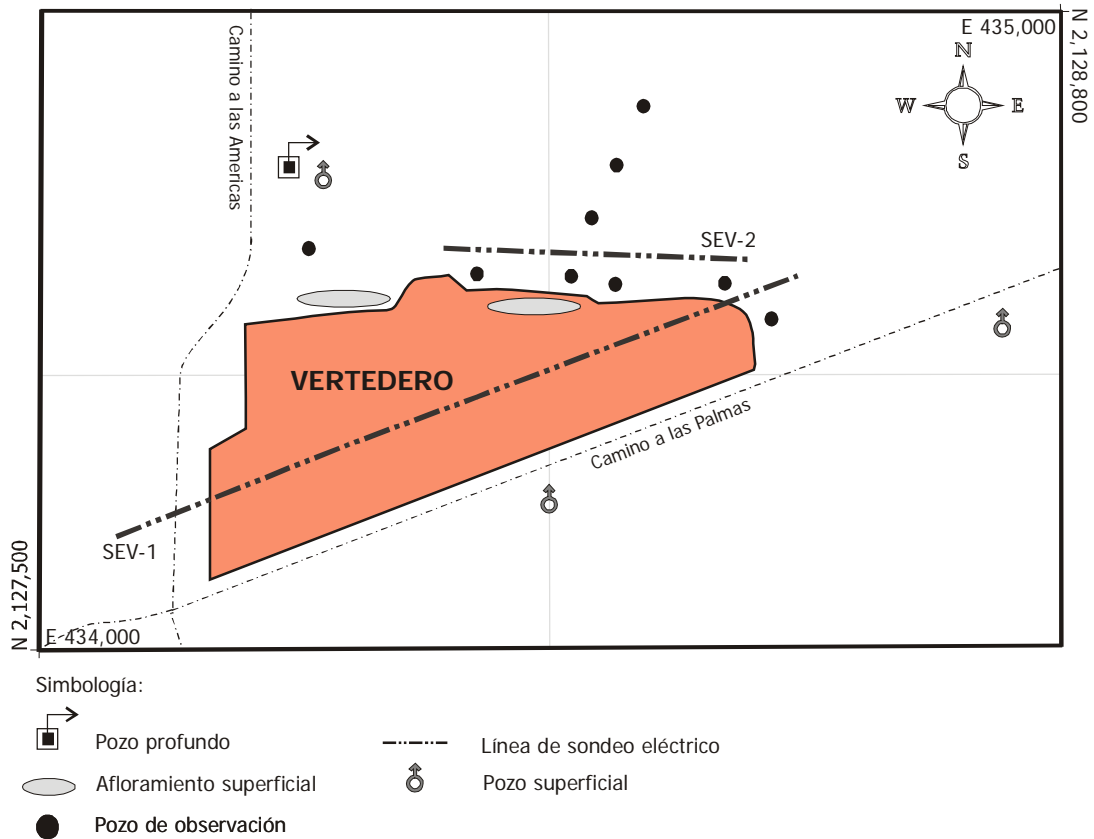


Figura 4.1 Localización de las líneas geofísicas donde se ubica el SEV y la línea dipolar. Trabajos de campo realizados con la empresa Geofísica y Perforaciones del Medio Ambiente S.A.de C.V.

ii). Estudio geofísico realizado por la empresa "VIGUE S.A. de C.V."

Dentro de los trabajos para el reordenamiento del vertedero en el municipio de Metepec, el H. Ayuntamiento a través de la Dirección de Ecología, inició en el año 2000 el proyecto para el saneamiento del vertedero. La finalidad principal del estudio de reordenamiento fue de conocer de forma certera el funcionamiento actual del vertedero. Por este motivo se encargó a la empresa VIGUE S.A. de C.V., realizar los trabajos correspondientes a los estudios geofísicos del sitio.

Se realizaron tres sondeos de prospección geofísica utilizando el método del sondeo eléctrico vertical, empleando un dispositivo Schlumberger con el objeto de determinar la distribución de las resistividades en el subsuelo. La ubicación de los sondeos se estableció al interior del propio vertedero como se observa en la figura 4.5, considerando las dimensiones longitudinales y transversales del vertedero.

De acuerdo con los objetivos del estudio se emplearon dos métodos geoelectrónicos de resistividad, uno en la modalidad de sondeo eléctrico vertical (SEV), utilizando un dispositivo tetraelectrónico tipo Schlumberger para definir la estratigrafía del subsuelo. El otro de tipo dipolar polo-dipolo para generar una "imagen" del subsuelo que pueda detectar la contaminación por lixiviados si es que existe en la zona donde se efectuó el tendido dipolar.

El equipo básico para la realización de los sondeos consistió en un transmisor de corriente marca Scintrex modelo TSQ-3 con potencia de 3,000 W, un reproductor de corriente eléctrica, medidor de lectura digital marca Fluke-87-III con resolución de 0.1 mV, electrodos de potencia, cables de cobre acerado y herramienta menor. El primer Sondeo Eléctrico Vertical (SEV-1) se realizó a 10 m del límite perimetral del vertedero en la zona que comprende la porción noreste del sitio. El segundo Sondeo Eléctrico Vertical (SEV-2) se efectuó a 100 m en dirección este de la frontera del vertedero y finalmente el tercer Sondeo Eléctrico Vertical (SEV-3) se desarrollo en la zona que comprende el interior del vertedero (figura 4.5).



Figura 4.2 Ejecución del tendido dipolar en la porción noreste del vertedero, en la zona que comprende los terrenos de cultivo adyacentes a las fronteras externas del vertedero.



Figura 4.3 Toma de lectura de datos para el tendido dipolar en la porción noreste del vertedero, donde los afloramientos superficiales y laterales del lixiviado prevalecen.



Figura 4.4 Toma de lectura para el SEV-1 realizado en la zona central del vertedero por el personal de la empresa Geofísica y Perforaciones del Medio Ambiente S.A.de C.V.

***iii).* Estudio geofísico realizado en colaboración con personal técnico de la Universidad del País Vasco**

Con el objeto de corroborar los resultados previos de los estudios de prospección geofísica realizados en el vertedero, se efectuaron durante el mes de septiembre del año 2004, dos Sondeos Eléctricos Verticales (SEV's) mediante la programación de dos campañas de campo. Los sondeos se ubicaron en los terrenos particulares localizados en las porciones noreste de la frontera del vertedero, ya que es en esta dirección donde se prevé la mayor convergencia de los lixiviados siguiendo la vía preferencial del flujo de aguas subterráneas y de la topografía del lugar.

Un sondeo fue localizado a 100 m de la frontera noreste del vertedero y otro más se localizó a 10 m de la misma frontera noreste (figura 4.6). Con el objeto de determinar con un alto grado de certidumbre la configuración estratigráfica del lugar, se consideró realizar a profundidades someras la exploración geofísica por lo que la profundidad de prospección fue de 100 m aproximadamente, ya que se abrieron las alas de los electrodos a 300 m para *AB*.

Para el SEV-1PV de esta campaña se efectuaron dos tendidos de líneas, la primera de ellas se realizó en sentido noroeste-suroeste y la segunda en dirección este-oeste, con el objeto de discretizar de forma adecuada esta porción de terreno. Respecto al SEV-2PV se trasladó el equipo transmisor de corriente a solo 10 m de la malla perimetral que circunda al vertedero, realizando un solo tendido de línea en dirección este-oeste para prospectar a 100 m de profundidad.

4.2.4 Implementación de muestreos de material sólido

Las excavaciones de los pozos de observación (serie PO's) se realizaron con una perforadora mecánica marca Wacker, propiedad de la Facultad de Ingeniería de la U.A.E.M., equipada con barrenos y muestreador cilíndrico interno para la realización de la prueba de penetración estándar (Lambe y Whitman, 1999).

El muestreador del barril de Denison fue utilizado para coleccionar corazones de muestras alteradas durante los trabajos de habilitación de los piezómetros de monitoreo. Las muestras del material sólido obtenidas para cada perforación se obtuvieron a cada 0.60 m de profundidad, colectándose conforme avanzaba la excavación. También se utilizó un martillo manual el cual se aplicó para insertar e hincar en el terreno el muestreador del barril de Denison. Durante los trabajos de campo se determinaron en cada una de las muestras sus propiedades físicas como: textura, color y olor. Asimismo, se determinó el tipo de material sólido, características de material y la conformación de los estratos, con el objeto de establecer a que profundidad estaba afectado por la contaminación de lixiviados el acuífero.

Todas las muestras de material sólido fueron preservadas herméticamente en bolsas de plástico, evitando la pérdida y transferencia de humedad, almacenándolas a temperatura ambiente de 15° a 20° C en el laboratorio de materiales del C.I.R.A. Las muestras de material sólido se utilizaron tanto para la determinación de las propiedades índice, como para la correspondiente clasificación del suelo, según lo establece el Sistema Unificado de Clasificación de Suelos, SUCS (Lambe y Whitman, 1999). Como complemento a los trabajos previos, fotografías de los corazones fueron tomadas así como etiquetadas para su adecuada referencia.

Se sabe que los límites del tamaño de las partículas, que constituyen el material sólido, ofrecen un criterio obvio para la clasificación descriptiva del mismo, por ello en las muestras colectadas se aplicó un análisis mecánico para la separación del material sólido en diferentes fracciones según su tamaño, siguiendo lo indicado en la norma M-MMP-1-06/03 “Métodos de Prueba y Muestreo de Materiales”, establecida por la Secretaría de Comunicaciones y Transportes a través del Instituto Mexicano del Transporte (SCT, 2003).

La norma establece que la forma adecuada para la separación del material sólido es mediante el cribado por mallas, el cual para el presente caso de estudio fue debidamente implementado. Las muestras se hicieron pasar sucesivamente a través de un juego de tamices de aberturas descendentes, a partir de la malla No. 4, la cual tiene aberturas de 4.7 mm, hasta la malla No. 200, que tiene aberturas de 0.074 mm, los retenidos en cada malla se pesan y el porcentaje que representan respecto al peso de la muestra total se suman a los porcentajes retenidos en todas las mallas de mayor tamaño; el complemento al 100 % de esa cantidad da el porcentaje de material sólido que es menor que el tamaño representado por la malla en cuestión (Badillo y Rodríguez, 1973).

De esta forma se obtuvo un punto de la curva acumulativa correspondiendo a cada malla. Con los datos porcentuales se realizó una representación de la distribución granulométrica, elaborando gráficas de dicha distribución para cada muestra de material sólido, correspondiente a cada uno de los estratos en sus diferentes profundidades y en sus respectivas perforaciones.

La gráfica se dibujo con los porcentajes que pasan en el eje de las ordenadas y con el número de mallas, así mismo en el eje de las abscisas se consideró el diámetro de las partículas (ver anexo B). Conforme a los lineamientos que establece el Sistema Unificado de Clasificación de Suelos, SUCS, (Badillo y Rodríguez, 1973), se considera que el material sólido se divide en dos grandes fracciones: 1) *La fracción gruesa*, formada por las partículas mayores a la malla No. 200 (0.074 mm) y menores que la malla 3" (76.2 mm); 2) *La fracción fina*, formada por las partículas que pasan la malla No. 200.

Badillo y Rodríguez (1973) establecen que la fracción gruesa se subdivide en gravas y arenas, teniendo como frontera la malla No. 4 (4.76 mm). La fracción fina se subdivide a su vez en grupos, que consideran propiedades de plasticidad relacionadas con propiedades mecánicas e hidráulicas. Adicionalmente al análisis antes descrito, se utilizaron los pesos húmedos y los pesos secos de cada una de las muestras de material sólido para calcular los valores de la porosidad para cada uno de los diferentes estratos.

4.2.5 Determinación de la red de monitoreo local

Con el objeto de conocer las impulsiones y la dinámica del lixiviado que se genera al interior del vertedero, se inventariaron un total de 19 pozos de biogás. Estos pozos o chimeneas localizados al interior del vertedero fueron habilitados a principios del año 2000 por la empresa VIGUE S.A. de C.V. (H. Ayuntamiento de Metepec, 2002). Estas chimeneas o pozos de biogás sirven como estructuras para eliminar la concentración del gas metano producido durante el proceso de metanogénesis propio de los vertederos y los rellenos sanitarios (Ehrig, 1999), ya que al captar el gas metano por la base y rejilla del tubo que conforma la chimenea, éste gas se conduce hacia las capas superiores para ser emitido a la atmósfera previa combustión en la superficie del vertedero.

La ubicación de los 19 pozos eliminadores de gas se muestra en la figura 4.7. Fueron construidos utilizando tubería de Policloruro de Vinilo (P.V.C.) de 152 mm (6") de diámetro, la cual fue colocada dentro de los diferentes estratos de basura. Están perforados a todo lo largo de la pared del tubo con orificios de ¼" y ½" de diámetro, captando el lixiviado y el biogás producido por la descomposición de los residuos (figura 4.8).

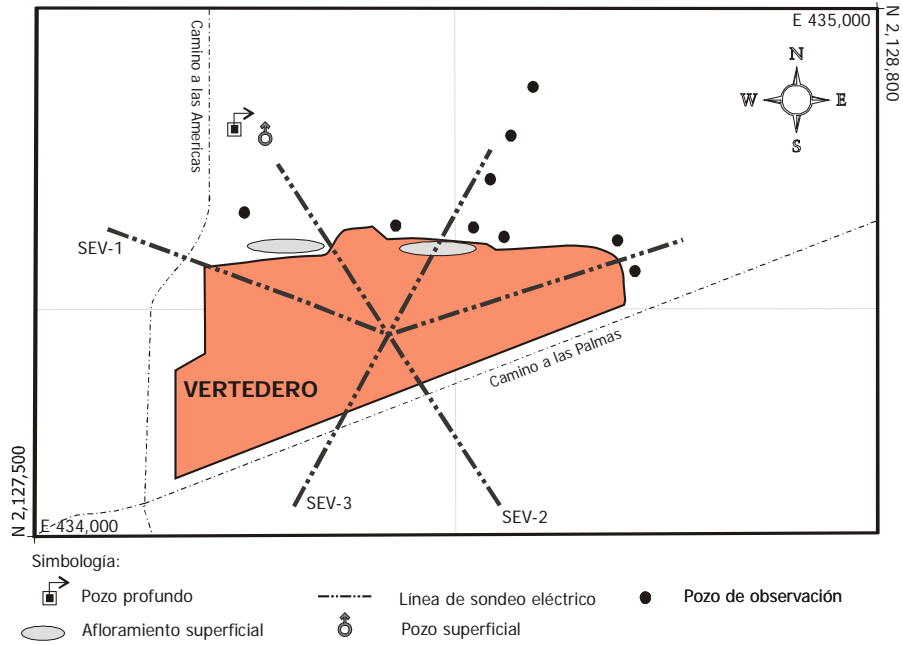


Figura 4.5 Localización de las líneas geofísicas donde se ubicaron los SEV's al interior del vertedero. Trabajos de campo realizados con la empresa Vigue S.A.de C.V.

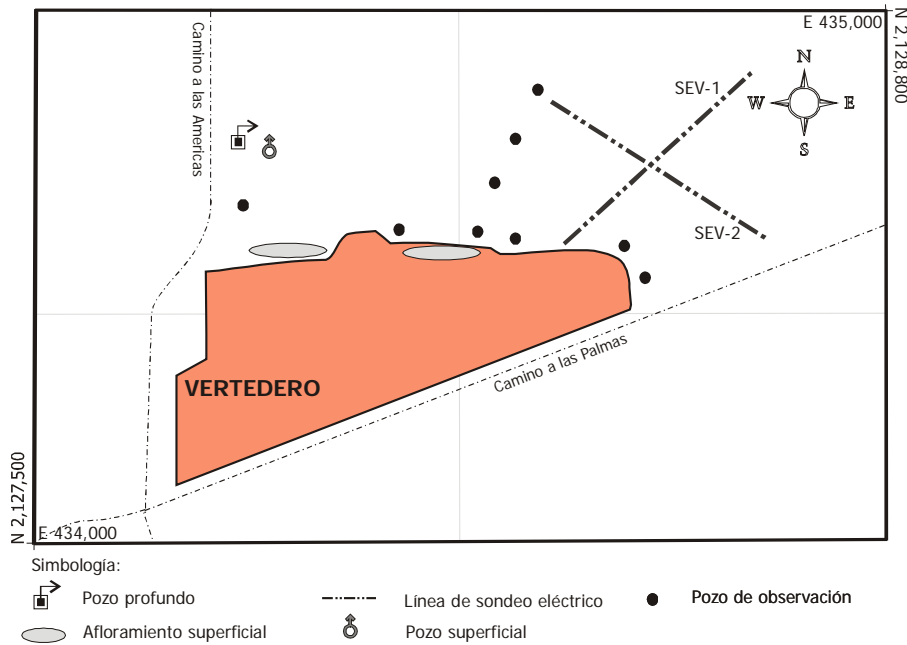


Figura 4.6 Localización de las líneas geofísicas donde se ubicaron los SEV's en la porción noreste del vertedero. Trabajos realizados con la Universidad del País Vasco.

La instalación de los pozos se realizó al inicio del programa de reordenamiento del vertedero establecido por el propio Ayuntamiento de Metepec en el año 2000. La construcción se realizó barrenando los estratos de basura existentes y alojando la tubería entre la basura. Su profundidad se ha incrementado con la instalación de tramos adicionales de tubos con coples del mismo diámetro, derivado del constante acomodo y continuo depósito de residuos que se tiene diariamente. Con el uso de estas estructuras se estableció una red de monitoreo al interior del vertedero, a los cuales se les denominó serie de Pozos de Biogás (PB-1 al PB-19).

Una vez determinada la vía del flujo preferencial de las aguas subterráneas por medio de la construcción de planos de isopiezas (Fetter, 1999 y Schwalbaum, 1999), se perforaron 9 pozos de observación (serie PO en la figura 4.7) ubicados en la frontera noreste exterior al vertedero, los cuales fueron utilizados como piezómetros. Los trabajos de perforación de estos pozos se iniciaron durante el mes de agosto del 2004 y se terminaron en el mes de octubre del mismo año, prevaleciendo la temporada de lluvias durante todo el periodo de instalación.

Las dimensiones de la perforación de estos pozos (serie PO's) fueron de 152 mm (6") de diámetro, contando con profundidades promedio de 28.0 m. Se protegieron las paredes de la perforación con tubos de Policloruro de Vinilo (P.V.C.) de 75 mm (3") de diámetro, los cuales fueron ranurados para la formación de la rejilla en las zonas que se tendría la mayor conductividad hidráulica, con el objeto de poder tener la mayor capacidad de captación de agua subterránea y/o lixiviado o una combinación de ambos. La longitud de las rejillas en cada uno de los piezómetros instalados fue variable, sin embargo, se estableció que una longitud de desarrollo adecuada en la rejilla era de 6.0 m, estos es, se realizaron los orificios en prácticamente un tubo de P.V.C., la rejilla tuvo su longitud de desarrollo a partir de la base del piezómetro y hasta 6.0 m hacia arriba de esta base.

Para evitar el taponamiento de la rejilla por incrustación de material fino en la tubería de ademe, se colocó en toda su longitud geotextil no tejido marca GEOTECH® 100. Ya teniendo lista la perforación y la tubería del ademe perfectamente protegida, se procedió a

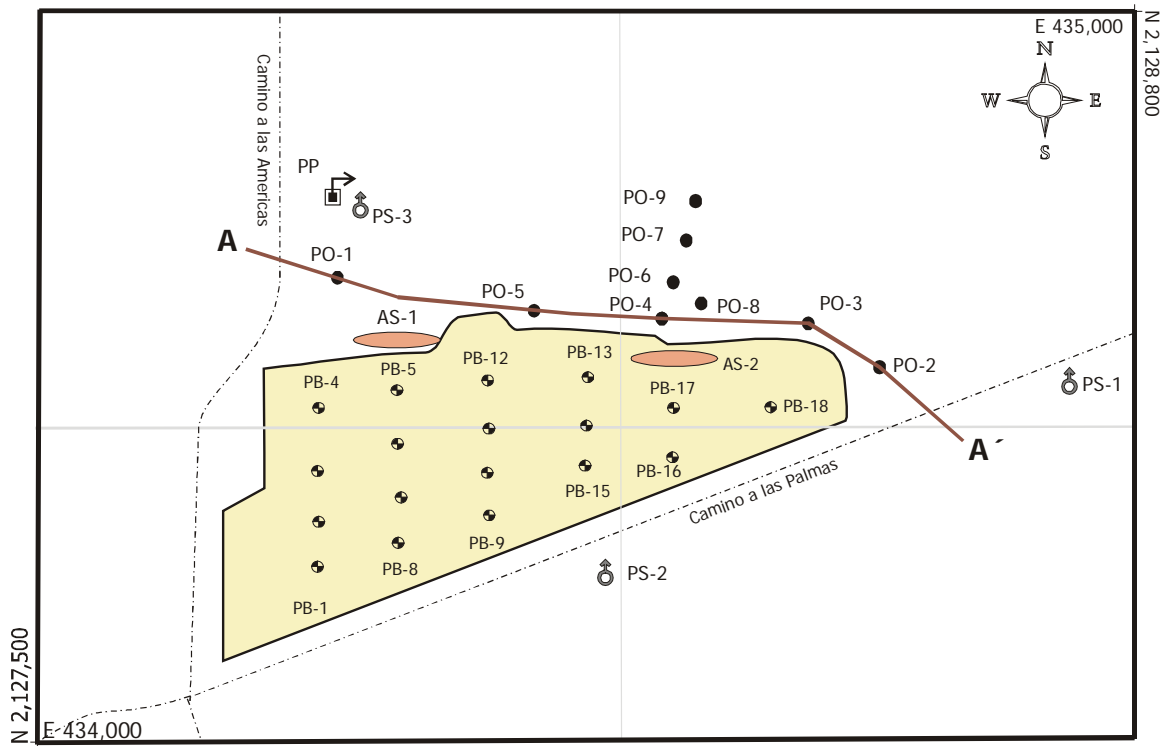
introducir éste ademe en la perforación del pozo, centrando la tubería en el orificio para evitar derrumbes en las paredes del pozo. Toda vez que se colocó la tubería de ademe, se procedió a rellenar el área existente entre la tubería del ademe y las paredes del pozo, para tal fin se utilizó grava silica en combinación con grava común en diámetros de ¼” a ½”.

Finamente para proteger a todos los pozos construidos (serie PO's) contra ataques por vandalismo se fabricaron brocales de concreto y tapas de acero, los cuales se habilitaron en la superficie, están acondicionados con llave y candado en la parte superior, para garantizar una completa protección de las estructuras de monitoreo (figura 4.9b). Estas protecciones permiten tener perfectamente salvaguardados los pozos de monitoreo, generando que en las visitas posteriores para la toma de lectura de datos de los niveles piezométricos así como para la toma de muestras de lixiviados y aguas subterráneas, se tengan resultados confiables en estos trabajos de campo.

4.2.6 Desarrollo de muestreos de aguas subterráneas y lixiviados

Con el objeto de conocer el origen y antecedentes del agua subterránea de la zona, se realizaron análisis de los iones mayoritarios en muestras de agua colectadas en 4 pozos someros o norias y en un pozo profundo (300 m de profundidad) ubicados en la periferia del vertedero (figura 4.7).

En el muestreo de campo se uso un medidor manual para determinar los valores de temperatura, oxígeno disuelto, pH y conductividad hidráulica. Asimismo, en esta campaña de muestreo se tomaron mediciones del nivel freático prevaleciente en el sitio. Niveles del agua y lixiviado fueron tomados inmediatamente después de la terminación de los pozos de monitoreo, utilizando para tal fin un medidor de nivel de agua Solinst de 3/8”. Con las mediciones de niveles en estos cuerpos de agua se determinó la existencia de lentes de agua someros. El nivel freático de la zona se determinó durante la perforación de los pozos PO-4, PO-6 y PO-7.



Simbología:

- Pozo profundo (PP)
- Pozo superficial (PS)
- Pozo de observación (PO)
- Pozo de biogás (PB)
- Afloramiento superficial (AS)

Figura 4.7 Localización física de los pozos de biogás (serie PB's) al interior del vertedero, pozos de observación (serie PO's), pozo profundo (PP), pozos superficiales (PS's) y afloramientos superficiales (AS's).



Figura 4.8 Vista panorámica que muestra la existencia de los pozos de biogás (PB's) al interior del vertedero.



Figura 4.9. Construcción de los pozos de observación (serie PO's). a). Trabajos de perforación con perforadora mecánica marca Wacker; b). Terminación y protección de pozos.

El lixiviado de los rellenos sanitarios es generado principalmente por el exceso de agua de lluvia que se infiltra a través de las diferentes capas de residuos. El agua de lluvia ocurre en las porciones superiores de los vertederos, infiltrándose al propio cuerpo del depósito de residuos sólidos, para asimismo, combinarse con la humedad propia de la basura. La combinación de procesos físicos, químicos y microbiológicos que ocurren en la basura transfieren contaminantes de los residuos al agua que se infiltra (Christensen et al., 2001).

La composición del lixiviado varía significativamente entre vertederos o rellenos sanitarios, lo cual dependerá de la composición de los residuos, edad de la basura y la tecnología que se utilice en la compactación de los residuos. Los métodos para el muestreo de lixiviados y las rutinas del manejo de las muestras pueden influenciar las mediciones en la calidad del lixiviado. Dado que no existen protocolos estándar para el muestreo y almacenamiento de las muestras de lixiviado, el manejo de los especímenes puede generar variación en los resultados de los diferentes componentes del lixiviado entre vertederos (Christensen et al., 2001).

Con el objeto de obtener muestras representativas de lixiviado se programaron varias campañas de muestreo al interior del vertedero. Con el propósito de conocer la dinámica y edad del lixiviado, previamente se estableció que el muestreo se realizaría en los pozos identificados como PB-1, PB-3, PB-4, PB-5, PB-8, PB-12, PB-13, PB-15, PB-16, PB-17, PB-18 y PB-19 (figura 4.7), ya que estas estructuras cubren de forma significativa toda el área del vertedero. Cabe mencionar que la discretización en las porciones centrales, laterales, frontales y posteriores en el vertedero fue debidamente cubierta.

Sin embargo al momento de efectuar los trabajos de campo se determinaron fugas en el cuerpo del vertedero, por lo que también se muestrearon dos afloramientos superficiales de lixiviado identificados como AS-1 y AS-2 (figura 4.10a). Para tal fin se utilizó un muestreador manual fabricado en el laboratorio de materiales del C.I.R.A., este instrumento contó con un recipiente de P.V.C. con capacidad de 1 l ubicado en la parte inferior del muestreador, el cual se sujeto con una cuerda plástica en la longitud adecuada para poder acceder al nivel donde se localizaba el lixiviado (figura 4.10b).

Tomas de muestras de 2 L fueron obtenidas, las cuales se colocaron en recipientes transparentes de P.V.C., etiquetándolos y almacenándolos en hieleras para preservarlas a una temperatura de -4°C . Posteriormente las muestras que fueron obtenidas en cada día de muestreo se trasladaron de forma cuidadosa al laboratorio de la Facultad de Química de la U.A.E.M. para ser sometidas a su correspondiente análisis químico.

Referente a los muestreos de las aguas subterráneas se programaron campañas de recolección en diferentes periodos de tiempo. Se consideraron las estructuras etiquetadas con las nomenclaturas Pozos Profundos (PP's) y las de la serie Pozos Superficiales (PS's). Se realizaron tomas de muestras durante la temporada de estiaje así como durante la temporada de lluvia. Para este fin se utilizó un muestreador similar al usado para la colección de lixiviados en las estructuras de la serie PB's. Se tomaron muestras de 2 L, las cuales asimismo, se colocaron en recipientes transparentes de P.V.C., etiquetándolos y almacenándolos en hieleras, preservando las muestras a una temperatura de -4°C para ser trasladadas al laboratorio de la Facultad de Química de la U.A.E.M.

4.3 Tratamiento de datos químicos en las muestras de aguas subterráneas y lixiviados

Las muestras de agua y de lixiviados colectadas fueron analizadas para determinar los iones constituyentes mayoritarios. Los análisis fueron efectuados en el laboratorio de la Facultad de Química de la U.A.E.M. Los principales aniones determinados fueron los cloruros, sulfatos, nitratos, nitritos, N-amoniacal y bicarbonatos. Los cationes determinados fueron calcio, cobre, hierro, magnesio, níquel, potasio, sodio y zinc.

Por otro lado, los metales determinados fueron arsénico, mercurio, manganeso y plomo. Asimismo, se determinaron las concentraciones para DBO_5 , DQO y coliformes totales. Con los resultados obtenidos de los análisis químicos para las diferentes muestras tomadas en los pozos de biogás (serie PB's), pozos superficiales (serie PS's), afloramientos superficiales (serie AS's) y en el pozo profundo (PP's), se utilizó el software AquaChem v.3.7 (Calmbach y Waterloo Hydrogeologic, Inc., 1999), con el objeto de parametrizar el tipo y calidad de agua que se obtuvo de las diferentes fuentes.

Con los valores de las concentraciones en miligramos por litro (mg/l) para los principales iones, se obtuvieron los correspondientes valores en mili-equivalentes por litro (meq/l) para dichos iones y con la implementación de AquaChem (Calmbach y Waterloo Hydrogeologic, Inc., 1999), se utilizó el método gráfico de Stiff (Drever, 1997; Kehew, 2001) para discutir la química general de las aguas muestreadas.

Se sabe que los diagramas de Stiff son un método ampliamente utilizado para identificar la química de las aguas subterráneas y comparar los análisis de las diferentes muestras. Aunque muchos tipos de gráficas han sido desarrolladas para este propósito, se eligieron los diagramas de Stiff, ya que la forma de su representación ayuda a determinar los patrones contaminantes que pueden tener las muestras analizadas (USEPA, 1995). De esta forma se consideró la ubicación de los diferentes tipos de series que se tienen en la zona de estudio trazándose cuatros secciones longitudinales (figura 4.11). Dichas secciones longitudinales se trazaron considerando la probable vía preferencial del lixiviado, así como del movimiento del flujo de las aguas subterráneas.

4.4 Determinación de la generación de lixiviado

Modelos numéricos se han desarrollado para aplicarse al diseño, uso y comportamiento de los rellenos sanitarios con el objeto de predecir cantidad y calidad del lixiviado. Sin embargo, la heterogeneidad que se tiene de la basura ocasiona que la variabilidad espacial y temporal del lixiviado sea muy grande. La producción de un lixiviado varía temporalmente a lo largo del año teniendo variaciones del 300 al 400 %, entre los valores mínimos y máximos de dicha producción (Farquhar, 1988).

Ehrig (1999), describe como determinar la cantidad de lixiviados según el grado de compactación del relleno. Kmet y McGinley (1982) tuvieron excelentes resultados utilizando el método de balance de agua para calcular el volumen de lixiviado producido en vertederos. Fenn et al. (1975) y (Nixon et al., 1997) utilizaron un procedimiento manual de las variaciones promedio mensual del agua para predecir la cantidad de lixiviado generado en un sitio donde se han dispuesto residuos sólidos.



Figura 4.10 Toma de muestras en a). Los pozos de biogás al interior del vertedero; b). En los afloramientos superficiales localizados en la periferia del vertedero.

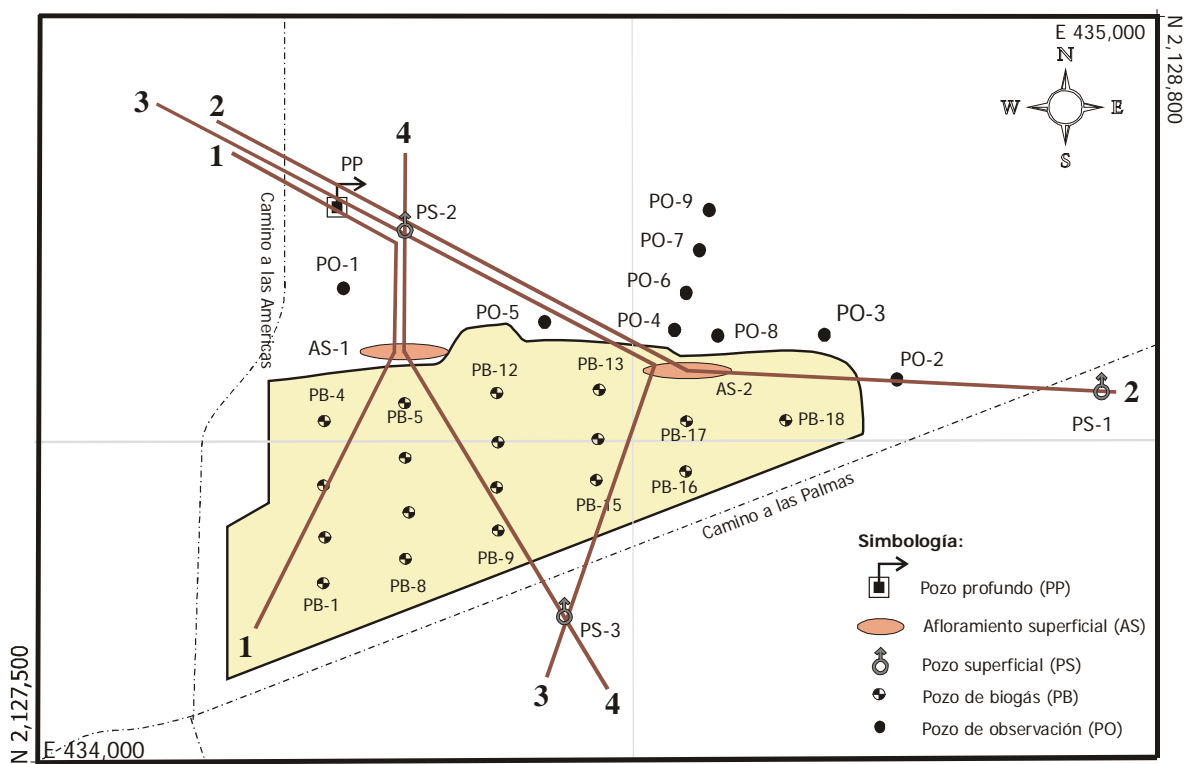


Figura 4.11 Trazo de secciones longitudinales para la determinación del movimiento de lixiviado al interior del vertedero y en sus zonas periféricas.

El modelo HELP desarrollado inicialmente por Schroeder (1983) y actualizado por Schroeder et al. (1994), es ampliamente aceptado para la estimación del balance de lixiviado en los rellenos sanitarios. HELP considera el empleo de ecuaciones analíticas, aproximaciones y suposiciones para predecir la salida a través de una serie de capas que componen el relleno sanitario dado un escenario climatológico (Nixon et al., 1997).

El modelo acepta diferentes tiempos, tipos de suelo y datos de diseño, utilizando técnicas de solución para lograr los efectos de almacenamiento superficial, deshielos, escurrimientos, infiltración, evapotranspiración, crecimiento de la vegetación, almacenamiento de la humedad del suelo, drenaje superficial lateral, recirculación de lixiviado y salidas a través del suelo (Schroeder et al., 1994). Los datos climatológicos que necesita el modelo HELP se clasifican en cuatro grupos: evapotranspiración, precipitación, temperatura y radiación solar.

Para determinar la cantidad de lixiviado que se genera en el vertedero de Metepec, se utilizó en primera instancia el Método de Balance de Agua (Fenn et al., 1975) con la aplicación de la expresión algebraica siguiente:

$$PERC = P - RO - ET - \Delta S + G \quad (4.1)$$

Donde se considera a la precipitación (P), escurrimiento (RO), evapotranspiración (ET), cambio en el volumen de almacenamiento o humedad (ΔS) y la aportación del nivel freático al vertedero (G), para obtener la percolación ($PERC$) total generada por la precipitación media anual característica de la zona de estudio. La precipitación pluvial anual promedio en la zona varía de 750 a 1,000 mm/año.

Actualmente se cuenta con modelos computacionales basados en los principios del método de balance de agua. Los modelos comerciales existentes como el HELP han sido utilizados por Sharma y Lewis (1994), McBean et al. (1995) y Koerner y Daniel (1997); los cuales discutieron su aplicación, ventajas, así como algunas desventajas.

Utilizando el modelo HELP y con la ayuda del modulo “Generador de datos meteorológicos” (Gogolev, 2001), se infirió una estación climatológica representativa cercana a la zona del vertedero dando origen a los datos meteorológicos específicos del sitio, datos que fueron considerados para modelar el perfil del relleno.

Para el presente caso de estudio se consideró un estrato de vertedero con una profundidad promedio de 25 m, a partir del terreno natural, también se asignaron los valores de 312 kg/m³ y de 0.6710 para la densidad y para la porosidad de la basura en estado saturado, respectivamente, tomando en cuenta para tal fin los datos que se especifican en la literatura. El modelo no permite la opción de variar el rango de valores para otro tipo de residuos, por lo que se consideró para el análisis una basura con las características señaladas. Este estrato se supuso interactuando con la frontera del acuífero en una longitud de 400 m, con una pendiente en superficie del 3% y un suelo superior sin vegetación, es decir, totalmente descubierto.

Estas condiciones son las observadas en campo durante los recorridos efectuados al vertedero, las cuales generan una infiltración casi total del agua de lluvia que ocurre en el sitio. De esta forma HELP requirió como parámetros de entrada la precipitación pluvial, radiación solar, temperatura promedio del aire y evapotranspiración, los cuales utilizó para calcular el volumen de agua que ingresa al vertedero, simular el escurrimiento superficial, evaporación, crecimiento de la vegetación, infiltración y almacenamiento superficial.

Derivado la intensa actividad en la operación del vertedero se estimó el volumen de generación de lixiviado considerando el tiempo de funcionamiento de este depósito. Volúmenes del orden de los 74.13 m³/día fueron estimados en el año 2002 (H. Ayuntamiento de Metepec, 2002). La altura que han alcanzado los residuos fue de 25 m a partir de la base de la depresión de la mina al momento de realizar esta investigación. Sin embargo debido a la falta de una infraestructura adecuada, se ha incurrido en la falla de recircular de forma continua la producción del lixiviado, lo que incrementa en alto grado el volumen señalado.

4.5 Determinación de las concentraciones de cloruros en lixiviados

Los cloruros son considerados una de las especies conservativas que pueden indicar con alto grado de certidumbre las distancias y profundidades máximas de migración de contaminantes (Munro et al., 1997). Asimismo y en atención a las recomendaciones de Sudicky et al. (1983) se consideró a los cloruros por presentar análisis químicos económicos, de precisión analítica alta y por lo general, los antecedentes naturales de sus concentraciones son bajos, lo que permite determinar con gran exactitud la variación de sus concentraciones antes y después del transporte de contaminantes.

El H. Ayuntamiento de Metepec (2002) realizó muestreo y análisis de lixiviados en la zona norte del vertedero, obteniendo valores de concentración para cloruros, sulfatos, sólidos suspendidos totales, DBO₅, DQO. Para el presente estudio en los meses de febrero y junio del 2004, se realizaron campañas de monitoreo y recolección de lixiviado en 8 pozos (serie PB's) o chimeneas localizados al interior del vertedero, así como en 2 afloramientos superficiales (serie AS's) localizados en la zona norte del mismo.

El muestro en los pozos de biogás se realizó a diferentes profundidades utilizando muestreadores manuales. Por la ubicación territorial y física de pozos de biogás (PB's), así como de los afloramientos superficiales, los lixiviados presentaron aspectos físicos diferentes, esto es, su color, olor y consistencia fueron diferentes en todos los puntos. La viscosidad y el color del lixiviado fueron más intensos en los pozos localizados en la zona baja del vertedero, no así, en los lixiviados recolectados en los pozos de la zona alta. Lo anterior denota claras diferencias entre la generación de lixiviados de diferente edad. Farquhar (1988) indica que la disposición temporal de la basura en un relleno sanitario, incidirá de forma directa en las diferentes edades e historia de producción de lixiviados.

Todas las muestras tomadas fueron almacenadas y refrigeradas para su análisis químico y transportadas al laboratorio de la Facultad de Química de la U.A.E.M. Para los lixiviados

los aniones analizados fueron los cloruros, nitratos, nitritos, sulfatos y nitrógeno amoniacal, también se determinó DQO, DBO₅ y coliformes totales. Asimismo para el agua subterránea los cationes analizados fueron: sodio, calcio, magnesio, potasio, manganeso, hierro y N-amoniacal.

Respecto a los aniones analizados estos fueron: fluoruros, cloruros, bromuros, nitratos, nitritos, fosfatos, sulfatos y bicarbonatos. Los metales traza que se determinaron fueron: zinc, níquel, cobre, arsénico, mercurio y plomo. Munro et al. (1997), utilizaron cuatro pozos de monitoreo ubicados en la zona aguas arriba de un relleno sanitario localizado en New Brunswick, para conocer los antecedentes geoquímicos del agua subterránea.

Los resultados de las concentraciones de las diferentes especies analizadas mostrados en la tabla 6.5 son acordes a las especies típicas de lixiviados generados por residuos sólidos municipales en estudios previos desarrollados acordes con la problemática de contaminación de aguas subterráneas en diversos acuíferos (Kmet y McGinley, 1982; Glynn, 1985; USEPA, 1988b; Howard et al., 1996).

MODELACIÓN DE FLUJO Y TRANSPORTE DEL LIXIVIADO

5.1 Introducción

La modelación de flujo y transporte en aguas subterráneas es considerada como una herramienta importante para analizar el comportamiento de estos sistemas. Hoy en día la computadora es utilizada para realizar simulaciones de los sistemas de flujo de aguas subterráneas, así como del transporte de contaminantes dentro del campo de la hidrología. Los modelos de flujo utilizados en aguas subterráneas tratan de representar las condiciones prevalecientes en el sistema real por medio de la implementación de ecuaciones matemáticas, las cuales son resueltas con el uso de programas de computadora (Reilly y Harbaugh, 2004).

La dificultad característica en el estudio de los sistemas de aguas subterráneas, es la gran cantidad de restricciones y limitaciones que se tienen en el análisis de los modelos

computacionales, ya que no cuentan aún con la capacidad de poder reproducir las condiciones existentes en los sistemas reales.

La determinación de cuales aspectos deberán de ser incorporados al análisis de un sistema de flujo y transporte, dependerá en gran medida de los objetivos de estudio que se pretendan alcanzar durante el desarrollo del modelo. Por lo que los objetivos del estudio determinarán el tamaño del área por ser analizada, la escala de su discretización (tamaño de los elementos del modelo, bloques o elementos) y los métodos utilizados para representar las condiciones de frontera dentro del dominio del modelo (Reilly, 2001).

La intención de utilizar los modelos de flujo y transporte en esta zona de estudio, es derivada de la evidencia que se presenta en el sitio por la presencia de contaminantes en la zona noreste del vertedero, así como por la propia característica de existir un vertedero de residuos sólidos enclavado en una zona urbana, siendo muy probable la generación de contaminación del agua subterránea que subyace al vertedero.

El uso de un modelo propio para esta zona puede generar el establecimiento del sistema de flujo que se presenta en el sitio, así como la probable detección de contaminantes provenientes del vertedero y la predicción del comportamiento de la posible pluma contaminante existente en la zona. Los modelos hoy en día pueden ser utilizados para simular la extensión de los solutos contaminantes así como sus trayectorias y zonas de impacto.

5.2 Estructura del modelo

5.2.1 Modelo conceptual del sistema

Previamente al uso de la modelación numérica fue necesario establecer un modelo conceptual del sistema que consideró todos los aspectos físicos de la zona de estudio. El propósito de construir un modelo conceptual es el de simplificar los problemas que se relacionan con la gran variedad de datos de campo que se asocian al análisis del sistema y

que por medio del uso de un modelo conceptual, podrían ser analizados más fácilmente (Anderson y Woessner, 1992).

Reilly y Harbaugh (2004) indican que el término “modelo conceptual” es un concepto hidrogeológico aplicado al análisis de los sistemas de aguas subterráneas. La extensión territorial del vertedero y sus impulsiones tanto internas como externas, su sensibilidad a dichas impulsiones, así como las respuestas físico-químicas que puede generar el sistema fueron consideradas dentro de la conformación del modelo conceptual del presente caso de estudio.

En primera instancia mediante la implementación de diagramas simplificados se esquematizaron diferentes escenarios, que trataron de representar de forma real el sistema de flujo del agua subterránea, así como su interacción con la fuente contaminante, que para este caso es el vertedero, el cual interactúa mediante una estrecha relación con el medio ambiente local que lo rodea. Posteriormente, se consideró la probable impulsión que muy probablemente pudiera generar el vertedero en dicho medio ambiente, para finalmente, conjugar esta mutua interacción y plasmar el comportamiento particular del vertedero en el medio ambiente.

Se concluyó que la mejor representación del funcionamiento de flujo y transporte de la zona es la esquematizada en la figura 5.1. El vertedero por su propia constitución física se especifica como una fuente finita contaminante cuyas dimensiones están definidas por su área de 8.9 ha y su profundidad de 25 m respecto al nivel del terreno natural, asimismo se considera la altura sobre el terreno natural que ha alcanzado el depósito de los residuos, los cuales presentan una sobre-elevación de hasta 15 m. Para el análisis de la zona se consideró una superficie rectangular de 1,000 x 1,535 m, la cual considera dentro de su área el interactuar del vertedero con el medio circundante local (figura 5.1).

El sistema acuífero de la zona se estableció como tipo libre donde las líneas preferenciales de flujo presentan convergencias en dirección noreste, siguiendo la pendiente topográfica

suave del sitio en la misma dirección. Las fronteras este y oeste fueron consideradas como fronteras de no flujo, asimismo se consideraron a las fronteras norte y sur como fronteras de carga especificada (frontera tipo 1 o Dirichlet) (Reilly, 2001).

En la porción superior del modelo conceptual dada por la propia superficie del terreno se consideró como impulsión principal a la aportada por la precipitación pluvial que llega a converger directamente en la superficie de la zona de estudio. La precipitación pluvial o agua de lluvia es directamente influenciada por la tasa de evapotranspiración que se genera debido a la intensidad solar del sitio. La intensidad de las emisiones solares es directamente proporcional a la tasa evapotranspirativa que se pudiera presentar en la zona de estudio.

La estratigrafía en el modelo tomo en cuenta la superposición de doce capas alternadas conformadas por diferentes espesores y por diferentes materiales, entre dichos materiales predominaron las arenas y gravas intercaladas con pequeñas porciones de limos y arcillas. La profundidad total adoptada en el modelo conceptual fue de 150 m, potencia que consideró la interacción del sistema acuífero local con el vertedero, así como con los pozos profundos de extracción existentes en la zona y la estrecha relación de estas estructuras de explotación con los diferentes estratos.

Por otro lado el vertedero se encuentra interactuando de forma permanente con el sistema acuífero, aportando cantidades considerables de lixiviado al agua subterránea por la base y por las paredes laterales del propio vertedero, así como a las que escurren superficialmente escapando por el cuerpo del mismo, esta impulsión también se contemplo en el diseño del modelo. Asimismo, el nivel freático principal del acuífero se relaciona con las diferentes formaciones estratigráficas del sistema, por lo que su inclusión en el diagrama del modelo conceptual fue imprescindible. El modelo conceptual se utilizó en conjunto cuando se implementaron tanto las soluciones analíticas como las soluciones numéricas.

La profundidad se definió en la dirección positiva del eje z , considerando para tal fin, la profundidad propia del vertedero y las características físicas de los estratos previamente

determinados con las perforaciones exploratorias realizadas en la porción noreste de la zona de estudio. El acuífero se consideró infinito en las direcciones x y y , pero finito en la dirección z . Asimismo, la parte inferior del sistema se supone delimitada por una frontera de baja permeabilidad o de no flujo, por lo que esta frontera es igual a la base del acuífero.

El flujo del agua subterránea en estado estático es a lo largo del eje x , paralelo al nivel freático y a la frontera inferior de no flujo en la base del acuífero, asumiendo que la pendiente del terreno natural en superficie es muy pequeña, relativamente suave hacia la dirección noreste en el modelo. Un beneficio importante que se obtiene con la implementación de los modelos conceptuales, es que el sistema en estudio puede ser definido exactamente, siendo muy próximo al comportamiento que tiene el sistema en la realidad, además de que consideran las causas y efectos de todos los procesos que pueden intervenir en la investigación, todo esta representación no genera altos costos de inversión (Reilly y Harbaugh, 2004).

5.2.2 Modelación analítica

Aunque muchos problemas de transporte pueden ser resueltos numéricamente, las soluciones analíticas son utilizadas ampliamente hoy en día por un gran número de científicos, ya que proporcionan excelentes aproximaciones acerca del comportamiento del transporte de solutos en el medio poroso y se implementan con relativa facilidad (Javandel et al., 1984; Park y Zhan, 2001). Como los modelos analíticos ofrecen un manejo relativamente simple, son considerados como una alternativa adecuada para obtener resultados óptimos del transporte de solutos, pero asumiendo que los resultados se encuentran basados en grandes simplificaciones y restricciones de las propiedades físicas del acuífero (van der Kamp et al., 1994).

La pluma contaminante del lixiviado muy probablemente ha migrado a partir del vertedero y en dirección noreste siguiendo la vía preferencial del flujo del agua subterránea,

inminente influenciada por la extracción de agua potable de los pozos profundos localizados en las porciones oeste y norte del área de estudio (figura 5.1), los cuales han generado importantes gradientes tanto horizontales como verticales en la conformación del flujo de agua subterránea y de la propia pluma de lixiviado derivado de la intensa explotación de agua potable que se genera en la zona.

La pluma de lixiviado fue modelada utilizando un modelo analítico tridimensional denominado STANMOD v. 2.2 (Estudio de Modelos Analíticos) (Simunek et al., 2004), el cual resuelve la ecuación de advección-dispersión para el transporte de solutos en medios porosos compuestos por sistemas acuíferos uniformes. El código utilizado es 3DADE (Leij y Bradford, 1994) que considera el transporte por dispersión tridimensional bajo condiciones de flujo saturado, unidireccional y en estado permanente para una escala de campo.

Para el presente caso de estudio el código se usó considerando la contaminación representada por una fuente puntual (vertedero) interactuando con el acuífero local, para lo cual se especificó la concentración y el gradiente de esta concentración a lo largo de la frontera de la fuente contaminante (condición de frontera tipo 3 o Cauchy) (Reilly, 2001). Las dimensiones de la fuente contaminante como del área que representa la extensión del acuífero fueron debidamente delimitadas con el objeto de tener un área de estudio perfectamente delimitada.

Derivado de que las soluciones analíticas requieren de geometrías simples y condiciones de frontera bien definidas (Wexler, 1992), para este caso, como fuente se utilizó un paralelepípedo rectangular que sirvió para calcular la concentración del contaminante en algún punto del acuífero localizado gradiente abajo de la fuente. Los parámetros de entrada que requiere el modelo son: tamaño, ubicación, geometría y concentración inicial de la fuente, velocidad de flujo, factor de retardación y coeficientes de dispersión en las direcciones longitudinal, transversal horizontal y transversal vertical.

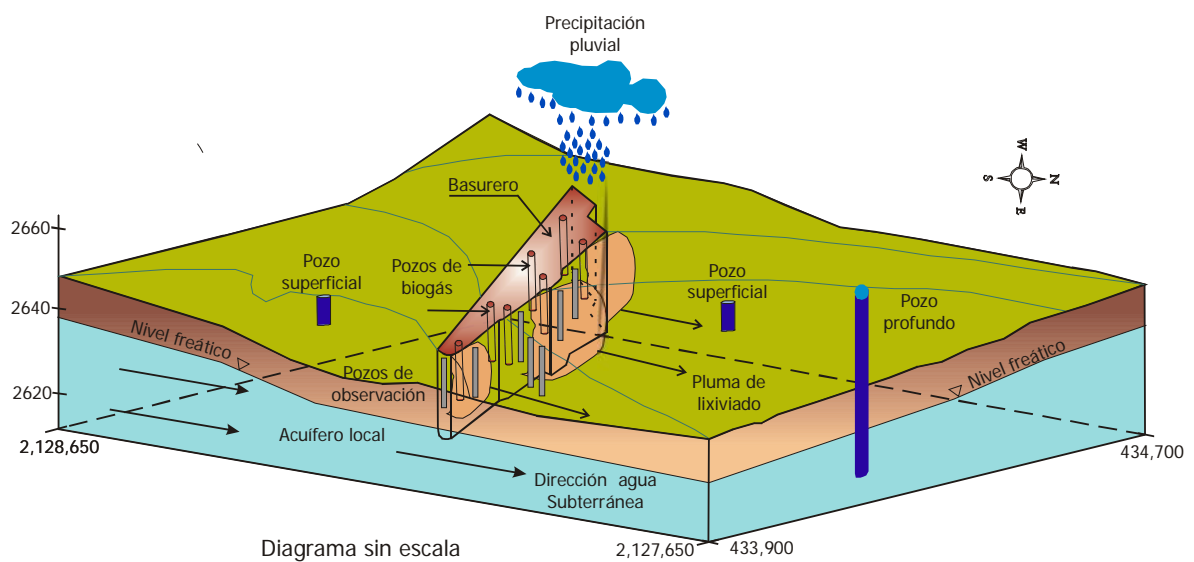


Figura 5.1 Esquema del modelo conceptual adaptado para el área de estudio. Se observa la delimitación de las fronteras del acuífero local, la ubicación espacial del vertedero, impulsiones externas y condiciones de frontera, así como configuración del relieve topográfico del sitio.

Para establecer las características generales del vertedero interactuando con el acuífero, se asumió la existencia de una fuente contaminante finita alojada en un acuífero de espesor finito vertical, como se indica en la figura 5.2. Esta representación permitió conocer la forma preliminar del comportamiento del vertedero sujeto al depósito continuo de residuos sólidos el cual posee una concentración inicial $C_0=C$, transmitiendo la concentración hacia las zonas periféricas de la fuente e influenciando una velocidad de flujo de aguas subterráneas a la concentración, cuando ésta ha entrado al sistema acuífero.

El propósito de simular el transporte de soluto fue para obtener una estimación cualitativa de su comportamiento y estimar las características evolutivas de un frente contaminante, sometido a un proceso de dispersión desarrollado en primera instancia por el lixiviado que se genera en el vertedero. Adicionalmente se pretendió establecer esquemas del comportamiento futuro de la fuente que muy probablemente se puedan tener en esta zona. Para constituir tridimensionalmente el problema se supuso como fuente un paralelepípedo como el que se muestra en la figura 5.3. Las dimensiones iniciales de la fuente en las direcciones x , y y z son X , Y y Z , respectivamente.

La migración del contaminante proveniente del paralelepípedo se iniciará en el tiempo $t = 0$ con una concentración $C_0 = C$. El origen del sistema coordenado será la frontera superior que establece el nivel del terreno natural. La dirección positiva del eje z será en sentido descendente. El acuífero es de extensión infinita en las direcciones x y y , pero finito en la dirección z . Los ejes x y y están en el plano horizontal y el eje z es el plano vertical.

Asimismo el acuífero se considerará vertical sin curvaturas. La dirección de la velocidad del agua subterránea se supondrá unidireccional en dirección positiva del eje x , también, se asume la existencia de una capa de baja permeabilidad en la parte inferior del acuífero delimitando la extensión del mismo en la dirección vertical del eje z a una profundidad h . Dicho estrato podría estar constituido por una masa de roca o una capa de arcillosa en estado compacto.

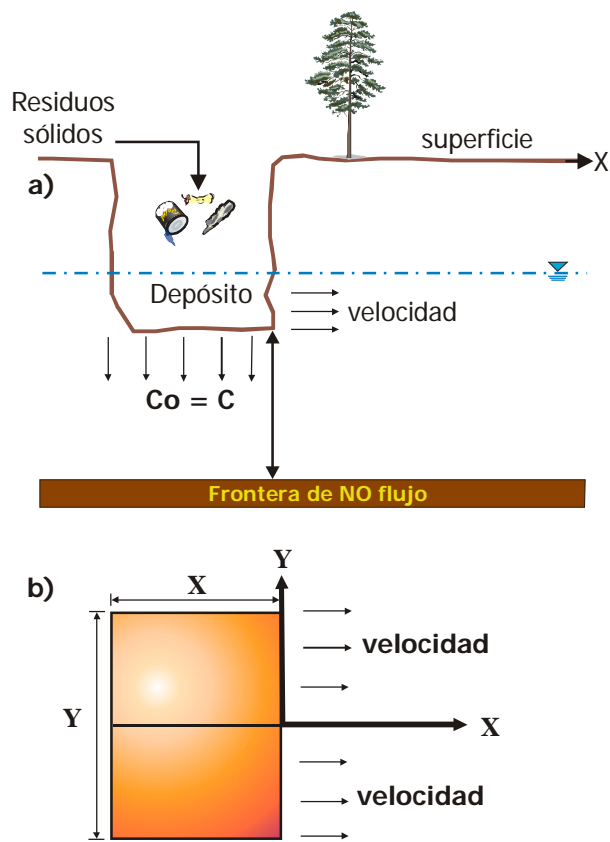


Figura 5.2 Diagrama esquemático que muestra a). Vista en planta de la zona de estudio, indicando la presencia del vertedero en el acuífero; b). Corte transversal que ejemplifica dirección unidireccional del sistema de velocidades respecto a la fuente contaminante.

Si se asume la existencia del nivel freático con pendiente S muy pequeña (S_{min}), se puede inferir que esta frontera es paralela respecto a la frontera inferior de no flujo e inclusive respecto a la superficie del terreno natural. La fuente contaminante en forma de paralelepípedo se puede definir entre los rangos siguientes: $x \in [0, -x_0]$, $y \in [-y_0, y_0]$ y $z \in [z_0, z_1]$. El diagrama de la fuente contaminante tridimensional es el mostrado en la figura 5.3.

i). Parámetros de entrada del modelo: dimensiones de la fuente, concentración inicial y duración

El modelo considera que la concentración inicial se instala en una zona al interior del acuífero afectando la calidad del agua subterránea, consideración que no corresponde con el funcionamiento actual de la zona, ya que el vertedero se encuentra influenciando al acuífero con la mezcla de agua y soluto desde hace 25 años aproximadamente. Las dimensiones de la fuente corresponden a la extensión actual que presenta el vertedero en una sección transversal, considerando que ésta se localiza aguas abajo del sitio del vertedero.

Para este caso de estudio el paralelepípedo rectangular que simula a la fuente se colocó a una profundidad de 1 m y hasta 25 m por debajo del terreno natural, teniendo una altura total de 24 m, asimismo, se consideró un ancho total de 20 m en la dirección perpendicular al flujo de agua y un espesor de 20 m en la dirección de la vía preferencial de flujo (figura 5.3). Según van der Kamp et al. (1994), las dimensiones de la fuente no afectan considerablemente los valores de dispersividad usados en la simulación del modelo.

Para la concentración inicial de los cloruros que ingresan al acuífero y que provienen del vertedero se estableció un valor de 3,100 mg/l. Concentración que corresponde a un valor promedio detectado en el interior del mismo. Aguas arriba de la zona del vertedero se conservan condiciones iniciales del sistema, por lo que la concentración en estas porciones fue nula, ya que en estos sectores de terreno prevalecen predios que se utilizan para el cultivo.

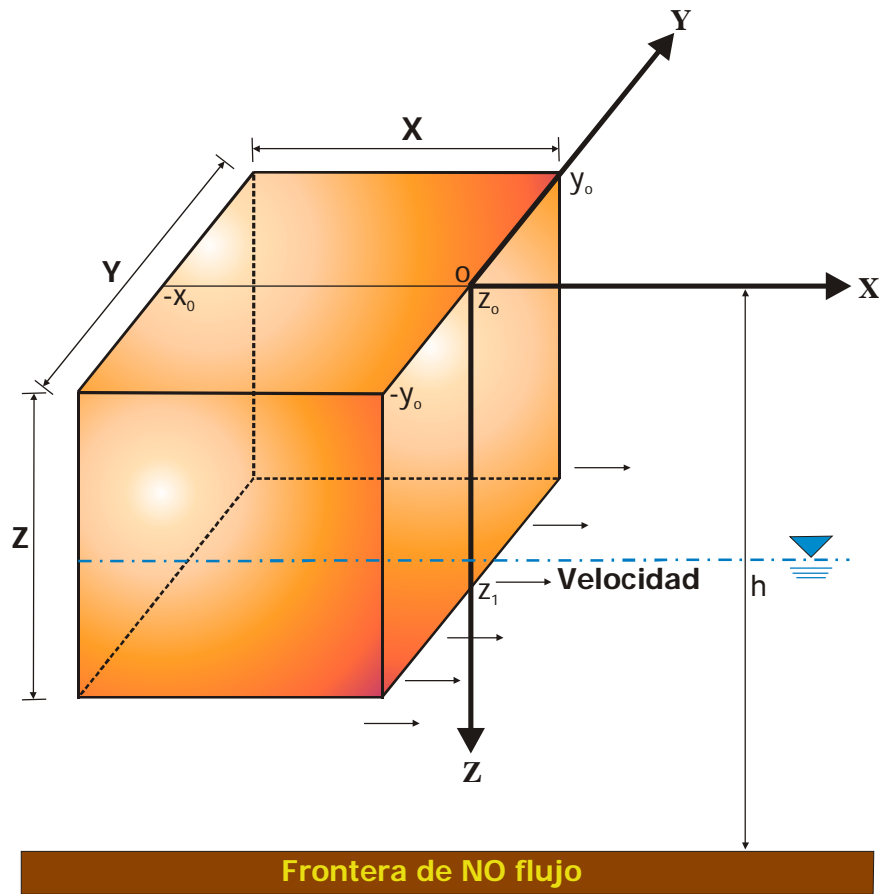


Figura 5.3 Conceptualización esquemática del modelo simplificado considerado para la realización de la modelación analítica. Fuente finita representada por un paralelepípedo rectangular en la zona saturada en un campo de flujo unidireccional (modificado de Batu, 2006 y Park y Zhan, 2001).

Dado que el cloruro es un trazador el cual es considerado como no reactivo, para el desarrollo del modelo de simulación analítico se utilizó un valor de 1.0 referente al factor de retardación. Debido a que el vertedero comenzó a funcionar como tiradero a principios del año de 1984, se estima que la pluma ha tenido un tiempo de traslado de 24 años, tiempo en que los cloruros del soluto han impactado la calidad del agua subterránea en dirección noreste del vertedero.

ii). Velocidad

Se establecieron rangos para los parámetros de transporte acorde con lo observado en campo. Los datos observados en campo fueron comparados con los que se establecen en la literatura y en estudios similares. Iteraciones previas fueron realizadas utilizando valores mínimos, medios y máximos de velocidad.

Con el análisis de la conductividad hidráulica y los gradientes del flujo de agua subterránea, la velocidad lineal promedio se calculó con la aplicación de la ley de Darcy, considerando una porosidad efectiva igual a 0.40 valor característico de estratos conformados por arenas de textura media a gruesa (Freeze y Cherry, 1979), estableciéndose que la velocidad del agua subterránea presenta un valor muy próximo a los 29 m/año (7.94 cm/día). Estimando que este valor prevalece principalmente en las zonas bajas y medias de la zona de estudio, localizadas a profundidades entre los 15 a 28 m. Los valores de la velocidad del flujo de agua subterránea son acordes a los presentados por Gelhar et al. (1992), en su compilación de las propiedades de diferentes acuíferos en 59 sitios diferentes.

iii). Valores de dispersión

Con el análisis del transporte de la pluma en dirección noreste y aguas abajo de la zona del vertedero, se estableció en un principio un fuerte avance del contaminante en esta dirección, motivado por la presencia de grandes lentes de material arenoso con intercalaciones de gravas y gravillas de pequeños diámetros, así como por las

intercalaciones de material limoso y arcilloso en menor proporción. Se esperaron grandes valores de la dispersividad longitudinal y de la dispersividad transversal horizontal, los cuales estuvieron dentro del rango de 10 y 3.25 m respectivamente, obtenidos mediante diversas iteraciones de calibración en el modelo.

Derivado que el monitoreo de la pluma en dirección vertical no fue bien establecido en las campañas respectivas del transporte de lixiviado, los valores supuestos para este parámetro se fijaron al 50% del valor total de la dispersividad transversal horizontal, esto es, el valor de la dispersividad transversal vertical que generó mejores resultados en el desarrollo de las soluciones analíticas fue de 1.66 m. Estos valores significarían físicamente la generación de una pluma compacta en superficie, ya que es en esta porción de terreno que se tienen los últimos depósitos de basura; no obstante que a profundidad y desde hace 25 años se realiza la disposición de los residuos sólidos en el vertedero.

Para este caso y derivado de la naturaleza de material que conforma al acuífero, se estableció que la dispersión es el proceso de transporte dominante en la zona, considerando para el presente estudio que la difusión molecular no afectará de forma significativa el proceso de transporte. Dicha consideración resulta de la naturaleza propio del soluto que se analiza, en este caso, el soluto es representado por el lixiviado que emana del vertedero.

Asimismo la difusión es un proceso de transporte en una escala molecular, generando que el soluto se mueva en el agua de un área de altas concentraciones a un área de bajas concentraciones, más aún el transporte por difusión puede ocurrir en ausencia de la velocidad del flujo de agua. Por lo anterior se infiere que la dispersión dominará los fenómenos de transporte que regirán en la zona de este estudio.

iv). Calibración de parámetros de entrada al modelo

Ya que el vertedero inicio su periodo de operación hace 25 años, se establece que a una profundidad de 15 m los residuos sólidos han impactado al acuífero con el transporte de los cloruros generados por dichos residuos durante un tiempo de traslado de 5 a 25 años.

Mediante la implementación de pruebas de calibración del modelo, los perfiles de transporte fueron ajustados mediante el procedimiento de prueba y error, observando y comparando los resultados logrados con los datos obtenidos en campo.

La variación de valores para los parámetros de velocidad y dispersión en cada simulación generó resultados diversos, considerándose adecuados cuando los resultados no generaron distorsiones en la conformación, tendencia, magnitud y tiempo de traslado de la pluma que se concibió con el modelo. Las correspondientes incertidumbres que se tuvieron durante la recopilación de datos y muestreo de las concentraciones en la fuente y en los pozos de observación, no fueron descartadas, por lo que los resultados finales obtenidos se consideran correctos.

5.2.3 Modelación numérica

Cuando un modelo analítico no resulta suficiente para describir las impulsiones y las respuestas de un sistema, entonces se utilizan los modelos numéricos. Para el presente caso de estudio se utilizó el programa de modelo de computadora denominado VisualMODFLOW (Guiguer y Franz, 1996), ya que constituye una poderosa herramienta para implementar modelos de flujo y transporte de aguas subterráneas en un ambiente tridimensional. VisualMODFLOW esta basado en el programa de modelo MODFLOW (Harbaugh et al., 2000).

5.3. Implementación del modelo de flujo

5.3.1 Dominio del modelo

Conociendo la conformación física de la zona de estudio el área del modelo se estableció para una superficie conformada por un rectángulo con dimensiones de 1,000 m de base y 1,535 m de altura, comprendido entre las coordenadas UTM 433,800, 2'127,900 y 434,800, 2'129,435; cubriendo un área de interés de 153.50 ha. Por las características del acuífero este se estableció del tipo libre por lo que su potencia se definió localizada a 500 m de profundidad.

En pequeña escala el sistema se puede suponer conformado por diferentes sistemas acuíferos superpuestos, no obstante, a escalas mayores se puede idealizar como un sistema acuífero único multicapa. Dentro del área de interés se considera la influencia de los pozos profundos y someros existentes, el propio cuerpo del vertedero, así como las edificaciones prevalecientes.

5.3.2 Diseño de la malla del modelo

Un aspecto fundamental de los modelos numéricos es la representación del mundo real por medio de la discretización de los volúmenes del material existente. Los volúmenes generados utilizando el método del elemento finito, se les denomina elementos (Reilly y Harbaugh, 2004). La exactitud en los resultados del modelo estará limitada por el tamaño de los volúmenes discretizados. Una vez que se validó el modelo conceptual de la zona de estudio, fue necesario remplazar el dominio del problema por un dominio discretizado, que para este caso consistió de un arreglo de diferencias finitas y los volúmenes que se generaron son llamados celdas.

La conformación de una malla de modelo uniforme proporcionará en VisualMODFLOW gran estabilidad en la ejecución de las diferentes corridas por realizar. Guiguer y Franz (1996), indican que es recomendable diseñar mallas que contengan distancias adjuntas con incrementos no mayores a 1.5 el ancho o largo de la celda. Acorde con las recomendaciones de Anderson y Woessner (1992), el espaciamiento de la malla en la horizontal estuvo en función de los resultados esperados para la determinación del nivel freático del modelo. Para el presente estudio se estableció una malla del modelo conformada por 80 renglones y 40 columnas generando celdas con dimensiones de 20 x 25 m (figura 5.4).

Cabe mencionar que con el objeto de evitar dispersión numérica al momento de la ejecución de las diferentes corridas, se consideró un modelo isotrópico, por lo que la malla del modelo se orientó de tal forma que los ejes coordenados x y y coincidieran con la

orientación de las conductividades hidráulicas K_x y K_y . Esta acción permite asimismo, tener el menor número de nodos inactivos fuera de las fronteras del modelo del área modelada (Anderson y Woessner, 1992).

5.3.3 Discretización vertical

La representación vertical se estableció en primera instancia con la conformación topográfica en superficie de la zona de estudio. Con las elevaciones del nivel del suelo respecto al nivel medio del mar y tomando en cuenta los resultados de las perforaciones exploratorias realizadas se extrapolaron los resultados de los estratos prevalecientes, definiendo con esta acción, las capas a considerar en el dominio del modelo.

Para este caso la profundidad total de análisis se estableció a 300 m, profundidad física total de los dos pozos profundos existentes para la extracción de agua potable. Un total de 12 capas fueron establecidas para la discretización vertical de la zona de estudio. Estas capas coinciden en profundidad con los cambios físicos observados y determinados durante la ejecución de las perforaciones para la construcción de los pozos de observación. Por otro lado, las capas del modelo en la dirección vertical del eje coordenado z se establecieron para coincidir con la orientación de la conductividad hidráulica K_z .

5.3.4. Propiedades de las celdas

Con el objeto de representar las diferentes características hidrogeológicas del acuífero es necesario asignar propiedades hidráulicas a las celdas de la malla. Dadas las incertidumbres propias de todos los sistemas acuíferos respecto a la distribución de sus propiedades hidráulicas, es común establecer grupos de celdas que contengan propiedades hidráulicas comunes, definiendo valores comunes para un grupo de celdas adyacentes que intentan establecer valores individuales para la agrupación de las celdas seleccionadas (Reilly y Harbaugh, 2004).

Considerando los datos de la mecánica de sólidos, se realizó el análisis del tamaño de las partículas de todas las muestras para todos los pozos de observación determinando su gráfica de distribución granulométrica de cada muestra. Con los resultados de la distribución del tamaño de las partículas de suelo (d_{10} , d_{17} y d_{60}), resultaron valores promedio de conductividad entre 1.99×10^{-4} , 1.90×10^{-4} y 1.03×10^{-4} m/s para las profundidades de 3, 15 y 28 m respectivamente.

Sin embargo como punto de partida para el modelo a cada una de las 12 capas consideradas en la discretización vertical, se le asignaron valores promedio de conductividad hidráulica y porosidad que establece la literatura para cada tipo de material sólido existente en cada estrato, con el objeto de generar las primeras aproximaciones del modelo acordes con lo observado previamente en campo.

Valores para arenas, limos, arcillas y gravas fueron considerados (Freeze y Cherry, 1979; Anderson y Woessner, 1992, Batu, 2006) (figura 5.5). Referente a la isotropía de la conductividad hidráulica se consideró en la dirección y el mismo valor que en la dirección x . Respecto al valor de la conductividad hidráulica en la dirección z , se tomó en cuenta el 10 % del valor de la dirección x - y .

i). Celdas activas y celdas inactivas

Las celdas activas y las celdas inactivas se definieron dentro del ámbito que comprende la zona del área de estudio, fueron determinadas en la discretización horizontal y vertical de la malla del modelo. Las celdas inactivas son aquellas que poseen valor cero para la carga hidráulica o piezometría del sistema, estableciéndose principalmente en las porciones de los bordes de los sectores norte-sur y oriente-poniente, en donde se consideró que los datos a obtener para flujo y transporte del modelo no implicarían mayor relevancia. Las celdas activas fueron establecidas en las porciones centrales importantes del área de estudio, tomando en cuenta el funcionamiento de flujo y transporte en sentido horizontal así como en sentido vertical.

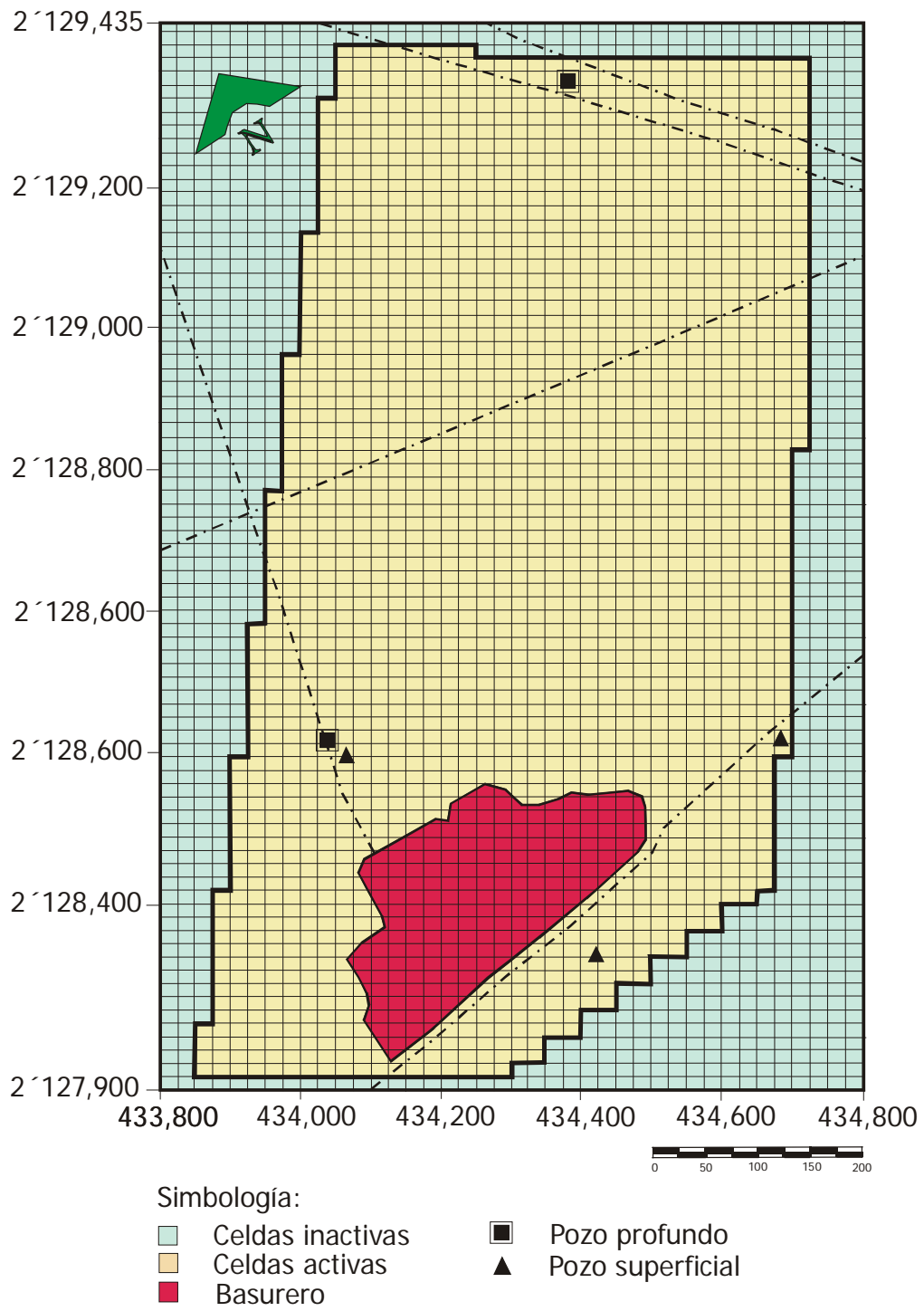


Figura 5.4 Malla de diferencias finitas adoptada para la discretización en planta del modelo numérico tridimensional. Malla constituida por 80 renglones y 40 columnas, alineados respecto a la vía preferencial del flujo de agua subterránea.

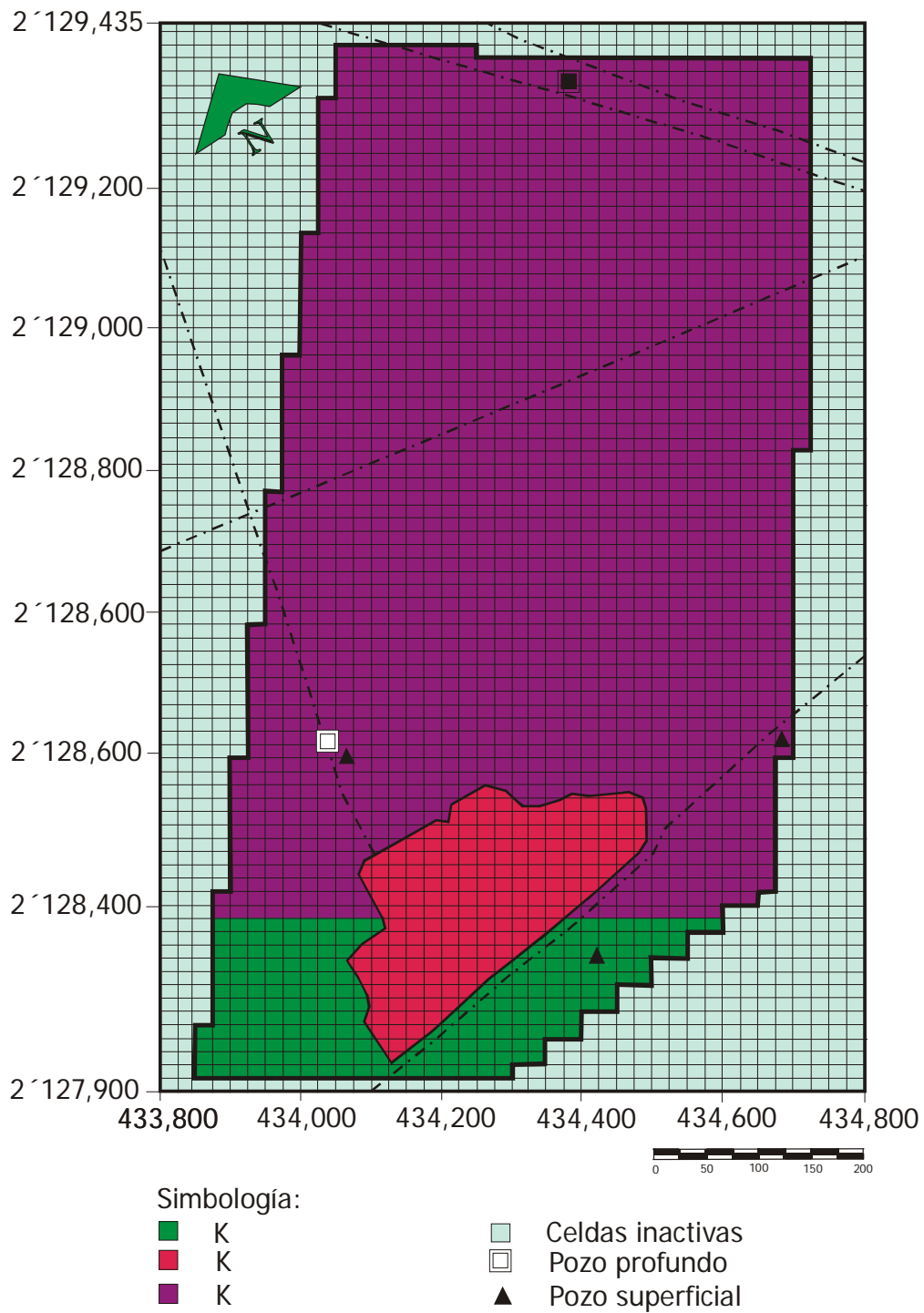


Figura 5.5 Distribución de valores de conductividad usados asignados a las celdas de la malla. Para la discretización vertical, se asignaron diferentes valores por cada capa analizada del acuífero.

5.3.5 Fronteras

Las condiciones de frontera son un elemento principal en la implementación y conceptualización de un sistema de aguas subterráneas (Reilly y Harbaugh, 2004). Las simulaciones en computadora de los sistemas numéricos de flujo en aguas subterráneas evalúan la ecuación matemática principal del flujo de un fluido a través de un medio poroso. Esta ecuación es una ecuación diferencial parcial de segundo orden en donde la carga es la variable dependiente.

Para determinar una solución única de este problema matemático es necesario especificar las condiciones de frontera alrededor del dominio del flujo para esta carga (variable dependiente) o de su derivada (Collins, 1961). A este tipo de problema matemático en general se le refiere como un problema de valor de frontera, las cuales son necesario definir en la parte inicial del desarrollo de un modelo numérico que analiza un sistema de flujo de aguas subterráneas.

Tres tipos de condiciones de frontera son utilizados en los problemas matemáticos del flujo de aguas subterráneas: de carga especificada, de flujo especificado y de carga dependiente del flujo (Franke et al., 1987). Para obtener la solución de la ecuación de flujo de aguas subterráneas es un requerimiento matemático que la condición de frontera sea definida a lo largo de la frontera del dominio del flujo en el espacio tridimensional (Reilly, 2001). Las condiciones de frontera generalmente representan las fuentes de agua dentro del sistema. Además su selección y establecimiento es crítico para la obtención de resultados adecuados en el modelo (Franke et al., 1987).

5.3.6 Condiciones de borde

i). Condiciones iniciales de flujo

Las simulaciones estacionarias y transitorias fueron desarrolladas considerando en primera instancia las condiciones iniciales del sistema, cuando el acuífero no estaba influenciado por impulsiones externas como bombeos que alteran de forma inducida, las salidas de agua subterránea que pudieran ocurrir en el comportamiento de un sistema acuífero.

Para el estudio del nivel freático del sistema se tuvo en cuenta el multipiezómetro PL-140 localizado en las coordenadas geográficas 19°14'55.4'' de latitud y 99°36'34.6'' de longitud, instalado en la elevación 2,628.09 msnm por la CONAGUA en el año de 1984 y ubicado a 1,500 m aproximadamente del vertedero, el cual tiene datos acerca de las fluctuaciones que ha tenido el nivel freático en la zona de estudio a partir del año de instalación hasta hoy en día.

Las simulaciones de flujo comenzaron a partir del año de 1990 para hacer coincidir el inicio del funcionamiento del sitio como vertedero. No obstante, previamente se efectuaron simulaciones en estado estacionario correspondientes al año 1984 para generar condiciones iniciales del comportamiento cuando el sistema de flujo en la zona de estudio no estaba afectado por la extracción de agua potable de los pozos profundos.

Las lecturas del multipiezómetro PL-140 indican que el nivel estático del acuífero presentaba profundidades promedio de 27 y 30 m por debajo del terreno natural en las fronteras norte y sur del modelo, respectivamente. Lo anterior indica que el nivel freático fluctuaba entre los 2,621 y 2,630 msnm en los sectores norte y sur, respectivamente. Presentado dicho nivel un gradiente hidráulico suave en dirección noreste, correspondiéndose asimismo, con la pendiente topográfica natural de la zona de estudio.

Sin embargo, con la presencia de nuevos bombeos identificados por la construcción de pozos profundos en la zona de estudio y en general en el acuífero regional del Valle de Toluca, en el nivel freático del sistema se generaron grandes descensos, los cuales se tienen bien documentados en las lecturas registradas en el multipiezómetro. Descensos del orden de los 1.5 a 2.0 m anuales se han identificado con el monitoreo del multipiezómetro en los registros anuales hasta hoy en día.

Las simulaciones de flujo en estado estacionario antecedieron a las simulaciones transitorias, por lo que los resultados obtenidos para un estado en régimen permanente fueron tomados como punto de partida para las simulaciones en estado no permanente. Los detalles de las condiciones de frontera considerados en el dominio del modelo se especifican en seguida.

ii). Condiciones iniciales de transporte

Al igual que en las simulaciones de flujo, las simulaciones para el transporte se realizaron en estado estacionario y en estado transitorio. Los periodos de simulación para el caso del transporte de contaminantes se iniciaron a partir del año 1990, tiempo que representa el periodo de inicio en el funcionamiento como vertedero de residuos sólidos sin ningún control.

Derivado del uso irracional que se le dio al sitio como tiradero, la basura se disperso en el área de forma inadecuada, por lo que a partir de este periodo se consideró la existencia de una capa de basura en o sobre el área que representa al vertedero en el modelo. Capas sucesivas de basura fueron depositadas en el sitio para conformar el cuerpo del vertedero, asimismo, en el modelo se supuso la adhesión de dichas capas a partir de la base del vertedero hasta alcanzar la altura que se tiene físicamente en el lugar, la cual es del orden de los 10 m sobre el nivel del terreno natural (figura 5.6).

No obstante la disposición de residuos sólidos en el lugar se fue realizando de forma paulatina a partir del año 1990 hasta hoy en día, acción que obligó a realizar simulaciones con diferentes periodos de tiempo, considerando para tal fin intervalos de disposición y aumento de basura con intervalos de 1,825 días o 5 años, lapso de tiempo suficiente para poder generar capas sucesivas de acumulación de basura que pueden cubrir de forma significativa el área total del predio que conforma el vertedero.

iii). Condición de borde de carga constante

Los valores de las condiciones iniciales de carga constante (carga especificada, condición tipo 1 o Dirichlet) que definieron el nivel estático inicial del acuífero, se establecieron a partir de los valores tomados en las campañas de monitoreo de los pozos profundos y de las lecturas obtenidas en la perforación de los pozos de observación. De forma general, el nivel estático del acuífero se considera a una profundidad estimada de 60 m.

Fronteras de carga constante en los sectores norte y sur fueron supuestas para contar con un aporte inicial de agua subterránea a nuestro sistema acuífero. En la zona de estudio no se tienen aportes considerables externos, ya que las zanjas que existen en la periferia del vertedero son del tipo intermitente, esto es, sólo funcionan desalojando las aguas pluviales locales durante la temporada de lluvias (figura 5.7).

iv). Pozos

La condición de borde tipo pozo fue considerada tomando en cuenta los dos pozos de extracción localizados en la zona de estudio. El pozo denominado “La Chacra”, se ubica a escasos 100 m en dirección nororiente de la frontera del vertedero, extrae un caudal de 63 l.p.s. durante las 24 hr del día y funciona prácticamente los 365 días del año. Cuenta con una profundidad de perforación total de 213 m y está habilitado con una tubería de acero con un diámetro de 14”. Se perforó en el año de 1984 y extrae agua para consumo humano desde esta fecha.

El otro pozo profundo existente es el denominado “Vialidad Metepec”, se ubica a 1,100 m en dirección norte de la frontera del vertedero, extrae un caudal de 54 l.p.s. durante las 24 hr del día y funciona prácticamente los 365 días del año. Cuenta con una profundidad de perforación total de 242 m y esta habilitado con una tubería de acero con un diámetro de 14”. Se perforó en el año de 1984 y extrae agua para consumo humano desde esa fecha.

Por otro lado se cuenta con otro pozo profundo ubicado al sur de la frontera del vertedero, este pozo actualmente no funciona como fuente de abasto, por lo que no es sujeto a la extracción del agua subterránea; a este pozo se le denominó “pozo del frontón”, fue perforado a una profundidad total de 200 m y se habilitó con tubería de acero de 12” de diámetro. Finalmente, se consideró un pozo profundo que fue perforado durante los trabajos de construcción de los pozos de observación. A este pozo se le denominó pozo de observación No. 9 (PO-9), cuenta con una profundidad total de 76 m y se habilitó con dos piezómetros (figura 5.8). El primer piezómetro se ubica a una profundidad de 71 m y el segundo se ubica a la profundidad total de 76 m.

v). Recarga superficial

Para esta condición de frontera se considera a la recarga superficial como uno de los principales aportes externos de agua pluvial a las reservas del agua subterránea. Los valores adoptados para la recarga superficial tomaron en cuenta los datos meteorológicos de la estación hidrométrica de Rectoría (UAEM). La estación se ubica en latitud $19^{\circ} 17'$ y longitud $99^{\circ} 43'$, cuenta con 22 años de registros hidrométricos, del año 1980 al año 2002.

Para este caso de estudio el valor promedio de precipitación pluvial anual de 750 mm/año, se consideró una tasa de recarga superficial al acuífero de 345 mm/año, estimando para tal valor, una tasa de evapotranspiración de 150 mm/año. Asimismo, se tomó en cuenta el aporte superficial que genera el vertedero por efecto de la precipitación pluvial, se consideró también una condición de frontera de recarga superficial en el área que comprende el vertedero estimando un aporte de 750 mm/año. Dicha aportación se deduce que procede del propio cuerpo del vertedero por tener una superficie sin recubrimiento alguno, lo que permite la percolación total del agua de lluvia.

5.3.7 Discretización del tiempo

Los modelos transitorios simulan el impacto de las impulsiones ocurridas a través del tiempo, considerando el proceso evolutivo que pudiera ocurrir en el comportamiento de los sistemas de flujo o el cambio que se logrará alcanzar en el proceder de los diferentes contaminantes. Para los modelos de flujo en estado no permanente, MODFLOW considera al tiempo dividido en diversos periodos de tiempo, por lo que la carga resultante en las diferentes iteraciones es calculada al final de cada paso de tiempo.

En ocasiones es necesario especificar el cálculo de la carga en muchos pasos de tiempo diferentes, por lo que será importante especificar e incorporar pasos de tiempo que permitan en esta complejidad temporal calcular la distribución de la carga simulada (Reilly y Harbaugh, 2004). La simulación de flujo para la zona de estudio se consideró en primera instancia en estado estacionario o permanente.

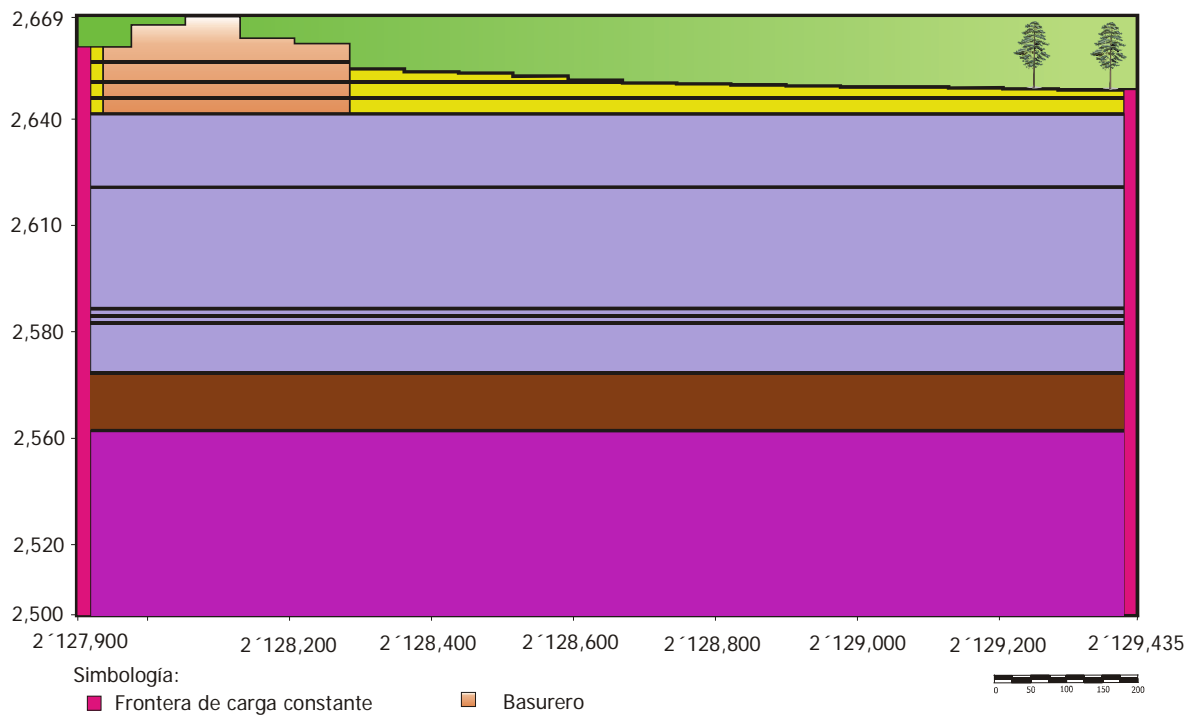


Figura 6.7 Corte longitudinal que indica la conformación de capas debajo del nivel del terreno y la altura del basurero sobre el nivel del terreno.

Figura 5.6 Corte longitudinal que indica la conformación de capas y la altura del vertedero sobre el nivel del terreno natural.

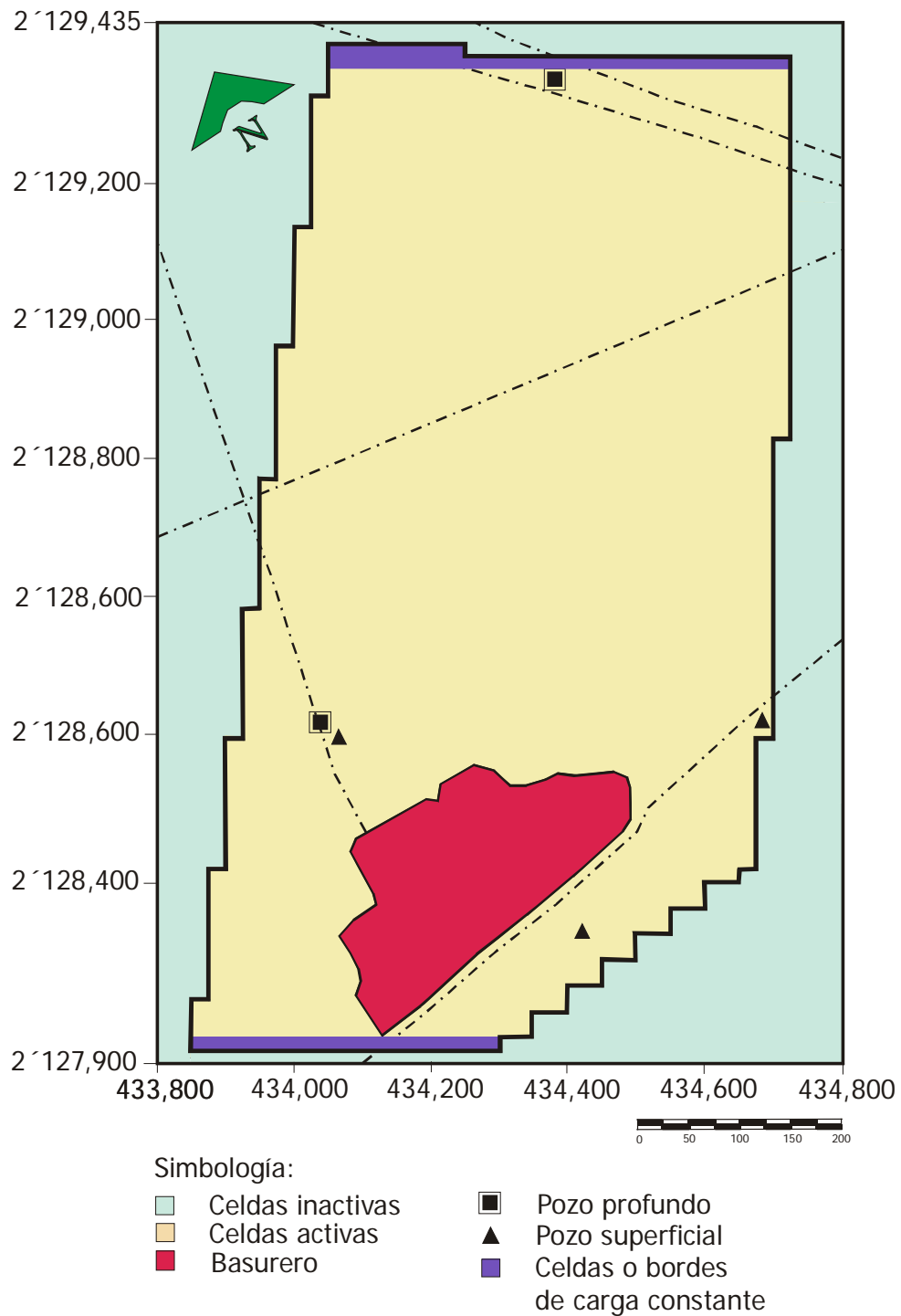


Figura 5.7 Representación de las condiciones de borde de carga constante, asignadas en los sectores sur y norte de la zona de estudio.

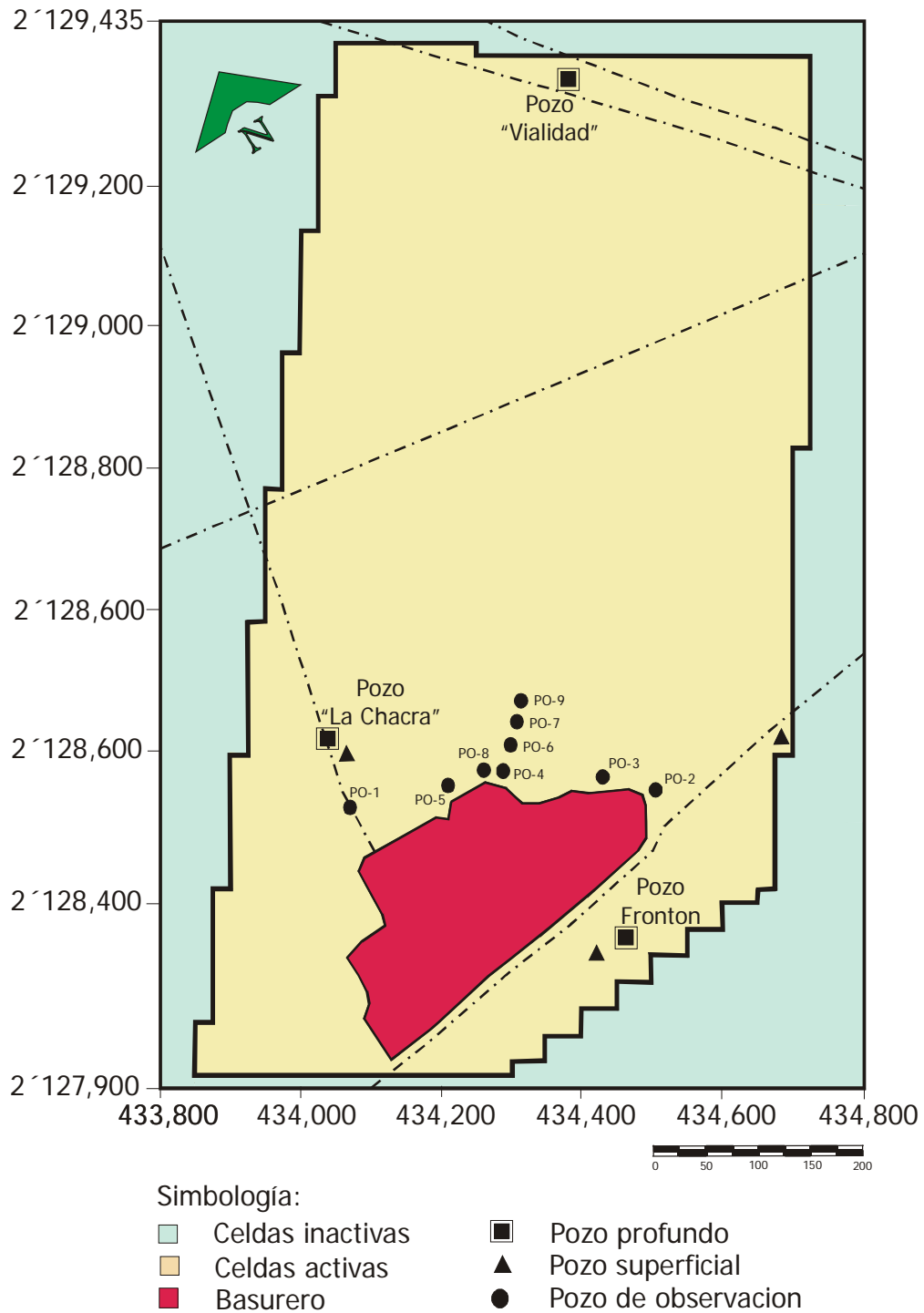


Figura 5.8 Ubicación física y geográfica exacta de los pozos de monitoreo y profundos existentes en la zona de estudio.

Las impulsiones externas de todas las condiciones de frontera fueron supuestas para interactuar primeramente para un periodo con valor unitario. Con este periodo unitario de tiempo, se realizaron diferentes iteraciones que permitieron generar una diversidad de resultados para el modelo de flujo en estado estacionario. Los resultados obtenidos se compararon con los datos observados en campo, considerándose los resultados adecuados hasta obtener buenas ajustes en las diferentes curvas de correlación generadas con la modelación.

Para el estado transitorio o no permanente, se consideraron periodos de análisis de flujo y transporte dentro del rango de los 3,650 días o 10 años. Esto es, periodos de 1, 3, 5 y 10 años fueron especificados para obtener resultados transitorios del análisis de flujo y transporte. Con el objeto de verificar los resultados, éstos fueron comparados con los valores del sistema de flujo y transporte obtenidos en campo.

5.4 Implementación del modelo de transporte

Con el objeto de determinar la vía preferencial del sistema de flujo en primera instancia se trabajo con el rastreo de partículas, para tal fin, se ubicaron 10 partículas en la frontera norte y límite territorial del vertedero, las cuales se hicieron coincidir con el nivel estático existente en el acuífero facilitando con esta acción el traslado de las partículas de seguimiento en conjunto con el flujo representativo del acuífero local de la zona de estudio (figura 5.9).

Toda vez que se definió la trayectoria de partículas y observando su convergencia, se procedió a implementar una condición de frontera de concentración en la zona que comprende toda el área del vertedero, con el objeto de simular el origen de una fuente contaminante del tipo puntual y permanente en el área de estudio. De los resultados obtenidos para los diferentes componentes mayoritarios del lixiviado, se seleccionó la concentración promedio de los cloruros. Los cloruros son considerados una de las especies

conservativas que pueden indicar con alto grado de certidumbre las distancias y profundidades máximas de migración de contaminantes (Munro et al., 1997).

Asimismo y en atención a las recomendaciones de Sudicky et al. (1983) se consideró a los cloruros en el análisis del transporte de solutos, por que ellos pueden exhibir análisis químicos económicos, de precisión analítica alta y por lo general, los antecedentes históricos naturales de sus concentraciones en las aguas subterráneas son bajos, lo que permite determinar con gran exactitud la variación de sus concentraciones antes y después del transporte de contaminantes.

La concentración de cloruros en la fuente se consideró de 3,050 mg/l. Esta concentración se estimó que ya esta presente con este valor hoy en día, derivado de que el vertedero se encuentra operando desde hace 25 años y los lixiviados ya han impactado con un valor de concentración, inclusive mayor, en los diferentes estratos que componen el sistema acuífero.

DISCUSIÓN Y ANÁLISIS DE RESULTADOS DE LOS TRABAJOS DE CAMPO Y MODELACIÓN

6.1 Introducción

La realización de los trabajos de campo permitió conocer de forma detallada la dinámica del funcionamiento actual del vertedero, asimismo, se pudieron establecer las condiciones de operación futuras que muy probablemente prevalecerán en el sitio. Fue de suma importancia desarrollar de forma particular los trabajos campo en la zona de estudio, ya que esto permitió definir detalles importantes al momento de la ejecución de los mismos y puntualizar en aspectos lógicos que frecuentemente se obvian al momento de realizar los muestreos o aplicar alguna técnica de campo. La aplicación de una logística sencilla así como la correcta ejecución de los diferentes protocolos de muestreo, permitió por un lado minimizar errores y por otro lado garantizar la obtención de resultados confiables.

La preparación anticipada de los diferentes equipos de muestreo, de la herramienta menor, así como la identificación previa de todos los materiales para las pruebas, permitió que las brigadas de campo trabajaran eficientemente en el desarrollo de cada una de las tareas

asignadas. Asimismo, fue importante contar con el transporte adecuado en tiempo y forma precisos, ya que la disposición de los vehículos, permitió el traslado oportuno de las diferentes muestras de suelo, lixiviado y aguas subterráneas.

Resulta evidente mencionar que en el análisis de resultados será siempre conveniente considerar las incertidumbres propias que puedan generar los trabajos de campo y los trabajos de gabinete, debido a las variaciones que se presentan en la ejecución de los diferentes protocolos de muestreo, así como en el desarrollo de las diferentes corridas en los modelos de simulación.

6.2 Interpretación de datos geofísicos

i). Resultados de los trabajos de campo realizados por la empresa "Geofísica y Perforaciones del Medio Ambiente S.A. de C.V."

El análisis gráfico de los SEV's, conjugado con la información hidrogeológica del área, permitió diferenciar una sola unidad geoelectrica con resistividades entre 310 y 5.1 ohm-m; la cual se relaciona con material granular de textura arenosa hasta arcillosa, intercalados o entremezclados con basura. Dicha unidad presentó variaciones en su comportamiento resistivo, por lo que se le subdividió en cuatro subunidades (figura 6.1):

- a) Subunidad Geoelectrica con resistividades entre 7 y 310 ohm-m; se relaciona con material granular de textura areno-arcillosa. Los valores más altos representan materiales bien compactos, los valores más bajos, deben corresponder a arcillas y limos con bajo contenido de lixiviados.
- b) Subunidad Geoelectrica con resistividades entre 5.1 y 78 ohm-m; se relaciona con material granular arenoso compactado (valores mas altos), subyacido por arcillas con moderado contenido de lixiviados y basura.
- c) Subunidad Geoelectrica con resistividades entre 9.5 y 65 ohm-m; se relaciona con arcillas y limos impregnados quizás con basura y lixiviados, subyacidos por arenas.

- d) Subunidad Geoeléctrica con resistividades entre 52 y 6.7 ohm-m; se relaciona con material arenoso mezclado hacia el oriente, con arcillas; podrían estar las arcillas muy probablemente impregnadas con lixiviados.

Respecto al análisis de la línea dipolar realizada, se visualiza una zona de resistividades mayores a 25 ohm-m (colores amarillos a verdes en la figura 6.2), que representan los materiales granulares areno-limosos identificables en algunos cortes cercanos al sitio en donde se realizó la línea. La existencia de este tipo de materiales inclusive se pudo observar y tocar en el mismo sitio donde se efectuó el trabajo del tendido de la línea dipolar.

Le subyace una zona de bajas resistividades muy identificables debido al incremento de la tonalidad rojiza de la sección de isorresistividad aparente visible en la figura 6.2. Esto representaría ya sea la existencia de arcillas orgánicas o en su defecto, la presencia de fluidos salinos, entremezclados con las arenas del lugar. Dichos fluidos salinos se pueden relacionar estrechamente con los lixiviados generados por el vertedero.

A escasos metros en dirección norte muy cercano a la reja que limita al vertedero, afloran los lixiviados (figura 6.3) que muy posiblemente se están infiltrando a profundidades aún mayores a lo que se prospectó, ya que se puede apreciar físicamente que los lixiviados presentan una consistencia bastante densa y al parecer han permanecido en estas zonas por espacios de tiempo prolongados.

ii). Resultados del estudio geofísico realizado por la empresa "VIGUE S.A. de C.V."

a) Sección geofísica 1

La unidad geoeléctrica principal esta conformada por cuatro subunidades geofísicas. Se determinaron diferentes valores de resistividad los cuales se asociaron en primera instancia a la Unidad U1 con valores de resistividad de 7 a 21 ohm-m y un espesor de hasta 20 m, la cual se relaciona con presencia de material fino del tipo arcillo-limoso, influenciado por horizontes de basura empaquetada. Los valores más bajos de resistividad pueden asociarse con la presencia de materiales altamente salinos, lo que indica la existencia de importantes volúmenes de lixiviado.

La unidad U2 presenta valores de resistividad entre 6 y 13 ohm-m correspondientes a la presencia de material arcilloso alterado debido a la presencia de lixiviado en la porción oriente del vertedero (valores de resistividad bajos). La unidad U3 manifiesta valores de 24 a 26 ohm-m, los cuales corresponden a tobas sin alteración, las cuales se extienden a profundidades de hasta 140 m. La unidad U4 se manifiesta con valores de resistividad de 62 a 77 ohm-m, lo que hace suponer la presencia de limos y arenas a profundidades de 20 hasta 140 m. Finalmente la unidad U5 con valores resistivos de 148 ohm-m evidencia la presencia de material compuesto por arenas muy probablemente del tipo andesítico, producto de las erupciones volcánicas sucedidas en periodos anteriores (figura 6.4).

b) Sección geofísica 2

En esta sección geofísica se determinaron cinco unidades, en la unidad U1 se obtuvieron valores de resistividad de 16 ohm-m, hasta una profundidad de 15 a 18 m, lo que indica la existencia de material arcilloso impactado por la presencia de lixiviados. En la unidad U2 se determinaron valores de resistividad de 8 ohm-m propio de arcillas, denotando la fuerte presencia de sales concebidas por la generación de lixiviados producto de la descomposición de basura, la profundidad de esta unidad se detectó hasta los 50 m, lo que hace indicar la migración del lixiviado hasta esta zona. La unidad U3 se caracterizó por valores resistivos entre 20 y 24 ohm-m, hasta profundidades de 140 m, estos valores son típicos de la existencia de material arcillo-limoso. Referente a la unidad U4 se detectaron cuñas resistivas de esta capa en las porciones sur y norte, con valores resistivos de 60 a 76 ohm-m propio de limos. Finalmente la unidad U5 se determinó a profundidades entre 80 y 140 m con valores de resistividad de 138 ohm-m denotando la existencia de limos y arenas (figura 6.5).

c) Sección geofísica 3

Esta sección presentó una conformación, imagen y valores resistivos similares a los descritos para la sección geofísica 2. Se detectaron cinco unidades con resistividades entre 16 y 142 ohm-m. En la unidad U1 se obtuvieron valores de resistividad de 16 ohm-m, hasta una profundidad de 15 m, lo que indica la existencia de material arcilloso impactado por la presencia de lixiviados.

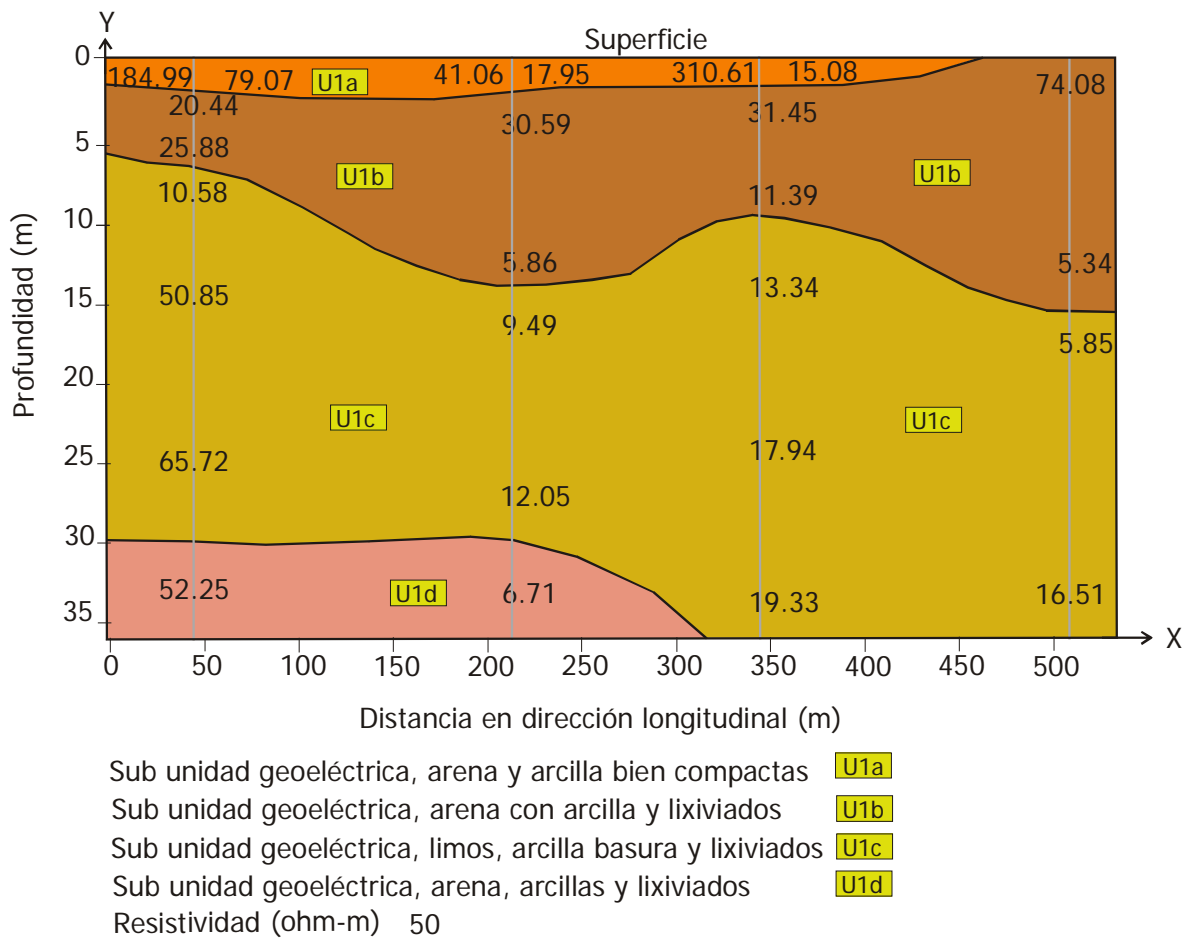


Figura 6.1 Representación de la unidad geofísica al interior del vertedero. Los resultados muestran la existencia de materiales areno-arcillosos intercalados con lentes de gravillas e impactados con solutos altamente salinos.

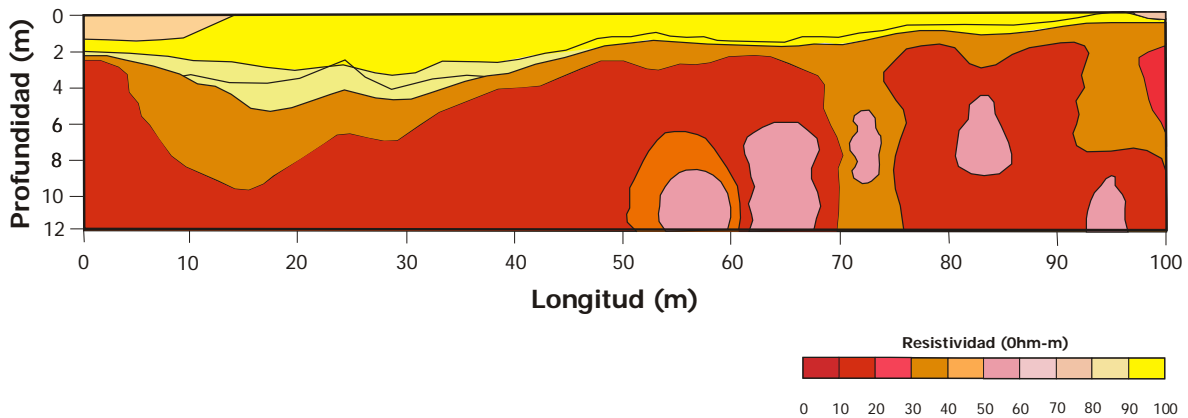


Figura 6.2 Representación gráfica de los resultados obtenidos para la línea dipolar efectuada en la frontera noreste del vertedero.

La unidad U2 se determinó por valores de resistividad de 7 y 8 ohm-m característicos de arcillas denotando la fuerte presencia de lixiviados por descomposición de basura, la profundidad de esta unidad se detectó hasta los 60 m, lo que hace indicar la migración del lixiviado hasta este nivel. La unidad U3 se caracterizó por valores resistivos entre 17.5 y 24 ohm-m, hasta profundidades de 140 m, estos valores son típicos de la existencia de material arcillo-limoso. Referente a la unidad U4, se detectó una cuña resistiva de esta capa en la porción sur, con un valor de resistividad de 45 ohm-m propio de limos. Finalmente la unidad U5 se determinó localizada a profundidades entre 50 y 140 m aproximadamente, determinándose valores de resistividad de 142 ohm-m, valores que representan muy probablemente la presencia de materiales correspondientes a limos y arenas (figura 6.6).



Figura 6.3 a). Fuga de lixiviado dada en los bordes laterales del vertedero presentando acumulación excesiva de lixiviado; b). Fuga ocurrente en la base del vertedero, generando acarreo de basura y probable infiltración a zonas laterales y subyacentes.

Con el objeto de sintetizar los valores de resistividad, espesores y probable correlación con los tipos de materiales existentes en el vertedero, en la tabla 6.1 se puede observar el resumen de los resultados de prospección geofísica relativos a este apartado. De los resultados obtenidos por medio de la aplicación de los estudios geofísicos, se puede concluir que:

1. La unidad geofísica U1 determinó un espesor aproximado de 25 metros, en el que se localizan empaquetados y comprimidos horizontes de basura, en estos se intercalan escasas capas de material arcillo-limoso, impactado por la fuerte presencia de sales, lo que indica la coexistencia del material sólido del acuífero con los lixiviados.
2. La unidad geofísica U2 corresponde a tobas arcillosas muy probablemente alteradas por la presencia de lixiviados. Esta unidad se presenta en forma cóncava hasta profundidades máximas de 50 m, lo que muy probablemente indica que el sitio se puede encontrar en un contenedor natural, el cual ha sido influenciado por el transporte de lixiviado a esta profundidad.
3. La unidad geofísica U3 se relacionó con materiales del tipo arcillo-limoso de origen volcánico, cuya profundidad se detectó hasta los 140 m.
4. La unidad geofísica U4 se relacionó con tobas volcánicas constituidas por una alternancia de materiales limosos.
5. La unidad geofísica U5 correspondió a materiales compuestos por roca Andesítica y/o tobas volcánicas constituidas principalmente por materiales de tipo limo-arenoso, los cuales muy probablemente se originaron por erupciones volcánicas.

iii). Resultados del estudio geofísico realizado en colaboración con el personal técnico de la Universidad del País Vasco

De los datos recopilados para el SEV-1PV se determinó una Unidad geoelectrica hasta 100 m de profundidad, dicha unidad se dividió en tres subunidades geoelectricas. La primera presentó una profundidad de 3.3 m con resistividades de 210 a 227 ohm-m, la cual puede estar conformada por materiales areno-limosos con intercalaciones de arcilla.

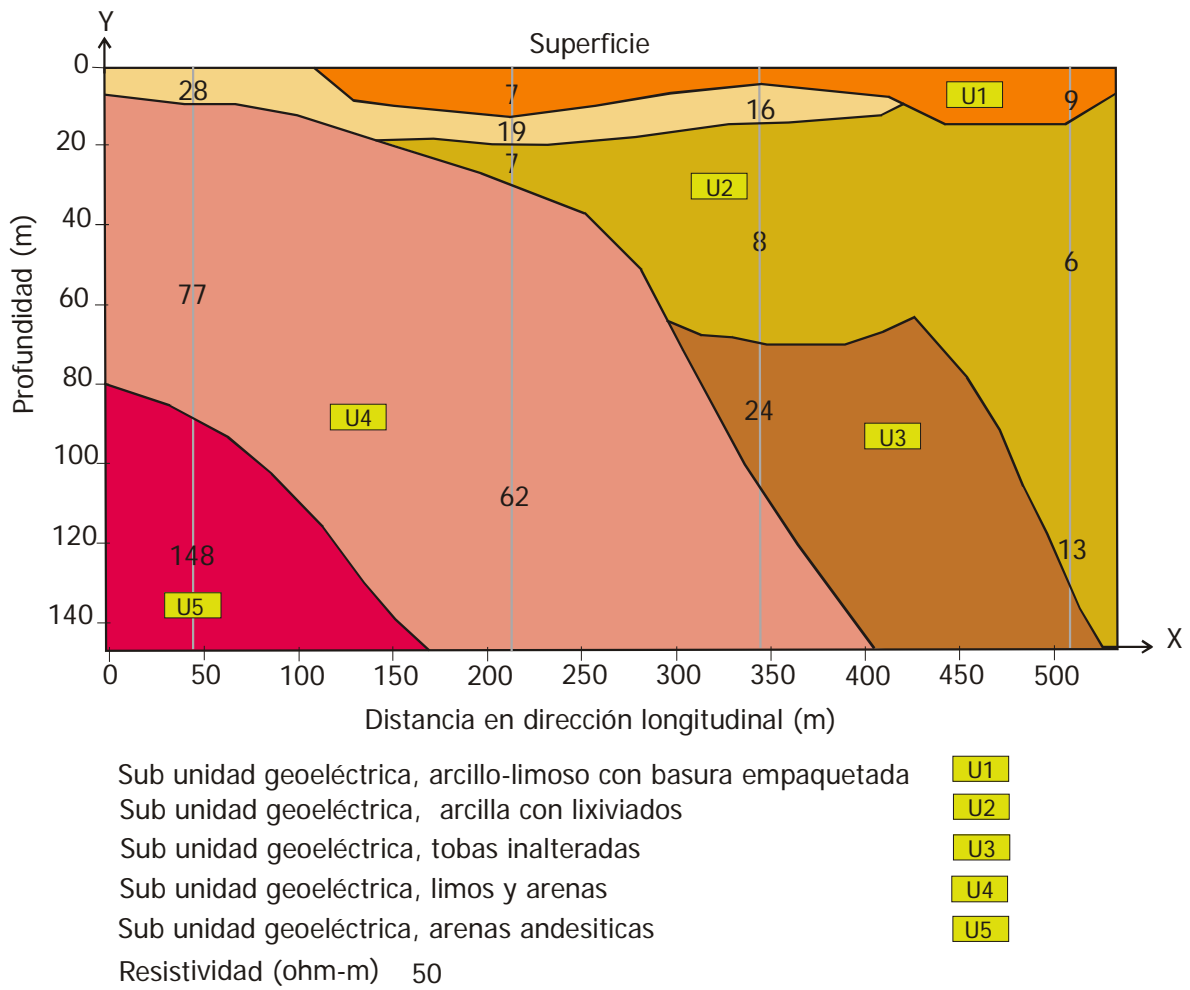


Figura 6.4 Representación de la sección geofísica 1 determinada al interior del vertedero.

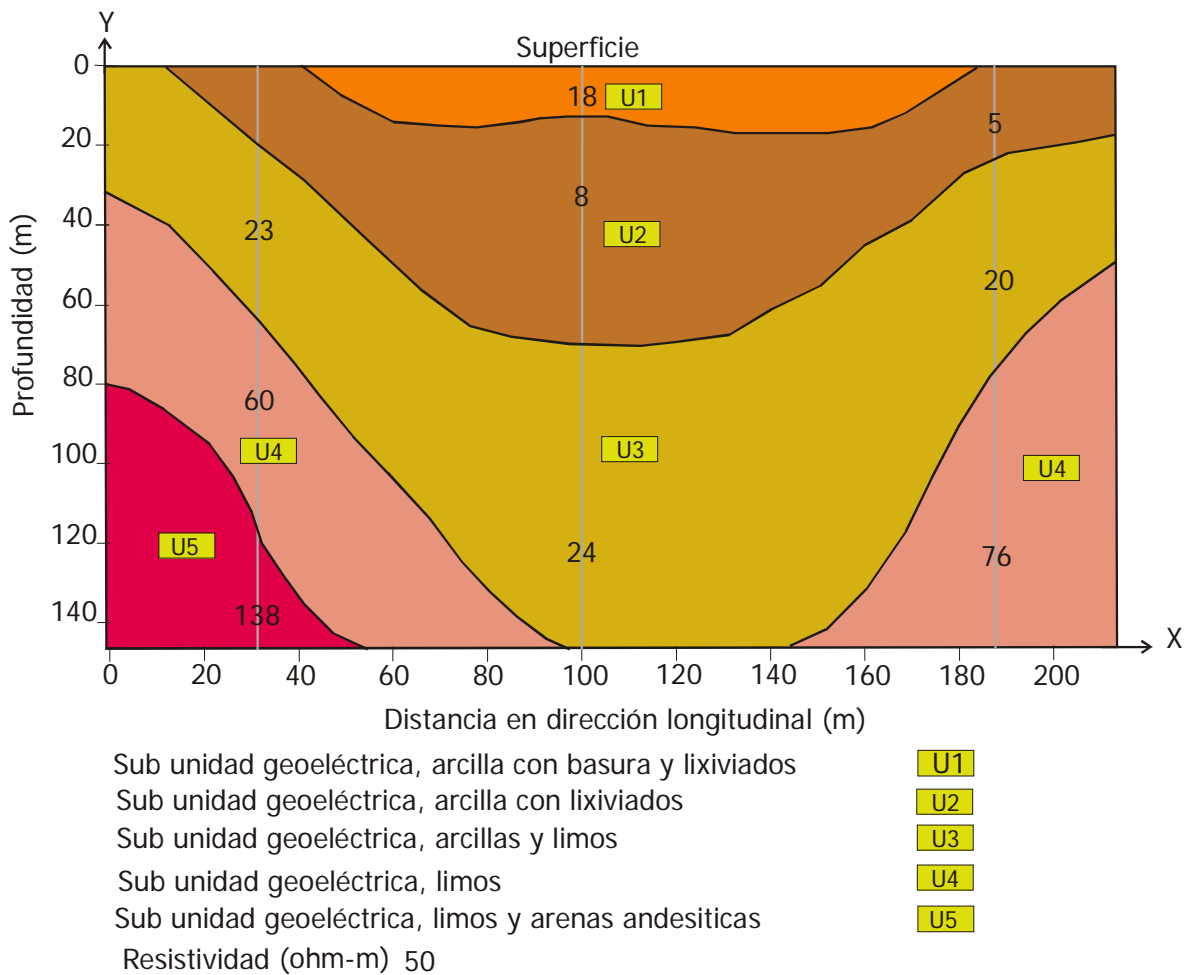


Figura 6.5 Representación de la sección geofísica 2 determinada al interior del vertedero

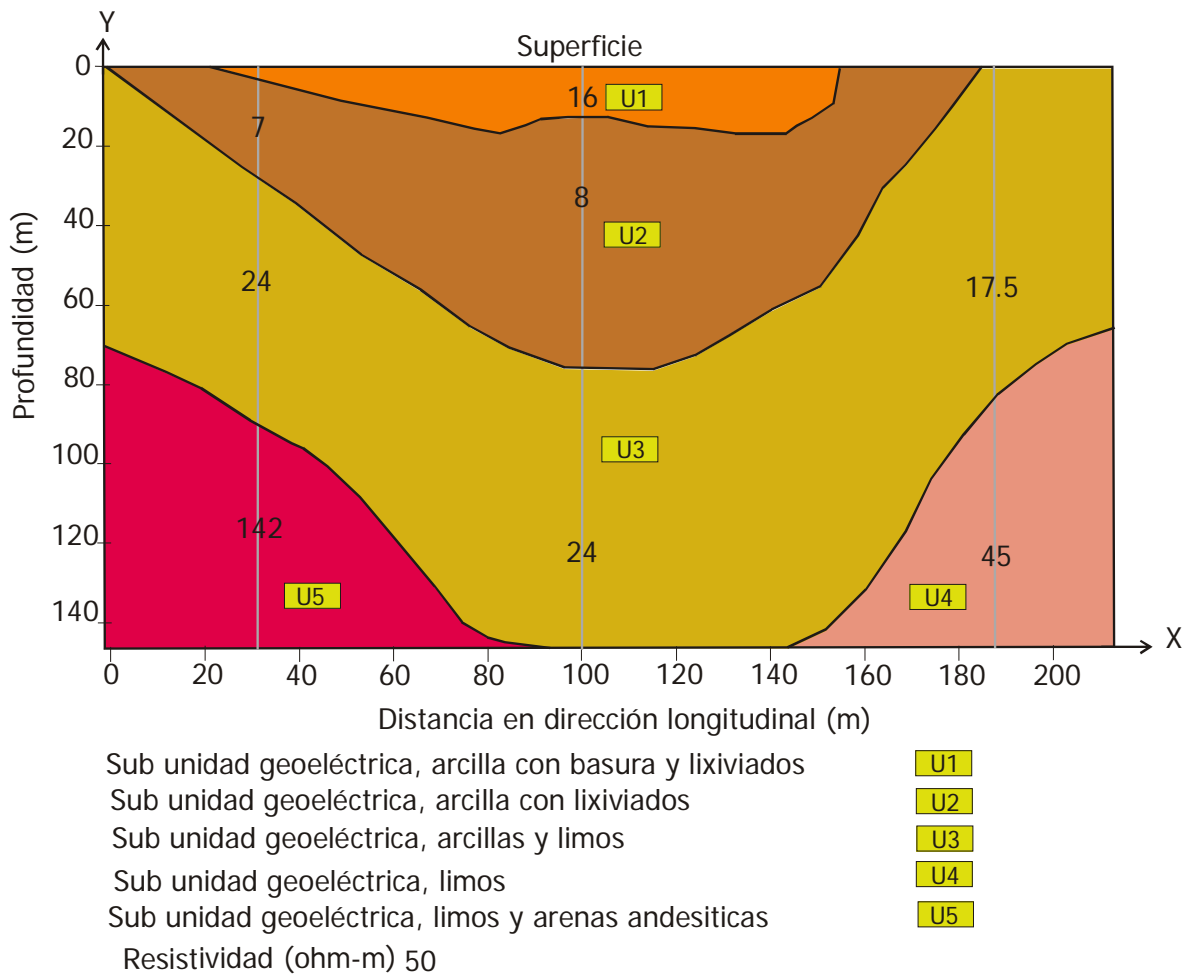


Figura 6.6 Representación de la sección geofísica 3 determinada al interior del vertedero

Tabla 6.1 Características físicas de las unidades geofísicas determinadas a partir de la interpretación de las 3 secciones geoelectricas.

Unidad geofísica	Resistividad (Ωm)	Espesor (m)	Profundidad a partir de superficie (m)	Correlación geofísica
U1	9 a 21	4 - 25	0	Material fino de acarreo tipo arcillo-limoso, el cual parcialmente cementa los depósitos del sitio de disposición final.
U2	6 a 13	0 – 150	0 – 21	Material de tipo arcillo-limoso afectado por lixiviados de residuos sólidos.
U3	17.5 a 26	0–Indeterminado	0 – 74	Tobas volcánicas constituidas por materiales de tipo arcillo-limoso, parcialmente saturado.
U4	62 a 77	50–Indeterminado	10 – 50	Tobas volcánicas constituidas por una alternancia de materiales limosos.
U5	138-148	Indeterminado	57 - 90	Roca Andesítica y/o tobas volcánicas constituidas principalmente por materiales de tipo limo-arenoso.

La segunda subunidad geoelectrica se constituye a profundidades de hasta 63 m, presentando resistividades entre 25 y 32 ohm-m, por lo que se supone esta conformada con materiales arcillo-limosos. La tercera subunidad se localizó entre los 63 y los 100 m de profundidad, presentó resistividades entre 160 y 205 ohm-m, por lo que muy probablemente este conformada por materiales en su mayoría arenas con porciones e intercalaciones de grava. El corte transversal de la Unidad geofísica propia del SEV-1PV se observa en la figura 6.7 localizado a 100 m de la frontera noreste del vertedero.

Asimismo el SEV-2PV se realizó en las cercanías de la colindancia norte del vertedero para este sitio se efectuó un tendido de línea en dirección este-oeste. En este sector se determinó la existencia de una unidad geoelectrica a una profundidad de 80 m. Esta unidad se conformó por tres capas, la primera capa se localizó a una profundidad de 1.1 m con resistividades de 45 ohm-m, representando muy probablemente la existencia del material de

cultivo con la capa vegetal compuesta por limos orgánicos. La segunda capa se localizó de forma casi inmediata a una profundidad de 2.4 m con resistividad de 245 ohm-m, lo cual puede representar la existencia de una gran capa arenosa intercalada en menor proporción con gravas.

A una profundidad de 80 m se determinó la tercer capa de esta unidad geoelectrica, presentando conductividades de 9 ohm-m, lo cual podría representar la existencia de un núcleo arcilloso el cual muy probablemente pueda estar impactado por la presencia de lixiviados, dado que los bajos valores de resistividad son generalmente vinculados con la existencia de sales.

6.3 Análisis de las muestras de material sólido

Para el presente caso de estudio y una vez desarrollada la metodología para el muestreo y prueba de materiales, se determinó de forma general, que la granulometría del acuífero hasta una profundidad promedio de 28 m está formada por tres capas. La primera de ellas tiene una profundidad promedio 3 m (0 a 3 m), compuesta por arcillas orgánicas y arenas. La segunda capa presenta una profundidad aproximada de 8.50 m (3 a 11.50 m), compuesta por materiales arcillo-limosos. El tercer estrato alcanza una profundidad estimada de 28 m, por lo que su espesor se supone de 16.50 m (11.50 a 28 m), predominando los materiales areno-arcillosos, los cuales se encuentran intercalados por grumos de gravillas con gravas cuyos diámetros oscilan entre 10 mm y 30 mm, respectivamente. Las arenas que se encontraron tuvieron texturas finas a medias, presentando colores blancos, grisáceos y cafés.

Durante el proceso de perforación de los pozos de observación de las series PO's, en la parte superior del terreno natural y a una profundidad de 60 cm se determinó la presencia de material sólido que conforma la capa vegetal el cual esta entremezclado con abundante materia orgánica, la cual presentó un alto contenido de raíces y plantas en estado semi-seco, así mismo se determinó la presencia de abundantes microorganismos, este tipo de suelo se relaciona con el uso agrícola a que es sometido actualmente la porción del terreno colindante al vertedero.

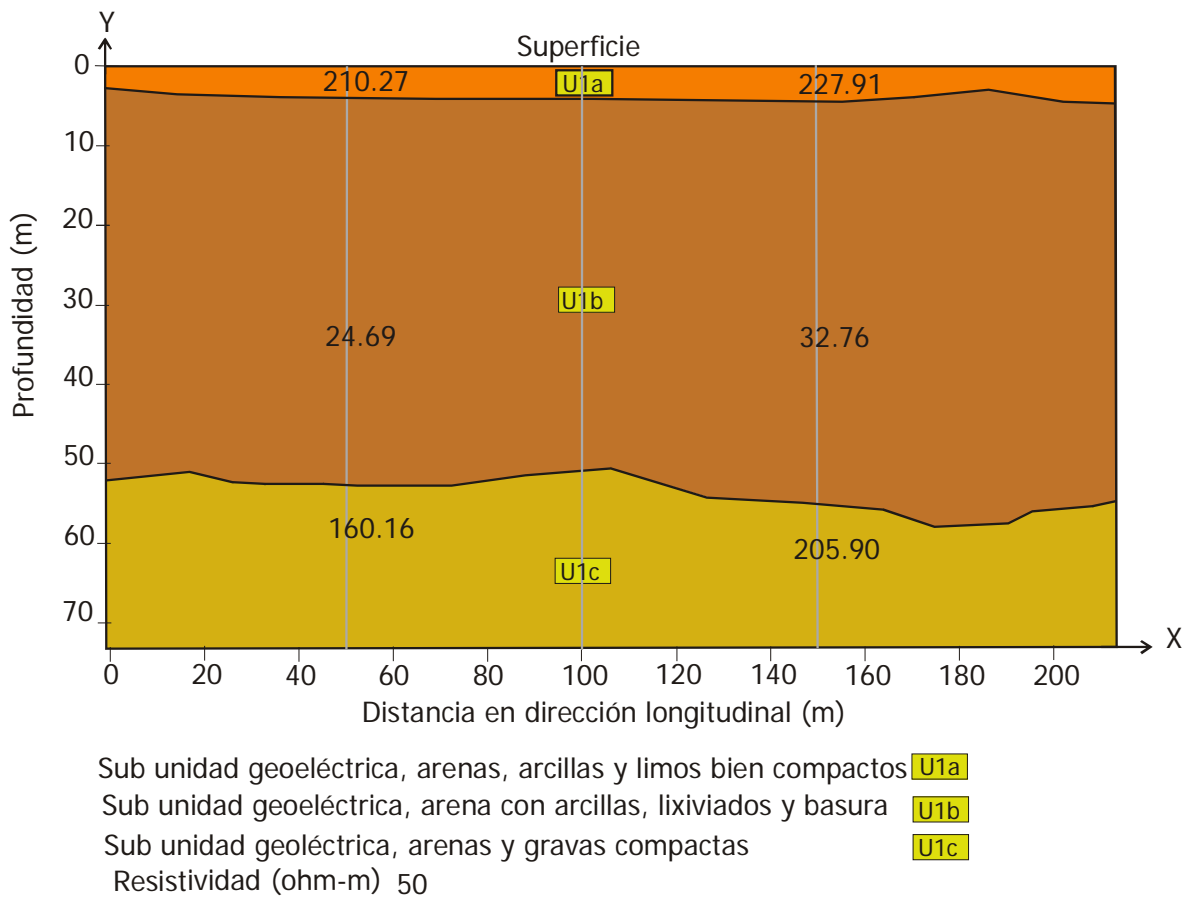


Figura 6.7 Se muestra la unidad geofísica determinada a 100 m de la frontera noreste del vertedero. Sección transversal con resultados de resistividad obtenidos para el SEV-1PV.

Posterior de los 60 cm y hasta los 3 m de profundidad, el material sólido se compone por una mezcla de arcillas orgánicas de color café, la cual presenta pequeñas intercalaciones de gravillas. Entre los 3 y 11.50 m se detectó la presencia de materiales arcillosos entremezclados con limos, arenas finas y gravillas de pequeños diámetros, predominando las arcillas secas a semi-húmedas de color café oscuro en estado compacto.

Un tercer estrato bien definido se ubicó a partir de los 11.50 m aproximadamente y se determinó hasta los 28 m de perforación. En todos los pozos de observación de la serie PO's, se comprobó a esta profundidad la existencia de un estrato compuesto principalmente por arenas con pequeñas intercalaciones de arcillas color café y gravas de diámetro pequeño (entre 10 y 30 mm). Las arenas fueron de textura fina a media y los corazones de las muestras que se obtuvieron presentaron grandes dificultades durante el muestreo debido a la baja compactación de las arenas y a la alta humedad que se detectó en este estrato.

Durante las perforaciones de los pozos PO-4, PO-6 y PO-7, a profundidades promedio de 4.20 m se detectó la presencia de gases producto del transporte del biogás generado por el vertedero, asimismo, las muestras de material sólido presentaron a partir de esta profundidad, estados de saturación intermitente, debido al lixiviado que ha impactado a diferentes profundidades los estratos de material sólido aledaños a la frontera noreste del vertedero.

Para el caso particular del pozo PO-4, la presencia de gases y lixiviado fue bastante notoria, lo que hizo suponer que los gradientes hidráulicos conjugados con la configuración en superficie del terreno, acentuaron la probabilidad del transporte de contaminantes en esta dirección, dentro de este contexto, se estableció una logística para la construcción de la red de monitoreo de este sistema. Se supuso adecuado continuar con la perforación de los pozos PO-6 y PO-7 en dirección aguas abajo, longitudinalmente a la perforación del pozo PO-4 (ver figura 4.7). Con los resultados del tipo de material sólido existente en la periferia del vertedero, dadas las perforaciones realizadas, se efectuó un perfil estratigráfico de esta zona circundante el cual permitió establecer de forma esquemática la conformación de las diferentes capas que conforman el material sólido a profundidades de hasta 28 m en la frontera noreste del vertedero y en sentido oriente-poniente (figura 6.8).

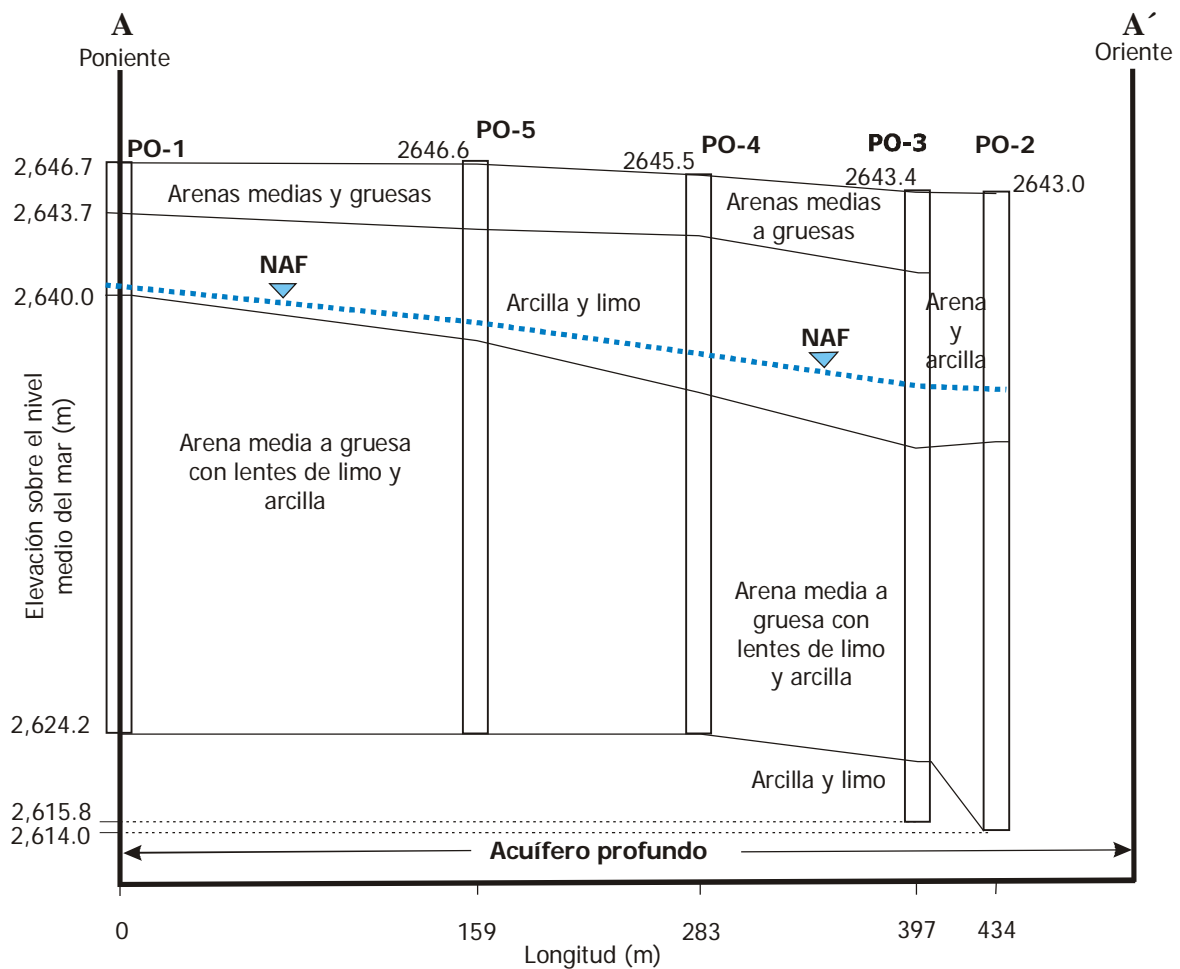


Figura 6.8 Sección hidrogeológica generalizada donde se muestra la distribución del acuífero así como las capas confinantes. Corte longitudinal en la frontera noreste del vertedero. Ver la figura 4.7 para el trazo de la sección.

Este razonamiento generó resultados adecuados con las perforaciones de los pozos PO-6 y PO-7, ya que durante el barrenado de estas estructuras, se confirmó la fuerte presencia del lixiviado y gases en esta dirección. Estos pozos de monitoreo fueron implementados para conocer la dinámica del lixiviado en la vecindad inmediata al sitio de depósito de los residuos sólidos. Esta red primaria de monitoreo sirvió para determinar las variaciones en los gradientes hidráulicos y del transporte de los solutos, atendiendo a las recomendaciones que sugieren Lerner y Davison (2002).

Con el análisis del tamaño de las partículas de todas las muestras para todos los pozos de observación de la serie PO's, se determinaron las gráficas de la distribución granulométrica de las muestras del suelo las cuales se muestran en el anexo B. Con los valores del tamaño de las partículas y su representación gráfica se obtuvieron los valores para D_{10} , D_{17} y D_{60} , los cuales indican que:

D_{10} =Tamaño de las partículas para el cual el 10% del material es menor que este tamaño, determinado gráficamente de la curva granulométrica (mm).

D_{17} =Tamaño de las partículas para el cual el 17% del material es menor que este tamaño, determinado gráficamente de la curva granulométrica (mm).

D_{60} =Tamaño de las partículas para el cual el 60% del material es menor que este tamaño, determinado gráficamente de la curva granulométrica (mm).

Con estos valores se utilizaron ecuaciones empíricas con los métodos propuestos por Hazen, Slichter y Sauerbrei (Vukovic y Soro, 1992) para determinar los valores de la conductividad hidráulica en todos los pozos de observación de la serie PO's. Detalles de las fórmulas empíricas utilizadas se pueden consultar en Vukovic y Soro (1992).

Las gráficas de la distribución del tamaño de las partículas se pueden observar en el anexo B. El valor de la porosidad fue estimado en 0.40 y 0.45 para todas las muestras, tomando en consideración los promedios para suelos arenosos establecidos en la literatura (Freeze y

Cherry, 1979). Los resultados de estos cálculos son presentados en el anexo C. Efectuando un comparativo de los resultados obtenidos con la aplicación de las tres ecuaciones empíricas, se observa que los valores resultantes por medio de la ecuación de Slichter son hasta 1 orden de magnitud mayores a los obtenidos por medio de las ecuaciones de Hazen y Sauerbrei.

Los valores calculados de las ecuaciones de Slichter y Sauerbrei fueron promediados tomando en consideración una porosidad de 0.4 y 0.45, en conjunto con el valor de 116 correspondiente al coeficiente adimensional de la ecuación de Hazen. Los tres métodos en sus ecuaciones empíricas utilizan la distribución del tamaño de las partículas de todas las muestras de material sólido.

Con los resultados de la distribución del tamaño de las partículas de suelo (d_{10} , d_{17} y d_{60}), resultaron valores promedio de conductividad entre 1.99×10^{-4} , 1.90×10^{-4} y 1.03×10^{-4} m/s para las profundidades de 3, 15 y 28 m respectivamente (anexo C). Aunque durante la perforación y análisis visual en campo se determinó la presencia de tres estratos bien definidos, el análisis granulométrico refiere una baja heterogeneidad del medio, en el cual prevalecen las arenas finas a medias con una baja presencia de material fino compuesto principalmente por arcillas y en menor escala los limos.

Los materiales gruesos compuestos por gravas y retenidos en la malla No. 4 prevalecen en porcentajes del 2% al 5% (anexo B). El rango total de materiales gruesos retenidos entre las mallas No. 3 y la No. 200 se encuentra entre el 73% y 93%. La alta presencia de arenas evidencia el origen volcánico de los materiales, los cuales al parecer son producto del acarreo de los sedimentos de la parte baja y media del volcán Nevado de Toluca, así como de los sistemas montañosos que rodean la zona de estudio.

Asimismo, los cambios en la litología de las capas muestran una intermitente disposición de los estratos, la cual muy probablemente se creó derivado del producto del acarreo y deslave de materiales arcillo-limosos de las elevaciones montañosas circundantes. La información completa de la conformación de los diferentes estratos se puede observar en los resultados mostrados en las gráficas y tablas de los anexos B y C, respectivamente.

6.4 Determinación de la carga hidráulica

Con el objeto de establecer la carga hidráulica existente en el sistema acuífero local de la zona de estudio, se realizaron medidas de los niveles estáticos del agua subterránea en los cuerpos de agua superficiales identificados con el nombre de la serie PS's, así como en los pozos profundos de la serie PP's. Cuatro sitios indicados en la figura 4.7 que circundan la zona de estudio sirvieron para determinar lentes de agua superficiales y establecer que el inicio de la zona saturada se encuentra en el rango de los 4.05 m a los 5.61 m.

Asimismo, con la medida de los niveles en los sitios etiquetados con los nombres de Pozos Profundos de la serie PP's y en el sitio PS-2 se encontró que el nivel freático está a profundidades de 16.87 m y de 21.24 m por debajo del nivel de terreno, respectivamente. Lo anterior indica que se puede constituir que el nivel de aguas freáticas en la frontera noreste del vertedero inicia aproximadamente a los 20 o 21 m.

Por otro lado se sabe que la dirección del flujo regional del agua subterránea se dirige a la zona norte y este del vertedero, donde la configuración topográfica es descendente. El gradiente hidráulico del sistema muy probablemente está influenciado hacia estas direcciones por la presencia de los pozos profundos (PP's), localizados también al norte del vertedero (figura 4.7), los cuales extraen agua para consumo humano a razón de 60 l.p.s. durante las 24 hr del día. La carga hidráulica del sistema está en el rango de 2,630 m a 2,620 m. Por lo que se establece que el nivel freático está interconectado en la zona donde los estratos de arenas con intercalaciones de gravas y gravillas prevalecen.

Durante las perforaciones de los pozos PO-1 y PO-2 no se pudo establecer adecuadamente el inicio del nivel freático, esto debido a la gran acumulación del lodo en estado semi-húmedo generado durante el mismo proceso de perforación de los pozos. En la perforación del pozo PO-3 se detectó el probable inicio del nivel freático a una profundidad de 17.40 m ya que las muestras de suelo y el mismo barreno de perforación presentaron estados de humedad excesiva.

Sin embargo una fuerte presencia de olor a lixiviado en las muestras así como un estado de saturación alto en las mismas se detectó a la profundidad de 21 m, donde muy probablemente el lixiviado y el nivel freático se han mezclado estrechamente. En la perforación de los pozos PO-4 y PO-5 se obtuvieron a profundidades de 10.20 y 13.80 m respectivamente, muestras de suelo altamente saturadas. Lo que hace suponer el transporte de lixiviado y mezcla del nivel freático a estos niveles.

Asimismo, durante la perforación del pozo PO-6 se observó a los 13.80 m la fuerte presencia de gas metano producto del biogás generado por el vertedero, asimismo, a los 18 m se detectó la aparición de lixiviado en combinación con el nivel freático del acuífero, confirmado por el alto contenido de humedad prevaleciente en las muestras, hilos gruesos de agua en combinación con el suelo fueron percibidos en el muestreador. A esta profundidad la presencia de biogás continuo de forma persistente.

Con la excavación del pozo PO-7 y a una profundidad de 6.60 m se encontraron lentes de agua, muy probablemente influenciados por la zona de riego del terreno de cultivo superior, por lo que las muestras de suelo obtenidas presentaron módicos contenidos de humedad hasta la profundidad de 20.40 m por lo que a partir de este nivel se encontró el nivel de aguas freáticas en combinación con alto contenido de lixiviados motivado por la presencia de este soluto y de biogás.

Asimismo con las perforaciones de los pozos PO-8 y PO-9 se confirmó la presencia en la dirección noreste al vertedero del transporte de lixiviados, ya que se detectaron cantidades importantes de líquidos color café oscuro durante las etapas de perforación y limpieza de los pozos de observación antes indicados. Entremezclados con el material sólido de los pozos, se percibió la coexistencia de los lixiviados con las aguas subterráneas del acuífero local de la zona de estudio. En esta etapa surgió una importante preocupación por el problema presente del inminente transporte de lixiviados hacia las partes exteriores del vertedero, tanto en profundidad como en longitud, ya que si bien la localización respecto a la frontera norte del vertedero de estos pozos de observación no es considerable, resultó significativo y revelador la presencia del lixiviado en estos pozos.

Los datos anteriores permiten establecer un alto grado de transporte de lixiviado en la dirección longitudinal de las perforaciones PO-4, PO-6, PO-7 y PO-9. El gradiente hidráulico entre estos puntos y en esta dirección es de 2.40 m en 100 m aproximadamente. Este nivel tan alto de descenso en tres puntos tan cercanos, muy probablemente se debe al fuerte declive que presenta también la configuración topográfica del sitio y a la conformación de los estratos con alto contenido de arenas, gravas y gravillas, así como a la presencia del pozo profundo denominado “La Chacra” (serie PP’s) ubicado 100 m aguas abajo del vertedero y a no menos de 200 m de los pozos de observación, dicho pozo profundo tiene una alta tasa de extracción de agua subterránea destinada para consumo público.

La conductividad hidráulica se determinó en campo por medio de la aplicación de pruebas de bombeo y recuperación tipo Slug (Neville, 2003). Con este tipo de actividades se estableció que los valores promedio de la conductividad hidráulica para profundidades entre los 6 a 10 m se encuentran entre 4.9×10^{-5} m/s. Estos valores son similares a los reportados en la literatura para los materiales similares que prevalecen asimismo en esta zona de estudio.

6.5 Análisis químico de muestras de agua subterránea y lixiviados

La caracterización de los lixiviados así como de las aguas subterráneas prevalecientes en el sitio de estudio formó parte importante del análisis de resultados obtenidos de acerca de la composición química de estos solutos y del agua del acuífero. Los resultados químicos de las muestras colectadas en los pozos de monitoreo de la serie PO’s, de las chimeneas de biogás existentes al interior del vertedero de la serie PB’s, de los pozos de agua superficiales y profundos de la serie PP’s y de los afloramientos superficiales de la serie AS’s, se indican en la tabla 6.2. Asimismo, un resumen de las muestras analizadas para cada parámetro en cada una de las estructuras de monitoreo señaladas, así como un indicador del rango promedio y de la media aritmética determinada para cada uno de los parámetros se muestran en las tablas 6.3, 6.4 y 6.5.

6.5.1 Análisis de resultados en pozos de biogás (serie PB´s)

i). pH

Los valores de pH encontrados en las muestras de lixiviado colectadas al interior del vertedero en los pozos de biogás de la serie PB´s, varían de 7.50 a 9.65 (tabla 6.2). Estos valores alcalinos indican que el vertedero ha funcionado por más de 20 años, encontrándose muy probablemente en su etapa metanogénica generando altas tasas de producción de metano. El incremento en los valores de pH es un indicador de la producción de Metano.

Los valores altos de pH en un lixiviado hacen indicar que la actividad bioquímica en el propio cuerpo del vertedero esta en su etapa final, motivando que la carga orgánica pueda estabilizarse biológicamente. Durante la etapa inicial de funcionamiento del vertedero, los valores de pH fueron quizás bajos, debido principalmente a la formación ácida, pero durante la etapa metanogénica el pH se mantendrá en la región alcalina.

Rowe (1995) indica que el incremento en los valores de pH contenidos en los lixiviados corresponde muy probablemente a un aumento en la actividad biológica anaeróbica generada al interior del propio cuerpo del vertedero. Fatta et al. (1999) encontró valores de pH dentro del rango de 8.07 a 8.63, mostrando la presencia de un relleno sanitario con más de 20 años de funcionamiento. Para el presente caso de estudio aunque el vertedero tiene más de 20 años de operación, algunos de los valores encontrados en el pH del lixiviado están por debajo del valor de 8.0. Estas variaciones en los valores de pH, muestran el cambio de descomposición de la fase de producción acética a la fase de producción de metano (Ehrig, 1983). Kjeldsen (1993), indica que lixiviados con valores de pH cercanos al neutro representan la existencia de rellenos sanitarios iniciando su etapa metanogénica.

Valores bajos de pH en el lixiviado determinan la existencia de vertederos jóvenes o de vertederos que tienen poco tiempo de haber iniciado funciones de operación. Valores altos de pH indican que la actividad bioquímica en el cuerpo del relleno sanitario o vertedero se encuentra en su etapa final y que la carga orgánica fue estabilizada biológicamente (Fatta et al., 1999).

Tabla 6.2 Concentraciones determinadas en los pozos de biogás de la serie PB's, pozos de observación de la serie PO's, pozos profundos de la serie PP's y pozos de agua, en las zonas interiores y exteriores al vertedero

Tabla 6.3 Rango de las concentraciones, promedio y número de muestras determinadas en los Pozos de Biogás (serie PB's) al interior del vertedero.

Parámetro	Promedio	Rango determinado	Número de muestras
pH	8.58	7.50-9.65	14
Conductividad	29,107	3,850-42,200	9
Eh	-131.44	-(107)-(-166)	9
T	29.86	17-46.4	14
DBO ₅	14,028.8	613-86,721	18
DQO	22,482.7	2,000-60,532	17
COD	4,382.15	2.3-13,403.2	16
CID	1,958.2	16.5-4,220.4	16
Coliformes *	4,343.3	46-27,000	8
Sodio	2,203.8	17.3-3,300.8	9
Calcio	103.7	3.6-759.7	19
Magnesio	102.3	13.5-269.6	9
Potasio	1,607.52	4.4-3,200	9
Manganeso	1.5	0.1-6.3	6
Hierro	18.2	0.2-90.1	19
N-Amoniacal	3,317.45	368-6,592	20
Fluoruros	0.4	2.1	6
Cloruros	6,223	9.7-6,223	25
Bromuros	4.7	16.5	6
Nitratos	14.8	141	25
Nitritos	0.6	2.2	19
Fosfatos	0.9	3.1	6
Sulfatos	877.4	14,976.7	25
Bicarbonatos	3,401.9	2,301.7-4,864	3
Cinc	2.33	0.16-4.19	3
Níquel	0.23	< 0.1-0.43	3
Cobre	0.4	< 0.1-0.96	3
Arsénico	0.01	0.008-0.01	3
Mercurio	< 0.001	< 0.001	3
Plomo	0.2	< 0.2-0.27	3
Benceno		ND	5
Hexano		ND	5
Tolueno		ND	5
Etil Benceno		ND	5
Xileno		ND	5
DBO ₅ /DQO	0.6239	0.3065-S.D.	

Concentraciones en *mg/L*, a excepción de: coliformes * totales (*NMP/100ml*), conductividad ($\mu S/cm$), temperatura ($^{\circ}C$), *Eh* (*mV*) y *pH* (que es adimensional). Para los nitratos la concentración está dada como *mg/L N-NO₃* y para los nitritos como *mg/L N-NO₂*.

S.D.= Sin Determinación.

N.D.= No Determinado.

Tabla 6.4 Rango de las concentraciones, promedio y número de muestras determinadas en los Pozos Profundos (serie PP) y Pozos Superficiales (serie PS's) localizados en las inmediaciones del vertedero.

Parámetro	Promedio	Rango determinado	Número de muestras
pH	7.23	6.96-7.95	4
Conductividad	504.8	235-791	4
T	14.8	13.10-16.4	4
DBO ₅	1.33	1-6	4
DQO	3.45	3-3.85	4
Coliformes*	42.27	< 1.80-42.27	4
Sodio	26.02	15.62-40	13
Calcio	26.99	< 2-67.70	13
Magnesio	27.94	5.10-80.48	13
Potasio	11.96	3.39-22.54	13
Manganeso	0.055	N.D.-0.11	9
Hierro	0.16	N.D.-0.47	9
N-Amoniacal	0.22	0.028-0.70	4
Fluoruros	0.26	N.D.-0-50	9
Cloruros	19.62	6.80-43.75	13
Bromuros	0.08	N.D.-0.30	5
Nitratos	22.12	0.31-82.80	13
Nitritos	1.046	0.015-0.058	4
Fosfatos	0.22	N.D.-0.80	5
Sulfatos	52.61	N.D.-169.85	13
Bicarbonatos	142.15	75-246.19	5
Cinc	< 0.80	< 0.80	
Níquel	< 0.10	< 0.10	
Cobre	< 0.10	< 0.10	
Arsénico	< 0.002	< 0.002	
Mercurio	0.005	< 0.001-0.008	
Plomo	< 0.20	< 0.20	
Benceno	ND	ND	
Hexano	ND	ND	
Tolueno	ND	ND	
Etil Benceno	ND	ND	
Xileno	ND	ND	
DBO ₅ /DQO	0.3855	0.333-1.5584	

Concentraciones en mg/L, a excepción de: coliformes* totales (NMP/100ml), conductividad ($\mu S/cm$), temperatura ($^{\circ}C$), Eh (mV) y pH (que es adimensional). Para los nitratos la concentración está dada como mg/L N-NO₃ y para los nitritos como mg/L N-NO₂.

S.D.= Sin Determinación.

N.D.= No Determinado.

Tabla 6.5 Rango de las concentraciones, promedio y número de muestras determinadas en los Piezómetros o Pozos de Observación (serie PO's) construidos en las inmediaciones del vertedero.

Parámetro	Promedio	Rango determinado	Número de muestras
pH	9.20	8.57-10.21	4
Conductividad	19,385	2,190-31,800	4
Eh	-143.25	-(111)-(-194)	4
T	26.0	19.50-29.50	4
DBO ₅	1,754.70	113-1,711	9
DQO	6,060.90	916-13,255	9
COD	1,754.80	330.01-2,917.70	4
CID	1,516.80	150.54-2,792.36	4
Coliformes *	21.50	9-43	2
Calcio	125.44	39.18-290.14	4
Hierro	73.88	2.43-264.68	4
N-Amoniaco	1,867.57	138-4,652	7
Cloruros	2,015.91	14.80-4,271.86	9
Nitratos	28.83	2.70-45.83	9
Nitritos	0.57	0.04-2.03	9
Sulfatos	349.27	< 2.50-785.97	9
Bicarbonatos	1,149.35	785.97-1,512.72	2
Benceno	ND	ND	
Hexano	ND	ND	
Tolueno	ND	ND	
Etil Benceno	ND	ND	
Xileno	ND	ND	
DBO ₅ /DQO	0.2895	0.1233-0.1290	

Concentraciones en *mg/L*, a excepción de: coliformes * totales (*NMP/100ml*), conductividad (*μS/cm*), temperatura (*°C*), *Eh* (*mV*) y *pH* (que es adimensional). Para los nitratos la concentración está dada como *mg/L N-NO₃* y para los nitritos como *mg/L N-NO₂*.

S.D.= Sin Determinación.

N.D.= No Determinado.

ii). Conductividad y Eh

La conductividad resultante en los pozos de biogás se determinó dentro del rango de los 3,850 a 42,200 $\mu S/cm$. Estos valores se consideran altos en comparación con los resultados reportados en la literatura (Fatta, 1999), lo anterior permite inferir que la basura presenta altos contenidos de minerales y materia orgánica en descomposición e inclusive, se puede relacionar con los valores altos determinados en varios aniones.

Respecto a los valores negativos determinados para el Eh se infiere que el vertedero se encuentra en su etapa de descomposición anaerobia, caracterizada por la ausencia del oxígeno contenido en los residuos sólidos, lo cual confirma que dichos valores son derivados de los más de 20 años que ha funcionado el vertedero. Estos valores negativos correspondientes al Eh confirman la etapa metanogénica de descomposición en el vertedero.

iii). Temperatura

Respecto a este parámetro muestreado in-situ se determinaron valores contenidos en el rango de 17° a 46.4°C. Los altos valores de temperatura presentes en los lixiviados infieren la existencia de importantes reacciones exotérmicas al interior del propio cuerpo del vertedero, las cuales generalmente ocurren en la etapa de metanogénesis produciendo gran cantidad de metano, CO₂ y agua.

Temperaturas determinadas en los lixiviados con valores superiores a los 10°C han sido reportadas por diversos autores en algunos casos de estudio (Kjeldsen et al., 1998). Valores altos de temperatura en los lixiviados afectarán de forma significativa la densidad del mismo, ya que las altas temperaturas generan que el lixiviado sea menos denso, caso contrario a las temperaturas bajas, que originan que la densidad del lixiviado sea más consistente y densa.

iv). DBO₅ y DQO

El contenido orgánico de los lixiviados está indicado por la DBO₅ (Demanda Bioquímica de Oxígeno) y la DQO (Demanda Química de Oxígeno), estos parámetros representan la

cantidad de oxígeno necesaria para oxidar a la materia orgánica por biodegradación microbológica, para el caso de la DBO_5 , y por una oxidación química para la DQO (Kehew, 2001). El valor de la DQO generalmente es alto, ya que incluye materia orgánica refractaria que no puede ser oxidada microbiológicamente por la DBO_5 . Ehrig (1983), indica que la relación DBO_5/DQO es importante ya que establece el grado de degradación anaeróbica.

Para el presente caso de estudio, el valor máximo de la relación DBO_5/DQO fue de 0.70 y el valor mínimo de 0.35, dichos valores sugieren la presencia de altos contenidos de materia orgánica, ya que estudios previos señalan que valores más altos a 0.1 en la relación DBO_5/DQO indican la presencia de volúmenes orgánicos importantes que se han depositado en el vertedero (Fatta et al., 1999). Los valores en la relación DBO_5/DQO encontrados en el presente caso de estudio, contraponen lo reportado en la literatura, ya que se tendría para este sitio que el lixiviado contenido en el vertedero de Metepec se encuentra en etapa de descomposición acetogénica (Ehrig y Scheelhaase, 1993), propia de los vertederos con edades de funcionamiento menores a los 10 años. Por lo que se puede establecer que los valores encontrados para la relación DBO_5/DQO en el vertedero de Metepec, es originada por la continua disposición de residuos sólidos, ya que continua funcionando y recibiendo aún basura, la cual es depositada principalmente en las partes superiores del cuerpo del vertedero.

Para el presente caso de estudio, el tener valores altos en la relación DBO_5/DQO manifiesta que los componentes orgánicos en el vertedero están presentes en cantidades mayores, indicando una adecuada biodegradabilidad del contenido orgánico existente, ya que según Fatta et al. (1999), para rellenos sanitarios con edades de funcionamiento entre 10 a 15 años, los valores en la relación DBO_5/DQO deben de ser menores a 0.1.

Valores similares en la relación de DBO_5/DQO fueron obtenidos por Rowe (1995) en el relleno sanitario de Keele Valley cercano a la Ciudad de Toronto, indicando que muy probablemente los valores altos en la relación de DBO_5/DQO que se determinaron en la zona del presente estudio, se deban a las altas tasas de precipitación que se suscitan en el lugar, así como a los períodos prolongados de la temporada de lluvias, los cuales en ocasiones son de hasta 7 meses al año.

Fatta et al. (1999) obtuvieron valores bajos en la relación DBO₅/DQO, valores entre el rango de 0.096 a 0.195 fueron encontrados en el sitio donde se localiza el relleno sanitario de Ana Liosia, en la Ciudad de Atica, Grecia; especificando que los bajos valores en la relación DBO₅/DQO indican la presencia de componentes orgánicos no biodegradables, estrechamente relacionados con el tipo de residuos que se depositan en este vertedero.

Asimismo, Kjeldsen (1993) indica que en los rellenos sanitarios con edades de funcionamiento mayores a 15 años, los valores encontrados en la relación de la DBO₅ y DQO son generalmente bajos. Para el presente caso de estudio, los altos valores encontrados en la relación DBO₅/DQO hacen suponer que el vertedero se encuentra en su etapa de descomposición ácida (Ehrig, 1983), propia de los rellenos sanitarios jóvenes, sin embargo, el vertedero de la Ciudad Típica de Metepec, tiene operando más de 20 años. Por lo anterior, se puede inferir que los compuestos orgánicos son uno de los contaminantes potenciales presentes en el vertedero de Metepec.

v). COD y CID

Al interior del vertedero estos parámetros presentaron una gran variabilidad de un pozo de biogás a otro. En algunos casos se determinaron que las concentraciones del CID son mayores que las del COD. Sin embargo aún en sitios aledaños, las concentraciones del COD son mayores a las concentraciones del CID. Valores máximos para el COD de 13,403.20 mg/l se determinaron en los lixiviados. Para el caso del CID se determinaron valores máximos de 4,220.40 mg/l. Lo anterior denota claramente que las concentraciones del carbón orgánico e inorgánico presentan alta variabilidad al interior del vertedero, teniendo concentraciones no homogéneas. Este comportamiento puede ser atribuible asimismo a la alta variabilidad en la composición de los residuos.

En el análisis de los lixiviados durante la fase ácida y la fase metanogénica de descomposición, Harmsen (1983) determinó que el lixiviado en su fase ácida presentó valores de hasta 20,000 mg/l para el COD. No obstante, para el lixiviado en la fase metanogénica de descomposición determinó valores del orden de los 2,100 mg/l para el COD. Acorde con lo determinado con Harmsen (1983) los valores de la concentración para

el COD del presente caso de estudio, indican el decaimiento en los valores de concentración del COD, determinando que el vertedero de Metepec se encuentra en su etapa de descomposición metanogénica.

vi). Cloruros

Las concentraciones de cloruros determinadas al interior del vertedero fueron altas, en el PB-13 se obtuvieron valores de 6,223 mg/l, asimismo, para el pozo PB-15 se detectaron concentraciones de 4,197.78 mg/l (ver tabla 6.2). Derivado de que los cloruros son considerados un contaminante conservativo, se puede inferir que podrán representar un riesgo potencial contaminante para el sistema acuífero, siempre y cuando no participen en algún proceso de descontaminación natural.

Rowe (1995) obtuvo valores en las concentraciones de cloruros mayores a los 3,500 mg/l en el relleno sanitario de Keele Valley. Fatta et al. (1999) encontró concentraciones de cloruros de 5,375 mg/l, determinando que los cloruros constituyen una seria amenaza para el acuífero bajo estudio. Para un relleno sanitario antiguo, Kjeldsen (1993) reportó valores de 420 a 1,200 mg/l en las concentraciones de cloruros. En la caracterización temporal del lixiviado de residuos sólidos Reitzel (1990), indica que para vertederos con edades de 0 a 5 años, las concentraciones de cloruros estarán en el orden de 1,000 a 3,000 mg/l.

Los valores reportados en la literatura son acordes con los encontrados en el vertedero de Metepec, ya que para el presente caso de estudio, las altas concentraciones de cloruros en el lixiviado se deben muy probablemente a que el vertedero continúa en etapa de operación recibiendo aún basura para su confinamiento, aunado a que este parámetro está exento de las reacciones dadas por los procesos bioquímicos que ocurren de forma permanente durante los procesos de descomposición de la basura al interior del vertedero.

vii). Nitratos, nitritos y amonio (NH_4^+)

Las concentraciones para estos dos parámetros se consideran bajas, siendo en algunos puntos inclusive no detectables. El N-Amoniacal presenta concentraciones altas al interior del vertedero, denotando claramente la ausencia de oxígeno derivado del proceso

anaeróbico de descomposición de la basura. Valores de hasta 6,592 mg/l fueron determinados para el N-Amónico en el sitio indicado para el PB-13. Estas altas concentraciones suelen ser muy tóxicas para los microorganismos anaeróbicos.

De forma general los rangos en las concentraciones de amonio determinados al interior del vertedero son considerados altos, ya que se tienen valores del orden de los 3,894 mg/l para el PB-17; de 3,102 mg/l para el PB-18 y de 2,989 mg/l para el PB-3 (ver tabla 6.2), lo que indica un funcionamiento en condiciones anaeróbicas en ciertas zonas del cuerpo del vertedero. Entre estas estructuras se percibe un grado de heterogeneidad bajo ya que los valores son muy próximos en las estructuras que se encuentran cercanas entre sí, como es el caso del PB-17 y el PB-18 localizados en la porción este del vertedero.

Fatta et al. (1999) encontraron altas concentraciones de amonio en el estudio que realizó en el relleno sanitario de Ano Liosia. Cabe señalar que las altas concentraciones de amonio resultan ser muy tóxicas para los microorganismos responsables de los procesos anaeróbicos, ya que por lo general, pueden inhibir su crecimiento y actividad. Ehrig (1983) indica que las concentraciones de amonio incrementan también con la edad del relleno sanitario, por lo que rellenos sanitarios con vida de funcionamiento mayor a 10 años, pueden presentar valores en las concentraciones de amonio del orden de los 1,500 mg/l.

Sin embargo, Kjeldsen (1993) reportó concentraciones de amonio entre 140 a 450 mg/l para el relleno sanitario antiguo de Vejen, Dinamarca. Asimismo, Howard et al. (1996) reportan valores bajos y altos en las concentraciones de amonio dentro del rango de 7.6 a 1,820 mg/l, en la recopilación de datos que realizaron en una serie de rellenos sanitarios localizados en la zona urbana de la Ciudad de Toronto, Canadá.

viii). Sulfatos

Las concentraciones de sulfatos detectados en los pozos de biogás de la serie PB's resultaron ser altas. Valores máximos de 14,976.7 mg/l fueron encontrados al interior del cuerpo del vertedero. Los valores mínimos de los sulfatos determinados en las estructuras de la serie PB's estuvieron en algunos casos por debajo de los 10 mg/l en los pozos denominados PB-5 y PB-15.

Los estudios previos indican que los sulfatos pueden encontrarse en concentraciones altas en las plumas de lixiviados (Kimmel y Braids, 1980), pero también se han reportado bajas concentraciones (Baedecker y Back, 1979). Los sulfatos determinados para vertederos con más de 10 años de funcionamiento suelen encontrarse con valores relativamente medios, sin embargo, para el presente caso de estudio los valores resultantes para los sulfatos son muy altos. Kehew (2001) indica que para vertederos con más de 15 años de funcionamiento, los sulfatos se pueden encontrar dentro del rango de los 2 mg/l correspondiente a periodos de funcionamiento de la etapa metanogénica.

Las concentraciones altas de sulfatos determinados en los lixiviados se pueden relacionar con el depósito de materiales producto de la demolición y cenizas, por lo que no se descarta para el presente caso de estudio que una gran cantidad de materiales de demolición o escombros se hayan depositado en el vertedero. Para los vertederos con edades de funcionamiento mayores a 10 años, se espera que las concentraciones de los sulfatos resulten bajas, sin embargo, para este caso de estudio, las concentraciones obtenidas al interior del vertedero son muy altas, aunque el vertedero ha funcionado por más de 20 años, caso similar al reportado por Fatta et al. (1999), donde reportó concentraciones de sulfatos hasta de 758 mg/l en un relleno sanitario con más de 20 años de funcionamiento.

No obstante para un relleno sanitario antiguo Kjeldsen (1993), reportó valores de sulfatos menores a 5 mg/l. Por su parte Christensen et al. (2001), indican que la concentración promedio de sulfatos para rellenos sanitarios en fase ácida y fase metanogénica se encuentra entre los 500 y 80 mg/l, respectivamente, lo anterior debido a que en la fase metanogénica prevalece la reducción microbiana de SO_4^{2-} a S^{2-} . Asimismo, Kehew (2001) establece que las concentraciones de sulfatos al inicio de operación de un relleno sanitario pueden ser altas, sin embargo, decaen en la etapa de descomposición acetogénica debido a la reducción del sulfato. Se puede concluir que al interior del vertedero de Metepec prevalecen sectores que presentan diferente etapa o periodo de descomposición, debido a la variabilidad del rango de valores en las concentraciones de sulfato obtenidas en los pozos de biogás.

ix). Elementos traza inorgánicos

Para este caso de estudio se determinaron concentraciones de zinc (Zn), níquel (Ni), cobre (Cu), arsénico (As), mercurio (Hg) y plomo (Pb); las cuales en la mayoría de los casos, resultaron con valores relativamente bajos (tabla 6.2). Para el caso del Zn se presentaron concentraciones mínimas y máximas de 0.16 y 4.19 mg/l, respectivamente. El Ni y Cu reportaron valores de concentraciones mínimos por debajo de los 0.1 mg/l. Referente al As se determinaron valores dentro del rango de los 0.008 a 0.01 mg/l. El parámetro correspondiente al Hg no reportó valores, esto es no se detectaron concentraciones. El Pb presentó concentraciones menores a 0.2 mg/l para los valores mínimos y de 0.27 mg/l para los valores máximos (tabla 6.2).

Christensen et al. (2001) establecen que las concentraciones promedio de los metales pesados son extremadamente bajas. Una reseña de 106 rellenos sanitarios antiguos en Dinamarca fue realizada por Kjeldsen y Christophersen (2000), mostrando que las concentraciones de metales en estos rellenos eran bajas, asimismo, encontraron que las concentraciones para algunos metales como mercurio y cobalto se presentan de forma esporádica en los lixiviados.

Para el presente caso de estudio, estos dos últimos parámetros tampoco fueron detectados en los análisis químicos realizados a los lixiviados. Concentraciones bajas de metales fueron también determinadas por Fatta et al. (1999). No obstante Rapti-Caputo y Vaccaro (2006), determinaron la presencia de metales como el Al, Cr, Pb, Rb y Zn, con concentraciones altas en el vertedero de Sant'Agostino, Italia.

Referente al sitio de estudio se puede determinar que las concentraciones bajas determinadas para los elementos traza inorgánicos son debidas a que la mayoría de los residuos sólidos que se reciben en el vertedero de Metepec son del tipo doméstico, teniendo cantidades de residuos industriales mínimas o prácticamente nulas que se han depositado en el vertedero. Rowe (1995) menciona la aparición de “zonas de peligro” en un relleno sanitario que presentó valores promedio de 50 mg/l en las concentraciones de zinc.

Con los resultados obtenidos de los análisis químicos para las diferentes muestras tomadas en los pozos de biogás (serie PB's), pozos superficiales (serie PS's) y en el pozo profundo (PP) se construyeron los diferentes diagramas de Stiff para cada uno de los puntos de muestreo (figura 6.9). Los diferentes diagramas de Stiff para las secciones longitudinales propuestas, generaron polígonos de formas diferentes, los cuales muestran la composición de las diferentes agua analizadas, estableciendo la evidencia de contaminación generada en el vertedero.

Las secciones longitudinales indican que los sitios antecedentes al vertedero, PS-1 y PS-3, presentan baja concentración en los iones principales, lo que indica que el agua subterránea existente previa al vertedero no ha sido impactada con agentes contaminantes. Comportamientos similares son observados en las aguas subterráneas muestreadas en los puntos PS-2 y PP, localizados aguas abajo del vertedero. Los polígonos determinados por medio del uso de los diagramas de Stiff para estos dos últimos puntos, se consideran sin la influencia aún del lixiviado. Lo anterior se debe muy probablemente a la profundidad de muestreo en estos sitios, ya que el pozo profundo (PP) extrae el agua subterránea para consumo humano a profundidades de hasta 60 m y el pozo superficial 2 (PS-2), también extrae agua a profundidades de hasta 30 m. Lo anterior hace indicar que el lixiviado aún no alcanza estas profundidades.

La sección 1-1 de la figura 6.8 indica claramente la carga contaminante generada al interior del vertedero al muestrear el PB-3, el cual presenta altas concentraciones en los iones mayoritarios. Las altas concentraciones de los iones determinan indudablemente el origen de la fuente contaminante, la cual está determinada por el vertedero. En la sección 1-1 posteriormente se observa la disminución de las concentraciones de los iones mayoritarios, ya que el muestreo se realizó en la zona exterior de la frontera norte del vertedero. La sección 2-2 indica el antecedente que se tiene de los iones mayoritarios previos a las aportaciones laterales del agua subterránea al vertedero, la determinación del diagrama de Stiff en el PS-1 indica baja concentraciones de iones, mientras que la determinación del gráfico para el AS-2 indica un incremento en la concentración de los iones, posteriormente en esta misma sección 2-2, se muestra una disminución en las concentraciones de los iones observados en los diagramas de Stiff para los puntos PS-2 y PP.

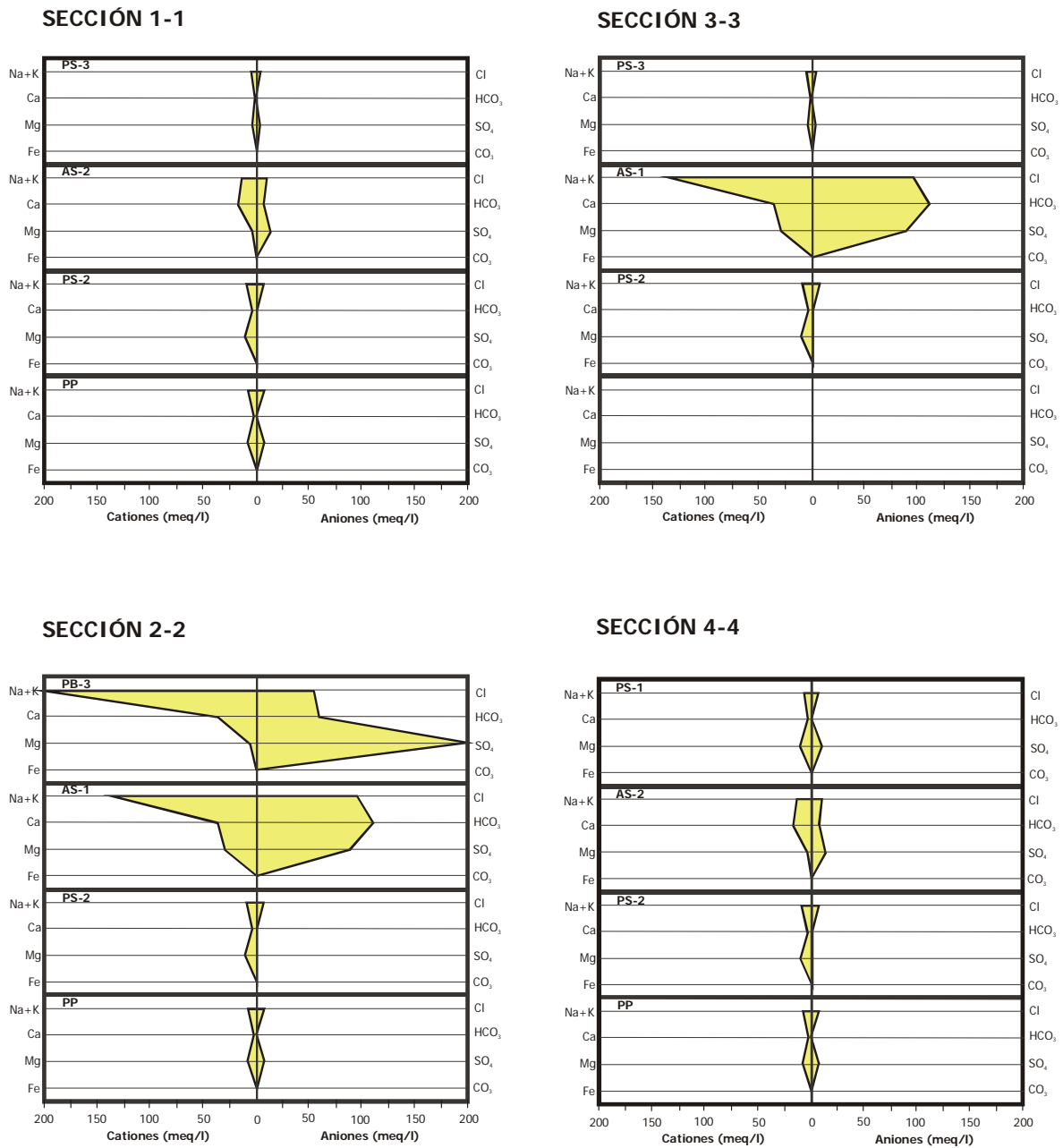


Figura 6.9 Representación esquemática por medio de diagramas de Stiff del comportamiento del agua y lixiviados colectados. Ver la figura 4.11 para referenciar el trazo de las secciones.

Lo anterior indica nuevamente la presencia de una fuente puntual contaminante determinada por el propio vertedero. La sección 3-3 y 4-4 muestran un comportamiento similar a la sección 2-2 donde se observa el comportamiento de los iones mayoritarios previos a tener contacto con el vertedero en la zona aguas arriba, así como de los iones mayoritarios en la porción posterior al vertedero en la zona aguas abajo.

Con las determinaciones de las concentraciones para algunos iones y elementos traza en 12 pozos de biogás de la serie PB's, se realizó el comparativo de los valores mínimos y máximos para dichas concentraciones en los sitios de los PB's (figura 6.10). De la comparación de valores mínimos y máximos mostrados en la figura 6.10 se observa que la concentración para cloruros determinada en el pozo de biogás PB-13 presenta valores de concentración mayores a los 5,000 mg/l. Para el PB-15 y PB-18, se presentan concentraciones máximas de cloruros mayores a los 4,000 mg/l, asimismo, para los pozos de biogás PB-6 y PB-8, se determinaron concentraciones mayores a los 3,000 mg/l.

Referente a las concentraciones mínimas determinadas en el pozo de biogás PB-3 se encontraron los valores más bajos para los cloruros, ya que valores menores a los 10 mg/l fueron determinados en este sitio, los bajos valores determinados en este punto, se puedan relacionar muy probablemente con la ubicación física de esta estructura, localizada en la parte alta del cuerpo del vertedero, donde la basura se deposita de forma más frecuente para posteriormente ser esparcida a lo largo de la porción superior del vertedero. Para los pozos PB-8, PB-13, PB-15 y PB-18, se determinaron valores mínimos de cloruros menores a los 1,000 mg/l.

Para los pozos de biogás denominados PB-1, PB-12, PB-16 y PB-17, solamente se obtuvo un valor para la concentración de cloruros. En estos sitios los valores se situaron por arriba de los 1,000 mg/l. Excepto para el pozo de biogás PB-3 en el cual se determinó un valor de 9.7 mg/l para la concentración de cloruros. Se puede establecer que los valores de las concentraciones de cloruros determinados en la mayoría de los sitios de muestreo de la serie PB's, están acordes con los valores determinados para las concentraciones de este mismo componente en trabajos previos reportados en la literatura, ya que hay pocos casos que reportaron valores de concentración de cloruros en lixiviados de hasta 2 mg/l (USEPA, 1995).

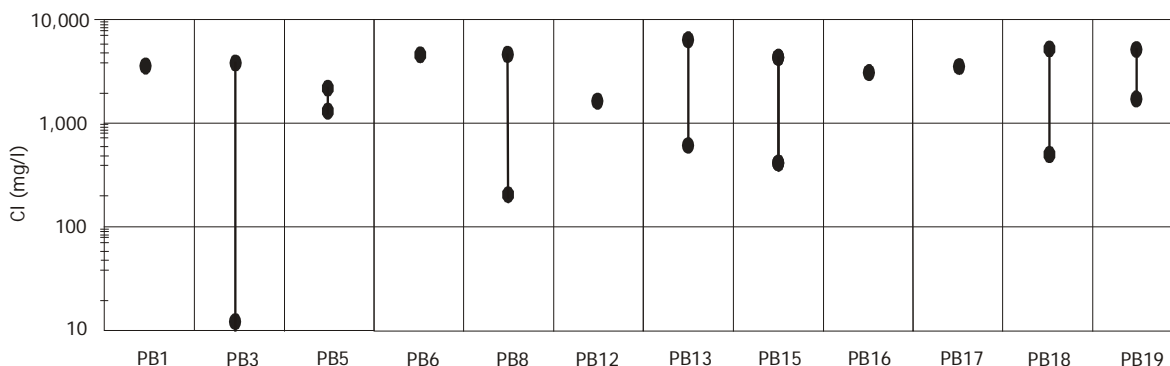


Figura 6.10 Comparación de la concentración de cloruros provenientes del lixiviado (valores mínimos y máximos) entre pozos de biogás (serie PB's).

6.5.2 Análisis de resultados en sitios localizados en la periferia del vertedero (serie PP's, PS's y PO's)

i). Pozos profundos y pozos superficiales

Con el resumen de resultados mostrados en la tabla 6.4 se puede establecer que en los pozos profundos y en los pozos superficiales casi todos los parámetros determinados se encuentran dentro del rango correspondiente al límite máximo permisible que establece la NOM-127-SSA1-1994, esto es, los pozos de abasto a las profundidades que extraen agua aún no han sido impactados con la migración del lixiviado generado en el vertedero.

Sin embargo para el parámetro correspondiente al mercurio, se determinaron concentraciones máximas de 0.008 mg/l, en los sitios denominados como pozo la Chacra, pozo del Rancho, PS-1 y PS-2. Para el pozo PS-3 se determinó una concentración de mercurio de 0.008 mg/l, para el pozo la Chacra una concentración de 0.004 mg/l y para los PS-1 y PS-2 concentraciones de 0.007 y 0.006 mg/l, respectivamente (tabla 6.4). Estas

concentraciones determinadas para el mercurio en dichos sitios, se encuentran hasta 8 ordenes de magnitud por arriba del Límite Máximo Permisible de 0.001 mg/l establecido en la Norma NOM-127-SSA1-1994.

La determinación del origen de las concentraciones de mercurio determinadas en los cuerpos de agua superficiales, así como en el pozo profundo resulta incierta, ya que en la fuente contaminante representada por el vertedero, no se determinó concentración alguna de este metal en la caracterización química de los lixiviados analizados y muestreados al interior del vertedero.

ii). Pozos de observación

La tabla 6.5 muestra el resumen de los resultados obtenidos para los parámetros en los pozos de observación o piezómetros de la red de monitoreo local. De forma global en los sitios de la serie PO's se determinaron altas concentraciones de N-Amoniacal, resultando valores máximos de 4,652 mg/l en el sitio del PO-8. Respecto a los cloruros en los sitios correspondientes a los pozos PO-5, PO-7, PO-8 y PO-9, se determinaron altas concentraciones de este compuesto. Valores de hasta 4,247.16 y 4,271.86 mg/l en los pozos PO-5 y PO-9 fueron determinados, indicando que el transporte de contaminantes provenientes del vertedero ha migrado a estos puntos.

Para los sulfatos en los resultados de los primeros muestreos se determinaron valores altos de este componente, concentraciones de 1,375.8 y 1,684.3 mg/l, fueron obtenidas en los sitios PO-3 y PO-5, respectivamente. Para los muestreos realizados posteriormente las concentraciones de sulfatos revelaron valores mínimos, inclusive menores a los 2.5 mg/l en varios sitios de los PO's.

Los valores de las concentraciones para los nitratos y los nitritos resultaron bajos en los sitios de los pozos de la serie PO's, respecto a los reportados en la literatura. Valores de nitritos de 0.039 y 0.096 mg/l en el sitio del PO-7 se determinaron en dos de los tres muestreos realizados.

El valor máximo de nitratos se obtuvo en el sitio del PO-9 donde se determinó un valor de 117.5 mg/l, valores muy próximos a los reportados por Rapti-Caputo y Vaccaro (2006) en aguas subterráneas impactadas por lixiviados provenientes del vertedero Sant'Agostino, Italia. Los valores altos en las concentraciones de nitratos determinados en este pozo de observación pueden ser asociados con la actividad agrícola desarrollada en el terreno de cultivo localizado en superficie donde las estructuras de la serie PO's fueron instaladas.

Los resultados de los cloruros determinados durante el muestreo 5 en los pozos de observación PO-5, PO-7 y PO-9 resultaron altos, valores entre los 1,580.34 y 4,271.86 mg/l se asociaron en estos puntos. Para el muestreo 6 en el PO-8 se obtuvieron valores de cloruros de 3,901.50 mg/l. Dichos valores demuestran de forma significativa que el transporte de lixiviados hacia las zonas periféricas del vertedero inició muy probablemente con el funcionamiento mismo del sitio cuando se comenzó a recibir residuos sólidos para su confinamiento, asimismo, no se descarta la posibilidad que los lixiviados hayan migrado a profundidades y longitudes aún mayores de las que se ubican los pozos de observación, ya que el vertedero inicio operaciones hace más de 20 años.

6.6 Generación de la cantidad de lixiviado

Para determinar la cantidad de lixiviado que se genera en el vertedero de Metepec se utilizaron dos métodos que permitieran tener un comparativo de resultados referente al volumen total de lixiviado que se estima generado por el vertedero. En este sentido el Método de Balance de Agua (Fenn et al., 1975) y el modelo HELP (Schroeder, 1983; Schroeder et al., 1994) se implementaron para tal fin.

El volumen de lixiviado generado durante el periodo de funcionamiento del vertedero con la aplicación del método de balance de agua fue de 372,482 m³ utilizando para el cálculo de la *ET* el método propuesto por Thornthwaite (1944). Esta aproximación muestra el impacto potencial que puede generar la cantidad de lixiviado percolado por el vertedero. Los resultados del balance de lixiviado para un periodo de trabajo de 20-25 años indican que

existe una fuerte correlación entre la cantidad de agua pluvial que se precipita en la zona y la tasa de recarga.

Considerando que en el vertedero en la porción superior del domo existe físicamente una cubierta totalmente descubierta, se tendrá como consecuencia un decremento en la presencia del escurrimiento generando con esta acción un aumento en la tasa de infiltración. Asimismo la evapotranspiración desempeñó un papel importante ya que debido al grado de intensidad solar la temperatura aumentó y el nivel de evapotranspiración afectó la tasa de recarga, disminuyendo considerablemente el volumen infiltrado, este fenómeno prevaleció principalmente durante los periodos de baja precipitación conjugados con los de una considerable intensidad solar.

Los resultados que se obtuvieron con la aplicación del modelo comercial de computadora denominado HELP se observan en la tabla 6.6, en dicha tabla se refieren los valores totales promedio obtenidos para el análisis del balance hidrológico dado al interior del cuerpo del vertedero considerando un periodo de funcionamiento de 25 años.

Los resultados obtenidos con la aplicación del modelo HELP para cada uno de los 25 años de funcionamiento del vertedero se pueden consultar en el anexo “D” de este trabajo de investigación. Con el HELP se obtuvo un volumen de percolación de 347,100 m³, generados por un volumen de lluvia de 1’528,130 m³, un volumen de escurrimiento de 48,950 m³ y un volumen de evapotranspiración de 1’132,080 m³.

Tabla 6.6 Parámetros obtenidos con la aplicación del modelo HELP para un periodo de funcionamiento de 25 años en el vertedero.

Parámetro	%	m	m³
Precipitación	100	17.17	1’528,130.00
Escurrecimiento	3.23	0.55	48,950.00
Evapotranspiración	74.07	12.72	1’132,080.00
Percolación	22.70	3.90	347,100.00

Nota: se considera un área del vertedero de 8.9 ha (89,000 m²).

El porcentaje promedio de percolación después de 25 años de funcionamiento del vertedero representa el 22.70% respecto al porcentaje total de precipitación. La evapotranspiración representó el 74.07% y el escurrimiento superficial fue de 3.23%. La percolación generada ocurrirá a partir de la base del vertedero afectando la calidad del agua subterránea localizada en las inmediaciones del propio vertedero, así como en las zonas adyacentes ubicadas por debajo de la propia base.

Con el balance de las aportaciones del agua pluvial y su interacción con el medio ambiente se observa que el escurrimiento en la parte superior del vertedero será mínimo, debido principalmente a la conformación física de esta parte superior, ya que esta constituida por la propia basura y por capas de tierra. Asimismo la intensidad solar y la temperatura que prevalece en la zona de estudio, generan una alta volatilidad en la precipitación pluvial y crean que la evapotranspiración este constituida por casi el 75% de la precipitación total.

Los resultados mostrados indican que con la presencia de altas precipitaciones también se tendrán altos niveles de evapotranspiración y el volumen restante de lluvia se infiltrará por la capa de basura generando un incremento en los niveles de humedad de los propios residuos sólidos, lo cual provocó el aumento en los niveles de generación del lixiviado. Esta relación estrecha que guardan los componentes que intervienen en el balance hidrogeológico del vertedero de la ciudad de Metepec se observan en la figura 6.11.

Los valores máximos y mínimos de precipitación representados por los picos y valles en la gráfica 6.11, pueden no coincidir con los mínimos y máximos correspondientes a la percolación, sin embargo, se puede observar que existe una estrecha relación entre las salidas generadas en la base del vertedero respecto al volumen total de precipitación pluvial que se tiene en la zona de estudio.

Para el presente caso de estudio el modelo HELP generó valores de recarga anuales comprendidos entre los 2 y 8 cm, produciendo una altura total de lixiviado infiltrado de 3.90 m durante los 25 años de funcionamiento del vertedero (anexo D). Altura total que se considera uniformemente distribuida en la extensión del área total del vertedero que es de 8.90 ha, ya que los residuos presentaron asimismo una distribución areal uniforme.

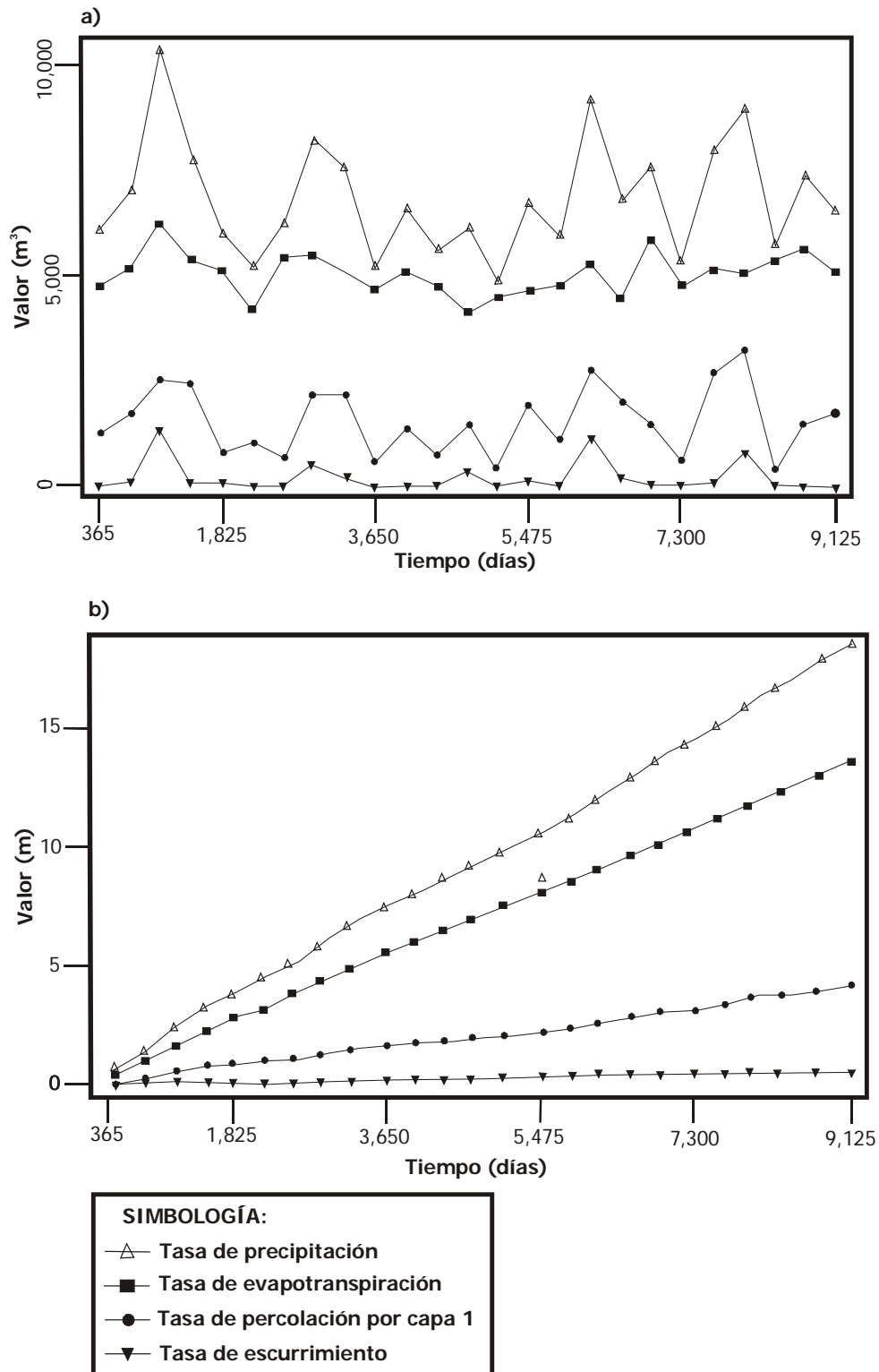


Figura 6.11 Resultados obtenidos con la aplicación del modelo HELP; a). Relación entre precipitación pluvial, evapotranspiración, percolación y escurrimiento, interactuando en la zona del vertedero; b). Comportamiento de las tasas de crecimiento de los componentes que intervienen en el balance de lixiviado.

Los resultados generados con la aplicación del modelo HELP muestran una variación de un 10% menor respecto a los resultados obtenidos con el Método de Balance de Agua. Esta diferencia muy probablemente es debida a las simplificaciones y restricciones que tiene el Método de Balance de Agua, por lo que es posible considerar como adecuado el valor obtenido con el uso del HELP.

El volumen se podría incrementar año con año debido a la recirculación que se tiene del lixiviado en el vertedero, ésta acción será muy probable que se efectúe debido a la falta de infraestructura propia para la captación y recolección de este producto. Este volumen fue utilizado para determinar la impulsión inicial del vertedero representando una fuente contaminante del tipo puntual afectando directamente el sistema acuífero. Los resultados de los volúmenes de lixiviado generados con el método de balance de agua y con el uso del modelo HELP se pueden observar en el anexo D.

Un comportamiento similar de los componentes hidrológicos que intervienen en el balance de lixiviado utilizando el modelo HELP, fue el obtenido por Fatta et al. (1999) al realizar un análisis de la estimación de la cantidad y calidad de lixiviado producido por un relleno sanitario situado en una gran extensión de terreno. No obstante que las zonas de estudio presentan características físicas, climatológicas e hidrogeológicas un poco diferentes, se considera que los resultados del balance hidrogeológico al interior de ambos vertederos, refiere patrones de comportamiento muy idénticos.

Acorde con lo establecido en la literatura donde se especifica que la evapotranspiración se puede situar del 30% al 70% y el escurrimiento del 25% al 40% respecto al total de la precipitación, los resultados de la evaluación del balance hidrológico utilizando el modelo HELP para el presente estudio, establecieron que la evapotranspiración y el escurrimiento representan el 75% y 3.2% respectivamente, considerando el total de precipitación ocurrida durante un periodo de funcionamiento de 25 años en el vertedero. Los resultados del balance hidrogeológico generados con la aplicación de cualquier método de análisis dependen en gran medida de las condiciones climatológicas que prevalecen en cada sitio particular, así como de las condiciones físicas existentes y muy específicamente del funcionamiento propio de cada uno de los vertederos.

6.7 Resultados del modelo de flujo y transporte

6.7.1 Modelo analítico de transporte

Por medio del uso del modelo STANMOD (Simunek et al., 2004) se pudo establecer de forma preliminar la formación, configuración y transporte de la pluma de lixiviado a partir de una fuente puntual contaminante; la cual se encuentra interactuando estrechamente con el sistema acuífero que la aloja. La figura 6.12 muestra el inicio de la formación de una pluma contaminante interactuando a profundidad con el acuífero en el tiempo $t = 0$ y $t = 5$ años.

En la fuente se consideró una concentración inicial de cloruros de 3,100 mg/l, sin embargo, para el tiempo $t = 0$, el transporte se presenta en la dirección del flujo de forma incipiente. Para el tiempo $t = 5$ años concentraciones máximas se obtienen a distancias de hasta 7 m después de la coordenada $x = 0$ y, a distancias $x = 12$ m las concentraciones de cloruros se presentan con valores de 2,000 mg/l. La configuración geométrica de la pluma es simétrica en el plano x - y alcanzando distancias de hasta $y = \pm 25$ m en la dirección transversal horizontal.

Para los tiempos $t = 10$ años y $t = 15$ años la formación de la pluma se aprecia en la figura 6.13. Concentraciones máximas de cloruros permanecen a distancias $x = 8$ m siguiendo la tendencia de la vía preferencial del flujo. La simetría de la pluma respecto a la dirección y es permanente, no se aprecian distorsiones considerables en esta dirección perpendicular a la vía del flujo. Las distancias máximas de traslado en esta dirección son de $y = \pm 25$ m.

Respecto a los tiempos $t = 20$ años y $t = 25$ años (figura 6.13) la pluma ha incrementado sus concentraciones en la dirección y . Concentraciones máximas se presentan a distancias de hasta ± 17 m respecto al origen de la fuente contaminante. Sin embargo en la dirección x la pluma presenta aspectos similares e inclusive las concentraciones en esta dirección, no han rebasado los 1,000 mg/l a distancias máximas de 20 m; lo anterior denota claramente que la velocidad del flujo de las aguas subterráneas en el sistema, no afecta de forma significativa el transporte de contaminantes en las zonas alejadas circundantes a las fronteras del vertedero.

El comportamiento de la pluma en profundidad se puede visualizar en las figuras 6.14, 6.15 y 6.16, las cuales esquematizan gráficamente los cortes transversales de la pluma interactuando con el acuífero subyacente al vertedero. La buena aproximación de resultados se obtuvo utilizando una velocidad de 0.08 m/d, así como valores de 10, 3.25 y 1.66 m para las dispersividades longitudinal, transversal horizontal y transversal vertical, respectivamente.

Referente a los valores de dispersividad finales que generaron las mejores aproximaciones se realizaron en primera instancia diferentes corridas considerando un rango de valores entre 1 y 10 m para la dispersividad longitudinal, conforme lo recomienda Bedient et al. (1999). A partir de este rango de valores y mediante la implementación de la técnica de prueba y error, se verificaron los diferentes resultados que generaba el modelo de transporte analítico, comprobando que la configuración de la pluma de lixiviado así como los diferentes valores obtenidos con la modelación, eran muy próximos a los valores que se recopilaban en campo.

Mediante la comprobación y ajuste de los valores modelados con respecto a los valores observados, se determinó que las mejores aproximaciones eran obtenidas con los valores de velocidad y dispersividad antes indicados. El valor de la velocidad utilizado para este caso se puede considerar pequeño en comparación con el valor de velocidad utilizado por van der Kamp et al. (1994), en el estudio de una pluma de cloruros estrecha en un acuífero conformado por arenas y gravas, sin embargo, considerando las incertidumbres propias de la recopilación de los datos de campo los resultados obtenidos en el caso de estudio del vertedero de Metepec son bastante aceptables.

La forma de llenado que ha tenido la mina con los residuos sólidos para la conformación del vertedero, se ha dado de forma paulatina, iniciando a partir de la base del vertedero a una profundidad de 25 m incrementando el volumen de residuos y de lixiviados de la zona, desde la base hasta la parte superior; sin embargo, en el modelo consideramos una entrada instantánea y a máxima concentración del soluto en el acuífero generando con esta acción, que se presente en la pluma modelada el fenómeno de dispersión de cloruros en el acuífero

el cual obviamente se presenta durante los 25 años de transporte considerados en el modelo. Esta forma de operación del sitio explicaría el decaimiento de las concentraciones de cloruros a la profundidad de 10 m y hasta los 25 m de profundidad total del vertedero.

Los valores de la dispersividad longitudinal y transversal generaron una pluma con una forma geométrica rectangular, reflejando físicamente que en campo es posible encontrar una geometría de la pluma de este tipo. Los valores de la dispersividad longitudinal y transversal utilizados no representan valores extremos, esto es, muy bajos o relativamente altos, se sitúan más bien en un rango intermedio ya que se consideraron para la modelación las condiciones físicas y configuración litológica que prevalece en la zona de estudio.

Las figuras 6.15, 6.16 y 6.17 muestran claramente la geometría de la conformación de la pluma, el avance que tiene el soluto en tiempo y espacio a partir de la fuente y durante los tiempos de transporte de 0 a 25 años. El traslado del contaminante en la dirección preferencial de las vías de flujo es evidente, impactando al acuífero en las direcciones longitudinal y transversal vertical de forma significativa.

La profundidad total que tiene la fuente actualmente afecta al acuífero principalmente a profundidades comprendidas entre 10 a 20 m, ya que es a esta profundidad se encontraron los primeros indicios de la ocurrencia del nivel freático, no obstante las últimas disposiciones que se han tenido de los residuos en el vertedero se prevé que afectarán las partes superiores del acuífero, influenciando específicamente de forma negativa las condiciones naturales de la zona no saturada.

En las figuras 6.15, 6.16 y 6.17 se muestra el impacto que produce la fuente en la zona saturada, cuando el soluto asociado con el agua del acuífero se mueve en dirección de la vía preferencial de las líneas de flujo, generando que la migración de los solutos ocurran más allá de las longitudes y profundidades prospectadas en cada uno de los pozos de monitoreo, inclusive aún, la migración se puede presentar de forma descendente a partir de la base del vertedero, la cual carece de la infraestructura necesaria de captación, recolección y bombeo de lixiviados.

6.7.2 Modelo numérico de flujo y transporte

i). Resultados del rastreo de partículas

Con el rastreo de partículas se detectó la convergencia del sistema de flujo en la zona el cual como se indicó anteriormente, esta fuertemente relacionado con la conformación topográfica en superficie del lugar. La dirección de las partículas en sentido norte y noreste se confirma con la implementación del rastreo de partículas en estado estacionario o permanente (figura 6.18). La convergencia de las partículas se presenta en las capas medias del sistema acuífero derivado de que su actuación es a partir del nivel estático del propio acuífero.

Las partículas tienen puntos de recorrido inicial a partir de la frontera norte de la fuente contaminante, siguiendo cada una trayectorias paralelas al nivel estático del propio sistema, para después de haber recorrido cierta distancia descender suavemente hacia las zonas medias del acuífero local, continuando posteriormente con su recorrido hacia las porciones norte y este de la zona de estudio. Este comportamiento muy probablemente es influenciado por la propia conformación estratigráfica del material sólido que conforma el sistema acuífero (figura 6.19).

ii). Sistema de flujo en estado estático

El sistema acuífero local fue simulado en estado estático considerando para tal fin los valores registrados en el multipiezómetro de la CONAGUA PL-156, así como los datos históricos del registro del nivel freático para los pozos la “Chacra” y “Vialidad Metepec”. Para la obtención de resultados de las simulaciones de flujo de este sistema acuífero local se realizaron simulaciones con el modelo a partir del año de 1981.

Este periodo consideró perturbaciones mínimas en los niveles del acuífero local, ya que en estos años aún no se tenían extracciones de agua en los pozos profundos. El periodo inicial de análisis fue considerado del año 1981 al año 1984, ya que fue durante el año de 1984 cuando se perforaron los pozos profundos de la “Chacra” y “Vialidad Metepec”, para abasto de agua a la zona conurbada de la cd. de Toluca y de Metepec.

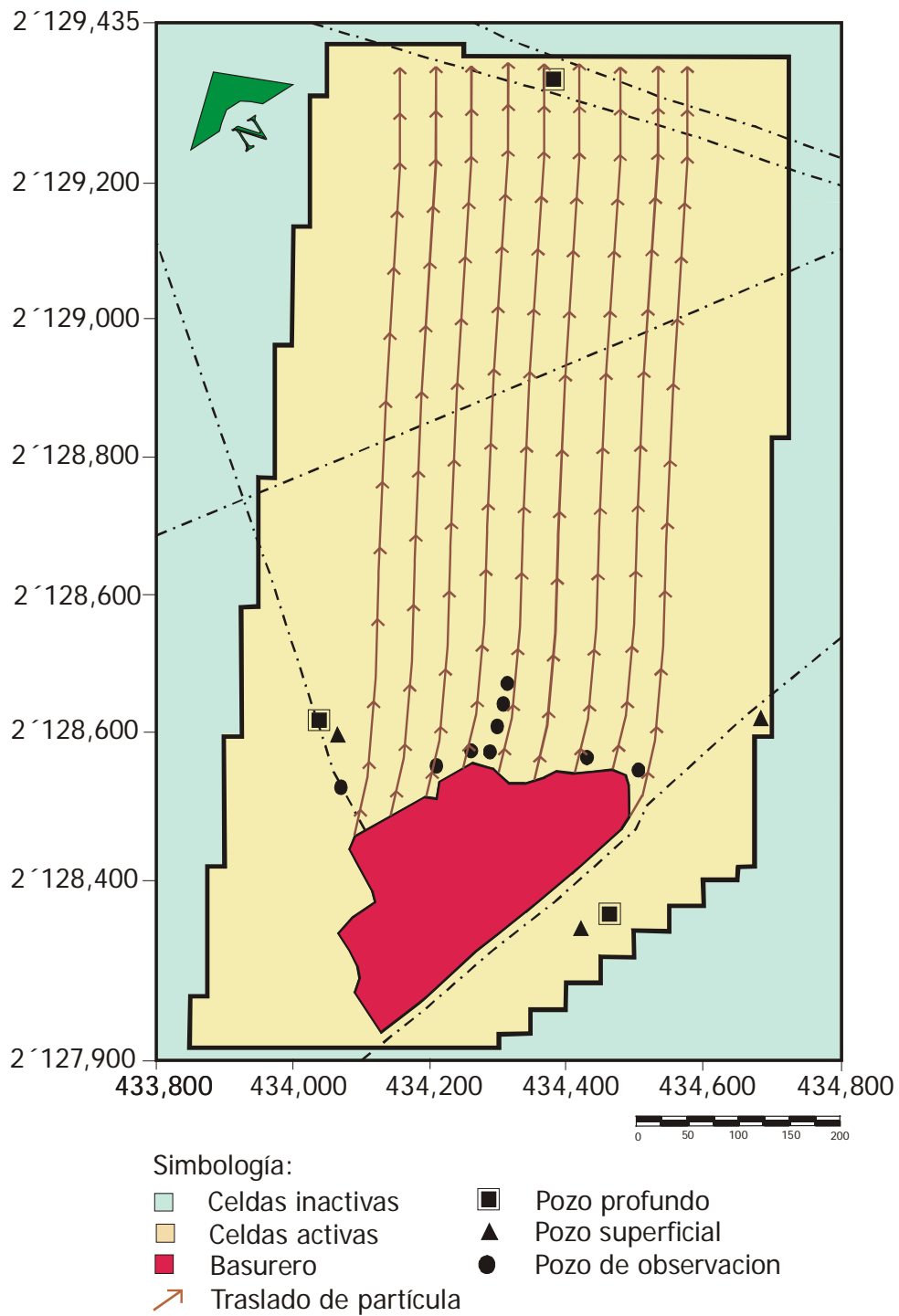


Figura 6.18 Traslado de partículas de rastreo determinando la vía preferencial del flujo y transporte de contaminantes.

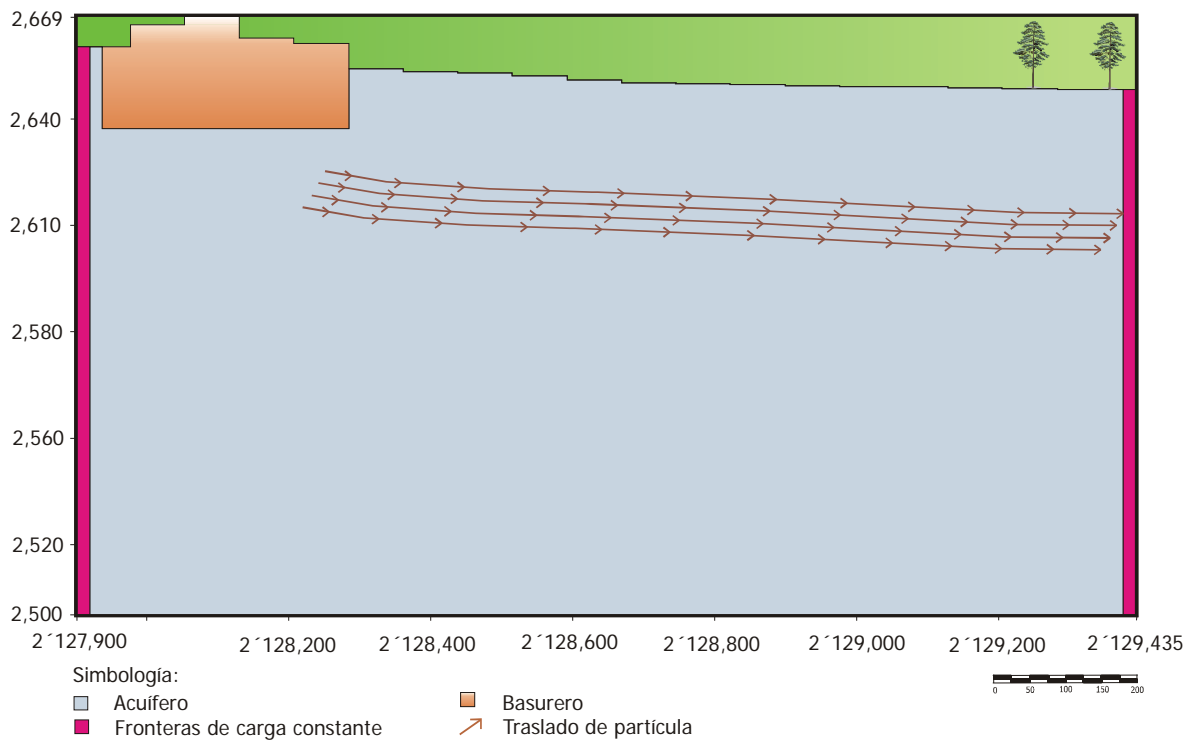


Figura 6.11 Corte transversal del seguimiento de partículas en el sentido de la vía preferencial del flujo. Trayectoria de partículas en sentido sur-norte, a partir de la frontera norte del basurero y del nivel estático del acuífero.

Figura 6.19 Corte transversal del seguimiento de partículas en el sentido de la vía preferencial del flujo. Trayectoria de partículas en sentido sur-norte, a partir de la frontera norte del vertedero y del nivel estático del acuífero.

El nivel estático que prevaleció a principios del año 1981 presentaba profundidades promedio de 30 m, con elevaciones de 2,630 msnm. El modelo reprodujo de forma satisfactoria las condiciones prevalecientes para dicho periodo en la zona de estudio. La presencia de un gradiente hidráulico suave con diferencias de nivel de hasta 7 m en 1,000 m en dirección noreste entre las fronteras sur y norte fue confirmado con la modelación del sistema de flujo en estado permanente (figura 6.20).

La ausencia de impulsiones externas que alteraran el sistema de flujo no fueron consideradas en este año de análisis, ya que los pozos profundos existentes en la zona fueron construidos a finales del año 1981. La reproducción del sistema de flujo en estado estático se consideró adecuada ya que la comparación de los niveles estáticos registrados en los pozos de la “Chacra” y “Vialidad Metepec”, coincidieron de forma adecuada con los niveles obtenidos con el modelo de flujo.

Un coeficiente de correlación de 1.0 permitió confirmar que la simulación del flujo en el sistema se considerara adecuada. Un valor residual máximo de 0.19 m fue obtenido entre los valores observados y los calculados. El valor residual mínimo que se obtuvo con la simulación fue de 0.18 m, lo anterior indica, que el modelo reprodujo de forma satisfactoria las condiciones estáticas prevalecientes en la zona de estudio durante el año de 1981, ya que asimismo, se generó un valor de 0.005 m para el error estándar (figura 6.21).

Considerando el archivo de flujo en estado estático para el año 1981 y toda vez que iniciaron a funcionar los pozos profundos para la extracción del agua potable en la zona, se realizaron simulaciones para trasladar los resultados preliminares al año de 1984. Los pozos profundos funcionaron con gastos de explotación relativamente pequeños comparados con los que actualmente extraen. Gastos de extracción del orden de los 10 l.p.s. iniciaron con el abatimiento que actualmente se presenta en el acuífero en todo el Valle de Toluca, el cual incluye parte de la zona de estudio. Sin embargo a partir del año 1984 los gradientes hidráulicos del acuífero no fueron tan altos como los que se tienen hoy en día, derivado que en un inicio las tasas de extracción fueron menores a las que se tienen hoy en día, dadas por el constante incremento poblacional.

iii). Sistema de flujo en estado transitorio

Para la simulación de flujo en estado transitorio se consideraron las simulaciones de flujo en estado permanente. Simulaciones transitorias del sistema de flujo para un periodo de 1984 a 1990 fueron realizadas. El estado transitorio fue simulado considerando los valores previamente obtenidos en el periodo antes señalado. Por lo anterior para la zona de estudio se consideró un rango de análisis de 16 años, establecidos a partir del año 1990 al año 2006. Dos periodos de tiempo de 5 años y un periodo de 7 años fueron tomados en cuenta para generar escenarios que permitieran reproducir las condiciones transitorias del sistemas de flujo de la zona de estudio, pero considerando la evolución espacial y temporal del acuífero subyacente al vertedero.

Las condiciones de frontera adoptadas para cada periodo de tiempo consideraron la variación en la evolución del nivel freático que se ha presentado en el acuífero. Descensos del orden de los 2 m anuales en 1,000 m fueron reproducidos de forma satisfactoria en las diferentes corridas ejecutadas para cada periodo de tiempo. Referente al periodo de tiempo establecido para los años 1990 al 1994, los resultados obtenidos muestran pequeñas variaciones con respecto a los valores observados.

La figura 6.22 reproduce de forma adecuada el nivel freático prevaleciente en el año 1994. El gradiente hidráulico del sistema acuífero presenta valores diferenciales de 7 m en 1,000 m entre las fronteras sur y norte. Se observa que la vía preferencial del flujo tiene una tendencia en sentido noreste, confirmando la similitud que se tiene con respecto a la conformación topográfica superficial del lugar. Las elevaciones del nivel freático para el periodo de tiempo del año 1984 fluctuaron entre los 2,620 m y los 2,613 m entre las fronteras sur y norte, respectivamente.

La calibración de los valores observados contra los valores calculados en el modelo para los diferentes periodos de tiempo en estado transitorio se realizó de forma puntual con respecto a un solo periodo de tiempo, ya que en las lecturas de los valores observados solamente se tiene un dato de nivel para un tiempo determinado también solamente en un punto de calibración.

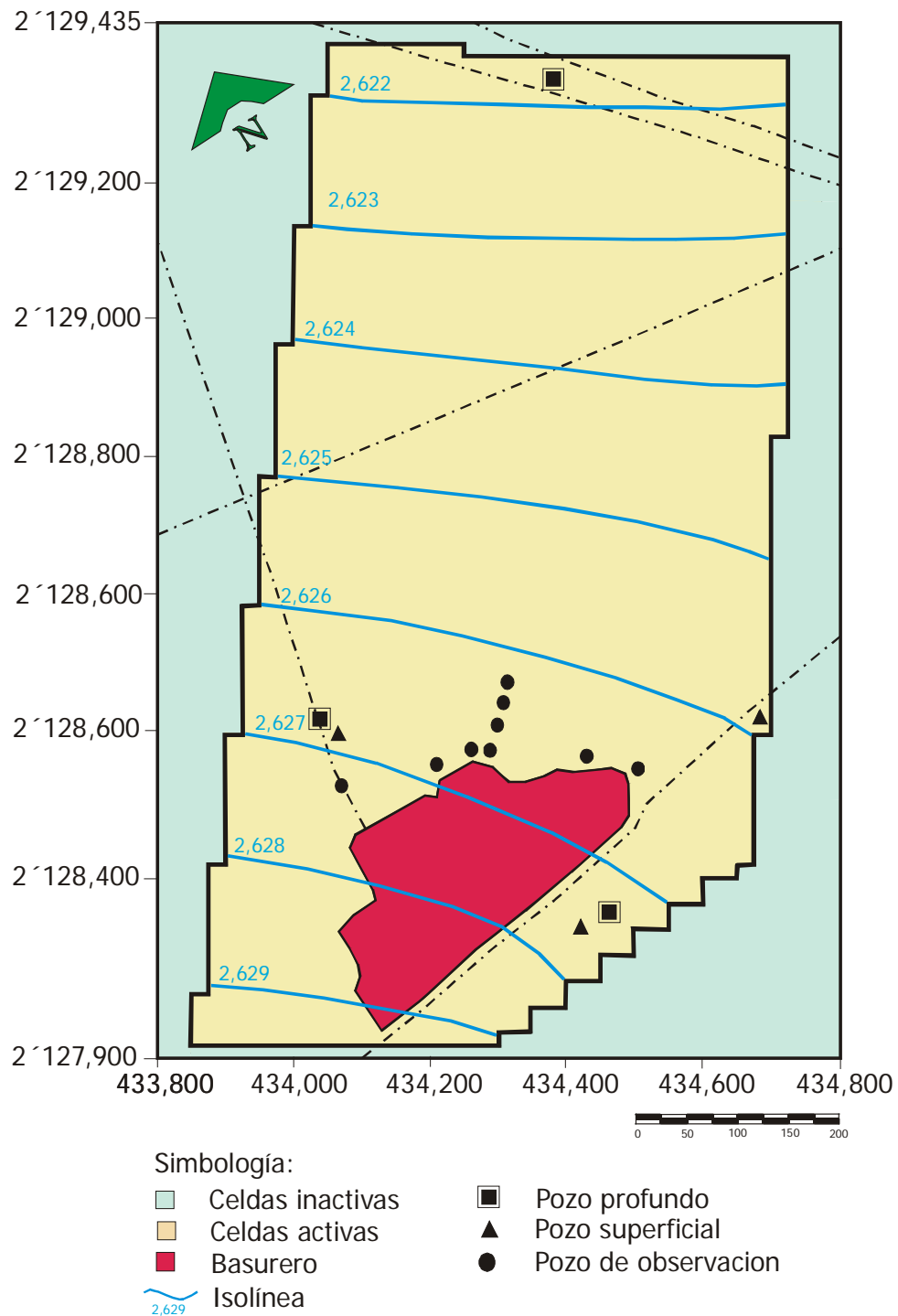


Figura 6.20 Configuración de isolíneas para el año de 1981. Dirección de la vía preferencial del flujo en dirección noreste.

Por lo anterior la calibración del modelo se validó para este dato del tiempo, no obstante, la evolución obtenida del nivel freático se considera adecuada ya que los descensos anuales obtenidos en el modelo de flujo corresponden con los que ha presentado históricamente el acuífero tanto regional como el acuífero local.

Para los periodos subsecuentes considerados en el modelo de flujo: 1995-1999, 2000-2007, se muestran las figuras 6.23 y 6.24 correspondientes a los resultados del nivel freático generados en el modelo para los años 1999 y 2006, respectivamente. Se puede observar que entre las fronteras de flujo establecidas en las porciones sur-norte prevalece un gradiente hidráulico de 7 a 10 m en 1,000 m muy probablemente incrementado por la influencia de la extracción excesiva de agua para consumo humano a través de los pozos de explotación.

Al igual que en periodo 1990-1994 la calibración del modelo se validó para un dato del tiempo, derivado de la falta de registros históricos de nivel estático en los pozos profundos. Sin embargo la evolución obtenida del nivel freático se considera adecuada ya que los descensos anuales obtenidos en el modelo de flujo corresponden con los que ha presentado el acuífero a través del tiempo.

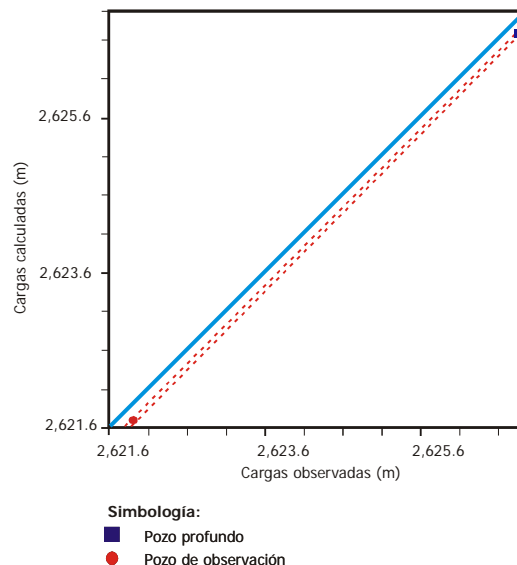


Figura 6.21 Comparación de los valores calculados vs. los valores observados. Calibración de resultados para el año 1981. Condiciones en estado estacionario.

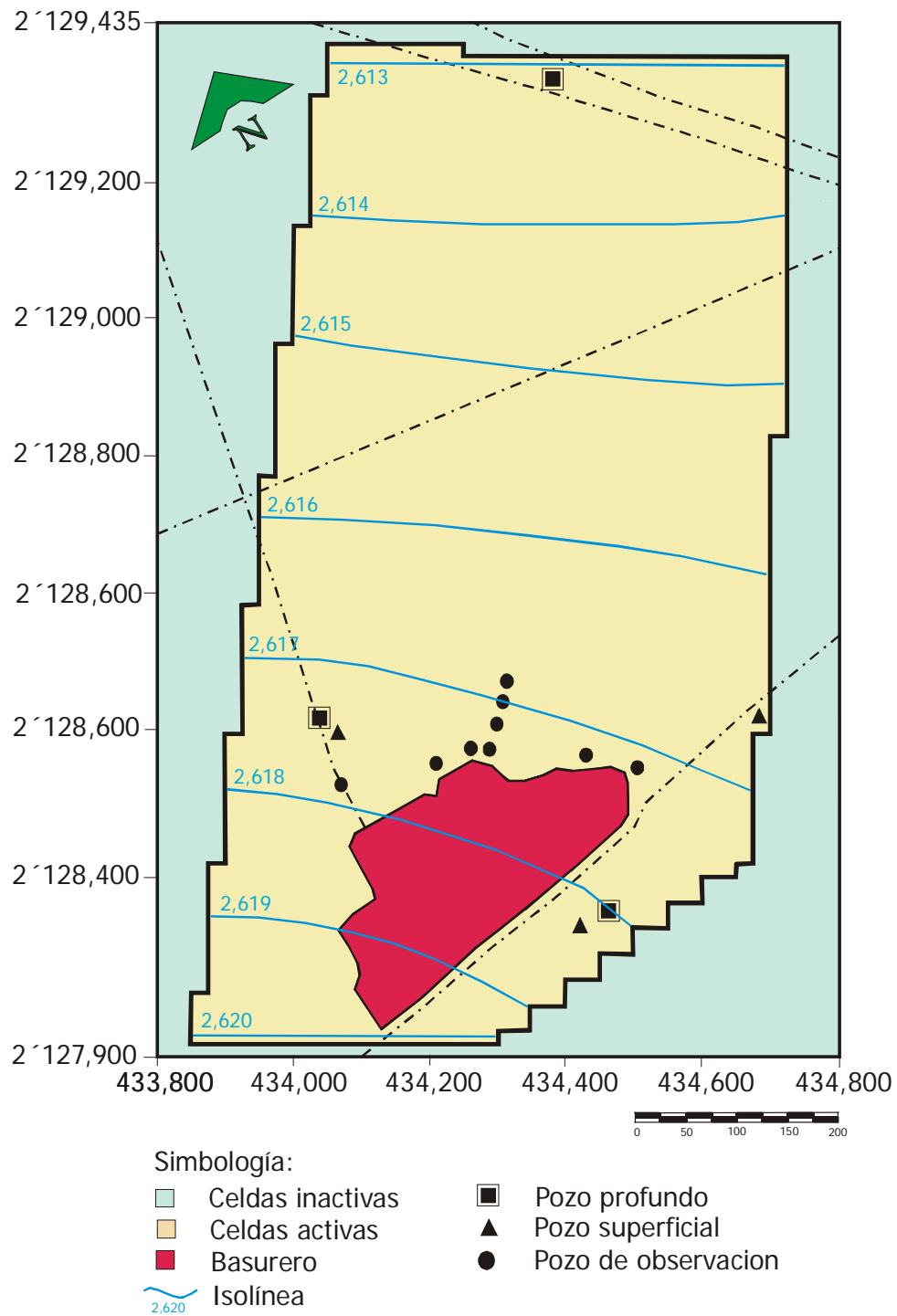


Figura 6.22 Configuración de isolíneas para el año de 1994. Reproducción del nivel freático del sistema acuífero. Condiciones en estado transitorio.

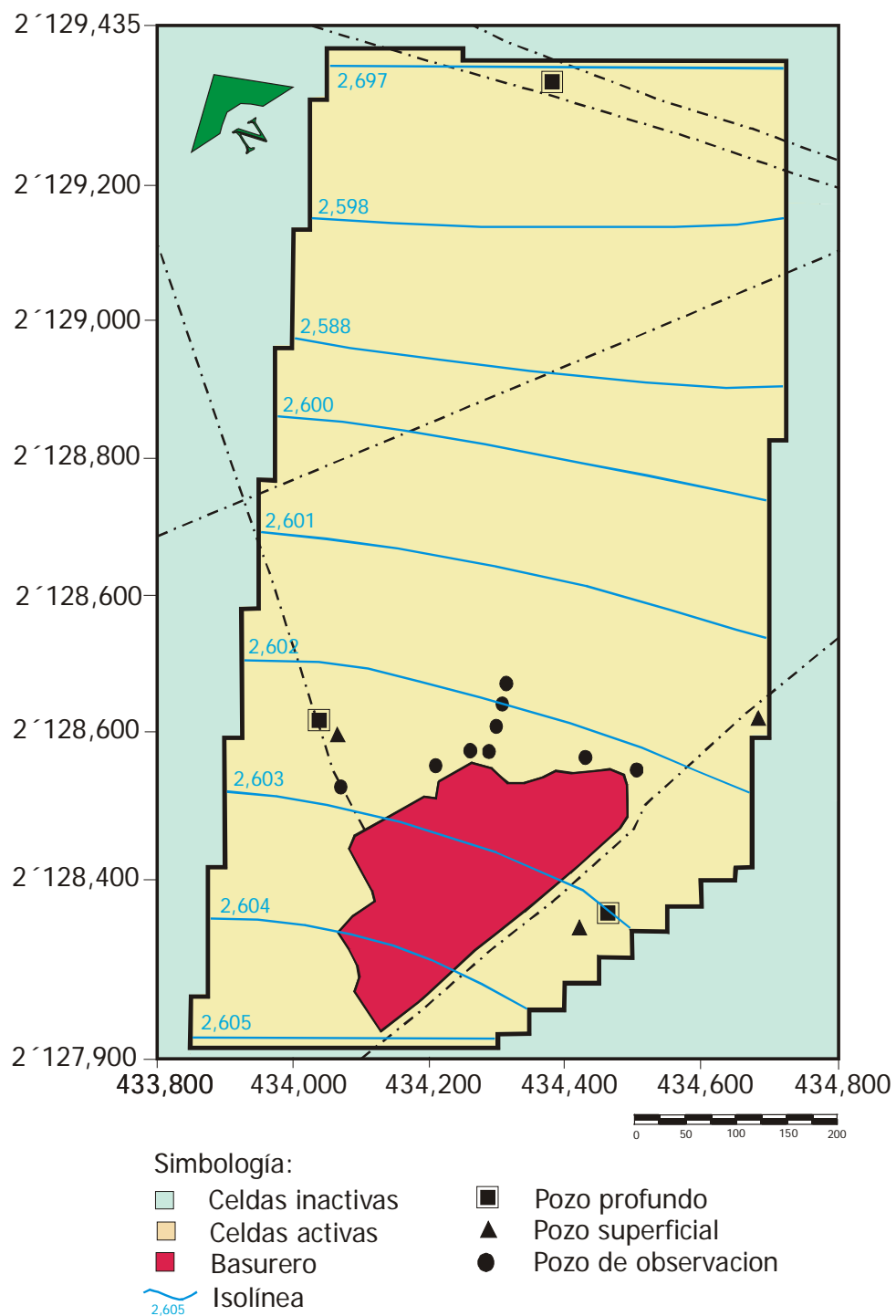


Figura 6.23 Configuración de isolíneas para el año de 1999. Reproducción del nivel freático del sistema acuífero. Condiciones en estado transitorio.

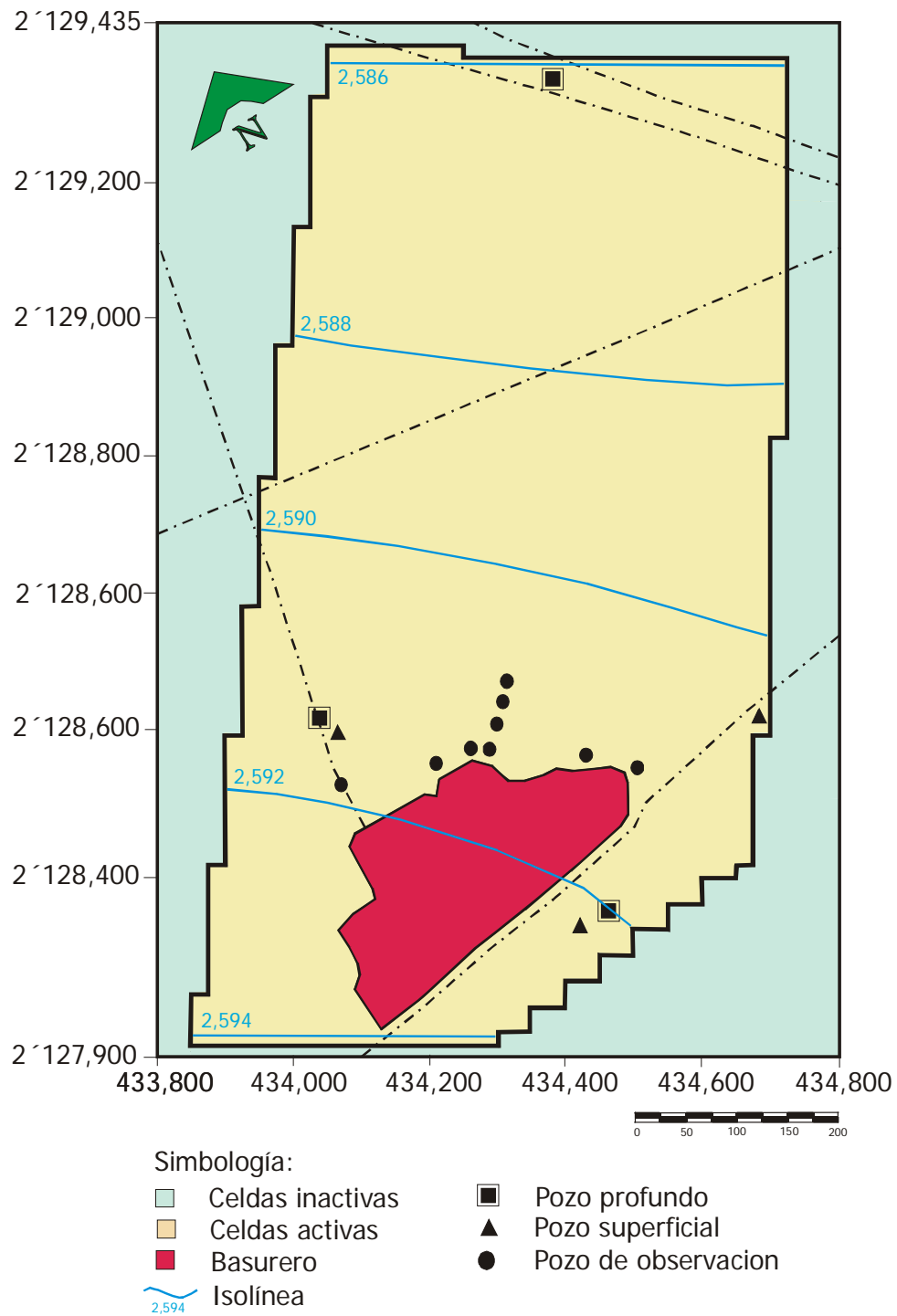


Figura 6.24 Configuración de isolíneas para el año de 2006. Reproducción del nivel freático del sistema acuífero.

iv). Transporte en estado transitorio

La influencia del soluto en el sistema se inicio a partir de la disposición de residuos sólidos en o sobre la superficie del sitio que conforma actualmente el vertedero. Para fines de análisis referente al transporte de solutos, en el presente estudio se consideró que el vertedero comenzó a funcionar de forma incipiente a partir del año 1984, recibiendo basura para su confinamiento. Las capas inferiores de lo que conforman hoy en día el vertedero fueron objeto del depósito de basura de forma inadecuada, por lo que con la finalidad de representar este escenario, se consideró en el modelo que las capas inferiores del cuerpo del vertedero contenían cantidades mínimas de basura, aunque generando lixiviados con concentraciones propias del mismo.

En la figura 6.25 se observa la generación de una pluma de lixiviado proveniente del cuerpo del vertedero. Las concentraciones corresponden a la pluma modelada para el año 1984. El inicio de la formación de una pluma contaminante es evidente en la figura 6.25, las concentraciones mayores se generan al centro del cuerpo del vertedero, así como en su frontera norte. La extensión de la pluma en su sección transversal corresponde con la longitud transversal del propio cuerpo del vertedero.

La influencia del soluto en profundidad se genera a partir de la base del basurero donde se carece de infraestructura para la contención del lixiviado, el transporte en dirección longitudinal transversal, también inicia desde la propia base del vertedero. Las líneas isoconcentraciones de cloruros indican que el lixiviado se ha transportado longitudes de hasta 100 m en concentraciones de 100 mg/l aproximadamente. No obstante las zonas de afectación en este periodo se pueden considerar mínimas.

Considerando que el vertedero continuo recibiendo residuos sólidos, para el año 1990 se observa en la figura 6.26a que la pluma ha migrado aumentando su tamaño de forma considerable con respecto a las fronteras del vertedero. Las concentraciones en la dirección longitudinal vertical han aumentado respecto al año 1984, ya que la figura 6.26a muestra la pluma generada para el periodo de tiempo del año 1984 a 1990. Concentraciones del orden de los 1,180 mg/l localizadas en las cercanías del pozo la “Chacra”, se pueden determinar

en dicha gráfica. La pluma ha migrado incrementando concentraciones de cloruros en la dirección noreste del sitio siguiendo la vía preferencial del flujo de aguas subterráneas.

La figura 6.26b muestra la sección transversal del avance de la pluma en las direcciones longitudinal y longitudinal transversal. Se han incrementado las áreas impactadas por la pluma contaminante. Las líneas isocontraciones indican aumento en las concentraciones de cloruros características del agua subterránea, motivado por la presencia de solutos altamente salinos caracterizados por los lixiviados. Para el año 1995 la forma de la pluma contaminante se ha transformado de forma significativa, muy probablemente debido a la interacción que ha tenido el lixiviado coexistiendo de forma permanente con el agua subterránea (figura 6.27).

No obstante las altas concentraciones prevalecen en dirección noreste a las fronteras del vertedero impactando de forma negativa la calidad del agua subterránea del acuífero local. Un centro de masas proveniente del propio cuerpo del vertedero indica un transporte de soluto muy significativo, el cual se puede observar claramente en la porción norte de la figura 6.27. En la gráfica se percibe que las concentraciones de hasta 850 mg/l han alcanzado este sector de la zona de estudio cercano al pozo “Vialidad”.

El traslado de la pluma contaminante en el año 2000 y en el año 2006 se puede apreciar en la figura 6.28. Las altas concentraciones en los bordes norte cercanas al vertedero son obtenidas muy probablemente debido a las salidas de lixiviado que se escapan del vertedero, aunado tal vez, al movimiento que se tiene del soluto en su interacción con los residuos sólidos que conforman el propio cuerpo del relleno.

Después de 22 años de transporte del año 1984 al año del 2006, la pluma contaminante se ha extendido gradiente abajo a partir del borde norte del vertedero una longitud aproximada de 900 m de forma paralela a la vía preferencial del flujo de aguas subterráneas, presentando en la mayoría de las simulaciones una configuración simétrica respecto a la propia configuración del vertedero.

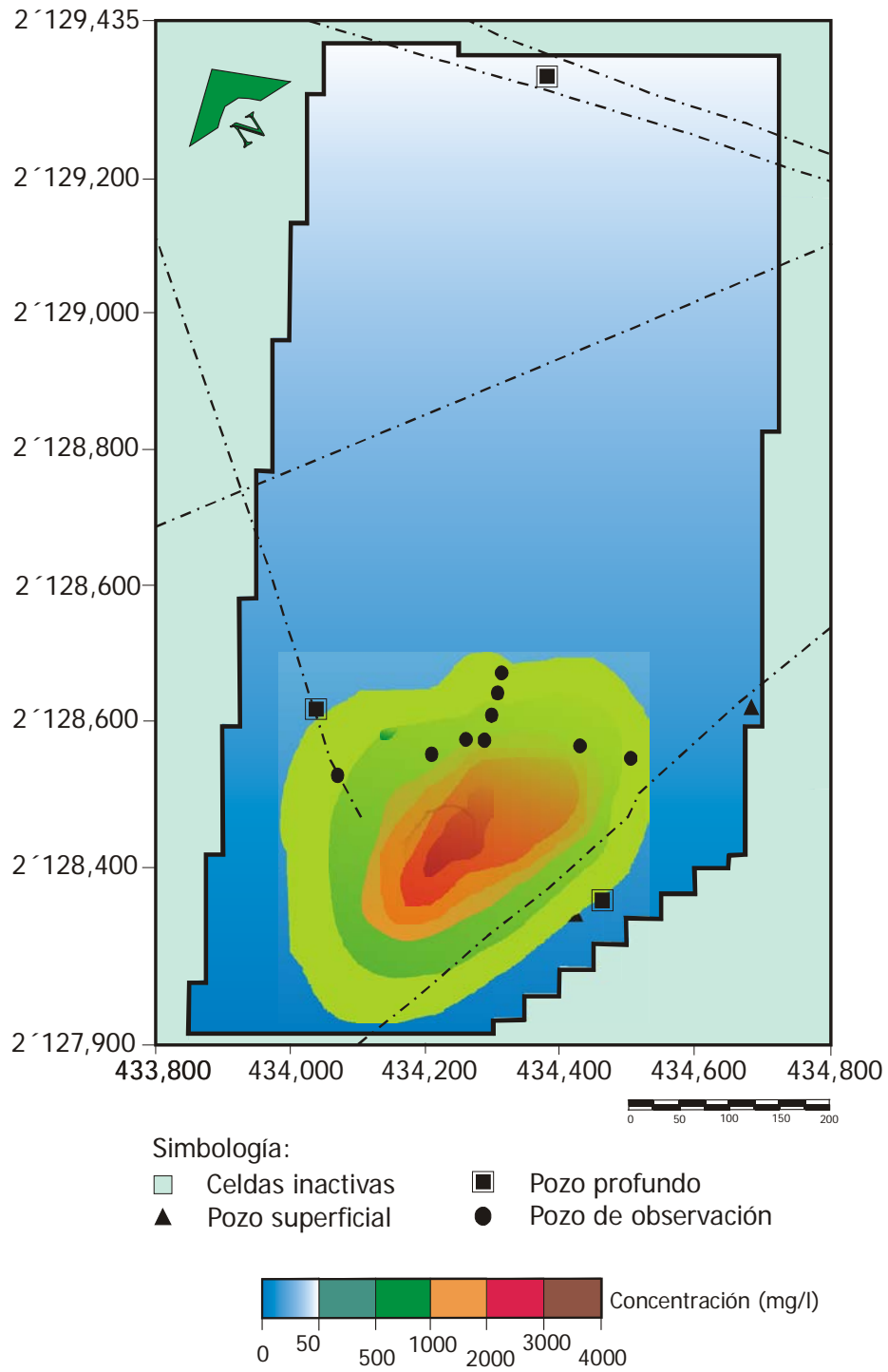


Figura 6.25 Concentraciones y configuración de la pluma para el año 1984. Contornos en la capa 7.

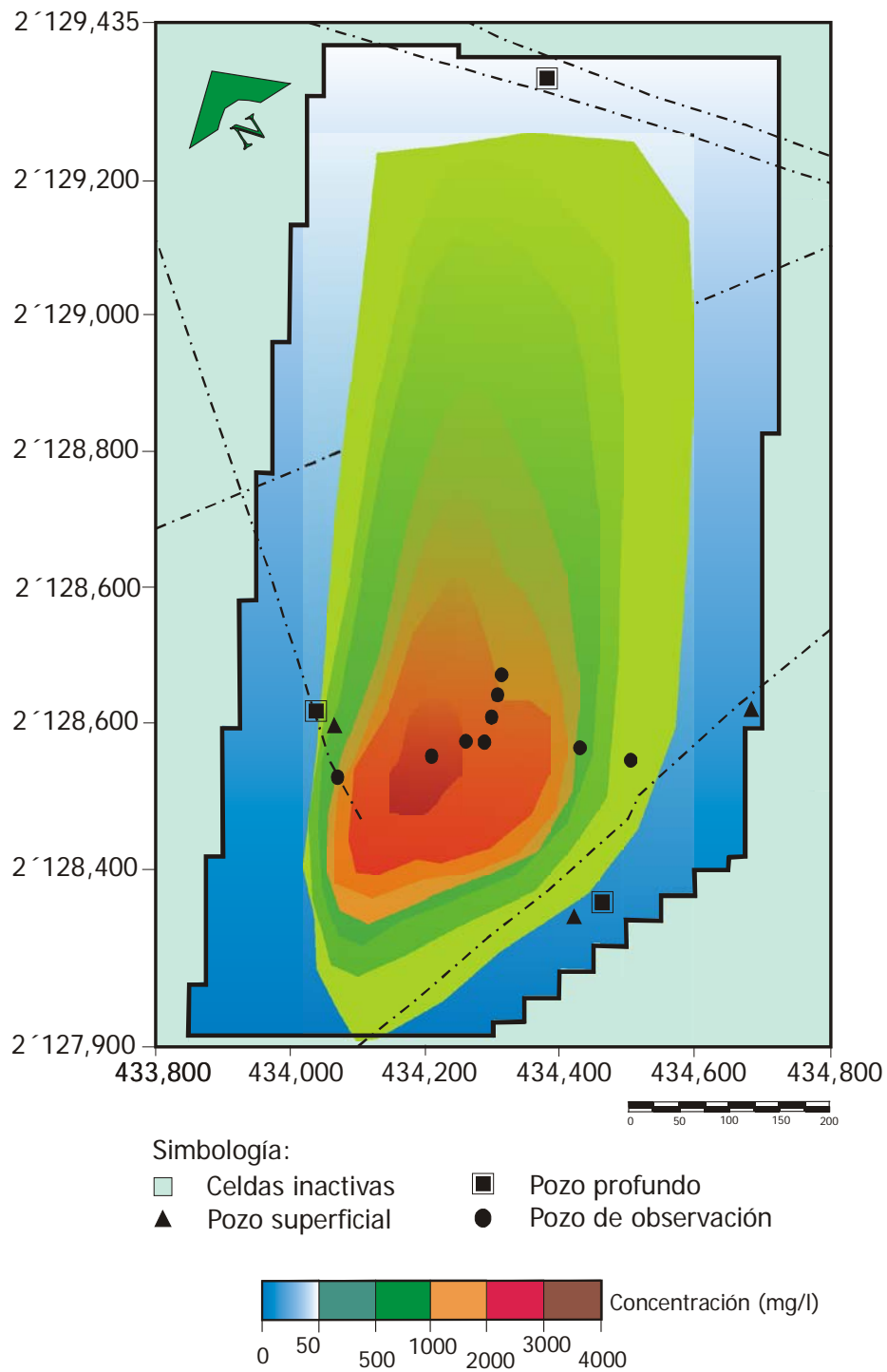


Figura 6.26a Concentraciones y configuración de la pluma para el año 1990. Contornos en la capa 7.

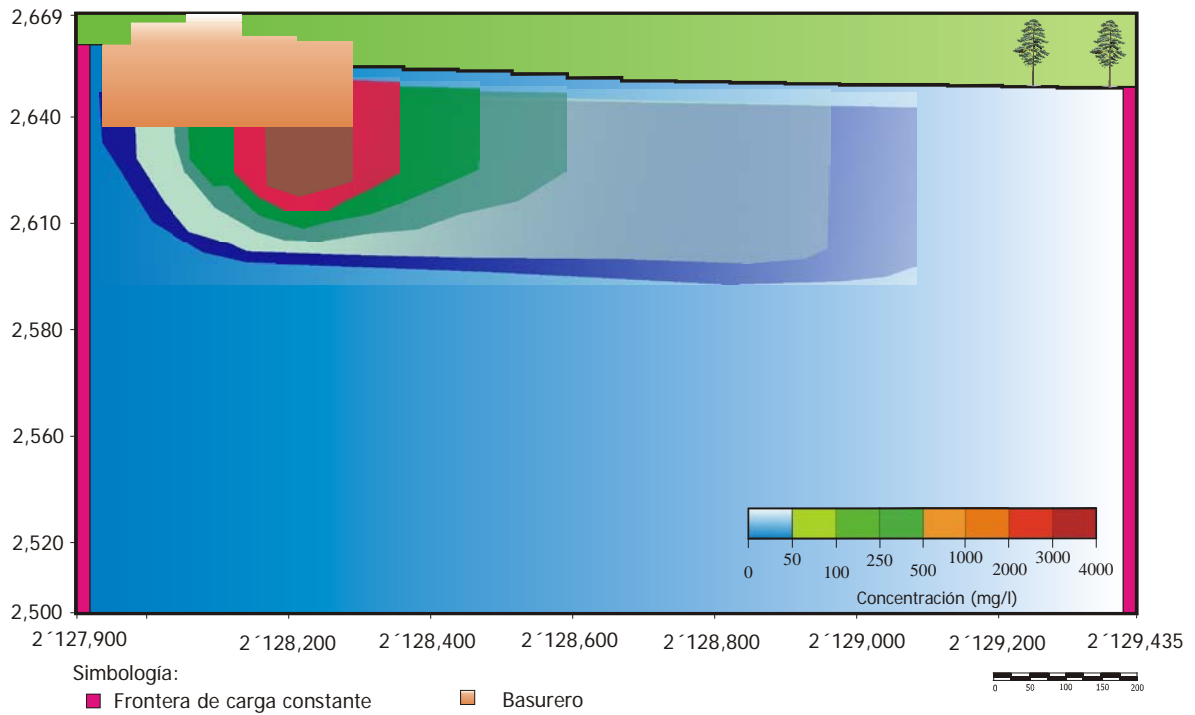


Figura 6.24b Corte longitudinal de pluma contaminante. Concentraciones para el año 1990.

Figura 6.26b Corte transversal del seguimiento de la pluma contaminante. Trayectoria de soluto en sentido sur-norte, a partir de la frontera norte del vertedero y del nivel estático del acuífero. Concentraciones para el año 1990. Condiciones en estado transitorio.

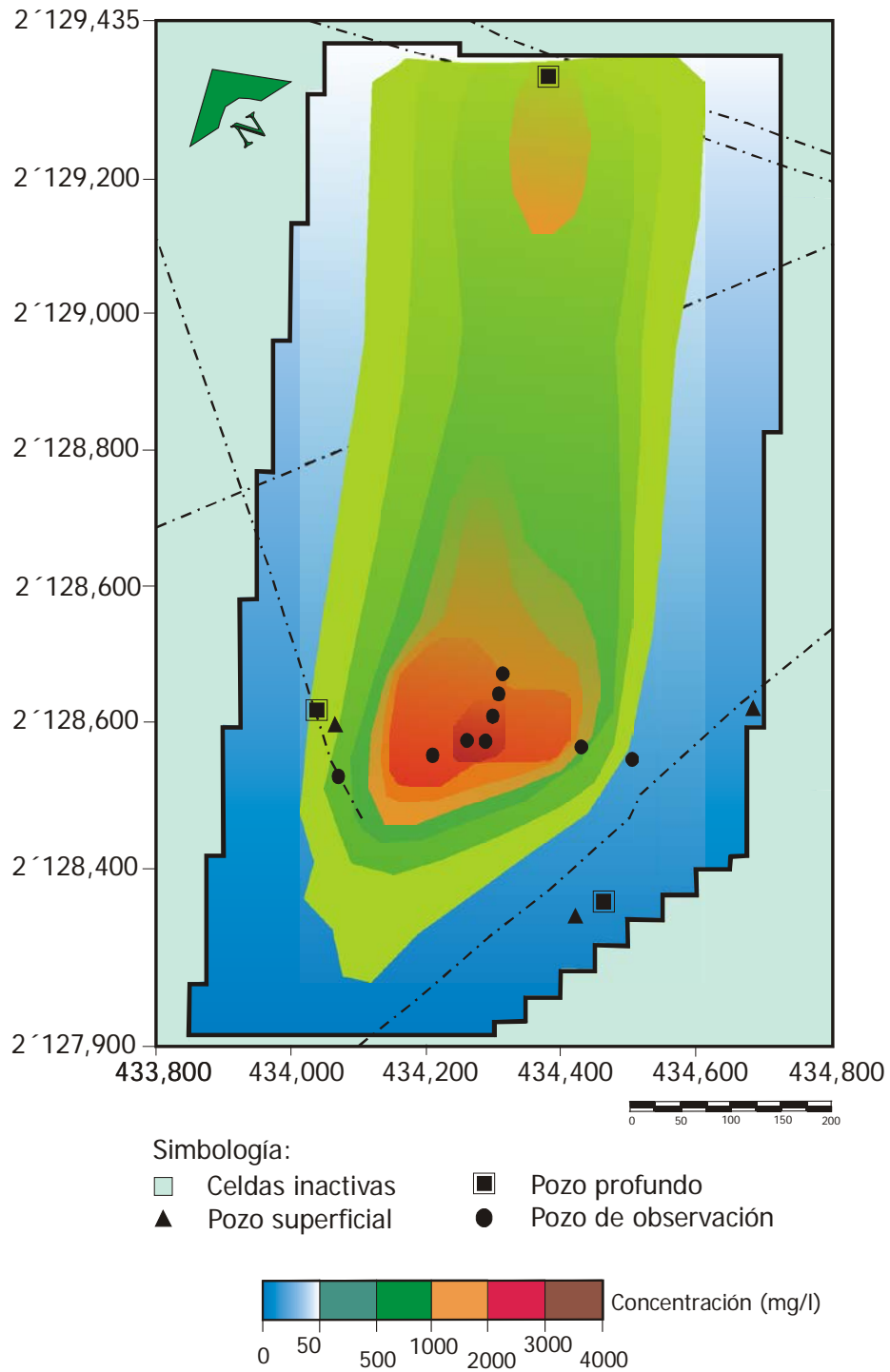


Figura 6.27 Concentraciones y configuración de la pluma para el año 1995. Contornos en capa 7. Condiciones en estado transitorio.

Referente a la dirección perpendicular del flujo la pluma ha alcanzado un ancho de 600 m extendiéndose inclusive hacia los bordes oriente y poniente de las fronteras del vertedero, longitudes de hasta 250 m (figura 6.28). Las máximas concentraciones que ha alcanzado la pluma en la porción norte de la zona de estudio para el año 2006 tienen valores de 500 mg/l. La influencia de la pluma con respecto al pozo denominado “Vialidad” es considerable, ya que se tiene valores en las concentraciones de 650 mg/l. En la zona del pozo denominado la “Chacra” durante el año 2006 la pluma presenta valores del orden de 300 mg/l, la profundidad en la que se localizan dichas concentraciones es de 50 m por debajo del nivel del terreno natural.

6.8 Calibración del modelo

La calibración de un modelo de flujo de aguas subterráneas es el proceso de ajuste de los parámetros del modelo dentro de un rango esperado hasta que las diferencias en los valores de las cargas del modelo obtenidas y los valores de las cargas observadas en campo, se encuentren dentro de un criterio seleccionado para garantizar tener un adecuado comportamiento en la mayoría de los parámetros del modelo.

Por lo que a la igualación de los valores de las cargas del modelo respecto a los valores de las cargas observadas en campo se le llama *calibración del modelo* (Batu, 2006). Se sabe que el proceso de calibración inicia con la estimación inicial de los parámetros hidrogeológicos del acuífero, constituyendo esta etapa el primer paso para iniciar el procedimiento de prueba y error conocido como *calibración* (Batu, 2006).

Para el año 2006 se realizaron muestreos de lixiviado y su correspondiente análisis químico, determinando que en la periferia y al interior del vertedero prevalecían diferentes valores en la concentración de los cloruros, los cuales son mostrados en la figura 6.29. Por lo anterior se decidió establecer promedios en las concentraciones de los cloruros en las partes altas o sur (inicial), central o media y norte o final, del vertedero. El mismo criterio fue aplicado en la periferia donde la serie de los pozos de observación PO's, presentó valores diferentes en las concentraciones obtenidas para los cloruros.

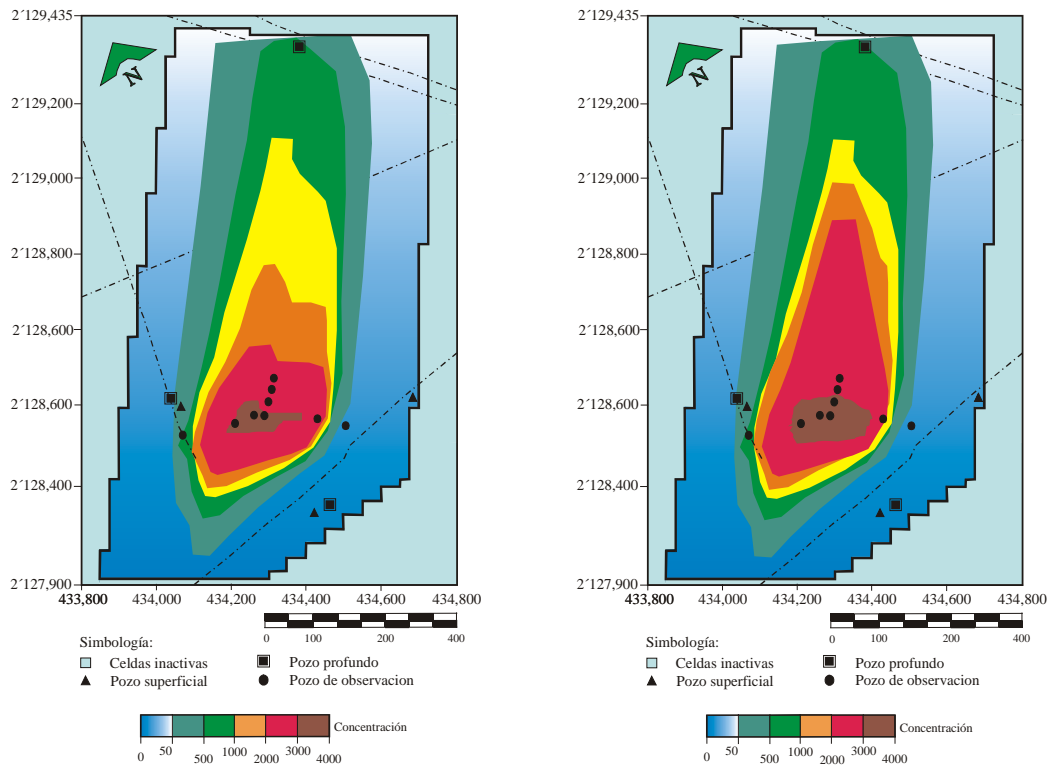


Figura 6.28 Concentraciones y configuración de la pluma para los años 2000 y 2006. Contornos en capa 7.

Estos valores promedio del año 2006 fueron utilizados para realizar las calibraciones del transporte considerando a los cloruros como un soluto conservativo (Wexler, 1992; van der Kamp et al., 1994; Fatta et al., 2000). Lo anterior implicó tener concentraciones promedio de cloruros en las partes extremas y centrales del vertedero, tendiendo una fuente bien discretizada en espacio. A partir de la fuente con una variación del tiempo se obtuvieron diferentes valores en las concentraciones de los cloruros en la zona noreste del vertedero.

Diferentes corridas se realizaron considerando pequeñas variaciones promedio en las concentraciones de la fuente, las cuales estuvieron dentro de los rangos establecidos en las concentraciones de cloruros contenidos en los lixiviados, considerando inclusive para tal fin, los valores promedio reportados para los cloruros en estudios previos.

6.9 Análisis de sensibilidad

Regularmente las condiciones físicas de un sistema acuífero están asociadas con incertidumbres propias del medio poroso así como por las propiedades del fluido. Para el presente caso de estudio también fue necesario considerar las incertidumbres que se pudieron haber generado en la interpretación de los resultados de la modelación, así como de los valores obtenidos en la etapa de los trabajos de campo.

Por lo anterior, el modelo numérico contempló una etapa exhaustiva de simulaciones adicionales que trataron de evaluar la sensibilidad de los valores de las concentraciones de cloruros obtenidos con la aplicación del modelo de transporte, así como de los probables cambios en los valores de algunas variables del mismo modelo. Los análisis de sensibilidad son una parte integral de los procesos de modelación ya que son una herramienta importante para la determinación del grado de incertidumbres de los parámetros de entrada al modelo (Batu, 2006).

Los análisis de sensibilidad se realizan generalmente con la variación de algunos de los parámetros que intervienen en la conformación de los modelos, los cuales pueden ser: *i)* la conductividad hidráulica horizontal; *ii)* la conductividad hidráulica vertical; *iii)* el coeficiente de almacenamiento; *iv)* la dispersividad longitudinal; *v)* la dispersividad transversal horizontal; *vi)* la dispersividad transversal vertical; *vii)* la porosidad efectiva y *viii)* la tasa de recarga de precipitación; entre otros (Batu, 2006).

Para fines prácticos la sensibilidad del modelo puede ser expresada como la tasa relativa del cambio en los resultados causada por la unidad de cambio en las entradas, por lo que si la variación en los parámetros de entrada causan una gran diferencia en las salidas o resultados, se puede concluir que el modelo es sensible a los parámetros de entrada (Batu, 2006). Dependiendo de los alcances del modelo los valores de los parámetros de entrada pueden variarse de forma individual o en ocasiones, más de un parámetro puede ser cambiado, siendo la conductividad hidráulica el parámetro más sensible en los análisis de sensibilidad en la ejecución de los estudios de modelación.

Para la realización de cada simulación adicional el valor de alguna variable fue modificado considerando para tal fin un rango de valores acorde a dicha variable, cuidando en todo momento, que se pudieran generar resultados comprendidos entre de un rango lógico esperado. Dentro de este contexto, todas las demás variables del modelo permanecieron con valor constante.

El análisis de sensibilidad fue realizado para: la porosidad efectiva, dispersividad longitudinal, dispersividad transversal horizontal y dispersividad transversal vertical. El rango de valores implementado para cada parámetro se indica en la tabla 6.7. Cabe hacer mención que en el fenómeno del transporte de contaminantes regularmente las propiedades del medio son las que inciden mayormente con el comportamiento de las plumas contaminantes, es por esto, que las variables asociadas con el flujo de aguas subterráneas no fueron consideradas en los análisis de sensibilidad realizados.

6.9.1 Sensibilidad a la porosidad del acuífero

La conformación de la pluma así como sus concentraciones para los años 2000 y 2006 considerando porosidades de 0.27 y 0.33 se muestran en la figura 6.30. Los rangos de porosidades adoptados en el análisis de sensibilidad se consideran adecuados para el tipo de acuífero analizado, tomando en cuenta los rangos de los valores establecidos previamente en la literatura para acuíferos compuestos por materiales similares a los del presente estudio.

Tabla 6.7 Rango de valores utilizados para los análisis de sensibilidad.

Nombre de la variable	Valor calibrado en el modelo	Valores adoptados (mínimo y máximo)	Diferencia
Porosidad efectiva	0.30	0.27 y 0.33	30 %
Dispersividad longitudinal	a). 2.6 m (capa 1 a 11)	1.3 m y 3.9 m	50 %
	b). 2.0 m (capa 12)	1 m y 3 m	
Dispersividad transversal horizontal	a). 0.78 m (capa 1 a 11)	0.39 m y 1.17 m	50 %
	b). 0.60 m (capa 12)	0.30 m y 0.90 m	
Dispersividad transversal vertical	a). 0.026 m (capa 1 a 11)	0.013 m y 0.039 m	50 %
	b). 0.020 m (capa 12)	0.010 m y 0.030 m	

La porosidad no fue un parámetro que generó grandes cambios en el comportamiento y configuración de la pluma, debido a que los valores analizados estuvieron dentro del rango para los materiales gruesos conformados por gravas o arenas (Freeze y Cherry, 1979). La distribución espacial de la porosidad asignada en las diferentes corridas para las capas del sistema acuífero, no representó cambios significativos en la obtención de los valores para las líneas de igual concentración del sistema. No se obtuvieron comportamientos atípicos en la realización de las diferentes corridas cuando se implementó la variación en los valores de la porosidad.

6.9.2 Sensibilidad a la dispersividad

En lo concerniente a la sensibilidad del sistema respecto a los valores de las dispersividades, se realizaron varias corridas para simular el transporte de contaminantes en el acuífero alterando los valores de dichas dispersividades que fueron previamente calibrados. Los rangos de variación se determinaron considerando los resultados generados por Gelhar et al. (1992), para acuíferos compuestos principalmente por arenas y gravas, correspondiente a los materiales prevalecientes en las capas 1 a 11 para el acuífero del presente estudio. Respecto al valor de dispersividad longitudinal adoptado para la capa 12 (material arcillo-limoso), se estableció dentro del rango de 1 a 5, considerando lo reportado por Gelhar et al. (1992), donde se especifican acuíferos conformados por una combinación de arenas finas y limos.

En este sentido la relación entre los valores de las dispersividades para el modelo calibrado fue de 1:3.33 y 1:30, para las dispersividades longitudinal:transversal-horizontal y transversal-horizontal:transversal-vertical, respectivamente. La relación de los valores para el análisis de sensibilidad, los cuales generaron los rangos inferior y superior fueron de 1:5 para las dispersividades en las tres direcciones principales (ver tabla 6.7). Simulaciones adicionales para obtener las concentraciones de cloruros con la variación de los valores de dispersividad fueron realizadas para los años 2000 y 2006.

Al igual que la sensibilidad del modelo a la porosidad, la sensibilidad del modelo a los cambios en los valores de dispersividad no generó distorsiones importante en la configuración de la pluma para las simulaciones generadas en los años 2000 y 2006. Los resultados de las concentraciones obtenidas en las simulaciones para las líneas de igual concentración correspondientes a los cloruros, reportaron valores muy similares respecto a los obtenidos en las simulaciones del modelo calibrado.

6.10 Efectos de la operación y funcionamiento futuros del vertedero

El modelo de transporte de soluto debidamente calibrado se utilizó para evaluar el probable comportamiento evolutivo de la pluma contaminante, con el objeto de poder determinar la persistencia y forma del soluto en el sistema acuífero. Diferentes alternativas acerca del funcionamiento futuro que pueda presentar el vertedero se analizaron con la finalidad de prever los cambios que pueda presentar la pluma, así como para saber la concentración y persistencia que pudiera preservar el soluto en el medio poroso.

Se analizaron tres escenarios futuros suponiendo las configuraciones físicas más probables que pudieran adoptar las autoridades competentes referente al manejo funcional del vertedero a corto plazo; para lo cual se analizaron dichos escenarios con el modelo de transporte de solutos. Las simulaciones son consideradas con fines de investigación en el comportamiento del soluto en esta zona de estudio y no pretenden recomendar la adopción de algún escenario en particular en la forma futura de operación del vertedero, ya que la dinámica de funcionamiento del vertedero puede ser muy variable, por lo que los resultados de estas simulaciones pueden contener ciertas limitaciones.

Para todas las simulaciones se considera que el funcionamiento del vertedero continua a partir del año 2006, motivo por el cual las propiedades del acuífero se consideraron similares a las previamente adoptadas, aunque cabe mencionar, que la simulación individual de cada uno de los escenarios puede generar cambios en el comportamiento del sistema de flujo del acuífero, fue necesario el considerar en la mayoría de los casos, las variaciones en los niveles acuíferos del sistema a través del tiempo.

6.10.1 Escenario 1: Vertedero sin ningún tratamiento en la capa superior

La consideración de esta alternativa futura de funcionamiento del vertedero se debe principalmente a la probable escasez de recursos económicos que en determinado momento se pueda tener en la administración municipal del Ayuntamiento de Metepec. El material de la capa superior del vertedero se considera inexistente, esto es, muy seguramente estará compuesto por capas de basura y tierra vegetal entremezcladas, generando esta condicionante física, una alta permeabilidad.

Por esta razón a las capas superiores se les consideró formadas por materiales con conductividades de 9×10^{-3} m/s en las direcciones x y y , así como de 9×10^{-4} m/s en la dirección z . La concentración del lixiviado en el cuerpo del vertedero fue establecida con los valores máximos para la concentración de cloruros previamente descrita. Este escenario definitivamente prevé las condiciones más desfavorables de operación del vertedero, ya que la aportación del agua pluvial que se pueda presentar en superficie será máxima, afectada esta precipitación por el poco escurrimiento que se tenga en los taludes superiores del propio cuerpo del vertedero.

La configuración de la pluma y sus concentraciones para los años 2010, 2015 y 2020 se muestran en la figura 6.31. Para el año 2010 valores cercanos a los 500 mg/l de cloruro se presentan en la periferia del pozo de la “Chacra”, así como del orden de 380 mg/l en el pozo “Vialidad”. Se observa claramente que la conformación y concentraciones de la pluma se extienden considerablemente en las direcciones longitudinal y transversal horizontal (x y y).

En la frontera noreste del vertedero cercano al pozo de observación PO-9, se presentan concentraciones de cloruros del orden de los 3,700 mg/l, representando un incremento en el aporte del soluto proveniente del vertedero. En el año 2015 la pluma muestra transformaciones mínimas en su configuración, ya que continua la aportación del agua pluvial en la parte superior del vertedero aumentando el contenido de humedad de los propios residuos, así como las concentraciones al interior del vertedero siendo del orden de 4,000 mg/l. Las concentraciones altas aún persisten en la frontera noreste del vertedero con la consideración de que el vertedero no será sujeto de tratamiento alguno en la capa superior que conforma el domo de su actual estructura.

Para el año 2020, derivado de la nula protección que se tiene en la capa superior del cuerpo del vertedero, la pluma ha continuado su migración hacia las porciones norte de la zona de estudio. Sin embargo se puede apreciar que las isolíneas de cloruros no han avanzado de forma significativa para el periodo de tiempo del año 2015 al 2020, permaneciendo espacialmente en el mismo lugar. El comportamiento evolutivo de la pluma contaminante ha sido estacionario al menos en los resultados obtenidos para el último año de simulación.

Este comportamiento probablemente se deba a las características propias del cloruro, ya que no es sujeto al decaimiento biológico, adsorción ni precipitación química. Aunque con la interacción del agua subterránea y el soluto no se descarta la posibilidad que los cloruros se vean influenciados por el fenómeno de dilución.

6.10.2 Escenario 2: Vertedero con capa superior compuesta de materiales semi-permeables

El trato intermitente de mejoramiento que ha tenido el vertedero desde hace un par de años se consideró en la adopción de esta alternativa de funcionamiento. La colocación de capas superiores de mediana permeabilidad en la cubierta del vertedero es un escenario que muy probablemente puede ocurrir a corto plazo, lo anterior debido a que los costos de implementar materiales con la calidad adecuada están en muchas ocasiones fuera del alcance presupuestal de los Ayuntamientos.

Figura 6.29 Concentraciones de cloruros al interior del vertedero y en la periferia de su frontera noreste, resultados obtenidos en las muestras analizadas durante las campañas de muestreo.

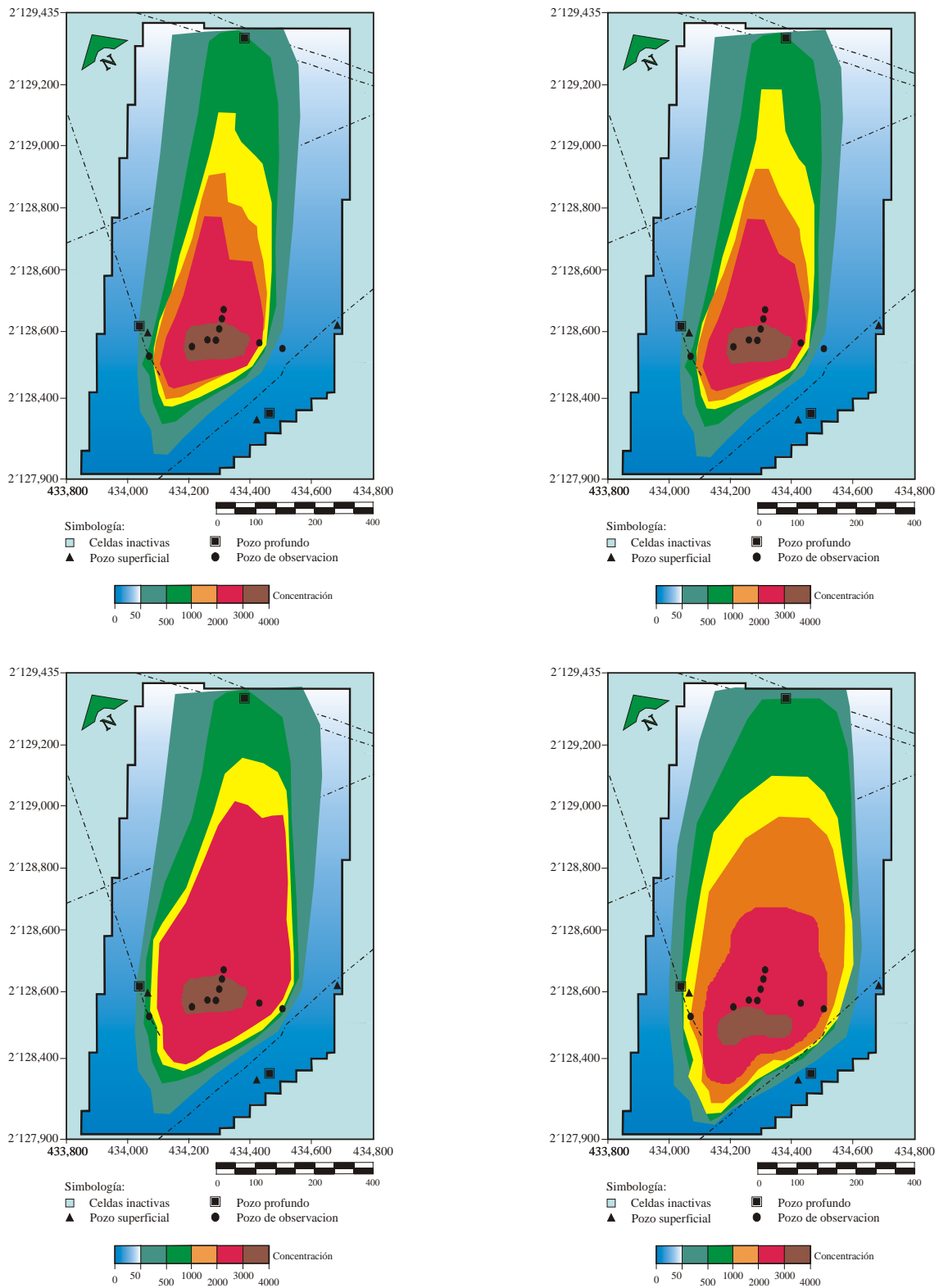


Figura 6.30 Concentraciones y configuración de la pluma considerando valores de porosidad de 0.27 y 0.33, a) Para el año 2000; b) año 2006.

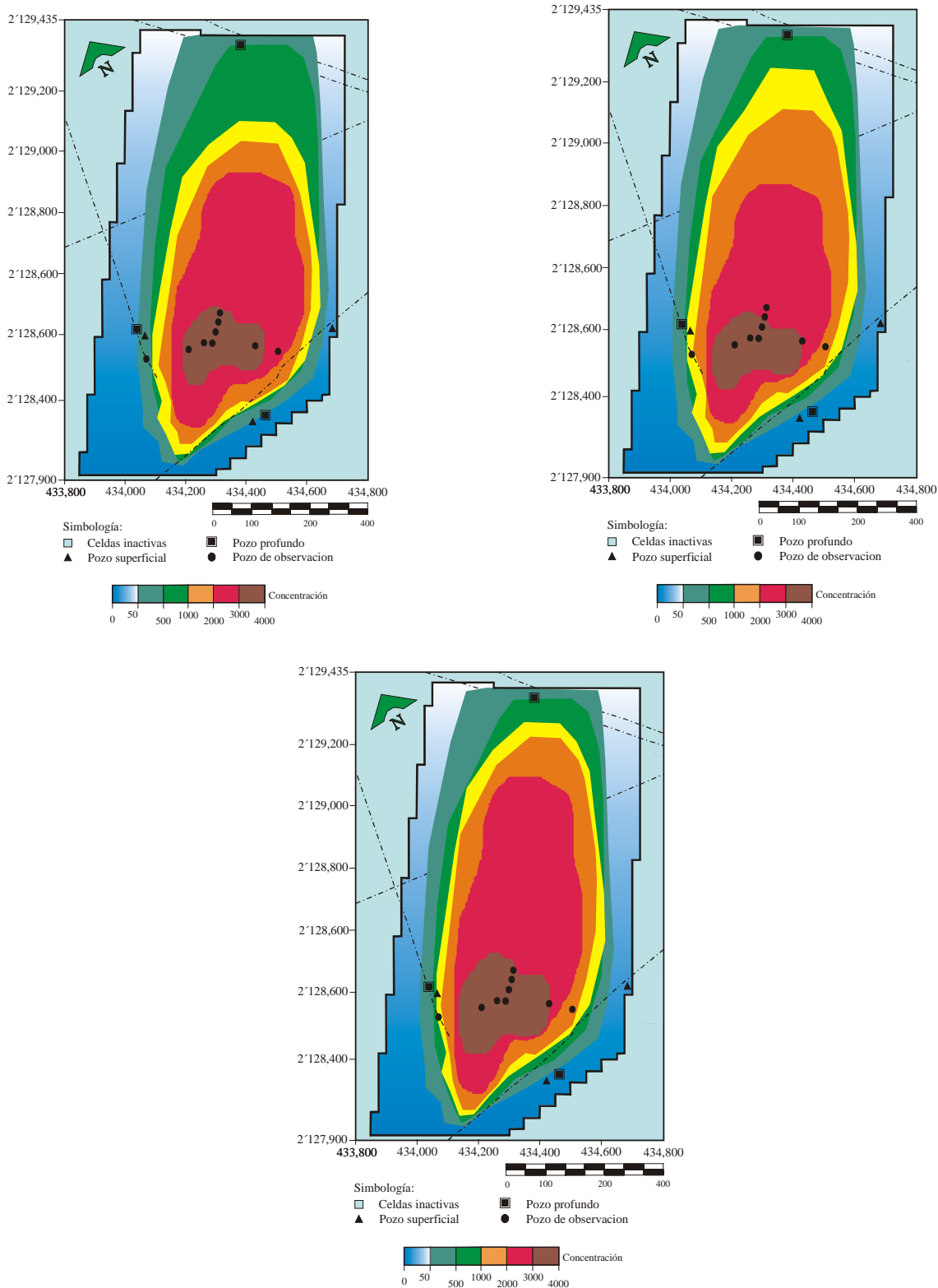


Figura 6.31 Concentraciones y configuración de la pluma considerando un funcionamiento futuro sin ninguna protección en la capa superior del vertedero.

A las capas superiores se les consideró formadas por materiales con conductividades de 1.65×10^{-4} m/s en las direcciones x y y , así como de un 10% respecto al valor antes señalado en la dirección z , esto es, 1.65×10^{-5} m/s en la dirección transversal-vertical. La concentración del lixiviado en el cuerpo del vertedero fue considerada con los valores máximos para la concentración de cloruros previamente descrita. Esta alternativa en el funcionamiento futuro del vertedero toma en cuenta una protección mediana en su cubierta, lo que generará condiciones de operación muy acordes a la realidad inmediata.

Con esta alternativa se podrían evitar en mediana escala escurrimientos considerable al interior del cuerpo del vertedero, lo que ayudará en gran medida a disminuir la aportación pluvial en superficie, restringiendo asimismo, la generación del lixiviado por la continua descomposición de la basura. La configuración de la pluma y sus concentraciones para los años 2010, 2015 y 2020 se muestran en la figura 6.32.

La forma del frente contaminante para esta alternativa en el año 2010 ha presentado un proceso evolutivo del tipo advectivo, ya que al disminuir de forma considerable la impulsión en la fuente contaminante, motivado por la colocación de capas de material semi-permeable en la parte superior del vertedero, la pluma se ha trasladado conjuntamente con el avance del sistema de flujo, presentando una formación semi-circular con concentraciones de hasta 1,360 mg/l al centro del frente contaminante. Las concentraciones disminuyen a medida que se incrementa la superficie de la pluma, para de este modo, tener valores de 80 y 400 mg/l en las concentraciones de cloruros en las cercanías de los pozos la “Chacra” y “Vialidad”, respectivamente.

Respecto al pozo de observación PO-9, la concentración de cloruro que prevalecerá en la cercanía de esta estructura será de 540 mg/l, lo que representará la presencia de importantes atenuaciones en los fenómenos de transporte del soluto, ya que en la modelación se utilizaron concentraciones máximas al interior del vertedero, pero las concentraciones e infiltraciones temporales que se tengan de los solutos y del agua pluvial que acontecen al interior del vertedero disminuyen considerablemente por la colocación de materiales semi-permeables en la cubierta superior del vertedero.

Para el año 2015 se observa en la figura 6.32 una modificación en la configuración física de la pluma. La impulsión en la fuente ha disminuido el aporte de lixiviado hacia el sistema derivado de la protección parcial en la superficie del vertedero, por lo que la concentración en la fuente también disminuye a 1,100 mg/l. La concentración cercana al pozo la “Chacra” se redujo también, presentando valores próximos a 70 mg/l. No obstante, para el pozo “Vialidad” persisten las concentraciones que se tenían hace 5 años, más aún, el frente contaminante delinea una configuración particular ya que dos masas de cloruros con concentraciones de hasta los 1,200 mg/l se presentan en las porciones norte y sur. Lo anterior indicaría que el transporte en la dirección de la vía del flujo es persistente, sin embargo, la concentración de las isolíneas previas a dicho pozo son menores.

En el año 2020, se observa la existencia de isolíneas de concentración del orden de 1,000 mg/l al norte de la zona de estudio, representando el transporte de masa de soluto en la dirección longitudinal. La concentración en la fuente presenta valores de 1,200 mg/l indicando una baja en el aporte del lixiviado del vertedero hacia el sistema acuífero. Para la concentración cercana al pozo “Vialidad”, se observan disminuciones considerables, teniendo líneas de igual concentración de 70 mg/l, estas disminuciones son debido quizás a la probable dilución del soluto interactuando con el agua subterránea del acuífero.

6.10.3 Escenario 3: Vertedero con capa superior compuesta de materiales impermeables

Las condiciones óptimas de funcionamiento que se pretende sean implementadas en el vertedero fueron modeladas en la alternativa de este apartado. Se prevé que en la porción superior del cuerpo del vertedero se coloque una capa de material altamente impermeable, los cuales pueden ser materiales con alto contenido de arcillas, debidamente compactados, que contengan una humedad óptima y que puedan ser sometidos a una compactación adecuada. Materiales con estas propiedades fueron considerados para poder proporcionar la característica de alta permeabilidad. Asimismo será necesaria la instalación de un acabado a base de pastos, los cuales se deberán de colocar sobre la superficie del material impermeable, lo que permitirá en un alto porcentaje la retención del agua pluvial en la vegetación existente evitando también la infiltración hacia el interior del cuerpo del vertedero.

A las capas superiores se les consideró formadas por materiales con conductividades de 2.3×10^{-9} m/s en las direcciones x y y , así como de 2.3×10^{-10} m/s en la dirección z . La configuración de la pluma y sus concentraciones para los años 2010, 2015 y 2020 se muestran en la figura 6.33. Con la colocación de la capa impermeable en la zona superior del vertedero las simulaciones de este escenario para el año 2010 indican en primera instancia, que la concentración en la fuente disminuye de forma considerable, teniendo valores de concentraciones cercanos a los 1,000 mg/l al interior del vertedero. Con esta disminución en la fuente contaminante, así como en la propia impulsión inicial, las líneas de igual concentración en las direcciones longitudinal y transversal horizontal también redujeron sus valores de forma considerable.

En la periferia del pozo denominado la “Chacra” para este mismo año de 2010, los cloruros presentarán concentraciones no mayores a los 350 mg/l, sin embargo y debido al transporte continuo de la pluma contaminante en las cercanías del pozo “Vialidad”, las concentraciones presentan valores próximos a los 450 mg/l, lo que hace suponer que en esta dirección se acentúa el transporte, motivado tal vez por la persistencia del soluto en el sistema acuífero, así como por la convergencia de las líneas de flujo en la dirección noreste donde precisamente se ubica el pozo “Vialidad”, no obstante la lejanía de la fuente contaminante respecto a este pozo de agua.

Para los años 2015 y 2020 se presenta en la configuración de la pluma un comportamiento muy distinto del que se tiene para el año 2010, ya que las concentraciones al interior del vertedero disminuyen hasta tener valores cercanos a los 50 mg/l para los años 2015 y 2020. Se observa que las concentraciones de cloruros han disminuido de forma satisfactoria hasta alcanzar valores muy próximos a las condiciones naturales en el agua subterránea del sistema acuífero, determinándose que las concentraciones decayeron drásticamente respecto a la concentración inicial que se consideró actuar directamente para el año 2006 al interior del vertedero. Referente a las concentraciones de cloruros que se presentan en las cercanías de los pozos de agua, para el año 2015, se tienen valores de 50 mg/l y de 250 mg/l para los pozos “Chacra” y “Vialidad”, respectivamente.

En el año 2020 de simulación, concentraciones mínimas correspondientes a los valores de 50 mg/l en la fuente fueron determinadas con la modelación. Se infiere un descenso obvio en las concentraciones que se obtienen en las periferias de los pozos de agua y en general en la configuración de la pluma de contaminantes que se tenía inmersa en el sistema acuífero. Concentraciones de cloruros de 50 mg/l y de 250 mg/l se determinaron en las cercanías de los pozos “Chacra” y “Vialidad”, respectivamente. Indicando un comportamiento similar del frente contaminante al determinado previamente en el año 2015, no obstante se infiere que la pluma contaminante aún coexiste en el sistema.

Lo anterior indica que si bien la fuente contaminante representada por el vertedero continua con su proceso de descomposición, la colocación de una capa impermeable en su porción superior podría detener este proceso. Esta capa impermeable ayudará de forma significativa con la atenuación en la generación del lixiviado, así como con la disminución de las concentraciones de cloruros y de solutos al interior de la fuente, contaminantes que inciden directamente con la calidad del agua en las zonas periféricas del vertedero.

La percolación del lixiviado hacia la zona del acuífero disminuirá en cantidad y en concentración, permitiendo reducir el grado de contaminación que presenta el sistema hoy en día. La atenuación en la concentración de contaminantes que se pudiera tener con la colocación de una capa de materiales impermeables en la porción superior del domo del vertedero, induce que para periodos de tiempo futuros de hasta 15 años la pluma prevalecerá con concentraciones bajas, muy próximas a las condiciones naturales de la mayoría de los sistemas acuíferos.

Asimismo con el objeto de conocer a detalle el potencial efecto contaminante de la pluma respecto a su ubicación territorial, además de considerar el proceso evolutivo de sus concentraciones, se elaboraron gráficas que muestran la susceptibilidad del acuífero en ciertos puntos. Relaciones para las concentraciones contra distancia para cinco años futuros de funcionamiento se observan en la figura 6.34. En la figura 6.34a se muestran los valores de la concentración a partir del vertedero, el cual no está sujeto a tratamiento alguno en su porción superior. Las concentraciones de hasta 4,354 mg/l que se tienen en la fuente presentan un decaimiento considerable para periodos de tiempo futuros en la dirección longitudinal.

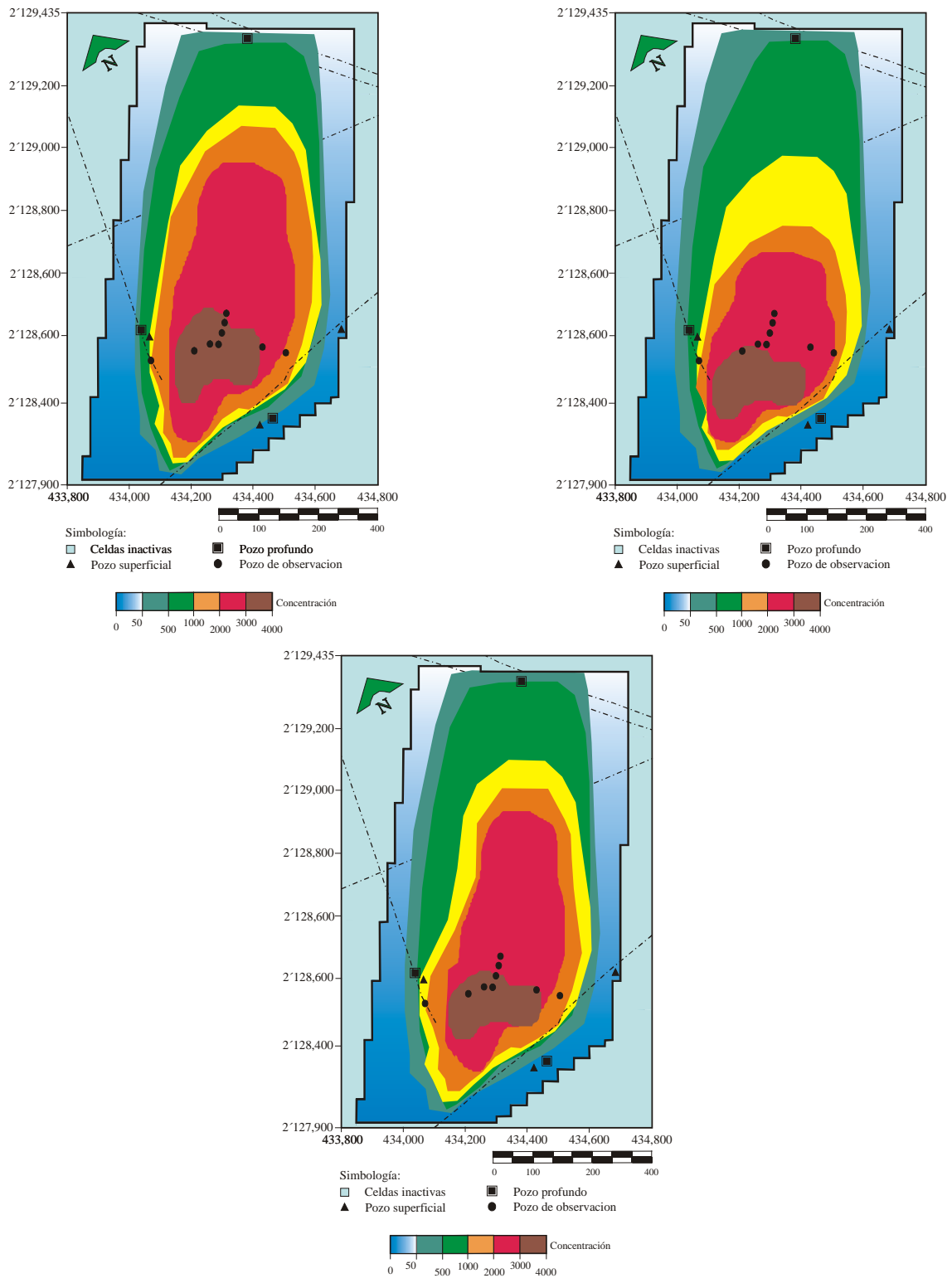


Figura 6.32 Concentraciones y configuración de la pluma considerando un funcionamiento futuro aplicando materiales de mediana permeabilidad en la capa superior del vertedero.

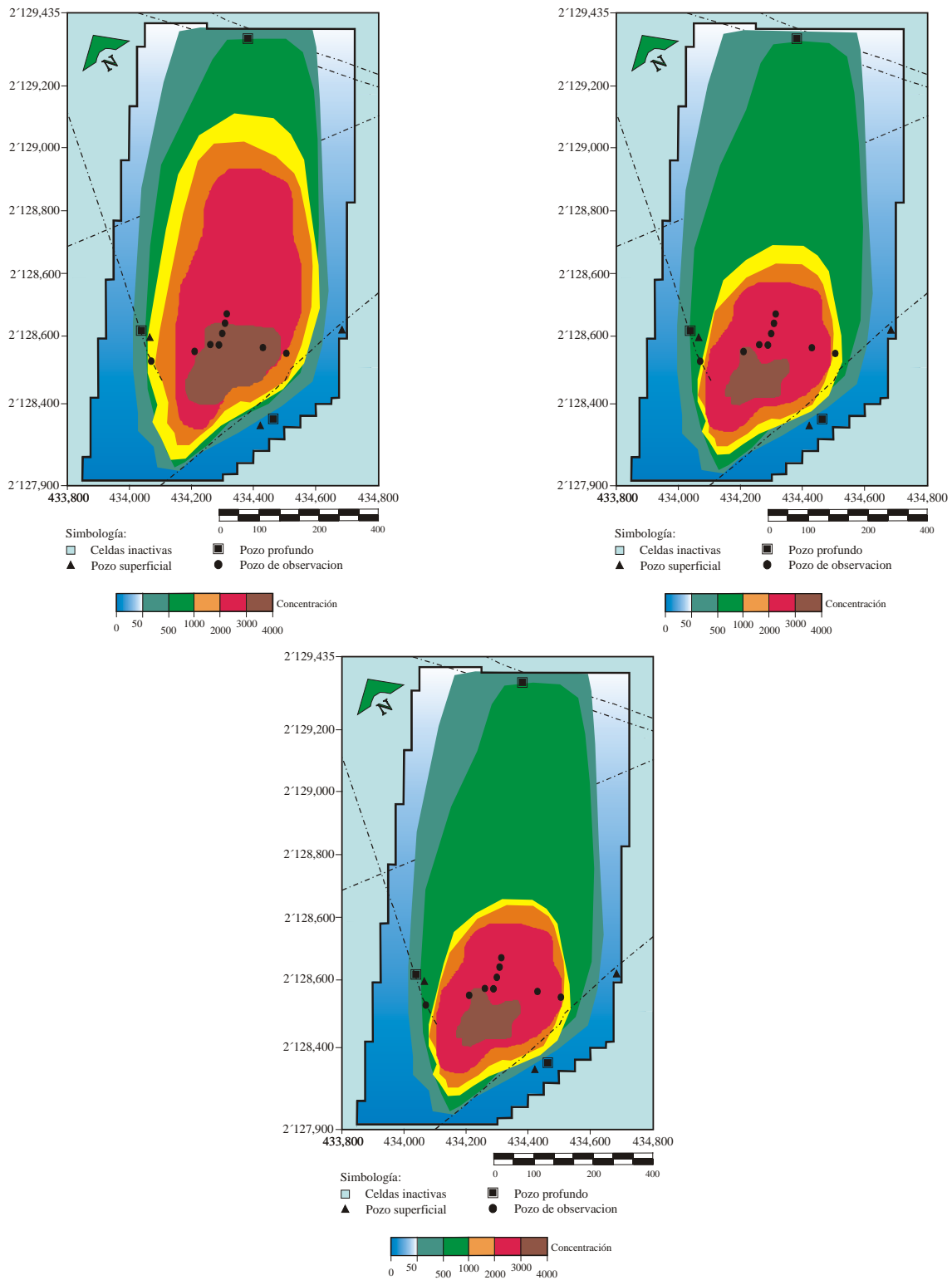


Figura 6.33 Concentraciones y configuración de la pluma considerando un funcionamiento futuro aplicando materiales de alta permeabilidad en la capa superior del vertedero.

Figura 6.34 Relaciones entre concentración vs. distancia para cinco años futuros del probable funcionamiento del vertedero: a). funcionamiento con capa superior sin tratamiento alguno; b). funcionamiento con capa superior compuesta de materiales semi-permeables y c). funcionamiento con capa superior compuesta de materiales permeables.

Para la distancia de 103 m donde se ubica el pozo la “Chacra” se podrán tener concentraciones mayores a los 1,100 mg/l a corto plazo inclusive, esto es, la fuente de abasto se encuentra extremadamente vulnerable por la presencia tan próxima del vertedero. Respecto a la vulnerabilidad que tendrá el pozo “Vialidad” se observa en la figura 6.34a que se tendrán concentraciones de hasta 567 mg/l para los periodos de tiempo subsecuentes, pero la concentración en esta porción de terreno se mantendrá casi constante teniendo, valores cercanos a los 400 mg/l en las concentraciones de cloruros, no obstante que este pozo se localiza aproximadamente a 1,100 m del vertedero en dirección norte.

Considerando un funcionamiento futuro del vertedero con capa superior compuesta de materiales semi-permeables, en la figura 6.34b se observa el comportamiento de la concentración de los cloruros también para diferentes periodos de tiempo. Con la aplicación de alguna protección en la porción superior del vertedero, se puede tener de forma inmediata una disminución considerable en las concentraciones iniciales del vertedero.

Valores de cloruros de hasta 3,515 mg/l se presentan en la fuente contaminante en los años iniciales, por lo que a partir de este punto y en dirección del pozo la “Chacra” se tienen decaimientos importantes en los valores de la concentración de cloruros, no obstante en las proximidades de este pozo, las concentraciones presentan valores para el año 2007 cercanos a los 1,000 mg/l. Posterior a este año las concentraciones decaen hasta los 440 mg/l, valor aún muy superior a la concentración de cloruro que se tiene en el acuífero de forma natural.

Referente a la concentración que se pudiera tener en las cercanías del pozo “Vialidad”, en los primeros años de funcionamiento futuro bajo la condición de tener una material semi-permeable en la capa superior del vertedero, en la figura 6.34b se aprecia que los valores de cloruros se mantienen en los cinco años de simulación futuros con concentraciones de hasta 400 mg/l, lo que denota claramente la persistencia en la concentración de cloruros aún tendiendo la pluma contaminante distancias considerables de transporte.

En la figura 6.34c se presentan los resultados comparativos del transporte de solutos considerando un funcionamiento futuro del vertedero con una capa de material de alta

permeabilidad en su porción superior. De forma inmediata el material permeable evitará la infiltración del agua lluvia hacia el cuerpo del vertedero disminuyendo asimismo, la tasa de lixiviado producido. Los valores de concentración de cloruros disminuyen drásticamente encontrándose en el rango de los 900 mg/l a los 1,100 mg/l para los años futuros de funcionamiento, lo que hace indicar que la concentración al igual que el volumen de lixiviado también disminuirá.

En las cercanías del pozo la “Chacra” la concentración para el año 2007 es próxima a los 1,000 mg/l, sin embargo para los cuatro años subsecuentes, la concentración disminuye hasta los 285 mg/l, valor aún mayor a la concentración natural de cloruros que se tiene naturalmente en el sistema acuífero. Cercano al pozo “Vialidad” la concentración de cloruros presenta valores entre los 563 mg/l a los 395 mg/l para los años 2007 a 2011. Lo anterior indica muy probablemente que los cloruros en la dirección longitudinal permanecerán con valores relativamente altos aún después de haberse transportado longitudes de hasta 1,100 m para periodos de tiempo de hasta 5 años.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

7.1 Conclusiones y recomendaciones

El presente trabajo de investigación comprendió un estudio integral, considerando entre otros aspectos, una extensa recopilación de información acerca del estado del arte en vertederos. También incluyó el llevar a cabo la determinación de los aspectos geoeléctricos, hidrogeológicos, geoquímicos y de modelación, analítica y numérica, para estimar el potencial transporte de contaminantes en el vertedero municipal de Metepec, Estado de México. El vertedero se localiza en las inmediaciones de una zona metropolitana, rodeado actualmente por núcleos de población, escuelas, universidades, centros comerciales y pozos de agua potable; estando inmerso dentro de la mancha urbana de la ciudad de Metepec, ya que el acelerado crecimiento que se tiene en este municipio provocó que este sitio destinado al confinamiento de residuos sólidos, represente hoy en día una fuente puntual contaminante del aire, suelo y agua de la zona que circunda al vertedero.

Con el estudio de la configuración topográfica se comprueba que la pendiente del terreno presenta disposición descendente en sentido norte y este. Mediante el estudio de los niveles de agua subterránea respecto a la ubicación del vertedero, se determinó que la dirección del flujo del sistema acuífero local es predominantemente en esta misma dirección. El gradiente hidráulico del sistema local muy probablemente es influenciado hacia esta dirección por la presencia de los pozos de extracción de agua localizados al norte y este del vertedero. El nivel freático del sistema se localiza inicialmente a 25 m respecto del nivel del terreno natural. Por lo que se establece que este nivel está interconectado con los estratos superficiales, interactuando estrechamente con el lixiviado que se genera en el vertedero, principalmente en la periferia del área que lo circunda.

Los resultados de la geofísica determinan que el vertedero posee una profundidad entre 25 y 30 m respecto al nivel del terreno natural. Está conformado por estratos de basura alternada con capas de material sólido, siendo las capas de basura las que tienen mayor espesor. En las zonas periféricas al vertedero, la geofísica relaciona la presencia de estratos de material sólido del tipo limo-arenoso principalmente, y en menor proporción, se infiere la presencia de material arcillo-limoso. En esta misma periferia a profundidades de 30 m se determina la presencia de lixiviados coexistiendo estrechamente con el material sólido.

Se comprobó que a profundidades de hasta 70 m los estratos existentes se componen en su mayoría por arenas y gravillas con intercalaciones de arcillas y, en menor proporción, prevalecen lentes de limos. La composición del material sólido que subyace al sitio predispuso que los lixiviados hayan migrado fuera de las fronteras del vertedero. El tipo de material sólido prevaleciente en esta zona influyó indudablemente en el comportamiento del vertedero generando que el sistema acuífero local esté contaminado hoy en día. Por lo anterior, la existencia de esta estructura de confinamiento se puede catalogar como una fuente puntual contaminante de las aguas subterráneas del acuífero local.

Los resultados del balance de lixiviado para un periodo de trabajo de 20 a 25 años indican que existe una fuerte correlación entre la cantidad de precipitación y la tasa de recarga. Para

el presente caso de estudio prevalece en la porción superior del vertedero un suelo totalmente descubierto, generando una tasa de infiltración mayor hacia el interior del vertedero, así como un decremento en el escurrimiento y, como consecuencia, un aumento en la generación de lixiviado, el cual se infiltra al acuífero que subyace al vertedero.

Se confirma que en las zonas ubicadas al sur del vertedero prevalecen bajas concentraciones en los iones principales contenidos en las aguas subterráneas, lo que indica que el agua existente en este sector sur, no ha sido impactada aún por los contaminantes provenientes del vertedero. Los lixiviados analizados presentan de forma general un pH alcalino, característico de vertederos que tienen periodos de funcionamiento mayores a 20 años. De los resultados obtenidos en los análisis químicos de los lixiviados, los valores de pH indican que el vertedero se encuentra muy probablemente en su etapa de descomposición metanogénica, debido a los valores alcalinos. Para los pozos superficiales el pH del lixiviado presenta valores de 6.50 a 6.66, indicando que el lixiviado es producto del depósito reciente de basura en las partes superiores del vertedero.

Los valores correspondientes a la relación DBO_5/DQO en los lixiviados indican la presencia de altos contenidos de materia orgánica. Se puede establecer que los valores correspondientes a la relación dada por la DBO_5/DQO es producto de la continua disposición de residuos sólidos en el sitio ya que aún se tiene recepción de basura en el sitio, no obstante, se sabe que estos compuestos orgánicos podrían ser biodegradados. Aunque los altos valores correspondientes a la DQO indican también, la presencia de compuestos orgánicos persistentes.

Las concentraciones de metales traza en el lixiviado son bajas, por lo que no se consideran como un contaminante potencial existente en la zona de estudio. No obstante las concentraciones de plomo y mercurio determinadas en la frontera exterior del vertedero, son de 2 y 7 ordenes de magnitud mayores a lo establecido en la norma NOM-127-SSA1-1994, respectivamente. Sin embargo considerando el tipo de residuos que se depositan en el vertedero, se puede establecer que éste no es la fuente contaminante que genera la

existencia de los altos valores en las concentraciones de plomo y mercurio determinadas en la periferia del mismo. Referente a las altas concentraciones de cloruros en los lixiviados, se pueden relacionar seguramente con el funcionamiento del vertedero ya que continua recibiendo basura para su confinamiento.

Asimismo, las elevadas concentraciones de carbonatos, sulfatos, sodio y potasio generan de forma directa valores altos en la conductividad de los lixiviados. El rango de amonio obtenido indica la presencia de condiciones anaeróbicas en ciertas zonas del cuerpo del vertedero. Estas mismas condiciones anaeróbicas en el vertedero dan como resultado valores negativos en los resultados obtenidos para el Eh en el interior del vertedero.

La modelación analítica determinó de forma preliminar la formación, configuración y transporte de una pluma de lixiviado. Los valores de la dispersividad longitudinal y transversal generaron una pluma de forma rectangular, mostrando que físicamente en el sitio es posible encontrar una geometría simétrica de la pluma. La modelación numérica reprodujo de forma satisfactoria el comportamiento del sistema de flujo en estado estático y en estado transitorio. Con la modelación de flujo en estado estacionario se pudo establecer que el flujo de aguas subterráneas se da en dirección sur-norte, con cierta tendencia hacia el oriente; por lo que es posible definir que en el sistema prevalece un flujo en sentido noreste.

La modelación de flujo en estado transitorio confirmó el proceso evolutivo que ha tenido el sistema acuífero, motivado por el funcionamiento de los pozos la “Chacra” y “Vialidad”, los cuales actúan de forma significativa en el comportamiento de los niveles del acuífero local, influenciando hacia las porciones norte y este, la tendencia de los gradientes hidráulicos del sistema acuífero. La actividad permanente de bombeo incrementa los gradientes verticales del flujo de aguas subterráneas en la dirección de estos mismos pozos, provocando actualmente descensos en el nivel acuífero del orden de los 2 m anuales. Debido al continuo bombeo que se tiene en los pozos, así como a la estratigrafía prevaleciente en la zona, no se descarta la posibilidad que a mediano plazo los gradientes hidráulicos del acuífero aumenten en la dirección transversal-vertical.

La simulación numérica del transporte de solutos en estado transitorio permitió generar la configuración de una pluma contaminante originada de una fuente del tipo puntual constituida por el vertedero. La extensión de la pluma en su sección transversal corresponde con la extensión física actual del propio cuerpo del vertedero. Respecto a los valores obtenidos para las concentraciones en el año 2006, se determinaron altas concentraciones de cloruros en la frontera norte del vertedero. Concentraciones con valores de hasta 4,000 mg/l se obtuvieron con la modelación. Físicamente en campo se pueden relacionar estos valores con las salidas de lixiviado que escurren de los taludes que conforman el domo del vertedero. Después de 22 años de desplazamiento de la pluma contaminante (1984 a 2006), ésta se ha extendido gradiente abajo a partir del borde norte una longitud de 900 m en dirección de la vía preferencial del flujo de aguas subterráneas.

Considerando la dirección en sentido norte de la pluma, se establece que en la periferia del pozo la “Chacra” las concentraciones de cloruros tienen valores cercanos a los 300 mg/l, asimismo, en las inmediaciones del pozo “Vialidad” las concentraciones de cloruros son del orden de los 650 mg/l. Se comprueba la influencia contaminante en los límites de protección de los pozos de extracción, motivada por el desplazamiento de la pluma de lixiviados. Referente a la dirección perpendicular del flujo, la definición de la pluma alcanzó un ancho de 600 m, extendiéndose inclusive más allá de los bordes oriente y poniente de las fronteras del vertedero.

Con la modelación se comprueba que el transporte de la pluma ha contaminado de forma significativa el sistema acuífero local. Por lo que respecto al pozo denominado la “Chacra”, el cual se encuentra próximo al vertedero, el desplazamiento del lixiviado constituye un potencial riesgo contaminante para esta fuente de extracción de agua. Obviamente se determina que el vertedero ha impactado negativamente al acuífero local con el transporte de lixiviados, principalmente en las zonas cercanas a la frontera noreste del vertedero.

Los escenarios de simulación futuros se podrán considerar dentro de las estrategias a seguir, para sustentar la inminente acción contaminante que representa la existencia de un vertedero inmerso en las inmediaciones de una zona urbana. El desarrollo de la pluma

podrá seguirse debido a la implementación de la red de monitoreo local, estableciendo perfectamente su proceso evolutivo. Sin embargo la alta variación en los patrones del lixiviado pueden afectar el tamaño, localización y composición futura de la pluma.

Cabe mencionar que durante el avance de una investigación, como la desarrollada en el presente estudio, se enfrentan grandes retos al analizar sistemas representados por complejos escenarios hidrogeológicos, los cuales son en muchos casos alterados por la presencia de un vertedero construido sin infraestructura, generando invariablemente un frente contaminante no controlado.

Será necesaria la obtención de datos adicionales para conocer de forma detallada la dinámica futura que pueda desarrollar la pluma contaminante. El establecimiento de una red de monitoreo refinada que permita definir estrechamente la relación que tienen la pluma con el agua subterránea, será en definitiva una acción prioritaria por efectuar. Perforaciones adicionales y muestreos de la calidad del agua y de lixiviado serán necesarios para evaluar la evolución del frente contaminante. Con estas acciones se establecerán de forma puntual alternativas de solución que ayuden a obtener la remediación total del sitio. Los datos geológicos, químicos e hídricos adicionales podrán aportar un conocimiento amplio acerca del comportamiento de las variables que intervendrán en el funcionamiento futuro del vertedero, para poder mitigar el potencial riesgo contaminante que implica hoy por hoy.

Con el conocimiento que se tiene del sitio de estudio actualmente, es posible exhortar al desarrollo de trabajos de investigación futuros orientados a la remediación del sistema acuífero local, siguiendo líneas de investigación relacionadas con el tratamiento y recirculación de lixiviados, degradación, barreras permeables reactivas, bombeo de caudales óptimos y biodegradación, entre otros.

Bibliografía

- Anderson, M. P. 1984.** 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. pp 37-45.
- Anderson, M. P. and Woessner, W. W. 1992.** Applied Groundwater Modeling, Simulation of Flow and Advective Transport. Academy Press Inc. San Diego, CA. 381 p.
- Badillo, J. y Rodríguez, R. 1973.** Mecánica de Suelos, Tomo I: Fundamentos de la Mecánica de Suelos. Editorial Limusa-Noriega, México, D. F. 644 p.
- Baedecker, M. J. and Back, F. 1979.** Hydrogeological processes and chemical reactions at a landfill. Groundwater 17: 471-429.
- Batu, V. 2006.** Applied Flow and Solute Transport Modeling in Aquifers: Fundamental Principles and Analytical and Numerical Methods. Taylor & Francis Group. 696 p.
- Bedient, P. B., Eyles, N., and Newell, C. J. 1999.** Groundwater Remediation: New Jersey, Prentice-Hall, Inc., 541 p.
- Berger, K. 1999.** Validation of the Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) model for simulating the water balance cover systems. Environmental Geology. 39(11): pp 1261-1274.
- Calmbach, L. and Waterloo Hydrogeologic, Inc. 1999.** AquaChem v. 3.7, User's Manual. Aqueous Geochemical Data Analysis, Plotting and Modeling.
- CCRECRL. 1993.** Comisión Coordinadora para la Recuperación Ecológica de la Cuenca del Río Lerma, Atlas Ecológico de la Cuenca Hidrográfica del río Lerma. México. Gobierno del Estado de México. México. 414 p.
- Cherry, J. A., Barker, J. F., Zapico, M., Moore, M. and Gensky, N. 1985.** Hazardous organic chemicals in groundwater at Ontario landfills. Proc. Technology Transfer Conference No. 6, Ministry of the Environment, Toronto, Ontario. pp 14-45.
- Cherry, J. A., Macquarrie, K. T. B. and Ruland, W. W. 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.
- Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Bjerg, P. L. and Jensen, D. H. 2001.** Biogeochemistry of Landfill Leachate Plumes. Applied Geochemistry 16, pp 659-718.
- Clark, T. P. and Piskin, R. 1977.** Chemical quality and indicator parameters for monitoring landfill leachate in Illinois. Environmental Geology, I, pp 329-339.
- CNA. 1996.** Estudio para el diseño de redes de monitoreo de los acuíferos de los Valles de Toluca y Atlacomulco-Ixtlahuaca, en el Estado de México, Tomo I y Tomo II, Informe final, México, D.F. 66 p.
- CNA. 1997.** Actualización de mediciones piezométricas de los acuíferos reactivados en los Valles de Toluca y Atlacomulco-Ixtlahuaca, Estado de México, México, D.F. 26 p.

- CNA. 2003.** Manual de Agua Potable Alcantarillado y Saneamiento. México. Modulo V, Tema: Geotécnia, Libro: Prospección Geoeléctrica y Registros Geofísicos de Pozos. D.F. 238 p.
- Collins, R. E. 1961.** Flow of Fluids through porous materials: Reinhold Publishing Corp. N. Y. 270 p.
- DGCOH. 1992.** Estudio Hidrogeológico regional de los Valles de Toluca e Ixtlahuaca, Grupo Herram de México, Tomo I, Informe Final, 214 p.
- DOF, Diario Oficial de la Federación. 2003.** Ley General para la Prevención y Gestión Integral de los Residuos. México, D.F. 33 p.
- Drever, J. I. 1997.** The Geochemistry of Natural Waters. Surface and Groundwater Environments. Prentice Hall. Upper Saddle River, N. J. 455 p.
- Ehrig, H. J. 1983.** Quality and Quantity of Sanitary Landfill Leachate. Waste Management and Research. 1: pp 53-68.
- Ehrig, H. J. 1999.** Cantidad y contenido de lixiviados de rellenos de desechos domésticos. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, CEPIS. Organización Mundial de la Salud, OMS. Web Master. Cantidad. Html. 12 p.
- Ehrig, H. J. and Scheelhaase, T. 1993.** Pollution Potential and Long Term Behaviour of Sanitary Landfills. Proc., Fourth International Landfill Conference, Sardinia, pp 1203-1225.
- Esteller, M. V. and Díaz Delgado, C. 2002.** Environmental Effects of Aquifer Overexploitation : A Case Study in the Highlands of Mexico. Environmental Management, 29(2), pp 266-278.
- Farquar, G. J. 1988** Leachate: Production and Characterization. Canadian Journal Civ. Engineering 16: pp 317-325.
- Fatta, D., Naoum, C., Karlis, P. and Loizidou, M. 2000.** Numerical Simulation of Flow and Contaminant Migration at a Municipal Landfill. Journal of Environmental Hydrology, 8 (16), pp 1-11.
- Fatta, D., Papadopoulos, A. and Loizidou, M. 1999.** A Study on the Landfill Leachate and Its Impact on the Groundwater Quality of the Greater Area. Environmental Geochemistry and Health. 21: pp 175-190.
- Feinstein, D. T. and Guo, W. 2004.** STANMOD: A Suite of Windows-Based Programs for Evaluating Solute Transport. Software Spotlight. Journal of Groundwater. 42(4): pp 482-487.
- Fenn, D. G., Hanley, K. J., and Degeare, T. V. 1975.** Use of water balance method for predicting leachate generation at solid waste disposal sites. EPA-530/SW-169, U. S. Environmental protection Agency, Cincinnati, OH.
- Fetter, C. W. 1999.** Contaminant Hydrogeology. 2a edition. Prentice Hall. N. J. 500 p.
- Franke, O. L. Reilly, T. E., and Bennett, G. D. 1987.** Definition of Boundary and initial conditions in the analysis of saturated ground-water systems- Results implications of numerical experiments: U.S. Geological Survey Water Supply Paper 2315, 19 p.
- Freeze, R. A. and Cherry, J. A. 1979.** Groundwater. Prentice Hall, Englewood Cliffs, N. J. 604 p.
- Friedman, M. A. 1988.** Volatile Organic compounds in groundwater and leachate at Wisconsin landfills. Wisconsin Department of Natural Resources, PUBL-WR-192, 79 p.
- Fuller, W. H. 1978.** Investigation of landfill leachate pollutant attenuation by soils. EPA-600/2-78-156. U. S. Environmental protection Agency, Cincinnati, OH.

- Gehrels, J. and Puumala, M. 2000.** A Method for predicting chloride Concentrations in Leachate at natural Attenuation Landfills in the Precambrian Shield regions of Ontario, Canada. Ground Water Monitoring Remediation, GWMR, pp 169-176.
- Gelhar, L. W., Welty, C. and Rehfeldt, K. R. 1992.** A Critical Review of Data on Field-Scale Dispersion in Aquifers. Water Resources Research, 28, pp 1955-1974.
- Gilbeault, M. and Lesieur, M. E. 1999.** In-Situ Groundwater Velocity Measurements. University of Waterloo. 23 p.
- Glynn, W. K. 1985.** Treatability of contaminated groundwater from two hazardous waste sites. In: Proceedings of the Eighth Annual Madison Waste Conference, 17-36 pp. University of Wisconsin, Madison, September 18-19.
- Gogolev, M. 2001.** Laboratory exercise. VisualHELP, user's manual. Waterloo Hydrogeologic, Inc. 36 p.
- Griffin, R. A. and Shim, N. F. 1978.** Attenuation of pollutants in municipal landfill leachate by clay minerals. US Environmental Protection Agency, EPA-600/2-78-157.
- Guiguer, N. and Franz, T. 1996.** VisualMODFLOW User's Manual. Waterloo Hydrogeologic, Inc. Waterloo, Ontario, Canada. 315 p.
- H. Ayuntamiento de Metepec. 2002.** Proyecto de reordenamiento, operación y clausura "Socavón Municipal de Metepec, Edo. de Méx." VIGUE S. A de C. V. México. 340 p.
- Harbaugh, A. W., Banta, E. R., Hill, M. C. and McDonald, M. G. 2000.** MODFLOW-2000, The U.S. Geological Ground-Water Model-User guide to modularization concepts and the ground-water flow process: U.S. Geological Survey Open File Report 00-92, 121 p.
- Harmsen, J. 1983.** Identification of organic compounds in leachate from a waste tip. Water Res., 17, pp 669-705.
- Herrera, M. E. y Sánchez Zavala, J. L. 1994.** Estratificación y Recursos Minerales del Estado de México. Memoria y mapas. Gobierno del Estado de México. Secretaria de Desarrollo Económico.
- Howard, K. W. F., Eyles, N. and Livingstone, S. 1996.** Municipal landfilling practice and its impact on groundwater resources in and around urban Toronto, Canada. Hydrogeology Journal 4 (1), pp 64-79.
- IMAM. 2005.** Informe de la Situación del Medio Ambiente en México, Compendio de Estadísticas Ambientales. Secretaria del Medio Ambiente y Recursos Naturales. México, D.F. 380 p.
- INEGI. 2000.** XII Censo General de Población y vivienda. México.
- James, S. C. 1977.** Metals in municipal landfill leachate and their health effects. American Journal of Public Health, 67, pp 429-432.
- Javandel, I., Doughty, C. and Tsang, C. F. 1984.** Groundwater Transport: Handbook of mathematical models. American Geophysical Union. Washington, D. C. 228 p.
- Johnson, R. L., Cherry, J. A. and Pankow, J. F. 1989.** Diffusive contaminant transport in natural clay: A field example and implications for clay-lined waste disposal sites. Environmental Science and Technology, 23: pp 340-349.
- Kehew, A. E. 2001.** Applied Chemical Hydrogeology. Prentice Hall. Upper Saddle River, N. J. 368 p.

- King, K. S., Quigley, R. M., Fernandez, F., Reades, D. W. and Bacopoulos, A. 1993.** Hydraulic conductivity and diffusion monitoring of the Keele valley landfill liner, Maple, Ontario. *Canadian Geotechnical Journal*, 30: pp 124-134.
- Kimmel, G. E. y Braids, O. C. 1980.** Leachate plumes in groundwater from Babylon and Islip Landfills, Long Island, New York, Washington, D. C. US Geological Survey (Geological Survey Professional Paper 1085).
- Kjeldsen, P. 1993.** Groundwater Pollution source characterization of an old Landfill. *Journal Hydrologic*. 142: pp 349-371.
- Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Rügge, K., Christensen, T. H. and Pedersen, J. K. 1998.** Characterization of and old landfill (Grindsted, Denmark) as a groundwater pollution source: Landfill hydrology and leachate migration. *Waste Manag. Res* 16, pp 14-22.
- Kjeldsen, P. and Christopersen, T. H. 2000.** Composition of Leachate from old landfills in Denmark. Submitted.
- Kmet, P. and McGinley, P. M. 1982.** Chemical characteristics of leachate from municipal solid waste landfills in Wisconsin. In: *Proceedings of the Fifth Annual Madison Waste Conference*,. University of Wisconsin, Madison, September 22-24, pp 225-254.
- Koerner, R. M. and Daniel, D. E. 1997.** Final covers for solid waste landfills and abandoned dumps. ASCE Press, Reston, VA.
- Lambe, T. W. and Whitman, R. V. 1999.** *Soils Mechanics. (Series in Soil Engineering)*. Wiley. 553 p
- Lee, G. F. 1995.** Management of Hazardous Wastes: Issues in Mexico. Presentation Greenpace Mexico Conference. Foro Ciudadano sobre desechos Tóxicos. San Luis Potosí, San Luis Potosí, México.
- Leij, F. J. and S. A. Bradford. 1994.** 3DADE: A computer code for evaluating three-dimensional equilibrium solute transport in porous media, version 1.0. Riverside, California: U. S. Salinity Laboratory. Research Report No. 134. 81 p.
- Lerner, D. N. and R. M. Davison. 2002.** Groundwater monitoring. *Encyclopedia of Environmetrics*, V. 2. John Wiley & Sons, pp 960-974.
- Lesser y Asociados S. A. 1992.** Estudio para el diagnóstico del acuífero del Valle de Toluca, para implementar la reglamentación del agua subterránea. Contrato No. DIA 92-21-C.
- Mcbean, E. A., Rovers, F. A. and Farquhar, G. J. 1995.** *Solid Waste landfill engineering and design*. Prentice Hall, Englewood Clifts. 544 p.
- McDonald, M. G and Harbaugh, A. W. 1984.** A Modular Three-Dimensional Finite-Difference Ground Water Flow Model, Open file Report 83-875, U.S. Geological Survey, National Center, National Center, Reston Virginia. 528 p.
- Mckay, R., Riley, M. S. and Williams, G. M. 2001.** Simulating groundwater contaminant migration at Villa Farm Lagoons. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*. 34: pp 215-224.
- Munro, I. R. P., Macquarrie, K. T. B., Valsangkar, A. J. and Kan, K. T. 1997.** Migration of landfill leachate into a shallow clayey till in southern New Brunswick: a field and modeling investigation. *Can. Geotech. J.* 34, pp 204-219.
- Neuman, S. P. 1990.** Universal Scaling of Hydraulics Conductivities and Dispersivities in Geologic Media. *Water Resources Research*. 26(8): pp 1749-1758.

- Neville, J. C. 2003.** Field Methods in Hydrogeology, The Interpretation of Slug Tests. S.S. Papadopoulos & Associates, Inc. 49 p.
- Nixon, W. B., Murphy, R. J. and Stessel, R. I. 1997.** An Empirical Approach to the Performance Assessment of Solid Waste Landfills. Waste Management and Research, 15: pp 607-626.
- Park, E. and Zhan, H. 2001.** Analytical solutions of contaminant transport from finite one-, two-, and three-dimensional sources in a finite-thickness aquifer. Journal of Contaminant Hydrology, 53: pp 41-61.
- Rapti-Caputo, D. y Vaccaro, C. 2006.** Geochemical evidences of landfill leachate in groundwater. Engineering Geology. 85: pp 111-121.
- Rehfeldt, K. R. and L. W. Gelhar. 1992.** Stochastic analysis of dispersion in unsteady flow in heterogeneous aquifers. Water Resources Research. 28: pp 2085-2089.
- Reilly, T. E. 2001.** System and Boundary Conceptualization in Ground-water Flow Simulation. Techniques of Water-Resources Investigations of the Geological Survey Book 3, Applications of Hydraulics. Chapter B8. U.S. Geological Survey, Reston, Virginia. 38 p.
- Reilly, T. E. and Harbaugh, A. W. 2004.** Guidelines for Evaluating Ground-Water Flow Models: U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2004-5038. Reston, Virginia. 30 p.
- Reinhard, M., N. L. Goodman and J. F. Barker. 1984.** Occurrence and distribution of organic chemicals in two landfill leachate plumes. Environmental Science and Technology, (18)12: pp 953-961.
- Reitzel, S. F. 1990.** The Temporal Characterization of Municipal Solid Waste Leachate. Master Thesis. University of Waterloo. Waterloo, Ontario, Canada. 122 p.
- Riester, J. E. 1994.** Landfill Leachate Production and Gas Generation Numerical Model. Ph. D. Thesis. Old Dominion University. 207 p.
- Rowe, R. K. 1995.** Considerations in the Design of Hydraulic Control Layers. Proc. Fifth International Landfill Symposium, Sardinia '95, S. Margherita di Parla, October.
- Sabel, G. V. and Clark, T. P. 1983.** Volatile organic compounds as indicators of municipal solid waste leachate contamination. In: Proceedings of the Sixth Annual Madison Waste Conference, University of Wisconsin, Madison, September 14-15, pp 108-125.
- 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.
- Schroeder, P. R. 1983.** Hydrologic evaluation of landfill performance. Report of Water Resources Engineering Group, Environmental Laboratory, U. S. Army Engineers Waterways Experiment Station, Vicksburg, MO.
- Schroeder, P. R., Dozier, T. S., Zappi, P. A., Mckenroe, B. M., Sjoström, J. W. and Peyton, R. L. 1994b.** The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) model. Engineering documentation for version 3. EPA/600/R-94/168b, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio.
- Schroeder, P. R., Lloyd, C. M., Zappi, P. A. and Azis, N. M. 1994.** The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) model. Version 3.1. USEPA, Cincinnati, Ohio.
- Schwalbaum, W. J. 1999.** Understanding Groundwater. Nova Science Publishing, Inc. Commack, New York. 198 p.

- SCT, 2003.** Libro M-MMP-1-06/03: Métodos de Prueba y Muestreo de Materiales, Parte 1. Suelos y Materiales para Terracerías, Título 06: Granulometría de Materiales Compactables para Terracerías. México, D.F. 14 p.
- Secretaría de Ecología del Gobierno del Estado de México. 2005.** 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. 2005.** Subsecretaría de Desarrollo y Ordenación del Territorio. México, D. F.
- SEMARNAT. 2004.** Informe anual Semarnat-Profepa 2003. México, D. F.
- SEMARNAT-INE. 2001.** Minimización y Manejo Ambiental de los Residuos Sólidos en México. México, D.F. 203 p.
- SEMARNAT-INE. 2004.** Contaminación por pilas y baterías en México. México, D.F. 33 p.
- Sharma, H. D. and Lewis, S. P. 1994.** Waste containment systems, Waste Stabilization and landfills: Design and evaluation. Wiley, New York. 608 p.
- Simunek, J. M., Th. Van Genuchten, M. Sejna, N. Toride, and F. J. Leij. 2004.** The STANMOD Computer Software for Evaluating Solute Transport in Porous Media Using Analytical Solutions of Convection-Dispersion Equation Versions 1.0 and 2.0. U. S. Salinity Laboratory Agricultural Research Service. Department of Agriculture Riverside, California. 20 p.
- Simunek, J. M., Th. Van Genuchten, M. Sejna, N. Toride, and F. J. Leij. 2004.** STudio of ANalytical MODEls for Solving the Convection-Dispersion Equation. Riverside, California: U. S. Salinity Laboratory.
- Sridharan, L. and Didier, P. P. 1988.** Leachate quality from containment landfills in Wisconsin. In: Proceedings of the Fifth International Solid Waste Exhibition and Conference, 133-138 pp. International Solid Waste Association, Denmark, September 11-16.
- Sudicky, E. A. 1988.** One-Dimensional advective-dispersive solute transport in a semi-infinite domain with time-variable concentration input at source. Computer software documentation. Waterloo Center for Groundwater Research. University of Waterloo. Waterloo, Ontario.
- Sudicky, E. A., Cherry, J. A. and 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: pp 81-108.
- Sudicky, E. A., T. D. Wadsworth, J. B. Kool and P. S. Huyakorn. 1988.** PATCH3D, Three-dimensional analytical solution for transport in a finite thickness aquifer with first-type rectangular patch source. Prepared for Woodward-Clyde Consultants by Hydrogeologic Inc., Herndon, VA, USA.
- Thorntwaite, C. W. 1944.** Report of committee on transpiration and evaporation, year 1943-1944. *Transactions American Geophysical Union*, 25: pp 2687.
- 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. 1989.** Technical Guidance document: final covers on hazardous waste landfills and surface impoundments. EPA/530-SW-89-047, Washington, D. C.
- U. S. Environmental Protection Agency. 1995.** Technical Guidance Manual for Hydrogeologic Investigations and Ground Water Monitoring. Chapter 12: Ground Water Data Organization and Interpretation. U. S. A.

- U. S. Environmental Protection Agency. 1998.** Solid waste on Land Disposal Restrictions. Chapter 4: Landfills and Combustion. U. S. A.
- van der Kamp, G., Luba, L. D., Cherry, J. A. and Maathuis, H. 1994.** Field Study of a Long and Very Narrow Contaminant Plume. *Ground Water*, 32(6): pp 1008-1016.
- VIGUE. 2001.** Proyecto de Reordenamiento, Operación y Clausura del Sitio de Disposición de Residuos del Municipio de Metepec, Estado de México. Toluca, México, VIGUE - Relleno Sanitario, S.A. de C.V.: 340 p.
- Vukovic, M. and A. Soro. 1992.** Determination of hydraulic conductivity of porous media from grain-size composition. Littleton, Colorado. *Water Resources Publications*, 67 p.
- Walsh, D. C. 1996.** Geochemistry of Solid-Waste Landfills. Ph. D. Thesis. Rensselaer Polytechnic Institute. New York. 421 p.
- Wexler, E. J. 1992.** Analytical solutions for one-, two-, and three-dimensional solute transport in ground-water systems with uniform flow, U. S. Geological Survey, Techniques of Water-Resources Investigations, Book 3 Chap. B7. 196 p.

Anexo A

Pozos de monitoreo multinivel que se encuentran dentro de la zona de estudio administrados por la CONAGUA

Anexo B

Gráficas de la distribución granulométrica para cada muestra de suelo correspondiente a cada uno de los estratos en sus diferentes profundidades y en sus respectivas perforaciones

Anexo C

**Valores promedio de conductividad hidráulica de
suelos aplicando los métodos de Slichter,
Sauerebri y Hazen**

Anexo D

**Volúmenes de lixiviado generados con el método
de balance de agua y con el uso del modelo
HELP**

Anexo E

**Resultados de la modelación analítica aplicando
el modelo STANMOD**

Project : Basurero Metepec

Cálculo de lixiviado con una estación representativa

Model : HELP

An US EPA model for predicting landfill hydrologic processes and testing of effectiveness of landfill designs

Author : M. en I. AMP

Client : Dr. Jaime Gárfias

Location : METEPEC, MEXICO

1. Profile. EPA profile1

Model Settings


[HELP] Case Settings

Parameter	Value	Units
Runoff Method	Model calculated	(-)
Initial Moisture Settings	Model calculated	(-)

[HELP] Surface Water Settings

Parameter	Value	Units
Runoff Area	100	(% %)
Vegetation Class	Bare soil	(-)

Profile Structure

Layer	Top (m)	Bottom (m)	Thickness (m)
 Municipal Waste (312 kg/cub.m)	0.0000	-25.0000	25.0000

1.1. Layer. Municipal Waste (312 kg/cub.m)

Top Slope Length: 400.00 m
 Bottom Slope Length: 400.00 m
 Top Slope: 3.0000 %
 Bottom Slope : 0.0000

[HELP] Vertical Perc. Layer Parameters

Parameter	Value	Units
total porosity	0.6710	(vol/vol)
field capacity	0.2920	(vol/vol)
wilting point	0.0770	(vol/vol)
sat.hydr.conductivity	86.40000000000001	(cm/day)
subsurface inflow	0.0000	(cm/day)

Annual Totals rate (m)

Concept	Year-1 (m)	Year-2 (m)	Year-3 (m)	Year-4 (m)
Precipitation (m)	6.0760E-01	7.0630E-01	1.0365E+00	7.9340E-01
Runoff (m)	2.9973E-04	1.2656E-02	1.4233E-01	1.3369E-02
Evapotranspiration (m)	4.7914E-01	5.2243E-01	6.2766E-01	5.4075E-01
Percolation or leakage through Layer 1 (m)	1.2683E-01	1.7465E-01	2.5572E-01	2.4599E-01

(continued)

Concept	Year-5 (m)	Year-6 (m)	Year-7 (m)	Year-8 (m)
Precipitation (m)	6.0410E-01	5.2400E-01	6.2640E-01	8.2600E-01
Runoff (m)	8.4866E-03	1.9563E-03	9.6482E-06	5.4208E-02
Evapotranspiration (m)	5.1758E-01	4.1983E-01	5.4392E-01	5.5495E-01
Percolation or leakage through Layer 1 (m)	8.1621E-02	1.0281E-01	7.0310E-02	2.2251E-01

(continued)

Concept	Year-9 (m)	Year-10 (m)	Year-11 (m)	Year-12 (m)
Precipitation (m)	7.5810E-01	5.1990E-01	6.6050E-01	5.5950E-01
Runoff (m)	2.2660E-02	7.9466E-05	2.9745E-03	1.9305E-04
Evapotranspiration (m)	5.1699E-01	4.7059E-01	5.1594E-01	4.7798E-01
Percolation or leakance through Layer 1 (m)	2.1415E-01	5.8953E-02	1.4264E-01	7.5158E-02

(continued)

Concept	Year-13 (m)	Year-14 (m)	Year-15 (m)	Year-16 (m)
Precipitation (m)	6.1040E-01	4.8740E-01	6.7480E-01	5.9500E-01
Runoff (m)	4.2740E-02	2.3523E-03	1.2961E-02	9.1425E-04
Evapotranspiration (m)	4.1530E-01	4.5279E-01	4.6805E-01	4.8451E-01
Percolation or leakance through Layer 1 (m)	1.4401E-01	4.2760E-02	1.9731E-01	1.0758E-01

(continued)

Concept	Year-17 (m)	Year-18 (m)	Year-19 (m)	Year-20 (m)
Precipitation (m)	9.2180E-01	6.8360E-01	7.6100E-01	5.3390E-01
Runoff (m)	1.1695E-01	2.3196E-02	2.9841E-03	2.1342E-04
Evapotranspiration (m)	5.3053E-01	4.5185E-01	5.9900E-01	4.7952E-01
Percolation or leakance through Layer 1 (m)	2.7673E-01	2.0208E-01	1.4778E-01	5.8808E-02

(continued)

Concept	Year-21 (m)	Year-22 (m)	Year-23 (m)	Year-24 (m)
Precipitation (m)	8.0240E-01	9.0010E-01	5.7600E-01	7.4260E-01
Runoff (m)	8.0537E-03	8.3468E-02	3.6468E-04	3.0668E-03
Evapotranspiration (m)	5.2040E-01	5.0785E-01	5.4178E-01	5.6621E-01
Percolation or leakance through Layer 1 (m)	2.7045E-01	3.2181E-01	3.6956E-02	1.4757E-01

(continued)

Concept	Year-25 (m)	Total (m)
Precipitation (m)	6.5960E-01	1.7171E+01
Runoff (m)	7.1447E-04	5.5720E-01
Evapotranspiration (m)	5.1441E-01	1.2720E+01
Percolation or leakance through Layer 1 (m)	1.7077E-01	3.8959E+00