

03095



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO**

**CENTRO DE CIENCIAS DE LA ATMÓSFERA,
INSTITUTOS DE INVESTIGACIONES EN
MATEMÁTICAS APLICADAS Y DE SISTEMAS,
GEOFÍSICA, GEOLOGÍA Y GEOGRAFÍA**

**PROGRAMA DE POSGRADO EN CIENCIAS
DE LA TIERRA**

**EVALUACIÓN DEL IMPACTO Y AFECTACIÓN
HIDROGEOLÓGICA DEL BASURERO DE MÉRIDA,
YUCATÁN**

**TESIS
PARA OPTAR AL GRADO DE DOCTOR EN CIENCIAS
(AGUAS SUBTERRÁNEAS)**

PRESENTA

ROGER AMÍLCAR GONZÁLEZ HERRERA

2005

m345719



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

Autorizo a la Dirección General de Bibliotecas de la UNAM a difundir en formato electrónico e impreso el contenido de mi trabajo recepcional.

NOMBRE: Roger Amílcar
González Herrera

FECHA: Junio 15 de 2005

FIRMA: [Firma manuscrita]

CONTENIDO

	Página
AGRADECIMIENTOS	xix
RESUMEN	xxi
ABSTRACT	xxv
CAPÍTULO 1. Introducción	1
1.1. Disposición de residuos sólidos	2
1.1.1. Generación de lixiviado en sitios de disposición de desechos	4
1.1.2. El lixiviado de basureros como contaminante	7
1.1.2.1. Características del lixiviado de basureros en el subsuelo	11

1.1.3. El basurero municipal de Mérida como fuente de contaminación	12
1.2. Los sistemas kársticos	16
1.2.1. Geomorfología de la zona de estudio	16
1.2.2. Vulnerabilidad del acuífero kárstico a la contaminación del agua subterránea	18
1.2.3. Movilidad de contaminantes en sistemas kársticos	19
1.3. Objeto del estudio	23
1.4. Objetivos	24
1.5. Organización de la tesis	25
CAPÍTULO 2. Metodología	27
2.1. Métodos de campo	28
2.1.1. Colecta de lixiviado	28
2.1.2. Inventario de puntos de monitoreo	30
2.1.3. Sondeo eléctrico vertical	30
2.1.4. Perforación de pozos profundos	32
2.1.5. Aforos a profundidad	33
2.1.6. Nivelación potenciométrica	36
2.1.7. Muestreo de aguas subterráneas	36
2.1.8. Encuestas	40
2.2. Métodos de laboratorio	40
2.2.1. Análisis de aguas	40
2.2.2. Propiedades hidrogeológicas	41
2.2.2.1. Permeabilidad al gas	41
2.2.2.2. Porosidad por resaturación líquida	43
2.3. Métodos de gabinete	45
2.3.1. Descripción del modelo de transporte empleado	45

CAPÍTULO 3. Resultados	49
3.1. Factores que afectan la producción del lixiviado	52
3.2. Características del lixiviado del basurero de Mérida	54
3.2.1. Parámetros físicos	57
3.2.2. Alcalinidad	59
3.2.3. Cloruros	60
3.2.4. Componentes inorgánicos	61
3.2.5. Parámetros orgánicos y sanitarios	64
3.2.6. Materia orgánica y compuestos antropogénicos	67
3.3. Infiltración del lixiviado en el subsuelo	68
3.4. Marco geológico detallado del sitio de estudio	68
3.4.1. Propiedades hidrogeológicas de los núcleos de perforación	71
3.4.2. Caracterización hidrogeológica a escala de laboratorio	74
3.5. Prospección geofísica en el sitio	78
3.6. Exploraciones a profundidad	80
3.6.1. Registros con sistema cerrado de televisión	81
3.6.2. Registros geofísicos verticales	81
3.6.3. Características generales del acuífero con base en las exploraciones	91
3.7. El agua subterránea en la zona de estudio	95
3.7.1. Flujo del agua subterránea	97
3.8. La contaminación del subsuelo	99
CAPÍTULO 4. Análisis y discusión de resultados	101
4.1. Presencia de lixiviado en el acuífero	101
4.1.1. Comportamiento de los parámetros físicos	102
4.1.2. Comportamiento de los parámetros químicos	108
4.1.2.1. Clasificación del agua subterránea del basurero por su contenido iónico	121

4.1.3.	Compuestos orgánicos y metales en el agua subterránea	124
4.1.4.	Generación de zonas redox por el lixiviado	125
4.2.	Modelación del transporte de contaminantes	138
4.2.1.	Modelo conceptual del transporte de solutos en Yucatán	138
4.2.1.1.	Movilidad de solutos en la zona no saturada	141
4.2.1.2.	Transporte de solutos en la zona saturada	144
4.2.2.	Incertidumbre en la dispersión	147
4.2.2.1.	Dispersión en el acuífero yucateco	148
4.2.3.	Simulación del transporte de cloruros	151
4.2.4.	Impacto al asentamiento más cercano	157
4.3.	Evaluación del riesgo a la salud	160
4.3.1.	Identificación del peligro	160
4.3.2.	Establecimiento de la relación dosis – respuesta	161
4.3.3.	Análisis de la exposición de la población	161
4.3.4.	Caracterización del riesgo	165
4.4.	Atenuación de contaminantes	170
4.4.1.	¿Porqué estudiar la atenuación natural?	173
4.4.2.	Protocolos y guía de atenuación natural	174
4.4.3.	Evidencia de atenuación natural en la zona de estudio	175
4.4.3.1.	Historia de la pluma	177
4.4.3.2.	Indicadores geoquímicos y razón de cambio	182
4.4.4.	Monitoreo de la atenuación natural	185
4.4.4.1.	Ventajas y desventajas	186
CAPÍTULO 5. Grado de peligrosidad del basurero		189
5.1.	Evaluación del riesgo de contaminación al agua subterránea	189
5.2.	Factores en la evaluación de la peligrosidad	190
5.3.	Metodología	191
5.3.1.	Esquemas de evaluación de vulnerabilidad de acuíferos	191
5.3.2.	La modelación	196

5.3.3.	Procedimiento propuesto	201
5.4.	El caso del basurero municipal de Mérida, Yucatán	203
5.4.1.	Contribución del grupo de factores a un modelo conceptual	203
5.4.1.1.	Grupo de factores del sitio	204
5.4.1.1.1.	Factor tamaño del sitio	205
5.4.1.1.2.	Factor climático del sitio	206
5.4.1.1.3.	Factor composición de la basura	213
5.4.1.1.4.	Factor composición del lixiviado	214
5.4.1.2.	Grupo factor geológico e hidrogeológico	217
5.4.1.2.1.	La zona no saturada	217
5.4.1.2.2.	Propiedades del acuífero y transporte de contaminantes	222
5.4.1.2.3.	Gradiente hidráulico	225
5.4.1.2.4.	Recarga	227
5.4.1.3.	Grupo de riesgo	230
5.4.2.	Resultados de la aplicación	232
5.4.2.1.	Vulnerabilidad acuífera	233
5.4.2.2.	Resultados de las simulaciones	234
5.5.	Observaciones sobre la metodología aplicada	235
CAPÍTULO 6. Conclusiones		239
REFERENCIAS		247
ANEXOS		279
Resultados de los muestreos realizados en los pozos de monitoreo de la zona de estudio		279
Muestreo de abril de 2000		279
Muestreo de julio de 2000		281
Muestreo de octubre de 2000		283

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla	Página
1.1. Composición de los residuos sólidos municipales generados en el sur del país (SEDESOL, 1994).	3
1.2. Características que hacen a un residuo peligroso.	8
2.1 Métodos de laboratorio utilizados para la determinación de los parámetros considerados en el estudio.	42
3.1. Factores que afectan la cantidad generada de lixiviado (Robinson, 1986).	52
3.2. Algunas características físico-químicas de las aguas recogidas en la base de los taludes del basurero de Mérida. Resultados en mg/L. Muestreo de julio de 1995.	55

3.3.	Análisis del lixiviado en la celda inferior. Las concentraciones se reportan en mg/L, excepto para el pH y la temperatura. Muestreo de octubre de 1996.	57
3.4.	Resultados de los análisis químicos del lixiviado para el Basurero Municipal de Mérida.	62
3.5.	Rango de concentraciones de algunos contaminantes en el lixiviado del basurero municipal de Mérida. Período: junio de 1996 – febrero de 1997.	66
3.6.	Resultados de las pruebas de permeabilidad al gas y del cálculo de las conductividades hidráulicas.	73
3.7.	Clasificación de las muestras de roca, según sus permeabilidades.	74
3.8.	Estimados de transmisividad para la descripción litológica en la zona de estudio.	75
3.9.	Resultados de las pruebas de porosidad por resaturación líquida.	76
3.10.	Resultados de la modelación del SEV en la zona de estudio.	80
3.11.	Descripción detallada de las exploraciones de video en la zona de estudio.	82
4.1.	Características físico - químicas del agua subterránea aguas abajo del basurero municipal de Mérida. Resultados promedio en un ciclo hidrológico.	102
4.2.	Concentraciones de Cu, Zn, Fe, Pb, Cd y Cr ⁶⁺ , en el agua subterránea subyacente al basurero municipal de la ciudad de Mérida, Yucatán. Muestreo de enero de 1998. Unidades en mg/L.	125
4.3.	Compuestos orgánicos detectados en el agua subterránea y en los lixiviados de la zona de estudio de Mérida.	126
4.4.	Distancias desde la fuente de contaminación hasta los pozos de observación y concentraciones de cloruros observadas para el muestreo de noviembre de 2000.	153
4.5.	Valores de la dispersividad longitudinal para una distancia dada, obtenidos del modelo de transporte de contaminantes.	155
4.6.	Resultados de la simulación del transporte de cloruros.	159

4.7.	Valores de las dosis de referencia para nitratos, cadmio y cinc; según la U.S. EPA (última revisión: octubre de 1992).	161
4.8.	Incertidumbres en la evaluación de riesgo a la salud, debidas a los escenarios simulados.	163
4.9.	Concentraciones de nitrato, cadmio y cinc en diferentes muestras colectadas en pozos del área en julio de 2000.	165
4.10.	Cocientes e Índices de Riesgo obtenidos con los datos de la Tabla 4.7.	167
4.11.	Consumo máximo diario de agua, en la zona de estudio, para $HI = 1$, para un individuo de 60 kg.	168
4.12.	Resultados del análisis de estabilidad de la pluma de contaminación.	180
4.13.	Razón de cambio de la atenuación natural y vida media de la pluma de contaminación para los diferentes eventos de muestreo.	184
5.1.	Parámetros físicos de los desechos sólidos y la cubierta de suelo.	213
5.2.	Composición química de lixiviados, charca y agua subterránea colectados en época de lluvias, en el basurero de Mérida.	215
5.3.	Constantes de raíz y puntos de marchitamiento para tipos de vegetación comunes.	229

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura	Página
1.1. Composición de los desechos municipales de Mérida, Yucatán (Sauri y Castillo, 1992).	4
1.2. Movimiento del agua en el sitio de disposición de residuos sólidos urbanos.	5
1.3. Evolución temporal del volumen de lixiviado en un sitio de disposición (Farquhar, 1989).	6
1.4. Ubicación del basurero municipal de Mérida, Yucatán.	13
1.5. Desarrollo del basurero municipal de Mérida y crecimiento de la mancha urbana con el tiempo; sin escala. (A) 1994; (B) 2000.	15
1.6. Definición esquemática de un volumen elemental representativo (modificado de: Schulze-Makuch y Cherkauer, 1998).	21
2.1. Esquema de un colector de lixiviado.	29

2.2.	Ubicación de los pozos y sondeos utilizados en el sitio de estudio.	31
3.1.	Ubicación de los colectores de lixiviado en el basurero de Mérida, Yucatán.	56
3.2.	Variación de los parámetros del lixiviado; período: junio de 1996 – febrero de 1997. (A) Temperatura. (B) pH. (C) Conductividad eléctrica. (D) Alcalinidad.	58
3.3.	Variación de la precipitación y el ión cloruro, en el lixiviado; período: junio de 1996 – febrero de 1997.	60
3.4.	Diagramas de Stiff de las composiciones del lixiviado.	63
3.5.	Variación de los parámetros del lixiviado; período: junio de 1996 – febrero de 1997. (A) DBO ₅ . (B) DQO. (C) NKT. (D) N – NH ₃ .	65
3.6.	Corte litológico de los barrenos, S1 al S6, ubicados en el basurero de Mérida.	69
3.7.	Sondeo eléctrico vertical realizado en la zona del basurero municipal de Mérida.	79
3.8.	Resultados de registros geofísicos en el pozo del Instituto Tecnológico de Mérida, Yucatán.	83
3.9.	Registros de caliper mostrando el tamaño de la broca de perforación en el pozo del Instituto Tecnológico de Mérida, Yucatán.	85
3.10.	Registros de velocidad de flujo del agua subterránea en el pozo del Instituto Tecnológico de Mérida, Yucatán.	86
3.11.	Registros geofísicos en el pozo de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán.	87
3.12.	Registros del fluido en el pozo de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán.	88
3.13.	Registros geofísicos del pozo de Chenkú.	90
3.14.	Nivel estático del agua subterránea en un pozo profundo ubicado en la FIUADY.	96
3.15.	Equipotenciales de la región N – NW del Estado de Yucatán.	97
3.16.	Equipotenciales en la zona circundante a la ciudad de Mérida.	98

4.1.	Mapa de isovalores de temperatura del agua subterránea a nivel freático [°C].	103
4.2.	Evolución del pH en el agua subterránea del basurero municipal de Mérida, a lo largo del centro de la pluma de contaminación.	106
4.3.	Evolución de la conductividad eléctrica en el agua subterránea del basurero municipal de Mérida, a lo largo del centro de la pluma de contaminación.	106
4.4.	Mapa de isovalores de Eh del agua subterránea a nivel freático [mV].	109
4.5.	Evolución de la alcalinidad en el agua subterránea del basurero municipal de Mérida, a lo largo del centro de la pluma de contaminación [mg/L de CaCO ₃].	110
4.6.	Evolución del calcio en el agua subterránea del basurero municipal de Mérida, a lo largo del centro de la pluma de contaminación [mg/L].	110
4.7.	Evolución del magnesio en el agua subterránea del basurero municipal de Mérida, a lo largo del centro de la pluma de contaminación [mg/L].	111
4.8.	Mapa de isoconcentraciones de sodio en el agua subterránea a nivel freático [mg/L].	113
4.9.	Evolución del sodio en el agua subterránea del basurero municipal de Mérida, a lo largo del centro de la pluma de contaminación [mg/L].	114
4.10.	Evolución del potasio en el agua subterránea del basurero municipal de Mérida, a lo largo del centro de la pluma de contaminación [mg/L].	114
4.11.	Evolución del sulfato en el agua subterránea del basurero municipal de Mérida, a lo largo del centro de la pluma de contaminación [mg/L].	116
4.12.	Mapa de isoconcentraciones de cloruros en el agua subterránea a nivel freático [mg/L].	117
4.13.	Evolución del cloruro en el agua subterránea del basurero municipal de Mérida, a lo largo del centro de la pluma de contaminación [mg/L].	118
4.14.	Mapa de isoconcentraciones de nitratos en el agua subterránea a nivel freático [mg/L].	119
4.15.	Evolución del nitrógeno amoniacal en el agua subterránea del basurero municipal de Mérida, a lo largo del centro de la pluma de contaminación [mg/L].	120

4.16.	Clasificación del agua subterránea en la zona de estudio, según el diagrama de Piper.	121
4.17.	Clasificación del agua subterránea, para riego, en la zona de estudio.	122
4.18.	Evolución de la calidad del agua subterránea en el pozo UW1.	123
4.19.	Relación del índice Cl^-/HCO_3^- con la conductividad eléctrica del agua subterránea del área de estudio.	124
4.20.	Ambientes geoquímicos asociados con un sitio de disposición de desechos.	128
4.21.	Perfiles de isovalores de Eh [mV]. Monitoreo de octubre de 2000.	129
4.22.	Perfiles de isoconcentración de Fe^{3+} y Fe^{2+} [mg/L]. Monitoreo de octubre de 2000.	131
4.23.	Perfiles de isoconcentración de oxígeno disuelto [mg/L]. Monitoreo de octubre de 2000.	132
4.24.	Perfiles de isoconcentración de NKT, NH_4^+ y NO_3^- [mg/L]. Monitoreo de octubre de 2000.	133
4.25.	Perfiles de isoconcentración de SO_4^{2-} [mg/L]. Monitoreo de octubre de 2000.	134
4.26.	Perfiles de isoconcentración de carbono orgánico disuelto [mg/L]. Monitoreo de octubre de 2000.	136
4.27.	Ocurrencia de las especies redox – sensibles dominantes en el agua subterránea subyacente a un sitio de disposición de desechos.	137
4.28.	Modelo conceptual del transporte de contaminantes en sistemas kársticos. (A) Vista en planta. (B) Sección transversal.	140
4.29.	Movimiento de contaminantes en la zona no saturada.	143
4.30.	Nivel del agua subterránea en un pozo profundo ubicado en la FIUADY.	145
4.31.	Perfiles de conductividad eléctrica [$\mu S/cm$] del agua subterránea para el pozo UW6 durante 1995.	150
4.32.	Contorno de isoconcentraciones del ión cloruro en el agua subterránea. Muestreo de noviembre de 2000.	151
4.33.	Curvas de simulación del transporte de cloruros en la zona de estudio, para diferentes valores de dispersividad longitudinal.	154

4.34.	Relación entre la distancia desde la fuente de contaminación hasta los pozos de observación (o escala de observación) y la dispersividad longitudinal.	155
4.35.	Dispersividad longitudinal contra escala de observación (distancia). Fuente: Gelhar et al, (1992).	156
4.36.	Pronóstico de la concentración de cloruros con el tiempo en un punto ubicado a 1500 m del basurero municipal de Mérida.	159
4.37.	Modelo conceptual considerado para la evaluación de riesgo a la salud.	162
4.38.	Relación carbono orgánico total vs cloruros del agua subterránea en el basurero municipal de Mérida.	176
4.39.	Evolución de la pluma de cloruros en el agua subterránea en el basurero municipal de Mérida.	179
4.40.	Caracterización de la pluma de contaminación en el agua subterránea con base en los datos del pozo S2.	180
4.41.	S estadística de Mann – Kendall para los pozos de monitoreo en la zona de estudio.	181
4.42.	Gráficas para el cálculo de la razón de cambio de la atenuación.	183
5.1.	Diagrama esquemático de la metodología DRASTIC (Rosen, 1994).	193
5.2.	Esquema de cálculo para GOD (Foster e Hirata, 1991).	194
5.3.	Nomograma del índice WASP (Parson y Jolly, 1994b).	195
5.4.	Modelo conceptual de senderos posibles de flujo asociados con un sitio de disposición de desechos.	198
5.5.	Curva típica tiempo – concentración relativa, para un soluto/contaminante que se mueve a través de un medio poroso.	199
5.6.	Malla de elementos alrededor de un basurero (área punteada) generada por el programa para el modelo bidimensional de elementos finitos en la zona saturada.	201
5.7.	Diagrama de flujo del modelo genérico propuesto.	202
5.8.	Curvas características típicas relacionando el contenido de humedad y la conductividad hidráulica relativa al potencial de presión en la zona no saturada.	220

- 5.9. Simulación de flujo saturado bidimensional lejos de un basurero ubicado sobre un acuífero de calizas no confinado en climas templado y árido para un tiempo para el cual C_1/C_0 sea igual a 0.133. 226

AGRADECIMIENTOS

La realización de este trabajo ha sido posible gracias al apoyo financiero del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) a través de los proyectos de investigación: “Evaluación de la Contaminación del Agua Subterránea en Relación con el Basurero Municipal de Mérida, Yucatán”, convenio clave: 1864 - T9212 y “Atenuación Natural y Soluciones en la Remediación de SDFDS”, convenio # 32489 – T ; a los Fondos Mixtos del Gobierno del Estado de Yucatán con el proyecto: “Impacto de lixiviado de basureros en el acuífero cárstico de Mérida, Yucatán”, convenio # YUC – 2002 – C01 – 8724 y al Programa de Apoyo a los Estudios de Posgrado (PAEP) de la Subdirección de Apoyo al Posgrado, Dirección General de Estudios de Posgrado de la Universidad Nacional Autónoma de México, que financió el proyecto: “Evolución Hidrogeoquímica del Sistema Acuífero Cárstico de Mérida, según convenio clave: 205308.

Agradezco asimismo al Programa de Mejoramiento al Profesorado (PROMEP) de la Secretaría de Educación Pública por el apoyo otorgado para llevar a cabo estudios de

posgrado según convenio: UADY – 98 - 14 – 01 y al Programa de Apoyo a Profesores e Investigadores para la Obtención del Doctorado, Cátedra Patrimonial Nivel II, del CONACYT con referencia # 980019.

Quedo en permanente deuda de gratitud con el asesor de la tesis, Dr. Ramiro Rodríguez Castillo y con los miembros del comité: Dra. Blanca Jiménez Cisneros, Dra. Marisa Mazari Hiriart, Dra. María Aurora Armienta Hernández, Dra. María Vicenta Esteller y Dra. Julia Pacheco Ávila, por su decidido apoyo y constates sugerencias.

Mi agradecimiento también para las autoridades de la Universidad Autónoma de Yucatán, especialmente a las de la Facultad de Ingeniería y en particular a mis compañeros del Cuerpo Académico de Hidráulica e Hidrología y del Laboratorio de Ingeniería Ambiental; entre ellos destaco la eficaz colaboración y agradable compañía de Ismael Sánchez y Pinto, Víctor Coronado Peraza y Javier Frías Tuyín, que me deparó en tantas jornadas de campo. Al apoyo técnico invaluable de Iván Pérez Sansores, Roberto Pat Canul, José Ramírez Herrera y Manuel Comas Bolio. No quisiera omitir a los estudiantes que colaboraron como parte de la elaboración de su servicio social, prácticas profesionales y tesis.

Son muchos los organismos y entidades que han facilitado mi labor; entre los que merecen una mención están: la Secretaría de Ecología del Gobierno del Estado de Yucatán; el Ayuntamiento de Mérida a través de Servicios Públicos Municipales, Organismo Operador de Limpia y del Comité Municipal de Residuos Sólidos; las Empresas Recolectoras de Residuos Sólidos en el municipio de Mérida; Servicios de Tecnología Ambiental, S. A. (SETASA); y la Comisión Nacional del Agua (CNA). Que todos ellos vean aquí la expresión de mi gratitud.

Vaya por último mi reconocimiento a los habitantes de los asentamientos de los alrededores del basurero municipal de Mérida, Yucatán, de cuya experiencia me he beneficiado a lo largo del desarrollo de este estudio. Ojalá que en el plazo más breve posible los resultados de esta investigación puedan serles de gran utilidad. Tan solo entonces esta labor académica habrá cumplido su compromiso con la sociedad.

RESUMEN

Este trabajo consistió en el estudio del basurero municipal de la ciudad de Mérida, Yucatán, durante su vida activa, desde marzo de 1993 hasta abril de 1998, y posterior a ser cerrado, hasta finales de 2002. En este sitio se vertieron, aproximadamente, 507000 m³ de basura: es decir, se acumularon casi 8,500 m³ de desechos sólidos mensualmente sobre un terreno kárstico sin impermeabilización en el fondo y carente de sistema alguno de colección de lixiviados que protegiera al acuífero no confinado. El clima tropical que prevalece en la región favorece la descomposición de la basura generando lixiviado que impacta al acuífero, principal fuente de abastecimiento de agua, ya que el nivel freático se localiza a 5 m de profundidad, aproximadamente.

Las muestras de lixiviado analizadas manifestaron variaciones químicas que se presentaron en función del contenido de humedad de los desechos, de tal manera que en diferentes partes de las celdas de basura los ciclos de las fases metanogénica a acetogénica variaron en respuesta a los ciclos estacionales de lluvia y estiaje.

La infiltración del lixiviado al acuífero carbonatado, provoca el desarrollo de una pluma contaminante en el sentido del flujo con una extensión aproximada de 400 metros. Se

reconocieron cuatro zonas redox a lo largo de la pluma: (1) sulfato reductora, (2) hierro reductora, (3) zona de nitrificación y (4) aerobia.

Se presenta la modelación del comportamiento de los contaminantes en el acuífero kárstico simulando el sistema como un medio homogéneo e isótropo debido a que las dimensiones del área considerada eran mucho más grandes que las fracturas y ductos de karstificación, por lo que el efecto conjunto del fracturamiento podría considerarse como medio poroso equivalente. Los resultados indican que el fenómeno de dilución juega un papel muy importante en la migración de contaminantes. Esta dilución es causada por el flujo de agua subterránea en el acuífero; el cual, además, manifestó una gran capacidad de dispersión aún a bajos valores de dispersividad.

Se concluyó que la dispersividad (α) depende de la distancia (L) o escala de observación. Se ajustó una ecuación a los datos de campo realizando un análisis de regresión lineal, con un nivel de significancia de 0.05, cuya expresión, con un coeficiente de correlación lineal de 0.99, es la siguiente:

$$\alpha = 0.26225 L - 65.85915 \quad \text{donde } \alpha \text{ y } L \text{ están en metros.}$$

Dado que este estudio se enfoca a la alteración de la calidad del agua subterránea por la contaminación de los lixiviados generados en sitios de disposición de desechos, se presenta un método para clasificar un sitio de disposición existente o prospecto en un marco de riesgo a la contaminación acuífera. El esquema de evaluación de riesgo propuesto se basa en el tiempo de recorrido de un contaminante conservativo proveniente de un sitio de disposición de desechos. Se puede utilizar para delimitar una zona de riesgo alrededor de un basurero para diferentes escenarios climáticos e hidrogeológicos. El impacto de la disposición de desechos se evalúa no solamente inmediatamente debajo del sitio, sino también en el ambiente circundante al mismo y en este aspecto es novedoso comparado con los esquemas existentes los cuales no consideran la migración de los contaminantes en el subsuelo.

Se evaluó el riesgo a la salud humana, considerando a una persona adulta de 60 kg; los resultados indican que este riesgo es alto si se ingiere el agua subterránea de la zona de estudio y el mismo se incrementará para cualquier individuo menor de 60 kg. Aunque

no es recomendable ingerir esta agua, se efectuaron cálculos para determinar el consumo máximo diario que, en teoría, no afectan a la salud humana.

Existió evidencia para sugerir que se está dando un proceso de atenuación natural en el acuífero y, aunque son prácticamente nulos los estudios encaminados a la predicción de tiempos de depuración natural en acuíferos kársticos sobre los cuales se emplazan basureros, esta investigación presenta un resultado de lo que se espera respecto al tiempo de regeneración de este tipo de acuíferos, de tal manera que se pueda tener una idea general sobre la dinámica de la contaminación por lixiviados y la atenuación de los contaminantes dados los procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren en estos sistemas y la gran cantidad de dilución de los mismos.

ABSTRACT

Solid waste disposal in Merida, Mexico was carried out in a dumpsite from March 1993 to April 1998. During this period of time, approximately 507000 m³ of wastes were disposed of; i.e., almost 8500 m³ of solid wastes were accumulated monthly in this site, located on a karstic terrain with neither bottom liner nor leachate collection system to protect the unconfined aquifer. The tropical climate prevailing in this region enhances the waste decomposition generating leachate that impacts the aquifer, the main source of water, because it easily migrates to the water table located approximately five meters below ground level. The site was studied during its active life and after its closure, until the end of 2002.

Leachate samples analyzed show chemical variations in terms of moisture content of wastes, in such a way that, in different parts of the waste cells, the cycles of the methanogenic and acetogenic phases varied in response of the wet and dry seasons.

Leachate infiltration to the underlying limestone aquifer develops a contaminant plume, 400 m long approximately, in the groundwater flow direction. Four redox zones were

recognized along the plume: (1) sulfate reduction zone, (2) iron reduction zone, (3) nitrification zone and (4) aerobic zone.

The contaminant behavior was modeled in this karstic aquifer, simulating the system as a homogeneous, isotropic, medium because the dimensions of the area considered were much bigger than the fractures and karstic features; therefore, the combined effect of fracturing could be considered similar to an equivalent porous medium. The results indicate that the dilution phenomenon plays a very important role in the contaminant migration; this dilution is caused by groundwater flow in the aquifer which also manifested a great dispersion capacity even at very low dispersivity values.

It was concluded that dispersivity depends on the distance or observation scale. An equation was fitted to the field data carrying out a linear regression analysis; the expression, with a correlation coefficient of 0.99, is the following:

$$\alpha = 0.26225 L - 65.85915 \quad \text{where } \alpha \text{ and } L \text{ are in meters.}$$

Since this research is focused on the groundwater quality contaminated by leachates generated in waste facilities, a method to rank a prospect or existing site in a hazard framework of groundwater contamination is presented. The hazard scheme proposed is based on the travel time of a conservative contaminant from a waste facility. It can be used to establish a hazard zone in the surroundings of a waste site for different hydrogeological and climatic settings. The impact of waste disposal is assessed not only directly below the waste site, but also in the environs of the site and in this respect the approach is novel compared with existing schemes.

The human health risk was evaluated, considering a 60 Kg adult; the results indicate that a high health risk exists when the groundwater from the study area is consumed; this risk is higher for any person weighting less than 60 kg. Although this water is not recommended for drinking, computations were carried out to determine the maximum daily water consumption that, in theory, does not affect human health.

There was evidence to suggest that a natural attenuation process is under way and, although there is a lack of studies focused on the prediction times of natural remediation

in karstic aquifers over which waste facilities are emplaced, this research presents a result of what to expect regarding regeneration times in this type of aquifers, to have a general idea on the dynamics of the contamination by leachates and contaminant attenuation given the physical, chemical and biological processes occurring in these systems and their high dilution.

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

Los problemas en la salud y de contaminación del ambiente se vinculan estrechamente al poco o nulo manejo de los desechos sólidos. El incremento en la generación de estos residuos va de la mano con el acelerado proceso de urbanización, el crecimiento industrial y la modificación de los patrones de consumo.

Por lo anterior, existe una preocupación pública con relación al peligro potencial, tanto para el ambiente como para el personal, por el contacto con los desechos sólidos y sobre todo con la disposición inapropiada de los productos químicos en la basura; estos productos, de no utilizarse o almacenarse apropiadamente, pueden representar una amenaza a la salud de la comunidad. Como consumidores, utilizamos una gran variedad de productos químicos en nuestra vida diaria; productos automotrices, limpiadores, pinturas, y plaguicidas, por nombrar algunos. Muchas de las materias primas para manufacturar estos productos también pueden ser peligrosas para la salud y el medio ambiente por exposición no

intencionada ó disposición inapropiada de los mismos. Pueden causar náusea, mareos, dolor de cabeza, y puede afectar el cerebro y el sistema nervioso central (Comisión Asesora del Área de Toxicología del Programa Nacional de Garantía de Calidad de la Atención Médica y el Programa de Prevención y Control de Intoxicaciones del Ministerio de Salud de la Nación, 2001). Si su disposición es inapropiada, como en un basurero sin una base impermeable, los solventes orgánicos en el lixiviado o en el gas pueden contaminar al agua subterránea y al agua superficial, degradar la calidad del aire y contaminar el suelo.

1.1. DISPOSICIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS

Estudios realizados en México (Esquinca et al. 1997; Gaxiola, 1997; CNA, 1997) indican que la materia orgánica domina en porcentaje en la composición de los desechos; la Tabla 1.1 presenta la composición de los residuos sólidos urbanos colectados en el sur del país (SEDESOL, 1994).

En Yucatán se han instrumentado a nivel estatal "Planes de Manejo de Residuos Sólidos"; muchos de estos planes han generado diversos proyectos que van desde el diseño y construcción de un relleno sanitario de basura, hasta la concientización de la población. Los resultados alcanzados indican, en el mejor de los casos, que los sitios de disposición final son utilizados como tiraderos controlados; los residuos al no clasificarse no son aprovechados y se desperdician subproductos que pueden ser comercializados (CNA, 1997; SEDESOL, 1993).

Los desechos domiciliarios producidos en la ciudad de Mérida, Yucatán, han sido estudiados previamente (SEDUE, 1984). Con base en los datos reportados se estimó una generación per cápita promedio de 0.420 kg al día, lo que hace un total de 229 Mg/día de residuos sólidos domiciliarios, aproximadamente. La población universo se consideró en 545,134 habitantes con un factor de 5.5 por número de habitantes por casa y un promedio de 18 casas por manzana analizados, haciendo un total de 5,519 manzanas.

Tabla 1.1. Composición de los residuos sólidos municipales generados en el sur del país
(SEDESOL, 1994).

SUBPRODUCTOS	%
Cartón	2.51
Residuos finos	3.42
Hueso	0.61
Hule	0.31
Latas	1.95
Material ferroso	1.30
Material no ferroso	0.72
Papel	11.45
Pañales desechables	5.39
Plástico película	6.72
Plástico rígido	1.71
Residuos de jardín	37.74
Residuos alimenticios	16.53
Textiles	0.90
Vidrio de color	2.50
Vidrio transparente	2.90
Otros	3.34
TOTAL	100.00

No existe información oficial detallada sobre la composición de los desechos en el municipio de Mérida. Sin embargo, durante un estudio a escala de campo sobre la generación de lixiviados, Sauri y Castillo (1992) determinaron que la materia orgánica (residuos de alimentos) era el componente más abundante de los desechos (Figura 1.1) y el contenido de humedad estuvo entre el 19 y 28%.

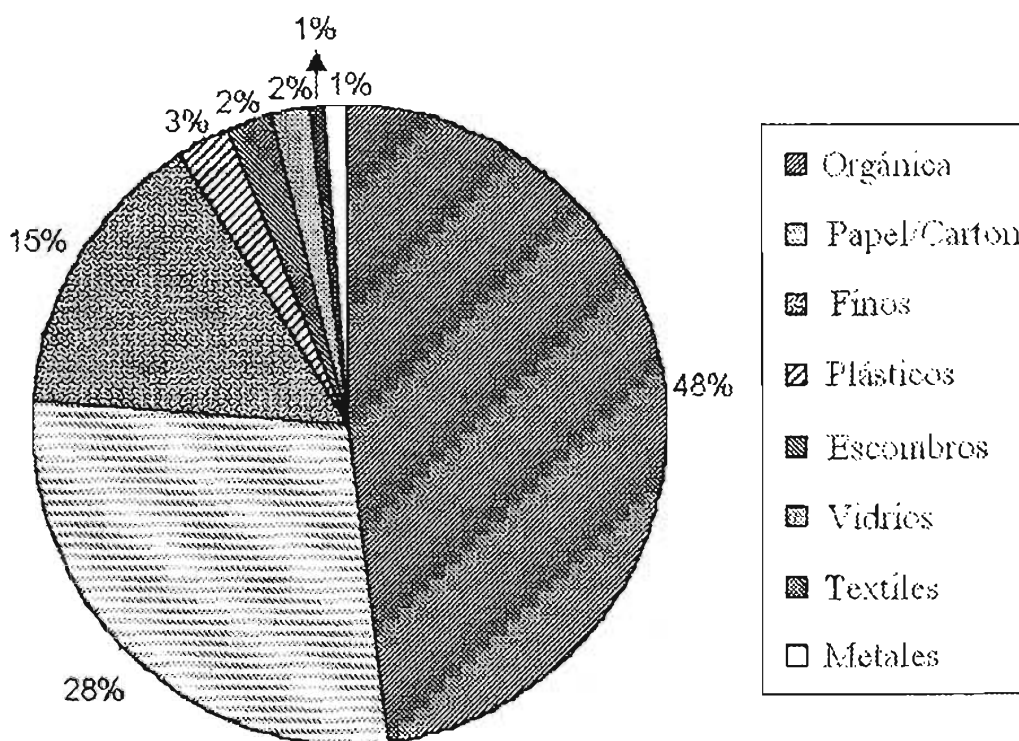


Figura 1.1. Composición de los desechos municipales de Mérida, Yucatán (Sauri y Castillo, 1992).

1.1.1. Generación de lixiviado en sitios de disposición de desechos

El lixiviado puede definirse como el líquido que ha percolado a través de los desechos sólidos y ha extraído materiales disueltos y suspendidos de éstos (Salvato et al. 1971). En la mayoría de los sitios de disposición de residuos, la porción líquida del lixiviado está compuesta del líquido producido de la descomposición de los desechos y el líquido que ha entrado a la zona de acumulación de residuos sólidos urbanos por fuentes externas.

El lixiviado se produce debido al exceso de humedad en la basura de un sitio de disposición; el extracto contaminante entra a la fase líquida y produce un contenido de humedad suficientemente alto al iniciar el flujo del líquido. El origen de la humedad que entra al sitio de disposición incluye al líquido y humedad presentes en la basura durante su

disposición, a la precipitación que cae en el lugar, a la infiltración después de aplicar la cobertura y a la intrusión del agua subterránea hacia el sitio de disposición.

La Figura 1.2 muestra un modelo general de la formación del lixiviado; los componentes del mismo son los siguientes: (1) precipitación (P) que cae sobre el sitio de disposición ocasionando algunas veces escorrentías superficiales (RO); (2) algo de P infiltra (I) de la superficie; (3) algo de P evapora (E) desde la superficie y/o transpira (T) a través de la cobertura vegetativa; (4) algo de I podría provocar una deficiencia en la humedad de almacenamiento (S) [la diferencia entre la capacidad de campo (FC) y la existencia del contenido de humedad (MC)]; (5) la I restante después de que ocurran E, T y S, tiene que satisfacer el movimiento hacia abajo formando percolaciones (PERC) y eventualmente lixiviado (L) hasta alcanzar la base del sitio de disposición; (6) podría incrementarse PERC debido al ingreso de agua subterránea (G).

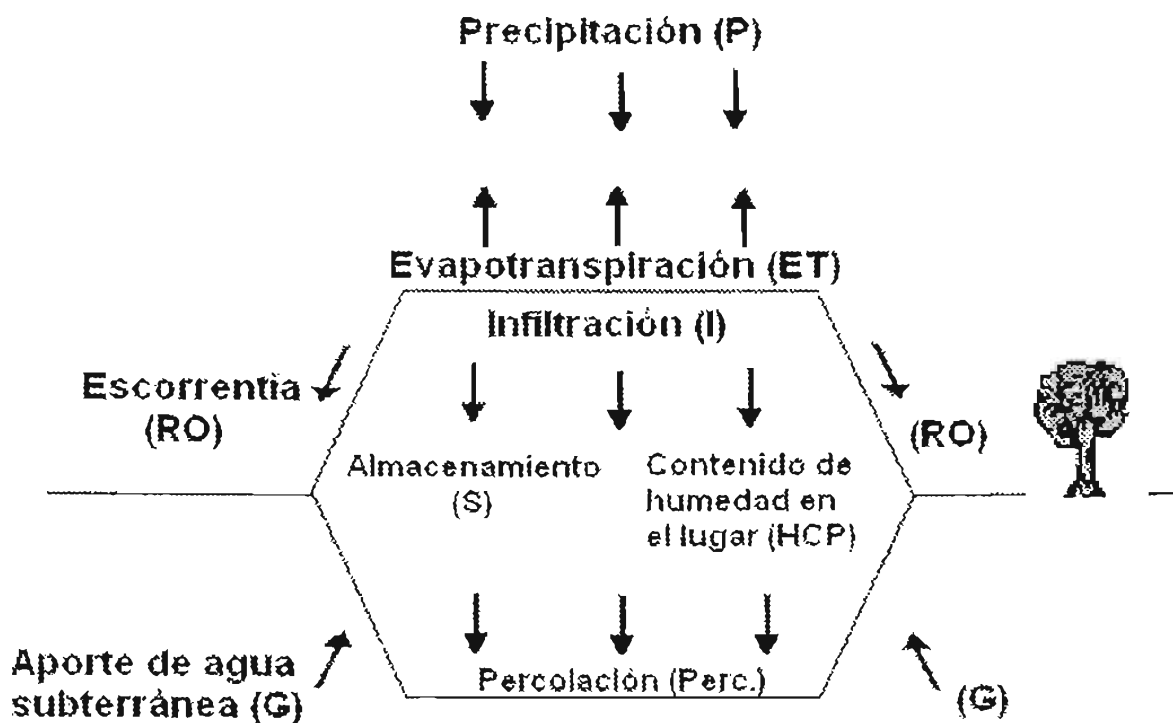


Figura 1.2. Movimiento del agua en el sitio de disposición de residuos sólidos urbanos.

En un sitio de disposición, el inicio de la lixiviación no espera hasta que se haya depositado la última bolsa de basura; comienza desde el primer día en que llega la primera. La Figura 1.3 muestra una representación esquemática del desarrollo de un sitio de disposición y los cambios en la cantidad de lixiviados producida según va creciendo en dimensiones (Farquhar, 1989). El incremento en la producción del lixiviado depende del incremento de la superficie; esta producción disminuye después de la aplicación de material menos permeable y la vegetación que forman parte de la cobertura final.

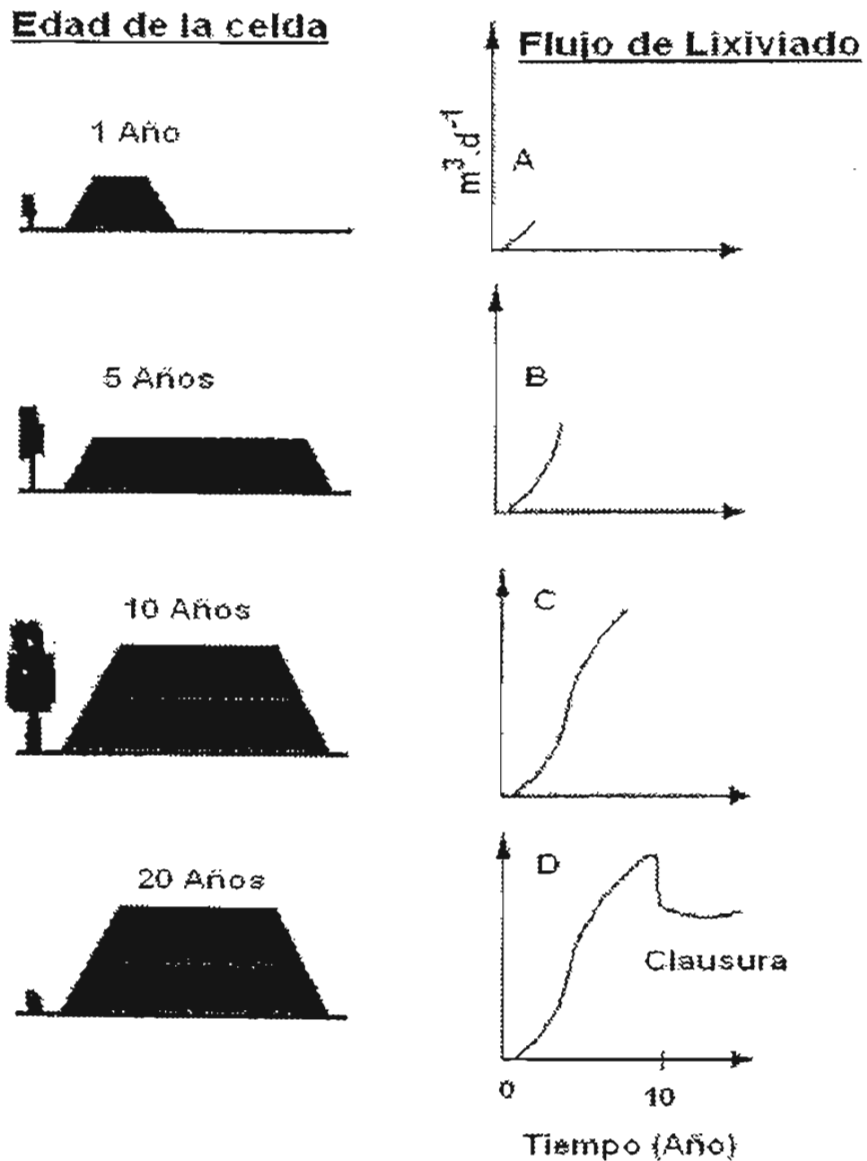


Figura 1.3. Evolución temporal del volumen de lixiviado en un sitio de disposición (Farquhar, 1989).

1.1.2. El lixiviado de basureros como contaminante

En Estados Unidos, el período comprendido de finales de los setentas a principios de los ochentas se caracterizó por dar a conocer la existencia de basureros con fugas, sistemas de abastecimiento de agua contaminados, y se originó el programa de remediación de sitios contaminados identificados por la ley que deben ser remediados con fondos para tal fin (Superfund). En respuesta a las inquietudes públicas, los legisladores federales de ese país decretaron y reformaron el RCRA (Resource Conservation and Recovery Act), cuyo principal objetivo era el de prevenir disposiciones inapropiadas de desechos industriales peligrosos en basureros municipales. El Reglamento Federal 40 CFR 261 subparte C define a los desechos corrosivos, reactivos, tóxicos y/o inflamables como peligrosos. Los desechos domésticos estaban exentos de este reglamento; sin embargo, existía una preocupación dado que los desechos domésticos pueden contener componentes peligrosos.

En Canadá, el Acta de Protección Ambiental (Environmental Protection Act) y la Reglamentación 347 (Regulation 347) legislan el manejo de todos los desechos; permiten asegurar que todos los líquidos industriales y peligrosos se manejen con el cuidado adecuado y establecen responsabilidades para los generadores, transportistas y colectores del punto de generación a sitios eventuales de reciclaje y disposición final.

En México, la Secretaría de Desarrollo Social a través del Instituto Nacional de Ecología publicó la Norma Oficial Mexicana NOM – 052 – ECOL – 1993 (DOF, 1993a), que establece las características de los residuos peligrosos, el listado de los mismos y los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente. Para la elaboración de esta Norma, se consideró que los residuos peligrosos en cualquier estado físico por sus características corrosivas, reactivas, explosivas, tóxicas, inflamables, venenosas y biológico infecciosas (CRETIB) representan un peligro para el equilibrio ecológico, por lo que fue necesario definir cuáles son esos residuos, identificándolos y ordenándolos por giro industrial y por proceso, los generados por fuente no específica, así como los límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente.

Se consideran como peligrosos los residuos clasificados en el Anexo 2, Anexo 3 y Anexo 4 de la mencionada Norma, así como los que presenten una o más de las características descritas en el párrafo anterior (DOF, 1993a). En casos específicos, y a criterio de la Secretaría de Desarrollo Social, podrán ser exceptuados aquellos residuos que habiendo sido listados como peligrosos en los mencionados anexos, puedan ser considerados como no peligrosos porque no excedan los parámetros establecidos para ninguna de las características mencionadas.

Para fines de identificación y control, en tanto la Secretaría no los incorpore en cualquiera de los Anexos 2, 3 ó 4 de la Norma (DOF, 1993a), los residuos se denominarán como se indica en la Tabla 1.2, atendiendo a los siguientes criterios:

TABLA 1.2. Características que hacen a un residuo peligroso.

CARACTERÍSTICAS		No. SEDESOL
Corrosividad	(C)	P 01
Reactividad	(R)	P 02
Explosividad	(E)	P 03
Toxicidad al Ambiente	(T)	El correspondiente al contaminante tóxico según las del Anexo 5 de la Norma (DOF, 1993a)
Inflamabilidad	(I)	P 04
Biológico Infecciosas	(B)	P 05

Un residuo se considera peligroso por su corrosividad cuando presenta cualquiera de las siguientes propiedades:

- a) En estado líquido o en solución acuosa presenta un pH sobre la escala menor o igual a 2.0, o mayor o igual a 12.5.
- b) En estado líquido o en solución acuosa y a una temperatura de 55°C es capaz de corroer el acero al carbón (SAE 1020), a una velocidad de 6.35 milímetros o más por año.

Un residuo se considera peligroso por su reactividad cuando presenta cualquiera de las siguientes propiedades:

- a) Bajo condiciones normales (25°C y 1 atmósfera), se combina o polimeriza violentamente sin detonación.
- b) En condiciones normales (25°C y 1 atmósfera) cuando se pone en contacto con agua en relación (residuo-agua) de 5:1, 5:3, 5:5 reacciona violentamente formando gases, vapores o humos.
- c) Bajo condiciones normales cuando se ponen en contacto con soluciones de pH ácido (HCl 1.0 N) y básico (NaOH 1.0 N), en relación (residuo-solución) de 5:1, 5:3, 5:5 reacciona violentamente formando gases, vapores o humos.
- d) Posee en su constitución cianuros o sulfuros que cuando se exponen a condiciones de pH entre 2.0 y 12.5 pueden generar gases, vapores o humos tóxicos en cantidades mayores a 250 mg de HCN/kg de residuo o 500 mg de H₂S/kg de residuo.
- e) Es capaz de producir radicales libres.

Un residuo se considera peligroso por su explosividad cuando presenta cualquiera de las siguientes propiedades:

- a) Tiene una constante de explosividad igual o mayor a la del dinitrobenceno.
- b) Es capaz de producir una reacción o descomposición detonante o explosiva a 25°C y a 1.03 kg/cm² de presión.

Un residuo se considera peligroso por su toxicidad al ambiente cuando presenta la siguiente propiedad:

- a) Cuando se somete a la prueba de extracción para toxicidad conforme a la norma oficial mexicana NOM – 053 – ECOL – 1993 (DOF, 1993b) y el lixiviado de la muestra representativa contiene cualquiera de los constituyentes listados en el Anexo 5, de la misma Norma, (DOF, 1993a) en concentraciones mayores a los límites señalados en las tablas incluidas en él.

Un residuo se considera peligroso por su inflamabilidad cuando presenta cualquiera de las siguientes propiedades:

- a) En solución acuosa contiene más de 24% de alcohol en volumen.
- b) Es líquido y tiene un punto de inflamación inferior a 60°C.
- c) No es líquido pero es capaz de provocar fuego por fricción, absorción de humedad o cambios químicos espontáneos (a 25°C y a 1.03 kg/cm²).
- d) Se trata de gases comprimidos inflamables o agentes oxidantes que estimulan la combustión.

Un residuo con características biológico-infecciosas se considera peligroso cuando presenta cualquiera de las siguientes propiedades:

- a) Cuando el residuo contiene bacterias, virus u otros microorganismos con capacidad de infección.
- b) Cuando contiene toxinas producidas por microorganismos que causen efectos nocivos a seres vivos.

La mezcla de un residuo peligroso conforme a esta norma con un residuo no peligroso será considerada residuo peligroso.

Por lo anterior, los lixiviados de basureros podrían estar clasificados como residuos peligrosos y, de tener las características de peligrosidad conforme a esta Norma Oficial Mexicana, deberán ser manejados de acuerdo a lo previsto en el Reglamento de la Ley General de Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente en Materia de Residuos Peligrosos y las Normas Oficiales Mexicanas correspondientes.

1.1.2.1. Características del lixiviado de basureros en el subsuelo

Cualquier basurero o sitio de disposición de desechos que no esté totalmente sellado, contaminará al agua subterránea por medio de microorganismos, sales y de compuestos orgánicos de origen natural que difícilmente se descomponen, además de microorganismos potencialmente patógenos (Christensen et al. 1994).

Los compuestos industriales, especialmente los metales pesados en bajas concentraciones, se retienen de manera efectiva en los desechos domésticos. Según Christensen et al. (1994), los siguientes compuestos se transportan por medio del lixiviado y pueden llegar al agua subterránea:

- a) Las sales y los compuestos orgánicos, son resistentes a la descomposición; se les puede encontrar en el efluente de todo tipo de sitios de disposición de desechos.
- b) Los gérmenes patógenos no se eliminan en ningún sitio de disposición de desechos.
- c) Los compuestos químicos orgánicos, por ejemplo, insecticidas, herbicidas, y solventes orgánicos, que puedan haberse descargado en el sitio, se encontrarán en el efluente a bajas concentraciones pero permanentemente.
- d) Los desechos industriales, tales como fenoles o compuestos orgánicos sintéticos y metales pesados, que pueden haberse descargado en el sitio, se retienen por largos

períodos de tiempo, pero posteriormente, pueden liberarse poco a poco con el lixiviado.

El agua subterránea contaminada por el lixiviado, así como los contaminantes químicos, aún están en proceso de investigación a nivel mundial, pero según los resultados disponibles (Barker et al. 1988; Bedient et al. 1999; Christensen et al. 2000; Christensen et al. 1994; Gintautas y Huyck, 1993):

1. Los compuestos orgánicos de fácil descomposición –típicos en sitios de disposición recientes- se descomponen a una distancia relativamente corta en el acuífero.
2. La descomposición de los compuestos orgánicos en el lixiviado de sitios de disposición antiguos es difícil de evaluar.
3. Los microorganismos patógenos viven hasta 200 días, pero su migración no excede una línea de 100 días.
4. Los químicos orgánicos persistentes, por ejemplo, simacina y atracina, se dispersan, pero no se descomponen. Este tipo de sustancias químicas no se retienen permanentemente en los sitios de disposición.

1.1.3. El basurero municipal de Mérida como fuente de contaminación

Se presenta este trabajo considerando como zona de estudio al antiguo basurero municipal de la ciudad de Mérida, Yucatán, en el cual se dejaron de depositar desechos sólidos en abril de 1998 (Diario de Yucatán, 1998); la remediación y clausura definitiva del sitio estuvieron contemplados en el Plan de Desarrollo Municipal 1998 – 2001 (Ayuntamiento de Mérida, 1998) y continúan estándolo en el actual (Ayuntamiento de Mérida, 2001).

El sitio de estudio se ubica al noroeste de la ciudad de Mérida, a un costado del periférico, a 3 kilómetros de la carretera Mérida - Progreso; este basurero tiene una extensión de terreno de 30 ha, en su totalidad (Figura 1.4). En este sitio existe una zona de aproximadamente cinco ha, denominada el “cerro”, que corresponde a dos plataformas de tres metros de

altura cada una; su perímetro está formado por taludes laterales pero en la parte frontal se presenta un solo talud con una pendiente poco pronunciada.

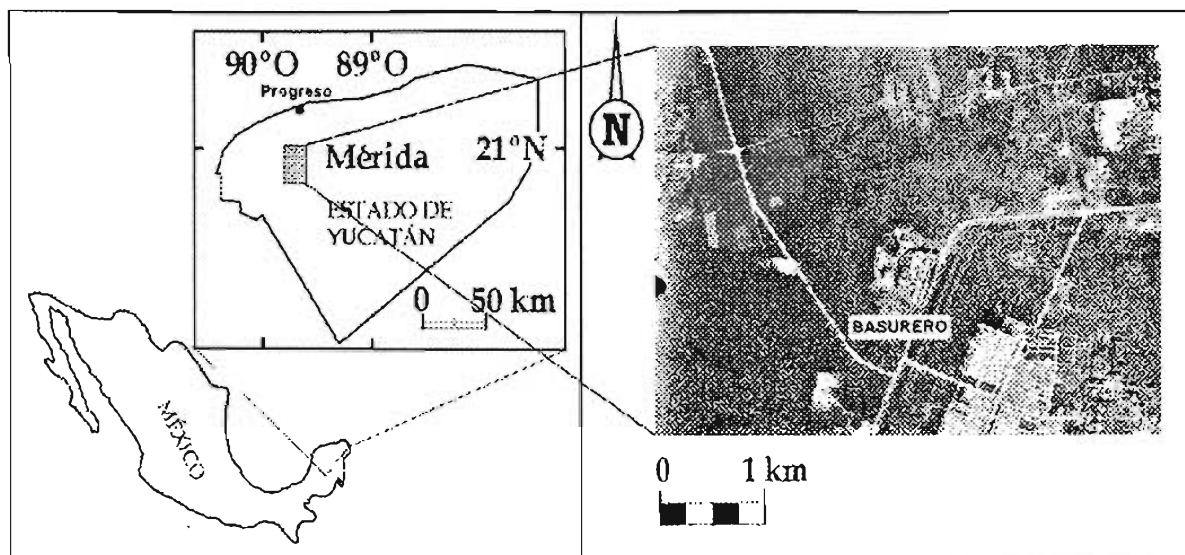


Figura 1.4. Ubicación del basurero municipal de Mérida, Yucatán.

En esta parte frontal se ubican varias rampas que se han visto modificadas en las diversas etapas de la conformación. Siguiendo por la parte sudeste se pierde la geometría de la plataforma antes descrita, y se observa que hubo una mayor actividad de trabajo de disposición de residuos y pepena ya que esta zona alcanza la altura del segundo nivel.

Las plataformas del cerro donde se terminaba la colocación de los desechos, eran cubiertas por una capa de suelo del lugar extendida por maquinaria conforme avanzaban los frentes de trabajo. El basurero presentó una arbitrariedad en la disposición de los residuos sólidos; hasta diciembre de 1998, en la entrada se observaban cientos de llantas tiradas a cielo abierto, que en épocas de lluvia se convertían en criaderos de mosquitos.

Asimismo, antes de 1998, los residuos de las fosas sépticas se descargaban en el sitio de una manera no controlada. Actualmente estos líquidos se descargan en las lagunas de oxidación, ubicadas al noroeste del sitio, las cuales no habían estado en operación por un largo tiempo. A un lado de éstas se vertían líquidos procedentes del lavado de nixtamaleras, así como de otras aguas de dudosa procedencia, los cuales a la fecha se vierten en las

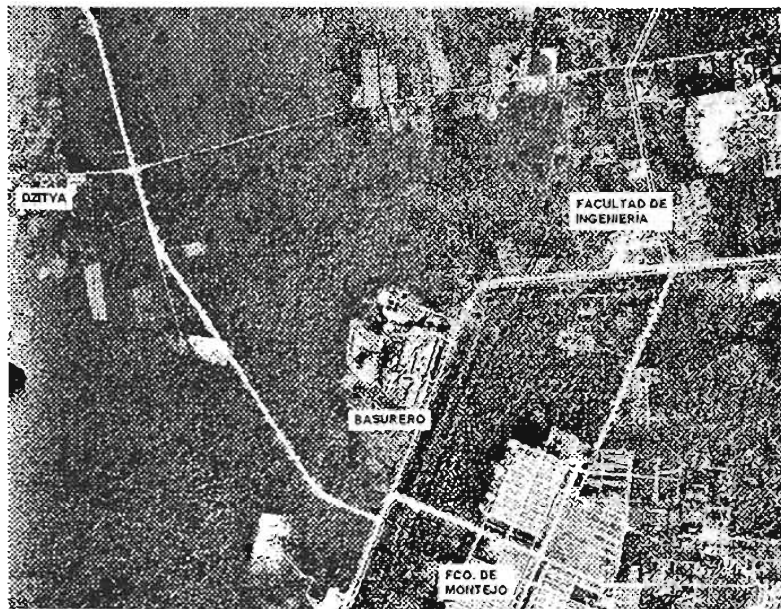
lagunas de oxidación y, ocasionalmente, en el cerro, a cielo abierto. Es común que los tanques que contienen residuos líquidos descarguen a la vera del camino adyacente a las lagunas o en el sitio mismo de disposición de desechos para ahorrar tiempo en la descarga y evitar el pago por utilizar las instalaciones. Desafortunadamente, estas instalaciones, que solamente funcionan como lagunas de evaporación, actualmente se encuentran azolvadas de tal manera que durante periodos de altas precipitaciones rebosan y es común que ocurran encharcamientos que contaminan los alrededores con desechos.

Oficialmente estaba prohibido el ingreso de desechos tóxicos y peligrosos al sitio ya que existe un incinerador municipal donde pueden ser depositados. Sin embargo, el poco control en la caseta de recepción, la ignorancia de lo que constituye un desecho peligroso y el poco conocimiento del impacto ambiental de la disposición de tales desechos redundaban en que éstos se introducían frecuentemente al sitio para su disposición. Según González (1996), un gran número de compañías desechaban productos químicos e industriales en el cerro sin supervisión y la PROFEPA (Procuraduría Federal de Protección al Ambiente) detectó desechos peligrosos derivados del petróleo. Existen otras evidencias que confirman que se introducían desechos peligrosos e industriales en las instalaciones, incluyendo aceite quemado y desechos hospitalarios.

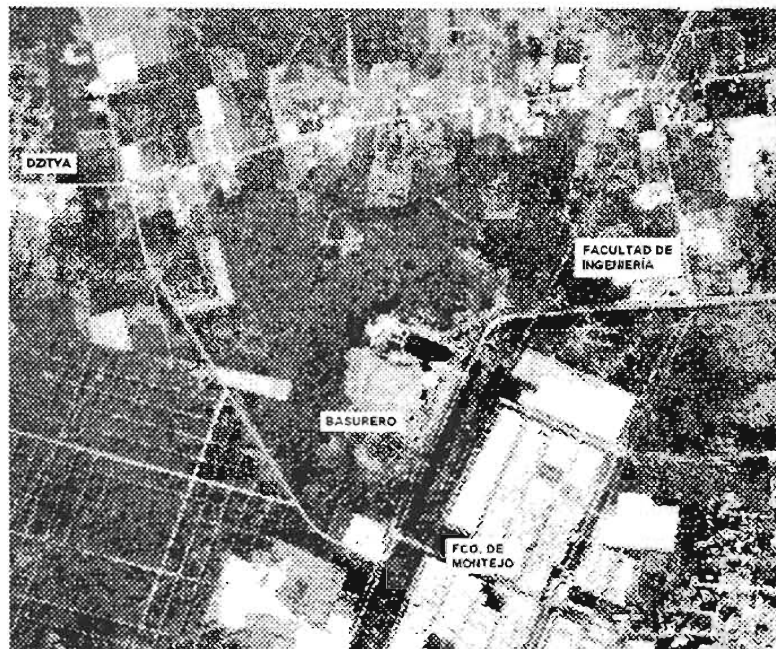
No había control sobre la disposición de animales muertos y sus desechos. Se reservaba un área entre el cerro y las lagunas de oxidación donde se tiraban los desechos de los rastros, los cuales consistían de partes de animales y sangre; también era común encontrar carcasas de animales completos en el cerro, la cual no contaba con cubierta aparente.

El método de área de disposición de desechos comenzó a utilizarse en el basurero municipal de la ciudad de Mérida en marzo de 1993 y después de cinco años de operación, se depositaron aproximadamente 507,000 m³ de desperdicios; es decir, casi 8500 m³ de desechos sólidos se acumulaban mensualmente en el basurero municipal para conformar las celdas de basura. La evolución del sitio puede observarse en la Figura 1.5, en la cual también se puede apreciar el crecimiento de la mancha urbana muy cerca del lugar ya que en los últimos años se han desarrollado nuevos fraccionamientos hasta llegar a los límites

del anillo periférico. Los desechos se depositaron en el área sin impermeabilización en el fondo y sin colectores de lixiviado y muchas veces sin cubierta superficial por largo tiempo.



(A)



(B)

Figura 1.5. Desarrollo del basurero municipal de Mérida y crecimiento de la mancha urbana con el tiempo; sin escala. (A) 1994; (B) 2000.

Como consecuencia de la descomposición de los desechos se producen líquidos (percolados o lixiviados) y gases que después de atravesar las celdas de basura pasan a los suelos, y posteriormente al agua subterránea, afectándolos de manera negativa (Trejo, 1996).

1.2. LOS SISTEMAS KÁRSTICOS

Los acuíferos kársticos, por lo general, presentan una situación única. Donde existe una zona de suelo, el movimiento de contaminantes a través de ella se acelera grandemente debido al flujo a través de los macroporos. Según Dragun (1988), más del 90% del total del agua que fluye en un suelo saturado puede hacerlo en macroporos los cuales pueden ser considerados como los factores controladores de la rapidez y dirección de la infiltración de un contaminante. Los macroporos son: fracturas y fisuras que se forman cuando se encogen los suelos ricos en arcillas durante la época de secas; tubos que se forman por la descomposición de raíces, el intemperismo químico diferencial del material rocoso, y las técnicas de cultivo. Es necesario reconocer que el agua y las sustancias químicas que percolan a través de los macroporos del suelo tienen una mínima reacción con éste debido a que los macroporos tienden a canalizar las sustancias químicas y alejarlas del agua contenida en los suelos (White, 2002; Dragun, 1988).

Los drenes permiten el transporte vertical de los contaminantes en el subsuelo casi sin impedimento (Smart y Hoobs, 1986); estos drenes son los principales puntos de descarga para el flujo en la zona no saturada.

Si existe una conexión directa entre cuevas y conductos freáticos, las tormentas pueden afectar la migración de contaminantes conduciendo el agua a través de ellos.

1.2.1. Geomorfología de la zona de estudio

La ciudad de Mérida, Yucatán, se encuentra en una plataforma calcárea con una superficie kárstica que presenta hoyos, hendiduras, agujeros y cavidades y una casi total ausencia de

suelo. En la superficie se presenta a menudo una corteza delgada de material reprecipitado que forma una capa dura conocida como "caliche". Las expresiones kársticas impiden el desarrollo de corrientes superficiales (Marin et al. 2001).

Los "cenotes" y "dolinas" son manifestaciones kársticas, típicas de esta parte del país, que varían en diámetro desde unos cuantos metros hasta más de 100 metros. Fueron formados principalmente por la acción vertical de la disolución y paso del agua hacia niveles profundos del nivel estático durante los períodos glaciales y revelan que las calizas han estado sujetas a una importante disolución vertical. La posición actual del nivel medio del mar se considera interglacial donde el drenaje vertical hasta el nivel freático es de sólo unos cuantos metros. Muchas de estas estructuras se encuentran a lo largo de los sistemas de fracturas y fallas (Pérez y González, 2002). Las "cavernas" o "grutas", son las manifestaciones más espectaculares de formas kársticas; se encuentran en diversos tamaños y extensiones en función de la edad de la roca e incidencia de los aspectos geológicos estructurales. Algunas son salones "fósiles" de disolución y otras se encuentran inundadas por el agua subterránea. En la superficie se observan manifestaciones como "cúpulas", "domos" y "microdomos" entre otras.

Como los suelos son muy delgados y a veces inexistentes, la característica calcárea regional impide la formación de cauces, permitiendo que la lluvia encuentre fácilmente conductos para su infiltración directa al subsuelo.

Así, las características muy particulares del subsuelo de la Península de Yucatán originan que el manejo y disposición de los desechos sólidos representen un potencial de contaminación del acuífero, principal fuente del vital líquido para la población, ya que el basurero se encuentra emplazado sobre rocas calizas fracturadas que presentan un alto grado de karstificación, lo que facilita la migración de lixiviados hacia el sistema acuífero local cuyo nivel freático es somero (aproximadamente a cinco metros de profundidad).

1.2.2. Vulnerabilidad del acuífero kárstico a la contaminación del agua subterránea

En la región de El Caribe y las Antillas, las estructuras geológicas y condiciones climatológicas son similares (Heraud, 1996). La cantidad de lluvia es aproximadamente igual, con estaciones de lluvia y estiaje contrastantes. En toda esta región la uniformidad geológica se ve interrumpida por la presencia de estratos de roca carbonatada la cuales, aunque de edades similares, poseen diferencias hidrogeológicas muy distintivas que influyen fuertemente en el grado de vulnerabilidad de los diferentes sistemas de acuíferos calizos a la contaminación del agua subterránea.

Al igual que otros sistemas de acuíferos kársticos no confinados, el nivel freático somero, la casi ausencia de suelo y el rápido movimiento lateral y vertical de solutos hacen que el sistema acuífero yucateco sea excepcionalmente vulnerable a la contaminación del agua subterránea (CNA, 1997; González, 1992) que los demás de la región de El Caribe y las Antillas donde los acuíferos están, hasta cierto grado, protegidos de la contaminación por unidades arcillosas sobreyacentes, de baja conductividad hidráulica (Back, 1992; Mora, 1992; Troester, 1992; Stewart y Parker, 1992). El acuífero de Yucatán está prácticamente desprotegido en su totalidad; carece de una cubierta confinante continua que pueda prevenir o retardar la rápida infiltración de contaminantes al acuífero calizo no confinado y altamente permeable (Escolero et al. 2002).

La península de Yucatán es una región de calor y humedad extremos; por recibir una gran cantidad de lluvia, tiene un gran potencial de recarga. La vulnerabilidad del agua subterránea es alta debido a que los contaminantes tienden a entrar rápidamente en solución y moverse velozmente descendiendo hacia el nivel freático. Al mismo tiempo, hay menor tiempo de contacto suelo – roca para los contaminantes. La solubilidad juega un papel importante en la vulnerabilidad del agua subterránea dado que generalmente se incrementa con la temperatura. El agua subterránea al tener una temperatura relativamente alta, en comparación con otros sistemas, favorece la reacción de los contaminantes con los materiales del suelo y la roca.

1.2.3. Movilidad de contaminantes en sistemas kársticos

Muchas de las teorías que se han desarrollado para conocer el comportamiento de contaminantes en el subsuelo se han tenido que revisar frecuentemente cuando son comparadas con datos de campo. Por ejemplo, Memon y Prohic (1989) trataron de definir el transporte de contaminantes en terrenos kársticos utilizando ecuaciones convencionales de transporte y flujo de agua subterránea que fueron desarrolladas originalmente para flujo y transporte de solutos en medios porosos; su intento no tuvo éxito debido a que no reconocieron la complejidad hidrogeológica asociada con estos terrenos.

Por otro lado, Barrett y Charbeneau (1996) propusieron y desarrollaron un modelo muy simple que permite la variación vertical de los parámetros hidráulicos en celdas definidas para el acuífero Edwards de Texas en Estados Unidos; con él se pudieron predecir los potenciales hidráulicos, las descargas a los manantiales y la calidad del agua en este acuífero kárstico complejo. Sin embargo, debido a que no se considera el movimiento del agua y solutos en las celdas, el modelo carece de dimensión espacial dado el tratamiento que se le da a los parámetros para la solución matricial del sistema.

Así, para la modelación satisfactoria de un sistema de esta naturaleza, se requiere de un conocimiento muy detallado de las propiedades físicas y los procesos que gobiernan el movimiento del agua subterránea (Lerner et al. 2003).

En algunos ambientes geológicos, la mayoría del flujo del agua subterránea ocurre a través de fracturas en formaciones rocosas de baja permeabilidad (Feenstra et al. 1984; Spayed, 1985; Barker et al. 1988). El flujo en las zonas kársticas con frecuencia responde rápidamente a eventos de precipitación y otras entradas de fluidos. El flujo a través de la matriz rocosa es, sin embargo, extremadamente lento; tan lento que el movimiento de los contaminantes en la matriz rocosa por difusión molecular puede ser más rápido que el movimiento por advección. Si hay un alto grado de fracturamiento, de tal manera que el material tenga una permeabilidad de moderada a alta, es probable que su comportamiento

hidráulico sea similar al de un medio poroso no fracturado (deMarsily, 1986; Mercer & Faust, 1981). Las ecuaciones de Darcy y de Theis, y otras fórmulas para medios porosos, pueden aplicarse con una confianza razonable para los estudios de transporte de contaminantes y remediación de una zona de aguas subterráneas kársticas contaminadas.

Al igual que en medios porosos granulares, un volumen de control pequeño de roca fracturada kárstica puede llenarse completamente con aberturas o con roca sólida. Un volumen mayor incluirá aberturas y roca sólida, pero la proporción de cada una cambiará conforme se toman muestras de diferentes puntos dentro de la misma característica de escala pequeña. Se espera que esta variación sea menor conforme el volumen se incrementa de tal manera que se logre obtener un volumen representativo final. Para muchas rocas fracturadas kársticas, es probable que conforme el volumen de roca se incrementa más allá de un volumen representativo, los parámetros empiecen a variar otra vez antes de hacerse constantes nuevamente (Schulze-Makuch y Cherkauer, 1998). Así el volumen representativo puede existir a varias escalas.

Esta jerarquía de escalas se presenta en la Figura 1.6 donde una masa rocosa puede ser homogénea en varias escalas. A escalas pequeñas, por ejemplo, la escala de cavidad o fractura individual (A), podrían llevarse a cabo pruebas en la roca intacta, o en las aberturas de la cavidad o fractura, con grandes variaciones en el parámetro que se mide. Conforme el muestreo se realice a mayores escalas en el interior de la roca, se puede llegar a obtener un volumen representativo de tal manera que aún incrementando éste no afectará el valor promedio de la propiedad que se esté determinando. Este comportamiento se demuestra en la escala (B) de la Figura 1.6. El incluir zonas permeables al flujo en el esquema de prueba da como resultado un incremento en el valor promedio de la permeabilidad (C).

Al añadir muchas de estas zonas se puede lograr homogeneidad a mayores escalas (D). Si la masa rocosa se caracterizó por discontinuidades verticales muy permeables, la roca nuevamente presentaría heterogeneidad hasta que el volumen de prueba se incrementa de manera tal que incluya varias de tales discontinuidades. Así, la permeabilidad promedio se incrementaría otra vez.

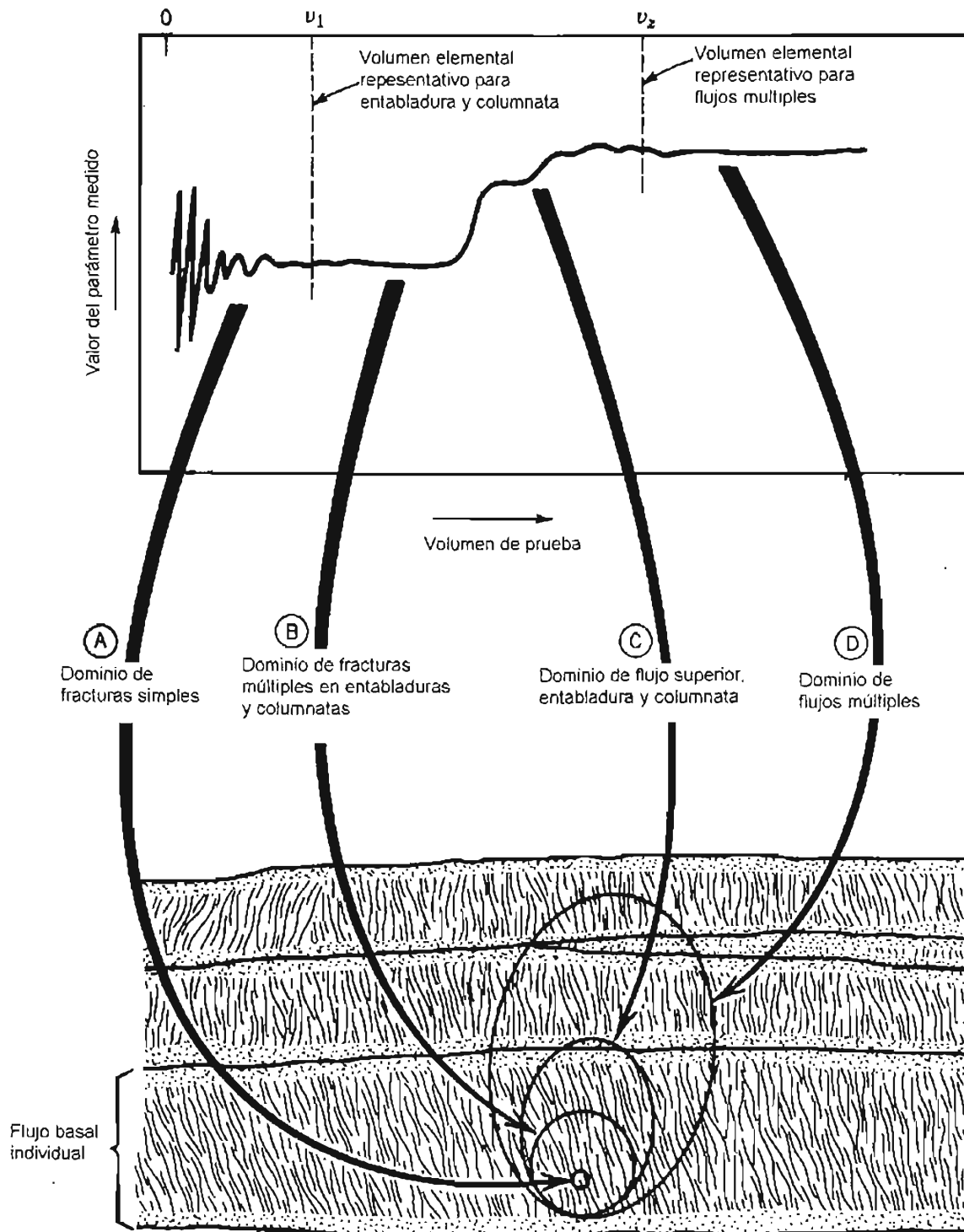


Figura 1.6. Definición esquemática de un volumen elemental representativo (modificado de: Schulze-Makuch y Cherkauer, 1998).

Hay que tener en cuenta varias situaciones aquí. Si se desean aplicar modelos continuos a un problema de gran escala, los datos empleados en ese análisis deben provenir de un programa de pruebas que también sea de gran escala (Zhou y Selim, 2003). Esto se aplica a todos los problemas en el ámbito de aguas subterráneas, no solamente en rocas fracturadas o medios kársticos (deMarsily et al. 1998). Virtualmente todos los parámetros importantes como permeabilidad, dispersividad, y aún la compresibilidad de la roca son significativamente más pequeños a escala de laboratorio que a escala de campo. Así, pueden existir volúmenes representativos tanto para medios porosos como para medios fracturados a varias escalas.

El que un medio fracturado pueda tratarse como un medio continuo ha sido objeto de constante investigación (McKenna et al. 2003; Scanlon et al. 2003). Primero, se debería enfatizar en que muchos modelos de rocas fracturadas kársticas se han empleado en ciertos problemas de flujo sin demostrar directamente ya sea el tamaño o la presencia de un volumen representativo. Un método práctico es llevar a cabo pruebas de las propiedades de la roca en un volumen lo más grande posible; pero esto no necesariamente garantiza el éxito.

Algunos investigadores creen que conforme la escala de prueba se incrementa, las escalas de heterogeneidad se expanden de igual manera. En otras palabras, cada bloque de roca contendrá algunas heterogeneidades significativas que no son representativas de la karsticidad encontrada en el resto del volumen. Si las investigaciones que se están llevando a cabo realmente pudieran apoyar la idea de que los volúmenes elementales representativos pueden no existir, disminuiría el apoyo que se tiene para aplicar métodos para medios continuos en medios kársticos fracturados.

Si no se da la condición para un medio continuo, el flujo debe describirse a través de cavidades o fracturas individuales o en grupos de cavidades y fracturas (Han et al. 2002). Esto genera varios problemas. Primero, para caracterizar el flujo, se requiere información sobre la orientación, densidad, grado de conectividad, espacio de aberturas, y rugosidad de

las fracturas y características kársticas presentes en el sistema subterráneo. Segundo, si las aberturas son grandes, el flujo puede ser turbulento y no laminar, y no se aplica la ecuación de Darcy. Tercero, los valores de conductividad hidráulica variarán con los cambios en el campo tridimensional y con la presión del fluido.

Como se ha mencionado, el sitio de disposición no presenta recubrimiento en la base, lo que hace suponer que cualquier líquido derramado en el suelo, a volúmenes considerables, llegará al agua subterránea.

1.3. OBJETO DEL ESTUDIO

Los principales usos que se hacen del agua subterránea en el municipio de Mérida, Yucatán, misma que se encuentra a escasos metros bajo la superficie, son el agrícola y de abastecimiento para uso y consumo humano. De la regularidad en el suministro y calidad del recurso dependen actualmente más de 750,000 habitantes. Sirve también de suministro, exclusivo, de gran parte de las industrias, que en su mayoría se encuentran ubicadas dentro de la mancha urbana.

Esta dependencia hídrica (y la futura), creada alrededor de las aguas del acuífero local, y favorecida por su buena disponibilidad, tanto en cantidad como en calidad, podría verse gravemente afectada, en sus diversos usos, por su deterioro. En este punto recae el mayor interés de esta investigación, como base de conocimiento, evaluación y predicción de los estados de calidad y procesos de contaminación que actualmente posee y lo están afectando.

De forma complementaria, el establecimiento de la caracterización hidroquímica ayudará a un mejor conocimiento de la hidrogeología de este acuífero.

Sirva como muestra de la importancia de los procesos contaminantes que lo están afectando, producto de una sobrepresión demográfica, agrícola e industrial, el que

actualmente cierto porcentaje del agua no es apto para consumo humano; de aquí el interés del tema investigado. Las incidencias de enfermedades gastrointestinales y brotes de cólera, siguen produciéndose en la zona de estudio. En el desarrollo del texto se toca parte de este tema, con un enfoque eminentemente práctico, el que sirva para juzgar el interés del tema de investigación elegido.

1.4. OBJETIVOS

Objetivo general: Estudiar la evolución hidrogeoquímica de la calidad del agua subterránea en una región localizada al noroeste de la ciudad de Mérida, Yucatán. En este lugar se encuentra un sitio de disposición final de desechos sólidos urbanos el cual se tomará como una fuente piloto generadora de contaminación de agua subterránea.

Objetivos específicos:

- Identificar las propiedades físicas, químicas, geológicas e hidrogeológicas del sistema roca-agua subterránea.
- Proponer un modelo conceptual que explique la evolución y la alteración de la calidad del agua subterránea.
- Entender y transcribir teóricamente las interrelaciones lixiviado-roca caliza-agua subterránea.
- Proponer una metodología *ad-hoc* de evaluación de la vulnerabilidad del sistema acuífero en el área de estudio.
- Identificar las posibles afectaciones adversas al ecosistema por alteraciones a la calidad del agua subterránea.

Los resultados de esta investigación pretenden ser una contribución en el estudio de sistemas kársticos contaminados y podrían apoyar en la planeación, manejo, estrategias y políticas de protección y conservación de los recursos de agua subterránea, ayudando a minimizar o reducir problemas de afectación de la calidad del agua subterránea.

Dentro de los objetivos, se han planteado las siguientes metas específicas:

- Generar, procesar y analizar datos de lixiviado y de agua subterránea. Alimentar con éstos, modelos matemáticos que permitan simular diferentes escenarios para conocer las tendencias futuras de la contaminación asociada al basurero.
- Determinar el papel que juega el ambiente kárstico en el transporte de solutos mediante las transformaciones y procesos químicos que se desarrollan en este sistema.
- Conocer el flujo base de lixiviados y las variaciones de éste. Entender la hidroquímica de los lixiviados, y la evolución tanto espacial como temporal de la pluma contaminante asociada a los mismos.
- Adecuar una metodología para determinar el grado de peligrosidad de un sitio de disposición de desechos, aplicable a sistemas acuíferos kársticos.

1.5. ORGANIZACIÓN DE LA TESIS

La estructura del texto que se presenta se adapta básicamente a los objetivos propuestos en el apartado 1.4. Algunos capítulos enlazan necesariamente su contenido, bien porque expresan conceptos complementarios a la hora de resolver un determinado problema, o porque suponen una introducción previa que facilita la exposición y comprensión de los capítulos subsecuentes.

El orden y la disposición de los diferentes capítulos siguen un esquema totalmente clásico. Así, en este primer capítulo se orienta al lector acerca del tema, exponiendo de una manera general la naturaleza del problema, así como los objetivos de la tesis y los medios para alcanzarlos; en el capítulo 2 se describen los materiales colectados, el procedimiento seguido y el equipo utilizado para las colectas. La importancia se ha dado a la descripción hidrogeológica en el capítulo 3 para establecer las características del acuífero, a fin de comprender mejor la importancia que tiene la complejidad hidrogeológica de la región sobre la complejidad hidrogeológica del transporte de contaminantes en el acuífero local;

asimismo se presenta la caracterización del lixiviado y del agua subterránea en la zona de estudio. En este trabajo se ha considerado preferible hacer mención de las características físico-químicas de las aguas en conjunto, con objeto de utilizar la información que éstas suministran, especialmente su evolución temporal, sobre la constitución y el funcionamiento hidrodinámico del sistema kárstico; lo anterior se presenta en los capítulos subsecuentes en los que se explica el significado de los resultados que se obtuvieron, indicando las aportaciones de la investigación.

Se ha optado por exponer, y en su caso reinterpretar, la información de algunos trabajos previamente realizados sobre el área de estudio a lo largo del texto en el momento oportuno, a fin de no restar coherencia a los diferentes temas y para facilitar la lectura de la Tesis. No obstante, en todo momento se hace referencia oportuna a la procedencia de los datos y de los conceptos empleados.

Por último, tras la exposición de las principales conclusiones, se presenta la relación de los trabajos bibliográficos citados a lo largo del texto. Todos los datos que han servido de base al estudio realizado se encuentran disponibles en la Unidad de Posgrado e Investigación de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán.

CAPÍTULO 2

METODOLOGÍA

El estudio propuesto ha sido afrontado con ayuda de métodos y medios muy diversos; si bien, aunque buena parte de la metodología empleada en esta investigación se utiliza convencionalmente en los estudios hidrogeológicos regionales, el enfoque que se ha mantenido sobre los trabajos realizados ha sido eminentemente específico de los sistemas hidrogeológicos kársticos.

A continuación se expone de forma sintética algunos de los métodos y técnicas empleadas en el estudio que, como ya es tradicional, pueden clasificarse en métodos de campo, métodos de laboratorio y métodos de gabinete.

2. 1. MÉTODOS DE CAMPO

Las primeras labores efectuadas sobre el terreno consistieron en el reconocimiento físico y geográfico del área a investigar. Este reconocimiento se realizó con la ayuda de mapas topográficos publicados por el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), publicados en 1995, a escalas 1:50,000; 1:25,000 y 1:5,000; ocasionalmente se utilizaron mapas a escala 1:500 disponibles en la Subdirección de Manejo de Residuos de la Dirección de Servicios Públicos Municipales del Ayuntamiento de Mérida, Yucatán. Asimismo se utilizaron fotografías aéreas a escala 1:75,000 y 1:20,000. Estos documentos han constituido las diferentes bases cartográficas adoptadas en el trabajo.

Estudio geológico del sector de estudio: naturaleza litológica de los materiales; distribución vertical y lateral de las litofacies; reconocimiento de discontinuidades estratigráficas, especialmente de aquellas con indicios de karstificación y establecimiento de la tectónica general. Los trabajos realizados han sido siempre enfocados hacia la resolución de problemas hidrogeológicos del área de estudio.

2. 1.1. Colecta de lixiviado

En el afán de obtener muestras representativas del lixiviado que percola del basurero se implementó un dispositivo que permitiera la intercepción del mismo, para su posterior análisis (González y Kú, 1996; 2002). Se diseñó un aparato que consistió en una tubería de PVC sanitario ranurado con una punta de lanza de acero en forma piramidal, que fue adaptada con remaches a la tubería, permitiendo tener un punto de apoyo y de ataque en el momento del hincado dentro de las celdas de basura (Figura 2.1). Se introdujo el 90 por ciento de la tubería sin tener alguna deformación. A su vez, se colocó una bolsa de plástico resistente en la salida de la tubería hincada, fijándola con unos flejes para la colecta del lixiviado y se construyó una obra de protección para su abrigo. Cabe mencionar que el Instituto Mexicano de la Propiedad Industrial otorgó, en 2002, la patente al dispositivo mencionado, según expediente PA/a/1998/001950 de la Dirección Divisinal de Patentes.

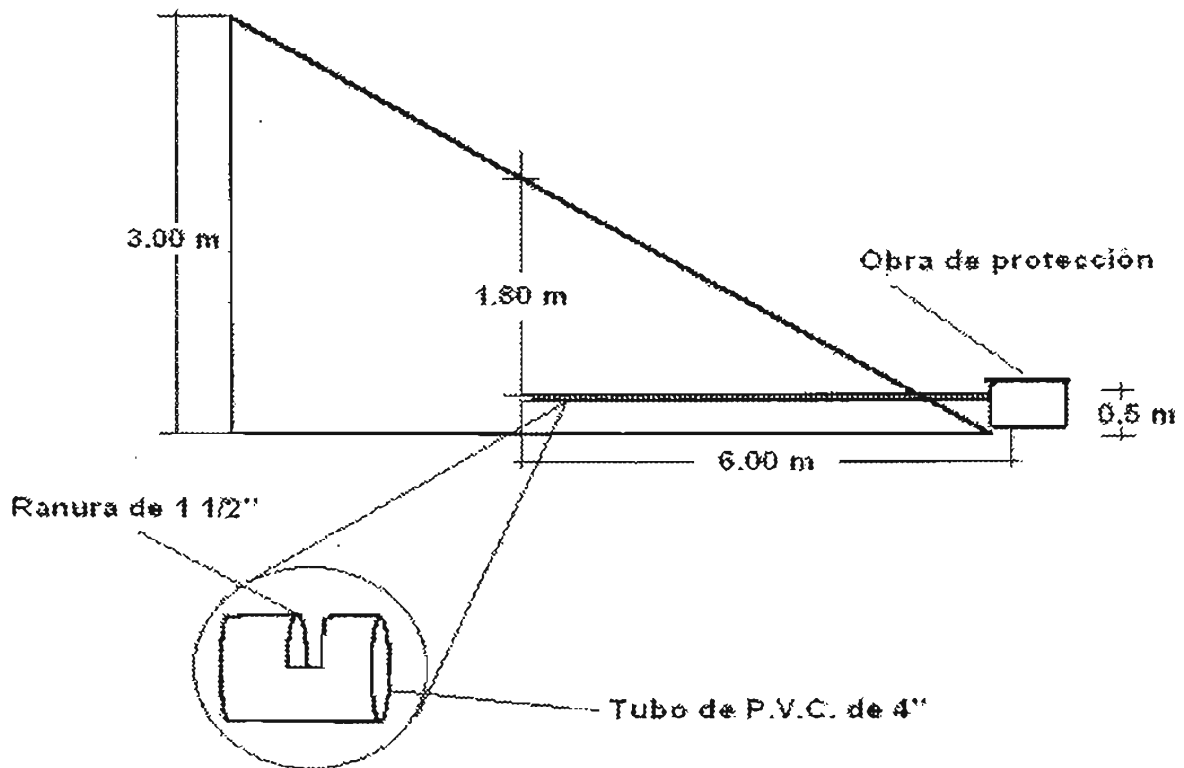


Figura 2.1. Esquema de un colector de lixiviado.

Con el propósito de predecir la concentración de los contaminantes del lixiviado, se planteó la colocación de otros puntos de recolección, utilizando el sistema descrito anteriormente. Se estableció una estrategia en la colocación y ubicación de los registros contando con el primero que se implementó al azar. Estos registros se ubicaron tanto en la base del segundo nivel como en la base del primer nivel; esto con el propósito de evaluar el grado de percolación con relación a la compactación, altura, recubrimiento y talud, así como la diferencia esperada en las concentraciones debido a la edad de la basura, teniendo que la basura dispuesta en el primer nivel es más antigua que la del segundo nivel.

Se recolectaron muestras en estos registros prácticamente a diario en la época de lluvias (de mayo a noviembre) y se inspeccionaban semanalmente en la época de secas (de diciembre a abril).

2.1.2. Inventario de puntos de monitoreo

En el área de estudio, el basurero municipal de Mérida (Figura 2.2), se cuenta con una red de 25 pozos, los cuales fueron utilizados para monitorear la calidad del agua subterránea. Los pozos I4 e I5 tenían una profundidad original de 50 metros con un diámetro de perforación de 4 pulgadas en los primeros 6 metros y de 2 7/8" en los siguientes, hasta su profundidad total. A cada uno de ellos, se les colocó un ademe ranurado de PVC hidráulico de 2 pulgadas de diámetro hasta los 30 metros de profundidad, debido a que los últimos metros se azolvieron con los residuos de la perforación. Con el fin de prevenir problemas de infiltración directa hacia estos pozos de monitoreo, se ubicaron en las partes de mayor elevación del terreno y se les instaló un sistema de protección sellando los primeros centímetros de la perforación con cemento.

2. 1.3. Sondeo eléctrico vertical

Como parte de los trabajos de caracterización del subsuelo en la zona del basurero municipal de Mérida, se llevó a cabo, en noviembre de 2000, un sondeo eléctrico vertical (SEV) a lo largo de una línea en la que se encuentran ubicados los pozos profundos S1 a S6 (Figura 2.2) procurando que la profundidad de estudio abarque al menos los primeros 50 metros de espesor geológico. El SEV se realizó con centro en medio de los pozos S4 y S5. El nivel natural del terreno es prácticamente plano y las profundidades de las capas del subsuelo atravesadas por el SEV han sido referidas a este nivel.

Al llevar a cabo el SEV se empleó el arreglo geométrico de electrodos Schlumberger en el cual se mantuvo fijo un eje y se aumentó la distancia AB, entre los electrodos de corriente, en forma simétrica y progresivamente para que la corriente inducida al subsuelo penetre más profundamente. La distancia MN entre los electrodos de potencial se incrementó únicamente cuando la sensibilidad del instrumento de medición no permitía obtener lecturas pequeñas de $\Delta V/I$.

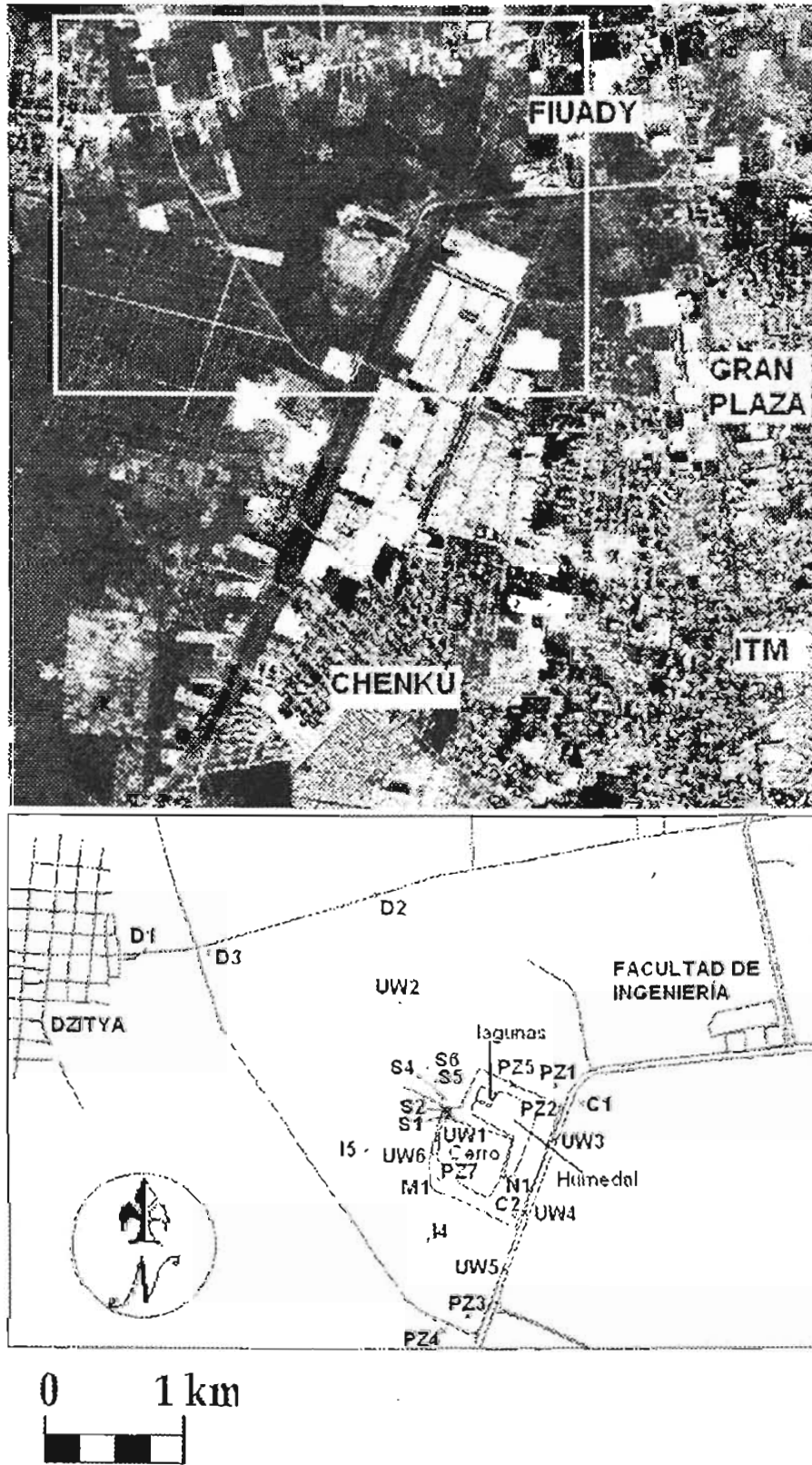


Figura 2.2. Ubicación de los pozos y sondeos utilizados en el sitio de estudio.

Para la ejecución del SEV se empleó un resistivímetro ABEM TERRAMETER SAS 300B de la ATLAS COPCO el cual, a través de una batería de 12.5 volts, proporciona una corriente directa con rango de 0.2 a 500 mA logrando con ello, bajo buenas condiciones de operación, profundidades correspondientes a una separación de electrodos AB de hasta 1500 metros. El resistivímetro calcula automáticamente la diferencia de potencial sobre la intensidad ($\Delta V/I$) como un promedio de varias lecturas con una precisión de $\pm 2\%$ en un rango de 0.5 miliohms a 1999 kilo-ohms, pudiéndose extender el rango mediante un accesorio del equipo llamado BOOSTER SAS 2000. Al equiparlo con un milivoltímetro de 10 megaohms de impedancia, el SAS 300B puede reducir los efectos provocados por la variación de la resistencia de contacto con los electrodos de potencial.

La eliminación de la polarización se realiza generando una señal de corriente alterna en forma positiva y negativa, permitiendo que la corriente penetre a través de las capas de baja resistividad.

2.1.4. Perforación de pozos profundos

En la Figura 2.2, también se muestra la ubicación de dos sondeos exploratorios, perforados con recuperación de núcleos, en los terrenos del Instituto Tecnológico de Mérida, los cuales se adecuaron para su posterior utilización como pozos testigo de monitoreo. El primero tiene un diámetro de perforación de 4 pulgadas y una profundidad de 45 metros y el segundo tiene un diámetro de 6 pulgadas y cuenta con 55 metros de profundidad. La construcción de estos dos pozos fue realizada con una máquina perforadora "22HD CORE DRILL" de la JOY MANUFACTURING COMPANY, propiedad de la Comisión Nacional del Agua (CNA) en Yucatán. Asimismo, se muestra la ubicación de tres pozos, perforados, uno en los terrenos de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán (FIUADY), otro en los terrenos del centro comercial "La Gran Plaza" y el tercero en el Fraccionamiento Chenkú, de aproximadamente 50 metros de profundidad, con respecto al nivel del terreno, los cuales se utilizaron para el monitoreo de las aguas subterráneas en un

estudio realizado por la FIUADY, la CNA y la British Geological Survey (BGS) de Gran Bretaña (British Geological Survey et al. 1995).

2.1.5. Aforos a profundidad

Los registros con sistema cerrado de televisión en los pozos profundos se utilizaron para examinar la naturaleza física de los pozos.

El sistema cerrado de televisión consiste de una consola de video marca LAVAL y una unidad de control, un monitor a color; estos se conectaron a una video grabadora y a un cable multi-conductor de televisión al cual se le integró una cámara de color de 2 pulgadas de diámetro. Un espejo pequeño localizado en el campo visual a 45 grados, muestra una vista radial simultánea a detalle de una sección de la pared del pozo explorado. Se utiliza un cable enrollado en un carrete para bajar gradualmente la cámara a una velocidad conveniente. Se utiliza un lente estándar directo (de vista axial) y una lámpara de 80 watts para la iluminación. Los detalles del registro del pozo, su ubicación, el nivel freático, etc., se pueden introducir en la grabación mientras que se registra la profundidad automáticamente de pulsos codificados del carrillo medidor del tripie. La grabación del video se hace en formato VHS. El sistema se acciona por medio de un pequeño generador de energía de 1000 watts.

Se realizaron un buen número de registros geofísicos de la formación y del fluido para obtener una información geológica e hidrogeológica del acuífero con la profundidad. El equipo utilizado fue un sistema ligero el cual se compone de una unidad de control digital que contiene una interfase de computadora y una fuente de poder. Éste se conectó a un carrete (movido manualmente o con un motor de 12 volts) que contenía un cable conductor de 1/10 de pulgada (2.54 mm) al cual se pueden adaptar una serie de herramientas ligeras para llevar a cabo los registros a profundidad.

Los registros se llevaron a cabo con la ayuda de una computadora laptop. El programa de registro se controló por medio de un software enviando energía a las diferentes herramientas y

se registraban las señales ya sea en un disco flexible o en el disco duro. Se utiliza una impresora para obtener copias impresas de los registros en el campo. El sistema puede enviar energía y aceptar señales de un buen número de herramientas de registro análogas, de pulso o digitales. Se puede seleccionar el intervalo de adquisición de datos. Se describen a continuación las herramientas utilizadas.

La herramienta de caliper hace un registro continuo de la variación del diámetro del pozo con la profundidad. Existen varios métodos para hacer las mediciones pero un arreglo común es el de utilizar un electrodo que tiene tres brazos articulados con resortes conectados a un circuito de medición. El electrodo se baja con los brazos cerrados. Una vez en el fondo del pozo, dichos brazos se abren a control remoto y el registro procede conforme el electrodo se va subiendo hacia la superficie. El rango de medición del equipo utilizado es de 2 – 20” (5 – 51 cm).

La validez del registro de caliper es que puede compararse con el tamaño de la broca para indicar las secciones más amplias y las más estrechas. Las secciones más amplias pueden representar desprendimiento, colapso o cavidades de disolución de rocas suaves. Las secciones más estrechas generalmente significan el colapso de bloques o presencia de arcillas.

Con frecuencia se pueden inferir las fronteras de los lechos y los diferentes tipos de roca del diámetro relativo, el cual se controla por la dureza relativa de la roca. Ampliaciones bruscas pueden indicar la presencia de fracturas y cavidades. En muchas formaciones el diámetro del pozo no es igual al diámetro de la broca de perforación.

El registro de rayos gamma tiene una sensibilidad alta. Detecta la radioactividad natural presente en la roca. Los rayos gamma se emiten por todas las formaciones naturales como resultado de la desintegración aleatoria y espontánea de elementos radioactivos presentes. Los elementos naturales radioactivos son el potasio (K^{40}), el uranio y el torio. Los rayos gamma son de diferentes energías de partícula y algunas herramientas (los rayos gamma espectrales) pueden distinguir los elementos individuales y por ende, su concentración. Sin embargo,

muchas herramientas registran la población total de rayos gamma (electrodos de conteo total) en un espectro de energías generalmente de 100 KeV a 3000 KeV.

Con frecuencia, la señal de rayos gamma de algunas rocas, incluyendo las calizas, es pequeña y puede ser necesario el utilizar grandes detectores de cristal (NaI). El resultado es un conteo de la actividad (conteo/segundo) pero puede convertirse a unidades estándar API (Instituto Americano del Petróleo) de rayos gamma el cual es el estándar para el registro en la industria del petróleo (100 unidades API es el equivalente a la deflexión contra la lodolita marina estándar). El factor de calibración a API es de 1.0 aproximadamente; así, los registros de conteos/segundo prácticamente son unidades API.

El electrodo de resistencia puntual (SPR) es un electrodo que se utiliza para medir la resistencia de la formación a profundidad. Se coloca un electrodo a tierra en la superficie y se mide la serie de resistencias entre el electrodo de superficie (constante) y el electrodo a profundidad (variable). Las mediciones comprenden realmente tres resistencias en serie: (i) la resistencia de la roca y el fluido en una esfera rodeando el electrodo que se encuentra a profundidad; (ii) la resistencia de la roca y del fluido rodeando el electrodo aterrizado en la superficie; y (iii) la resistencia de las formaciones entre ambas esferas.

Teóricamente, el radio de investigación del electrodo a profundidad que contribuye al 90% de la señal es aproximadamente 10 veces el diámetro del electrodo; esto es, de 25 a 50 centímetros para electrodos típicos. La respuesta del registro puede alterarse dentro de ciertos límites, cambiando la longitud del electrodo. El hecho de incrementar la longitud, incrementa la penetración pero produce un registro más suave con menor resolución vertical de los cambios detallados. El equipo utilizado tiene un rango de medición de 0 – 2 Kohms.

Las mediciones de la conductividad eléctrica (CE) y de la temperatura del fluido en el pozo dan una buena información sobre el movimiento del agua subterránea. Suceden pequeños cambios en estos parámetros cuando entra agua a un pozo (debido a un historial de circulación diferente y longitud de sendero de flujo) y un estudio de la conductividad eléctrica y la temperatura del fluido y sus cambios cuando el pozo está sujeto a diferentes condiciones

hidráulicas, por ejemplo, por bombeo, puede revelar la posición del acceso del fluido. Los registros de CE/T del fluido son los primeros que deben efectuarse ya que cualquier registro previo puede distorsionar el perfil natural del fluido presente en el pozo. El rango de medición para la temperatura es de 0 – 50°C y para la CE se utilizaron rangos de 0 – 5000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y 0 – 50000+ $\mu\text{S}/\text{cm}$.

El registro de medición de flujo presenta la velocidad vertical del fluido en el pozo. Esto puede ser el movimiento natural (generalmente lento) de horizonte a horizonte o puede efectuarse mientras se bombea el pozo. El objetivo de registrar la velocidad del flujo es el de identificar y cuantificar la contribución de recargas de varios horizontes. Por lo general se realiza junto con los registros de CE y T y una medición de caliper.

Para obtener perfiles de flujo continuos se utilizaron varias medidas de propela; el medidor de flujo se baja o sube a una velocidad constante y se registra la velocidad vertical relativa del fluido. Por ejemplo, el bombeo incrementa la velocidad del fluido en y por arriba de los puntos de recarga. La proporción relativa de cada contribución que hacen el flujo total puede observarse con el registro de la velocidad de flujo y éste, cuando se ajusta por la variación del diámetro del pozo por medio del registro del caliper, genera una medida cuantitativa del flujo.

2.1.6. Nivelación potenciométrica

Se efectuaron mediciones de niveles potenciométricos con sondas hidronivel marca Solinst, modelo 101, provistas de cable de polietileno graduado tipo “antena de TV”.

2.1.7. Muestreo de aguas subterráneas

Al diseñar el programa de muestreo para caracterizar el acuífero afectado por el lixiviado del sitio de disposición de desechos, se consideraron los contaminantes presentes en el

lixiviado, así como a los constituyentes del acuífero que se movilizan por interacciones entre el lixiviado y la fase sólida del acuífero de acuerdo a Kumke et al. (2002).

Se implementó una red de monitoreo de agua subterránea, cuya distribución en la zona de estudio no fue tan regular como se habría esperado, principalmente debido a las dificultades al identificar sitios accesibles para ubicar los mismos. La ubicación de los pozos se definió tomando en consideración los siguientes puntos:

1. El desplazamiento de los contaminantes tiene la misma dirección hacia la cual fluye el agua subterránea local.
2. La ubicación de pozos alrededor del basurero municipal, la cual se considera como la fuente de contaminación del sistema, permitirá detectar, en caso de existir, la pluma de contaminación y su desarrollo con el tiempo.
3. Los pozos de monitoreo dentro del basurero municipal darán la pauta en cuanto a la calidad del agua subterránea en la porción acuífera por debajo del mismo. Esto tiene como finalidad definir los parámetros que caracterizan a la contaminación pues se supone que la contaminación se concentra más en el agua subterránea que se localiza inmediatamente debajo del tiradero municipal.

Los cationes principales típicos en el agua subterránea (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , y K^+) son constituyentes importantes en un acuífero contaminado por lixiviados de basureros; sin embargo, las relaciones de concentración pueden ser atípicas y también pueden estar presentes otros cationes en altas concentraciones. Por ejemplo, Fritz et al. (1994) reportaron altas concentraciones de sodio en los desechos de un relleno sanitario, las que atribuyeron a la presencia de sales, que se utilizaban para descongelar la nieve y el hielo en las carreteras. Debido al ambiente reductor de los sitios de disposición, los niveles de hierro, manganeso y amonio son típicamente mucho mayores que los normales, y sus concentraciones pueden exceder los niveles de los cationes principales normales en el agua subterránea. En el relleno sanitario de Army Creek en Delaware, EUA, Baedeker et al. (1993) encontraron que el Fe^{2+} y el NH_4^+ formaban del 14 al 50 % del total de los cationes en la zona anaerobia.

El bicarbonato con frecuencia es el anión principal en el agua subterránea asociado con los sitios de disposición de desechos debido a la producción de carbono inorgánico disuelto de la oxidación de la materia orgánica; sin embargo, si se calculan las concentraciones del bicarbonato a partir del valor de la alcalinidad, entonces será necesario restar la alcalinidad no carbonatada de este valor antes de calcular la concentración del carbono inorgánico. Una porción significativa, si no la mayor parte, de la alcalinidad en el agua subterránea cerca de un sitio de disposición de desechos puede deberse a la presencia de aniones orgánicos titulables (Kehew y Passero, 1990; Baedeker et al. 1993). Las concentraciones de estos compuestos orgánicos (que incluyen a los ácidos acético, oxálico, fenólico, benzoico y tánico) debe determinarse en análisis aparte. Las concentraciones de cloruro y sulfato más altas de lo normal en aguas subterráneas someras también han sido reportadas para sitios de disposición de desechos dada la presencia de sales que se utilizan para descongelar la nieve y el hielo en las carreteras y yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) en los desechos (Nicholson et al. 1983; Fritz et al. 1994). Las concentraciones de nitratos en el agua subterránea pueden ser menores de lo normal debido a la denitrificación acompañada del crecimiento bacteriano y a las condiciones reductoras del sistema.

Un sitio de disposición de desechos es uno de los ambientes más propicios para la creación de condiciones de desequilibrio entre el agua subterránea en un acuífero y una muestra de agua expuesta al aire atmosférico. La condición de (bajo pH)/(alta P_{CO_2}) del agua subterránea afectada por el sitio de disposición de desechos, en estudio, fue un reto en el muestreo debido a que el CO_2 se libera al estar en contacto con el aire de la atmósfera, y el pH de la muestra se incrementa. No solamente se incrementa el pH del agua conforme se intenta establecer un equilibrio con el CO_2 del aire, sino que el Eh se incrementa conforme el oxígeno del aire se disuelve en el agua. Por esta razón fue necesario medir el pH y el Eh antes de exponer el agua a condiciones atmosféricas.

Plumb y Pitchford (1985) encontraron que el mejor indicador de contaminación orgánica que emana de un sitio de disposición de desechos es la presencia de compuestos orgánicos volátiles disueltos en el agua subterránea. Sin embargo, conforme el agua contaminada

migra alejándose del sitio de disposición y se va oxidando, los compuestos no clorados pueden degradarse, mientras que los compuestos volátiles clorados parecen estabilizarse en un ambiente oxidante (Baedecker et al. 1993). Otros compuestos que por lo general no se consideran persistentes en el medio ambiente también pueden ser estables en el medio ambiente reductor localizado cerca de sitios de disposición y deberían considerarse en el desarrollo de planes de muestreo cuando se sabe qué tipos particulares de materiales, por ejemplo desechos de hospitales, se han depositado en el sitio.

Así, en el campo se realizaron determinaciones de temperatura, pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y Eh, introduciendo una sonda multiparamétrica, Hydrolab; asimismo, se determinó la alcalinidad inmediatamente antes de coleccionar las muestras en los pozos de monitoreo utilizando un autoanalizador de alcalinidades marca HACH. Se preservaron las muestras para la determinación de iones principales, parámetros sanitarios y metales, en el laboratorio.

Los parámetros físicos también fueron medidos en los lixiviados tanto los de escorrentía como los captados por medio de diez colectores instalados en las celdas de basura.

La toma de muestras de agua subterránea se llevó a cabo trimestralmente, durante los meses de enero, abril, julio y octubre. La periodicidad de los muestreos se determinó considerando, dentro del ciclo hidrológico, las épocas de sequía y lluvias en la zona, y con base en la experiencia de estudios previos sobre calidad del agua subterránea en el Estado de Yucatán (Frias y Gómez, 1985). En todos los casos se utilizaron botellas de polietileno de doble tapón (de diferentes capacidades) y viales de vidrio de 25 ml destinadas al análisis de componentes orgánicos. Las muestras se preservaron para su posterior análisis según las recomendaciones de APHA, et al (1992) y se mantuvieron a una temperatura $\pm 4^{\circ}\text{C}$ antes de realizar las determinaciones en el laboratorio.

Se perforaron seis sondeos exploratorios (S1, S2, S3, S4, S5 y S6), en los terrenos del basurero municipal de Mérida, ubicados en el eje principal de las plumas de contaminación, los cuales se adecuaron para su posterior utilización como pozos testigo de monitoreo y para la

instalación de sistemas multinivel. Estos tienen un diámetro de perforación de 8 pulgadas y cuentan con 55 metros de profundidad. Con el fin de controlar de alguna manera el vandalismo, sobre todo la tendencia a obstruir los pozos, se instalaron en cada pozo una obra de protección manufacturada de hierro fundido. La colecta de muestras en estos pozos se llevo a cada a cada 5 m de profundidad.

2.1.8. Encuestas

Es necesario señalar las numerosas consultas realizadas en el campo a pepenadores, propietarios de pozos, agricultores, habitantes de la zona y especialistas, respecto de las características de las obras de captación, la utilización del agua subterránea y los problemas de salud relacionados con la aparición de contaminantes en la zona.

2.2. MÉTODOS DE LABORATORIO

Estos métodos han consistido esencialmente en la realización de los análisis químicos de las muestras de agua subterránea y lixiviado recolectadas en el campo y en la determinación de las propiedades hidrogeológicas del material calizo de la zona de estudio.

2.2.1. Análisis de aguas

Se llevaron a cabo los análisis en los Laboratorios de Ingeniería Ambiental de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán, del Instituto Tecnológico Agropecuario de Conkal, Yucatán, y en los de la British Geological Survey. Para evitar problemas de alteración de algunas muestras de agua, debido al tiempo transcurrido entre la toma de la muestra y el momento de su análisis, se procuró determinar los parámetros físicos y analizar primero la alcalinidad en el campo, y los bicarbonatos y el calcio en el laboratorio, al final del muestreo el mismo día de la colecta de la muestra en el campo.

Con la recolecta de muestras de lixiviado se realizaron las pruebas físicas, químicas y sanitarias del mismo, según las técnicas recomendadas por el Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA et al. 1992).

Entre los parámetros físicos medidos en el laboratorio, se tomaron en cuenta la temperatura, salinidad, conductividad eléctrica y el pH. Los elementos químicos que se analizaron en el laboratorio son los que por su concentración juegan un papel importante en la caracterización de la calidad del agua subterránea de la región. Estos se presentan en la Tabla 2.1. Se determinaron los iones calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), sodio (Na^+), potasio (K^+), cloruros (Cl^-), carbonatos (CO_3^{2-}), bicarbonatos (HCO_3^-), sulfatos (SO_4^{2-}) y nitratos (NO_3^-); también se determinaron la alcalinidad total, la dureza carbonatada de calcio y magnesio, la dureza total. Entre los metales se analizaron cobre (Cu), cinc (Zn), cromo (Cr), hierro (Fe), plomo (Pb), cadmio (Cd), manganeso (Mn), aluminio (Al) y otros elementos que incluyen demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno Kjeldahl Total (NKT), carbono orgánico total (COT), etc.

2.2.2. Propiedades hidrogeológicas

Se colectaron muestras de roca en la zona de estudio para llevar a determinar la permeabilidad y porosidad de los mismos, según los métodos de laboratorio que a continuación se describen.

2.2.2.1. Permeabilidad al gas

Se colocan los núcleos en una bolsa de goma de nitrilo la cual se mete en un sujetador de núcleos Hassler que tiene en sus extremos dos mangueras de abastecimiento de nitrógeno, del mismo diámetro que el núcleo. La bolsa de goma de nitrilo abraza a las mangueras de abastecimiento del gas. Se le inyecta presión a la bolsa de goma del exterior para que selle tanto al núcleo como a las mangueras de gas.

Tabla 2.1. Métodos de laboratorio utilizados para la determinación de los parámetros considerados en el estudio.

PARAMETRO	MÉTODO Y EQUIPO PARA EL ANÁLISIS
Dureza de calcio	Volumetría. Titulación con EDTA 0.01 M; se valora con solución de CaCO ₃ . Buffer NaOH 1 N. Indicador murexida.
Dureza total	Volumetría. Titulación con EDTA 0.01 M. Solución tampón. Indicador negro de eriocromo
Sodio	Espectrofotometría de absorción atómica. Epectrofotómetro Varian modelo 250 plus.
Potasio	Espectrofotometría de absorción atómica. Epectrofotómetro Varian modelo 250 plus.
Cloruros	Método de argentométrico. Titulación con nitrato de plata 0.0141 M e indicador cromato de potasio (K ₂ CrO ₄).
Sulfatos	Método turbidimétrico. Solución acondicionadora para sulfatos. Lectura en espectrofotómetro de ultravioleta y visible a 420 nm.
Nitratos	Método de ión selectivo. Se añade una solución de interferencia por agitación. Lectura con analizador de iones marca Orion, modelo 410 - A.
Nitritos	Método colorimétrico. Indicador de sulfanilamida. Lectura en espectrofotómetro a 525 nm.
Alcalinidad	Alcalinidad total. Titulación con ácido sulfúrico 0.1 N. Indicador fenolftaleína (presencia de carbonatos); indicador mixto verde de bromecresol (presencia de bicarbonatos).
Nitrógeno Amoniacal	Método de destilación y valoración acidimétrica con equipo de digestión con sistemas de extracción de humos y destilación con sistema de condensación a temperatura debajo de 29°C. Se recoge con ácido bórico. Titulación con ácido sulfúrico 0.02 N.
Nitrógeno Total.	Método de Kjeldahl, por digestión y destilación. Se recoge el destilado en ácido bórico. Valoración con ácido sulfúrico 0.02 N.
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	Método volumétrico de reflujo con dicromato de potasio. Equipo de reflujo tipo Friedrichs y parrilla de calentamiento. Lectura en espectrofotómetro a 600 nm.
Demanda Biológica de Oxígeno (DBO ₅)	Método de dilución, incubación de la muestra por 5 días a 20°C en botellas (de 300 ml) Winkler agregando agua inoculada. La determinación de la cantidad de oxígeno disuelto se hace por medio un oxigenómetro.
Metales (Cu, Zn, Fe, Pb, Cd, Cr)	Método de espectrofotometría de absorción atómica.
Compuestos orgánicos	Barrido en cromatógrafo de gases y espectrómetro de masas (GCMS)
Solventes	Barrido en cromatógrafo de gases y espectrómetro de masas (GCMS)

Una presión de aproximadamente 13 bars fue suficiente para prevenir el escape de gas entre el núcleo y la bolsa o el paso de las mangueras de gas sin romper los núcleos. Una vez que se ha sellado alrededor del núcleo se le aplica gas nitrógeno a presión regulada, en un extremo, por medio de una de las mangueras y se establece un flujo de nitrógeno a través del él. Posterior a la estabilización del flujo, se mide el gasto del gas del núcleo utilizando un medidor de flujo de gas (Brewerton, 1993).

Para cada espécimen se registran el tamaño, la presión en la bolsa, la presión regulada de nitrógeno, la presión atmosférica, el flujo de nitrógeno y la viscosidad del gas. Esto se utiliza para calcular una permeabilidad al gas con la siguiente ecuación (API, 1956):

$$K_g = 20,000 \mu \frac{Q L P_o}{A (P_i^2 - P_o^2)} \quad (2.1)$$

donde

K_g	=	Permeabilidad al gas (mD)
μ	=	Viscosidad del gas (cP)
Q	=	Gasto (cm^3/s)
L	=	Longitud de la muestra (mm)
P_o	=	Presión atmosférica (atm abs.)
A	=	Área transversal de la muestra (mm^2)
P_i	=	Presión regulada del nitrógeno (atm. rel.)

2.2.2.2. Porosidad por resaturación líquida

Se midió el peso seco del espécimen el cual se colocó en un desecador de resaturación. Se evacuó el desecador durante 24 horas, antes de llenarlo de propanol. Se dejó que el núcleo se sature por al menos otras 24 horas. Se pesó la muestra saturada, primero dentro del propanol y después, aún saturado con propanol, al aire (Brewerton, 1993).

Se registraron los siguientes parámetros para cada núcleo: el peso seco, el peso saturado dentro del propanol y el peso al aire saturado con propanol. Además se registró la densidad del propanol. Con estos valores se pueden calcular la densidad de la muestra seca, la densidad del grano y la porosidad efectiva, según las fórmulas (Rowell, 1994):

$$\rho_b = \frac{(W \rho_f)}{(S_1 - S_2)} \quad (2.2)$$

$$\rho_g = \frac{(W \rho_f)}{(W - S_2)} \quad (2.3)$$

$$\phi = \frac{(S_1 - W)}{(S_1 - S_2)} \times 100 \quad (2.4)$$

donde

W	=	Peso de la muestra seca (g)
S ₁	=	Peso de la muestra saturada en aire (g)
S ₂	=	Peso de la muestra saturada con propanol (g)
ρ _b	=	Densidad de la muestra seca (g cm ⁻³)
ρ _g	=	Densidad del grano (g cm ⁻³)
Φ	=	Porosidad efectiva (%)
ρ _f	=	Densidad del propanol (g cm ⁻³)

2.3. MÉTODOS DE GABINETE

Recopilación y revisión de un gran número de trabajos bibliográficos, publicados o no, relativos por una parte a temas específicos de hidrogeología kárstica y, por otra, de contenido regional respecto al área de estudio (trabajos geológicos, hidrogeológicos, geográficos, geomorfológicos, espeleológicos, etc).

Recopilación de datos con frecuencia inéditos, de diversa índole, procedentes de organismos con competencia en los recursos hidráulicos y en el manejo de residuos sólidos municipales. Cabe citar en este sentido: (1) datos climatológicos sobre pluviometría, temperatura ambiental, evaporación, radiación solar, etc., procedentes del Observatorio Meteorológico de la ciudad de Mérida perteneciente a la Estación Climatológica de la Comisión Nacional del Agua y del Departamento de Hidráulica de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán, por contar con los registros completos de los parámetros requeridos; éste último se ubica a escasos dos kilómetros de la zona de estudio. Se capturaron registros diarios originales de 50 años de información para el período 1950 – 2000 (Salazar, 2002); (2) datos sobre volúmenes de basura que ingresaron al basurero municipal de Mérida, suministrados por Servicios Públicos Municipales del Ayuntamiento de Mérida, Yucatán y (3) sondeos eléctricos verticales y diversas pruebas a los materiales litológicos, correspondientes a estudios realizados por diversas instituciones y organismos gubernamentales.

2.3.1. Descripción del modelo de transporte empleado

Para la simulación del transporte de contaminantes, se empleó un modelo unidimensional, resuelto por Bear (1961), para el planteamiento de la advección – dispersión, para concentración de fondo cero, desarrollado para una fuente que libera una carga de contaminantes de manera constante y continua en un medio homogéneo e isótropo (Bedient et al. 1999).

Aunque el acuífero en estudio es de tipo kárstico (heterogéneo y anisótropo a escala local), el modelo se ha empleado como un intento de simulación de transporte de contaminantes en la zona correspondiente al basurero; no pudiéndose emplear en este estudio otro modelo de dos o tres dimensiones por la complejidad del sistema acuífero y la gran cantidad de parámetros que un modelo de este tipo requiere.

Se simuló el transporte del ión cloruro y no de otro contaminante porque este es un elemento conservativo en el agua subterránea, insensible a los efectos de intercambio iónico, adsorción y actividad biológica, lo que daría una pauta en cuanto al movimiento de los contaminantes en el acuífero.

Cuando un contaminante conservativo viaja a través de un medio acuífero poroso, su movimiento se rige por la ecuación advectivo – dispersiva la cual puede expresarse como sigue (Bedient et al. 1999):

$$D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + v_x \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad (2.5)$$

donde

- D_L = coeficiente de dispersión hidrodinámico longitudinal;
- v_x = velocidad lineal promedio en la dirección x;
- t = tiempo; y
- C = masa por unidad de volumen de soluto.

La dispersión hidrodinámica longitudinal puede considerarse como un parámetro que toma en cuenta la mezcla del soluto debido a efectos mecánicos en la dirección del flujo y la difusión alrededor de los granos en la matriz del acuífero. La dispersión hidrodinámica se define matemáticamente como (Bedient et al. 1999):

$$D_L = v_x \alpha + \eta D^* \quad (2.6)$$

donde

α = dispersividad longitudinal; y
 D^* = coeficiente de difusión.

La ecuación advectivo – dispersiva supone que el medio es homogéneo, isotrópico y saturado con fluido. Para la mayoría de las situaciones los efectos de difusión pueden ignorarse manteniendo el término que contiene a la velocidad lineal promedio y la dispersividad. La dispersividad tiene dimensiones de longitud y depende en gran medida de la escala; los experimentos de laboratorio indican valores en escala de centímetros mientras que los experimentos de campo indica valores de decenas de metros (Grael, 2001).

Una solución analítica del modelo unidimensional presentado, adecuada para la situación en que un sitio de disposición de desechos libera lixiviados a un acuífero, se aproxima con la ecuación (Fetter, 1993):

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{L - v^* t}{2\sqrt{D^* t}} \right) + \exp \left(\frac{v^* L}{D} \right) * \operatorname{erfc} \left(\frac{L + v^* t}{2\sqrt{D^* t}} \right) \right] \quad (2.7)$$

con las siguientes condiciones iniciales y de frontera:

$$\begin{aligned} C(x, 0) &= 0 && \text{para } x \geq 0; \\ C(0, t) &= C_0 && \text{para } t \geq 0; \text{ y} \\ C(\infty, t) &= 0 && \text{para } t \geq 0. \end{aligned}$$

Donde el coeficiente de dispersión hidrodinámica D se calcula como: $D = \alpha * v$; siendo α la dispersividad longitudinal y v la velocidad del flujo. C_0 es la concentración del contaminante en la fuente, C es la concentración del contaminante calculada a una distancia L medida a partir de la fuente después de un tiempo t , en la trayectoria de los contaminantes, y erfc es la función de error complementaria.

El segundo término del miembro derecho de la ecuación puede ser despreciado en la mayoría de los problemas prácticos.

La función de error complementaria ($erfc$) toma valores los cuales se pueden calcular con la siguiente fórmula:

$$erfc(x) = 1 - erf(x) = 1 - \left(\frac{2}{\sqrt{\pi}} \right) \int_0^x e^{-u^2} du \quad (2.8)$$

El centro de masas ($C/Co = 0.5$) de la pluma viaja a la velocidad promedio v y corresponde al punto donde $L = v * t$ (Bedient et al. 1999).

CAPÍTULO 3

RESULTADOS

Se sabe que la basura sufre un proceso de descomposición y fermentación después de depositarla en un sitio de disposición final. Sin embargo, es muy difícil predecir tal descomposición debido a la heterogeneidad del material y al poco conocimiento que existe sobre los mecanismos de descomposición que operan en la basura.

Según Christensen et al. (1994), el lixiviado de un relleno sanitario puede caracterizarse como una solución de agua basada en cuatro grupos de contaminantes: (1) materia orgánica disuelta expresada como demanda química de oxígeno (DQO) o carbono orgánico total (TOC), incluyendo el metano y ácido acético volátil; (2) componentes orgánicos antropogénicos asociados con el uso doméstico e industrial, presentes generalmente en muy bajas concentraciones incluyendo, entre otros, hidrocarburos aromáticos, solventes clorados y fenoles; (3) componentes inorgánicos como el calcio, magnesio, potasio, sulfato y bicarbonatos; y (4) metales pesados como cadmio, cromo, cobre, plomo, níquel y cinc.

El desarrollo de la química del lixiviado está controlado por reacciones de oxidación-reducción (redox), reacciones ácido-base, complejación de metales pesados, procesos de precipitación/disolución y de adsorción/desorción. La calidad del lixiviado varía durante la vida activa del sitio de disposición y aún después de la clausura del mismo. Existen tres grandes fases de la descomposición de los desechos que se combinan, en las cuales los procesos químicos y biológicos generan gas y lixiviado durante y más allá de la vida activa del sitio (El-Fadel et al. 2002 y 2003; Tatsi y Zouboulis, 2002 y Robinson, 1996).

Fase 1: El oxígeno presente en los desechos se consume rápidamente por la descomposición aerobia. Esta fase típicamente tiene una duración muy corta y no es muy importante en función de la calidad del lixiviado; es exotérmica y puede producir altas temperaturas lo que acelera las fases siguientes si se retiene parte de este calor.

Fase 2: Los microorganismos anaerobios facultativos hidrolizan la celulosa y otros materiales putrescibles como carbohidratos complejos, grasas y proteínas a compuestos orgánicos solubles; estos productos de la hidrólisis se fermentan durante la acidogénesis a varios productos intermedios como ácidos grasos volátiles y alcoholes. Finalmente estos productos intermedios se convierten durante la acidogénesis a ácido acético, dióxido de carbono e hidrógeno. El alto contenido de material putrescible en los desechos puede mantener las condiciones acidogénicas por un largo tiempo y proveer una fuente rica de alimento para la metanogénesis subsecuente.

El lixiviado de esta fase ácida típicamente contiene una alta concentración de ácidos grasos libres; por lo tanto, tiene un pH de 5 o 6 y tiene la capacidad de disolver otros componentes de los desechos, como los suelos alcalinos y los metales pesados los cuales pueden movilizarse en el lixiviado, posiblemente como complejos ácidos grasos (Christensen et al. 1994; Gintautas y Huyck, 1993). El lixiviado también contiene altas concentraciones de nitrógeno amoniacal, carbono orgánico y demanda bioquímica de oxígeno (DBO).

Fase 3: Las condiciones se vuelven más anaerobias conforme la degradación de los desechos continúa, las bacterias metanogénicas se estabilizan gradualmente y comienzan a consumir compuestos orgánicos simples, produciendo una mezcla de dióxido de carbono y metano que se liberan como gas en el sitio de disposición. El dióxido de carbono tiende a disolverse produciendo concentraciones muy altas de bicarbonato típicas del lixiviado de la fase 3. La velocidad en la que se establece esta fase está controlada por un buen número de factores, incluyendo el contenido de desechos putrescibles.

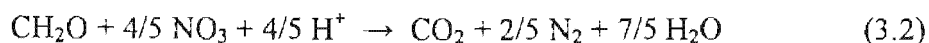
Dado que la mayoría de los compuestos orgánicos presentes son ácidos húmicos y fúlvicos de peso molecular alto, los lixiviados se caracterizan por valores relativamente bajos de DBO. El nitrógeno amoniacal continúa liberándose en zonas de desechos donde la fase 2 está presente y por lo general permanece a altas concentraciones en el lixiviado. La disminución del potencial redox inmoviliza, como sulfuros, muchos metales en los desechos (Pohland et al. 1993; Belevi y Baccini, 1992).

Los cambios químicos principales que conducen a la metanogénesis se definen por las siguientes reacciones:

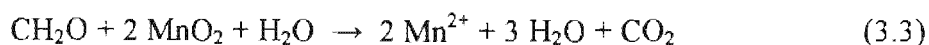
Respiración aerobia



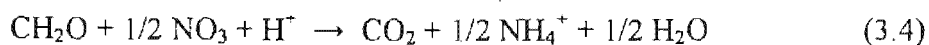
Denitrificación



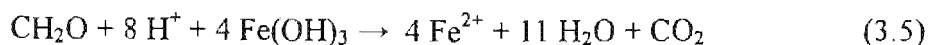
Reducción de Mn(IV)



Reducción de nitrato



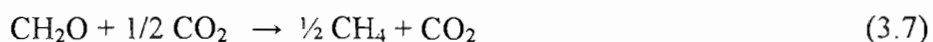
Reducción de Fe(III)



Reducción de sulfato



Metanogénesis



El CO_2 tiende a formar HCO_3^- por la siguiente reacción:



Esta reacción contribuye a los valores altos de bicarbonato encontrados en el lixiviado.

3.1. FACTORES QUE AFECTAN LA PRODUCCIÓN DEL LIXIVIADO

En la práctica, la cantidad de agua que podría entrar a la zona de disposición dependerá de las condiciones hidrológicas locales, el diseño de la cubierta de la zona de disposición, la pendiente final de la cubierta, y de la cubierta vegetal si ésta existe (Tabla 3.1).

Tabla 3.1. Factores que afectan la cantidad generada de lixiviado (Robinson, 1986).

FACTOR	EFEECTO
Precipitación sobre la cubierta	Incremento
Escorrentía sobre la cubierta	Disminución
Evapotranspiración real	Disminución
Capacidad de retención de humedad de los desechos	Disminución (temporal)
Precipitación sobre el frente de trabajo	Incremento
Escorrentía de la superficie hacia el área activa	Incremento
Humedad de los desechos	Posible incremento
Intrusión de agua a los desechos	Incremento

La cantidad de lixiviado potencial es la cantidad de agua en exceso a la capacidad de retención de agua del material de la zona de disposición final.

Clima: Por su posición geográfica (latitud 21°, longitud 89°), la ciudad de Mérida, Yucatán, queda localizada dentro del área denominada como ínter – tropical (el sol pasa por el cenit dos veces al año; antes y después del solsticio de verano). Tiene un régimen climático, según la carta de clima, predominantemente caluroso (CNA, 1998); sin embargo, por ser parte de una península es favorecida por vientos húmedos y frescos de influencia marítima que permite una homogeneidad de la alta temperatura.

Temperatura: Las temperaturas máxima, media y mínima obtenidas en el Observatorio Meteorológico de la ciudad de Mérida son 40.93° C, 26.20° C y 7.46° C, respectivamente. La temperatura media mensual registrada para el mes de mayo es 29° C y para los meses menos cálidos, de enero y febrero, es de 23.4° C.

Precipitación: La precipitación pluvial varía de 786 mm a 1270 mm anuales. El período de lluvias se inicia en los meses de mayo y junio y termina generalmente en los meses de septiembre y octubre; de noviembre a febrero se presentan los nortes, que son masas polares que bajan a la península y presentan vientos fríos provenientes de esa dirección, la mayoría con lluvias. De la información obtenida se tiene que la precipitación promedio anual es de 1004 mm, el promedio mensual de los días más lluviosos es en septiembre con 175 mm y el menos lluvioso es para el mes de marzo con 21.6 mm. Durante los meses de mayo, junio, julio, agosto, septiembre y octubre se registran precipitaciones que varían desde los 70 mm hasta los casi 250 mm. Dado que la precipitación, la infiltración y la evaporación varían en la localidad de un año a otro, el patrón de flujo del lixiviado también varía. Un ciclo anual en la producción de lixiviado pone en evidencia un pico de flujo al principio de la época de lluvias el cual se reduce substancialmente al finalizar ésta e iniciar el estiaje. La necesidad de absorción de humedad, previo al flujo de lixiviado, ya se ha reportado en la literatura (Robers y Farquhar, 1973; Hickman, 1969).

Es importante admitir que las condiciones del sitio de disposición no fueron uniformes, especialmente durante su construcción. Algunas secciones del mismo tenían una cobertura final mientras otras tenían una cobertura intermedia o bien, no tenían cubierta como en el frente de trabajo. Tanto el área como el espesor del sitio se incrementaron con el tiempo lo que provocaba condiciones diferentes en cada celda. También, en un momento dado, los desechos en el sitio tuvieron un rango de edad desde basura reciente hasta basura antigua y, por lo tanto, estuvieron expuestos a diferentes volúmenes de percolación.

La cantidad de lixiviado producido en el basurero de Mérida varió estacionalmente con cambios en la cantidad de humedad que se infiltraba en los desechos. La máxima producción de lixiviado ocurrió al principio de la época de lluvias. La evaporación estacional es suficiente para reducir la infiltración de la precipitación y en consecuencia el flujo del lixiviado a cantidades despreciables. El flujo de lixiviado se retrasaba hasta que los desechos terminaban de absorber humedad. Esto es análogo a lograr la capacidad de campo en suelos.

3.2. CARACTERISTICAS DEL LIXIVIADO DEL BASURERO DE MERIDA

En el basurero municipal de Mérida, el lixiviado se compone del líquido que se ha introducido a la zona de disposición de fuentes externas, como la lluvia y del líquido producido de la descomposición de los desechos.

Como un recurso para conocer la concentración iónica que podría estar incidiendo al acuífero debajo del basurero municipal de la ciudad Mérida, se colectaron muestras de agua de las escorrentías que se forman en las faldas de los taludes, que generan charcas en la base del cerro así como en la corona del primer nivel en donde el agua permanece almacenada y de donde se evapora por completo, y se llevaron a cabo los análisis físico-químicos de dichas muestras.

Los resultados indicaron que la concentración de las especies iónicas analizadas, con la excepción del K^+ , se encuentra en el rango de la composición de líquidos lixiviados de basuras domésticas en otras partes del mundo según lo mencionado por Robinson (1986).

En general, de los resultados obtenidos de los parámetros (Tabla 3.2), se pudo observar una mayor concentración de los parámetros en el nivel 1, que corresponde a la base de la plataforma. Sin embargo, esto puede deberse a que el lixiviado que escurre por la pendiente del segundo nivel acarrea otros elementos que permiten el aumento en la concentración de los parámetros estudiados. Por otro lado, superficialmente, la basura, al no estar bien compactada, permanece oxigenada en su mayor volumen, predominando la existencia de un sistema aerobio.

Tabla 3.2. Algunas características físico-químicas de las aguas recogidas en la base de los taludes del basurero de Mérida. Resultados en mg/L. Muestreo de julio de 1995.

NIVEL	DBO	DQO	NTK	N - NH ₃	ST	SST
1	100	5040	5292	812	14972	388
2	350	3040	1148	1102	13268	100
Donde:	DBO: Demanda Bioquímica de Oxígeno DQO: Demanda Química de Oxígeno NKT: Nitrógeno Kjedadahl Total			N - NH ₃ : Nitrógeno Amoniacal ST: Sólidos Totales SST: Sólidos Suspendidos Totales		

En los núcleos de los montículos de basura pudieron ocurrir procesos bioquímicos y físico-químicos similares a los que se llevan a cabo en un relleno sanitario en donde el sistema es básicamente anóxico, generándose en la degradación de la materia orgánica, vía bacteriana, sustancias tales como H₂S, HS y gases tales como el CO₂, metano y nitrógeno en forma amoniacal (Kú, 1998).

Por lo anterior, se puede corroborar que el lixiviado encontrado en las charcas no corresponde a aquél que percola a través de las celdas de basura, sino al líquido que

proviene de la parte superior de ellas, que están menos compactadas y que permiten el escurrimiento (se pudieron apreciar visualmente los arroyos formados por el lixiviado) hacia la base donde se alteran las condiciones iniciales de este líquido.

Se ubicaron entonces diez colectores para la obtención de las muestras de lixiviado en los dos niveles de disposición (Figura 3.1); esto tuvo como finalidad generar datos por medio del análisis de los parámetros contaminantes que provengan tanto de desechos con un mayor tiempo de disposición (nivel 1) como de aquellos de menor tiempo de disposición (nivel 2).

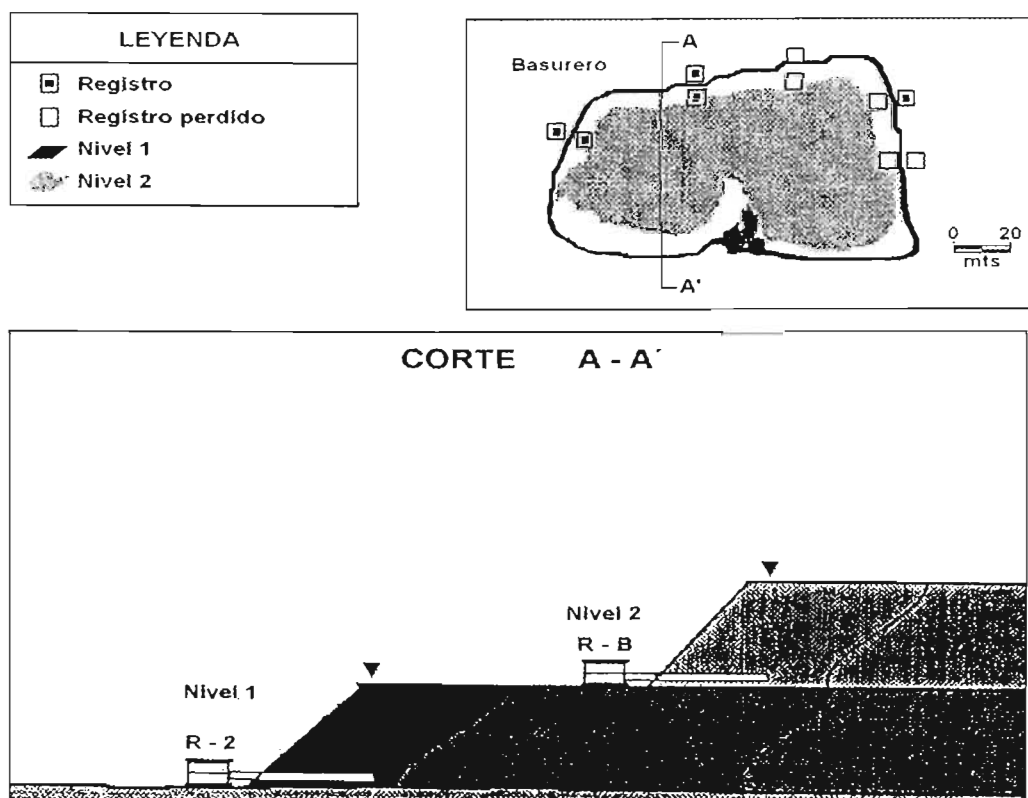


Figura 3.1. Ubicación de los colectores de lixiviado en el basurero de Mérida, Yucatán.

Al comparar los valores de los parámetros analizados, de las muestras colectadas en el nivel 1, (Tabla 3.3) con los resultados de lixiviado de rellenos sanitarios reportados en la literatura (Robinson, 1986), estos se encontraron dentro del rango de las características químicas del lixiviado de un relleno sanitario de más de 10 años de antigüedad.

Tabla 3.3. Análisis del lixiviado en la celda inferior. Las concentraciones se reportan en mg/L, excepto para el pH y la temperatura. Muestreo de octubre de 1996.

pH	T°C	DBO	DQO	NKT	N - NH ₃	ST
8.45	27	100	1200	86.8	2.24	13528

Se observaron dos tipos de color en las muestras, una muestra de color amarillo paja que corresponde a la parte baja del basurero y las otras muestras presentan color oscuro ocre con pequeñas variaciones de tonalidad entre uno y otro. Se midió también la temperatura, al principio del proyecto en el laboratorio y después en el sitio, así como el pH y la conductividad eléctrica.

3.2.1. Parámetros físicos

A continuación se describen los parámetros físicos determinados en el lixiviado colectado en el basurero de la ciudad de Mérida. En las figuras que se presentarán se reportan los valores máximos y mínimos reportados en los dos niveles del cerro de basura para los diferentes meses en que se realizó el monitoreo; es decir, para cada uno de los meses se tienen dos datos para el nivel 1 y dos datos para el nivel 2, los cuales representan el valor mínimo y el máximo reportado para ese mes específico en todos los colectores instalados.

Temperatura.- Las temperaturas registradas en todos los colectores durante el período junio de 1996 – febrero de 1997 presentaron variaciones en un rango de 23 – 35°C, con un promedio de 27°C (Figura 3.2.A); estas lecturas están más relacionadas con la temperatura ambiente estacional del sitio.

Otra de las posibles causas de la poca variabilidad en los registros de la temperatura es que, siendo ésta una propiedad interna en el sistema del basurero, es reconocida como un factor

importante que se encuentra vinculada con la estabilización biológica de los microorganismos de los desechos (Young y Davies, 1992).

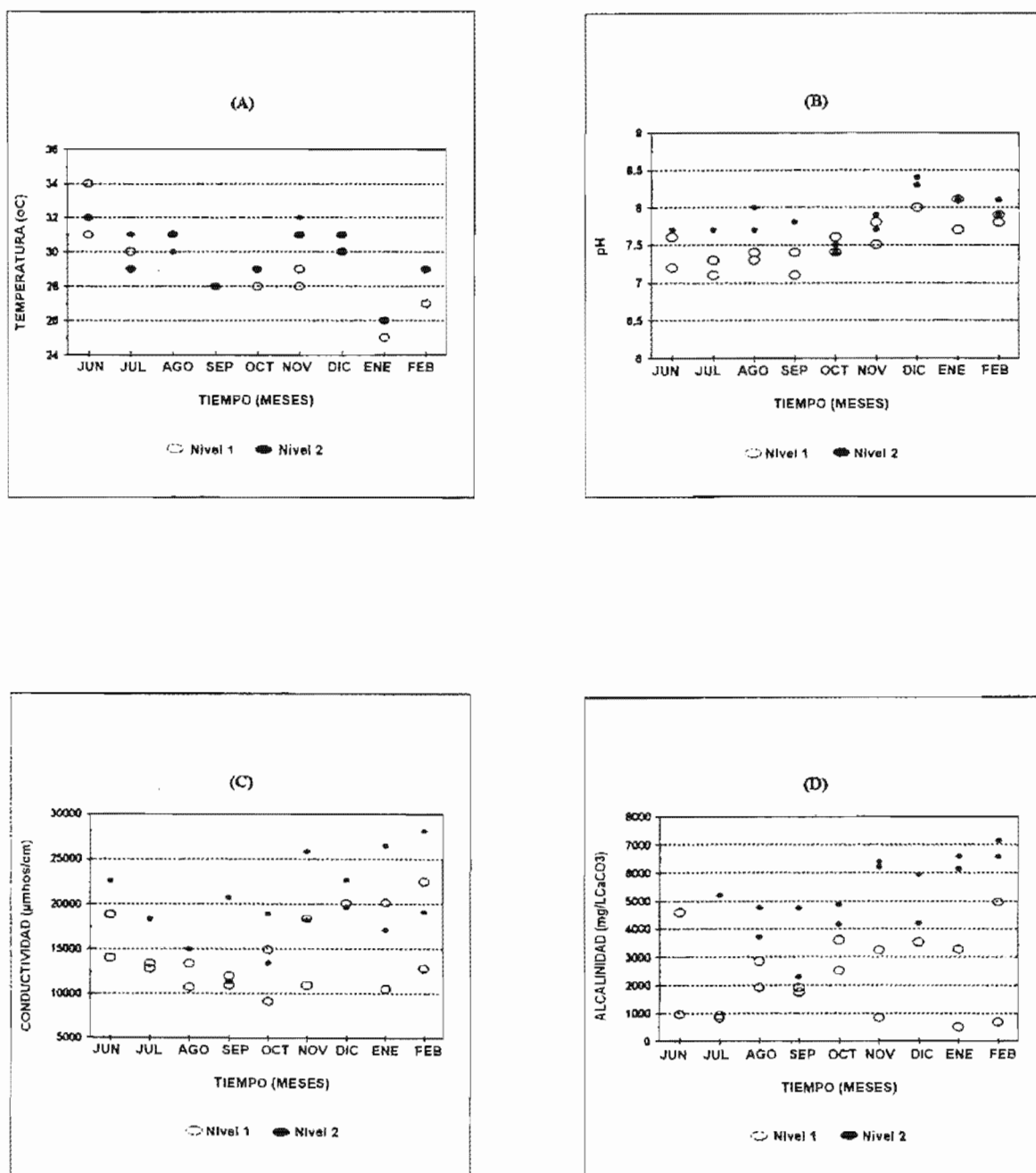


Figura 3.2. Variación de los parámetros del lixiviado; período: junio de 1996 – febrero de 1997. (A) Temperatura. (B) pH. (C) Conductividad eléctrica. (D) Alcalinidad.

pH.- El valor de pH es un factor importante que controla la composición del lixiviado; se le puede considerar como la variable principal del sistema (Lowenbach, 1979). Los valores registrados en el lixiviado del basurero municipal de la ciudad de Mérida, como se puede ver en la Figura 3.2.B, están en un rango de 7 a 8.5 unidades. Con relación en las observaciones hechas en el campo, así como en el laboratorio, se pueden establecer las diferentes acciones que influyen en la evolución de la composición del lixiviado; se nota poca variación en los valores de pH entre los puntos de muestreo, lo que indica que el lixiviado es el resultado de la condición común para los medios en que se desarrolla el metabolismo anaerobio en su fase metanogénica. Según Hamm y Bookter (1982), valores de pH entre 6.17 y 7.91 unidades pueden estar muy relacionados con la producción de gas.

Conductividad eléctrica.- Los valores de conductividad eléctrica presentan un comportamiento diferente a los dos parámetros anteriores (Figura 3.2.C); con respecto a la ubicación de los puntos de muestreo, se obtuvieron valores altos de conductividad eléctrica en el segundo nivel, de 11000 a 28000 $\mu\text{mhos/cm}$, y valores de 9000 a 22000 $\mu\text{mhos/cm}$ en el primer nivel. Este rango en las lecturas de conductividad eléctrica es característico en rellenos sanitarios (Robinson, 1986). Se observó también que la conductividad eléctrica está influenciada por la frecuencia de la precipitación pluvial en el lugar.

3.2.2. Alcalinidad

Destacan las altas concentraciones de la alcalinidad en el lixiviado (Figura 3.2.D) cuya tendencia es ascendente, con respecto al tiempo, hasta alcanzar un máximo de aproximadamente 7500 mg/L. En general, las concentraciones en el nivel 1 son menores que en el nivel 2.

3.2.3. Cloruros

Ninguno de los contaminantes que conforma el lixiviado es deseable; esto se aplica de igual manera a las especies de cloruros. Sin embargo, la presencia de cloruros en el lixiviado fue de gran ayuda en esta investigación debido a que su comportamiento permite calibrar los modelos de simulación y explicar los procesos de lixiviación. El cloruro es una especie conservativa y es el mejor indicador de los diferentes cambios que suceden en un sistema como el basurero municipal de la ciudad de Mérida; por lo tanto, sirvió como indicador al comparar el comportamiento de otros contaminantes.

El comportamiento de los cloruros determinados del lixiviado del basurero se encuentra representado gráficamente en la Figura 3.3; estos valores se relacionan con la precipitación pluvial. Esta confrontación de datos permite ver una marcada influencia de la precipitación con las variaciones en la concentración de cloruros, por lo que la dilución del cloruro acompaña al flujo del lixiviado dentro del basurero.

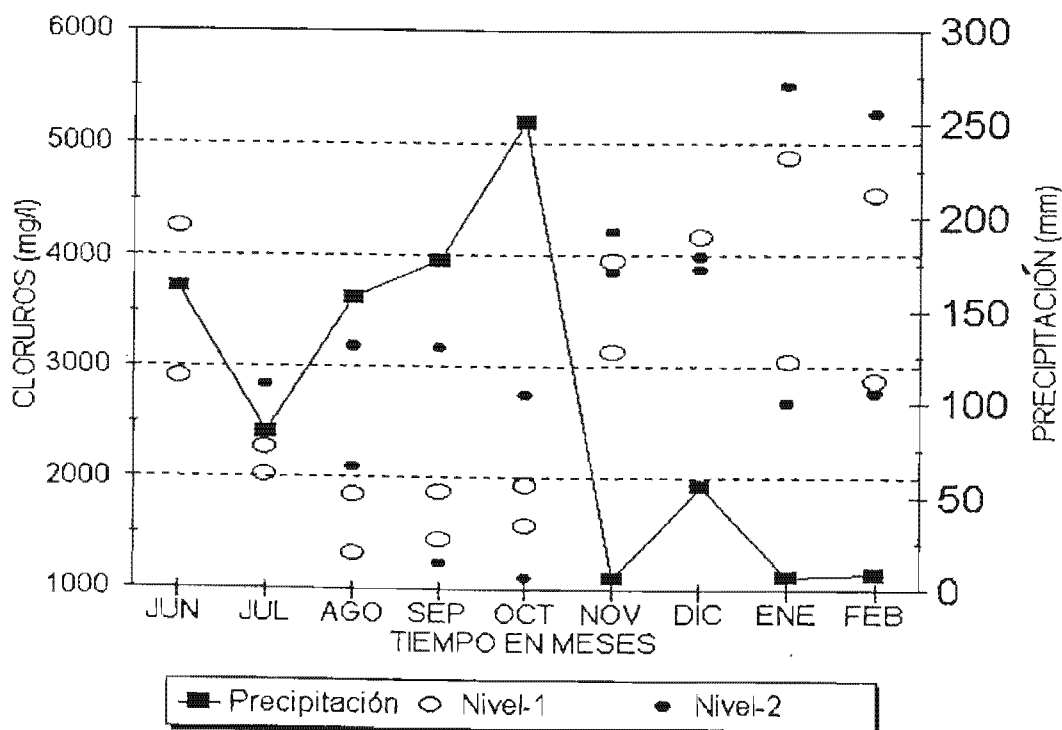


Figura 3.3. Variación de la precipitación y el ión cloruro, en el lixiviado; período: junio de 1996 – febrero de 1997.

Las concentraciones de cloruros en el nivel inferior del cerro de basura son mayores en comparación con las obtenidas en el nivel superior. En este nivel se presentaron concentraciones que tienden a incrementarse; sin embargo, este aumento en los valores puede estar vinculado con la edad de los desechos o correspondería más bien a una influencia externa. El período de tiempo cubierto en este estudio no permitió observar este comportamiento claramente y aunque apenas se nota, queda enmascarado por factores externos que influyeron predominantemente en la adición de cloruros en el lixiviado; entre estos factores se encuentran la disposición de lodos y aguas residuales en las laderas del cerro, ya que en aquel entonces no existió un control en el vertido de líquidos en el sitio.

3.2.4. Componentes inorgánicos

Los datos de los iones principales y elementos traza se presentan en la Tabla 3.4; su representación gráfica, por medio de diagramas de Stiff, se muestra en la Figura 3.4.

Existió poca correspondencia entre los análisis del lixiviado para las muestras colectadas el mismo día pero en diferentes partes del sitio lo que dificultó la evaluación de la fuente del lixiviado (Tabla 3.4). Un escenario probable es que la heterogeneidad de los desechos crean senderos de infiltración preferencial dando lugar a diluciones de lixiviado y estados redox variables. Esto explica el porqué es posible, en un momento dado, que algunas partes de los montículos de basura estén en una condición metanogénica y otras no; es decir, el contenido de material putrescible en los desechos puede mantener condiciones acidogénicas en algunas secciones del sitio mientras en otras la degradación de los desechos procede y se estabilizan en condiciones anaerobias como se puede corroborar con las medidas de COT.

Esta variación se interpretó como una función del contenido de humedad en diferentes partes de la basura. De las muestras colectadas durante el período de lluvias, se deduce que donde ocurre una rápida infiltración cambia el estado redox de la basura de metanogénico a acetogénico debido a la presencia de oxígeno disuelto en el agua de infiltración lo que causa la muerte de las bacterias metanogénicas.

Tabla 3.4. Resultados de los análisis químicos del lixiviado para el Basurero Municipal de Mérida.

Fecha	23/8/94		23/9/96	
Parámetro [mg/L]	Charca 1	Charca 2	Colector	Charca
Ca ²⁺	633	118	135	114
Mg ²⁺	108	146	67	65
Na ⁺	1220	4440	2941	2273
K ⁺	857	2740	1674	2016
N como NH ₄	13	610	58	527
Cl ⁻	3460	6880	4489	3065
SO ₄ ²⁻	633	118	121	335
HCO ₃ ⁻	722	5070	7747	4075
N como NO ₃ ⁻	108	146	<10	<10
N como NO ₂	59	<5	<2	<2
COT (carbono orgánico total)	244	1340	1478	2495
B	2.77	7.07	7.24	8.3
Br	6.51	14.6	6.95	7.87
Cu	0.394	0.144	<0.05	1.353
Zn	0.075	0.764	<0.05	1.526
Cr	<0.01	0.2	<0.1	0.85

Esta interpretación supone que las celdas de basura pueden cambiar cíclicamente, muy rápido, de una condición metanogénica a acidogénica en respuesta los ciclos estacionales de lluvias y secas. Sauri y Castillo (1992) y Castillo y Sauri (1993) presentan evidencia de la dilución del lixiviado durante eventos de precipitación en los desechos del municipio de Mérida por medio de registros de análisis parciales de lixiviado colectado durante experimentos de composteo de los desechos sólidos.

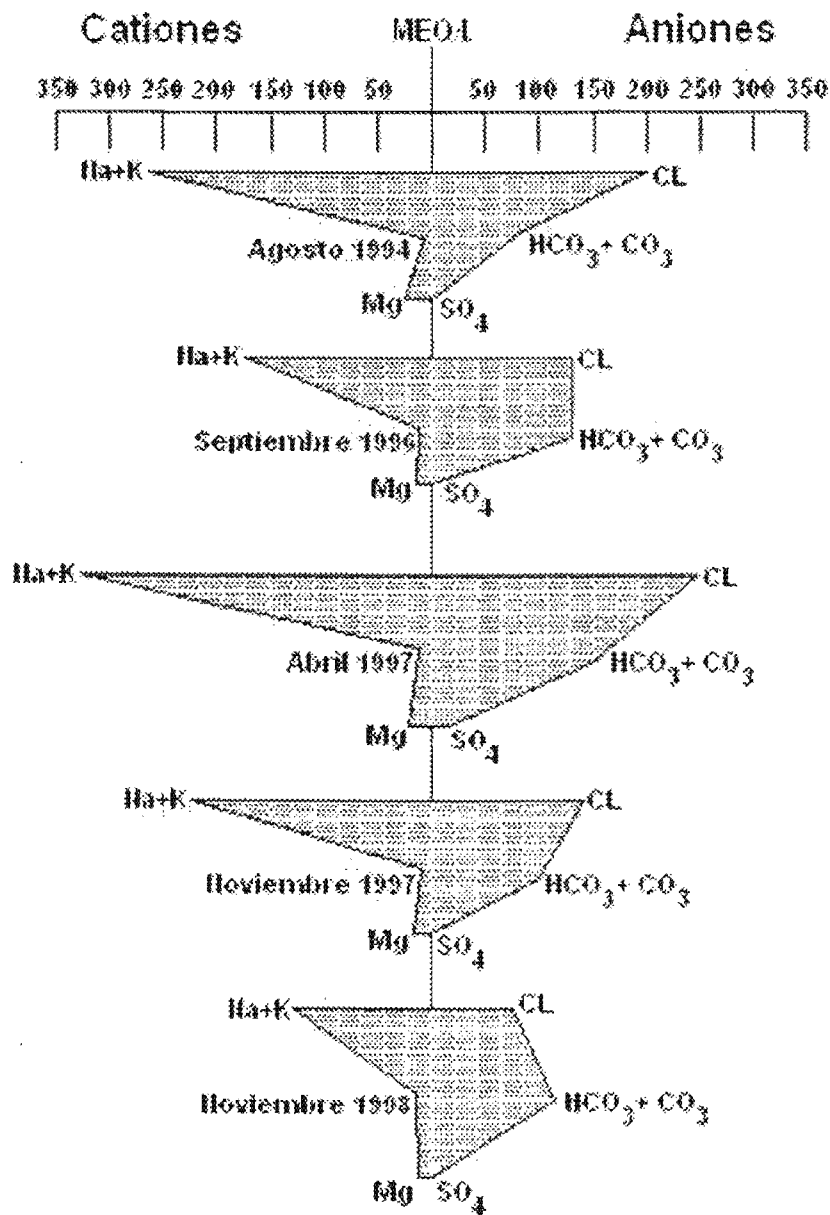


Figura 3.4. Diagramas de Stiff de las composiciones del lixiviado.

Concluyeron que la calidad del lixiviado no solamente es función del composteo, sino también de la frecuencia de los eventos de precipitación; notaron que después de largos períodos de secas, los lixiviados eran más concentrados.

Kú (1998) llega a una conclusión similar al analizar los lixiviados del basurero municipal de la ciudad de Mérida para el período junio de 1996 – febrero de 1997.

La presencia de boro, bromo, cobre, cinc y cromo en el lixiviado del basurero municipal de Mérida, pueden ser reflejo de los desechos industriales.

3.2.5. Parámetros orgánicos y sanitarios

Desde un aspecto general, los parámetros DBO_5 , DQO, $N - NH_3$ y NKT mostraron una diferencia entre los intervalos de valores para los dos niveles donde se tomaron las muestras; es decir, los valores de estos parámetros del lixiviado en el nivel superior están por encima de los que se reportan en el inferior. El comportamiento de los contenidos orgánicos y sanitarios se describe a continuación.

La DBO_5 (Figura 3.5.A), presentó una disminución en las concentraciones de las muestras del nivel inferior. Los valores obtenidos en el nivel superior, muestran un comportamiento creciente que es el inverso al presentado en el nivel inferior. Se puede asociar esta tendencia al hecho de que los puntos de muestreo se ubicaban cerca del área de influencia de la disposición de nuevos desechos; esto significa la introducción de una fuente de materia orgánica fresca. Además, las altas concentraciones de DBO_5 en el nivel superior se dio conforme se presenta la precipitación pluvial, creando una fuerte escorrentía en esta zona del basurero, arrastrando estas nuevas cargas de contaminantes que finalmente se colectan en el muestreador.

Los valores de DQO también presentaron el mismo comportamiento descrito para la DBO_5 , como se muestra en la Figura 3.5.B. La disminución de las concentraciones obtenidas de DBO_5 y DQO en el nivel inferior se relaciona con incrementos en la producción de metano, ya que la mayor parte de la materia orgánica podría estar convirtiéndose en este gas durante este tiempo, de acuerdo a lo mencionado por Ehring (1983).

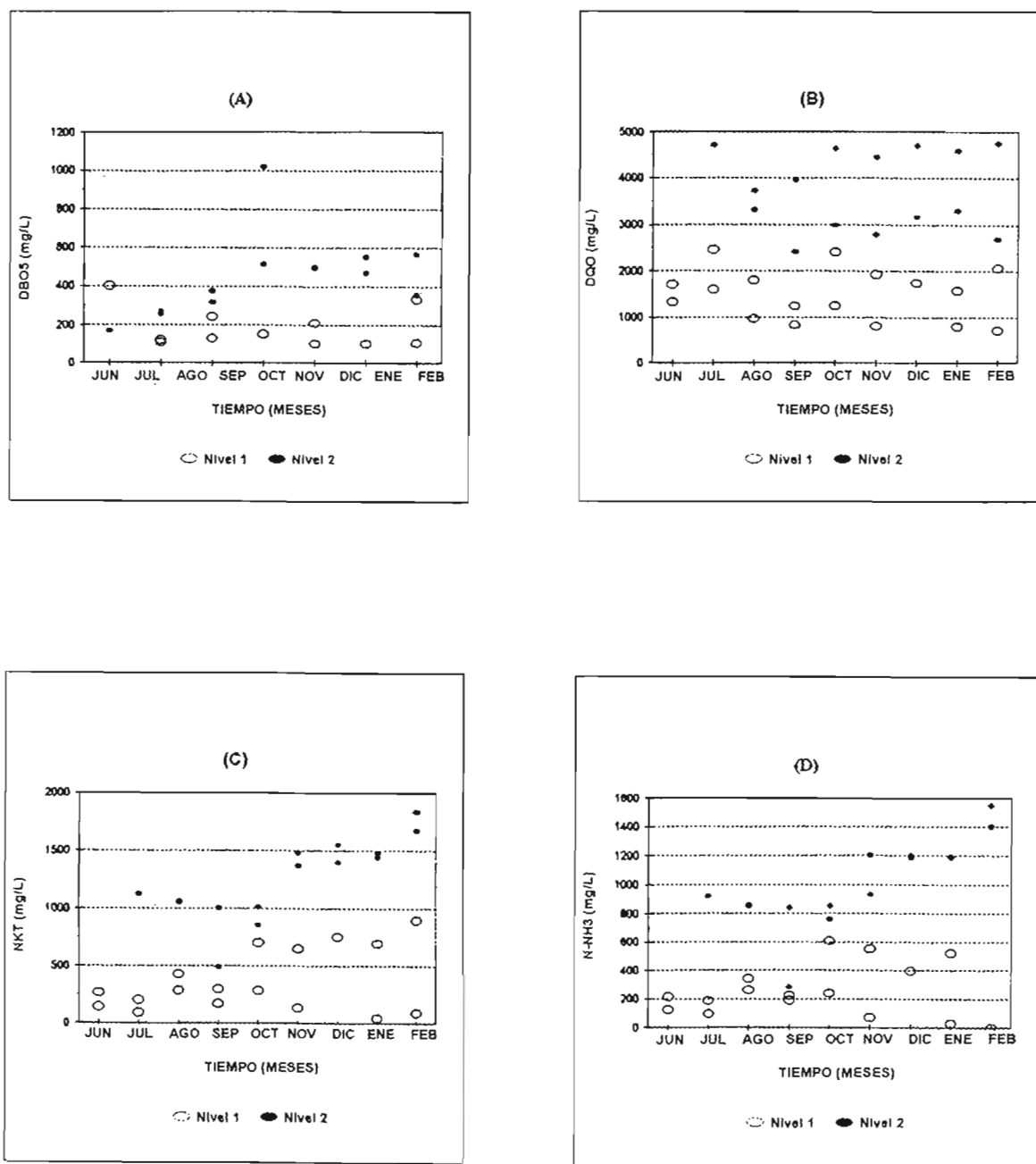


Figura 3.5. Variación de los parámetros del lixiviado; período: junio de 1996 – febrero de 1997. (A) DBO₅. (B) DQO. (C) NKT. (D) N-NH₃.

Como contaminantes sanitarios se determinaron el NKT y N – NH₃ (Figuras 3.5.C y 3.5.D), los cuales presentaron altas concentraciones en el nivel superior del cerro de basura, incrementándose con respecto al tiempo. Una razón de este incremento se debió a la

producción de $N - NH_3$ causada por la descomposición de los desechos. La concentración de $N - NH_3$ disminuyó al aumentar la producción de lixiviado en el nivel inferior, donde los valores de ambas formas de nitrógeno tienen una clara tendencia a disminuir; algunos alcanzan cifras cercanas al límite de detección del método analítico. Esto sugiere que los desechos se encuentran en un estado desarrollado de estabilización biológica, debido a que los componentes orgánicos se van eliminando con el tiempo. Esta condición va de acuerdo a lo reportado por Reitzel et al. (1992).

Muchos de los cambios observados en las gráficas de los parámetros fueron resultado de eventos de precipitación pluvial; durante los periodos de lluvias las concentraciones de los parámetros decrecen debido a que el lixiviado fue diluido por fuerte infiltración de agua dentro del basurero.

Con la intención de comparar los valores de los parámetros determinados en el lixiviado de los dos niveles de muestreo del basurero municipal de la ciudad de Mérida, se muestran los rangos de las concentraciones de estos parámetros Tabla 3.5.

TABLA 3.5. Rango de concentraciones de algunos contaminantes en el lixiviado del basurero municipal de Mérida. Período: junio de 1996 – febrero de 1997.

	NIVEL 1	NIVEL 2
pH	7 – 8	7.4 – 8.5
Alcalinidad (mg/L de $CaCO_3$)	600 – 5000	2000 – 7000
Cloruros (mg/L)	1200 – 5000	1000 – 5500
DBO ₅ (mg/L)	100 – 400	200 – 1000
DQO (mg/L)	600 – 2500	2500 – 4800
NKT (mg/L)	100 – 800	400 – 1700
$N - NH_3$ (mg/L)	50 – 600	300 – 1500

De las comparaciones efectuadas, se puede concluir que en la zona del basurero donde se tomaron las muestras se presentan las siguientes condiciones: primero, existe una

diferencia de concentraciones entre los dos niveles muestreados debido al tiempo de disposición de los desechos; segundo, en ambos niveles se presentan valores de los parámetros que corresponden a condiciones de estado metanogénico; y tercero, las condiciones de biodegradabilidad son altas, debido al factor de clima que es favorable para que se den estos procesos.

3.2.6. Materia orgánica y compuestos antropogénicos

La ausencia de ácidos grasos volátiles en los lixiviados sugiere que el sistema está en condiciones metanogénicas; sin embargo, las altas concentraciones de sulfato y carbono orgánico total son contradictorios; el sulfato normalmente se reduciría a sulfuro antes de la metanogénesis. Con base en la concentración relativa de los iones principales se deduce que el sitio está en una fase transitoria, de la acetogénica a la metanogénica, de descomposición la mayor parte del tiempo y la tasa de infiltración de la precipitación y el tiempo de residencia del lixiviado en la basura tienen una gran influencia en las condiciones redox.

Se analizaron compuestos de hidrocarburos derivados de desechos de petróleo (benceno, tolueno, etilbenceno y xileno: BTEX), compuestos alifáticos clorados (solventes), hidrocarburos poliaromáticos en el lixiviado; también se realizó un amplio barrido espectral con un cromatógrafo de gases con detector de masas para identificar los compuestos principales. Se identificaron alcanos e hidrocarburos poliaromáticos, los primeros derivados de los residuos de aceites y los segundos probablemente de basura quemada. De mayor interés es la presencia de ftalatos los cuales se utilizan ampliamente como plastificadores, como el bis(2-etilexil) ftalato, y algunos otros que se conocen como alteradores endocrinos y carcinógenos en experimentos con animales de laboratorio (Klinck et al. 1997); esto confirma una vez más que el sistema está en una fase transitoria de condiciones acetogénicas a metanogénicas de acuerdo a lo publicado por Jonsson et al. (2003).

3.3. INFILTRACIÓN DEL LIXIVIADO EN EL SUBSUELO

La basura que recién llegaba al sitio, se esparcía sobre el terreno y la de más edad se acumulaba en montículos. Esta disposición de los residuos sólidos puede ser un factor que influya, entre otros, en la naturaleza y concentración del lixiviado en el basurero. En las épocas de alta pluviometría el agua que cae sobre la basura esparcida, rápidamente se infiltra minimizando la disolución de sales minerales. El agua que queda retenida por acciones físicas, eléctricas y moleculares, constituye la humedad de la basura; no obstante, la alta tasa de evaporación (de 5 a 7 mm/día; CNA, 1998) la reduce restringiendo la actividad biológica.

Para tener una idea relativa de la migración de las sales hacia el subsuelo o bien de su retención en la superficie, se tomaron muestras de suelos en aquellos lugares donde el agua permanece almacenada y fuera del basurero; el suelo de esta zona proviene del intemperismo de la caliza y su espesor, de algunos centímetros, es variable. Se procedió a tamizar cada una de las muestras utilizando una malla No. 100 y se tomaron 50 g para su dilución en un litro de agua destilada con una CE de 40 $\mu\text{mhos/cm}$; se llevó a cabo una agitación durante 5 h, midiéndose la CE de cada muestra diluida a las 24 h. Al observar la conductividad del agua almacenada en una de las charcas (14,000 $\mu\text{mhos/cm}$) y la conductividad eléctrica de la muestra de suelo de la misma charca cuando ésta estaba seca se advierte que el 16.71 % de las sales queda retenida en el suelo y el 83.28 % pasa al subsuelo.

3.4. MARCO GEOLÓGICO DETALLADO DEL SITIO DE ESTUDIO

Los barrenos perforados en la zona del basurero municipal, en términos generales, indican que el subsuelo del área explorada está constituido por una caliza alterada recristalizada muy fracturada de baja conductividad hidráulica, aflorando y sobresaliendo a una secuencia de areniscas calcáreas alternando con una arenisca fosilífera y coquinoide en los primeros 30 m de profundidad, por debajo de la cual y hasta los 50 m de profundidad,

aproximadamente, existe una caliza parcialmente recristalizada y bien cementada de color beige y de baja porosidad (Figura 3.6).

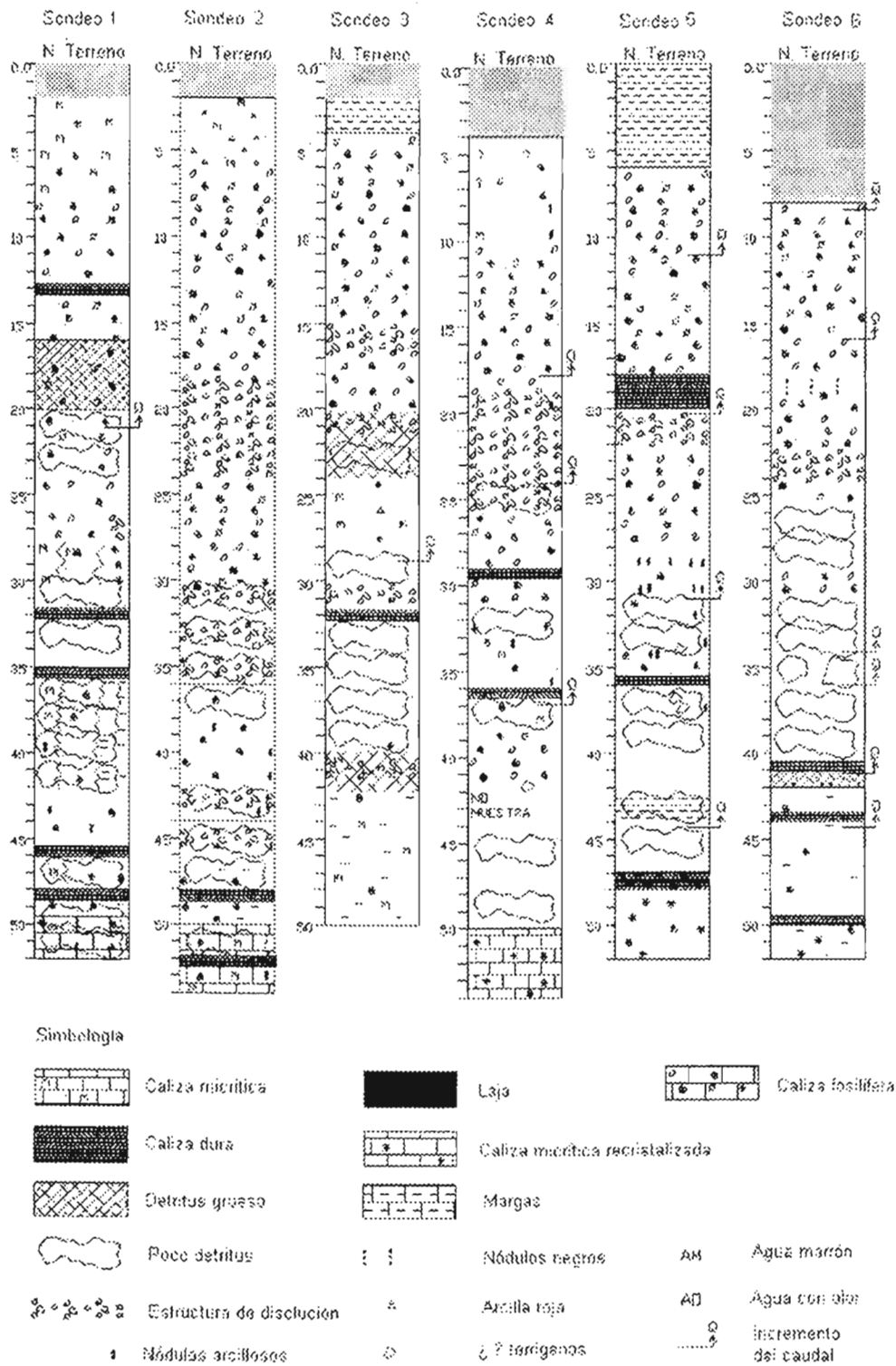


Figura 3.6. Corte litológico de los barrenos, S1 al S6, ubicados en el basurero de Mérida.

La clasificación litológica realizada a los núcleos de perforación fue hecha tomando en consideración sus características físicas como: textura, consolidación, compactación, densidad, porosidad y la presencia cuantitativa de fósiles en ellos, analizando cada una de estas características de una manera visual. Los horizontes hidrogeológicos definidos se basan en la observación de estos núcleos.

La descripción litológica de uno de estos pozos se da a continuación.

- | | |
|-------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 0 – 3.5 m | Caliza microcristalina, color café claro, muy compacta, fracturada a los 3 metros, con cavidades de disolución recristalizadas. A los 3.10 metros se observó una huella de molusco recristalizada y se inician impregnaciones café rojizo en las oquedades como producto de la alteración. Acuicluda. |
| 3.5 – 9.15m | Caliza fosilífera, color blanco – crema a amarillento, deleznable. Con la profundidad se incrementa el contenido de fósiles (coquinoideal). Las huellas fósiles están recristalizadas. Se observó una fractura a los 8.85 metros. Acuífera. |
| 9.15 – 12m | Al principio se deduce la existencia de cavidades ya que la recuperación es pobre. Son calizas recristalizadas, compactas, café claro, alternando con calizas fosilíferas blancas y deleznales. Acuífera. |
| 12 – 15m | Al parecer inicia cavidad. El resto son calizas fosilíferas color blanco. Acuífera. |
| 15 – 18m | Entre los 15.80 y 16.30 metros existe una cavidad. El material restante corresponde a calizas fosilíferas de color blanco. Acuífera. |
| 18 – 27m | Caliza fosilifera, color blanco – crema, muy porosa (cavidades de disolución), masiva y microcristalina. A partir de los 24 metros se vuelve deleznable. Acuífera. |
| 27 – 30m | Marga color blanco – crema, con intercalaciones de caliza microcristalina y fosilifera. Acuitardo. |

- 30 – 36m Tramos de caídos. Poca recuperación. Hasta el final aparecen lutitas calcáreas. Margas color café claro entre las que se puede notar un núcleo de ± 10 centímetros de caliza microcristalina café claro. Acuitardo.
- 36 – 39m Caliza microcristalina, color blanco – crema, con oquedades de disolución y pequeñas bandas recristalizadas, además de algunos fósiles. Acuífera. Cabe señalar que a los 37.40 metros apareció un nódulo de sílice.
- 39 – 42m Caliza microcristalina, color blanco – crema, con oquedades de disolución. Presenta algunos fósiles y entre los 40 y 41 metros, las calizas son deleznales. Acuífera.
- 42 – 48m Calizas blancas alteradas y deleznales con bandas recristalizadas, café oscuro, que tienen oquedades de disolución entre los 45 y 48 metros. La recuperación es del orden del 35% y en la parte media se puede apreciar un nódulo de sílice. Las parte completas son compactas y porosas. Acuitardo.
- 48 – 50m La recuperación de este tramo es del 10% y son calizas blancas alteradas y deleznales. Acuitardo.

3.4.1. Propiedades hidrogeológicas de los núcleos de perforación

Se investigaron las propiedades del acuífero en muestras de roca de algunos barrenos perforados en el basurero municipal de la ciudad de Mérida y sus alrededores, según se detalla a continuación:

- Muestra 1. Ubicada a una profundidad de entre 6.5 y 7 metros del barreno I2, es una caliza tipo coquina, blanca con conchas.
- Muestra 2. A 35 metros de profundidad del barreno I3, se trata de una caliza coquinoide.
- Muestra 3. Tomada a 40 m de profundidad del barreno I3, es una caliza parcialmente recristalizada, bien cementada, de color beige.
- Muestra 4. Núcleo del barreno I4, ubicado a 9.5 metros de profundidad. Caliza tipo coquina, blanca y con conchas.

- Muestra 5. A 9.5 metros de profundidad del barreno I5. Caliza tipo coquina, blanca y con conchas.
- Muestra 6. A 33 metros de profundidad del barreno I5. Lutita blanca.
- Muestra 7. Tomada al noroeste del basurero municipal. Caliza bioclástica con contenido de conchas, de color blanco, deleznable y porosa.
- Muestra 8. Tomada al norte del basurero municipal. Caliza bioclástica con contenido de conchas, de color blanco, deleznable y porosa.
- Muestra 9. Se tomaron dos muestras (A y B) en uno de los barrenos perforados en las instalaciones del Instituto Tecnológico de Mérida. Caliza bioclástica con contenido de conchas, de color blanco a crema, deleznable y porosa.

De cada muestra, se tomaron dos núcleos pequeños cortados en ángulos rectos; es decir, se cortaron muestras verticales y horizontales y se etiquetaron como V y H respectivamente. Estos especímenes tenían una pulgada de diámetro y al menos una pulgada de longitud. Debido a que éstos podrían no ser representativos de algunas muestras de materiales muy porosos, se prepararon, además, algunos núcleos de mayor diámetro desgastando solamente un poco el material obtenido del barreno perforado. A los núcleos de una pulgada de diámetro se les determinó la permeabilidad utilizando el método estándar de gas y la porosidad por resaturación líquida. A las muestras de mayor diámetro no se les pudo determinar la permeabilidad al gas y solamente se llevaron a cabo pruebas de resaturación líquida en ellas.

A los resultados de permeabilidad al gas se les aplicó una corrección empírica para obtener el equivalente a permeabilidad al líquido. Esta corrección se conoce como la corrección de Klinkenberg (Klinkenberg, 1941) y se presenta a continuación:

$$\text{Permeabilidad al líquido} = \frac{(\text{Permeabilidad al gas})^{1.06}}{1.54} \quad (3.9)$$

La conductividad hidráulica a 20°C se calculó de la permeabilidad al gas corregida utilizando el siguiente factor: $8.3 \times 10^{-4} \text{ mD} = 1 \text{ m/día}$. Los resultados se presentan en la Tabla 3.6.

Tabla 3.6. Resultados de las pruebas de permeabilidad al gas y del cálculo de las conductividades hidráulicas.

Muestra No.	Permeabilidad no corregida (mD)	Permeabilidad corregida (mD)	Conductividad hidráulica (m/día)
1H	9500.0	10687.3	8.870
1V	6500.0	7147.7	5.933
2H	44000.0	54267.4	45.042
2V	39000.0	47753.8	39.636
3H	19.0	14.7	0.012
3V	9.7	7.2	0.006
4H	9500.0	10687.3	8.870
4V	3700.0	3933.4	3.265
5H	6100.0	6682.3	5.546
5V	3900.0	4159.2	3.452
6H	4.9	3.5	0.003
6V	4.9	3.5	0.003
7H	4100.0	4385.6	3.640
7V	2900.0	3038.2	2.522
8H	1000.0	982.8	0.816
8V	1200.0	1192.4	0.990
9(A)H	140.0	122.3	0.101
9(A)V	410.0	382.0	0.317
9(B)H	4500.0	4840.4	4.018
9(B)V	3300.0	3484.2	2.892

Dado que se requiere algún valor estimado de la transmisividad, se clasificaron todas las muestras analizadas para tratar de obtener una permeabilidad representativa para cada una de las litologías. La Tabla 3.7 presenta esta clasificación con los valores representativos tomados para dichas litologías.

Tabla 3.7. Clasificación de las muestras de roca, según sus permeabilidades.

Litología	Valor representativo	
	(mD)	(m/día)
Caliza bioclástica de blanco a crema	500	0.415
Caliza margosa blanca deleznable	5000	4.150
Caliza limosa	1	0.001
Caliza bioclástica recristalizada	1	0.001
Caliza bioclástica recristalizada con cavidades	300	0.249
Marga calcárea	15	0.012

Las muestras con permeabilidades muy altas o muy bajas se ignoraron con el propósito de seleccionar un valor representativo. Estos números se utilizaron para calcular un estimado de transmisividad para cada horizonte. Se presentan en la Tabla 3.8, los estimados para la descripción litológica presentada anteriormente.

Los resultados de las pruebas de porosidad por resaturación líquida se muestran en la Tabla 3.9. Los datos de porosidad de más del 10% se reportan como el valor más cercano al 5 % de porosidad. Esto se debe a que las muestras tendían a drenar rápidamente mientras se les pesaba y por ello no se pudieron evitar fácilmente errores analíticos.

En particular, es muy probable que la porosidad de la muestra 2 esté sub-estimada. Los datos de porosidad por debajo del 10% se reportan con una cifra significativa después del punto decimal.

3.4.2. Caracterización hidrogeológica a escala de laboratorio

Los horizontes hidrogeológicos se definieron sobre la base de los resultados de pruebas de permeabilidad realizadas a los núcleos de barrenos exploratorios. Las permeabilidades corregidas (Klinkenberg, 1941) están en un rango de 1.66×10^{-6} m/día (0.002 mD) a 36.52

m/día (44000 mD) y las porosidades varían de 0.4 % hasta 55 %. Existe poca o nula relación entre la permeabilidad y la porosidad contra la profundidad. Esto sugiere que las rocas son extremadamente variables con la profundidad y no parece haber una tendencia de que al incrementarse la porosidad se incremente la permeabilidad.

Tabla 3.8. Estimados de transmisividad para la descripción litológica en la zona de estudio.

Rango de profundidad (m)	Espesor (m)	Permeabilidad		Transmisividad	
		(mD)	(m/día)	(mD x m)	(m ² /día)
0.00 - 3.50	3.50	1	0.001	3.5	0.003
3.50 - 9.15	5.65	300	0.249	1695.0	1.407
9.15 - 12.00	2.85	5000	4.150	14250.0	11.828
12.00 - 15.00	3.00	500	0.415	1500.0	1.245
15.00 - 18.00	3.00	5000	4.150	15000.0	12.450
18.00 - 27.00	9.00	5000	4.150	45000.0	37.350
27.00 - 30.00	3.00	15	0.012	45.0	0.036
30.00 - 36.00	6.00	15	0.012	90.0	0.072
36.00 - 39.00	3.00	300	0.249	900.0	0.747
39.00 - 42.00	3.00	300	0.249	900.0	0.747
42.00 - 48.00	6.00	300	0.249	1800.0	1.494
48.00 - 50.00	3.00	300	0.249	900.0	0.747

Permeabilidad promedio = 1419 mD

Conductividad hidráulica = 1.2 m/día

Transmisividad = 70 m²/día

La conductividad hidráulica promedio se encuentra en un rango de 0.3 a 1.2 m/día y la transmisividad entre 16 y 70 m²/día; estos datos fueron obtenidos de pruebas a los núcleos de pozos profundos descritos en el apartado 3.4.1., por lo que deben tomarse con las reservas del caso ya que son solamente estimados derivados de las permeabilidades intergranulares de un número limitado de muestras (Brewerton, 1993).

Tabla 3.9. Resultados de las pruebas de porosidad por resaturación líquida.

Muestra No.	Densidad de la muestra seca (g/cm^3)	Densidad del grano (g/cm^3)	Porosidad (%)
1H	1.309	2.705	50.0
1V	1.259	2.701	55.0
2H	1.503	2.830	45.0
2V	1.439	2.681	45.0
3H	2.561	2.840	9.8
3V	2.595	2.839	8.6
4H	1.277	2.688	55.0
4V	1.343	2.704	50.0
5H	1.374	2.700	50.0
5V	1.336	2.708	50.0
6H	1.749	2.831	40.0
6V	1.747	2.833	40.0
7H	1.346	2.691	50.0
7V	1.311	2.694	50.0
8H	1.764	2.684	35.0
8V	1.754	2.690	35.0
9(A)H	2.055	2.691	25.0
9(A)V	1.879	2.687	30.0
9(B)H	1.292	2.681	50.0
9(B)V	1.288	2.686	50.0

El análisis individual de los núcleos revela que éstos pueden considerarse como isótropos ya que la relación entre la permeabilidad horizontal y vertical es muy baja, del orden de 1 a 2.5, indicando que existen pequeñas diferencias entre ambas permeabilidades. Tres núcleos de

arenisca calcárea provenientes de diferentes profundidades (6.5, 9.5 y 35 metros) revelan que tal estrato de arenisca entre los 6.5 y 9.5 m de profundidad es hidrogeológicamente isotrópico y homogéneo ya que la relación entre las permeabilidades horizontales de ambos núcleos es de 1.01 y en el sentido vertical su relación es de 1.75.

En términos generales se definen dos horizontes hidrogeológicos que, desde el punto de vista de permeabilidad primaria, uno es más permeable que el otro. El superior está constituido por arenisca calcárea y fosilífera cuyo espesor medio es de 30 m a partir del nivel del suelo y con un rango de permeabilidades de 1×10^{-4} a 1×10^{-5} m/s y subyaciendo a éste se encuentra el inferior cuyo espesor determinado es de unos 15 m y está representado por calizas parcialmente recristalizadas y bien cementadas con una permeabilidad del orden de 1×10^{-8} m/s alternando con areniscas con conductividades hidráulicas del orden de 1×10^{-5} m/s. Este primer estrato de arenisca es menos permeable que el existente a los 35 m del acuífero; constituido por arenisca calcárea y fosilífera es una unidad hidrogeológica homogénea e isotrópica.

No obstante, puesto que la conductividad hidráulica determinada en el laboratorio a los núcleos de roca no considera las cavidades de disolución, planos de estratificación y las fracturas presentes en el subsuelo, las permeabilidades así determinadas son valores mínimos.

Villasuso y Graniel (1997), revelaron la existencia de tres niveles de desarrollo kárstico localizados a 12, 24 y 40 metros de profundidad a partir de la información obtenida de los registros de video, rayos gamma, resistividad eléctrica y de caliper, en pozos perforados en la ciudad de Mérida; sin embargo, la estratificación en la caliza que constituye el subsuelo no fue evidente al realizar la inspección de los núcleos de roca como se mencionó en párrafos precedentes.

Las cavidades de disolución, planos de estratificación y las fracturas, factores mencionados anteriormente, incrementan la permeabilidad del acuífero local y le confieren su característica heterogénea y anisótropa desde un punto de vista macroscópico.

3.5. PROSPECCIÓN GEOFÍSICA EN EL SITIO

La resistividad aparente se calcula para el arreglo Schlumberger por medio de la ecuación:

$$\rho_a = \pi MN \left[\frac{(AB/2)^2}{(MN)^2} - 0.25 \right] \frac{\Delta V}{I} \quad (3.10)$$

La resistividad aparente obtenida y la semidistancia ($AB/2$) de los electrodos de corriente, se representan en un gráfico bilogarítmico con el objeto de evaluar cuantitativamente el número de capas del modelo geoelectrico.

Para determinar con detalle el número de capas geoelectricas, su espesor y resistividad real, se utilizó una modificación del programa de computadora creado por Zhody (1975), el cual se basa en la técnica de filtrado lineal y emplea las curvas de Dar Zarrouk y un filtro de 60 coeficientes.

La Figura 3.7 representa los valores de ρ_a vs $AB/2$; ésta sugiere la existencia de tres capas geoelectricas principales que siguen el modelo $\rho_2 > \rho_1 > \rho_3$, donde ρ_1 , ρ_2 y ρ_3 son las resistividades aparentes de la capa de subsuelo más superficial, la capa intermedia y la capa más profunda atravesada por el SEV, respectivamente. Lo anterior coincide con el modelo geoelectrico general de la parte nor-noroeste de la península yucateca en el cual la capa más superficial es un suelo delgado y discontinuo constituido principalmente de suelo residual, materia vegetal en descomposición y de roca caliza intemperizada. La capa intermedia de un metro, o menos, hasta algunas decenas de metros de espesor, está formada por roca caliza cuya porosidad ha sido modificada por el agua de infiltración en su trayecto descendente hacia el acuífero. La tercera capa es una secuencia de calizas saturadas de agua que constituyen el acuífero.

Los espesores y pisos de los estratos que conforman cada una de las capas geoelectricas atravesadas por el SEV y los registros litológicos de las perforaciones de los pozos

profundos S1 al S6, se correlacionaron obteniéndose la información que se presenta a continuación:

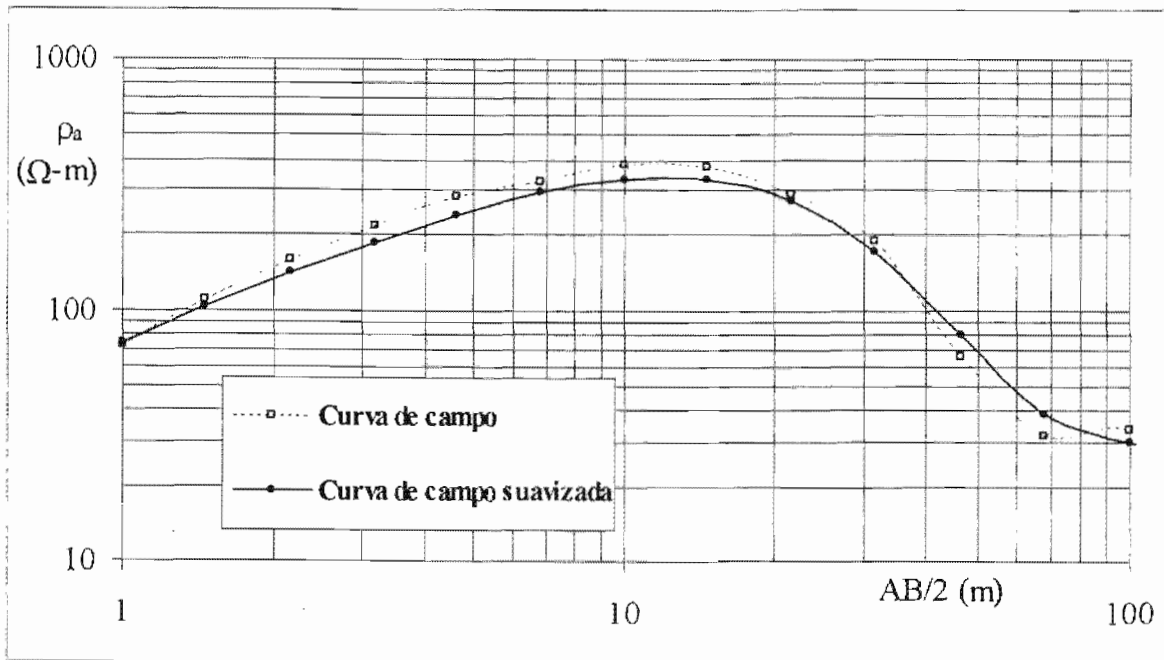


Figura 3.7. Sondeo eléctrico vertical realizado en la zona del basurero municipal de Mérida.

- Resistividades de 40 a 100 Ω -m se asocian a una capa superficial o suelo seco con pedruscos, de hasta 0.65 metros, sobreyaciendo a una roca caliza compacta con huellas de disolución conocida localmente como “laja”.
- Resistividades del orden de 500 a 850 Ω -m se registraron en la zona no saturada, de aproximadamente 6 metros de espesor.
- A partir de las anteriores se advierte una notable reducción de la resistividad con valores de 200 Ω -m o menos, asociada a caliza fosilífera, con huellas de disolución, saturada de agua dulce.

En la Tabla 3.10 se presentan los resultados obtenidos de la modelación; con estos datos de corrobora la descripción estratigráfica presentada en el apartado 3.4, ilustrada en la Figura 3.6. De particular interés resulta, para el objetivo de este estudio, la existencia de una zona a una profundidad de 18.5 metros, aproximadamente, la cual presenta una resistividad que

se asocia a un horizonte o conducto preferencial de migración de solutos que se extiende hasta los 30 metros de profundidad, aproximadamente.

Tabla 3.10. Resultados de la modelación del SEV en la zona de estudio.

Espesores (m)	Profundidad acumulada (m)	Resistividad (Ω - m)
0.38	0.38	39.09
0.28	0.66	101.10
0.38	1.04	823.56
5.37	6.41	562.80
7.91	14.32	222.29
4.05	18.37	39.64
0.31	18.69	0.77
10.65	29.34	13.20
23.41	52.75	65.56
∞	∞	15.16

A partir de esta profundidad y hasta los 52 metros, aproximadamente, se registra un incremento en la resistividad que se asocia a la presencia de aguas menos mineralizadas. De los 52 metros de profundidad en adelante, la resistividad disminuye sensiblemente; este hecho se atribuye a la existencia de agua salobre a salada, dada la condición de acuífero costero que se tiene en la zona de estudio.

3.6. EXPLORACIONES A PROFUNDIDAD

A la fecha no se puede asignar un valor único de conductividad hidráulica para el acuífero yucateco; los valores reportados varían en un rango de seis órdenes de magnitud. Esto depende del método aplicado para la determinación de la conductividad hidráulica en el campo. Una prueba de bombeo es muy difícil de llevar a cabo, dado que los abatimientos

del acuífero son minúsculos a menos que se apliquen gastos muy elevados. Aún con gastos elevados, los abatimientos en los mismos pozos de bombeo prácticamente no pueden medirse con los aparatos convencionales dado que alcanzan la estabilidad en cuestión de segundos no permitiendo registrar los cambios del nivel freático.

Las evaluaciones cualitativas de las propiedades hidrogeológicas del acuífero se realizan por lo general con el apoyo de exploraciones a profundidad; a continuación se presentan las llevadas a cabo en el sitio de estudio.

3.6.1. Registros con sistema cerrado de televisión

Los resultados de las exploraciones realizadas en la zona se presentan en la Tabla 3.11.

3.6.2. Registros geofísicos verticales

Los registros de caliper muestran que los pozos ubicados en la zona del basurero municipal de Mérida, tiene un diámetro, en general, de 8" (20.32 cm) con ampliaciones prominentes de hasta 16" (40.64 cm). Estas ampliaciones se registraron en la exploración con el sistema de televisión por circuito cerrado.

Buckley et al. (1994) llevaron a cabo registros geofísicos utilizando un intervalo de muestreo de 5 centímetros en pozos profundos ubicados a distancias muy próximas del basurero municipal de Mérida (Figura 2.2) cuya interpretación a detalle se presenta en la Tabla 3.11.

La Figura 3.8 muestra los registros geofísicos en un pozo ubicado en los terrenos del Instituto Tecnológico de Mérida (ITM), incluyendo una curva de resistividad normal de 16" realizada por medio del equipo ABEM. Los registros de caliper muestran que el pozo tiene un diámetro, en general, de 7" (17.8 cm) con una ampliación prominente de hasta 13" (33 cm)

entre los 14 y 16 metros de profundidad. Esta ampliación se registró en la exploración con el sistema de televisión por circuito cerrado.

Tabla 3.11. Descripción detallada de las exploraciones de video en la zona de estudio.

PROFUNDIDAD (m)	CARACTERÍSTICAS OBSERVADAS
0 – 2	Presencia de raíces. Cavidad.
2 – 8	Pared lisa. Caliza con conchas. Algunas raíces a nivel freático.
8 – 9	Pared entre lisa y rugosa. Caliza con conchas.
9 – 12	Pared rugosa. Moldes de conchas.
12 – 16	Pared entre rugosa y lisa. Conchuela. Ampliación y cavidad con arcilla o suelo.
16 – 19	Pared lisa.
19 – 21	Ampliación.
21 – 23	Característica geológica inclinada. Ampliación. Cavidad con características de solución redondeadas. Fractura.
23 – 25	Pared lisa. Ampliación.
25 – 31	Pared lisa. Banda oscura y parchada, “costra”. Fractura.
31 – 34	Pared lisa. Ampliaciones de cavidad y fractura. Roca oscura.
34 – 37	Pared lisa. Banda oscura. Cavidad con paredes redondeadas mostrando disolución.
37 – 39	Pared lisa.
39 – 41 +	Pared rugosa; cavidad grande.

El registro de rayos gamma muestra una variación sorprendente con un valor de gamma máximo de 150 (API) entre 32 y 34 metros de profundidad. El registro de resistencia puntual muestra la variación relativa en la resistencia eléctrica de la formación y es evidente que hay una variación considerable en la dureza y una estratificación significativa en la caliza.

Well Name: TECNOLOGICO
 File Name: TEC
 Location: at baseball stadium
 Elevation: 0 Reference: Ground Surface

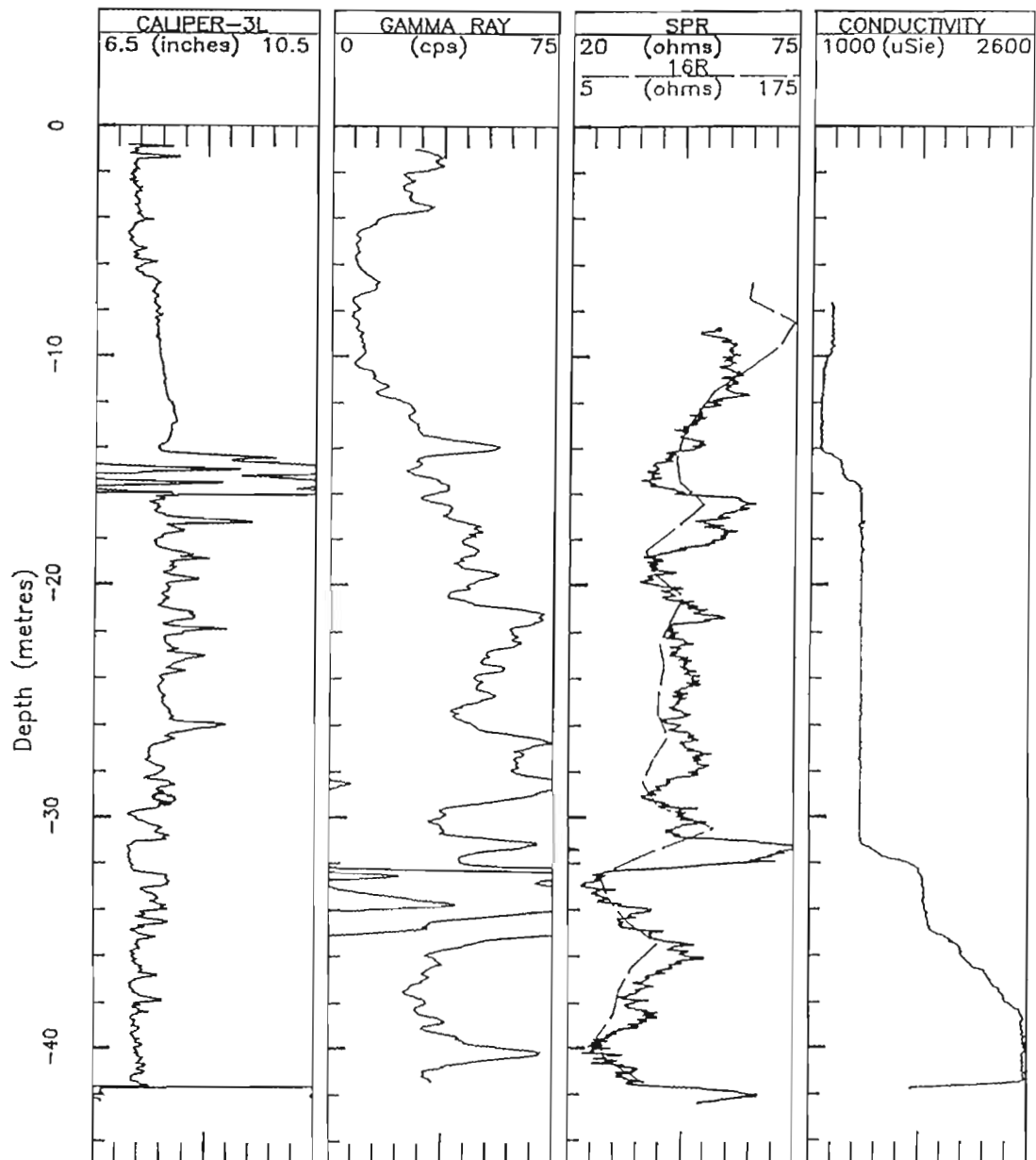


Figura 3.8. Resultados de registros geofisicos en el pozo del Instituto Tecnológico de Mérida, Yucatán.

La curva de resistividad normal de 16" (16R) que se presenta al lado se corrió utilizando una medición cada 100 centímetros. Es evidente que el intervalo de adquisición de datos no es el adecuado para notar los cambios rápidos presentes. Se requiere de equipo capaz de medir

automáticamente al menos cada 10 centímetros o menos. Se tuvieron dificultades para aterrizar satisfactoriamente el electrodo de superficie para el registro SPR/SP debido a la roca dura y a la ausencia de suelo en la superficie. En la mayoría de los casos, el electrodo de superficie se colocó en el pozo justo debajo del nivel freático.

El registro de la conductividad del fluido en la Figura 3.8 se corrió sin bombeo. Ésta, muestra que la CE del fluido se incrementa a profundidad en forma escalonada desde 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ aproximadamente hasta los 38 metros. La caída a los 41 metros indica que el electrodo toca el lodo acumulado en el fondo del pozo. Al comparar con el registro SPR se nota que los principales cambios en la CE del fluido están asociados con la presencia de un estrato de alta resistividad ubicado directamente abajo; e.g. 15, 31 y 33 metros.

La Figura 3.9 muestra el registro de caliper a una escala expandida e indica los límites del tamaño de la broca de perforación de 6.75" (17.2 cm). Es evidente que el pozo es significativamente mayor que el tamaño de la broca de perforación. En la misma figura también se muestra, por interés, un registro de caliper el cual se realizó utilizando dos brazos de acero unidos a la cámara de televisión. Los dos brazos no describen completamente el diámetro correcto del pozo; a pesar de la variación relativa en las mediciones, dicha descripción es casi exacta. Se sospecha que hay dos razones para que el tamaño del pozo se haya incrementado. Primero, los pozos se perforaron originalmente con un diámetro de 4.25" y después se ampliaron utilizando una broca de 6.75". Segundo, la perforación fue muy rápida. Sería útil llevar a cabo el registro de caliper para un pozo perforado con maquinaria saca-núcleos para hacer una comparación. De cualquier manera, el registro de caliper muestra que las paredes del pozo son irregulares y puntiagudas y esto se confirma con el sistema cerrado de televisión.

La Figura 3.10 muestra los registros de caliper y de velocidad de flujo durante una prueba de inyección. Se inyectó agua, contenida en un tanque, en el pozo, justo debajo del nivel freático, con un gasto estimado de 500 l/min. El registro de velocidad del flujo en el pozo muestra la fase sin inyección y el efecto de la inyección. La variación en la velocidad se debe a la rugosidad de la pared del pozo.

Well Name: TECNOLOGICO
 File Name: TECCAL
 Location: Sports (baseball) ground
 Elevation: 0 Reference: Ground Surface

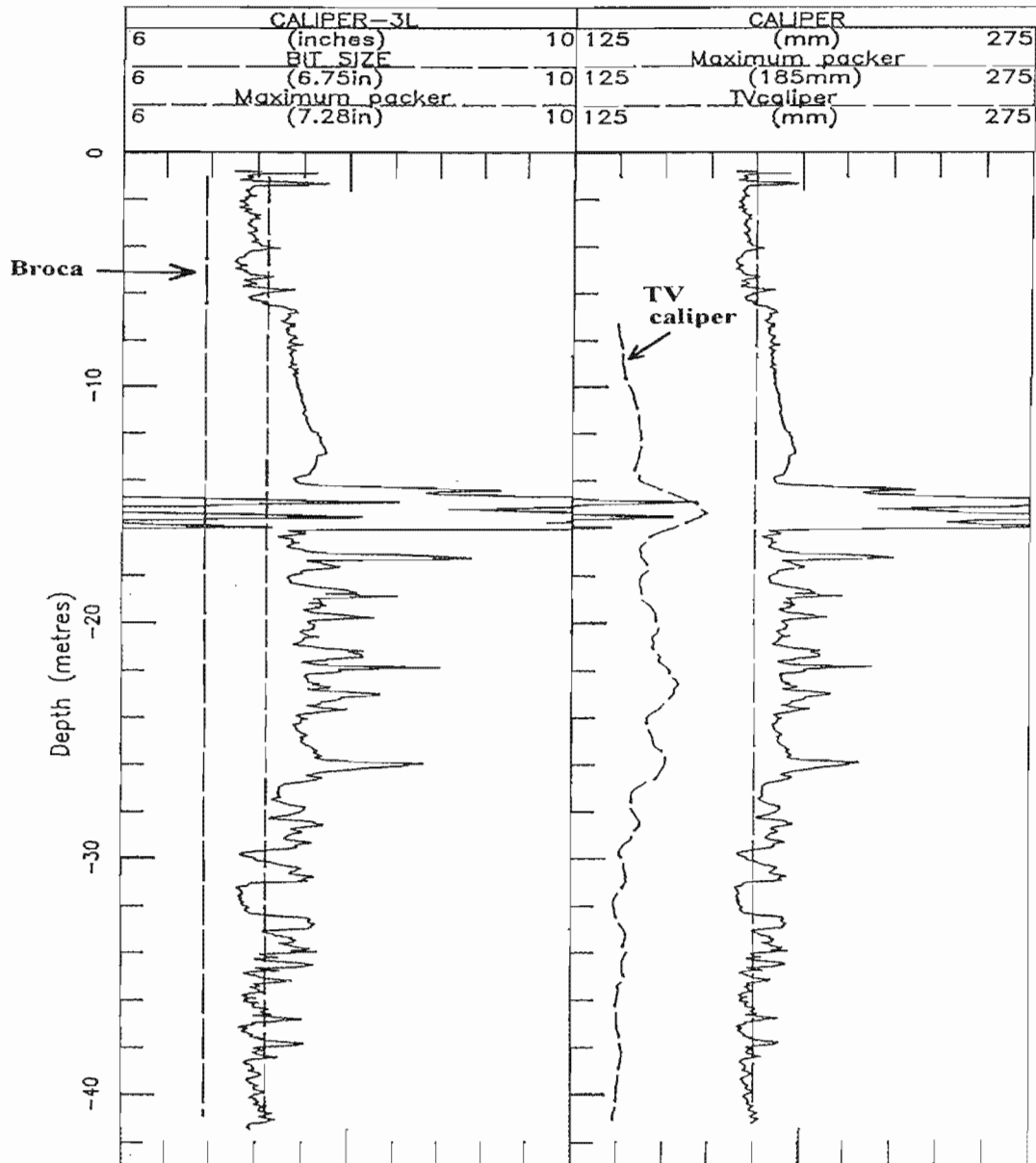


Figura 3.9. Registros de caliper mostrando el tamaño de la broca de perforación en el pozo del Instituto Tecnológico de Mérida, Yucatán.

Ambos registros se llevaron a cabo moviendo los electrodos hacia arriba. En ellos se muestra que toda el agua inyectada entra a través de la cavidad grande localizada entre 13 y 16 metros de profundidad y que se nota en el registro de caliper.

Well Name: TECNOLOGICO
 File Name: TECFMQU
 Location: Sports (baseball) ground
 Elevation: 0 Reference: Ground Surface
 Tool Type: T015 FLOWMETER 439
 Number of Channels: 1
 Spacer Channel: 0 Size: 0
 Caliper power: NOCALIPER
 Pumping-in flowlog

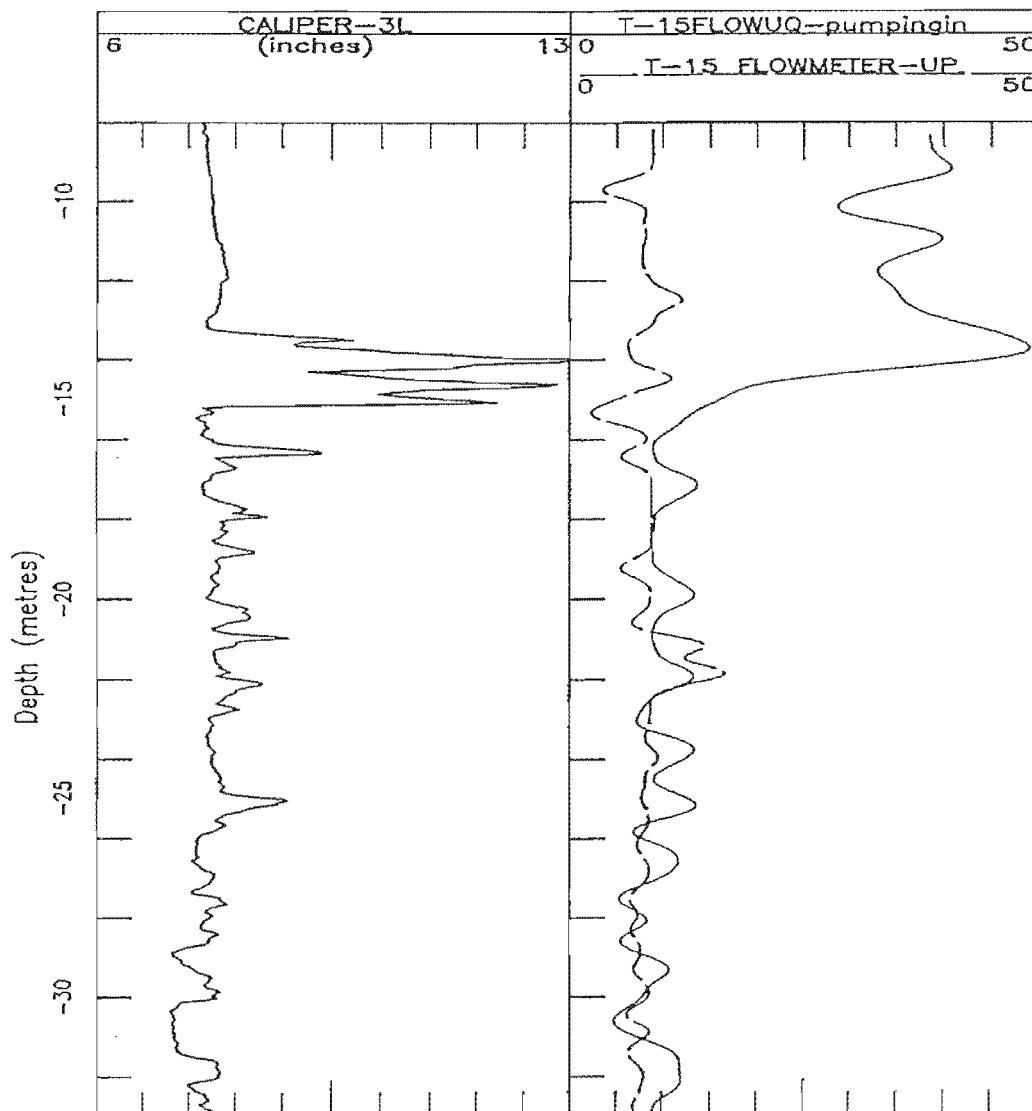


Figura 3.10. Registros de velocidad de flujo del agua subterránea en el pozo del Instituto Tecnológico de Mérida, Yucatán.

Los registros CE/T del fluido y la formación de un pozo profundo ubicado en las instalaciones de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán (FIUADY) se presentan en las Figuras 3.11 y 3.12.

Well Name: NEW FACULTY FORMATION LOGS
 File Name: NFFORM
 Location: N.MERIDA,N. of ring road
 Elevation: 0 Reference: Ground Surface

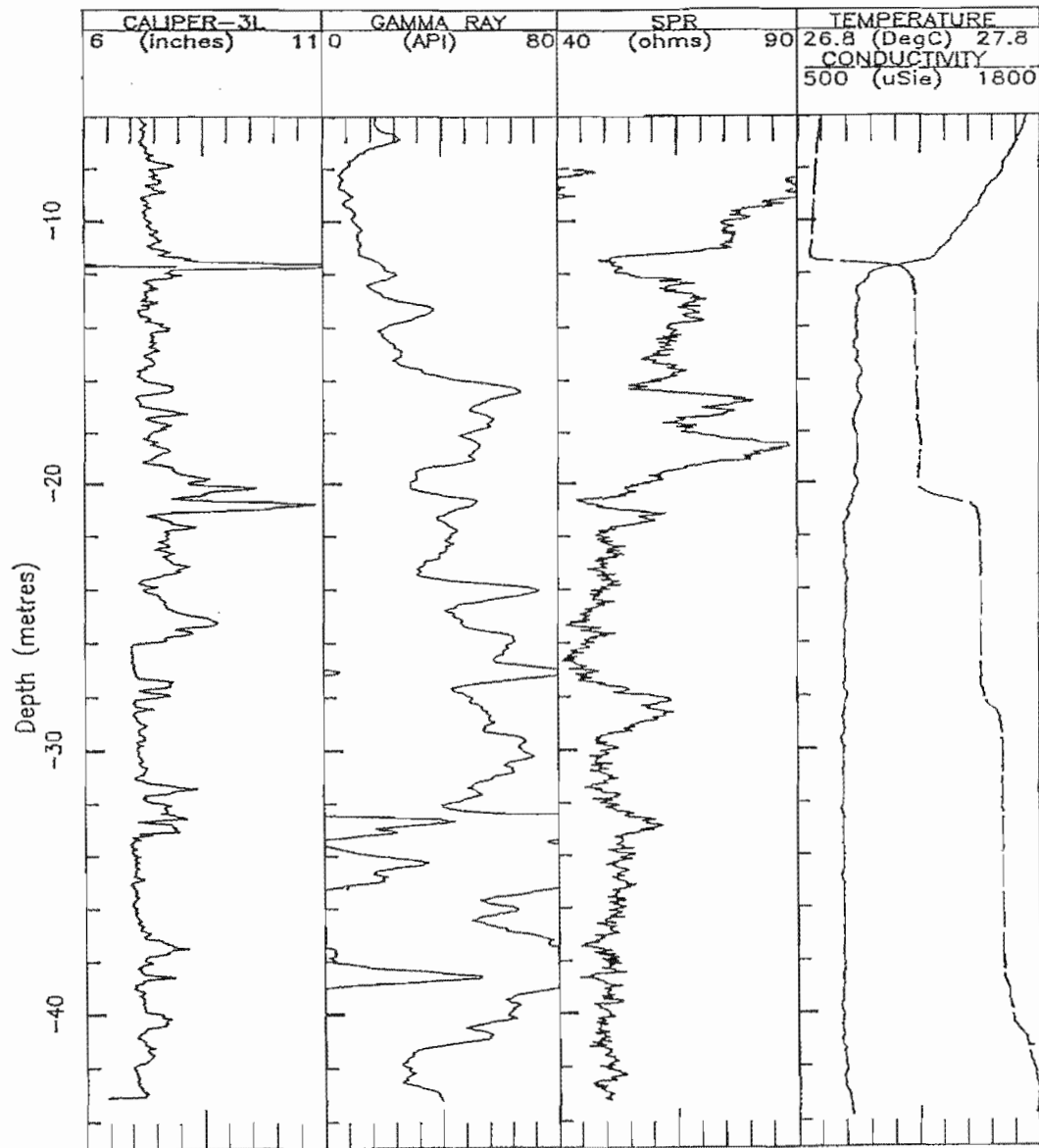


Figura 3.11. Registros geofísicos en el pozo de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán.

El registro de caliper midió un diámetro aproximado de 7.5" (19.1 cm) en el pozo con ampliaciones entre 11 - 12 m, 19 - 21 m, 24 - 26 m, 31 - 33 m y ampliaciones más pequeñas a 37 - 39 metros de profundidad.

Well Name: NEW FACULTY
 File Name: NFFLUIDS
 Location: North of ring road
 Elevation: 0 Reference: Ground Surface

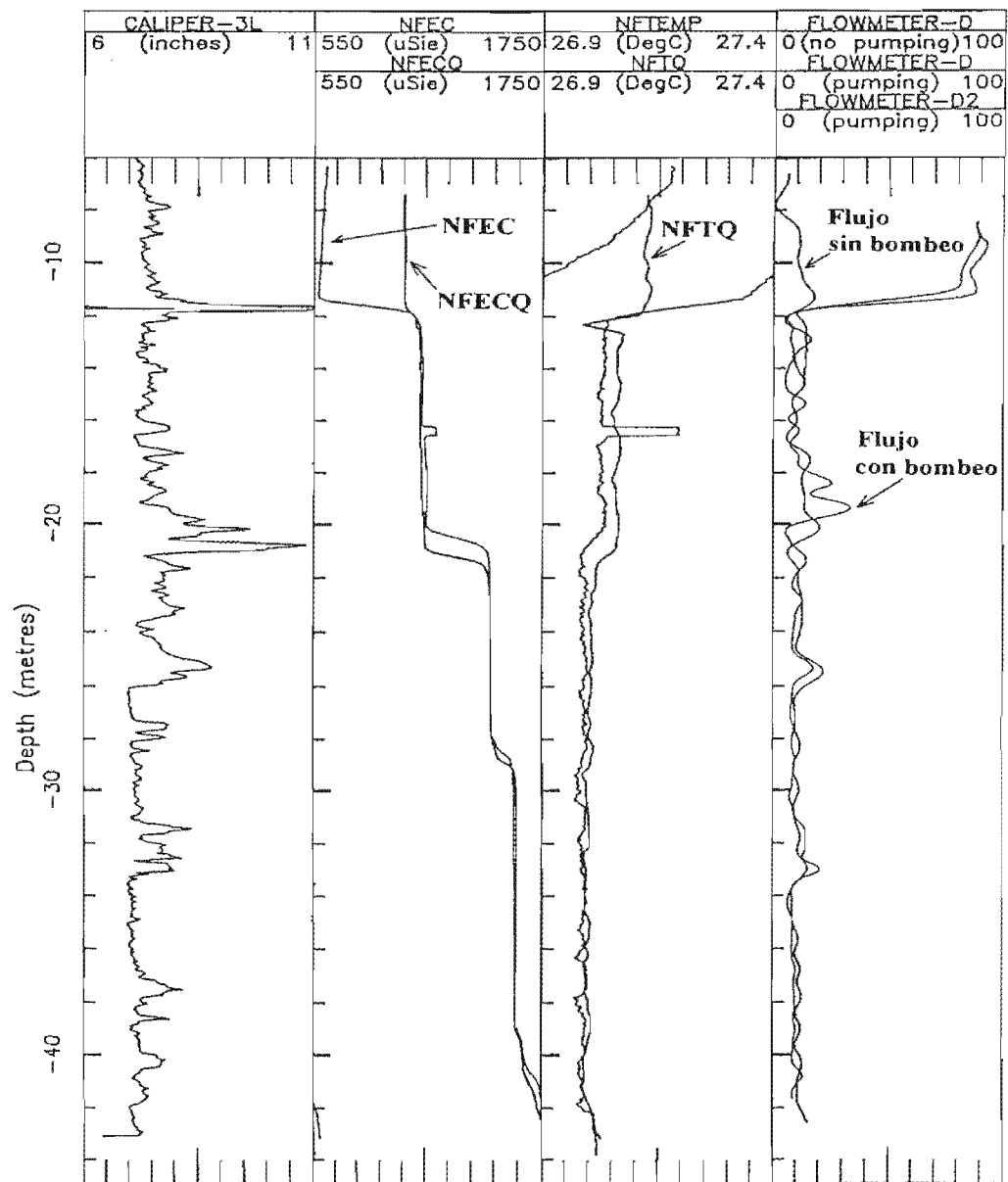


Figura 3.12. Registros del fluido en el pozo de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán.

El registro de rayos gamma se presenta a una escala muy estrecha para enfatizar los picos que alcanzan un máximo de 130 API debajo de los 30 metros de profundidad.

El comparar las curvas de caliper, rayos gamma y resistencia puntual, sugiere una relación entre las ampliaciones en el caliper, los picos en los rayos gamma y la variación de la resistividad. Las ampliaciones en el caliper se asocian por lo general con picos de rayos gamma y con frecuencia sobreyace un incremento en la resistividad; e.g. 11.5 – 12 m, 20 - 20.5 m, 27 - 28 m y 31 - 33 m.

La Figura 3.11 muestra que la mayoría de los horizontes de cavidades tienen cambios asociados con los registros CE y T indicando que existe movimiento del agua subterránea en estos horizontes. Para probarlo se llevaron a cabo registros de velocidad de flujo y CE/T del fluido mientras se bombeaba.

Se realizó al primer pozo un registro sin bombeo (NFEC/NFTEMP) y posteriormente se extrajo un gasto de 712 l/min con una bomba de succión ubicada justo debajo del nivel freático (Figura 3.12). Los registros se repitieron (NFECQ/NFTQ) y se corrieron registros de flujo con propela.

La comparación de los registros de fluido mostró que prácticamente todo el flujo se obtiene de la cavidad ubicada a los 11 metros en vez de distribuirse en toda la longitud del pozo. No hay cambios en la CE del fluido debajo de los 11 metros y el registro de temperatura del fluido sugiere que tal vez de la ampliación ubicada a los 20.5 se deriva solamente una pequeña cantidad de flujo. El medidor de flujo no detecta esta contribución y muestra que todo el flujo entra a los 11 metros de profundidad.

Se notó de los registros de temperatura que el agua subterránea se enfría a profundidad de tal manera que el agua más caliente se encuentra a nivel freático. Al bombear esta agua caliente se reemplaza por agua fría que proviene de la cavidad a los 11 metros de profundidad.

Los registros geofísicos de un pozo ubicado en el Fraccionamiento Chenkú se presentan en la Figura 3.13. El registro de caliper muestra ampliaciones a 0.5 m, 10 – 12 m, 20 - 26 m y 41 - 41.5 metros. Hay un gran pico de rayos gamma a los 20 - 22 metros de profundidad y la resistencia puntual es alta a los 18 - 20 metros, por encima de la ampliación del caliper y a 21 -

22.5 metros, debajo del pico de rayos gamma y la ampliación del caliper. Las curvas de rayos gamma y de SPR tienden a ser imágenes una de otra.

Well Name: CHENKU 3
 File Name: CK
 Location: By water tank and school
 Elevation: 0 Reference: Ground Surface

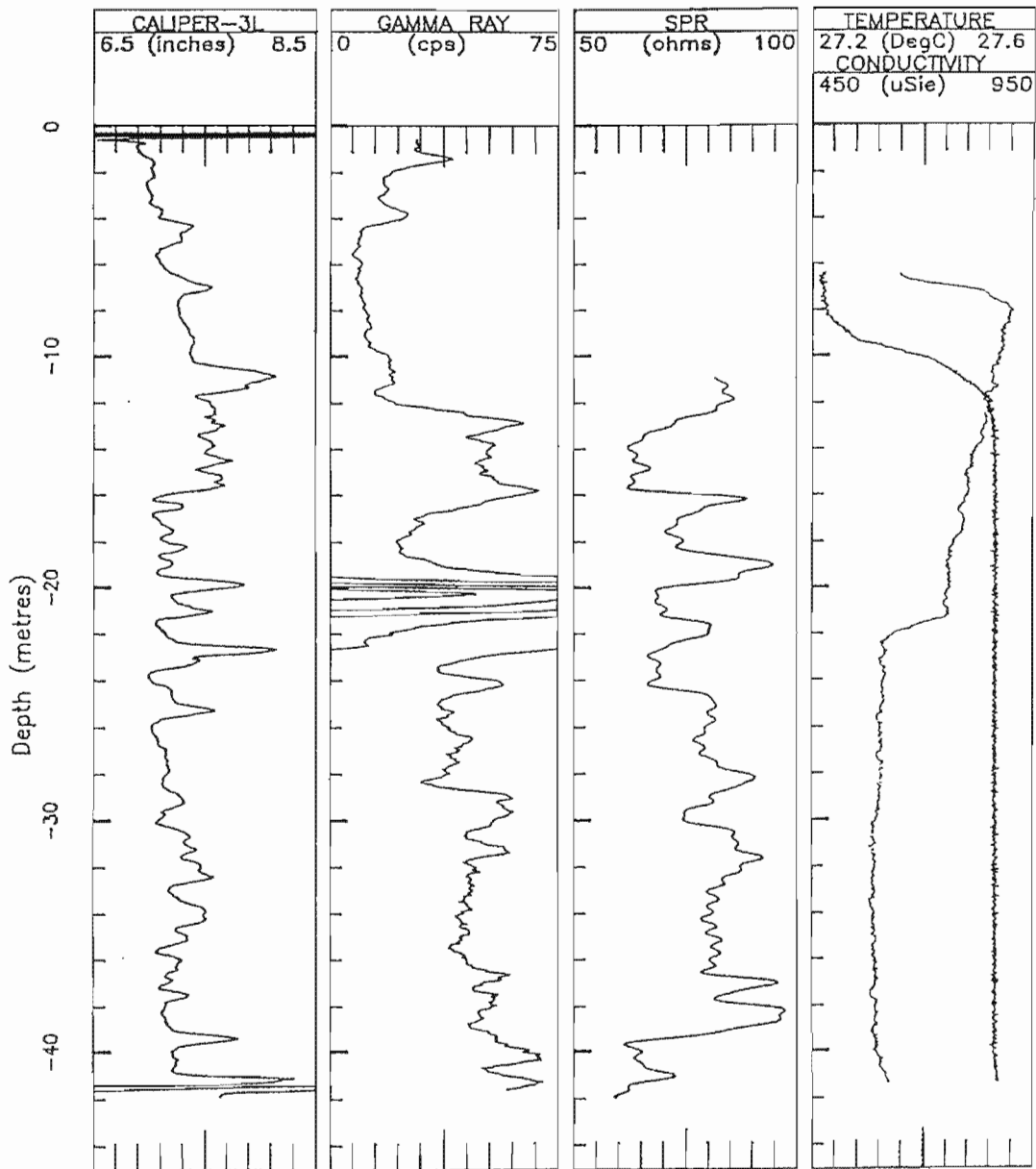


Figura 3.13. Registros geofísicos del pozo de Chenkú.

El registro de CE de fluido muestra un agua de mejor calidad sobre la ampliación del caliper a los 10 - 12 metros y tiene la menor CE de todos los pozos registrados.

El registro de temperatura de fluido presenta un agua fría a nivel freático incrementándose rápidamente entre 6 - 8 metros donde se encuentra la cavidad reportada por el caliper y después se enfría a profundidad. Existe un enfriamiento rápido debajo del pico de rayos gamma y de la ampliación del caliper a los 22 metros. La forma de los registros de fluido sugiere que puede estar ocurriendo un movimiento vertical del fluido.

3.6.3. Características generales del acuífero con base en las exploraciones

Las principales características de las exploraciones por video fueron las siguientes:

- a) Todos los pozos tienen las paredes muy rugosas. Esto posiblemente es el resultado de una perforación muy rápida. También puede deberse a la presencia de muchos estratos duros y suaves en la caliza.
- b) La vista radial del espejo mostró la presencia de fósiles pelecípodos, moldes de conchas y corales.
- c) Se detectaron fracturas casi verticales en varios pozos.
- d) La característica principal es la presencia de grandes cavidades a intervalos en cada pozo. Las cavidades eran de dimensiones mayores a 1.5 metros y parecían alcanzar zonas oscuras porque eran demasiado grandes como para que la luz de la cámara penetre hasta el final.
- e) Algunas cavidades parecían tener paredes redondeadas y extremos que hacían notar la existencia de movimiento del agua subterránea.
- f) Algunas cavidades contienen arcilla, generalmente en el piso.
- g) La presencia de peces y camarones en las cavidades confirman la existencia de conexión lateral en ciertos horizontes.

- h) La visibilidad del agua fue variada; se mostraba algunas veces turbia, revelando contaminación y debajo de ella, a profundidad, era con frecuencia muy clara. La visibilidad se reduce dramáticamente en el agua salada debajo de la interfase.
- i) A ciertas profundidades de las paredes de los pozos eran visibles bandas de color café oscuro o negro y parches. Estos horizontes, casi invariablemente coincidían con resistividades eléctricas altas y se considera que representan zonas de caliza dura reprecipitada.

Los registros geofísicos de la formación mostraron una variación significativa en las propiedades físicas; la estratificación de la caliza no era notoria solamente inspeccionando los núcleos.

En el caso del pozo del Instituto Tecnológico de Mérida, al comparar la litología obtenida de los núcleos con los registros de rayos gamma y de resistencia puntual (Figura 3.8), se notó que varias uniones litológicas definidas en la columna de simbología litológica coinciden con cambios en los registros. Por ejemplo, la caliza coquinoide (entre 4 - 10m) y la caliza microcristalina (36 - 39.5 m) reportan bajos valores de rayos gamma y la lodolita calcárea (30 - 36 m) arroja altos valores de rayos gamma.

Sin embargo, no todas las fronteras litológicas descritas fueron identificadas por medio de los registros geofísicos. Estos dan una resolución detallada de las variaciones en composición y textura presentes siendo ambas complementarias. Sería de utilidad una comparación más a detalle de la litología de los núcleos y la petrografía con varias respuestas en los registros.

Las gráficas en la Figura 3.8 sugieren una relación entre las ampliaciones del pozo donde hay cavidades de disolución y desarrollo de las mismas, y una alta actividad en los rayos gamma con una resistividad eléctrica alta. La alta actividad de los rayos gamma se presentó con frecuencia encima o justo debajo de las ampliaciones predominantes del pozo y ambas estaban por lo general, justo por encima de una zona de alta resistividad eléctrica. Los registros fueron de la población total de rayos gamma; para estos se utilizó un electrodo de alta sensibilidad y detector grande, aunque sorpresivamente, las calizas resultaron tener una actividad muy alta.

Se cree que las respuestas de los registros descritas, representan zonas en la caliza con baja porosidad. La alta resistividad indica baja porosidad y las ampliaciones del caliper desarrolladas sobre estas zonas representan disolución de la caliza por el agua subterránea enfocada preferencialmente a lo largo de la superficie de la zona de baja porosidad. La porosidad baja puede ser diagenética y algunas zonas pueden representar superficies del terreno anteriores donde ha habido exposición sub-aérea del sedimento, elevación capilar del fluido y reprecipitación para formar una costra dura similar a la que localmente se conoce como "laja". Las bandas oscuras y el material en forma de parches cafés detectados a profundidad con la cámara de circuito cerrado de televisión pueden representar tales costras y siempre están asociadas con altas resistividades. La alta actividad de los rayos gamma próximas a las ampliaciones directamente arriba pueden representar suelo y arcilla asociados con la superficie del terreno o lavado en las cavidades debajo de la superficie.

Se detectó arcilla por medio del sistema de televisión en la base de la cavidad de disolución a 12 metros de profundidad en el pozo de la FIUADY.

La actividad elevada de los rayos gamma en ciertos horizontes también puede resultar de la reprecipitación. El uranio es soluble en un ambiente oxidante y su concentración por la elevación capilar y la evaporación y su posterior re-depositación puede ser un factor responsable de algunos de los picos de rayos gamma observados.

Se presentó un ejemplo impresionante en el pozo del Instituto Tecnológico de Mérida donde se pueden ver las raíces de los árboles entrando por los lados del pozo en un horizonte con una cavidad con valores altos de rayos gamma, entre 1 y 2 metros de profundidad. Debido a que no hay desarrollo de suelo tampoco hay desarrollo de picos de rayos gamma.

Los estratos de baja porosidad identificados por los registros de resistividad (Figuras 3.8, 3.11 y 3.13) pueden también tener un origen diagenético. Hidrogeológicamente, podrían ser capaces de mantener diferencias de potencial locales entre los estratos. Se pueden inferir las diferencias de potencial algunas veces, de la forma de los registros CE/T que indican flujo entre los horizontes de diferente potencial (el caso de los pozos de la FIUADY y el de

Chenkú). En varios de los sitios se han instalado piezómetros; uno somero (14 m) y otro profundo (20 m) en el mismo pozo. Personal de la FIUADY ha monitoreado los niveles de agua, reportando que existen diferencias de potencial de hasta 40 centímetros entre los horizontes en lo que parece ser un área considerable (Brewerton, 1993). En cada caso, el potencial hidráulico era hacia abajo. Las posibles causas de un potencial hidráulico hacia abajo son: (i) bombeo del horizonte inferior; (ii) recarga al horizonte superior; o (iii) una combinación de (i) e (ii). Parece probable que se presente este efecto lejos de la influencia del bombeo y recirculación de los desechos.

Es casi seguro que la existencia de horizontes de baja permeabilidad influya en el drenaje vertical de los contaminantes y pueda generar una acumulación de agua en los horizontes de alta resistividad.

Las Figuras de la 3.8 a la 3.11 revelan que hay cambios de CE y temperatura del fluido asociado con los horizontes de cavidades y particularmente con las zonas de alta resistividad en la superficie superior lo cual significa que hay movimiento del agua subterránea en estos mismos horizontes. Esto es muy notorio en los pozos del Tecnológico y de la FIUADY donde hay un incremento en la CE en las ampliaciones reportadas por el caliper directamente encima de las bandas de alta resistividad (Figuras 3.8 y 3.11). El medidor de velocidades de flujo y los registros de CE/T llevados a cabo en la FIUADY confirmaron la producción del horizonte de cavidades localizado entre 11 y 12 metros de profundidad y probablemente poca producción del horizonte localizado a los 20.4 metros de profundidad. Sin embargo, el gasto de bombeo y la duración fueron insuficientes como para mover de manera significativa el agua de horizontes más profundos (e.g. entre 27 y 28 metros de profundidad).

En zonas donde los cambios en CE/T del fluido coinciden con ampliaciones de solución es probable que tales horizontes hayan desarrollado una permeabilidad debido a la solución y por lo tanto tendrán una productividad alta. Sin embargo, la magnitud de las ampliaciones de solución no siempre puede reflejar la permeabilidad. Se necesitan registros adicionales en un área más amplia para poder establecer los lugares donde existen zonas de ampliaciones de solución alineadas horizontalmente, su elevación y si son realmente los principales drenes de la masa rocosa, regionalmente.

3.7. EL AGUA SUBTERRÁNEA EN LA ZONA DE ESTUDIO

Esta área se encuentra en una zona tropical la cual tiene un rango de precipitación considerable, promediando cerca de 1000 mm anualmente en el área de la ciudad de Mérida. No existen ríos ni cuerpos de agua superficiales, pero el agua subterránea es abundante y es la principal fuente de abastecimiento. La recarga al acuífero proviene de la infiltración de la precipitación. La alta temperatura y abundante vegetación son las causas de que se pierda alrededor del 85% del agua de lluvia por evapotranspiración y el otro 15% infiltra al subsuelo (Velázquez y Ordaz, 1992); pueden darse variaciones en torno a estos valores, pero pueden tomarse como representativos (Villasuso y Graniel, 1997).

En los sistemas kársticos, a nivel localmente, el porcentaje de infiltración puede ser mayor debido al fracturamiento (Chen et al. 2002; Jonson et al. 2002). Así, durante el período de huracanes en 2002, se observó, en el acuífero de Mérida, que la distribución del agua infiltrada no necesariamente corresponde a eventos de alta intensidad y corta duración como pueden ser las lluvias ciclónicas, frecuentes en esta región.

Como se ha mencionado, el sitio de disposición de desechos sólidos del municipio de Mérida no se construyó de acuerdo a los reglamentos en vigor; la base del sitio está en contacto directo con el material geológico natural, el cual tiene una conductividad hidráulica vertical muy elevada y un nivel freático somero cuya profundidad es de aproximadamente 5 metros debajo del nivel del terreno.

Al sur del basurero municipal de Mérida se llevaron a cabo pruebas de potencial de infiltración en la zona no saturada del terreno; la prueba consistió en infiltrar agua en barrenos cuya litología se determinó durante la perforación de los mismos, previa saturación del subsuelo por un período de 24 horas. Los resultados mostraron un valor promedio de 0.197 l/s en los primeros metros debajo del nivel del terreno, antes del nivel freático del acuífero. En algunos barrenos se obtuvieron descargas instantáneas mayores a 10 l/s debido a la presencia de cavidades y fracturas encontradas en el sitio las cuales no

permitieron establecer un flujo controlado y de caída constante del nivel del agua en el tanque de observación: esto es importante de considerar dado que en un estudio realizado por Springall y Espinosa (1972) se obtuvo un 52% de probabilidad de encontrarse una cavidad en los primeros cinco metros de profundidad en el subsuelo de la ciudad de Mérida.

El nivel freático en el acuífero localizado en la ciudad de Mérida varía durante el año en función, principalmente, de las precipitaciones pluviales. Incrementa su posición con la recarga y disminuye ésta con la descarga del acuífero, en el período de estiaje (Figura 3.14). Esta variación se debe a que las lluvias saturan la zona de aireación y facilitan la percolación de la precipitación hasta alcanzar la profundidad del nivel freático, como recarga al acuífero (Jones y Banner, 2003; CNA, 1997).

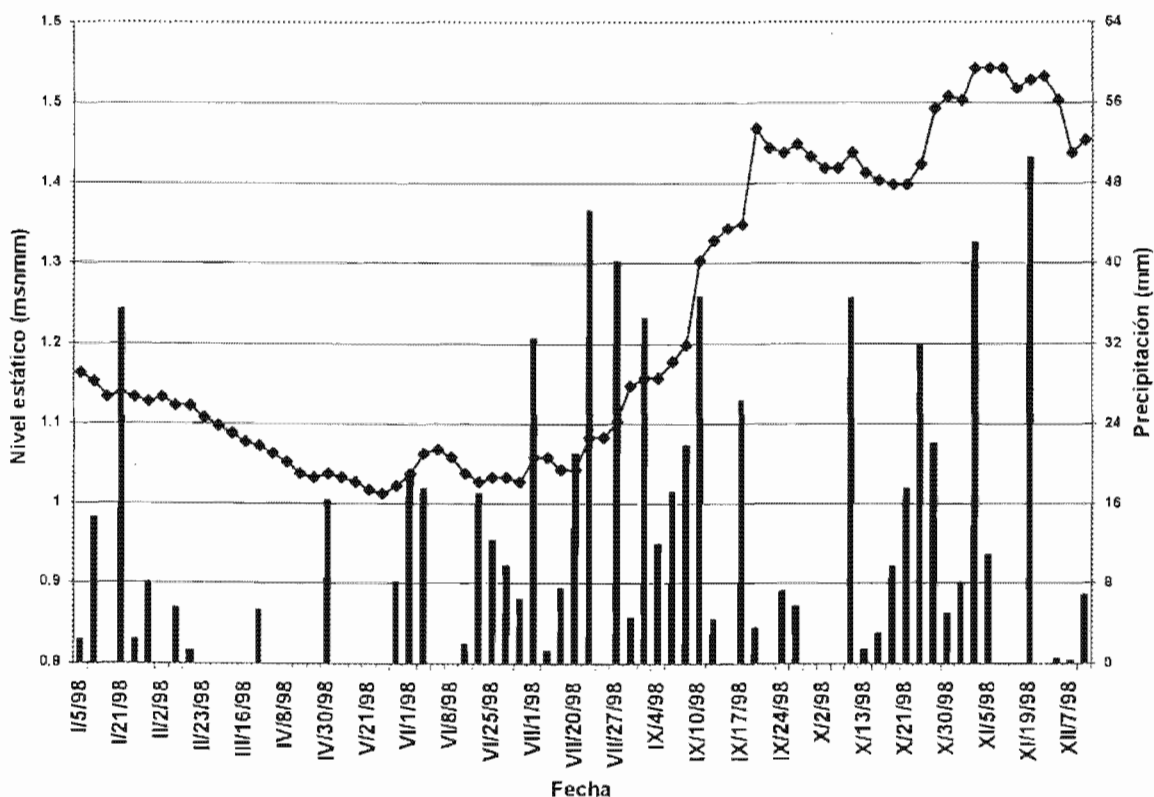


Figura 3.14. Nivel estático del agua subterránea en un pozo profundo ubicado en la FIUADY.

Se obtuvieron registros diarios de la variación del nivel freático en función de la frecuencia diaria de las lluvias; la respuesta de cambio, por la recarga, se manifestó generalmente después 1 a 3 días que ocurrió la precipitación, debido al fracturamiento de la roca en los primeros metros del subsuelo y a la cantidad de cavidades presentes en el subsuelo.

3.7.1. FLUJO DEL AGUA SUBTERRÁNEA

La información obtenida de las curvas equipotenciales a nivel regional claramente indica un flujo de agua subterránea en forma radial partiendo de la Sierrita de Ticul, al sur, y descargando a lo largo de las costas. En la región N – NW del Estado de Yucatán (Figura 3.15), se ve que el gradiente hidráulico es más pronunciado a lo largo de la costa dado que el espaciamiento de las líneas equipotenciales se incrementa notablemente en la parte central de la región; esta característica indica una componente menor del gradiente hidráulico hacia esta zona. Marín (1990) reporta gradientes hidráulicos del orden de 1×10^{-5} cerca de la costa yucateca y del orden de 1×10^{-6} en el centro del estado de Yucatán. La región mencionada se encuentra encerrada en el anillo de cenotes definido por Steinich et al (1996).

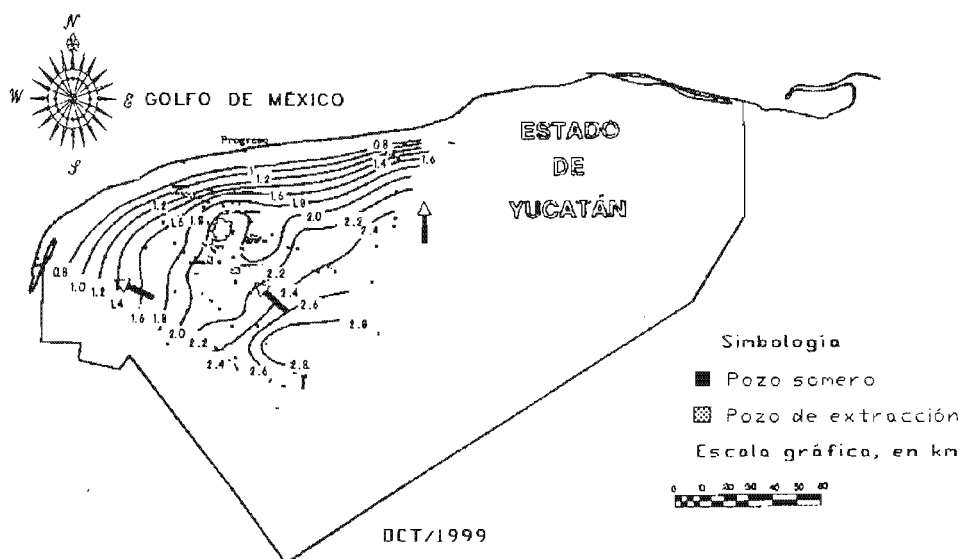


Figura 3.15. Equipotenciales de la región N – NW del Estado de Yucatán.

La misma situación se aprecia en la zona que comprende a la ciudad de Mérida y sus alrededores (Figura 3.16). Los cambios en los gradientes hidráulicos pueden indicar cambios en la geología de la región.

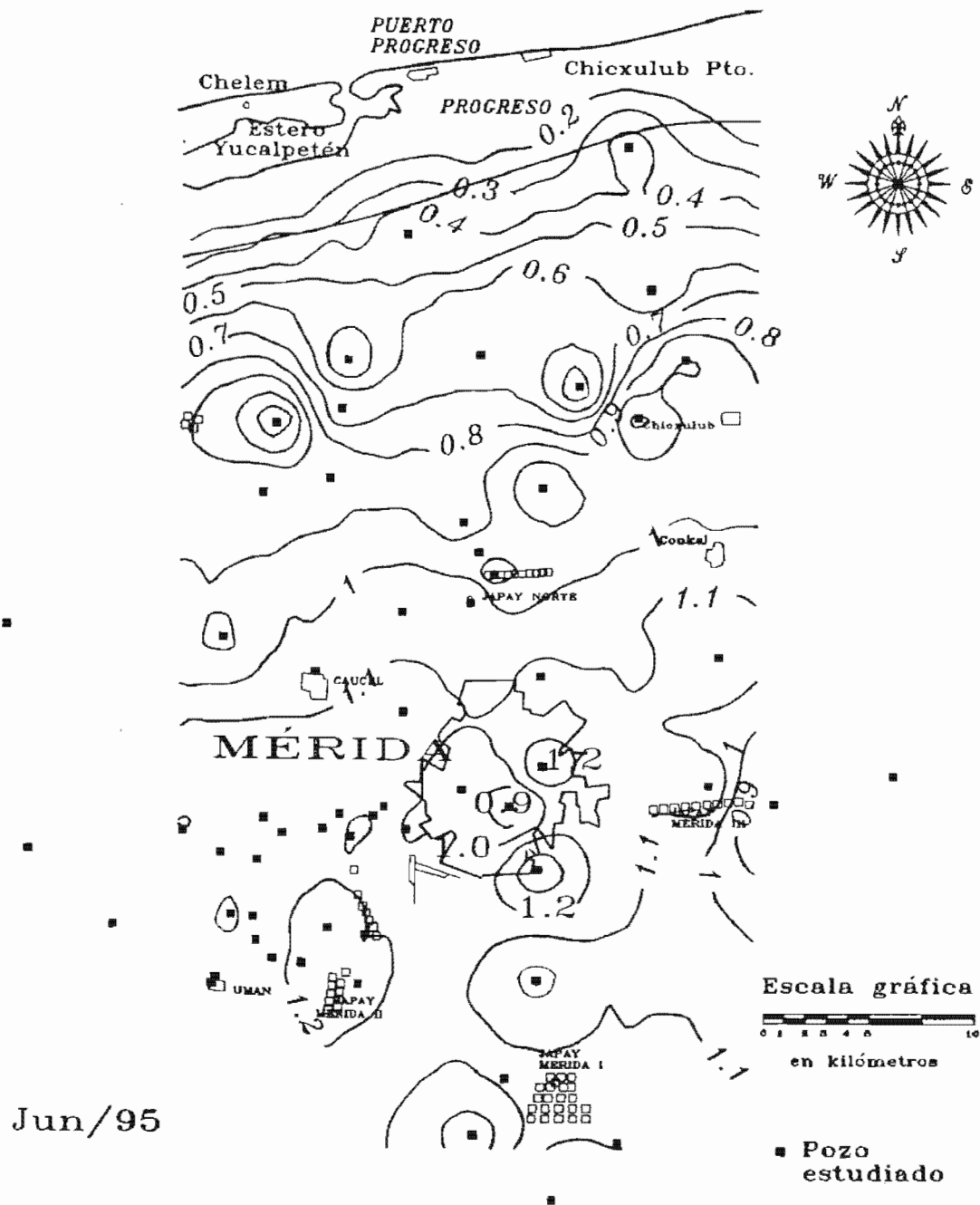


Figura 3.16. Equipotenciales en la zona circundante a la ciudad de Mérida.

En la zona central se presentan bajos gradientes hidráulicos como resultado de las altas conductividades hidráulicas (Escolero et al. 2000); aquí, el karst está más desarrollado, estando presente el cinturón de cenotes que se ha interpretado como frontera de un cráter de impacto de un meteorito (Hildebrand et al. 1998). Los potenciales hidráulicos disminuyen drásticamente a lo largo de la costa, lo que causa un incremento en el gradiente hidráulico; esto se interpreta como respuesta a una franja confinante virtualmente continua que está presente a todo lo largo de la costa del estado de Yucatán, cuyo ancho varía entre 2 y 20 km (Perry et al. 1989). Con excepción de esta franja, al acuífero se le considera libre.

3.8. LA CONTAMINACIÓN DEL SUBSUELO

De la información obtenida en los pozos perforados, se determinó la existencia de un plano de estratificación continuo de varios centímetros de espesor que separa la roca caliza aflorante de la arenisca calcárea del subsuelo. La roca que aflora (de 0.5 a 1 m de espesor) es un caliza muy densa, bien litificada y fuertemente intemperizada cuya porosidad secundaria (fracturas y conductos de disolución) le confiere una alta conductividad hidráulica vertical. El agua pluvial que cae sobre los montículos de basura es libre de escurrir rápidamente por las pendientes de las celdas y acumularse en las calles por tiempos prolongados, desde donde se evapora por completo. En algunas calles donde la superficie aún no se ha impermeabilizado, el agua alcanza la roca aflorante y se introduce rápidamente al subsuelo a través de las fracturas.

El agua infiltrada es interceptada por el plano de estratificación pudiendo desarrollar en él un flujo horizontal cuya dirección está controlada por las pendientes de éste. El agua en esta zona puede acumularse en lugares con pendientes convergentes, de donde percola lentamente a través de los intersticios granulares de la arenisca, donde los contaminantes pueden ser almacenados temporalmente por adsorción o absorción, o bien fluir rápidamente hacia el nivel freático por las fracturas o microfisuras de esta roca.

Dependiendo de la cantidad y del tipo de sólidos suspendidos que son transportados por el agua al plano de estratificación, éste puede impermeabilizarse de manera efectiva, a tal grado que esto puede dar lugar a la formación de un acuífero colgado de pequeñas dimensiones. Este hecho ha sido reportado en la ciudad de Mérida (González, 2001), en donde una industria de aceite comestible, ubicada al oriente de la ciudad, vertía sus aguas residuales industriales en la superficie del terreno, donde el agua permanecía almacenada. Hace algunos años que dicha industria fue reubicada y las lagunas ya no existen. Sin embargo, durante excavaciones con propósitos de construcción en los terrenos donde se vertían las aguas de desecho, se encontró al atravesar la laja, de 80 cm de espesor, un acuífero colgado de 1.2 m de profundidad y cuya extensión cubría el área antigua de inundación. En ese lugar la profundidad al agua subterránea es de 8 metros.

Durante la perforación de los barrenos, en el basurero municipal, se encontró suelo con materia orgánica en el plano de estratificación, lo que indicó que el agua al infiltrarse al subsuelo transporta contaminantes y suelo hacia esta zona. Es posible que este suelo almacene contaminantes temporalmente, y los libere en las épocas de alta recarga.

CAPÍTULO 4

ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

4.1. PRESENCIA DE LIXIVIADO EN EL ACUÍFERO

Las características físico - químicas del agua subterránea para un pozo ubicado aguas abajo del basurero de Mérida, el cual ha sufrido el impacto de los lixiviados del basurero, son las que se presentan en la Tabla 4.1; los datos son los promedios de las concentraciones obtenidas de los análisis de las muestras colectadas tanto en la época de lluvia como durante la época de estiaje. En el Anexo 1 se presentan algunos análisis individuales de las campañas de muestreo realizadas en 2002. En general, el comportamiento de los parámetros estudiados, que se describe en los párrafos que siguen, es similar a los reportados por Santos y Koide (1998) y Araújo (1996) para el basurero de residuos sólidos del Jockey Club en Brasilia, Brasil, cuyas características constructivas son similares a las del basurero municipal de Mérida, Yucatán.

Tabla 4.1. Características físico - químicas del agua subterránea aguas abajo del basurero municipal de Mérida. Resultados promedio en un ciclo hidrológico.

Parámetro	Medición	Unidades
Temperatura	28.30	°C
pH	6.30	
CE	908.00	μS/cm
OD	1.71	mg/L
Eh	367.60	mV
Alcalinidad	437.40	mg/L
Dureza total	346.20	mg/L
Dureza de calcio	237.40	mg/L
Cloruros	109.80	mg/L
Sulfatos	18.00	mg/L
Calcio	95.00	mg/L
Magnesio	26.20	mg/L
Sodio	32.80	mg/L
Potasio	4.40	mg/L
NO ₃	26.00	mg/L
N - NH ₄	0.14	mg/L
NKT	1.15	mg/L
DQO	6.00	mg/L

4.1.1. Comportamiento de los parámetros físicos

Las variaciones en la temperatura del agua subterránea a nivel freático se debieron a las oscilaciones de ésta durante las diferentes épocas del año, ya que corresponden al valor medio anual de las temperaturas atmosféricas del lugar (Figura 4.1).

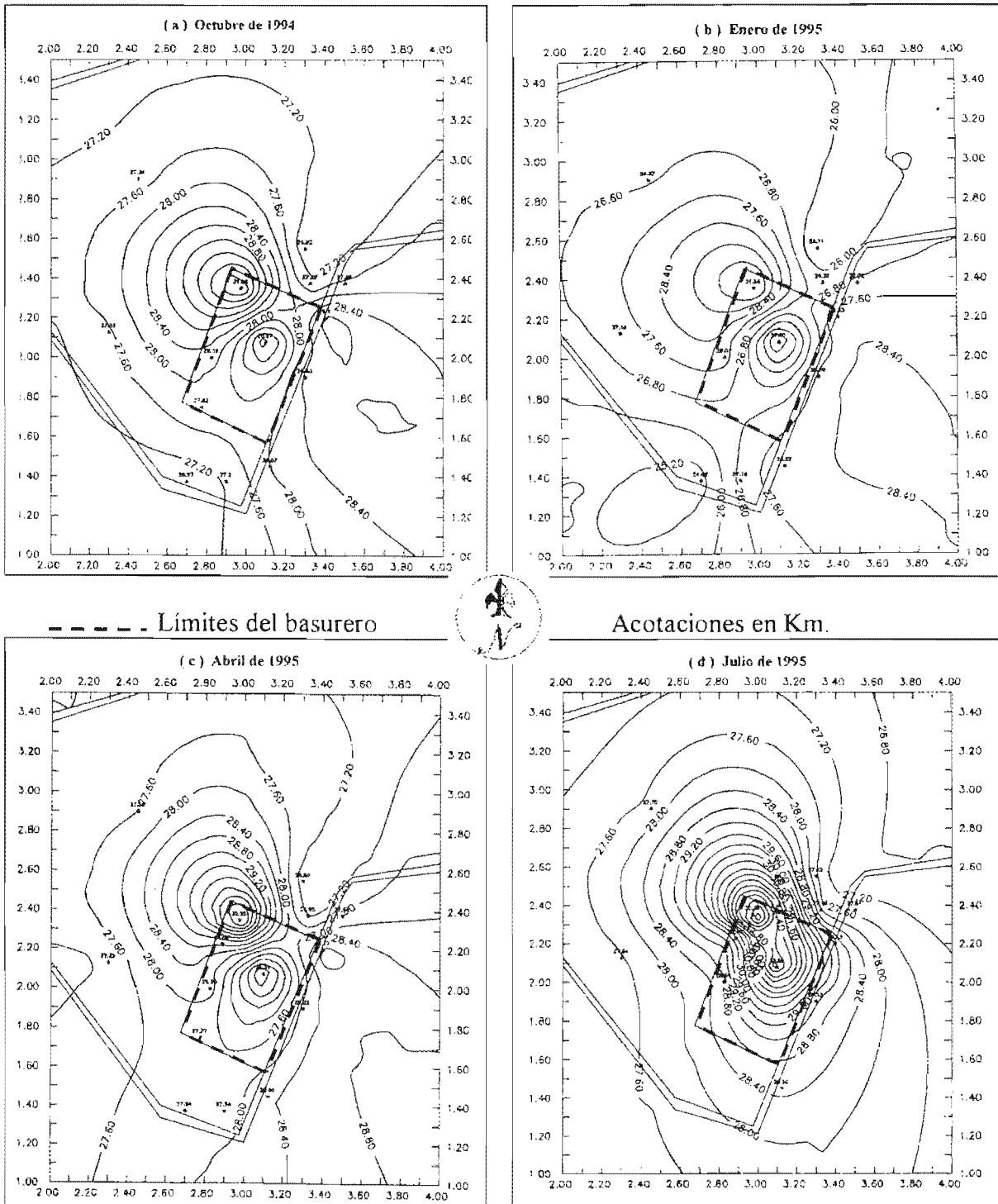


Figura 4.1. Mapa de isovalores de temperatura del agua subterránea a nivel freático [° C].

Este parámetro mostró, durante todo el año, un patrón de comportamiento bastante uniforme; la temperatura más elevada se presentó en el interior del basurero y en aquellos puntos de muestreo que se encuentran cercanos al basurero, mientras que disminuía en aquellos más alejados del mismo (Figura 4.1). Esta tendencia no varió notablemente de un muestreo a otro. En los pozos más cercanos a los montículos de basura, como el N1, UW1 y UW6, los valores de la temperatura siempre superaban los 30 grados centígrados; interpretándose como reacciones exotérmicas provocadas por la contaminación del agua subterránea por medio del lixiviado que proviene del lavado de los desechos y que emana del basurero.

El comportamiento del pH es bastante variable ya que las concentraciones del ión hidrógeno aumentaron en algunos puntos y disminuyeron en otros. Los valores de pH encontrados en el agua subterránea del basurero municipal son menores de 7.00 unidades; es decir, indican un medio ligeramente ácido en casi toda el área estudiada. Sin embargo, el agua subterránea de la noria ubicada dentro del basurero presentó en todos los muestreos valores superiores a 7.00 indicando de este modo un medio alcalino con un valor máximo de 8.20 unidades al inicio de la época de lluvias.

En esa misma época, los valores de pH disminuyeron en casi todos los puntos muestreados; esta disminución se atribuyó a la precipitación pluvial la cual, al introducirse a los montículos de basura, inicialmente está en condiciones oxidantes ya que ha estado en contacto con el oxígeno de la atmósfera; conforme percola, reacciona con la materia orgánica degradable de los desechos y se consume el oxígeno disuelto.

Ahora bien para el caso del basurero municipal de la ciudad de Mérida, el cual no cuenta con material de baja conductividad en su base y está emplazado sobre rocas kársticas, por un lado se espera una migración directa de los lixiviados al agua subterránea a través de los caminos preferenciales formados por los conductos de disolución y cavidades en el sistema rocoso (en la noria puede observarse en la época de lluvias como entra el lixiviado por las cavidades interceptadas por las paredes, descargando directamente al agua subterránea); por otro lado, el sitio de disposición en cuestión es relativamente joven, las operaciones de

acumulación de desechos por celdas se iniciaron en marzo de 1993 y concluyeron en abril de 1998, los datos reportados abarcan incluso el período en el cual el sitio estaba activo. Por lo tanto, es muy probable que no haya habido suficiente oxígeno disponible para que el agua de lluvia, al percolar, consuma toda la materia orgánica reactiva disponible, produciendo un lixiviado con una baja capacidad para reducir las especies oxidantes que encuentre a su paso.

El lixiviado, con un pH básico (pH = 8.45; ver Tabla 3.3), al transportarse hacia el acuífero pierde CO₂ lo que incrementa su pH; al mezclarse con el agua subterránea de la noria, se obtiene como resultado un agua con pH ligeramente básico en presencia de materia orgánica fresca. Pueden observarse desechos acumulados en la superficie freática de la noria por inspección visual.

Cabe hacer notar que el comportamiento del pH en la noria es muy particular; en general, se puede decir que el agua subterránea en el sitio es ligeramente ácida (Figura 4.2). Los valores de pH se deben a la disolución del ácido carbónico que se encuentra en la zona no saturada, el cual proviene de la descomposición de la materia orgánica. Las variaciones de pH en la noria se deben principalmente al aporte de materia orgánica.

Los valores de conductividad eléctrica encontrados en la zona de estudio fueron elevados, principalmente en los puntos de muestreo ubicados en el interior del basurero. Esta tendencia indicó que el nivel freático en el área que ocupa el tiradero municipal es la más afectada por la contaminación (Figura 4.3). Los valores se incrementaron considerablemente en la época de lluvias, debido a la generación de lixiviados los cuales adquieren una mayor cantidad de sales disueltas de los desechos, los que al infiltrarse llegan al agua subterránea. Es importante hacer notar que en aquellos pozos que están ubicados lejos del basurero, los valores de conductividad indicaron una menor influencia de la contaminación generada por el basurero sobre ellos.

Varios de los puntos muestreados sobrepasaron los 0.05 g/l de sólidos totales disueltos (STD).

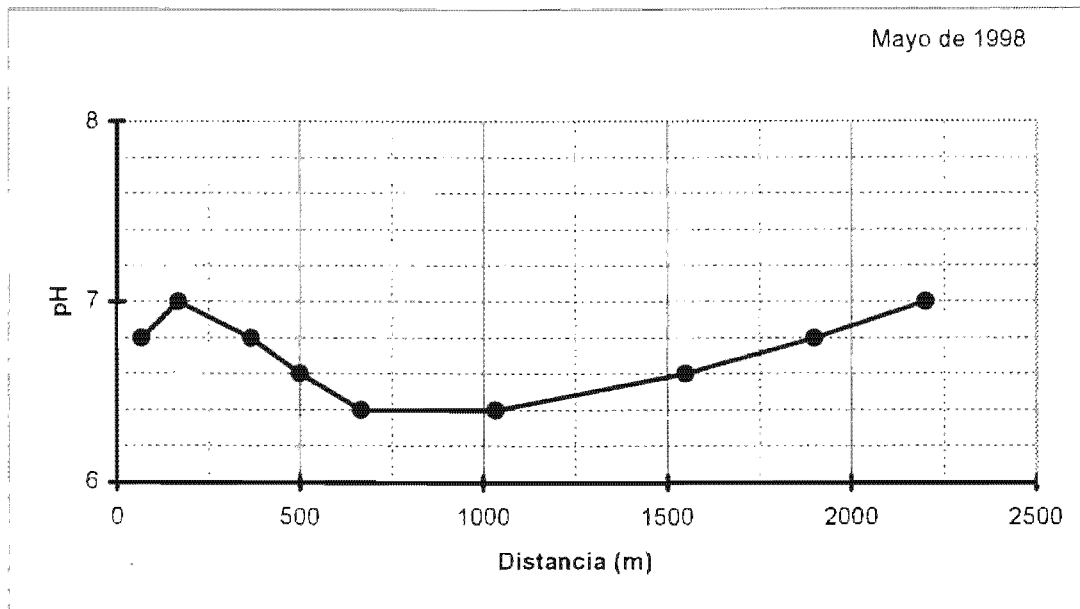


Figura 4.2. Evolución del pH en el agua subterránea del basurero municipal de Mérida, a lo largo del centro de la pluma de contaminación.

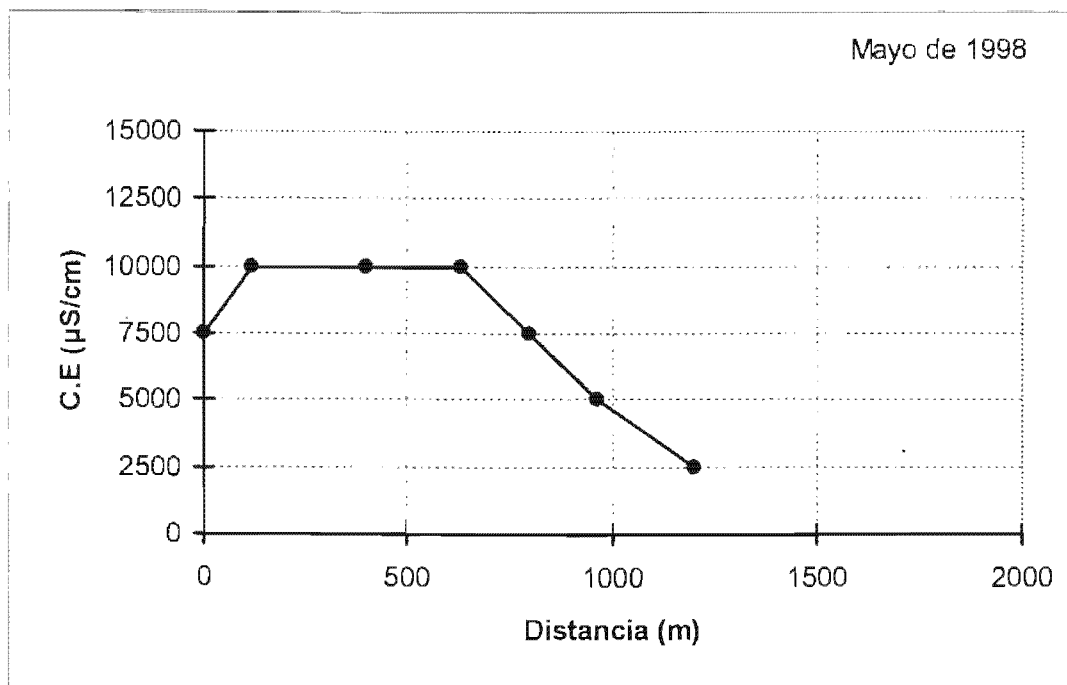


Figura 4.3. Evolución de la conductividad eléctrica en el agua subterránea del basurero municipal de Mérida, a lo largo del centro de la pluma de contaminación.

Las concentraciones aumentaron en la época de lluvias en todos los puntos de muestreo debido a la infiltración del agua de lluvia, la cual al caer sobre los desechos, los lava, adquiriendo una mayor cantidad de material disuelto. Esta agua al llegar al acuífero modifica su concentración debido a un mayor aporte de sales disueltas. La gran cantidad de STD en los pozos situados en el interior del basurero municipal nuevamente pone de manifiesto que es en esta zona donde se está produciendo el mayor aporte de contaminación, siendo estos pozos los más afectados.

En la época de estiaje las concentraciones disminuyeron en todos los puntos de muestreo, a excepción del P6, ubicado cerca del extremo norte del sitio, el cual tuvo una concentración elevada debido a factores locales como la recarga de aguas negras provenientes de las lagunas de oxidación.

Se puede señalar que las concentraciones de oxígeno disuelto disminuyeron en época de estiaje y se incrementaron durante el período de lluvias. En esta época es factible considerar que podría haber ocurrido un incremento en las concentraciones de oxígeno disuelto debido a que el agua de lluvia antes de infiltrarse tiene cantidades elevadas de este gas, y debido a que el tipo de suelo que prevalece en la zona favorece una rápida infiltración, no sufre variaciones importantes en su contenido aportando de este modo una gran cantidad de oxígeno al acuífero. En cuanto a su comportamiento las cantidades más bajas se observaron en el área que comprende el basurero municipal, en tanto que en los pozos que se hallan lejos del mismo las concentraciones tienden a incrementarse. Sin embargo, en algunos casos ocurrió lo contrario por situaciones de contaminación local. La noria localizada en el basurero llegó incluso a valores del orden de 0.0 mg/L de oxígeno disuelto. Este punto de muestreo es uno de los que reciben una mayor cantidad de materia orgánica de los desechos que se tiran en el basurero. Se observa un medio anaerobio causado, supuestamente, por la acción bacteriana que consume el oxígeno presente para degradar la materia orgánica.

En cuanto al Eh, los valores indicaron que el agua subterránea del basurero municipal podría corresponder a un sistema en el que ocurren reacciones de oxidación causadas, probablemente, por los microorganismos que existen en el agua. Esto es posible debido a

que también se tienen valores de pH relativamente bajos; es decir, el agua es ligeramente ácida lo cual favorece la acción de estos microorganismos para llevar a cabo la degradación de la materia orgánica (Langmuir, 1997). Sin embargo, hubo variaciones del potencial redox en algunos pozos que dejaban de ser medios oxidantes para convertirse en medios reductores (Figura 4.4). Se observó un notable incremento durante el período de lluvias. Como ya se ha mencionado anteriormente el agua al infiltrarse al subsuelo no experimenta cambios importantes en sus concentraciones de oxígeno disuelto. Al aportar una mayor cantidad de oxígeno al agua subterránea pueden ocurrir reacciones de oxidación; es decir, se favorece la formación de un medio oxidante.

4.1.2. Comportamiento de los parámetros químicos

La alcalinidad presentó variaciones a lo largo del muestreo. Se observaron concentraciones de hasta 1650 mg/L de CaCO_3 durante la época de estiaje, las cuales disminuyeron a casi 175 mg/L de CaCO_3 durante el período de lluvias. Esta disminución en las concentraciones se atribuyó al fenómeno de recarga del acuífero. Para el muestreo de mayo de 1998, se observaron concentraciones de más de 1,500 mg/L de CaCO_3 en la zona ubicada inmediatamente debajo del sitio disminuyendo nuevamente gradiente abajo a concentraciones de casi 500 mg/L de CaCO_3 (Figura 4.5).

En cuanto al calcio (Ca^{2+}), se puede decir que mostró un comportamiento bastante irregular en sus concentraciones desde el punto de vista temporal. En general, éstas fueron bajas en estiaje y aumentaron en la época de lluvias. Sin embargo, hubo algunos puntos de muestreo en estiaje en donde dichas concentraciones disminuyeron mientras que en otros aumentaron. Esta misma situación se presentó en la época de lluvias a pesar de que en la mayoría de los puntos de muestreo las concentraciones aumentaron. Las concentraciones más elevadas se hallaron en el agua que subyace al basurero. Los pozos cercanos al basurero pero fuera de él, también son afectados por la contaminación que emana del basurero municipal puesto que también experimentaron variaciones en las concentraciones de calcio. En general, todos los pozos sobrepasaron el valor de 75 mg/L (Figura 4.6).

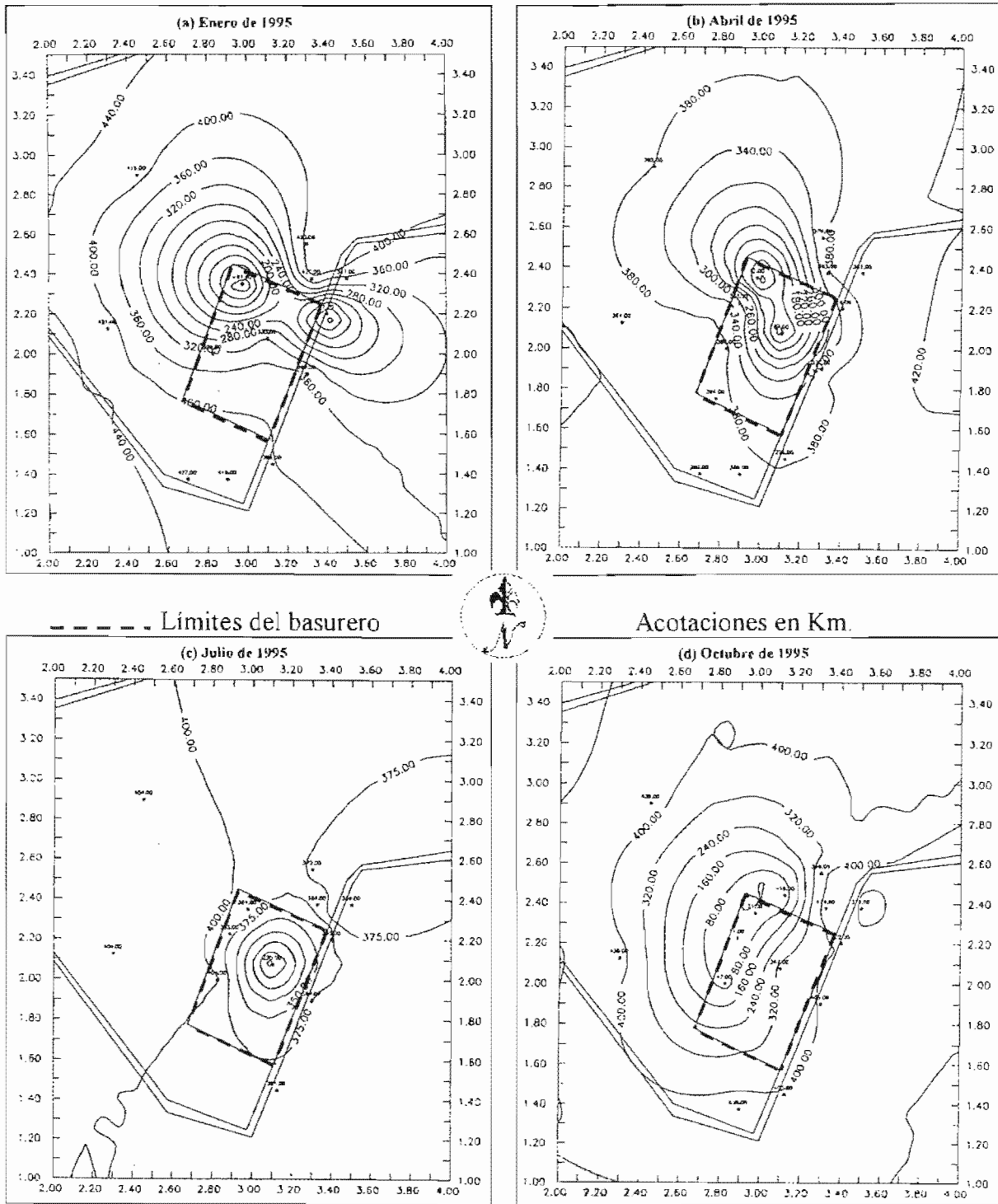


Figura 4.4. Mapa de isovalores de Eh del agua subterránea a nivel freático [mV].

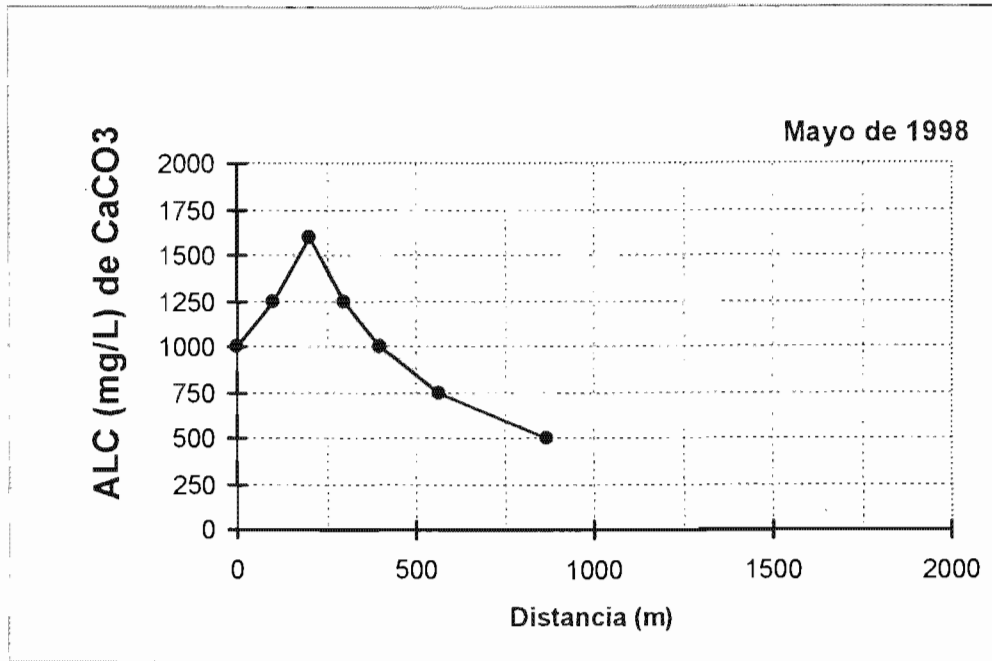


Figura 4.5. Evolución de la alcalinidad en el agua subterránea del basurero municipal de Mérida, a lo largo del centro de la pluma de contaminación [mg/L de CaCO₃].

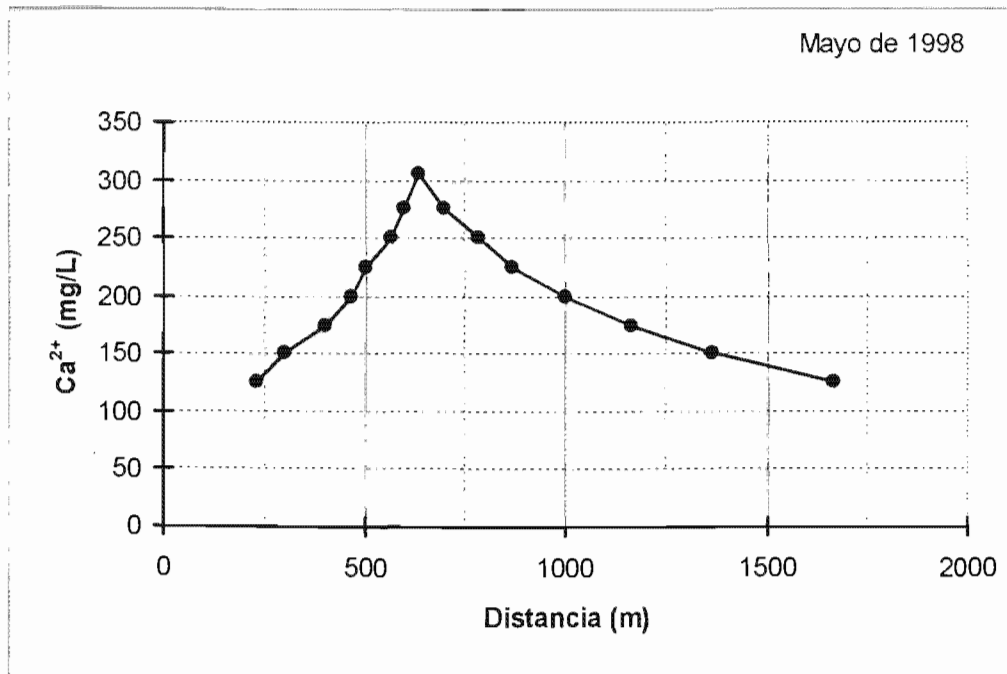


Figura 4.6. Evolución del calcio en el agua subterránea del basurero municipal de Mérida, a lo largo del centro de la pluma de contaminación [mg/L].

Los incrementos observados en la época de lluvias se atribuyen al aporte de este ión contenido en los lixiviados provenientes del lavado de los desechos del basurero. Los pozos que están relativamente lejos del basurero también sufrieron variaciones en sus concentraciones tanto en estiaje como en lluvias.

Las concentraciones del magnesio (Mg^{2+}) presentaron una tendencia al incremento durante la época de estiaje. Durante la época de lluvias las concentraciones de este ión disminuyeron en casi todos los puntos de muestreo, incluso en aquellos ubicados en el interior del basurero municipal; esta disminución en las concentraciones es ocasionada por una dilución del ión magnesio ya que el agua de lluvia al recargar al acuífero produce un efecto de mezcla que hace que estas disminuyan. En cuanto al comportamiento de la contaminación debido al aporte de magnesio se observó que de manera similar al del ión calcio, ésta es más evidente en la zona que subyace al basurero en sí, lo cual queda demostrado por las elevadas concentraciones (Figura 4.7).

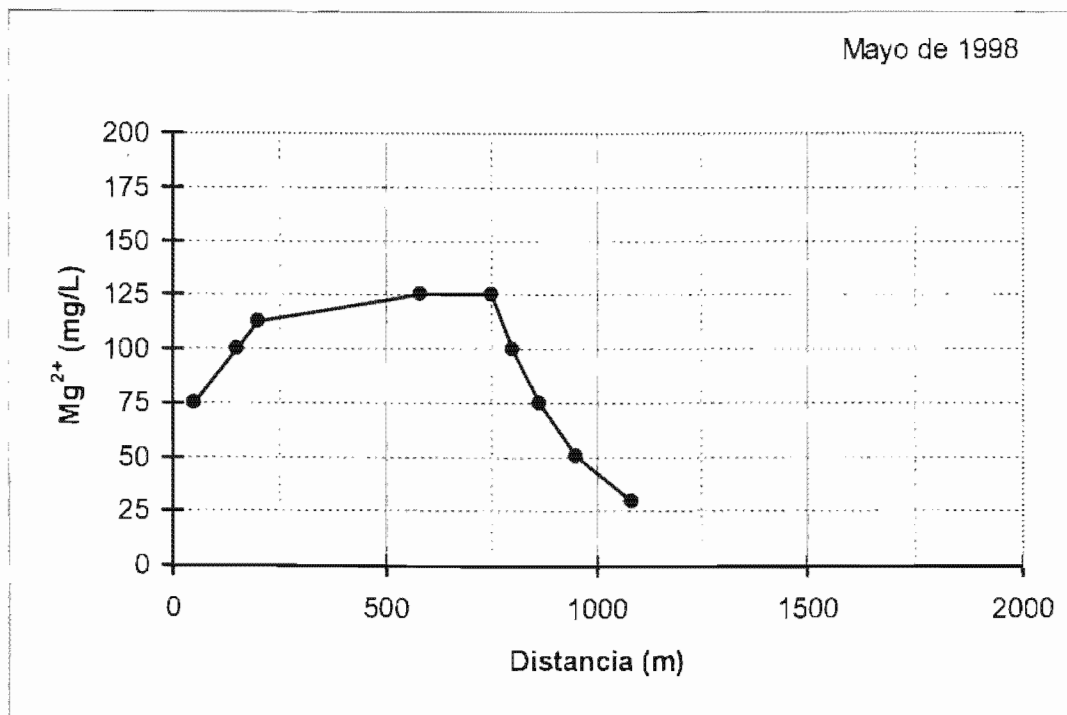


Figura 4.7. Evolución del magnesio en el agua subterránea del basurero municipal de Mérida, a lo largo del centro de la pluma de contaminación [mg/L].

Los puntos de muestreo ubicados sobre la carretera del periférico a la derecha del basurero, también se ven afectados ya que aún para un mismo período (lluvia o estiaje) presentaron variaciones en sus concentraciones, ya sea incrementándose o disminuyendo. En los pozos que se encuentran alejados del basurero, hacia el norte - noroeste, el efecto de la contaminación es muy variable ya que en algunas ocasiones provoca un incremento en sus concentraciones y en otros los disminuye.

El sodio (Na^+) es un elemento que puede provenir de la contaminación por desperdicios (Domenico y Schwartz, 1998). Su comportamiento durante la época de estiaje fue el siguiente: las concentraciones fueron bajas encontrándose éstas dentro del rango para aguas dulces (1-150 mg/L) en los pozos que circundan al basurero. En aquellos que se ubican dentro de éste, las concentraciones fueron elevadas del orden de aproximadamente el doble y a veces del triple del valor máximo de 150 mg/L. Sin embargo, hubo variaciones de un pozo a otro puesto que las concentraciones eran bajas en unos y se incrementaban en otros. El incremento general que se dió en la época de lluvias, fue causado por la precipitación pluvial, la cual al lavar los desechos adquiere una mayor cantidad de sodio de tal modo que provoca un incremento en las concentraciones de este ión en el agua subterránea. La zona que abarca el basurero es la más afectada (Figura 4.8) por los contaminantes que emanan del basurero, pues en la mayoría de los casos, es donde se encontraron las concentraciones más altas de los elementos analizados hasta ahora (Figura 4.9).

El potasio (K^+) presentó un comportamiento bastante similar al de los otros iones. Las concentraciones más bajas se hallaron durante el estiaje. En la época de lluvias las concentraciones de este ión se incrementaron en casi todos los puntos muestreados. Desde el punto de vista espacial, las máximas concentraciones se dieron en el área que subyace al basurero en tanto que en aquellos puntos ubicados en el área que circunda a éste, fueron menores (Figura 4.10).

Las máximas concentraciones en el interior del tiradero municipal fueron dadas por los pozos UW1, UW6 y N1 durante todo el ciclo anual. Sin embargo, los pozos P6 y P1 también reportaron concentraciones elevadas.

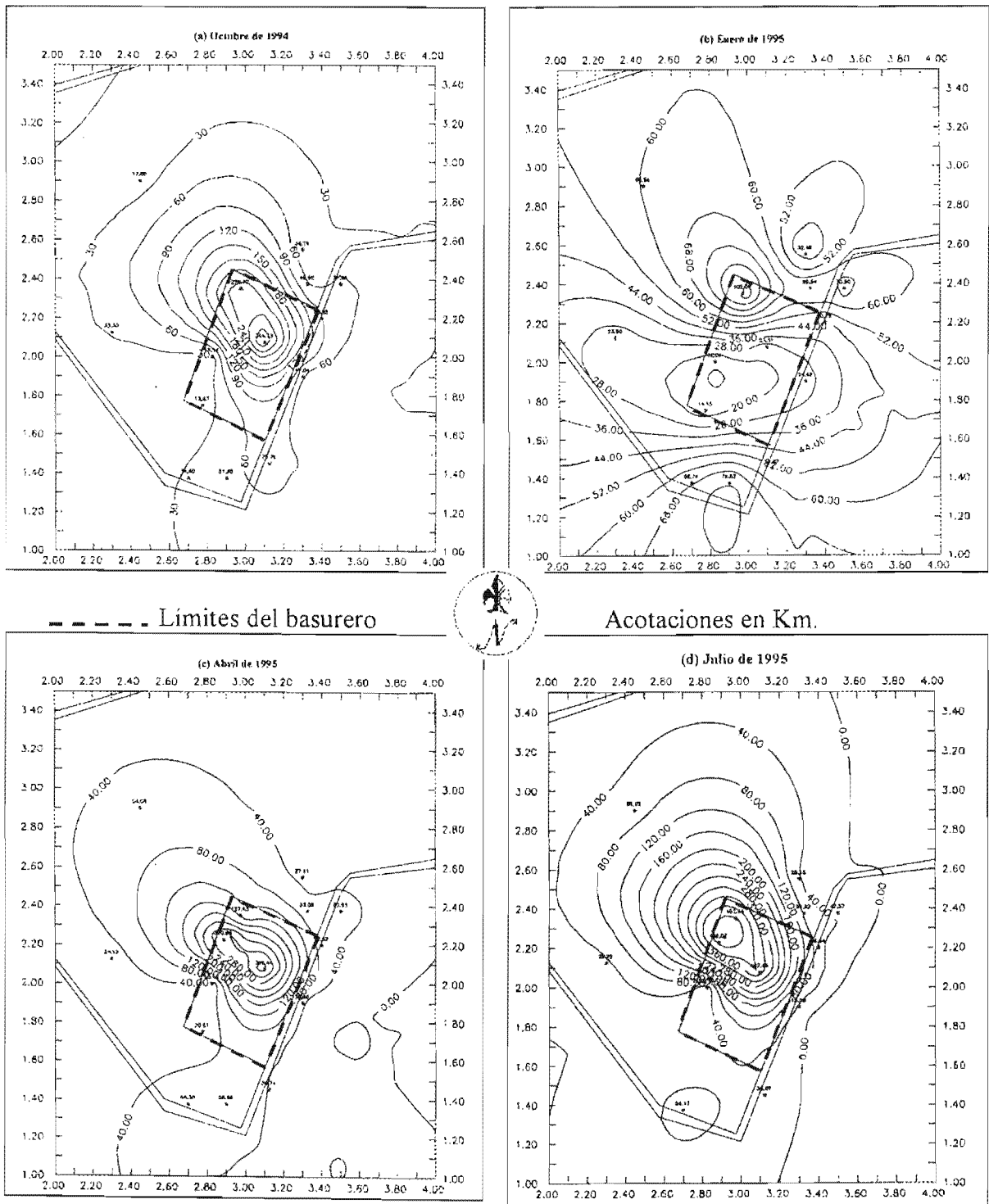


Figura 4.8. Mapa de isoconcentraciones de sodio en el agua subterránea a nivel freático [mg/L].

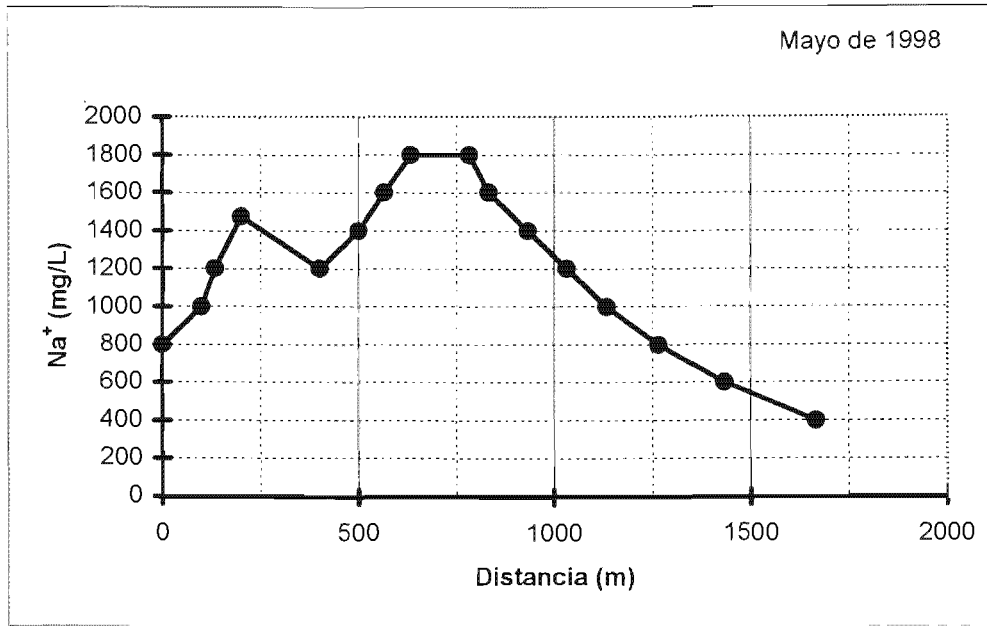


Figura 4.9. Evolución del sodio en el agua subterránea del basurero municipal de Mérida, a lo largo del centro de la pluma de contaminación [mg/L].

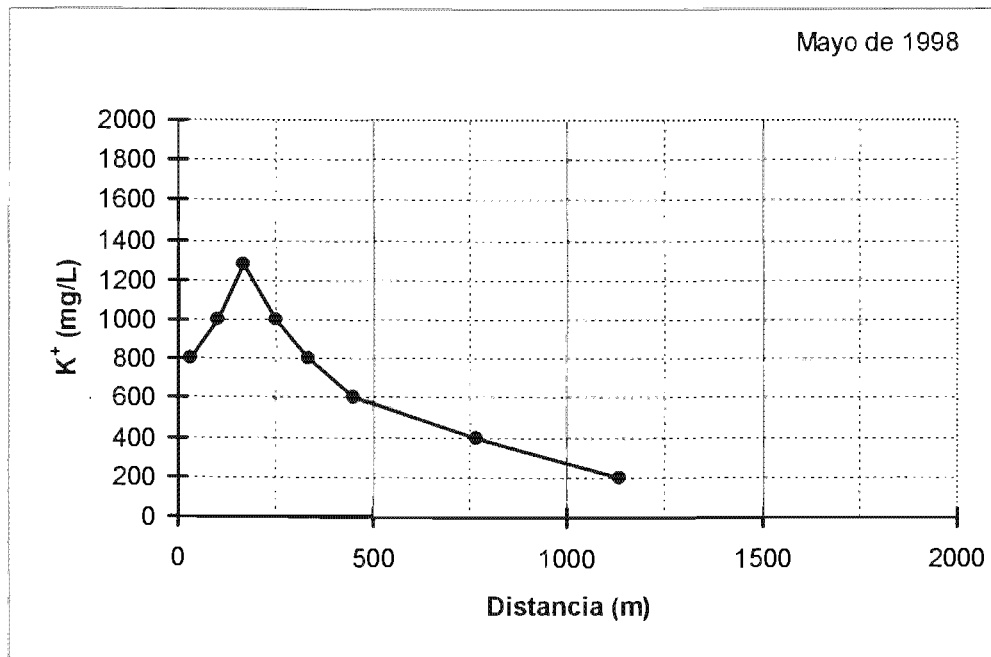


Figura 4.10. Evolución del potasio en el agua subterránea del basurero municipal de Mérida, a lo largo del centro de pluma de contaminación [mg/L].

De nuevo, el incremento observado en la época de lluvias se atribuye al efecto del lavado del terreno producido por la lluvia ya que durante la época de estiaje el potasio es adsorbido por la zona no saturada. Al caer la lluvia arrastra el potasio retenido y al llegar al agua subterránea provoca un incremento en sus concentraciones. Además, hay que tener en cuenta el aporte por los lixiviados del basurero. El agua subterránea del basurero tiene, en general, un elevado contenido de potasio.

El comportamiento de los sulfatos (SO_4^{2-}) fue bastante irregular ya que al igual que para los elementos mencionados anteriormente, sus concentraciones variaron incrementándose en ciertos pozos y disminuyendo en otros. Esta situación prevaleció en todos los muestreos. Sin embargo, los valores observados durante la época de estiaje fueron, en general, bajos, encontrándose dentro del rango establecido para aguas dulces que es de 2 a 150 mg/L. En la época de lluvias las concentraciones de sulfatos se incrementaron de manera considerable (Figura 4.11). Sin embargo, hubo puntos en donde éstas disminuyeron. En cuanto al comportamiento desde el punto de vista espacial, las concentraciones de sulfatos son muy elevadas, hasta más de 5500 mg/L, en los pozos ubicados en el interior del tiradero municipal. La mayoría de los puntos de muestreo que circundan al basurero y los que se hallan sobre el periférico tuvieron valores bajos; en general, las concentraciones se encontraron dentro del rango establecido para aguas dulces, de 400 mg/L (DOF, 1995).

El ión cloruro (Cl^-) presentó un comportamiento bastante irregular desde el punto de vista temporal ya que durante una misma época climática se observaron variaciones en las concentraciones; estas disminuyeron en ciertos puntos y se incrementaron en otros (Figuras 4.12 y 4.13). En general, a nivel freático, las concentraciones de cloruros se encontraron dentro del rango para aguas dulces que es de 10 a 250 mg/L en los pozos que circundan al basurero y en aquellos que están ubicados sobre la carretera del periférico.

Las concentraciones más altas se dan en el área que ocupa el basurero. Los valores encontrados en estos pozos excedieron por un amplio margen el rango establecido para aguas naturales, hasta un máximo de más de 4,500 mg/L. También excedieron el límite permisible para uso y consumo humano, de 250 mg/L (DOF, 1995).

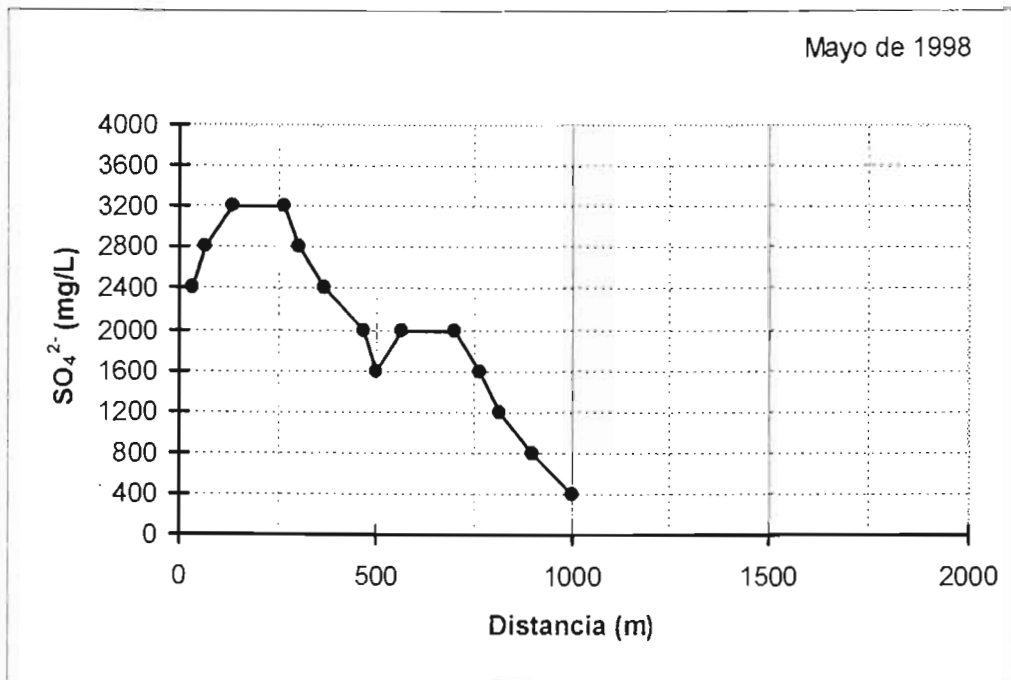


Figura 4.11. Evolución del sulfato en el agua subterránea del basurero municipal de Mérida, a lo largo del centro de la pluma de contaminación [mg/L].

Es decir, que las concentraciones tendieron a disminuir a medida que aumentaba la distancia de los pozos con respecto al basurero. Esto se debe a que el agua contaminada se dispersa en el agua subterránea produciendo un efecto de mezcla que ocasiona una dilución de los contaminantes y por consiguiente una disminución en sus concentraciones. El agua que subyace inmediatamente al basurero municipal está contaminada por cloruros ya que es ahí en donde están depositados los desperdicios domiciliarios que se generan en la ciudad y este ión es aportado principalmente por este tipo de desechos. Además, en el basurero municipal hay un sitio en donde se disponen los desperdicios provenientes de los rastros, los cuales incluyen vísceras, sangre y restos de animales muertos; tanto éstos como las aguas de las fosas sépticas, pueden estar aportando cantidades importantes del ión cloruro.

El ión nitrato (NO_3^-) presente en el agua subterránea se comportó de un modo irregular ya que para una misma época climática, se produjeron disminuciones de concentración en ciertos puntos y un incremento en otros.

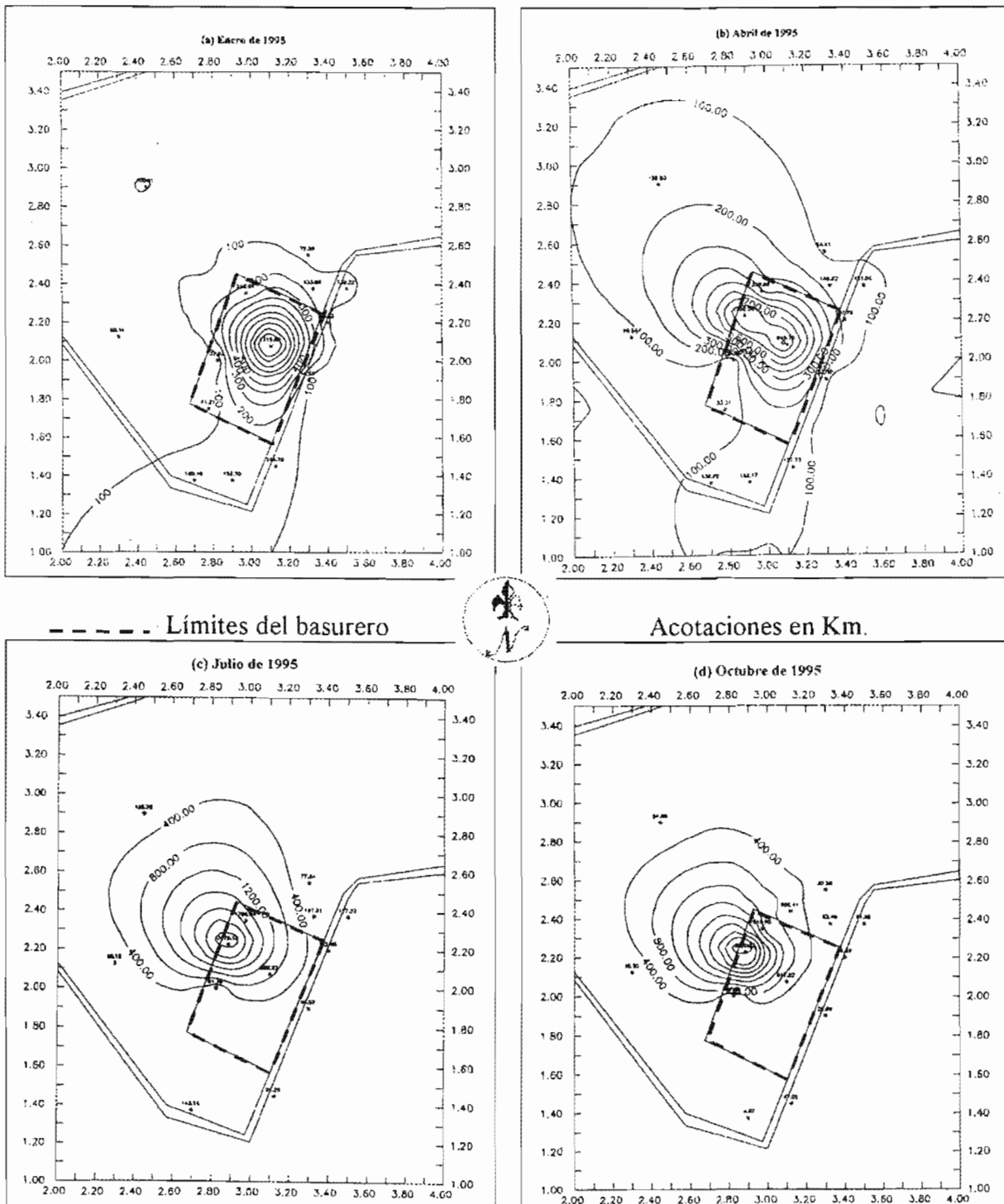


Figura 4.12. Mapa de isoconcentraciones de cloruros en el agua subterránea a nivel freático [mg/L].

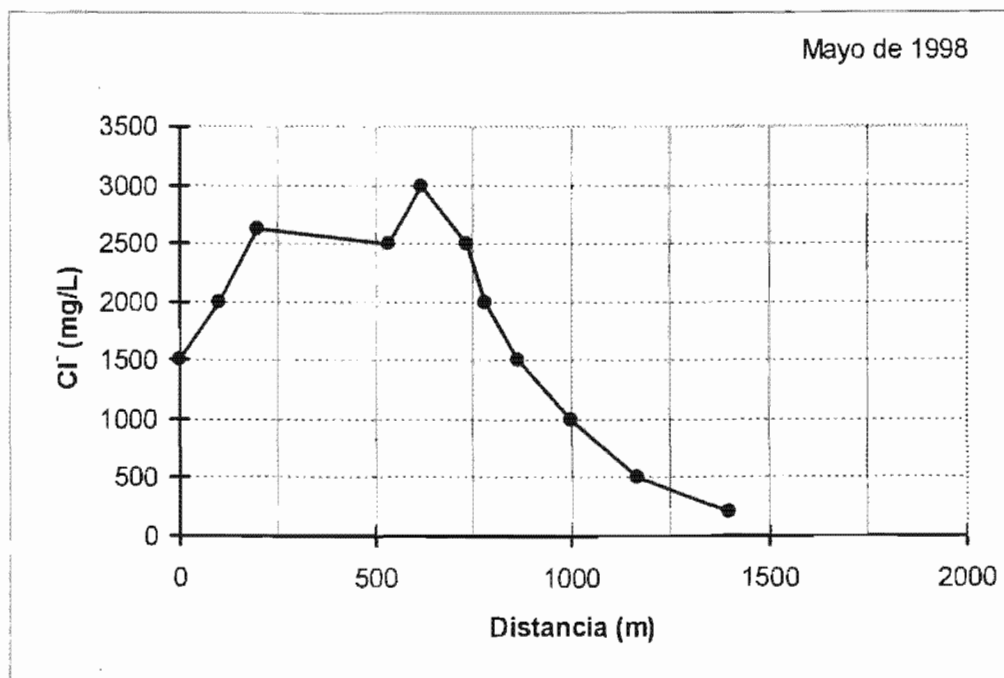


Figura 4.13. Evolución del cloruro en el agua subterránea del basurero municipal de Mérida, a lo largo del centro de la pluma de contaminación [mg/L].

Este mismo comportamiento ha sido observado en otras zonas del acuífero del estado de Yucatán por diferentes fuentes de contaminación (Pacheco et al. 2001; Graniel y Gómez, 1997; Pacheco y Cabrera, 1997). En cuanto a su comportamiento espacial, de nuevo las concentraciones más elevadas se dan en el interior del basurero (Figuras 4.14 y 4.15). A pesar de ello, no siempre fueron los pozos UW1, UW6 y la noria quienes presentaron las máximas concentraciones de manera conjunta como había ocurrido en el análisis de los otros iones. En particular, la noria presentó concentraciones de menos de 8 mg/L en la época de recarga ya que por ser un punto afectado principalmente por materia orgánica se esperaban concentraciones altas. La causa de esta disminución se atribuye a una reducción del ión nitrato a ión nitrito (Pacheco y Cabrera, 1997).

En el acuífero se presentaron reacciones de oxidación de las especies nitrogenadas hasta ión nitrato, el cual es el último estado de oxidación del nitrógeno. Esto concuerda con las cantidades de oxígeno disuelto presentes en el agua subterránea del basurero.

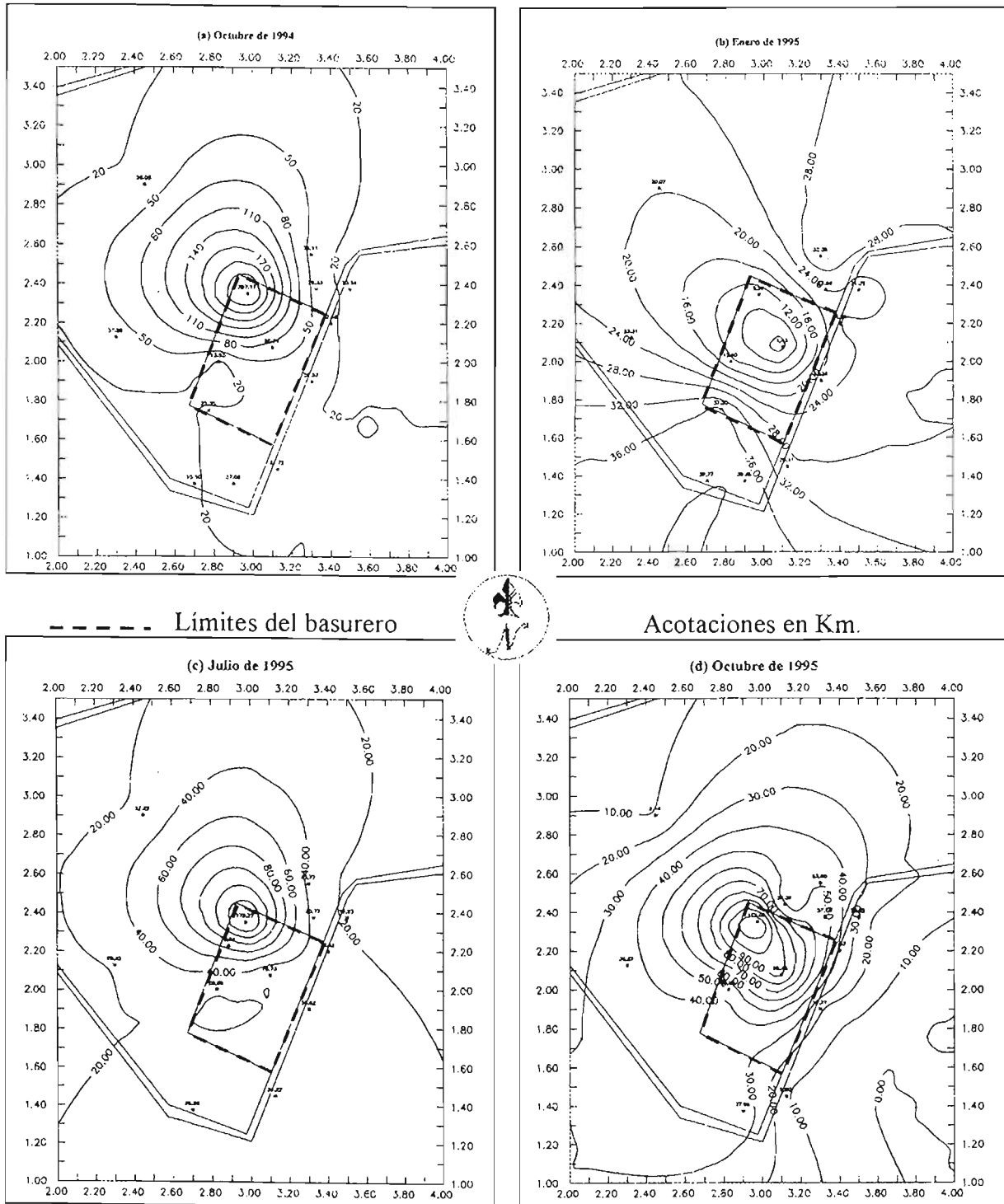


Figura 4.14. Mapa de isoconcentraciones de nitratos en el agua subterránea a nivel freático [mg/L].

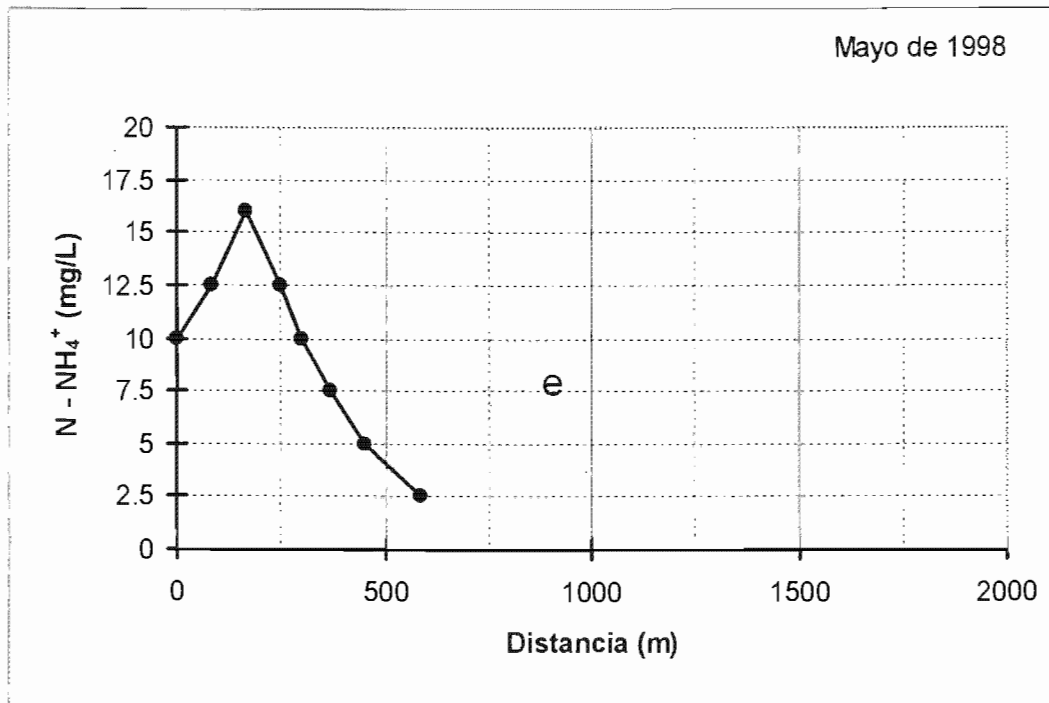


Figura 4.15. Evolución del nitrógeno amoniacal en el agua subterránea del basurero municipal de Mérida, a lo largo del centro de la pluma de contaminación [mg/L].

Es decir, que toda la materia orgánica que entra al sistema es oxidada hasta ión nitrato. En general, el agua que subyace al basurero municipal y sus alrededores no es adecuada para consumo humano puesto que contiene concentraciones de nitratos mayores de 50 mg/L, la concentración máxima recomendada para el agua de consumo (WHO, 2004), y varios de los pozos estudiados excedieron los 45 mg/L de nitratos, el nivel permisible según la Norma Oficial Mexicana (DOF, 1995). Los más afectados son el UW1 y el UW6 cuyas concentraciones son de casi cuatro veces el límite mencionado. En los demás pozos, la mayoría excedió el límite máximo establecido para el agua de consumo.

El comportamiento de la pluma de contaminación observada es similar para todos los iones estudiados; es decir, se desplaza en dirección noroeste la mayor parte del tiempo, a pesar de que ocasionalmente su comportamiento fue muy irregular.

4.1.2.1. Clasificación del agua subterránea del basurero por su contenido iónico

En los pozos que circundan al basurero municipal se encontraron aguas que corresponden al tipo bicarbonatada cálcica que es el tipo de agua que predomina en la región (Perry et al. 2002; Coronado et al. 1997; Frias y Pacheco, 1997). Por el contrario, el agua que se encuentra en los pozos ubicados en el basurero y proximidades fue, en general, del tipo mixta con tendencia a clorurada sódica. Esto confirma una vez más lo establecido por Canul (1996) quien reportó que dichos puntos de muestreo son los más afectados por la contaminación que producen los lixiviados del basurero provenientes de los desechos de origen doméstico ya que se encuentran en sitios en donde éstos les llegan de manera directa (Figura 4.16).

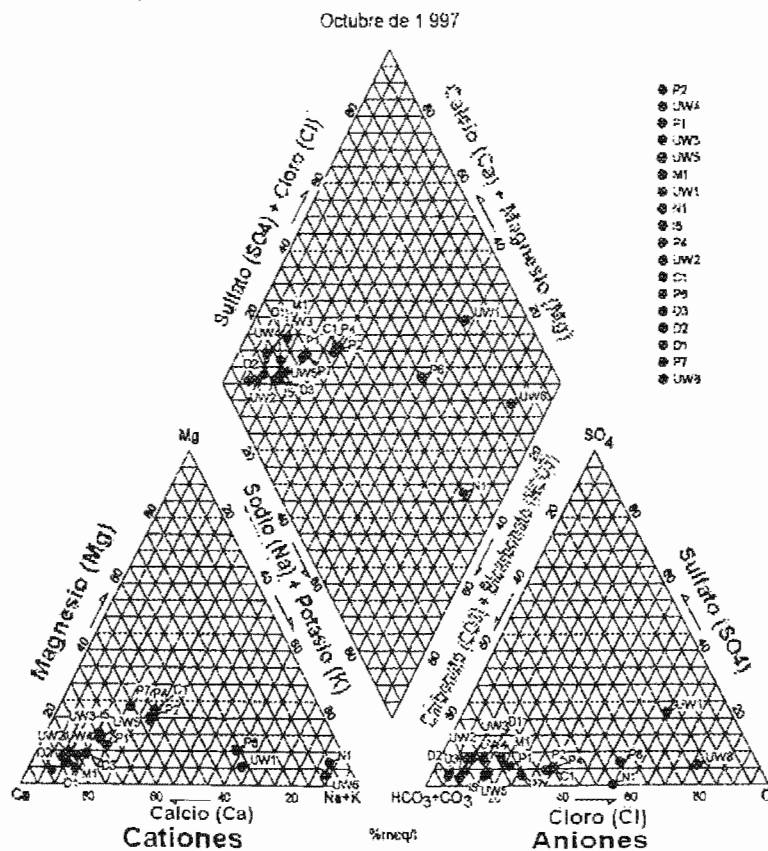


Figura 4.16. Clasificación del agua subterránea en la zona de estudio, según el diagrama de Piper.

Del análisis de estos diagramas se confirma una vez más que los pozos ubicados en, y los próximos al, basurero municipal son los más afectados por la contaminación producida por los desechos que ahí se arrojan, puesto que se observó que tienen las máximas concentraciones de cloruros, el cual es un ión aportado principalmente por los desechos de tipo doméstico.

En el basurero, el diagrama de Wilcox (Figura 4.17) indicó que el agua de los pozos que lo circundan es del tipo C₃S₁; es decir, tiene un alto contenido salino y un bajo contenido en sodio, en tanto que los pozos localizados en el interior del área del basurero son del tipo C₄S₂, y tienen una cantidad de sales disueltas muy alta y con alto contenido de sodio.

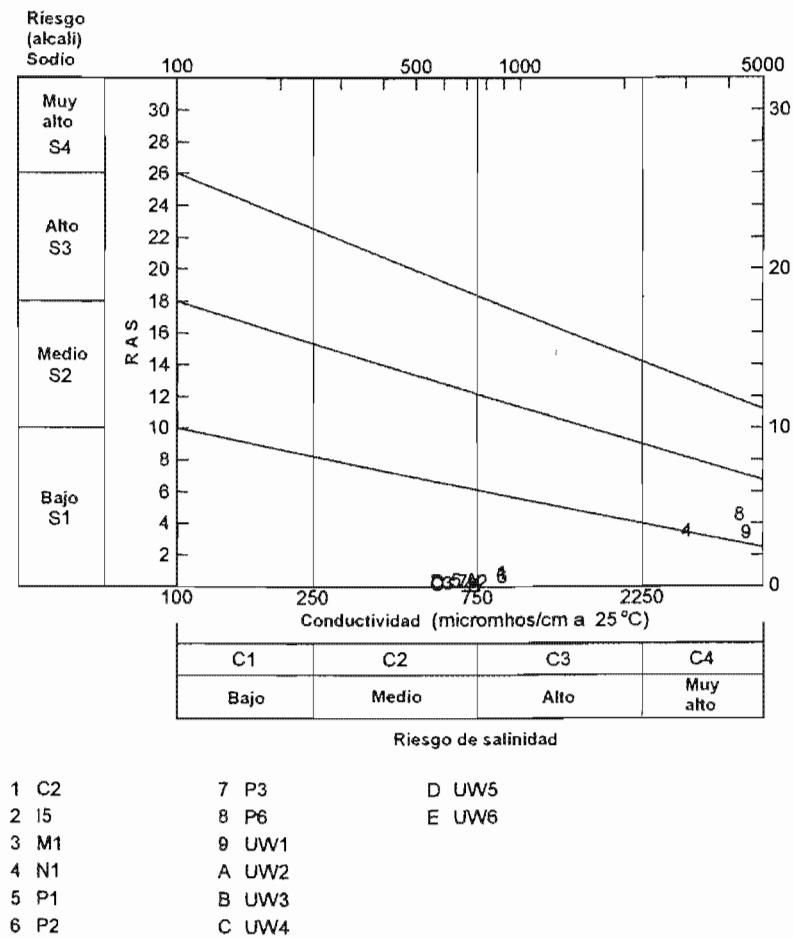


Figura 4.17. Clasificación del agua subterránea, para riego, en la zona de estudio.

La evolución de la contaminación del agua subterránea, con el tiempo, en el pozo UW1, ubicado muy próximo al “cerro de basura” se aprecia en la Figura 4.18 y la Figura 4.19 muestra que el incremento de la relación (Cl/HCO_3^-) es proporcional al de la conductividad eléctrica demostrando la mineralización del agua al convertirse al tipo clorurada con el tiempo; esto es, el agua subterránea está afectada por el lixiviado que se produce en el basurero. La tendencia, en incremento, de la curva indica el avance de la contaminación en dirección N – NW que concuerda con el movimiento natural del flujo del agua subterránea en la zona.

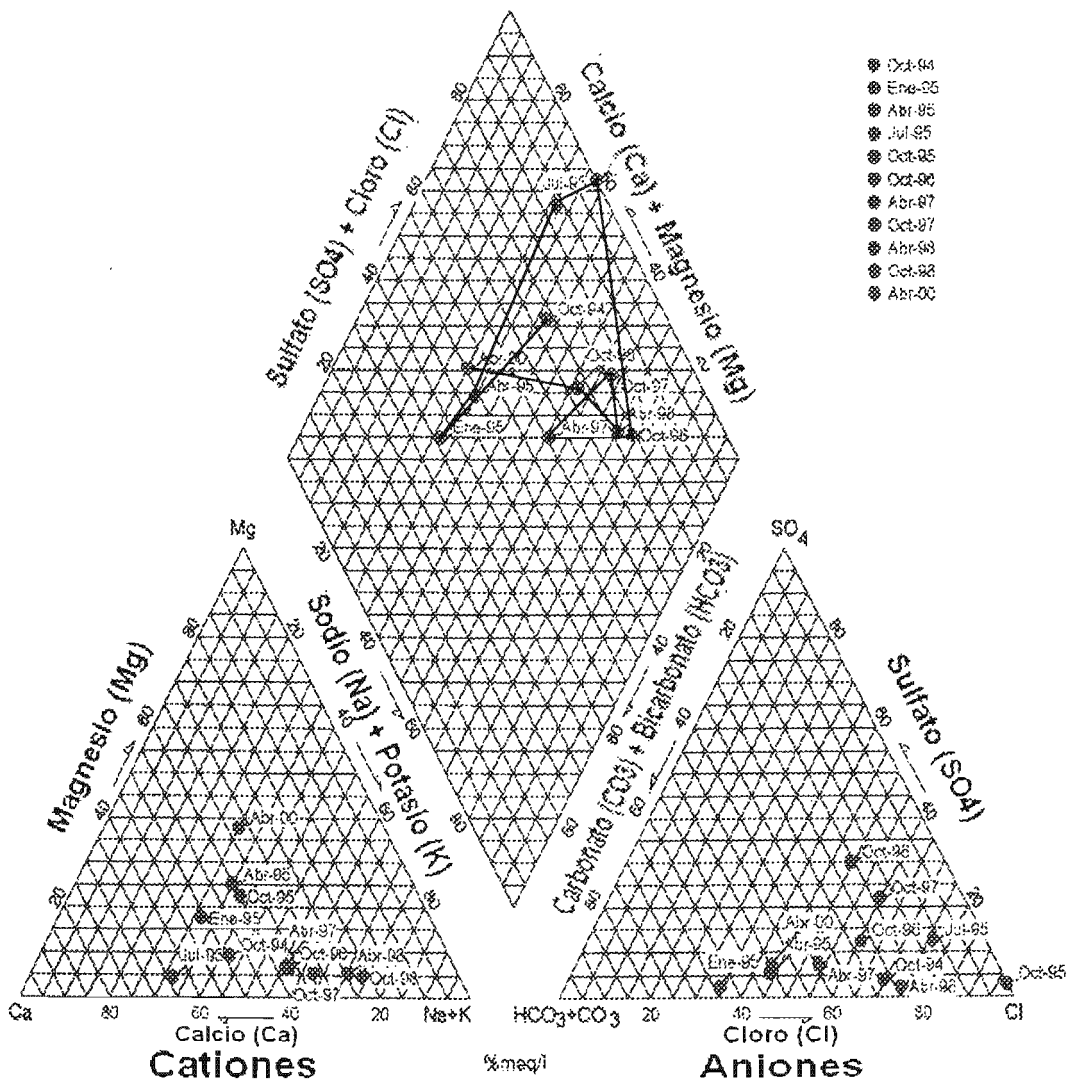


Figura 4.18. Evolución de la calidad del agua subterránea en el pozo UW1.

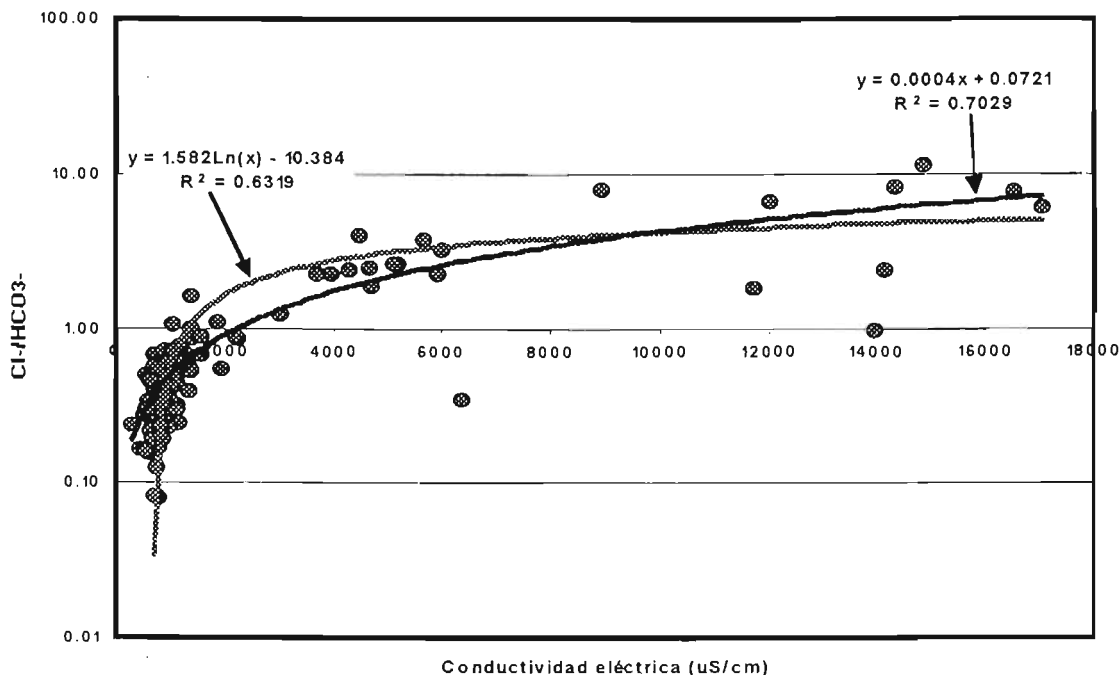


Figura 4.19. Relación del índice $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$ con la conductividad eléctrica del agua subterránea del área de estudio.

4.1.3. Compuestos orgánicos y metales en el agua subterránea

Con base en las mediciones realizadas de los metales se encontró que, con excepción del cinc, la mayoría se reportaron con concentraciones por encima de los límites permisibles para ser considerados como contaminantes en aguas de consumo reportados en el DOF (1995). El hierro se determinó con una concentración de más de 80 mg/L en el pozo UW6 durante la campaña de monitoreo de enero de 1998 (Tabla 4.2).

De los compuestos orgánicos, los ftalatos estuvieron presentes en el pozo P6 en el muestreo llevado a cabo en octubre de 1996 (Tabla 4.3), pero durante la campaña de muestreo de abril de 1997, ya no se detectaron probablemente debido a que ocurrió una descarga puntual de desechos que contienen estos compuestos. También se determinaron hidrocarburos, de los cuales los derivados del petróleo no se detectaron en concentraciones de importancia.

Tabla 4.2. Concentraciones de Cu, Zn, Fe, Pb, Cd y Cr⁶⁺, en el agua subterránea subyacente al basurero municipal de la ciudad de Mérida, Yucatán. Muestreo de enero de 1998. Unidades en mg/L.

Parámetro	Cu	Zn	Fe	Pb	Cd	Cr ⁶⁺
Límite permisible	2	5	0.3	0.025	0.005	0.05
D3	0.094	0.491	13.405	N.D.	0.011	0.208
D1	0.117	1.459	11.780	0.071	0.015	0.219
UW5 (11.5 m)	0.086	0.630	0.705	N.D.	0.004	0.186
UW6	4.192	4.194	81.473	0.756	0.022	1.668
UW1	0.519	0.643	0.906	N.D.	N.D.	0.415
D2	0.130	0.519	1.341	N.D.	0.005	0.146
P6	0.188	0.732	8.834	0.046	0.007	0.242
UW6 – Puerto 1	3.926	0.809	16.170	N.D.	N.D.	0.689
P7	0.192	2.466	1.543	N.D.	0.011	0.226
C2	0.134	0.455	0.529	N.D.	0.012	0.276
P4	0.145	0.643	0.639	N.D.	0.005	0.232
UW5	0.157	0.693	6.749	0.059	0.025	0.232

En la Tabla 4.3, L1 y L2 son muestras de lixiviado, tomadas la primera en el nivel inferior y la segunda en el nivel superior del “cerro de basura”. Las determinaciones reportadas aquí se llevaron a cabo en los laboratorios de la British Geological Survey, en Inglaterra.

4.1.4. Generación de zonas redox por el lixiviado

Los basureros no controlados son fuente de contaminación potencial ya que en él pueden introducirse cualquier tipo de contaminantes. Pueden ser de cualquier tamaño, desde algunas hectáreas hasta cientos de hectáreas que contienen una gran variedad de desechos.

Tabla 4.3. Compuestos orgánicos detectados en el agua subterránea y en los lixiviados de la zona de estudio de Mérida.

Resultados del muestreo en Mérida																	
Tipo	Compuesto (µg/l)	No de Ident.	C1	D	L1	L2	M1	N	P1	P2	P6	P3	UW3	UW4			
	Carbono Orgánico Total (COT)		0.19	3.96	1478	2495		90.9	2.47	0.97	2.45	3.46	19.5	2.65			
Hidrocarburos	Xileno							3.4						3.4			
	C4 alquil benceno	108-88-3				33											
	C5 alquil ciclo hexano					25											
	Alcanos (TR 17-22 min)											95		8			
	Alcanos (TR 27 min)	629-59-4										95					
	Alcanos (TR >30 min)			170	105	630		1500	490	9200	700		600				
	Escualeno			2.2					4.1								
Ácidos carboxílicos	Ácido carboxílico (TR 9.55 min)					3.6											
	Ácido carboxílico ramificado C8					10											
	Ácido carboxílico C8	124-07-2				1.8											
	Ácido carboxílico C9	112-05-0				3.2											
	Ácido Palmítico	57-10-3			3			50					50				
	Ácido Oleico	112-80-1				37		170	9.2				41				
Esteres, cetonas, éteres y aldehídos	Dioxolano						3.3										6.6
	Ácido etanoico S-metil éster	1534-08-3					21										
	Trimeil ciclohexanona				14												
	1(1H-pirrol-2-yl)etanona	1072-83-9			6.5												
	Nonanol	124-19-2				2.5		23									
	Etoxietano					1.8											
	Decanona	693-54-9			12												
	Ácido propiónico 2-metil, 1-(1,1 dimetiletil)	74381-40-1			8.5	2.9	12					95					
	-2 metil 1,2 propanediol éster																
Alcoholes y fenoles	Metil fenol				6.7												35
	Derivado de ciclohexanol				47												
Otros hetero compuestos	Isotiocianatoetno											205					
	Triol octano	111-88-6						2									
	Cloroanilina										12400						
	Azufre S8	7704-34-9					1010	135				170					
Plastificadores	Dioctil adipato			75													
	Ftalatos						41			120	2210			0.8			
	Dinonil ftalato						6.3				2610						
	Dioctil ftalato												80				
Esteroides	Coprostanona												25				
	Colesterol	57-88-5					15	65									
	Colestanol	80-97-7						40									
	Derivado de colestanol				21												
Clorosolventes	Tetracloroetene	127-18-4											0.3				
Hidrocarburos	Benzo(b)fluoranteno	205-99-2				26	15										
Poliaromáticos (ng/l)	Benzo(k)fluoranteno	207-08-9				6.5	4.1										
	Benzo(a)pireno	68041-22-5				21	8.9										
	Benzo(ghi)perileno	191-24-2				30	23										
	Fluoranteno	206-44-0				99	41	3.8	3.8	2.7		3	2.8	2.1			
	Indeno(1,2,3-cd)pireno					6.7	4.7										
	TR = Tiempo de retención.																

La mayoría de los basureros urbanos no cuentan con cubierta en la base y en algunos casos los desechos se depositan ya sea cerca o en contacto con el nivel freático. Una característica común de los basureros urbanos es que contienen grandes cantidades de materia orgánica degradable; la presencia de esta masa de material orgánico concentrado en un área relativamente pequeña produce un ambiente geoquímico localizado que influye en la migración de los contaminantes a partir del sitio de disposición.

En el relleno sanitario de Borden en Ontario, Canadá, donde se colectaron muestras discretas a profundidad, se encontró que la oxigenación de la pluma no era aparente a distancias de hasta 600 metros gradiente abajo del relleno sanitario (Nicholson et al. 1983). Se supuso que la ocurrencia comúnmente reportada de los potenciales redox oxidantes gradiente abajo de los rellenos sanitarios se puede deber parcialmente al uso de pozos de monitoreo ranurados en la sección de la pluma de contaminación y al agua no contaminada encima de la pluma. La mezcla resultante de estos dos tipos de agua durante el muestreo puede crear una aparente condición oxidante.

La Figura 4.20 muestra los ambientes geoquímicos importantes asociados con un basurero. Gradiente arriba del basurero, el acuífero somero está en condiciones oxidantes dada la presencia del oxígeno disuelto que ocurre de manera natural en el agua subterránea. El hierro y manganeso en estado sólido, estables, se encuentran como óxidos e hidróxidos de Fe(III) y Mn(IV). Debido a que estos minerales no son muy solubles bajo condiciones oxidantes a valores de pH normales del agua subterránea (entre 6.0 y 8.5), las concentraciones disueltas de hierro y manganeso son por lo general menores de 0.1 mg/L en el medio ambiente natural. La presencia de un basurero interfiere con el equilibrio geoquímico establecido entre las concentraciones disueltas y la composición sólido/fase-gaseosa. La precipitación pluvial que se introduce a las celdas de basura, al principio es oxidante dado que ha estado en contacto con el oxígeno del aire en la atmósfera. Como se ha mencionado, conforme la solución percola a través de las celdas de basura, reacciona con la materia orgánica degradable, y hay consumo de oxígeno disuelto de acuerdo a la siguiente reacción:



En esta reacción el carbohidrato (CH_2O) representa todos los diferentes tipos potenciales de materia orgánica en el sitio de disposición.

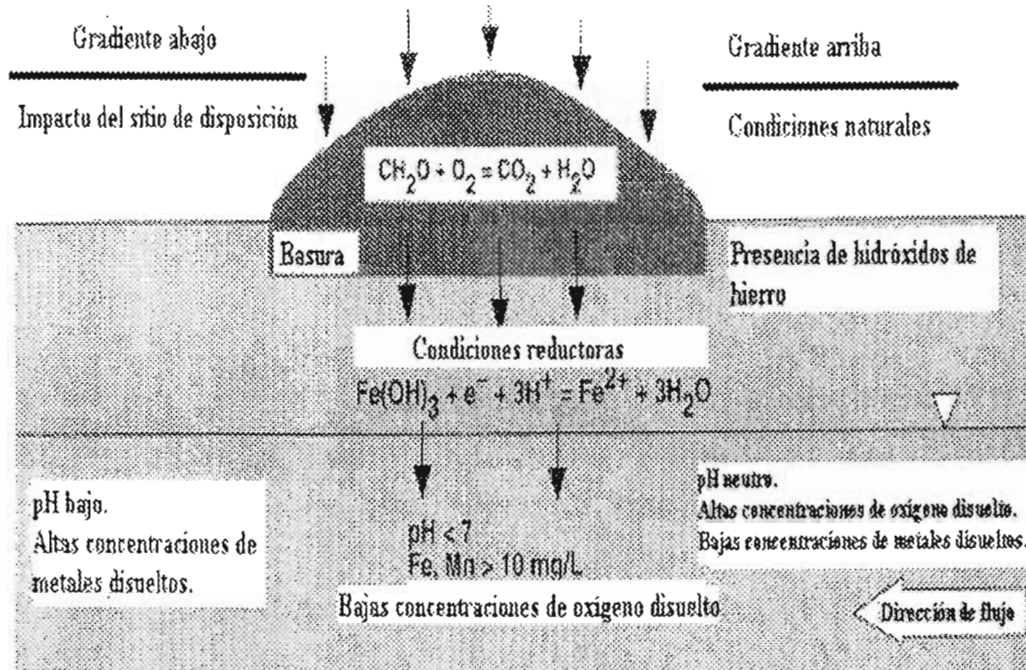
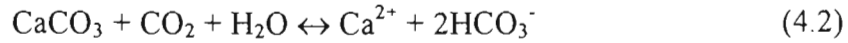


Figura 4.20. Ambientes geoquímicos asociados con un sitio de disposición de desechos.

Otros compuestos orgánicos pueden utilizar más o menos oxígeno, pero el resultado final será la oxidación a una forma inorgánica del carbón, representado en la ecuación anterior como dióxido de carbono (CO_2) (Deutsch, 1997). Esta reacción muestra el consumo de materia orgánica y el de oxígeno disuelto para producir CO_2 .

En el caso de un basurero reciente, no habrá suficiente oxígeno disponible para que el agua que percola consuma toda la materia orgánica disponible para la reacción. Así la concentración de oxígeno disuelto disminuirá los niveles, produciendo un lixiviado con un potencial redox bajo y una baja capacidad para reducir las especies oxidantes que encuentre.

La producción de CO_2 por la oxidación de la materia orgánica también disminuye el pH del agua subterránea ya que las altas concentraciones de CO_2 incrementan la cantidad de ácido carbónico en solución, creando una solución más ácida. Al existir una fuente de CO_2 habrá disolución de calcita, mientras que la liberación de CO_2 causará precipitación de éste mineral; lo anterior se resume en la siguiente ecuación:



Los resultados de esta reacción son visibles en las cuevas que se forman en los medios carbonatados. El transporte hacia abajo de CO_2 puede incrementar el tamaño de fisuras, dando como resultado la formación de cavidades. La liberación de CO_2 del agua que penetra una cavidad, posterior a la disolución de calcita, conduce a la precipitación de la misma y a la formación de estalactitas y estalagmitas.

La Figura 4.21 muestra el efecto del basurero municipal de la ciudad de Mérida en el Eh del agua subterránea. Gradiente arriba, las condiciones son oxidantes ($\text{Eh} = +400 \text{ mV}$) con un pH neutro. Inmediatamente gradiente abajo, el Eh disminuye y el pH disminuye a 6.2. Conforme el agua subterránea afectada por el lixiviado se mezcla con el agua dulce de la recarga y el agua subterránea no contaminada que se encuentra gradiente abajo del basurero, el pH y el Eh se incrementan lentamente.

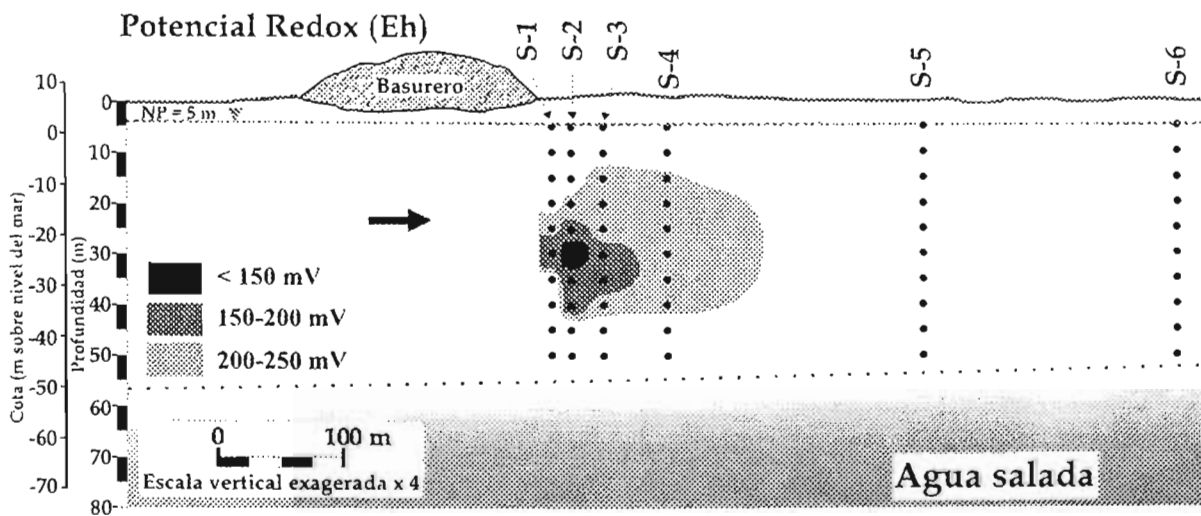


Figura 4.21. Perfiles de isovalores de Eh [mV]. Monitoreo de octubre de 2000.

Se espera que cuando el lixiviado entre en contacto con minerales de manganeso e hidróxidos de hierro en el subsuelo, éstos se disolverán dado que son más solubles en un ambiente reductor que en el medio ambiente natural oxidante. Debido a que el Mn(IV) se reduce a mayores valores de Eh que el Fe(III) , los minerales oxidados de manganeso se

disolverán antes que los minerales de hierro conforme se desarrollen condiciones reductoras debajo del sitio de disposición. Al producirse condiciones de Eh bajas (< 50 mV), tanto los minerales de manganeso como los de óxido e hidróxido de hierro se disuelven notablemente; esto da como resultado concentraciones elevadas de manganeso y hierro disuelto debajo y gradiente abajo del sitio de disposición.

La Figura 4.22 muestra las concentraciones de hierro disuelto en los pozos de monitoreo adyacentes al basurero municipal de la ciudad de Mérida. En comparación con los efectos del pH y el Eh de este basurero en el agua subterránea, las concentraciones de los metales disueltos regresan a los niveles de fondo a una distancia menor gradiente abajo del basurero. Esto puede deberse a que el Eh en el ambiente subterráneo no tiene que retornar a sus valores de fondo para crear una condición en la cual el manganeso y el hierro son relativamente insolubles.

La concentración de Fe(III) en los pozos S1, S2 y S3 se encuentra por encima del límite de detección del método analítico (0.01 mg/L) y es en el pozo S4 donde disminuye por debajo de este límite; el Fe (II) se encuentra principalmente en los primeros 25 metros del extremo del sitio (pozo S2). En el pozo S3 se observó un solo punto de muestreo (a 25 metros de profundidad) con presencia de Fe(II) por encima del límite de detección mencionado. A partir del pozo S4 no se detecta hierro en concentraciones por encima de 0.01 mg/L.

En la pluma de Fe(II) se puede observar: (i) un incremento en la concentración en el pozo S2 con valores por arriba de 0.75 mg/L y (ii) una clara atenuación en el pozo S3. El incremento en la concentración de Fe(II) se debe a las bajas concentraciones de oxígeno disuelto (Figura 4.23) ya que en ausencia de oxígeno y a los pH medidos en el agua subterránea (6.5 – 6.8), el Fe(II) alcanza su mayor grado de estabilidad.

El ambiente reductor creado por el sitio de disposición también afecta a las concentraciones de las especies del nitrógeno y del azufre en el agua subterránea. La especie redox estable del nitrógeno bajo condiciones oxidantes es el nitrato (NO_3^-) en la cual está presente el nitrógeno como N(V).

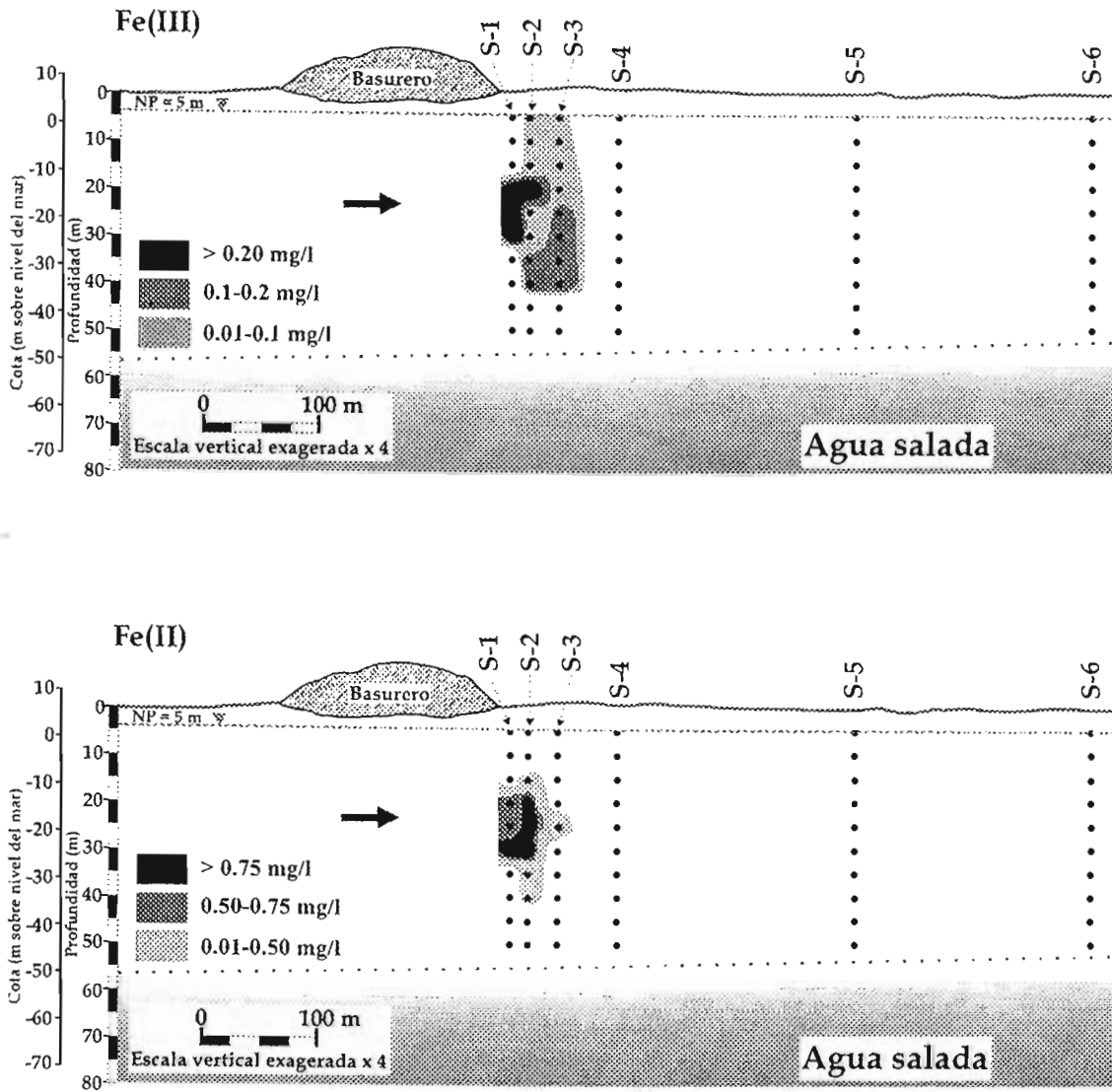


Figura 4.22. Perfiles de isoconcentración de Fe^{3+} y Fe^{2+} [mg/l]. Monitoreo de octubre de 2000.

Después de haberse reducido tanto el oxígeno disponible como el Mn(IV) en las reacciones de oxidación – reducción con la materia orgánica del sitio de disposición de desechos, el N(V) en el NO_3^- se reduce a NO_2^- [N(III)], N_2 [N(0)] y, finalmente, NH_4^+ [N(-III)].

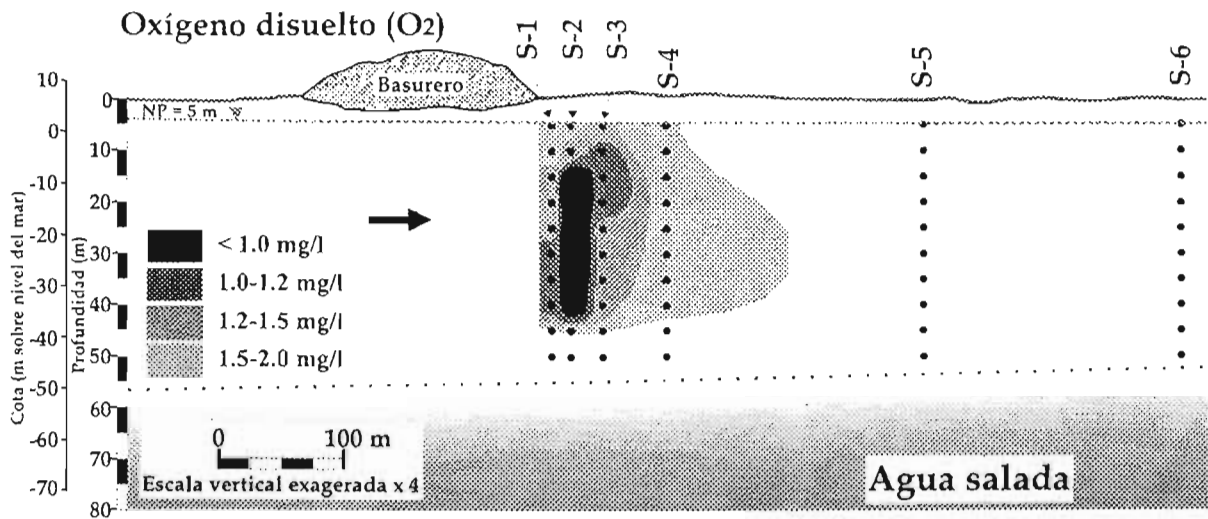


Figura 4.23. Perfiles de isoconcentración de oxígeno disuelto [mg/L]. Monitoreo de octubre de 2000.

En los pozos S1 y S2 (Figura 4.24) predomina el nitrógeno en su forma reducida (NH_4^+) y el nitrógeno Kjeldahl (NKT), en contraposición a las bajas concentraciones de NO_3^- en el agua subterránea. Los valores de NH_4^+ como de NKT en el pozo S3 (ubicado a 50 metros del basurero) sufren una disminución severa, al mismo tiempo que el NO_3^- aumenta por encima de 10 – 20 mg/L, situación que se mantiene, en general, hasta los últimos puntos de control situados a 500 metros de distancia aproximadamente. A partir del pozo S4 (a 100 metros de distancia) desaparece el amonio (NH_4^+) del medio. Se observa que la presencia de NH_4^+ y NO_3^- siguen patrones de distribución opuestos, debido a que el NO_3^- no es una forma presente en un sistema reductor, como el que se genera en el entorno más inmediato del basurero municipal de Mérida. Sólo cuando se pasa de condiciones reducidas a oxidantes el amonio se oxida a NO_3^- . La presencia de NH_4^+ y NO_3^- conjuntamente en el pozo S3, indicaron que en éste se sigue produciendo oxidación de NH_4^+ aunque en etapas finales, ya que la concentración remanente de NH_4^+ es inferior a 10 mg/L.

De manera similar al nitrógeno, pero bajo condiciones reductoras aún mayores, el sulfato $\{\text{SO}_4^{2-} [\text{S(VI)}]\}$ puede reducirse a sulfuro $\{\text{S}_2^{2-} [\text{S(-II)}]\}$.

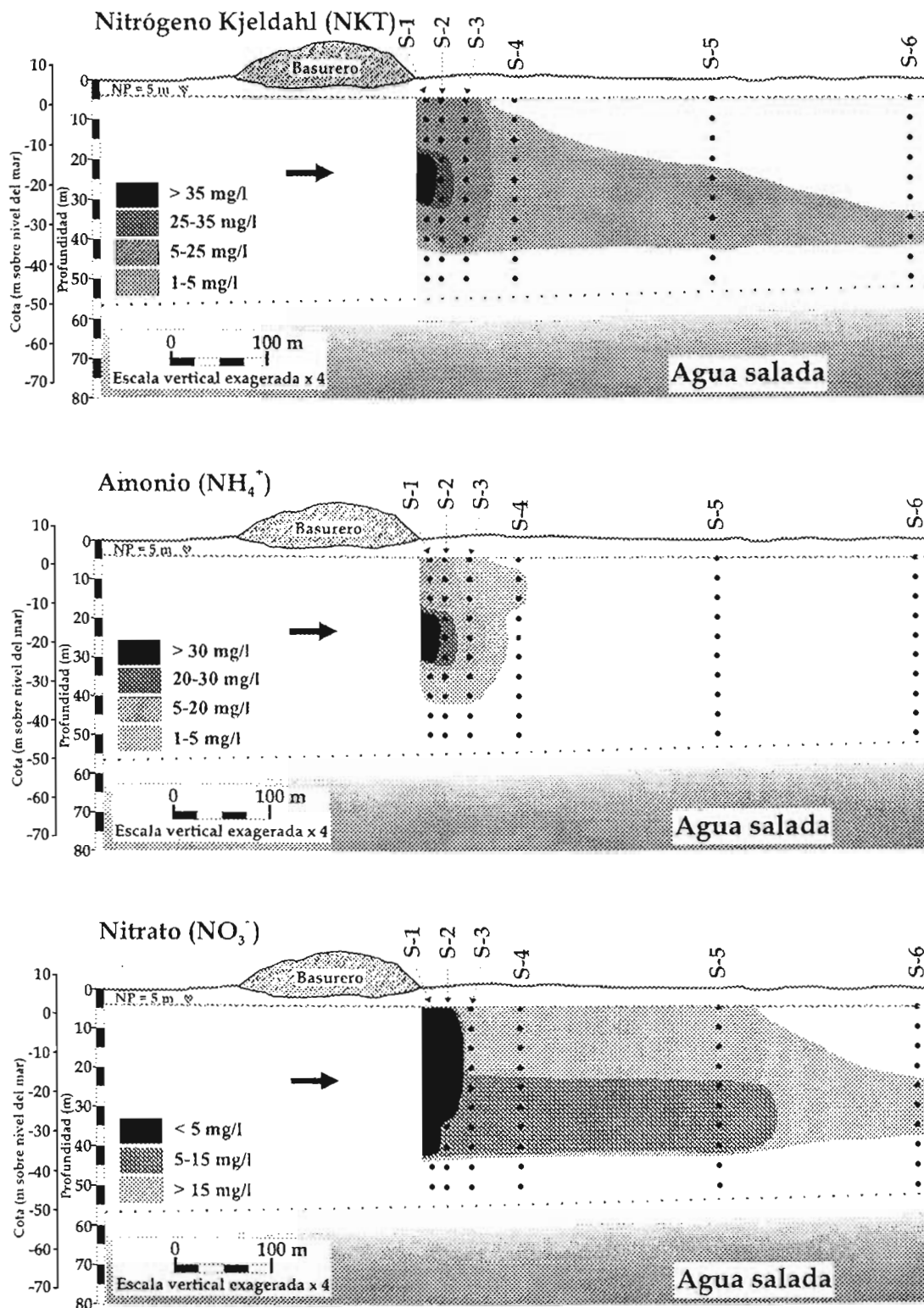


Figura 4.24. Perfiles de isoconcentración de NKT, NH₄⁺ y NO₃⁻ [mg/L]. Monitoreo de octubre de 2000.

La reducción de sulfato a sulfuro requiere, por lo general, de la presencia de bacterias reductoras de sulfatos para facilitar el proceso. Aunque no se pudo analizar la concentración de sulfuro en el agua, otros criterios como el olor de la muestra y la cantidad de sulfato (Figura 4.25) son indicadores del estado en el que se encuentra el azufre en el medio. Así, durante el muestreo de los pozos S1 y S2, se percibió olor de ácido sulfhídrico (H_2S), al levantar la tapa de la obra de protección, lo que es indicativo de la presencia de S^{2-} y HS^- y, por lo tanto, de una zona reductora de la pluma redox.

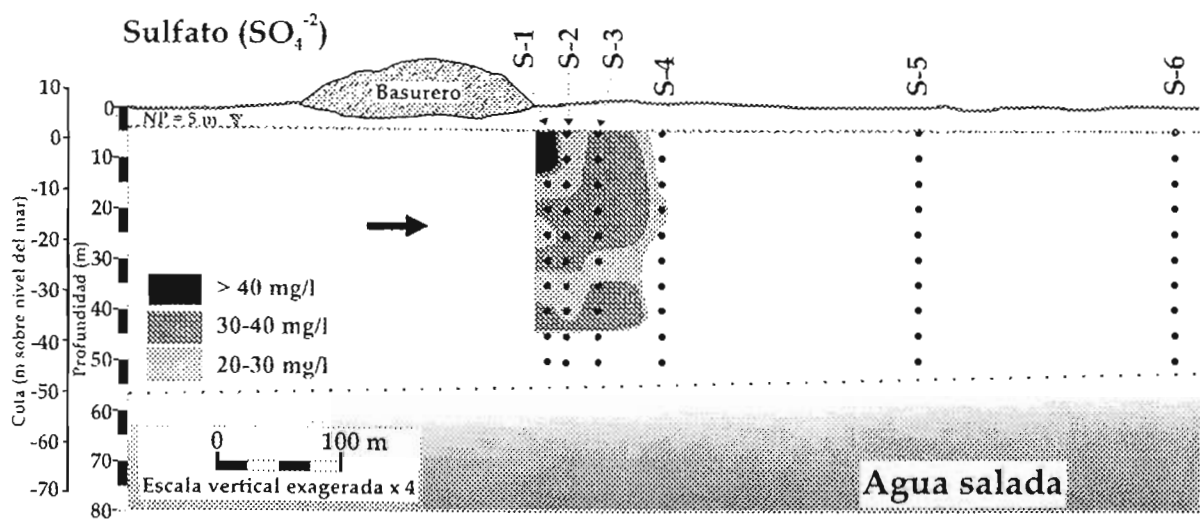


Figura 4.25. Perfiles de isoconcentración de SO_4^{2-} [mg/L]. Monitoreo de octubre de 2000.

Este estado se mantiene hasta el pozo S2 (a 25 metros del extremo de las celdas de basura) ya que en el pozo S3, situado a 50 metros, (i) no se percibía el olor a ácido sulfhídrico en las muestras, (ii) la concentración de NO_3^- era superior a 5 mg/L, lo que indica un medio oxidante, incompatible con la presencia de S^{2-} y HS^- y (iii) a partir del pozo S2 se incrementa el contenido de oxígeno disuelto en el agua subterránea (ver Figura 4.23).

El azufre en ambas formas reducidas (S^{2-} y HS^-), pueden haberse atenuado por oxidación a sulfatos y precipitación de sulfuros metálicos. La oxidación de sulfuro a sulfato se puede constatar en el incremento en la concentración de sulfatos (Figura 4.25), desde valores de casi 20 mg/L en el pozo S1, hasta un predominio de valores por encima de 30 mg/L en el

pozo S3; sin embargo, este proceso debe estar atenuado por los bajos contenidos de oxígeno disuelto en el agua subterránea (1 – 1.5 mg/L). El proceso de precipitación de sulfuros metálicos está soportado por la similitud en la distribución entre el Fe^{2+} y la presencia de ácido sulfhídrico en el agua subterránea.

La atenuación de Fe(II) a partir del pozo S2 no es debida a la precipitación de sulfuros metálicos, ya que estos se atenuaron entre los pozos S1 y S2. La explicación debe encontrarse en dos procesos principales: (1) oxidación de Fe(II) a Fe(III) y (2) precipitación de minerales de Fe(II); ya que las reacciones de superficie no son procesos principales como mecanismos de atenuación del Fe(II), en comparación con los procesos de precipitación – disolución y redox, según lo expresado por Christensen et al. (2000).

El Fe(III) no es una especie usual en aguas naturales a los pH encontrados en la zona de estudio (6.5 – 6.8). Sin embargo, se pueden encontrar como fase móvil formando complejos orgánicos a pH de ese orden (Langmuir, 1997).

Es posible observar altas concentraciones de carbono orgánico disuelto (Figura 4.26) coincidiendo con la presencia de Fe(III) (Figura 4.22); las mayores concentraciones de Fe(III) en los pozos S2 y S3, localizadas en las muestras colectadas a partir de los 30 metros de profundidad, siguen el mismo patrón que el carbono orgánico disuelto, lo que lleva a pensar en procesos de complejación de hierro por materia orgánica.

La descomposición de materia orgánica en el basurero también produce metano por la siguiente reacción de fermentación:



En esta reacción los átomos de carbono en el estado de valencia cero [C(0)] en CH_2O han sido reducidos a C(-IV) en CH_4 y oxidados a C(IV) en CO_2 . Esta reacción se lleva a cabo bajo condiciones muy reducidas donde no están disponibles otros electrones aceptores tales como el oxígeno, Fe(III), y N(V).

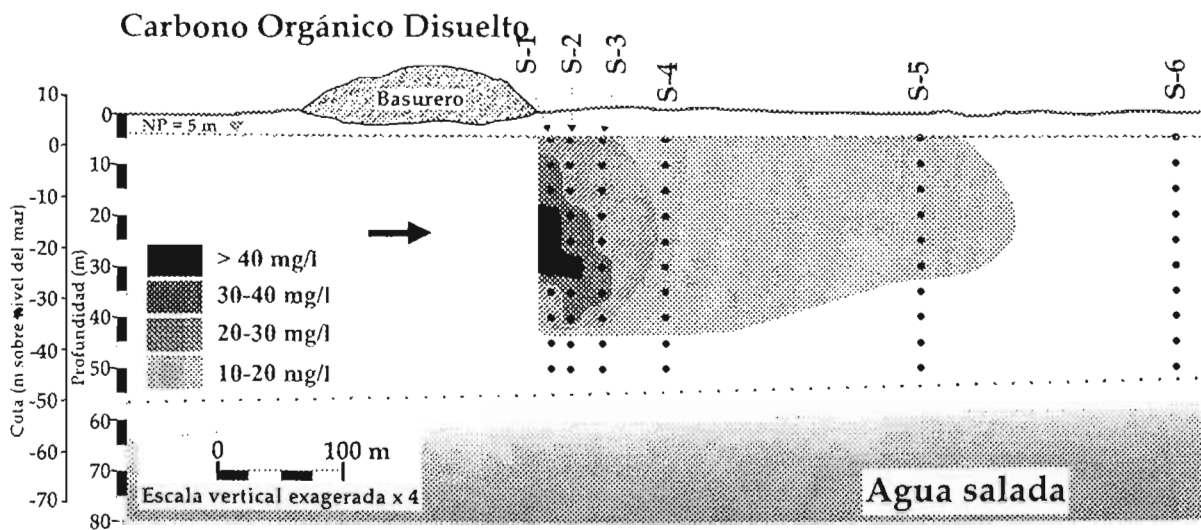


Figura 4.26. Perfiles de isoconcentración de carbono orgánico disuelto [mg/L]. Monitoreo de octubre de 2000.

También se requiere de la presencia de bacterias metanogénicas. Además, la reacción de fermentación de metano también produce CO_2 , el cual disminuye el pH e incrementa la concentración de carbono inorgánico disuelto del lixiviado (Grossman et al. 2002).

La Figura 4.27 muestra la posible ocurrencia de las especies redox – sensibles dominantes en el agua subterránea de un sitio de disposición de desechos (Deutsch, 1997). La distribución se correlaciona con las zonas redox de menor a mayor potencial redox. El menor Eh producido por el sitio de disposición de desechos se presentará en el subsuelo muy cerca de él y puede caracterizarse por la presencia de gas metano. Las altas concentraciones de metano y dióxido de carbono en el agua subterránea pueden hacer que el gas presente en la zona no saturada y la fase de vapor se transporten a grandes distancias del sitio de disposición.

Bajo condiciones ligeramente menos reductoras, en presencia de azufre y bacterias reductoras de azufre, el S(-II) será la especie de azufre redox – sensible dominante. Dependiendo del pH, S(-II) se distribuirá entre las especies de $\text{H}_2\text{S}(\text{gas})$, $\text{H}_2\text{S}(\text{aq})$, HS^- , y S^{2-} . En esta zona se pueden formar minerales metálicos de sulfuro, particularmente FeS y FeS_2 .

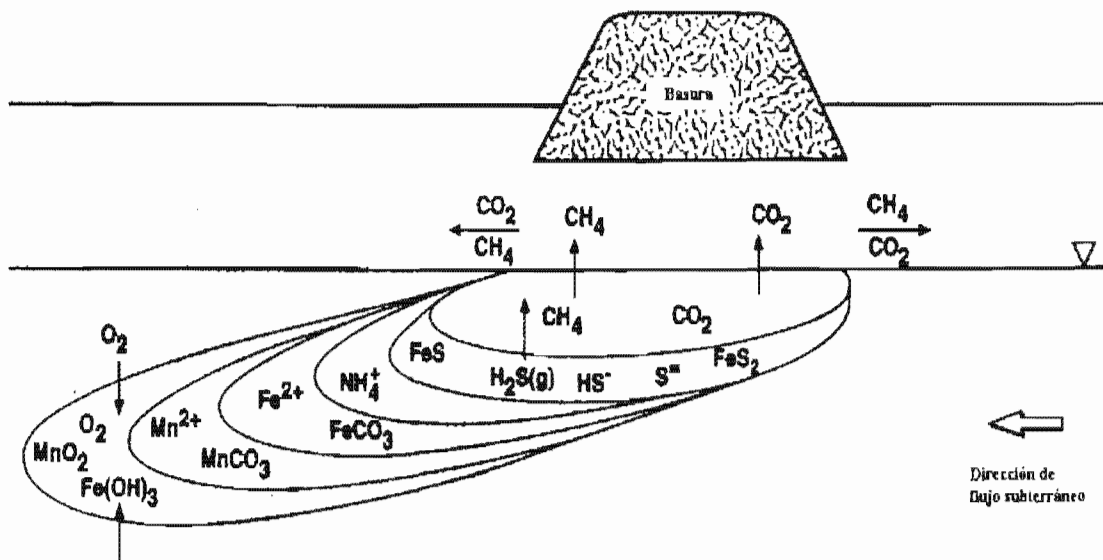


Figura 4.27. Ocurrencia de las especies redox – sensibles dominantes en el agua subterránea subyacente a un sitio de disposición de desechos.

Dado que la concentración del hierro por lo general excede a la concentración del S^{2-} , la formación de minerales de hierro y sulfuro limitarán la concentración disuelta del sulfuro no así la del hierro.

El hierro ferroso, Fe^{2+} , dominará la siguiente zona. Se forma de la disolución de hidróxido de hierro; en presencia de altas concentraciones de hierro ferroso y carbonatos, se puede formar siderita ($FeCO_3$). La precipitación de este mineral limita por lo general la concentración superior del hierro dado que la concentración en exceso del carbonato presente sobrepasa la del hierro. También pueden estar presentes altos niveles de manganeso disuelto en la zona del hierro; sin embargo, conforme las condiciones se van haciendo más oxidantes el hierro precipitará como hidróxido de hierro [$Fe(OH)_3$], dejando al Mn(II) como la especie disuelta redox – sensible, dominante. El mineral de manganeso y carbonato rodocrosita ($MnCO_3$) puede formarse en zonas donde la concentración de manganeso es elevada.

En función de la distribución teórica de las especies redox, el hierro ferroso domina la siguiente zona gradiente abajo del sitio de disposición de desechos; y el NH_4^+ , formado de la reducción del NO_3^- , ocupa la siguiente zona. Esto sucede porque el amonio no sufre intercambio catiónico, lo que podría retardar su movilidad en comparación con el de los metales de Fe^{2+} y Mn^{2+} .

Finalmente, gradiente abajo del sitio de disposición donde la pluma se haya mezclado lo suficiente con el agua dulce o ha estado sujeta a la difusión de gases del vapor del suelo, el oxígeno disuelto estará presente en niveles mayores de 1 mg/L y el sistema será aerobio nuevamente.

4.2 MODELACIÓN DEL TRANSPORTE DE CONTAMINANTES

Valochi y Herzog (1988) presentan ejemplos aplicativos de la ecuación adectivo - dispersiva en la modelación de los impactos a largo plazo de plumas de contaminación de sitios de disposición de desechos. Dasgupta et al. (1984) emplearon una aproximación por diferencias finitas para mostrar que la ecuación adectivo - dispersiva es insensible a parámetros químicos, pero es sensible al coeficiente de dispersión y a la velocidad del flujo del agua subterránea. Serrano (1992) ha demostrado el efecto de la recarga en el campo de velocidades del transporte de contaminantes y la naturaleza evolutiva del coeficiente de dispersión.

4.2.1. Modelo conceptual del transporte de solutos en Yucatán

El flujo subterráneo influye en el transporte de contaminantes; este flujo puede variar a escala local. Aunque el flujo de agua subterránea en sistemas kársticos puede estar en un intervalo comprendido entre flujo por conductos y flujo difuso, por lo general existe una mezcla de ellos, con un tipo de flujo predominando sobre otro (Quinlan y Ewers, 1985). La circulación de agua subterránea a través de ductos kársticos, origina flujos preferenciales que pueden llegar a tener velocidades relativamente altas y en ocasiones hasta flujo

turbulento, cuando las condiciones estratigráficas, estructurales y de gradiente local así lo permiten, lo que provoca que predomine este flujo sobre el difuso (Scanlon et al. 2003; Field, 1989). Se describe a continuación cómo se espera que los solutos se muevan en el subsuelo yucateco.

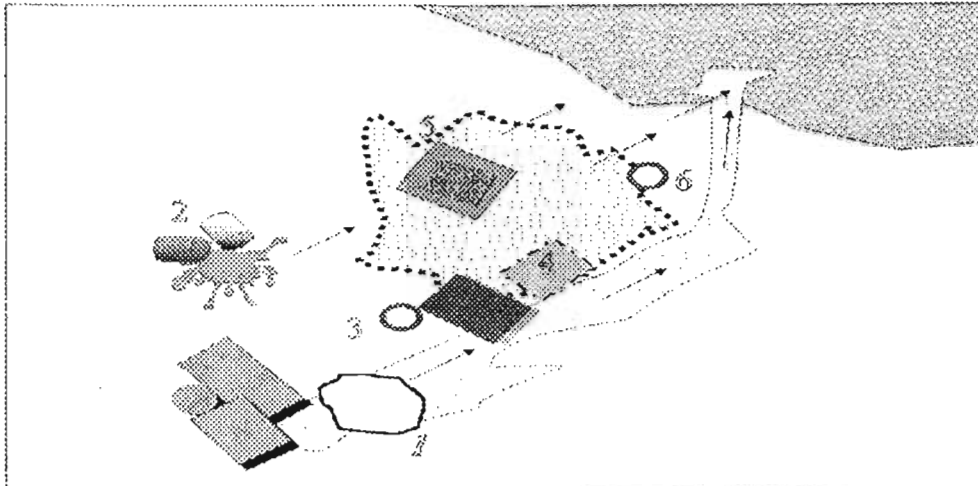
El comportamiento inusual de los contaminantes en este acuífero kárstico comienza cuando ocurre un derrame. Los contaminantes pueden introducirse al acuífero calizo de Yucatán ya sea directa o indirectamente (Figura 4.28). La contaminación directa ocurre cuando los contaminantes fluyen sobre el terreno hasta llegar a un cenote, un pozo somero o cualquier otra abertura superficial o cuando se inyectan desechos a cenotes y pozos profundos y la contaminación indirecta se refiere a la que se infiltra ya sea por la zona de suelo o por la zona no saturada o ambas, si la primera existe, antes de llegar al nivel freático.

Se espera que ocurra una acumulación de contaminantes tanto en la matriz de la zona no saturada como en la de la zona saturada, pero el transporte de contaminantes es principalmente a través de fisuras y cavidades presentes en el sistema.

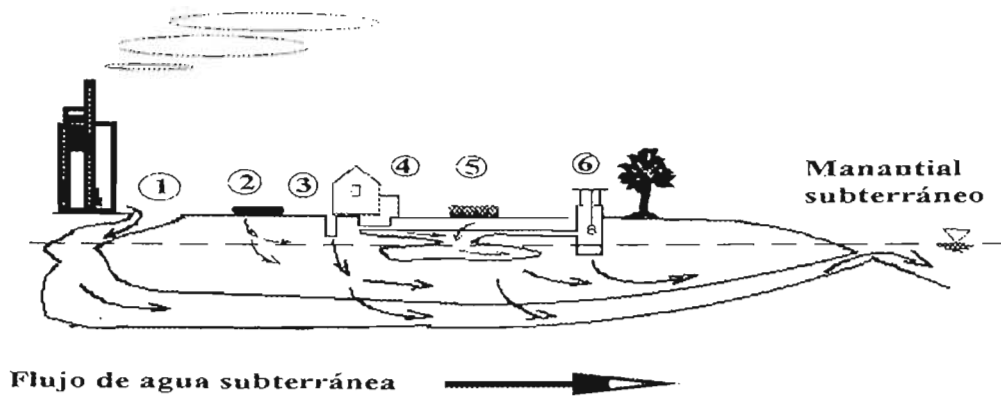
Por la naturaleza del acuífero, se supone que la atenuación de contaminantes es limitada (CNA, 1997). Los fenómenos de retardo lineal ocurren preferencialmente en materiales de grano fino con grandes superficies de interacción, lo cual no es el caso en los medios kársticos. Por otro lado, los tiempos de tránsito en la zona no saturada kárstica son mucho más cortos que aquellos en medios granulares con contenidos altos de arcillas o limos.

Las sustancias químicas que llegan a este acuífero pueden transportarse advectivamente y ser difíciles de detectar usando pozos de monitoreo. La contaminación del agua subterránea en el acuífero yucateco se debe principalmente a la disposición de desechos domésticos, industriales y agrícolas debidos, por ejemplo, al mal diseño de fosas sépticas o por eventos naturales como la lixiviación (Canul, 1996; Pacheco et al. 1990).

Los resultados del monitoreo de la calidad del agua subterránea en la ciudad de Mérida (British Geological Survey et al. 1995) han mostrado que:



(A)



- | | |
|------------------------|-----------------|
| 1. Cenote | 4. Fosa séptica |
| 2. Derrame superficial | 5. Basurero |
| 3. Pozo de absorción | 6. Pozo somero |

(B)

Figura 4.28. Modelo conceptual del transporte de contaminantes en sistemas kársticos.

(A) Vista en planta. (B) Sección transversal.

- (1) existe una gran contaminación bacteriológica del agua subterránea somera debido a las filtraciones de los sistemas sépticos, y al rápido movimiento en la zona no saturada. Es común tener conteos de 1000 coliformes fecales en 100 mL de muestra; estos también estuvieron presentes en pozos profundos pero con un menor grado de contaminación (10/100 mL). Esto concuerda con Pacheco et al. (2000) quienes reportaron altas concentraciones de coliformes fecales en la zona NNW de la ciudad de Mérida;
- (2) las fosas sépticas también producen concentraciones elevadas de nitratos y se estima que prácticamente el 100% del nitrógeno orgánico total se deposita y lixivía al nivel freático. Aunque se moviliza un gran porcentaje de nitrógeno proveniente de excretas, el promedio de las concentraciones de nitratos en el agua subterránea es de solamente 14 mg N/L. Las concentraciones relativamente bajas de nitratos comparadas con otras ciudades (Foster et al. 1993) se atribuyen a la baja densidad de población y a la dilución substancial del acuífero;
- (3) existe una extensa contaminación del agua subterránea por los solventes clorados utilizados industrialmente para operaciones de desengrasado y limpieza. Las concentraciones de estos solventes se reportaron bajas ($< 10 \mu\text{g/L}$) por lo que se toman como valores mínimos ya que se experimentaron dificultades en el muestreo y la preservación de estos componentes volátiles (Vázquez et al. 1997; Gooddy et al. 1993). Aunque no existen, en la Norma Mexicana, límites máximos permisibles, en las recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud se proponen valores máximos de 5 a $10 \mu\text{g/L}$, dependiendo del tipo de solvente (WHO, 2004).

4.2.1.1. Movilidad de solutos en la zona no saturada

Se puede ahora describir, en forma conceptual, el mecanismo de la infiltración por el cual el agua pluvial recarga al acuífero y por analogía, el lixiviado (González, 1994). Aún cuando la permeabilidad primaria de la caliza densa y recristalizada que aflora en la superficie es nula, el intemperismo y el débil tectonismo han desarrollado un sistema de fracturas que permite la rápida infiltración de agua pluvial al subsuelo a través de ellas. Se

crea que el sistema de fracturas originado por el intemperismo es poco profundo y está limitado por la presencia del estrato de roca aflorante que varía entre 1 y 2.5 m de espesor. Sin embargo, las fracturas desarrolladas por los movimientos tectónicos pueden alcanzar decenas y hasta centenares de metros (CNA, 1997; Ramos, 1996; Engelder et al. 1993).

En este medio kárstico con niveles piezométricos someros, el agua de infiltración puede recargar al acuífero en forma directa a través de las fracturas más profundas o bien percolar en medio de los intersticios de la arenisca calcárea que subyace a la roca y cuya permeabilidad primaria es del orden de 1×10^{-4} a 1×10^{-5} m/s. En otras palabras, el proceso de infiltración en la zona de aireación puede ocurrir de manera dual, ya sea que percole a través de los intersticios de la roca como sucede en acuíferos constituidos por arenas, o bien se infiltre a lo largo de las fisuras y conductos de disolución estableciéndose regímenes típicos del caso.

El flujo en la zona no saturada se presenta a lo largo de juntas verticales principales, fisuras y planos de estratificación. Ocurre flujo divergente en la zona no saturada debido al gran número de pasajes de desviación. El agua y los contaminantes se mueven siempre progresivamente hacia abajo y hacia rutas tributarias que puedan alimentar a conductos que se extienden por largas distancias (Dragila y Weisbrod, 2003).

Los contaminantes estarán sujetos a las características de transporte y almacenamiento de esta zona, las cuales son responsables del movimiento rápido y la poca atenuación de los contaminantes dadas las propiedades únicas del sistema de flujo; algunas de ellas son: los desarrollos de cenotes, las ampliaciones por la solución de fracturas verticales en la zona no saturada y los desarrollos de los conductos en el subsuelo (cuevas). Es probable que los contaminantes fluyan, tanto vertical como lateralmente, a través de esta zona, tomando siempre la trayectoria más fácil y directa hacia abajo (Figura 4.29). Puede esperarse un almacenamiento substancial en esta zona, como en otros acuíferos (Even et al. 1986), permitiendo así la liberación lenta de constituyentes químicos al acuífero subyacente, por muchos años.

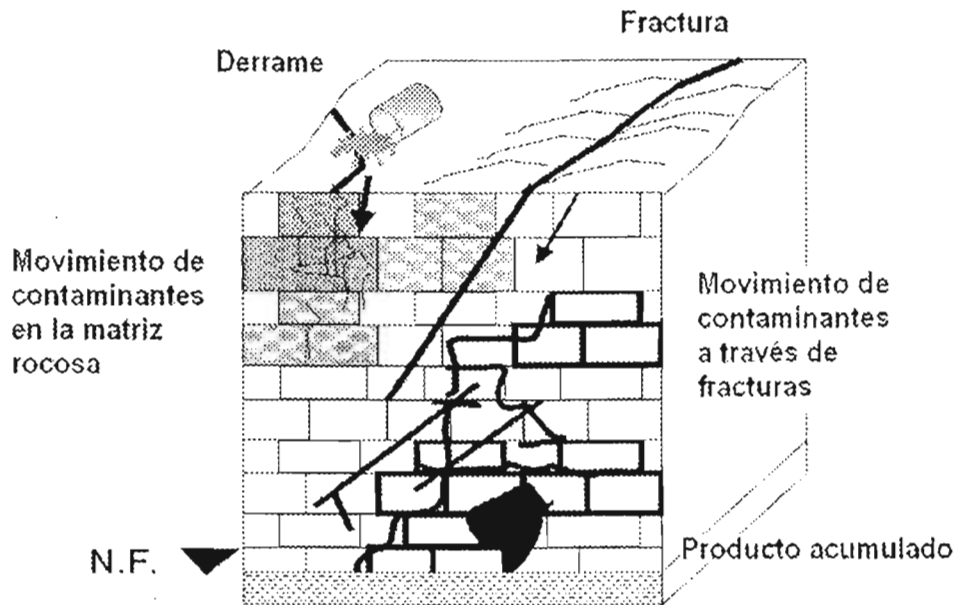


Figura 4.29. Movimiento de contaminantes en la zona no saturada.

Por lo general, los conductos tienen en el lecho inferior, una capa de sedimento insoluble sobre el cual pueden viajar los contaminantes; si hay arcillas en estos sedimentos, es probable que ocurra adsorción de los contaminantes en ellas. Existen zonas en cuevas que tienden a almacenar y concentrar a los contaminantes como aquellas donde el nivel de agua solía estar más elevado que el actual. Los montículos de material, resultado del colapso del techo de una cueva, pueden concentrar y almacenar temporalmente los contaminantes.

Las tormentas pueden hacer que los contaminantes se muevan a través o alrededor de este material. La liberación de contaminantes de esta zona ocurre principalmente durante largas tormentas que tienden a remover rápidamente las sustancias químicas y formar temporalmente un domo en el nivel freático; este domo ocurre ya que el volumen que entra a esta zona empieza a exceder la capacidad de drenaje de la misma, lo cual hace que se desarrolle un gradiente hidráulico que permite el flujo y transporte de contaminantes lateralmente a distancias que pueden exceder varios cientos de metros.

4.2.1.2. Transporte de solutos en la zona saturada

El flujo a cenotes, cuevas o a través de la matriz porosa por medio de fugas leves hacia aberturas discretas puede dar como resultado el transporte extremadamente rápido de contaminantes al acuífero. Este flujo puede ser tan acelerado que la excesiva cantidad de agua que entra al sistema podría causar elevaciones rápidas y extremas del nivel freático. Así, pueden ocurrir dos problemas. Primero, el flujo que entra puede actuar como una barrera hidráulica, causando que el agua y los contaminantes retrocedan contra un mayor potencial creado por la entrada de flujo de agua. Segundo, el agua que entra puede estar bajo suficiente presión para conducir el agua freática, y los contaminantes, gradiente arriba del cenote.

Al alcanzar la zona freática, el flujo y transporte serán respuesta del gradiente hidráulico en la dirección del conducto freático más cercano. El flujo intergranular y el flujo a través de micro-fracturas en la zona freática pueden incluir un componente de flujo difuso que conduce al conducto freático. Este flujo casi siempre será laminar y obedecerá la ley de Darcy aunque la gran anisotropía invalide el supuesto que las líneas de flujo sean normales a las líneas equipotenciales (Palmer, 1986).

Puede esperarse flujo vertical hacia arriba a lo largo de pasajes. En una red de flujo los conductos son las verdaderas líneas de flujo del acuífero. Un conducto freático, a diferencia de una línea freática, será muy tosco, contendrá más giros y esquinas bruscas, y puede estar sujeto a numerosos bloqueos, ya sea temporal o permanentemente. Sin embargo, durante grandes tormentas, el incremento en el potencial hidráulico puede ser tan alto que la superficie piezométrica se elevará por encima del nivel del terreno. Cuando pasa esto, se fuerza al agua a aflorar en la superficie del terreno. Los contaminantes: (1) serán forzados a moverse hacia la matriz rocosa circundante; (2) serán forzados a retroceder por los conductos subterráneos; o (3) descargarán a cualquier pozo o canal que esté conectado directamente a conductos subterráneos.

Un ejemplo de este proceso sucedió en septiembre de 2002 cuando el huracán Isidoro pasó sobre el Estado de Yucatán arrojando más de 23 centímetros de precipitación, registrada en el Observatorio Meteorológico de la Comisión Nacional del Agua en la ciudad de Mérida (Diario de Yucatán, 2002). Se reportaron mareas altas que “lavarón” la costa, inundando bancos de nivel de aproximadamente 2 metros sobre el nivel medio del mar. La respuesta del acuífero yucateco fue diferente en las zonas costera y continental. Los residentes de áreas localizadas a pocos kilómetros de la costa reportaron que el agua de sus pozos se elevó más de 3 metros inmediatamente después del huracán, siendo esto considerablemente mayor que la elevación del nivel freático tierra adentro, lo que sugiere que las mareas altas fueron, en parte, responsables del incremento en los niveles de agua en una franja de aproximadamente 25 kilómetros desde la costa. Tierra adentro los residentes reportaron consistentemente que los incrementos en los niveles de agua en sus pozos, inmediatamente después del huracán, fueron de 1.5 a 2 metros comparado con las elevaciones del nivel freático dos meses antes del evento (Figura 4.30).

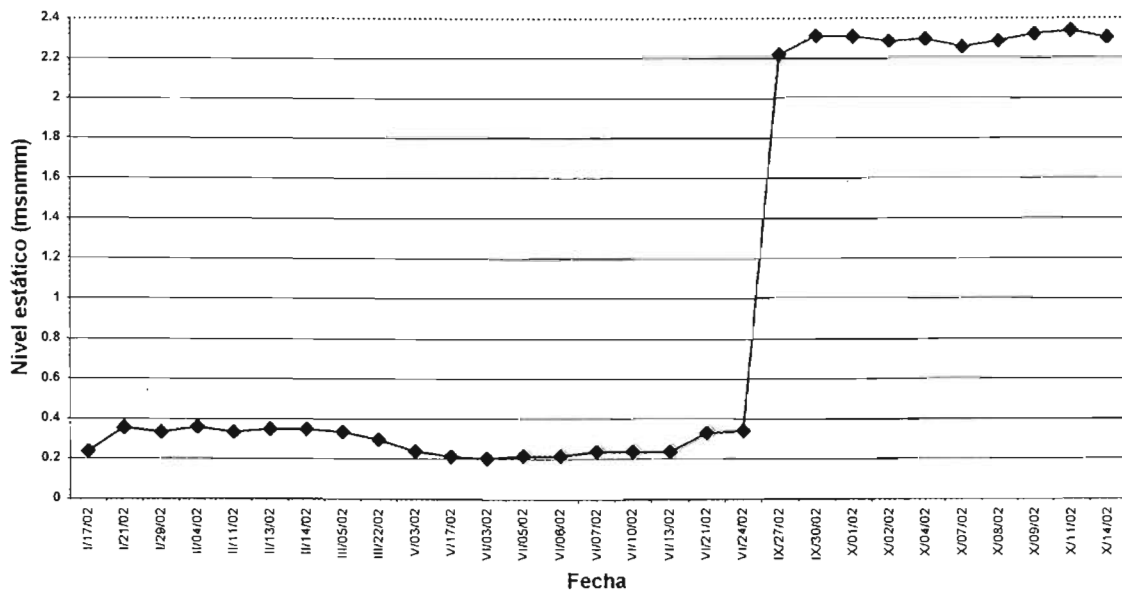


Figura 4.30. Nivel del agua subterránea en un pozo profundo ubicado en la FIUADY.

Algunos pozos respondieron de manera diferente a tales eventos locales según evidencias obtenidas en dos pozos de estaciones muy cercanas, localizadas al norte de la ciudad de Mérida, inmediatamente después de la tormenta. El acuífero responde muy rápidamente, como un todo, cuando es estresado. Debido a la época de lluvias, el terreno ya estaba saturado cuando se presentó el huracán de manera que su impacto sobre el acuífero fue más notorio.

Pueden ocurrir cantidades significativas de almacenamiento dentro de las micro - fracturas en la zona saturada; se tiene evidencia de esto en las altas concentraciones de contaminantes en la matriz rocosa cuando esta es "lavada" por el flujo de agua subterránea. Como ejemplo se tienen los estudios reportados por Cabrera (1986) y Pacheco y Cabrera (1990); se tomaron muestras mensuales de aguas subterráneas someras en cuatro poblados localizados al norte de Yucatán, durante el período 1983-1984, las cuales fueron analizadas para determinar los iones principales presentes en dichas aguas.

Los resultados indicaron que las concentraciones se incrementaron durante la época de lluvias pero disminuyeron nuevamente durante la estación de secas según la interpretación de algunas de las muestras. Por otro lado, al parecer, las lluvias no "lavan" todos los residuos de contaminantes. De hecho, éstas tienden a crear una clase de banco de almacenamiento al cual se conducen el agua y los contaminantes; estos son cuevas localizadas arriba del nivel freático y también la misma matriz rocosa. Una vez aquí, el drenaje y las reacciones químicas pueden ocurrir lentamente. Así, los contaminantes químicos que llegan a los conductos en el nivel freático no necesariamente se eliminan libremente; pueden ser retenidos por períodos largos de tiempo.

La velocidad del agua subterránea influye más que la dispersividad en el transporte de solutos. Dependiendo del tipo de contaminante, el acuífero podría conducirlos rápidamente hacia la costa (González y Frías, 1995); todos los solutos seguirían las rutas de flujo, en tanto que el material en suspensión puede quedar retenido temporalmente en fracturas discontinuas, al igual que los líquidos densos de fase no acuosa (DNAPLs, por sus siglas en Inglés) y los líquidos ligeros de fase no acuosa (LNAPLs).

Además, se supone que los contaminantes se eliminarán fácilmente si el agua se renueva frecuentemente. A mayor descarga del agua subterránea, mayor será la dilución. Esto puede dar lugar a la mezcla de estratos de agua y mejorar la dilución, especialmente para sustancias solubles.

4.2.2. Incertidumbre en la dispersión

Son varios los factores involucrados en la incertidumbre asociada con la determinación de la dispersión de los contaminantes en el acuífero en estudio; entre ellos pueden mencionarse la ubicación de los puntos de muestreo, los cuales pueden no estar localizados dentro de la zona de desarrollo de la pluma o bien que los contaminantes sigan caminos preferenciales que no cruzan los puntos de monitoreo, como fracturas o cavidades de disolución que abundan en esta región kárstica.

La distribución y evolución de las concentraciones de cloruros en una pluma de contaminación para el caso del basurero municipal de la ciudad de Mérida, el cual se encuentra sobre un medio kárstico, puede tener una explicación esencialmente hidrogeológica; la distribución de los contornos, presentados en la Figura 4.12 para el cloruro, podrían interpretarse como diferentes senderos de flujo, presentes en el medio geológico heterogéneo, dada la extensión lateral de las plumas de contaminación, las cuales fueron generadas con el paquete computacional SURFER Ver 8 (Goleen Software Inc., 2002).

Solamente con base en las concentraciones de los contaminantes en el agua subterránea la interpretación de datos no sería concluyente, pero se pueden hacer algunas inferencias con respecto al comportamiento del contaminante; en este caso, los datos de cloruros podrían indicar advección y dispersión ya que la pluma, aunque distorsionada por la interpolación, presentó una geometría que, si bien sigue la dirección del flujo del agua subterránea (Figuras 3.15 y 3.16), se extiende también lateralmente indicando un posible patrón de karsticidad.

La dispersión en sistemas kársticos es un proceso complejo; se puede demostrar el carácter anisotrópico de la dispersión y la manera en que está controlada por características básicas de la geometría de la red de conductos de disolución y el gradiente hidráulico. Se han encontrado importantes desviaciones con respecto a los patrones clásicos de dispersión observados en sistemas isotrópicos, de los cuales se pueden mencionar los siguientes: (1) el centro de masa de un trazador en movimiento con frecuencia es divergente de la dirección de flujo definida por medio del gradiente hidráulico; (2) los ejes principales de la pluma pueden rotar con respecto a la dirección del gradiente hidráulico; y (3) la máxima dispersión no necesariamente es en la dirección alineada al gradiente hidráulico promedio.

Lo interesante en este caso sería el evaluar la importancia de la variabilidad en los parámetros de transporte, causado por las cavidades de disolución con espaciamiento irregular y longitudes finitas, en producir dispersión. Existen tres fuentes importantes de variabilidad: (1) variabilidad en la longitud de las cavidades y conductos de disolución entre intersecciones; (2) variabilidad en seleccionar una dirección particular de transporte, y (3) variabilidad en la velocidad entre los conductos de disolución. Otro aspecto podría ser la variabilidad en la dimensión de los conductos y pasajes de disolución para generar dispersión de contaminantes.

4.2.2.1. Dispersión en el acuífero yucateco

Los valores de dispersividad en el acuífero yucateco no han sido determinados. Aunque se han llevado a cabo varios intentos (González, 1996; Graniel, 2001 y Marin, 1990), estos no han sido exitosos debido a la complejidad del sistema hidrogeológico. Se han inyectado trazadores cuya recuperación ha sido mínima o nula aunque los pozos de monitoreo aparentemente se encuentren en la trayectoria del flujo (Graniel, 2001); esto se debe principalmente a la imposibilidad de conocer a ciencia cierta los caminos preferenciales de flujo subterráneo.

En un estudio para el análisis de la dispersión en esta zona, Graniel (2001) experimentó diferentes metodologías y obtuvo valores de coeficientes de dispersividad longitudinal en un

rango de 0.5 a 5.5 cm y la dispersividad transversal varió de 0.06 a 1.1 cm para pruebas en núcleos de hasta casi 10 cm de diámetro y 19 cm de longitud; no encontró relación entre estas dispersividades. Para el caso de pruebas en el campo reporta una dispersividad longitudinal entre 0.01 y 1.5 m aproximadamente, concluyendo que ésta varía con la distancia.

Hasta ahora, dado que se desconoce la dispersividad en el acuífero kárstico yucateco, al campo de flujo se le incorporan valores de dispersividad longitudinal estimados experimentalmente por otros investigadores en ambientes similares como el trabajo reportado por Seiler et al. (1989).

La dispersión vertical en la zona de estudio se ilustra en la Figura 4.31 con los perfiles de conductividad eléctrica tomados en 1995 en el pozo UW6, el cual se encuentra ubicado muy próximo al cerro de basura en el límite noroeste del basurero municipal de la ciudad de Mérida (Figura 2.2).

En los perfiles se nota claramente la afectación del acuífero por los lixiviados provenientes de los desechos sólidos. Este impacto repentino, se debió principalmente a las altas precipitaciones y sobre todo a la presencia de los huracanes Ópalo y Roxana; ésto generó un gran volumen de lixiviado que percoló al acuífero, el cual previamente estuvo en contacto con la basura en proceso de descomposición. El volumen de lixiviado estimado hasta diciembre de 1995, ya alcanzaba más de 35,000 m³ (González et al. 1998). En mayo de 1995, como aún era época de estiaje, la basura acumulada solamente pudo haber estado en contacto con algún líquido que se haya vertido sobre las celdas, como lodos y aguas residuales. Estos vertidos eran de cantidades mínimas, por lo que no formaban ni acarreaban lixiviados al acuífero; así, la conductividad eléctrica se encontraba en un rango de 2000 a 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Es a partir de julio, período en que iniciaron las lluvias, que en la parte superior del acuífero se reportaron valores de conductividad eléctrica del orden de 15000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ hasta los 11 metros de profundidad, aproximadamente, disminuyendo a casi 8000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ hasta el fondo del pozo. Este pulso pareció invertirse en diciembre cuando las concentraciones en la parte superior del acuífero eran de 16000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y a los 15 metros de profundidad, rebasaron los 20000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

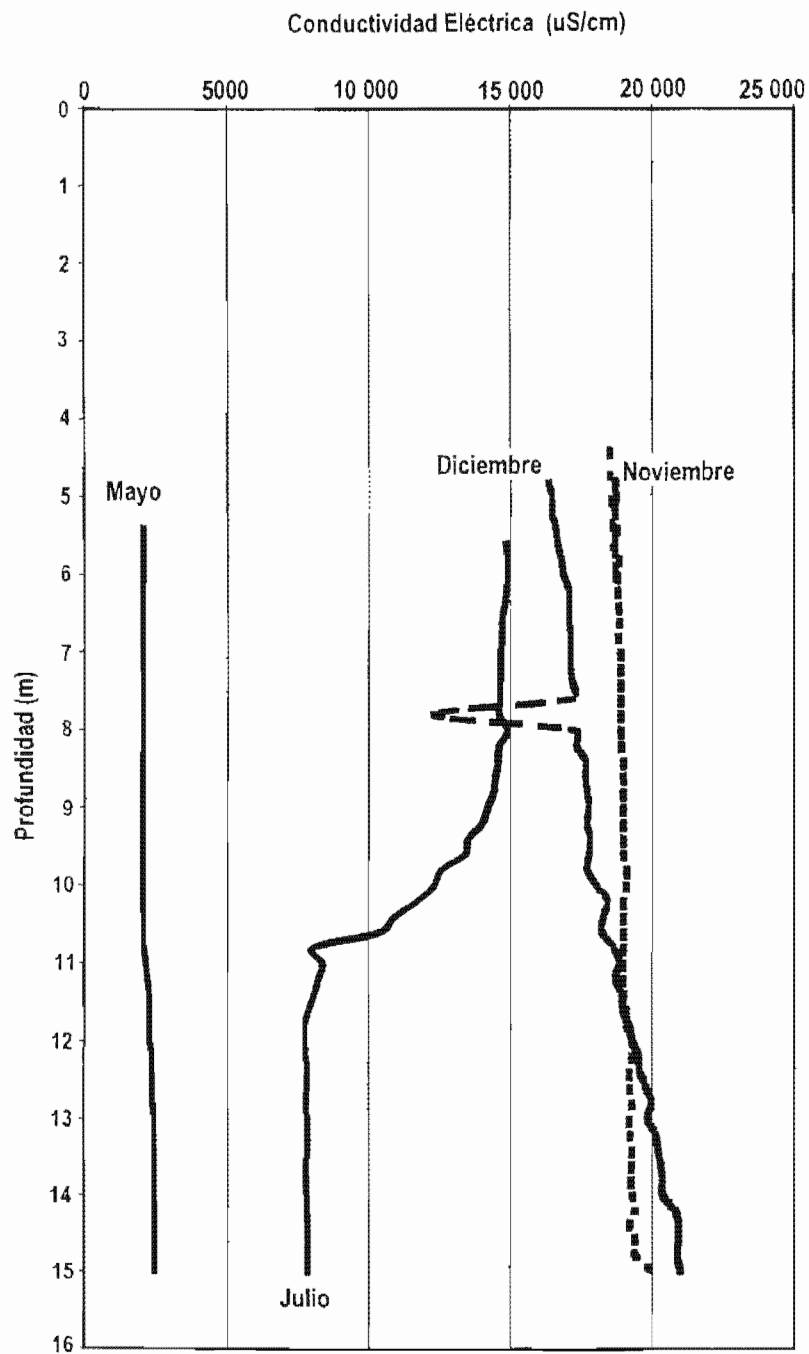


Figura 4.31. Perfiles de conductividad eléctrica [$\mu\text{S}/\text{cm}$] del agua subterránea para el pozo UW6 durante 1995.

4.2.3. Simulación del transporte de cloruros

Kent et al. (1985) utilizan una solución por nomograma para predecir la migración de la pluma y determina la concentración en la línea central de la pluma. El nomograma también puede utilizarse para predecir una concentración de soluto en espacio y tiempo corriente abajo de la fuente de contaminación. Loxham (1988) aplica un método similar para determinar los tiempos de llegada de un contaminante a distancias específicas de un sitio. Ambos métodos dan un estimado determinístico del peligro que tiene una fuente de contaminación comparando las concentraciones derivadas de la pluma con estándares aprobados para aguas de consumo humano.

El lixiviado, por el hecho de contener una gran cantidad de sustancias disueltas, es más denso que el agua por lo que la pluma de contaminantes puede descender en el acuífero; esto se comprueba con la Figura 4.32, donde las mayores concentraciones de los cloruros se encuentran a 21 metros de profundidad por debajo del nivel freático para el monitoreo llevado a cabo en noviembre de 2000.

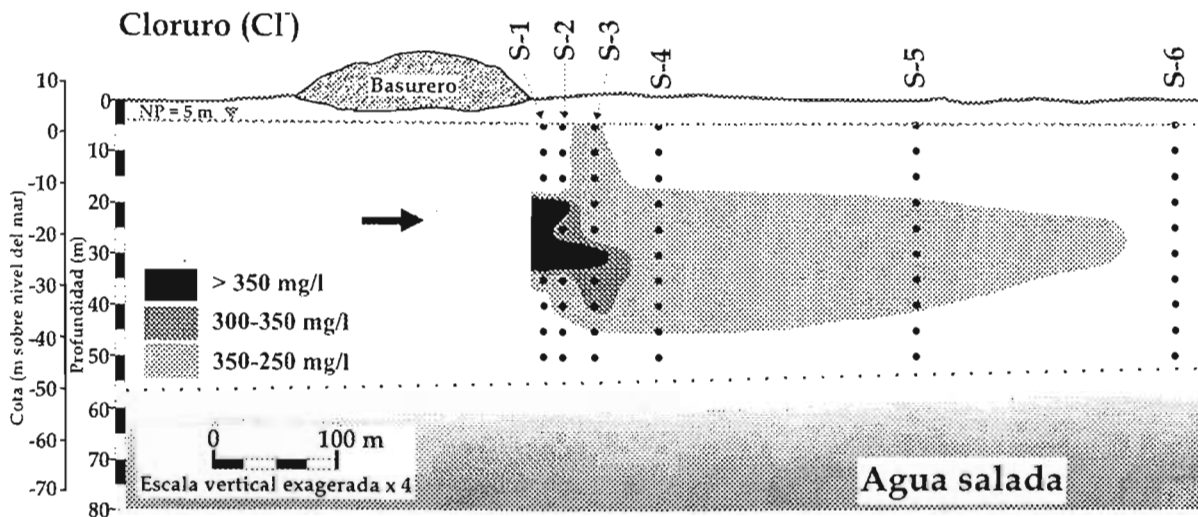


Figura 4.32. Contorno de isoconcentraciones del ión cloruro en el agua subterránea. Muestreo de noviembre de 2000.

La dirección que tiene el flujo del agua subterránea es hacia el NW; lo anterior indica que la pluma de contaminantes se dirige hacia la localidad de Dzityá, por lo que es importante realizar la simulación del transporte de contaminantes para determinar cuándo llegará la contaminación a la localidad antes mencionada.

Las concentraciones del ión cloruro que se obtendrán a partir del modelo resuelto por Bear (1961) serán calibradas con aquellas que se detectaron a 21 metros de profundidad por debajo del nivel freático, aproximadamente, puesto que a esta profundidad se encontró el centro de masa de la pluma de cloruros. Esta pluma se encuentra orientada a lo largo de la línea preferencial de flujo de agua subterránea.

Grael (2001), en su estudio realizado en el estado de Yucatán, reporta valores de conductividad hidráulica en el campo entre 0.9×10^{-3} y 3.7×10^{-3} m/s. Empleando la conductividad hidráulica más alta reportada (3.7×10^{-3} m/s) para incurrir en el caso más desfavorable, un gradiente hidráulico de 7.96×10^{-5} (Sánchez, 1992) y una porosidad del medio del 35%, se obtiene que la velocidad del flujo del agua subterránea, aplicando la ecuación de Darcy, es de aproximadamente 0.0727 m/día.

Observando las concentraciones de cloruros para los muestreos realizados a partir de octubre de 1994, se consideró que la concentración de contaminantes en la fuente (C_0) sea igual a 4690 mg/L de cloruros; esta es la concentración más alta observada en el acuífero (correspondiente a la noria (N1) para el muestreo realizado en el mes de octubre del año 1995) y por lo tanto se estará incurriendo en el caso más desfavorable.

De la misma manera, se determinó la concentración de fondo de cloruros en el acuífero, la cual es de aproximadamente 19 mg/L, observada en el pozo D3 para el muestreo realizado en el mes de julio de 2000, siendo esta concentración la menor observada en el acuífero.

Para realizar la simulación del transporte de contaminantes se utilizaron los pozos S1, S2, S3, S4 y S5, perforados en el sentido preferencial del flujo de agua subterránea. Las distancias que existen desde la fuente de contaminantes (centro del cerro) hasta los pozos

antes mencionados, medidas a lo largo de la trayectoria de la pluma de contaminantes, son aproximadamente las que se indican en la Tabla 4.4; en esta misma tabla se indican las concentraciones máximas de cloruros observadas en los pozos para el muestreo realizado en noviembre de 2000, mismas que han de corresponder con las localizadas en la trayectoria de los contaminantes. Finalmente, en esta tabla se restan las concentraciones de fondo de las concentraciones máximas, para emplear estos valores en el modelo de transporte.

Tabla 4.4. Distancias desde la fuente de contaminación hasta los pozos de observación y concentraciones de cloruros observadas para el muestreo de noviembre de 2000.

Pozo	Distancia del centro del cerro al pozo, en metros (L)	Concentración de cloruros observada en el centro de masa de la pluma, en mg/L.	Concentración de cloruros menos concentración de fondo (19 mg/L), en mg/L (C).
S1	255.39	439.58	420.58
S2	272.39	372.76	353.76
S3	294.69	369.36	350.36
S4	350.19	278.07	259.07
S5	439.69	260.23	241.23

El tiempo transcurrido desde el inicio de la implementación del método de área (marzo de 1993) hasta la fecha en la cual fueron determinadas las concentraciones de la Tabla 4.4 (noviembre de 2000) es de aproximadamente 93 meses, o bien 2790 días.

Para obtener el valor de la dispersividad α requerido por el modelo se trató de ajustar la curva de campo simulando el transporte de cloruros variando el valor de la dispersividad longitudinal, α , considerando que los otros valores permanecen fijos. Después de un buen número de ejecuciones del modelo, ningún valor constante de dispersividad mostró un buen ajuste de la curva simulada con los datos de campo (Figura 4.33).

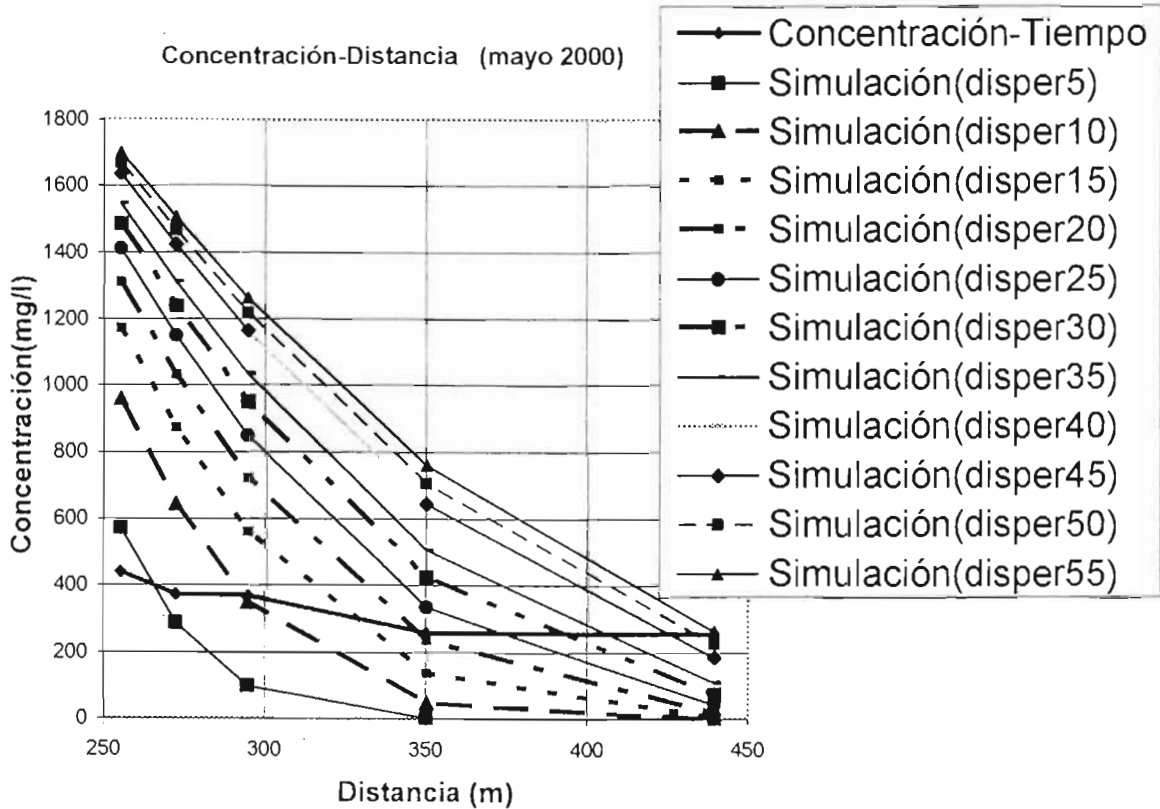


Figura 4.33. Curvas de simulación del transporte de cloruros en la zona de estudio, para diferentes valores de dispersividad longitudinal.

Utilizando el mismo modelo unidimensional se determinó entonces un valor de α para la ubicación de cada uno de los pozos de monitoreo establecidos en la zona de estudio. En la Tabla 4.5 se presentan los valores de α , así obtenidos, aplicando el modelo de transporte con los datos de la Tabla 4.4. Los valores de la distancia (L) con la dispersividad longitudinal de la Tabla 4.5 se representan gráficamente en la Figura 4.34, la cual aparenta ser una parábola. De la Tabla 4.5 y la Figura 4.34 se puede observar que la dispersividad longitudinal depende de la distancia o escala de observación; este comportamiento es similar al reportado por Han et al. (2003), Khrapitchev y Callaghan (2003) y Gelhar et al. (1992). Estos últimos reportan dispersividades longitudinales en varios tipos de acuíferos y mediante varios métodos, concluyendo que la dispersividad depende de la distancia, concepto que no había quedado muy claro antes de su estudio.

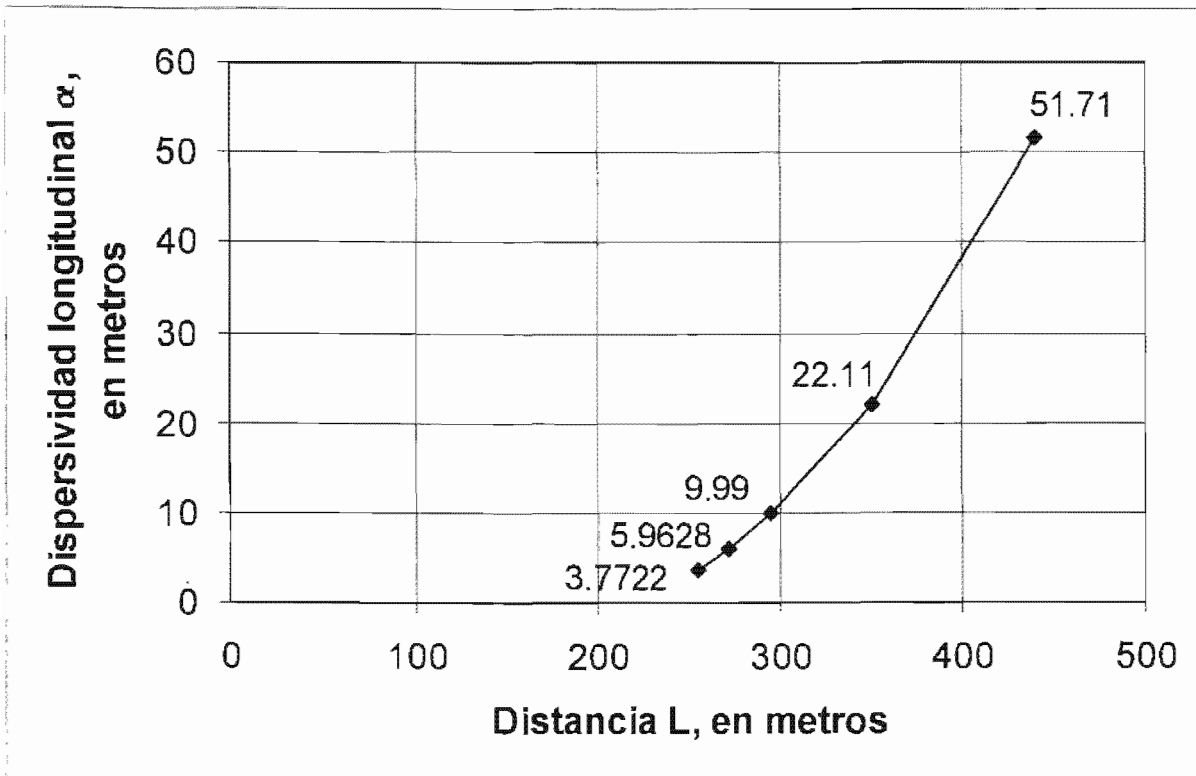


Figura 4.34. Relación entre la distancia desde la fuente de contaminación hasta los pozos de observación (o escala de observación) y la dispersividad longitudinal.

Tabla 4.5. Valores de la dispersividad longitudinal para una distancia dada, obtenidos del modelo de transporte de contaminantes.

Pozo	Distancia (L), en metros	Dispersividad longitudinal (α), en metros
S1	255.39	3.7722
S2	272.39	5.9628
S3	294.69	9.99
S4	350.19	22.11
S5	439.69	51.71

En la Figura 4.35 se presenta una de las ilustraciones producto del estudio que encabezó Gelhar et al. (1992), en donde se representa la dispersividad longitudinal contra la escala de observación o distancia, identificándose el tipo de observación (pruebas con trazadores, eventos contaminantes y trazadores ambientales) y tipo de acuífero (medios porosos y fracturados), con datos de 59 sitios que difieren en su geología. La dispersividad no parece disminuir con el tiempo; esto es considerando que la carga de contaminación permanece constante en la zona de estudio. Los valores obtenidos son proporcionales a los presentados en la Figura 4.35 que también se incrementan con la distancia.

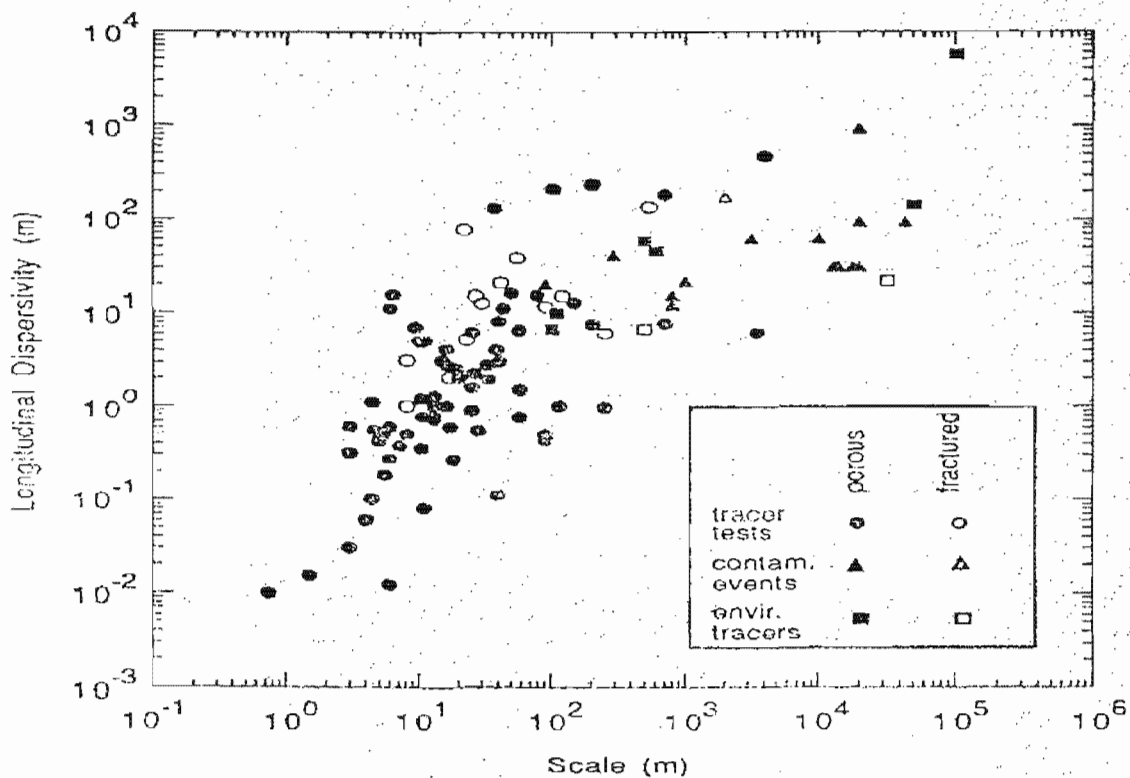


Figura 4.35. Dispersividad longitudinal contra escala de observación (distancia). Fuente: Gelhar et al. (1992).

4.2.4. Impacto al asentamiento más cercano

Se ajustó una ecuación representativa de los datos de la Figura 4.34 para obtener el valor de α correspondiente a una distancia cercana a Dzityá, puesto que se ha demostrado que la dispersividad longitudinal depende de la distancia. Así, el objetivo ahora es determinar la dispersividad longitudinal para una distancia L de 1500 m, medida a partir del centro del cerro de basura en la dirección del flujo de agua subterránea y a lo largo de la trayectoria de los contaminantes; esta posición corresponde aproximadamente al pozo D2 a 21 m de profundidad por debajo del nivel freático.

Debido a que la curva de la Figura 4.34 muestra una tendencia parabólica, se llevó a cabo un ajuste a una ecuación cuadrática; el cálculo de α , con la ecuación obtenida anteriormente, para $L = 1500$ m, reporta un valor muy alto (1310 m) no siendo justificable de acuerdo con las dispersividades obtenidas por Gelhar et al. (1992), las cuales para la distancia de 1500 m varían entre 5 y 500 m.

Se procedió entonces a efectuar un ajuste lineal mediante un análisis de regresión, con un nivel de significancia de 0.05, para obtener la ecuación de primer grado que mejor se aproxime a los valores de entrada. Tomando en el eje de las abscisas la distancia (en metros) y en el eje de las ordenadas la dispersividad longitudinal (en metros), de acuerdo con los datos mostrados en la Tabla 4.5.

Se realizaron varios ajustes a diferentes escalas: bi-logarítmicas, semi-logarítmicas obteniendo coeficientes de correlación aceptables pero valores de dispersividad longitudinal (α) muy elevados, de hasta 126×10^6 m, aproximadamente, para una distancia de 500 m del basurero.

El modelo que mejor representa al proceso dispersivo de contaminantes en el acuífero de la zona de estudio está descrito por medio de una ecuación lineal aritmética dada por la siguiente ecuación:

$$\alpha = 0.26225 * L - 65.85915 \quad (4.4)$$

Donde:

α es la dispersividad longitudinal [L]

L es la distancia de la fuente de contaminación al punto considerado [L]

Al sustituir el valor de la distancia $L = 1500$ m en esta ecuación, se obtiene un valor de la dispersividad longitudinal $\alpha = 327.51$ m, valor justificable de acuerdo con las dispersividades obtenidas por Gelhar et al. (1992). El coeficiente de correlación lineal para el análisis de regresión fue de 0.99056, valor muy próximo a la unidad, por lo que el análisis es confiable.

Así, el valor de α que se utilizó en la simulación de transporte de cloruros es de 327.51 m, obtenido a partir de un análisis de regresión lineal con ambos ejes en escala aritmética.

En la Tabla 4.6 se presentan los resultados de la simulación del transporte de cloruros, para una distancia L de 1500 m, una dispersividad longitudinal α de 327.51 m, una concentración del contaminante en la fuente C_0 de 4,690 mg/L y una velocidad del agua subterránea v de 0.0727 m/día.

En la Figura 4.36 se muestra la simulación de las concentraciones de los cloruros a una distancia de 1500 m medida a partir del centro de la fuente de contaminantes, en la dirección del flujo del agua subterránea (30° al noroeste) y a lo largo de la trayectoria de las plumas de contaminantes, lo cual en el campo corresponde al pozo D2 a 21 metros de profundidad por debajo del nivel freático (pozo cercano a la localidad de Dzityá).

El mes cero en la figura antes mencionada corresponde al inicio de la implementación del método de área, marzo de 1993, fecha en la cual se empezó a acumular la basura sin ser quemada.

Tabla 4.6. Resultados de la simulación del transporte de cloruros.

Fecha	Tiempo, a partir de marzo de 1993		Concentración	
	En meses	En días	Simulada, mg/L	Simulada más de fondo (19 mg/L), mg/L
Diciembre de 2001	105	3150	2.46	21.46
Diciembre de 2002	117	3510	5.68	24.68
Diciembre de 2003	129	3870	10.97	29.97
Diciembre de 2004	141	4230	19.51	38.51
Diciembre de 2005	153	4590	30.55	49.55
Diciembre de 2010	213	6390	141.89	160.89
Diciembre de 2020	333	9990	619.28	638.28
Diciembre de 2030	453	13 590	1230.00	1249.00

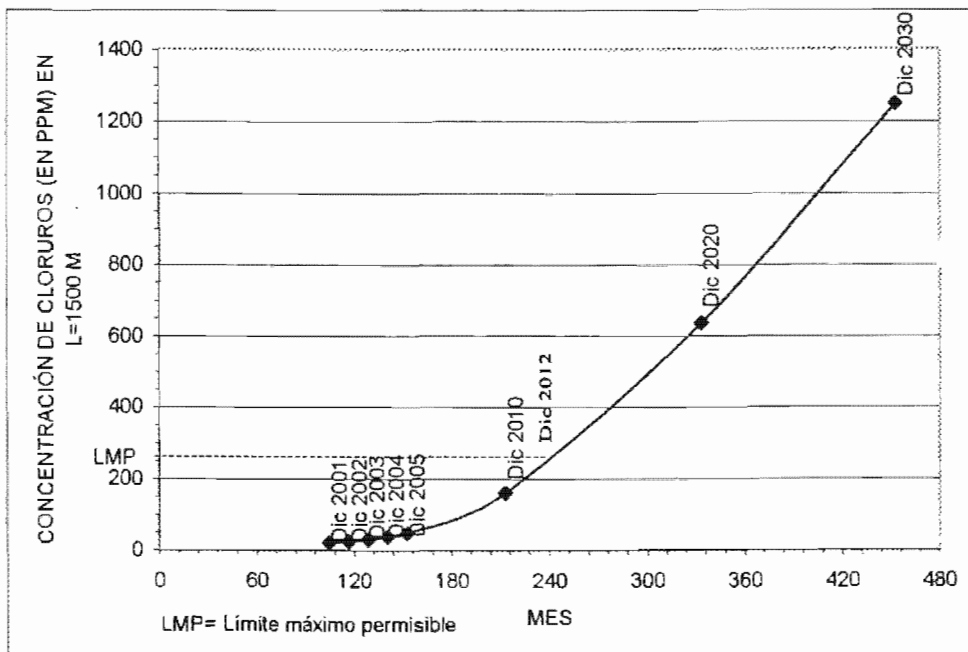


Figura 4.36. Pronóstico de la concentración de cloruros con el tiempo en un punto ubicado a 1500 m del basurero municipal de Mérida.

De esta figura se puede observar que el incremento en las concentraciones de cloruros para la posición antes mencionada (pozo D2 a 21 m de profundidad por debajo del nivel freático) es de tipo parabólico y considerando que el límite permisible de los cloruros, según la Modificación a la NOM-127-SSA1-1994 (Diario Oficial de la Federación, 1995), es de 250 ppm, éste se alcanzará a principios del año 2013, aproximadamente, de acuerdo con el modelo de transporte de contaminantes empleado siempre y cuando las condiciones de flujo de lixiviados hacia el acuífero no varíen, por lo que los resultados han de ser tomados con las reservas del caso.

4.3. EVALUACIÓN DEL RIESGO A LA SALUD

A continuación se presenta la metodología empleada para realizar la evaluación de riesgo a la salud ante agentes no cancerígenos, para exposiciones por la vía oral, la cual consiste de 4 etapas (USEPA, 1985): (i) identificación del peligro; (ii) establecimiento de la relación dosis – respuesta; (iii) análisis de la exposición de la población; y (iv) caracterización del riesgo.

4.3.1. Identificación del peligro

En las inmediaciones del basurero habitan varias familias que se abastecen del agua subterránea, localizada a 5 metros de profundidad aproximadamente, por medio de pozos someros. Se investigó en el campo que varias personas han presentado efectos adversos a la salud tales como enfermedades gastrointestinales; la mayoría de ellas señalan, en las encuestas, que estos efectos son causa del consumo del agua subterránea.

La fuente de contaminación más importante es el lixiviado procedente de la basura acumulada en el sitio desde marzo de 1993, fecha en que fue implementado el método de área; el lixiviado continuará percolando a través del terreno hasta llegar al acuífero, por tiempo indefinido, provocando un serio peligro para la salud de los habitantes de la zona.

4.3.2. Establecimiento de la relación dosis-respuesta

De los contaminantes potencialmente tóxicos que fueron detectados en el agua subterránea, tan sólo se dispone de las dosis de referencia de los nitratos, el cadmio y el cinc; por lo que la evaluación de riesgo se realizará para estos 3 contaminantes exclusivamente. A pesar de que el cadmio es un contaminante con altas probabilidades de provocar cáncer, no se dispone actualmente de estudios cancerígenos del mismo (WHO, 2004), por lo que no se realizará su correspondiente evaluación de riesgo de tipo cancerígeno.

Las Dosis de Referencia (RfD) para los contaminantes en evaluación son las que se presentan en la Tabla 4.7. La organización norteamericana Environmental Protection Agency (U.S. EPA) realiza los estudios pertinentes para determinarlas. Los valores de las mencionadas dosis empleados en la presente evaluación de riesgo fueron obtenidos de la página de Internet de la U.S. EPA, con su base de datos denominada IRIS (Integrated Risk Information System).

Tabla 4.7. Valores de dosis de referencia para nitratos, cadmio y cinc; según la U.S. EPA (última revisión: octubre de 1992).

Substancia	Dosis de Referencia (RfD) [mg / kg x día]
Nitratos	1.6
Cadmio	0.0005
Cinc	0.3

4.3.3. Análisis de la exposición de la población

El modelo conceptual para la presente evaluación de riesgo está formado por tres escenarios (Turner II at al., 2003): una fuente contaminante, la vía de exposición y el cuerpo receptor.

- La **fuentes contaminante** es el basurero que genera los lixiviados, mismos que percolan hasta llegar al acuífero.
- La **vía de exposición** para la presente evaluación es el agua subterránea, por medio del cual los contaminantes se transportan hasta llegar a los pozos someros cuyas aguas se utilizan para el consumo humano, ingiriéndolas por la vía oral. El riesgo a través de las vías respiratorias y de la piel no se evaluó en este estudio.
- El **cuerpo receptor** de los contaminantes es el de cada uno de los individuos que habita en los alrededores del basurero y que consume esta agua subterránea.

En la Figura 4.37 se presenta un esquema del modelo conceptual para la presente evaluación de riesgo y en la Tabla 4.8 se presentan las incertidumbres debidas a los tres escenarios que componen este modelo.

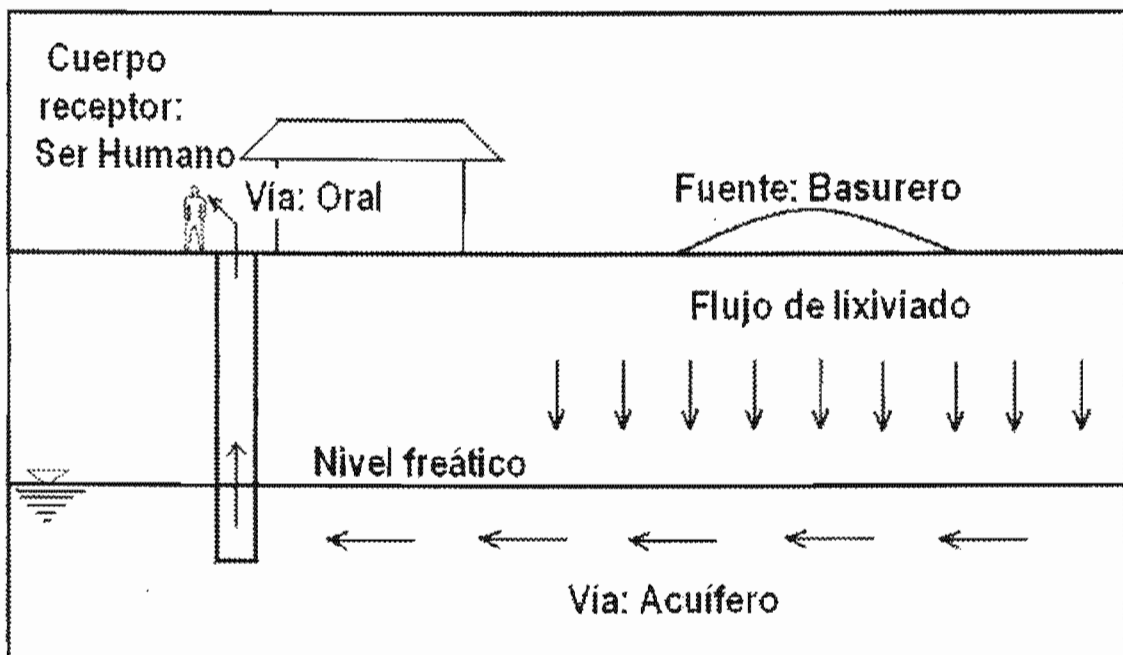


Figura 4.37. Modelo conceptual considerado para la evaluación de riesgo a la salud.

Tabla 4.8. Incertidumbres en la evaluación de riesgo a la salud, debidas a los escenarios simulados.

ESCENARIOS	INCERTIDUMBRES
Fuente contaminante:	
El basurero	Regímenes de lixiviación y recarga.
Vía de exposición:	
El agua subterránea, los contaminantes son ingeridos por la vía oral.	Régimen de movilización de los contaminantes. Atributos del acuífero.
Cuerpo receptor:	
Los individuos que habitan en los alrededores del basurero y consumen el agua subterránea.	Peso de los individuos. El consumo diario de agua depende de cada individuo.

Se realizó una investigación de campo entre los habitantes de la zona de estudio para conocer la situación actual de la población afectada; en ésta se determinó lo siguiente:

- *El uso del agua subterránea:* El agua subterránea se utiliza para el lavado, riego, baño y para consumo de los animales domésticos, principalmente. Para el consumo humano, la gente procura comprar agua purificada o bien llevar a sus hogares agua potable procedente del fraccionamiento cercano (Francisco de Montejo) ubicado a 1 kilómetro, aproximadamente, del sitio, aunque en ocasiones se ven en la riesgosa necesidad de beber el agua de sus pozos.

- *El número de personas afectadas:* 45 personas residen en los alrededores del basurero y las lagunas de oxidación (aproximadamente a 500 metros a la redonda del cerro, o menos) de las cuales 20 son adultos y 25 son niños.
- *Las afectaciones a la salud de los individuos:* La gente afirmó que ha padecido de enfermedades gastrointestinales, como diarrea y cólicos. Las personas han presentado erupciones en la boca y resto del cuerpo como consecuencia del baño, siendo los niños los más afectados; la gente ha contraído infecciones en las uñas. También manifestaron que sus animales (borregos y bueyes) se mueren, aún tomando desparasitante.
- *La tasa de mortalidad asociada a la exposición:* La gente no reportó casos de muerte.
- *Los problemas causados a la sociedad como consecuencia del riesgo existente:* La gente manifestó que el comprar agua purificada representa un gasto adicional, puesto que sus recursos económicos son limitados. Algunas familias se abastecen de agua potable del fraccionamiento Francisco de Montejo, representando esto una molestia; en ocasiones, la gente se enferma cuando se ve en la necesidad de ingerir el agua de sus pozos, por lo que requiere consulta médica y un frecuente consumo de medicamentos.

Las familias que usan el agua subterránea del pozo P6 reportaron las afectaciones a la salud antes mencionadas. Por el contrario, las familias que utilizan los pozos P1 y P7 para abastecerse de agua, afirmaron que su salud no se ha visto afectada, ni la de sus animales. Esto se podría deber a que el pozo P6 se encuentra cerca de la descarga de las lagunas de oxidación, por lo que éstas podrían estar contaminando los pozos aledaños (para la ubicación de los pozos, ver Figura 2.2).

Se emplearán para realizar la presente evaluación de riesgo, un individuo de 60 kg (peso promedio de una persona adulta, en la región) y un consumo diario de agua de 3 litros (Kenney, 2004; Institute of Medicine, 2004).

Las concentraciones de los contaminantes en evaluación (nitrato, cadmio y cinc) para el muestreo correspondiente a julio de 2000 se presentan en la Tabla 4.9. Los pozos que fueron seleccionados se encuentran dispersos en toda la zona de estudio (ver Figura 2.2).

Tabla 4.9. Concentraciones de nitrato, cadmio y cinc en diferentes muestras colectadas en pozos del área en julio de 2000.

Pozo	Nitrato (mg/L)	Cadmio (mg/L)	Cinc (mg/L)
D2	38.67	0.016	0.06
D3	6.99	0.018	0.58
P2	27.82	0.021	0.552
P4	7.93	0.024	0.273
P6	71.45	0.016	0.236
P7	175.69	0.025	0.496
I5	89.53	0.021	0.183
UW1	165.9	0.039	0.175
UW2	25.21	0.019	0.089
UW5	31.35	0.014	0.239

4.3.4. Caracterización del riesgo

A continuación se describe el procedimiento para caracterizar el riesgo no cancerígeno por la vía oral para los contaminantes seleccionados en los pozos en estudio.

El Cociente de Riesgo (HQ, Hazard Quotient) es el indicador del riesgo existente por el consumo de una sustancia en particular; se determina teniendo en cuenta la Dosis Diaria Promedio (ADD, Average Daily Dose, por sus siglas en Inglés) y la Dosis de Referencia (RfD, Reference Dose).

$$HQ = \frac{ADD[mg/kgx día]}{RfD[mg/kgx día]} \quad (4.5)$$

Los Cocientes de Riesgo (HQ) de aquellas sustancias que atacan al organismo en la misma manera (es decir, cuando las sustancias producen el mismo efecto tóxico sobre el organismo y utilizan los mismos mecanismos de ataque) se combinan para considerar el efecto aditivo y obtener como resultado un valor conocido como Índice de Riesgo (HI, Hazard Index por sus siglas en Inglés). Es posible tener varios Índices de Riesgo; sin embargo, existe poca información disponible acerca de la manera exacta en cómo atacan las sustancias al organismo.

Cuando un individuo se encuentra expuesto a varias sustancias, el riesgo resultante puede ser menor, igual o mayor que el riesgo calculado con base en los riesgos individuales que provocan las sustancias. En el primer caso, una sustancia puede reducir la toxicidad de otra; por lo tanto, el efecto tóxico combinado sería menor que el de los efectos individuales. En el segundo caso, dos sustancias podrían no afectarse una a la otra; así, el efecto tóxico combinado sería igual al efecto aditivo producido por las dos sustancias individualmente. En el tercer caso, una sustancia puede incrementar la toxicidad de otra; redundando en que el efecto tóxico combinado sería mayor que el efecto considerado en el caso anterior. Entonces, de manera conservadora, una práctica muy común en las evaluaciones de riesgo es obtener un Índice de Riesgo equivalente al efecto aditivo de los Cocientes de Riesgo de las sustancias involucradas en la evaluación. Así, los riesgos no cancerígenos bajos se asocian a valores de Índices de Riesgo menores que la unidad.

El Índice de Riesgo para un pozo i se calcula de la siguiente manera:

$$HI_{\text{pozo } i} = HQ_{\text{NO}_3(\text{pozo } i)} + HQ_{\text{Cd}(\text{pozo } i)} + HQ_{\text{Zn}(\text{pozo } i)} \quad (4.6)$$

Los valores de las dosis de referencia, publicados por la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de los Estados Unidos, son los que se indicaron en la Tabla 4.7. Para un individuo que pesa 60 Kg y para un consumo diario de 3 litros agua se obtuvieron los resultados de la evaluación de riesgo que se presentan en la Tabla 4.10.

Tabla 4.10. Cocientes e Índices de Riesgo obtenidos con los datos de la Tabla 4.7.

Pozos	HQ			HI
	Nitratos	Cadmio	Cinc	
D2	1.208	1.6	0.01	2.818
D3	0.2184	1.8	0.0967	2.115
P2	0.8694	2.1	0.092	3.061
P4	0.2478	2.4	0.0455	2.693
P6	2.233	1.6	0.03933	3.872
P7	5.49	2.5	0.08267	8.073
I5	2.798	2.1	0.0305	4.928
UW1	5.184	3.9	0.02917	9.114
UW2	0.7878	1.9	0.01483	2.703
UW5	0.98	1.4	0.03983	2.42

Los resultados de la presente evaluación de riesgo se obtuvieron empleando el programa Risk*Assistant (Microsoft Corporation, 1995), el cual calcula el riesgo existente al consumir el agua subterránea empleando la base de datos IRIS (Integrated Risk Information System, de la U.S. EPA)..

Los consumos máximos diarios de agua que los pobladores de la zona de estudio podrían ingerir, de tal manera que se encuentren en el límite de un riesgo significativo (Índice de Riesgo (HI) = 1) para un individuo de 60 kg, son los que se indican en la Tabla 4.11, para cada pozo estudiado.

Dado que en la Tabla 4.10 se indica que existe un riesgo alto para un adulto, para un menor de edad el riesgo será aún mayor. De la misma manera, el consumo máximo diario de agua que han de beber los niños y que en teoría no afecte a su salud, será mucho menor a lo indicado en la Tabla 4.11.

Tabla 4.11. Consumo máximo diario de agua, en la zona de estudio, para $HI = 1$, para un individuo de 60 kg.

Pozo	Consumo diario [L]	No. de vasos de 300 ml.
D2	1.064	3.5
D3	1.418	4.7
I5	0.609	2.0
P2	0.980	3.2
P4	1.114	3.7
P6	0.775	2.5
P7	0.372	1.2
UW1	0.329	1.0
UW2	1.110	3.7
UW5	1.240	4.1

En la Tabla 4.10 se puede observar que incluso en los pozos más alejados existe un riesgo alto al consumir el agua subterránea, como ocurre en los pozos D2 y D3; como es de esperarse, los pozos más cercanos al basurero representan un mayor riesgo a la salud, como son el P7 y el UW1. Al aplicar los resultados de la presente evaluación de riesgo, en el proceso denominado “Manejo del Riesgo”, es importante tener en cuenta que existieron ciertas incertidumbres en la determinación del riesgo a la salud, las cuales han sido mencionadas con anterioridad.

Los habitantes de la zona ya han adoptado sus propias medidas de seguridad al respecto, procurando en lo posible no beber el agua de sus pozos, consumiendo agua de la red de agua potable del fraccionamiento Francisco de Montejo o agua purificada, debido a que se han dado cuenta que las afectaciones a la salud que han sufrido han sido como consecuencia del consumo del agua de sus pozos.

De entre las sustancias evaluadas, el riesgo existente en la mayoría de los casos se debe a los nitratos y al cadmio, siendo el riesgo debido al cinc despreciable en todos los casos. Los nitratos podrían producir la enfermedad llamada metahemoglobinemia, siendo los más propensos los bebés, las mujeres embarazadas, los pacientes con cáncer y los pacientes con acidez estomacal reducida (Knobeloch et al. 2000; Fernícola, 1989); mientras que el cadmio produce alteraciones cardíacas, anemia, fragilidad ósea, depresión de la respuesta inmunitaria y enfermedades hepáticas y renales (Menditto et al. 1998; Nishijo et al. 1995; Shaper, 1979; Voors y Shuman, 1977).

En la Tabla 4.11 se puede observar que el consumo diario máximo que se espera que no produzca efectos adversos a la salud, debe ser mucho menor que el requerido por el cuerpo humano (mismo que se estima en aproximadamente 3 litros al día) incluso en los pozos más alejados al basurero (D2 y D3); en los pozos más cercanos equivaldría a un vaso de agua de 300 ml aproximadamente, para el caso de una persona adulta. Por lo que para el caso de un infante, este consumo diario máximo debería ser menor que 300 ml, puesto que cuenta con un peso corporal menor al del adulto.

Es muy importante tener en cuenta que sólo fueron considerados en esta evaluación los nitratos, el cadmio y el cinc. Existen más sustancias peligrosas presentes en el agua subterránea que no se pudieron incluir en la evaluación de riesgo (tales como sulfatos, sodio, potasio, magnesio, cobre, plomo, hierro, etc.) debido a que se carece de estudios toxicológicos de las mismas para determinar sus dosis de referencia.

Debido a que la gente ha presentado erupciones en la piel como consecuencia posible del baño, se requiere complementar el presente estudio evaluando el riesgo a la salud por la vía dérmica, para determinar si el contacto constante con esta agua efectivamente provoca afectaciones a la salud al ser absorbidos los contaminantes a través de la dermis.

Por lo anterior, es preciso adoptar acciones de remedio y control lo más pronto posible. Entre las medidas de control que se sugieren en el presente estudio están las siguientes:

- Evitar que se continúen depositando residuos sólidos en el basurero de la ciudad de Mérida.
- Evitar que se descarguen aguas de cualquier procedencia, incluso las de drenaje de la ciudad, ya que estas descargas propician la generación de los lixiviados.
- Colocar ventilas en el cerro de basura, con el objeto de que los gases que se producen en el interior de éste puedan escapar al exterior y no sean incorporados al lixiviado; así se evitaría una mayor contaminación del agua subterránea.
- Colocar una cubierta de suelo protector de conductividad hidráulica baja, para evitar que el agua pluvial continúe infiltrándose en el terreno tras lavar los residuos sólidos presentes en el cerro, incorporando a su cuerpo los contaminantes presentes en éstos y recargando al acuífero con los lixiviados generados de esta manera. Para que esta solución sea efectiva, es preciso instalar un sistema colector de las aguas que escurren en el cerro, mismo que ha de colocarse en el perímetro de este, con la finalidad de que capte el agua de la lluvia y la conduzca a un sitio para su posterior disposición.
- Continuar los estudios relacionados con la contaminación del acuífero en la zona, enfocándose a la determinación de la carga de contaminantes generada por las lagunas de oxidación.

4.4. ATENUACION DE CONTAMINANTES

La atenuación de contaminantes conforme viajan a través de la zona de suelo (cuando ésta existe), la zona no saturada y la zona saturada se ve afectada por una variedad de reacciones químicas y, procesos biológicos y físicos que ocurren en la naturaleza y que con frecuencia hacen que el contaminante cambie su estado físico o forma química (Baun et al. 2003; Brady et al. 2003). Las reacciones y los procesos principales incluyen a los procesos geoquímicos (tales como la adsorción - absorción, la solución - precipitación y la oxidación - reducción); los procesos físicos (advección, dispersión, y difusión); los procesos bioquímicos (descomposición orgánica y síntesis celular); y los procesos biofísicos (filtración y transporte de patógenos).

La ocurrencia e intensidad de estos procesos varían en el subsuelo (Julian et al. 2001). La zona de suelo, cuando está presente, tiene la mayor variedad y magnitud de procesos naturales, principalmente en la zona de raíz donde se desintegran una gran cantidad de sustancias químicas por la actividad de los microorganismos, por procesos químicos y físicos, y por la actividad de las plantas. La zona no saturada juega por lo general un papel muy importante al retardar la llegada de los contaminantes al nivel freático.

Cuando se les libera en o dentro de un área cubierta de suelo, es probable que los contaminantes sufran retardo como resultado tanto del grado de heterogeneidad de la zona de suelo como de las propiedades fisicoquímicas del contaminante, o una combinación de ambos. No se espera que alguno de estos factores de retardo evite que una liberación de sustancias químicas alcance el nivel freático, a menos que el volumen liberado sea pequeño.

Según Field (1990), la gran cantidad de diminutas fracturas en la zona no saturada son capaces de retener grandes cantidades de contaminantes químicos después de un derrame debido a las fuerzas electromoleculares que existen entre las partículas de suelo, agua y contaminantes; éste podría ser el caso del basurero de Mérida. Las partículas de suelo lavadas de una zona sobreyacente pueden sorber alguna cantidad de los contaminantes mientras se infiltran a través de la misma, pero estas mismas partículas de suelo se almacenan y transportan a través de la zona no saturada.

Gibert (1990) describe cuatro tipos principales de filtro dentro de la zona no saturada. El primero es de naturaleza geológica y corresponde a la estructura de la matriz, el tamaño de los intersticios a través de los cuales fluyen los contaminantes; este es el filtro mecánico. Los contaminantes pueden ser detenidos por sorción en sedimentos los cuales presentan una gran superficie específica; éste y otros factores físicos intervienen para formar el filtro físico. Ciertos substratos, tales como arcillas o humus intercambian iones con aquellos contenidos en el agua, y agentes naturales y sintéticos forman complejos solubles o suspensiones coloidales con ácidos orgánicos. Bajo la influencia de la variación del pH y

Eh durante el transporte, ciertos solutos se precipitan y se detienen, estos procesos forman el filtro químico. Finalmente los contaminantes pueden ser degradados por materia viva. Los organismos tienen una gran influencia en la presencia de contaminantes y forman el filtro biológico.

Según Ford y Williams (1989), los acuíferos kársticos no son muy efectivos para atenuar los contaminantes presentes en el subsuelo porque no tienen la capacidad de auto-tratamiento encontrada en otro tipo de acuíferos. Las cinco limitantes de atenuación que se supone afectan grandemente al transporte y la descarga de contaminantes son: (1) Área superficial significativamente restringida para la sorción, para el intercambio iónico, o para la colonización por microorganismos; (2) Infiltración rápida del agua y los contaminantes; (3) Transporte rápido de los contaminantes a través de la cubierta de suelo, típicamente delgada, y las oquedades; (4) Regímenes de flujo turbulento, asociados con el flujo muy rápido, promueven el transporte de contaminantes y (5) Tiempo insuficiente, debido a la velocidad del flujo, para que los mecanismos de eliminación, los cuales son dependientes del tiempo, actúen en los contaminantes.

Sin embargo, Gibert (1990), sugiere que las cargas de contaminantes pueden sufrir transformaciones al cruzar las zonas no saturada y saturada; pueden desaparecer completamente, moverse con lentitud, detenerse o esparcirse ampliamente de tal manera que no se detecten fácilmente.

Se piensa que las mejores condiciones para la auto-purificación no existen en sistemas kársticos. No hay suficiente tiempo para que el agua subterránea kárstica se oxigene completamente antes que alcance la zona saturada (en pocas horas o pocos días) donde la auto-purificación solamente se lleva a cabo anaeróbicamente. La baja densidad de microorganismos reduce la rapidez de mineralización de sustancias orgánicas y la ausencia casi total de algas previene la movilización de parte de estos contaminantes (por ejemplo, los nitratos) cuando son muy abundantes. Así, la población que habita en las cavernas puede ya sea incrementar (Holsinger, 1966; Turquin, 1980; Sinton, 1984) o disminuir (Brantsetter, 1975; Adamek y Rauser, 1977) cuando estos contaminantes les

lleguen. La biotransformación y biodegradación por acciones microbianas o de microfauna, dentro del karst, no se conocen bien y necesitan más atención (Turquin, 1980; Moreau, 1982).

La caliza tiene cierta capacidad para eliminar algunos contaminantes o reducir su concentración. Esta “capacidad de purificación” del ambiente, también denominada “capacidad de atenuación”, expresa la habilidad intrínseca del material rocoso que se encuentra por encima y en el sistema de agua subterránea de adsorber, dispersar o retardar contaminantes por un número de procesos físicos, químicos y biológicos que actúan en el sistema suelo – roca – agua subterránea.

4.4.1. ¿Por qué estudiar la atenuación natural?

La atenuación natural es un método de remediación que depende de los procesos que ocurren de manera natural para controlar la migración de los contaminantes disueltos en el agua subterránea, tales como la dispersión, absorción y biodegradación.

Existen dos factores que han impulsado el creciente uso de la atenuación natural como una técnica de manejo de plumas de contaminación. Primero, en los últimos años se ha incrementado el entendimiento de las propiedades sub-superficiales y ahora se reconoce que muchas técnicas de remediación activas no son tan efectivas como se suponían. La segunda razón es que el entendimiento de cómo los procesos naturales impactan a la migración de las plumas de contaminación se ha incrementado con el paso del tiempo.

La atenuación natural controla a los contaminantes liberados en fuentes zonificadas por medio de la dispersión, la difusión, la sorción, la degradación, la volatilización y la dilución. La volatilización y la difusión no son importantes en la mayoría de los sistemas de agua subterránea que no contienen arcillas (Wiedemeier et al. 1999); por lo tanto, los principales procesos de atenuación son la dispersión, sorción, degradación y dilución.

Específicamente para el caso del basurero de Mérida, el enfoque será en la dispersión y la dilución.

La dispersión es una mezcla sub-superficial debida al movimiento del agua subterránea y a las heterogeneidades del acuífero y puede ocurrir en las direcciones longitudinal, transversal y vertical. La dilución puede ser un proceso de atenuación importante bajo varias circunstancias diferentes, tales como una pluma de contaminación que se mueve muy lentamente con el agua subterránea y que fluye en una zona donde la recarga superficial entra a la unidad acuífera. Dado que la mezcla es limitada en el subsuelo, probablemente estarán presentes zonas con altas concentraciones aún con esta adición de agua limpia, conforme la pluma se conduce hacia abajo por la recarga. Otro ejemplo de dilución es cuando los contaminantes migran verticalmente en un estrato de baja conductividad hidráulica y se mezclan con agua subterránea que fluye a mayor velocidad horizontalmente en una unidad acuífera subyacente más permeable. Finalmente muchas plumas se diluyen en el agua subterránea cuando descargan a aguas superficiales, las cuales se mezclan con el agua subterránea para reducir las concentraciones. Si el sistema de agua superficial tiene una velocidad de descarga relativamente alta con relación a la del agua subterránea, entonces ocurrirá una atenuación considerable.

4.4.2. Protocolos y guía de atenuación natural

La American Society for Testing and Materials (ASTM) (1998) ha desarrollado un estándar para un método sistemático de evaluar la efectividad de la remediación por atenuación natural, empleando tres líneas de evidencia. Para la línea de evidencia primaria, se analizan los datos históricos y actuales de monitoreo del agua subterránea para establecer la relación de la concentración de los constituyentes con el tiempo. El estándar de la ASTM indica que la evaluación de datos históricos es suficiente para indicar si el área de la pluma y la concentración de los contaminantes están disminuyendo o permanecen estables.

En otros casos se desarrollan líneas de evidencias secundarias u opcionales para demostrar de manera adecuada que la atenuación natural está controlando de manera efectiva el crecimiento de la pluma. La línea de evidencia secundaria consiste de (1) una evaluación de indicadores geoquímicos de biodegradación, y (2) el cálculo de la rapidez de cambio de la atenuación. La línea de evidencia opcional se fundamenta en la construcción de modelos comprensivos calibrados en el sitio para cuantificar los procesos de atenuación natural, incluyendo los efectos combinados de los procesos físicos, químicos y biológicos.

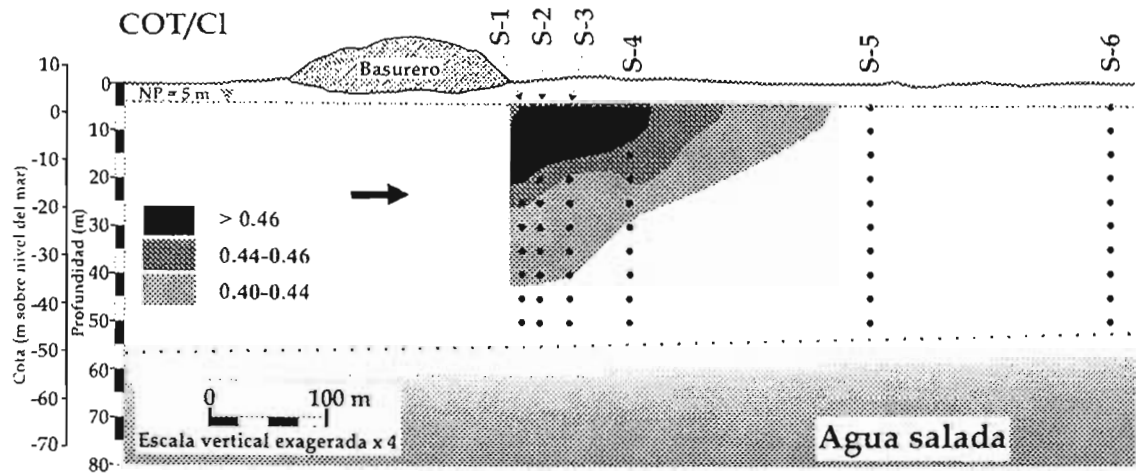
4.4.3. Evidencia de atenuación natural en la zona de estudio

Pocos procesos suceden en la zona saturada siendo los más efectivos para la disminución de los gradientes de concentración de solutos la dilución por dispersión y advección, así como fenómenos de retardo lineal por la interacción de solutos con el medio físico.

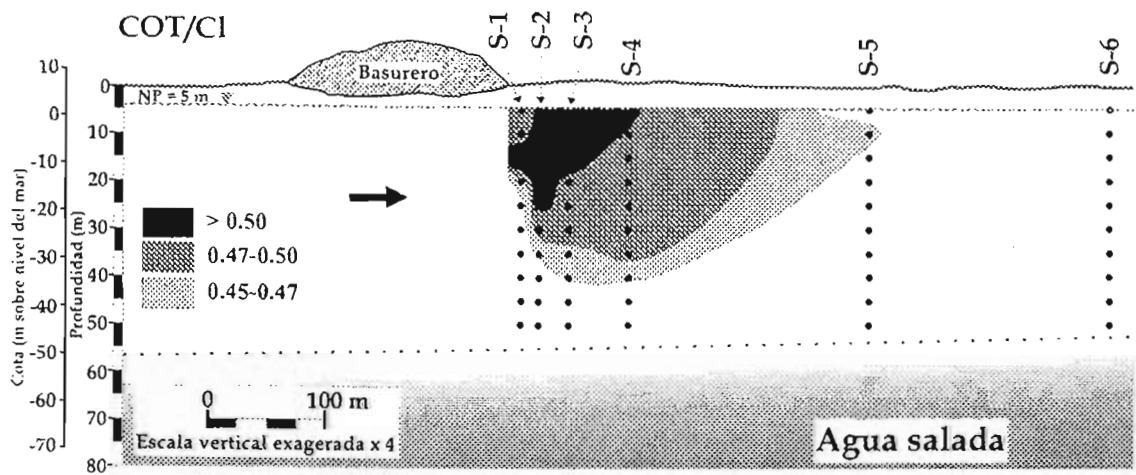
La Figura 4.18 muestra que, la calidad del agua que inicialmente era de tipo cálcico – bicarbonatada, cambia a tipo clorurada sódica debido a la contaminación del lixiviado y actualmente está en proceso de retornar a su calidad original. El impacto del lixiviado del basurero municipal de Mérida no es evidente más allá de un kilómetro de distancia del sitio; se deduce entonces que ocurre dilución y probablemente biodegradación en la pluma de contaminación conforme migra gradiente abajo.

También existe evidencia para sugerir que se está dando un proceso de atenuación natural en el sistema acuífero, dado que las relaciones de carbón orgánico disuelto – cloruros parecen disminuir gradiente abajo del flujo subterráneo (Figura 4.38). Esta relación sería constante si el único proceso operativo en el acuífero fuera la dilución y no ocurriera atenuación de los contaminantes.

Así, dadas las características del sistema, en el acuífero se está llevando a cabo un proceso de atenuación que depende de los procesos naturales que ocurren en él para degradar y eliminar contaminantes.



Octubre de 2001



Octubre de 2002

Figura 4.38. Relación carbono orgánico total vs cloruros del agua subterránea en el basurero municipal de Mérida.

Los diferentes protocolos hacen diferentes énfasis en cómo demostrar la atenuación natural, pero los tres elementos claves son:

- Historia de la pluma: para demostrar la pérdida de la masa de contaminantes que se liberan de la fuente.
- Indicadores geoquímicos y rapidez de cambio de la atenuación: para demostrar que las condiciones son favorables para la pérdida de masa.
- Modelación del transporte de solutos: para demostrar que los datos del sitio son consistentes con la pérdida vía atenuación natural.

Estos tres componentes se discuten a continuación.

4.4.3.1. *Historia de la pluma*

Uno de los estudios más importantes que apoyan el concepto de atenuación natural fue el realizado por Rice et al. (1995) quienes analizaron las tendencias en los datos de sitios con al menos ocho episodios de muestreo y definieron que un ciclo de vida de las plumas de contaminación consta de cuatro etapas diferentes:

En expansión: presencia de contaminación residual. El flujo de la masa de contaminantes excede la capacidad asimilativa del acuífero.

Estable: cambios insignificantes. Procesos activos o pasivos de remediación controlan la longitud de la pluma.

En decadencia: contaminación residual casi exhausta y procesos activos o pasivos de remediación reducen significativamente la longitud de la pluma.

Exhausta: muy baja concentración promedio de los contaminantes en la pluma, sin cambios con el tiempo. Etapas finales de la dilución en la zona de la fuente en un área relativamente pequeña en el sitio.

Este tipo de análisis del ciclo de la vida de la pluma de contaminación han sido reportados por varios autores: Mace et al. (1997); Newell y Connor (1998) y McNab et al. (1999). Estos estudios han demostrado que la mayoría de las plumas de contaminación no se están

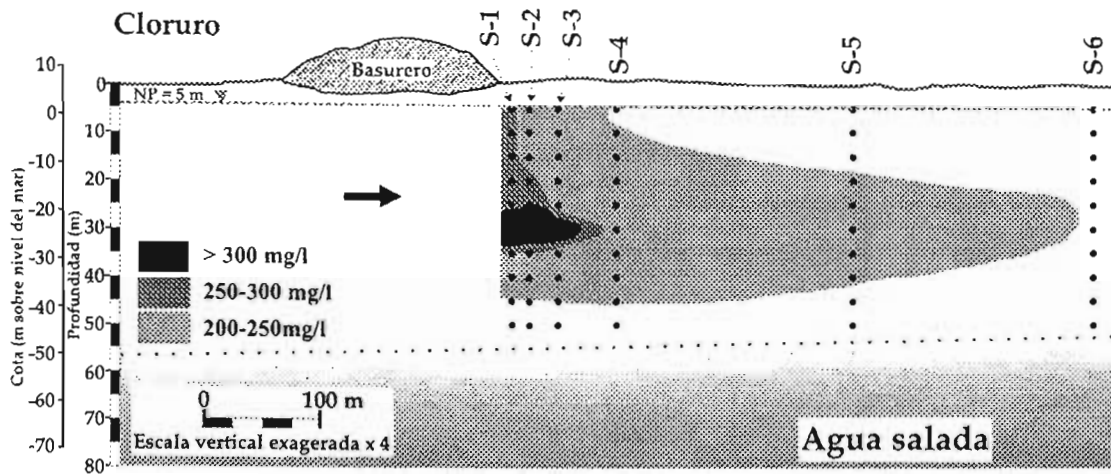
expandiendo, y que los procesos de atenuación natural tienen el potencial de manejar la contaminación del agua subterránea en muchos sitios.

El análisis de la historia de la pluma tiene la intención de definir si ésta es estable, está decadente o expandiéndose en el agua subterránea. La remediación por atenuación natural es apropiada en sitios con plumas estables o en decadencia si los objetivos de la remediación y el tiempo son consistentes con la manera en que se espera que se lleve a cabo la remediación por atenuación natural en el sitio.

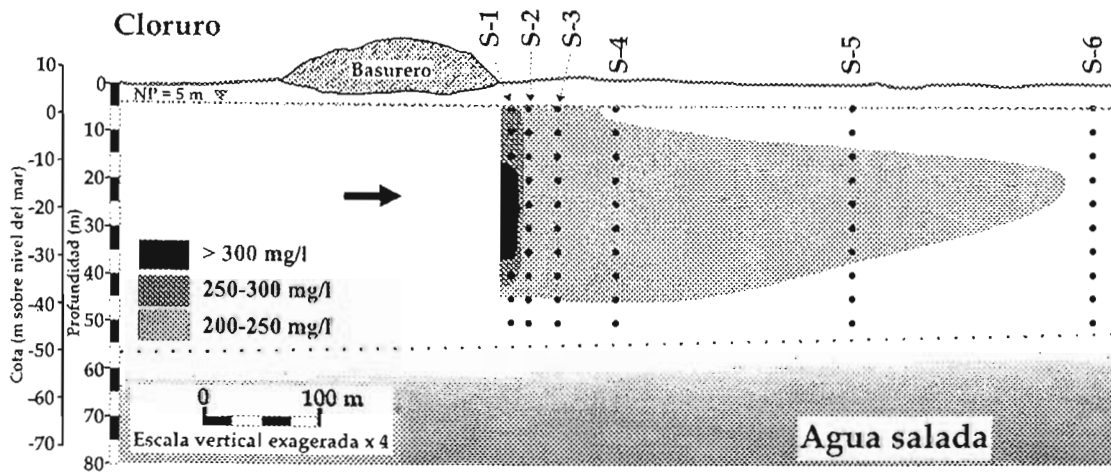
Los métodos utilizados en la zona de estudio para analizar la historia de la pluma son los siguientes:

- Gráficas de las concentraciones promedio en la pluma: se utilizaron para definir la concentración promedio de la pluma contra el tiempo con base en los datos colectados de los pozos de monitoreo.
- Gráficas de concentración a lo largo de la línea preferencial del flujo: se realizaron para varios periodos de tiempo, para analizar las tendencias de las concentraciones de la fuente al frente de la pluma.
- Mapas de contornos: éstos ilustran las condiciones de la pluma con el tiempo; es decir si está estable ó si está disminuyendo o expandiendo. Por ejemplo, en la Figura 4.39 se aprecia que las plumas de cloruro van disminuyendo con el tiempo.

También se utilizaron herramientas estadísticas para el análisis de las tendencias de los datos de los muestreos realizados para confirmar el análisis por inspección visual de los datos del sitio con el tiempo. Específicamente se utilizó la prueba no paramétrica de Mann – Kendall (Gilbert, 1987) la cual sirve para definir las tendencias de los datos utilizando un procedimiento de asignación de intervalos. Requiere de cuatro o más eventos de muestreo independientes y compara cada evento contra los demás. La Figura 4.40 muestra el cálculo de la S estadística de Mann - Kendall para el pozo S2. Un valor positivo de S indicaría una tendencia en incremento y para uno negativo, la tendencia sería decreciente. En la Tabla 4.12 se presentan los resultados de los pozos ubicados a lo largo del eje principal de la pluma.



Octubre de 2001



Octubre de 2002

Figura 4.39. Evolución de la pluma de cloruros en el agua subterránea en el basurero municipal de Mérida.

El valor de S, obtenido anteriormente, y el número total de eventos de muestreo se utilizaron en la carta de nivel de confianza (Groundwater Services, 1999) para determinar si una cierta tendencia está probablemente presente en los datos.

ANÁLISIS DE MANN - KENDALL	POZO DE MONITOREO S2						CONTAMINANTE: CLORURO
PLUMA DEL BASIJUQUE DE MEDIDA							

	Oct. 2000 (evento 1)	Abr. 2001 (evento 2)	Jul. 2001 (evento 3)	Oct. 2001 (evento 4)	May. 2002 (evento 5)	Oct. 2002 (evento 6)	(# de NO's - # de SI's)
Concentración (mg/l)	353.76	396.00	381.12	308.56	326.89	200.51	
Oct. 2000: ¿evento 1 > evento n?		NO	NO	SI	SI	SI	- 1
Abr. 2001: ¿evento 2 > evento n?			SI	SI	SI	SI	- 4
Jul. 2001: ¿evento 3 > evento n?				SI	SI	SI	- 3
Oct. 2001: ¿evento 4 > evento n?					NO	SI	0
May. 2002: ¿evento 5 > evento n?						SI	- 1

S estadística de Mann - Kendall = TOTAL - 9

Figura 4.40. Caracterización de la pluma de contaminación en el agua subterránea con base en los datos del pozo S2.

Tabla 4.12. Resultados del análisis de estabilidad de la pluma de contaminación.

POZO	S estadística de Mann - Kendall
S1	- 3
S2	- 9
S3	- 9
S4	- 5
S5	- 5

En la Figura 4.41, $S < 0$ indica una tendencia en decremento, mientras que $S > 0$ indica una tendencia al incremento. Se deduce así, que la pluma de contaminación está entre estable y en decadencia ya que los pozos S1, S4 y S5 no parecen indicar una tendencia con certeza aunque los pozos S2 y S3 indican que las concentraciones disminuyen con el tiempo.

CARTA DE NIVEL DE CONFIANZA							
Valor de S	Número total de eventos de muestreo						
	4	5	6	7	8	9	10
0							
± 1							
± 2							
± 3			S1		Esta región no indica tendencia alguna		
± 4							
± 5			S4, S5				
± 6							
± 7							
± 8							
± 9			S2, S3				
± 10							
± 10							
± 12							
± 13							
± 14							
± 15							
± 16			Esta región indica tendencia de incremento o decremento				
± 17							
± 18							
± 19							
± 20							

Figura 4.41. S estadística de Mann – Kendall para los pozos de monitoreo en la zona de estudio.

4.4.3.2. Indicadores geoquímicos y razón de cambio

Los indicadores geoquímicos dan información adicional de que los procesos de atenuación natural están activos en el sitio. Se han discutido en este capítulo los altos niveles de cloruros y los procesos redox involucrados en la zona de estudio de lo que se puede deducir que el lixiviado que impacta al acuífero contiene una muy alta demanda química de oxígeno y altas concentraciones de amoníaco; sin embargo, a pesar de que inmediatamente debajo del sitio se establecen rápidamente condiciones anaerobias, promoviendo la descomposición de los componentes orgánicos, conforme la pluma se aleja, se produce por un lado una mezcla del lixiviado con agua no contaminada causando la oxidación del amonio y por otro, la dilución del cloruro.

Para el cálculo de la razón de cambio de la atenuación de la contaminación se utilizó el método descrito por Rifai y Newell (1998), para lo cual se graficaron las concentraciones determinadas en el centro de la pluma en una escala semilogarítmica (\ln) contra la distancia al centro de la fuente; se calculó la razón de cambio de la atenuación (k) utilizando la pendiente de la línea que mejor se ajuste a los puntos (Figura 4.42) y la velocidad del flujo de agua subterránea (0.073 m/día), con la siguiente ecuación:

$$k = -(\text{pendiente}) * (\text{velocidad del agua subterránea}) \quad (4.7)$$

Se realizaron cálculos para determinar la vida media de la atenuación de la pluma de contaminación (Tabla 4.13). Esta indica el tiempo en reducir las concentraciones de los contaminantes a la mitad, suponiendo que el contaminante en cuestión no fluiría más en la zona. Para esto se utilizó la siguiente expresión (Bedient et al. 1999):

$$\ln\left(\frac{C}{C_0}\right) = -kt \quad (4.8)$$

donde

k = razón de cambio de la atenuación, y
t = tiempo

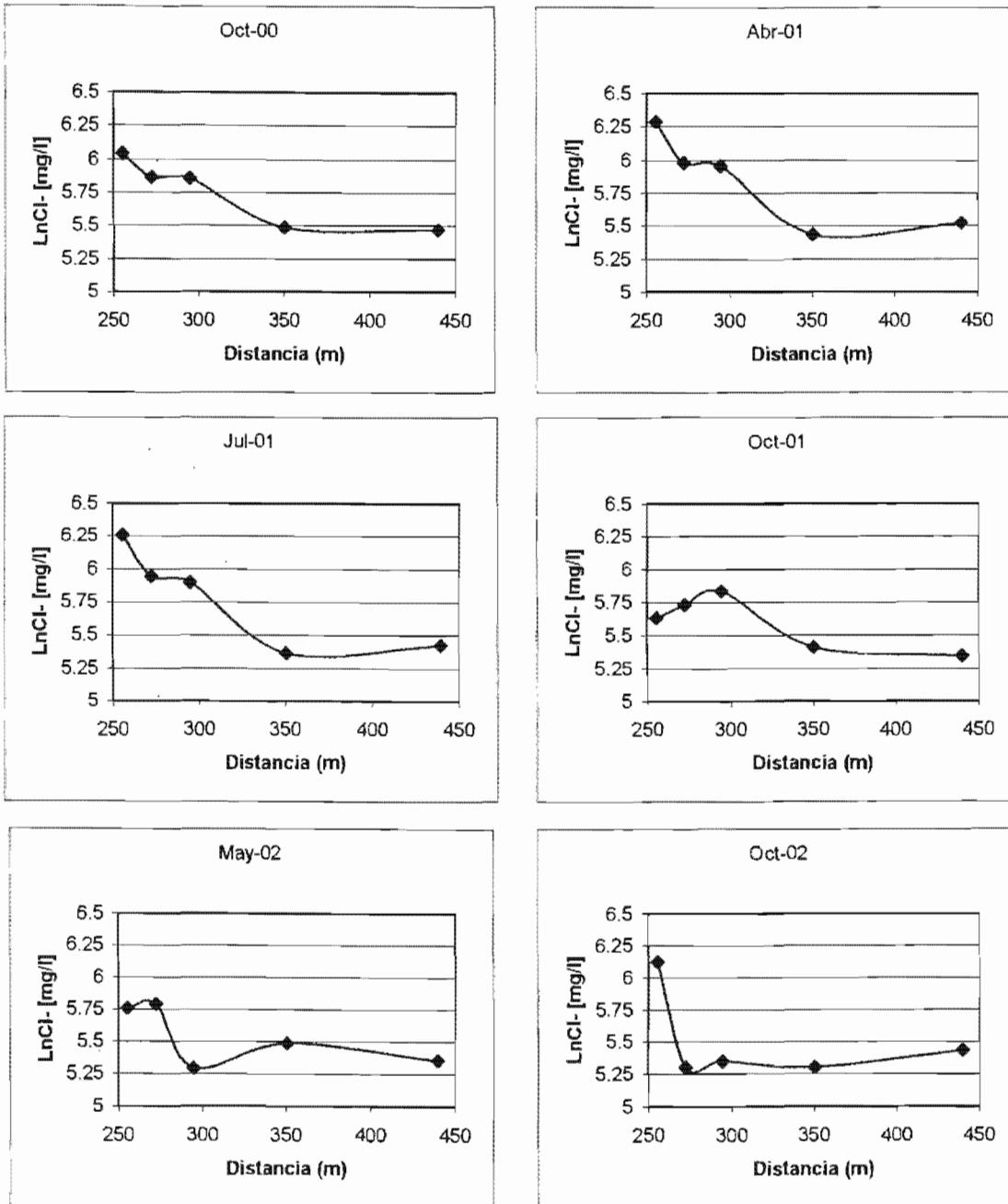


Figura 4.42. Gráficas para el cálculo de la razón de cambio de la atenuación.

Tabla 4.13. Razón de cambio de la atenuación natural y vida media de la pluma de contaminación para los diferentes eventos de muestreo.

MUESTREO	Razón de cambio de la atenuación natural (k) [día⁻¹]	Vida media de la pluma (años)
Octubre de 2000	2.26×10^{-4}	8.4
Abril de 2001	2.93×10^{-4}	6.5
Julio de 2001	3.16×10^{-4}	6
Octubre de 2001	1.65×10^{-4}	11.5
Mayo de 2002	1.44×10^{-4}	13.2
Octubre de 2002	1.36×10^{-4}	14

O bien:

$$t_{0.5} = \frac{\ln\left(\frac{0.5}{1}\right)}{-k} = \frac{\ln(1) - \ln(2)}{-k} \quad (4.9)$$

Finalmente:

$$t_{0.5} = \frac{\ln(2)}{k} \quad (4.10)$$

Dado que las razones de cambio de la atenuación son positivas, se confirma que las concentraciones disminuyen entre la fuente y el frente de la pluma con el tiempo debido al efecto combinado de la dispersión y la dilución (similar al estudio reportado por Bockelmann et al. 2003). Como era de esperarse, el efecto de la atenuación de contaminantes en el agua subterránea va disminuyendo con el tiempo hasta ser casi estable; esto puede notarse con últimos los valores reportados en la Tabla 4.13 y las últimas imágenes de la Figura 4.42 (correspondientes a mayo y octubre de 2002).

Los cálculos de la vida media de la pluma de contaminación, presentados en la Tabla 4.13, indicaron que al principio, el tiempo en reducir las concentraciones de los contaminantes a la mitad, suponiendo que el contaminante en cuestión no fluiría más en la zona, va en

decremento y conforme el tiempo pasa, los procesos de atenuación natural se hacen más lentos.

4.4.4. Monitoreo de la atenuación natural

Con la finalidad de aclarar el uso del “monitoreo de la atenuación natural” en sitios contaminados, la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (USEPA, por sus siglas en Inglés) (1997) publicó un documento que establece su uso solamente como un componente del remedio total en la mayoría de los casos y que debería “utilizarse con cautela como único remedio en sitios contaminados”. Además, la USEPA reiteró que el monitoreo de la atenuación natural debe apoyarse en una demostración técnica detallada y en la realización subsecuente del monitoreo,

El monitoreo de la atenuación natural es un método de remediación apropiado solamente cuando su uso sea el de proteger la salud de los seres humanos y el medio ambiente y será capaz de lograr los objetivos de remediación específicos del sitio en cuestión en un tiempo razonable (Clement et al. 2002). Las decisiones de emplear la atenuación natural como un remedio o un componente de remediación deben estar completa y adecuadamente apoyadas con datos de caracterización y análisis específicos del sitio.

Se deben utilizar tres clases de información específica del sitio o “evidencias” en tal evaluación. Estas son: (1) datos históricos de la química del agua subterránea y/o del suelo que demuestren un tendencia clara y significativa que la masa y/o la concentración del contaminante están decayendo en puntos de monitoreo o de muestreo apropiados; (2) datos hidrogeológicos o geoquímicos que puedan utilizarse para demostrar indirectamente los tipos de procesos de atenuación natural activos en el sitio, y la tasa en la cual tales procesos reducirán las concentraciones del contaminante a niveles requeridos; y (3) datos de estudios de campo o microcosmos que demuestren directamente la ocurrencia de un proceso de atenuación natural particular en un sitio.

4.4.4.1. *Ventajas y desventajas*

El monitoreo de la atenuación natural tiene varias ventajas y desventajas potenciales y su uso debería considerarse cuidadosamente durante la caracterización de un sitio y la evaluación de alternativas de remediación (USEPA, 1997):

Dentro de las ventajas potenciales del monitoreo de la atenuación natural están las siguientes:

- Al igual que en cualquier proceso in situ, mínima generación de desechos como resultado de la remediación, reducido potencial de transferencia cruzada de contaminantes asociada con tratamientos ex situ, y reducido riesgo de exposición humana al medio contaminado.
- Menor intrusión dado que se requiere muy pocas estructuras superficiales.
- Aplicación a todo o a parte de un sitio determinado, dependiendo de las condiciones del sitio y de los objetivos de la limpieza del mismo.
- Uso en conjunción con, o como un seguimiento de, otras medidas de remediación activas.
- Menores costos de remediación comparado con la remediación activa.

Las desventajas potenciales incluyen:

- Mayores tiempos para lograr los objetivos de la remediación, comparado con la remediación activa.
- Caracterización del sitio compleja y costosa.
- La toxicidad de los productos de transformación podrían exceder la de los compuestos primarios.
- Necesidad de un monitoreo a largo plazo.
- Necesidad de controles institucionales para asegurar la protección del sitio a largo plazo.

- Migración continua de la contaminación y/o transferencia cruzada de contaminantes.

Al igual que otras tecnologías de remediación, la atenuación natural es viable en algunos sitios pero no en todos. Algunos de los factores claves que determinan si la atenuación natural es apropiada incluyen:

1. Estabilidad de la pluma.
2. Se requiere tiempo para la remediación.
3. Riesgo asociado con los contaminantes y con los procesos de atenuación natural.
4. La economía de la atenuación natural contra otras tecnologías.
5. Cuestiones de contaminación fuera del sitio.
6. El grado de entendimiento respecto a los procesos del sitio.

CAPÍTULO 5

GRADO DE PELIGROSIDAD DEL BASURERO

5.1. EVALUACIÓN DEL RIESGO DE CONTAMINACIÓN AL AGUA SUBTERRÁNEA

La técnica de contención de desechos es extremadamente costosa y está fuera del presupuesto de la mayoría de los países en desarrollo. La regla general ha sido el utilizar rellenos sanitarios del tipo de dilución y dispersión en los cuales se explota la capacidad de atenuación de la zona no saturada para reducir el impacto de cualquier lixiviado en el sistema de agua subterránea. Mather (1994) mencionó que en países en desarrollo no es necesario proteger cada acuífero de fuentes de contaminación locales y puntualizó que no es deseable el imponer las costosas tecnologías de contención utilizadas en Europa ó Estado Unidos. Con esto en mente, se hace necesario estimar el impacto del peligro y resultados de

la acumulación de desechos en el basurero municipal de Mérida la cual se realiza por dilución y dispersión.

5.2. FACTORES EN LA EVALUACIÓN DE LA PELIGROSIDAD

Lo ideal en sitios de disposición del tipo diluido y disperso es que suceda la degradación de los compuestos orgánicos peligrosos que se encuentran en el lixiviado. El lixiviado percola, sin que haya manera de controlarlo, a través de la zona no saturada hasta alcanzar el nivel freático. La carga de contaminación debajo del sitio de disposición es una función de la degradación microbiana en el agua y la capacidad de atenuación de la zona no saturada (Haq, 2003). Entonces, las propiedades de la zona no saturada son un factor clave en el impacto. En el nivel freático donde las propiedades hidráulicas del acuífero saturado controlan el proceso, el contaminante remanente se diluye y se transporta por el flujo regional del agua subterránea.

La siguiente es una lista de factores de riesgo, dividida en tres grupos, que se consideran importantes al evaluar un sitio de disposición de desechos para su impacto en el agua subterránea (Klinck et al. 1995).

Grupo de sitio: tamaño del sitio; clima del sitio; composición de la basura y composición del lixiviado.

Grupo geológico e hidrogeológico: carácter de la zona no saturada; propiedades del acuífero; gradiente hidráulico y recarga.

Grupo de riesgo: proximidad de la población local; distancia del pozo de explotación más cercano; volumen de agua subterránea extraída y distancia al agua superficial más cercana.

Con base en lo anterior, se presenta en este capítulo un método para clasificar un sitio de disposición existente o prospecto en un marco de riesgo a la contaminación del agua

subterránea, examinando los controles del transporte de contaminantes que emanan del sitio, así como los parámetros que son importantes para establecer dicho riesgo.

5.3 METODOLOGÍA

Se pueden emplear un buen número de métodos para evaluar la importancia de los factores de riesgo enlistados anteriormente (Ahmad et al. 2003; Connell y Daele, 2003; Thirumalaivasan et al. 2003 y Rupert, 2001). Tal vez el más simple es que un grupo de personas con experiencia convenga, para varios escenarios, asignar un intervalo numérico a los factores de riesgo con base en el consenso del grupo; éste es el método Delphi (Linstone y Turoff, 1975). Los esquemas resultantes se basan por lo general en cuestionarios y son subjetivos. Los rangos derivados se pueden graficar en mapas y realizar contornos.

5.3.1. Esquemas de evaluación de vulnerabilidad de acuíferos

El método DRASTIC (Aller et al. 1987) es una implementación al concepto de mapeo de vulnerabilidad acuífera y la intención es el generar un parámetro único de vulnerabilidad utilizando un esquema de ponderación establecido para siete parámetros básicos. Estos parámetros son: profundidad (**D**epth to water), recarga neta (**R**et Charga), tipo de acuífero (**A**quifer media), tipo de suelo (**S**oil media), topografía (**T**opography), impacto de la zona no saturada (**I**mpact of vadose zone) y conductividad hidráulica del acuífero (**H**ydraulic Conductivity of the aquifer). Se llegó al esquema de ponderación de los diferentes parámetros por un procedimiento de consenso en lugar de basarse en un modelo físico. Esta metodología puede criticarse ya que el efecto de algunos de los parámetros de entrada es incierto y debido a que la manera de combinarlos es un tanto arbitraria (Van Stempvoot et al. 1992). El esquema ha sido utilizado con éxito para identificar zonas de abastecimiento de agua que son vulnerables a fuentes de contaminación puntuales por compuestos orgánicos volátiles liberados por procesos industriales (Kalinski et al. 1994) aunque originalmente se desarrolló para planificar la protección de acuíferos regionales.

El índice DRASTIC (o potencial de contaminación) se calcula como sigue:

$$\text{Potencial de contaminación} = D_r D_w + R_r R_w + A_r A_w + S_r S_w + T_r T_w + I_r I_w + C_r C_w \quad (5.1)$$

Donde los subíndices significan: r = calificación para el sitio;
 w = ponderación de la importancia del parámetro.

Rosen (1994) presentó un algoritmo útil para el cálculo de este índice, del cual se ha adaptado la Figura 5.1.

La metodología GOD (Foster, 1987 y Foster e Hirata, 1991) es una base organizacional de evaluación de riesgo, que califica la ocurrencia del agua subterránea o condición de confinamiento (**G**roundwater occurrence), tipo de acuífero o el sustrato geológico en términos del grado de consolidación y características litológicas (**O**verall aquifer class) y la profundidad al nivel freático (**D**epth to water table).

A cada componente se le asigna un índice de peligrosidad en un intervalo de escala de cero a uno, definiendo la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero como el producto de los tres índices (Figura 5.2). Una desventaja es que el esquema da una vulnerabilidad que es un artefacto numérico; por ejemplo, si todos los tres componentes tienen calificación de 0.8 entonces el producto sería 0.512 que implica que el producto de las tres es menor que los índices individuales. Para los propósitos de ejercicio comparativo se considera la media aritmética para obtener un índice mejor; esto implica que cada parámetro tiene igual ponderación.

El Waste Aquifer Separation Principle (WASP) está diseñado específicamente para asignar rangos de peligrosidad a rellenos sanitarios (Parson y Jolly, 1994a; 1994b); el esquema hace una evaluación del impacto en el acuífero directamente debajo del sitio de disposición de desechos.

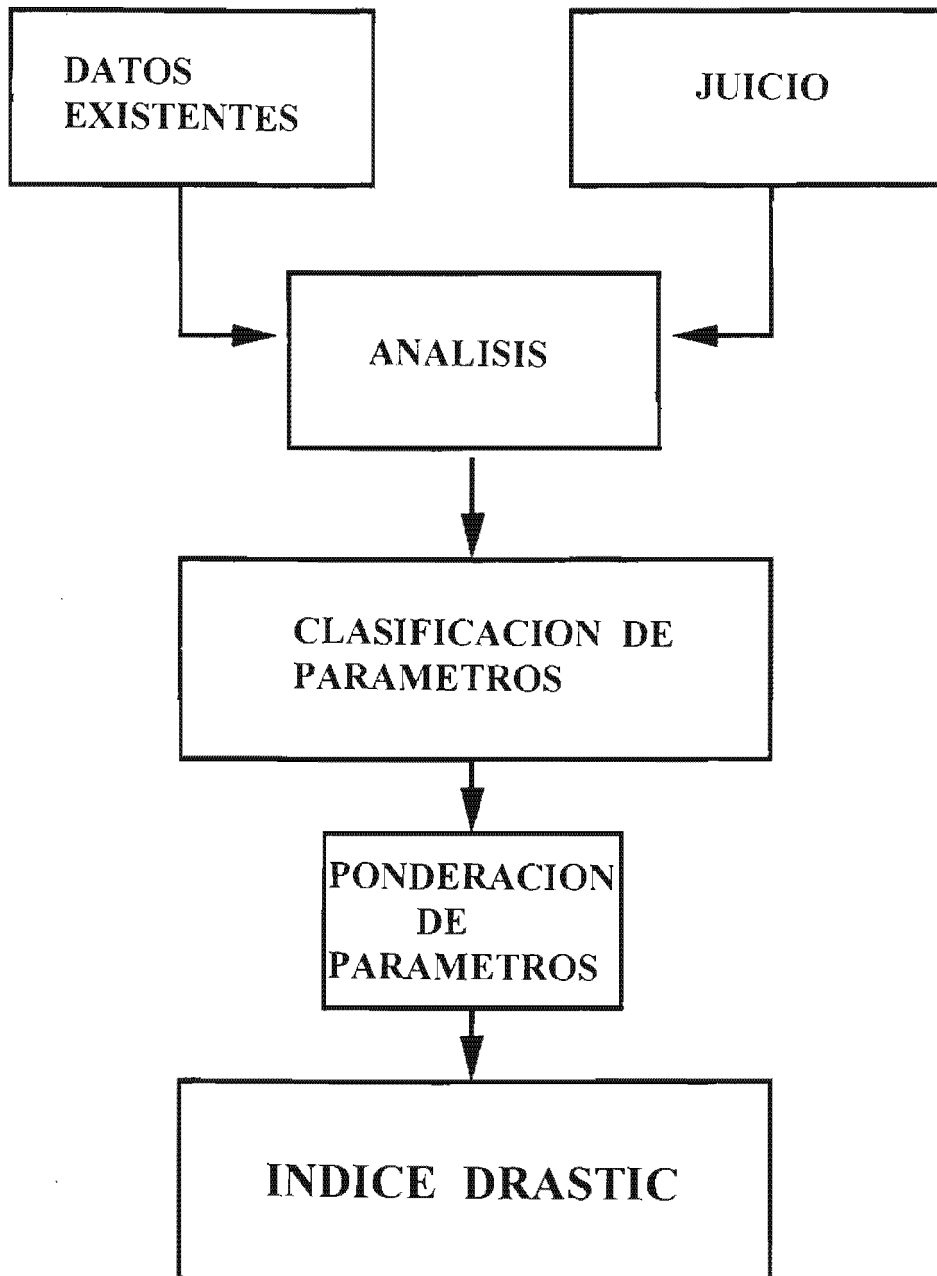


Figura 5.1. Diagrama esquemático de la metodología DRASTIC (Rosen, 1994).

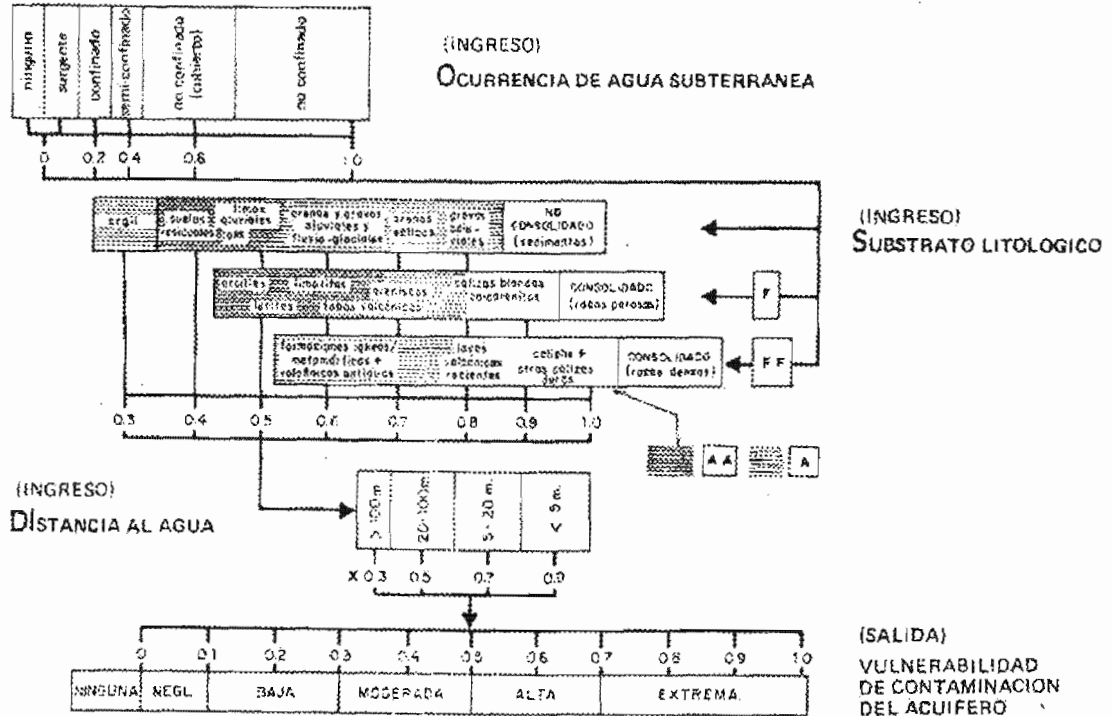


Figura 5.2. Esquema de cálculo para GOD (Foster e Hirata, 1991).

Se identifican tres factores como importantes en la evaluación de la conveniencia del sitio:
 1) factor de amenaza; 2) factor de barrera u obstáculo y 3) factor de recurso.

El factor amenaza es básicamente el producto del volumen del lixiviado producido y su calidad; se obtiene considerando el área de diseño final del sitio de disposición de desechos y el tipo de basura. El factor de barrera entre un montículo de desechos y un acuífero se define según el carácter de la zona no saturada y se evalúa calculando el tiempo de recorrido de la base de los desechos hasta el nivel freático, utilizando la ley de Darcy; aquí es donde se espera que se lleve a cabo la atenuación del lixiviado. El factor de recurso considera el valor estratégico del agua subterránea para el usuario; la evaluación de este factor se basa en cuestionarios y tiene que ver tanto con el uso potencial como actual. La calificación consiste tanto en un índice WASP como en un índice de datos confiables que se obtiene ya sea por un programa de computadora o un cuestionario; el análisis final se efectúa utilizando un nomograma (Figura 5.3).

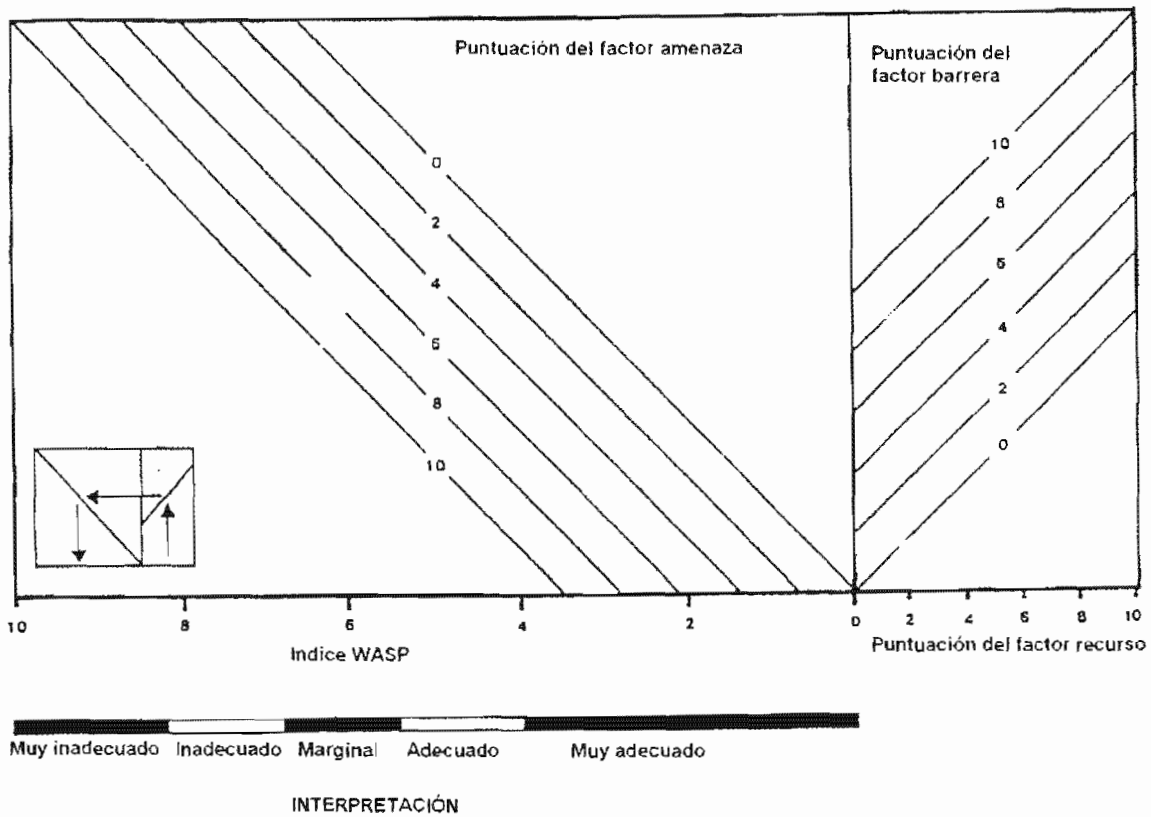


Figura 5.3. Nomograma del índice WASP (Parson y Jolly, 1994b).

Esencialmente el nomograma da una media aritmética de las puntuaciones de los factores y asigna un descriptor; por ejemplo, adecuado, inadecuado, etc. No hay manera de variar la recarga en el esquema; sin embargo, esto no parece ser un obstáculo importante.

Hay que prestar atención al aplicar la ley de Darcy para calcular tiempos de recorrido a través de la zona no saturada utilizando valores de conductividad saturada; éstos se podrían subestimar dando como resultado una sobrestimación del factor de barrera y posiblemente la eliminación de sitios adecuados.

5.3.2. La modelación

Se pueden aplicar metodologías estocásticas o determinísticas más rigurosas como una alternativa a los esquemas de calificación subjetivos, utilizando modelos de flujo de agua subterránea para evaluar un número de escenarios. Se pueden producir calificaciones numéricas basadas en los resultados de estos modelos. Gutjahr (1992) presenta el siguiente listado de las opciones de modelación disponibles: (a) modelos determinísticos de medios porosos, donde se introduce la incertidumbre principalmente a través de las variaciones de los parámetros; (b) modelos estocásticos de medios porosos, donde la incertidumbre se introduce a través del tratamiento del medio y de las variaciones de los parámetros; y (c) modelos de medios fracturados, donde pueden estar presentes tanto las características estocásticas como determinísticas.

Los modelos numéricos solamente son tan buenos como la conceptualización del sistema físico que se supone que representan. Para los propósitos de esta investigación se diseñó un modelo determinístico genérico para examinar un número de escenarios hidrogeológicos. El impacto por la disposición de desechos se evalúa no solamente en la calidad del agua subterránea directamente debajo del lugar, sino también en los diferentes ambientes del sitio. En este aspecto, la metodología es una novedad comparada con esquemas existentes.

Los pasos principales al construir e implementar el simulador numérico fueron: (i) desarrollar el modelo conceptual; (ii) diseñar el modelo utilizando un modelo de computadora apropiado; (iii) predecir la respuesta del escenario y determinar la respuesta del factor a la variación de los parámetros. Esto último es una forma de análisis de sensibilidad.

Los criterios al producir el modelo conceptual fueron, en orden prioritario: (i) que sea simple de utilizar y de aplicar a situaciones reales; (ii) utilizar su representación numérica para hacer extrapolaciones a sitios reales tan cuantificables y no subjetivos como sea posible; (iii) incluir tantos factores de los descritos anteriormente, como sea posible.

Para reducir la subjetividad, el método que se presenta aquí, se utilizó para calcular períodos de tiempo de migración de contaminantes para obtener concentraciones específicas a varias distancias del basurero. Aunque un modelo conceptual simple está limitado a contener supuestos que no son aplicables a cada caso individual, se anticipó que el modelo numérico produciría una evaluación cuantitativa del riesgo potencial a una cierta distancia del basurero.

Se requieren dos grupos de ecuaciones y parámetros para obtener la solución del movimiento del agua y un contaminante en las zonas no saturada y saturada; por lo tanto, la representación numérica del modelo conceptual debe tratar esto separadamente. Inicialmente, se intentó utilizar soluciones analíticas simples para la migración de contaminantes en dos dimensiones en un plano vertical; sin embargo, se encontró que al intentar introducir más factores, de acuerdo con el tercer objetivo enlistado anteriormente, las ecuaciones se hicieron más complejas y los resultados fueron muy dependientes de los supuestos de la solución. El comparar los resultados con los obtenidos de un código por elementos finitos indicó que éste último es más confiable y, aunque esto incrementó la complejidad, éste presentó la mejor opción si se dan instrucciones claras al usuario.

En el modelo conceptual adoptado aquí, el sitio de disposición de desechos se ubica sobre un medio geológico no saturado que sobreyace a un acuífero no confinado (Figura 5.4). Por simplicidad, el modelo conceptual supone que las zonas no saturada y saturada están compuestas del mismo medio homogéneo; no permite cambios en las propiedades hidráulicas o geológicas dentro de cada sección del sendero de transporte.

Para la solución numérica del modelo, el sendero se trata en dos secciones cuyos resultados deben sumarse para obtener el tiempo total de recorrido. Estos son:

- (i) El tiempo que le toma al contaminante viajar en forma descendente en una línea a través de la zona no saturada del basurero hasta el nivel freático.

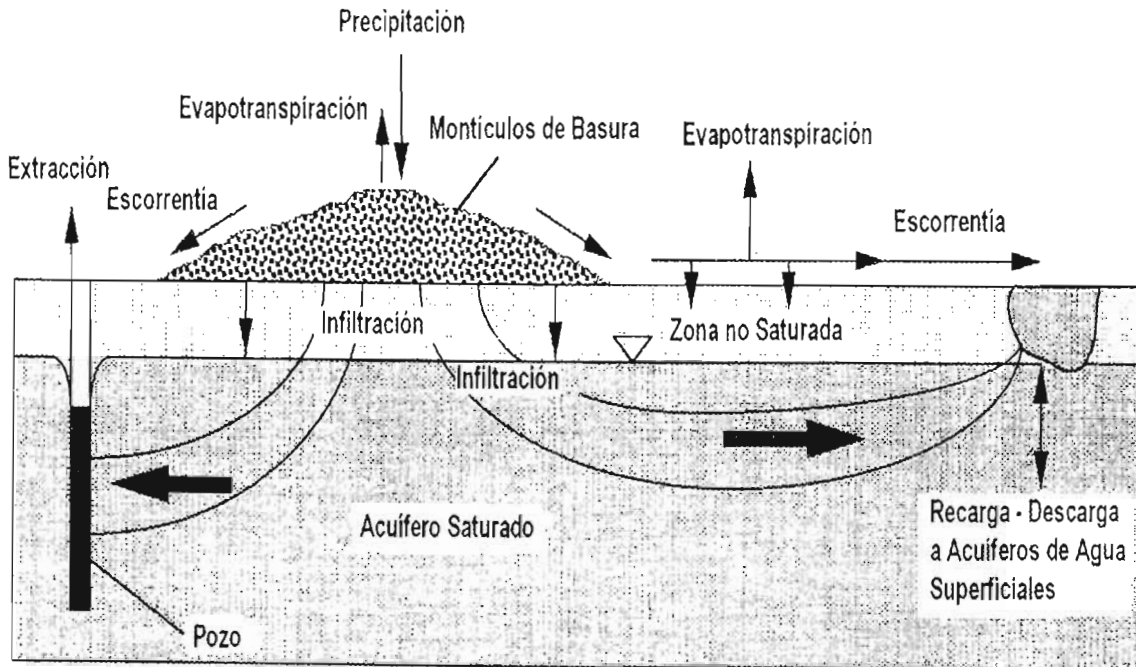


Figura 5.4. Modelo conceptual de senderos posibles de flujo asociados con un sitio de disposición de desechos.

El tiempo se registra cuando la solución que entra a la zona saturada o al agua subterránea ha alcanzado las concentraciones relativas de 0.001 y 0.5; es decir, C_1/C_0 ; donde C_1 es la concentración en el punto de observación y C_0 es la concentración en la fuente ó el basurero. Esto se debe a que el contaminante debe llegar al nivel freático en concentraciones traza mucho antes de tener la misma concentración que la del basurero (Figura 5.5). Estas concentraciones traza serán significantes particularmente para contaminantes peligrosos o bacterias; así, debería utilizarse el tiempo que tome en llegar a una C_1/C_0 de 0.001. Para otros contaminantes, el tiempo que tome en alcanzar una C_1/C_0 de 0.5 puede utilizarse como un promedio.

- (ii) Al considerar la infiltración de la zona no saturada debajo del basurero como una fuente, el tiempo de recorrido en la zona saturada se calcula a lo largo de un plano horizontal bidimensional en el cual se especifican las posiciones de las fronteras del basurero. Las dos fronteras del plano que estén prácticamente paralelas a la dirección dominante del flujo se consideran como fronteras de segundo tipo.

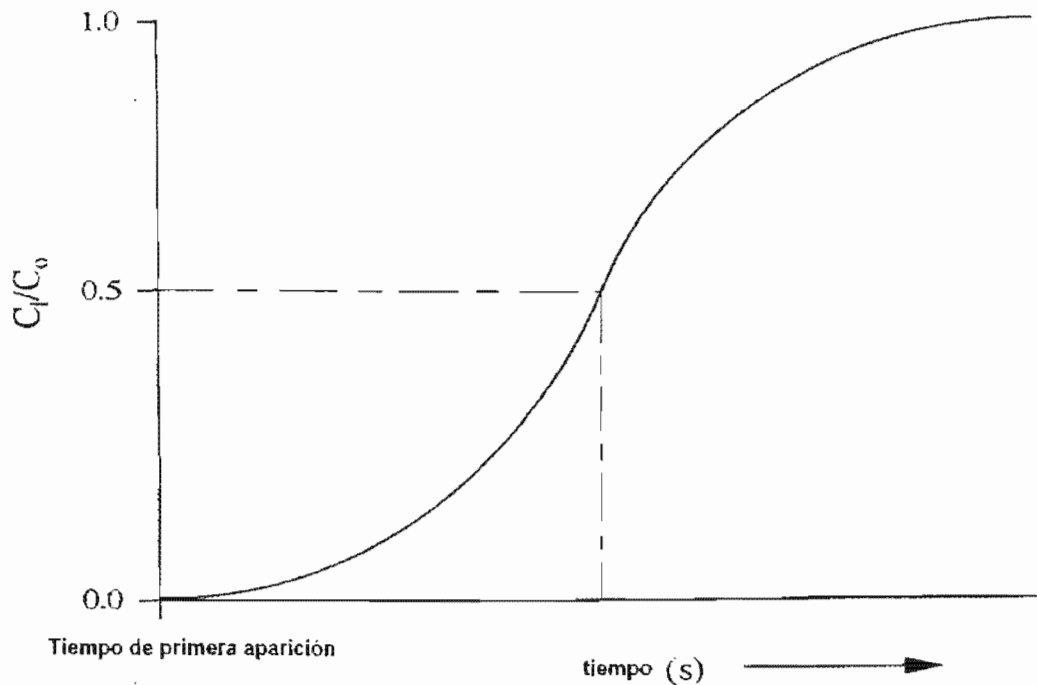


Figura 5.5. Curva típica tiempo – concentración relativa, para un soluto/contaminante que se mueve a través de un medio poroso.

El potencial en la frontera fuera del flujo se establece considerándola como representada por un río o un cuerpo de agua superficial; la otra frontera puede ser de potencial constante para crear un gradiente hidráulico topográfico o puede asignarse como de segundo tipo. Se puede especificar un punto de extracción en función de la ubicación y el volumen de agua extraída. El tiempo se registra cuando se alcanza una relación C_1/C_0 predeterminada en puntos de observación específicos.

Los siguientes supuestos son importantes:

- Debido a que la zona no saturada se toma como una columna vertical en una dimensión, no se considera la dispersión lateral ni el área más amplia que abarca el contaminante al llegar al nivel freático, fuera de las fronteras del basurero.

- El basurero no tiene protección en la base; sin embargo, la sección vertical no saturada podría utilizarse para modelar una capa de arcilla y añadir el resultado a los de las otras secciones si así se desea.
- Se ignoran las variaciones estacionales de la recarga.
- El término fuente del basurero para el modelo bidimensional se supone constante durante la simulación; esto podría no cumplirse para algunos casos en que se consideran escalas de tiempo grandes.
- Se supone que no existe escorrentía superficial; si esta es significativa entonces se puede presentar un tiempo de recorrido mucho más rápido al punto de interés.
- Se ignoran los cambios en la conductividad hidráulica y otras propiedades del acuífero a través de cada sección del sendero de recorrido.
- El acuífero es horizontal y de espesor constante, aunque se le puede imponer un gradiente hidráulico.

Se utilizaron dos códigos de elementos finitos; uno basado en FEMWATER (Yeh y Ward, 1980), para calcular los flujos y velocidades de agua y otro, basado en FEMWASTE (Yeh y Ward, 1981), para calcular los tiempos de recorrido del contaminante. Se realizaron cuatro programas para estos códigos para aplicarse a las secciones anteriores con una variedad de parámetros; dos para la zona no saturada y dos para la zona saturada. Los programas generan automáticamente una malla de elementos rectangulares con base en el tamaño del área o longitud de la línea que se va a modelar. Para la modelación horizontal bidimensional, los elementos generados son más pequeños alrededor del basurero donde se esperan mayores cambios numéricos (Figura 5.6). Los puntos de observación se pueden colocar en el plano bidimensional en relación a la posición del basurero.

Tomando los resultados de la modelación bidimensional se obtienen los tiempos de recorrido para diferentes valores de C_1/C_0 .

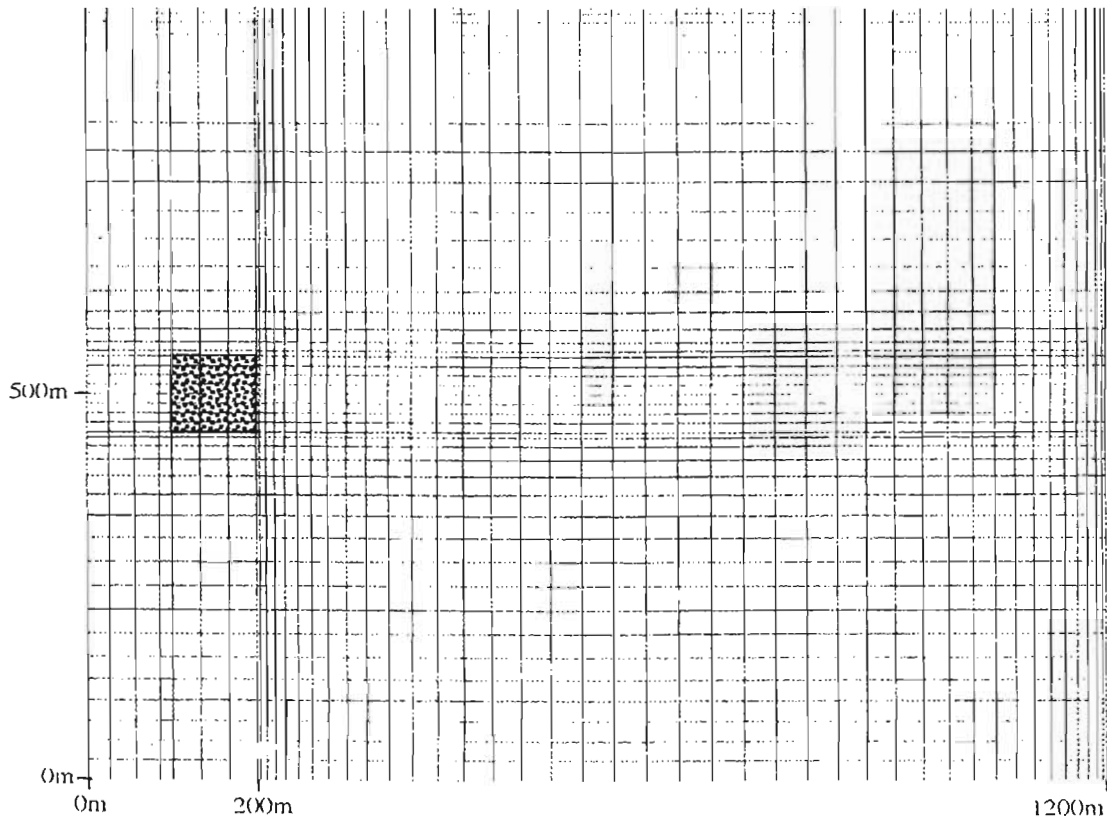


Figura 5.6. Malla de elementos alrededor de un basurero (área punteada) generada por el programa para el modelo bidimensional de elementos finitos en la zona saturada.

5.3.3. Procedimiento propuesto

El procedimiento que se propone puede utilizarse tanto para evaluar el impacto de un sitio de disposición de desechos en el sistema de agua subterránea como para comparar un número de sitios para evaluar si son aptos para la disposición de desechos. Este procedimiento se resume a continuación (Figura 5.7): (i) realizar un estudio preliminar de gabinete del sitio prospecto; (ii) si no se tiene la información básica disponible, es necesario visitar el sitio; (iii) aplicar GOD (Foster, 1987 y Foster e Hirata, 1991), utilizando la información para dar una calificación a los sitios; (iv) los sitios con las

menores calificaciones de GOD se modelan utilizando el esquema WASP (Parson y Jolly, 1994a; 1994b) y un simulador de transporte numérico unidimensional.

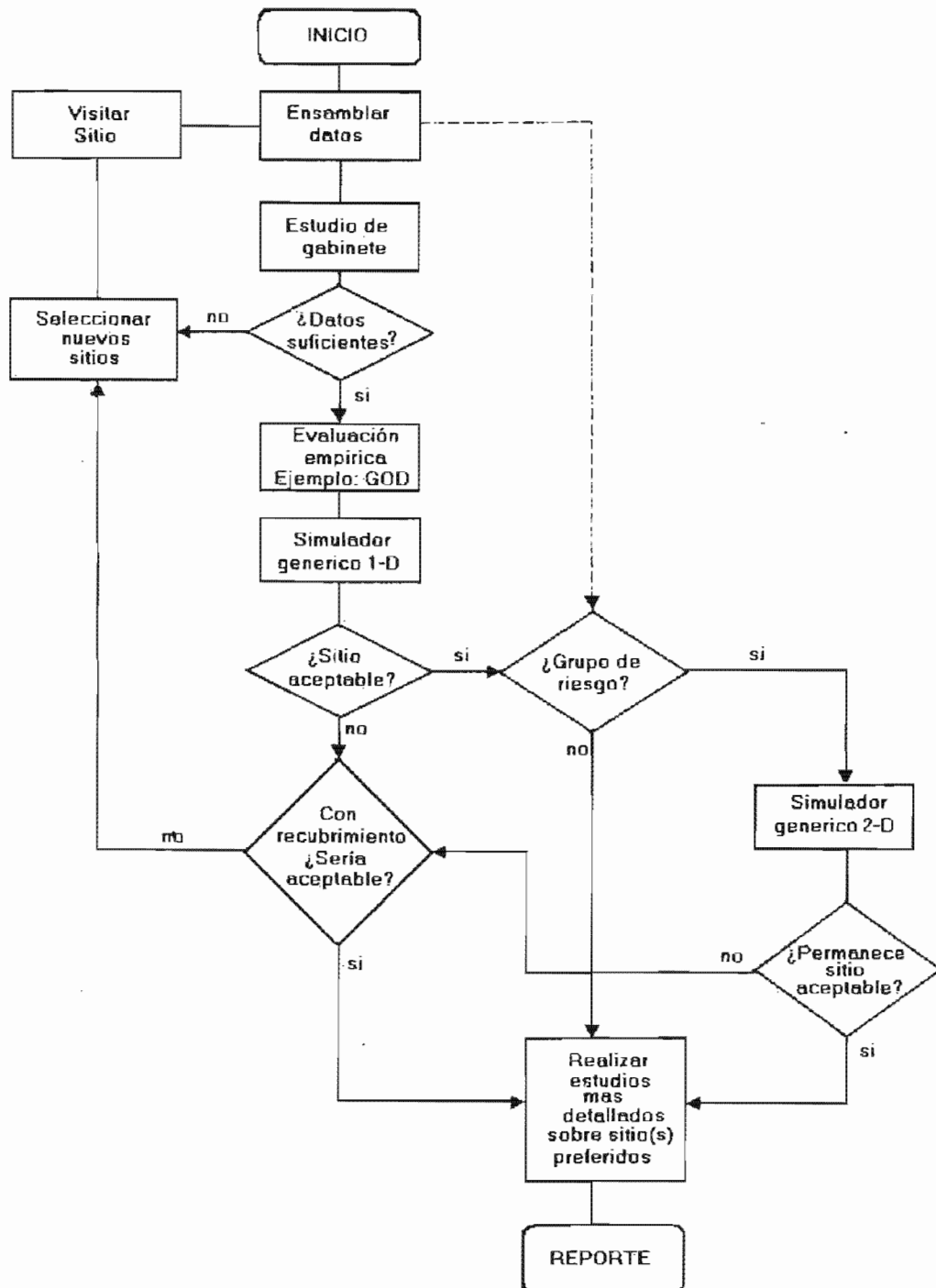


Figura 5.7. Diagrama de flujo del modelo genérico propuesto.

Los sitios con las menores calificaciones del factor barrera en WASP y con los tiempos de recorrido mayores utilizando el simulador se deben considerar para la disposición de residuos. El efecto de la operación de disposición de desechos en el grupo de riesgo se evalúan utilizando el simulador de transporte bidimensional; (v) después de haber seleccionado los mejores sitios, se debe llevar a cabo un programa de caracterización para parametrizar un modelo hidrogeológico específico de cada sitio.

5.4. EL CASO DEL BASURERO MUNICIPAL DE MERIDA, YUCATAN

El basurero municipal de la ciudad de Mérida, Yucatán, tiene una larga historia como tiradero no controlado y quema de basura doméstica, comercial e industrial. De marzo de 1993 a abril de 1998 la basura se colocó en celdas compactas y cubiertas con suelo; éste método ha reducido el riesgo de que la basura se incendie y también la molestia de la contaminación del aire y los olores.

El simulador numérico desarrollado, descrito en el apartado 5.3.2.2, se utilizó para evaluar el sitio y se analizaron los resultados considerando los esquemas de vulnerabilidad, GOD (Foster e Hirata, 1991 y Foster, 1987); DRASTIC (Aller et al. 1987) y WASP (Parson y Jolly, 1994a y 1994b).

5.4.1. Contribución del grupo de factores a un modelo conceptual

Se pueden representar un número de escenarios para ilustrar la posible migración de contaminantes desde un sitio de disposición de desechos. El método usual para describir estos escenarios es por medio de modelos conceptuales que después se formulan como un simulador numérico. El modelo conceptual muestra todas las interacciones posibles entre un sitio de disposición y el sistema de agua subterránea. El potencial que tiene un basurero para contaminar se deriva de su habilidad para generar lixiviados que puedan migrar hacia

el nivel freático o alternativamente escurrir y contaminar aguas superficiales. El modelo conceptual trata de cubrir todos los factores mencionados en apartados anteriores; éstos, subsecuentemente, se convierten en variables del simulador numérico. La Figura 5.4 es el modelo conceptual adoptado para el basurero municipal de Mérida en el cual se acumula basura por celdas. El peligro que presenta el basurero al sistema de agua subterránea depende de cómo los senderos que sigue el contaminante interactúan con el movimiento del agua subterránea.

En vista de que no fue posible obtener una buena calibración del modelo de transporte, se procedió a correr una serie de simulaciones con parámetros hidráulicos promedio con la única finalidad de analizar escenarios. Se producen dos figuras por cada simulación mostrando tiempos de recorrido para que el cloruro alcance valores significantes de C_1/C_0 y de C_1/C_0 después de 100 días; esto último se basa en el tiempo máximo que pueden sobrevivir las bacterias patógenas (Canter et al. 1987), y por lo tanto la distancia máxima a partir del basurero que puede afectarse. Se selecciona la simulación que represente lo más cerca posible la situación de interés y se extrapola la relación y el tiempo para ajustarse a las características del sitio. Sin embargo, la dependencia de los resultados con algunos parámetros que son muy difíciles de promediar en el modelo (por ejemplo, el gradiente hidráulico, la profundidad al nivel freático y la composición del lixiviado) y el alto grado de incertidumbre que se introduce durante la extrapolación significó que no era satisfactorio. Por lo tanto, es preferible introducir los datos como mejor se conozcan del sitio, eliminando así tanta extrapolación. Cuando se tiene incertidumbre en algún parámetro en particular, el modelo se puede correr para un rango de valores para determinar la sensibilidad del mismo.

5.4.1.1. Grupo de factores del sitio

En Mérida, Yucatán, la práctica actual es la de acumular la basura en montículos en lugar de rellenar sascaberas o canteras. Según la Figura 5.4, el grupo de factores del sitio que contribuyen al volumen de lixiviados y su calidad son función del tamaño del sitio, la infiltración y el tipo de basura.

5.4.1.1.1. Factor tamaño del sitio

El tamaño del sitio determina el área superficial de los desechos que pueden aceptar infiltración de la precipitación. Los sitios más grandes pueden generar más lixiviado que los pequeños en las mismas situaciones climáticas y para un tipo similar de basura.

Para la zona no saturada la modelación es unidimensional; así, la extensión del área del basurero no es importante. Para los modelos bidimensionales se especifican las cuatro esquinas del basurero dando un área rectangular dentro del plano a modelar, a través del cual se aplica el comportamiento de la infiltración especificada del basurero.

Los cambios en el área del basurero son más significativos para relaciones infiltración/recarga elevadas donde ya sea que la conductividad hidráulica sea baja o, si la conductividad hidráulica es alta, donde el gradiente de potencial del flujo regional es bajo. Sin embargo, la disminución proporcional no es constante a lo largo del sendero de recorrido principal de manera que no se puede aplicar una corrección simple; esto es porque el cambiar el tamaño del basurero afecta principalmente el domo de recarga local al basurero y entonces el gradiente de potencial no se altera de una forma lineal. Esto también significa que si la infiltración sobre el basurero es similar a la infiltración general, el incrementar el área no debe afectar a los gradientes hidráulicos. Si se impone un gradiente de potencial topográfico para un medio de alta conductividad hidráulica, este dominará sobre un gradiente debido a la recarga; así, el incrementar el área del basurero no produce un efecto importante en los tiempos de recorrido por las líneas de flujo principales.

Independientemente de los cambios a lo largo de la línea de flujo principal debidos a las variaciones en el gradiente de potencial, debe tenerse en cuenta que el incrementar el tamaño del basurero aumenta el término fuente para el volumen del lixiviado incrementando a la vez las longitudes de los senderos de dispersión.

5.4.1.1.2. Factor climático del sitio

Este factor se considera a través de dos procesos distintos, pero relacionados, la precipitación y la evapotranspiración. Como ya se ha mencionado en capítulos anteriores, la cantidad de lixiviado generada es una función del balance hidrológico del basurero; esto dependerá del contenido de humedad original de la basura y de la cantidad de agua que incide en la basura y que al final se convierte en lixiviado. La lluvia que efectivamente percola a través de la basura es uno de los principales controles del volumen de lixiviados generados por un sitio de disposición y de la recarga al acuífero regional.

Holmes (1980) discutió sobre el contenido de humedad y la retención del agua en los desechos domésticos y mostró que la capacidad de campo de los desechos domésticos varía en un rango de 29 a 42% por volumen. Cointreau (1982) da un rango entre 29 y 80%. Los estudios realizados por Campbell (1982) en el Reino Unido indican que, anualmente, la producción de lixiviado puede sobrepasar en 50% la lluvia incidente una vez que la capacidad de absorción de la basura se exceda; mientras que Blakey (1982) demostró que para un suelo raso, cubierta de un sitio de disposición de desechos, en el Reino Unido, la infiltración anual es del 55% de la lluvia, disminuyendo a 36% para una superficie con vegetación.

El potencial para la formación del lixiviado puede evaluarse por medio de un balance hidrológico en la zona de disposición (Fenn et al. 1975); este involucra el sumar las cantidades de agua que entran a la zona de disposición y restar las cantidades de agua consumida en las reacciones químicas y la cantidad que sale como vapor de agua. La cantidad de lixiviado potencial es la cantidad de agua en exceso a la capacidad de retención de agua del material de la zona de disposición final.

La cantidad de lluvia que percola a través de la cubierta de la zona de disposición puede determinarse utilizando el modelo HELP (Hydrologic Evaluation of Landfill Performance) (Schroeder et al. 1994). La función principal de HELP es la de estimar la magnitud de las entradas en el modelo de balance hidrológico y la altura del agua acumulada sobre las

barreras en un relleno sanitario. Se logran los balances hidrológicos diarios, mensuales y anuales estimados, por medio de un “análisis diario secuencial para determinar la escorrentía, la evapotranspiración, la percolación y el drenaje lateral”. Por lo general las entradas de flujos son despreciables pero, pueden ser importantes en áreas donde la base del relleno sanitario se ubica debajo del nivel máximo de un nivel freático fluctuante; por lo tanto, este modelo no debe utilizarse en estas situaciones.

Los datos que se requieren para la simulación se agrupan en tres categorías: datos climatológicos, especificaciones de diseño y características del suelo. Los autores del modelo (Schroeder et al. 1984a; 1984b) enlistan los datos de la siguiente manera:

Los datos de entrada climatológicos consisten de valores de precipitación diaria, valores de radiación solar media mensual, índices de área, profundidad de la zona evaporativa, y factores de cubierta en invierno. Las características del suelo incluyen la porosidad, capacidad de campo, punto de marchitamiento, contenido de humedad inicial del suelo, conductividad hidráulica, y el número de la curva de escorrentía según el SCS (Soil Conservation Service) para antecedentes de condiciones de humedad. Las especificaciones de diseño consisten de un número de lechos y su descripción incluyendo el tipo, espesor, pendiente, y, de aplicarse, la distancia máxima lateral a un dren, y si se utilizan membranas sintéticas en las cubiertas.

El modelo HELP contiene cinco años de información climatológica para varias ciudades en los Estados Unidos. Pueden especificarse opciones implícitas en el programa para la vegetación. El modelo almacena características de diferentes tipos de suelo, también implícitas en el programa, para utilizarse cuando no se tienen disponibles estimados específicos del sitio.

Los métodos utilizados por HELP para el cálculo de los valores de los componentes del balance hidrológico son los siguientes: para la escorrentía se aplica la técnica del número de curva según el SCS; la evapotranspiración se determina con el método modificado de Penman desarrollado por Ritchie (1972); la infiltración se calcula como “la diferencia entre

la precipitación diaria, la suma del cambio en el almacenamiento superficial de la precipitación, la escorrentía diaria, y la evaporación superficial”; el flujo vertical con la ecuación de Darcy; para el flujo lateral se aplica la ecuación de Boussinesq con un supuesto de estado permanente para los intervalos cortos de tiempo utilizados en la rutina de convergencia.

Aunque el modelo HELP considera un buen número de factores para simular el movimiento del agua a través de un relleno sanitario, hay algunos factores importantes no incluidos; por ejemplo, se sabe que las características físicas de un sitio cambian con el tiempo después de la clausura. El asentamiento puede causar una reducción en el espesor de la celda de basura (hasta de un 10 o 20 %) y esto puede afectar significativamente a la conductividad hidráulica (Blakey, 1992). Este cambio en las características del flujo no es parte del modelo HELP.

Segundo, la naturaleza determinística del modelo HELP implica que se está estudiando un lecho de basura homogéneo; éste es un supuesto demasiado simplista considerando la composición de los desechos sólidos municipales y la manera en la cual se disponen. En parte, la heterogeneidad de la basura, específicamente la conductividad hidráulica, es una incertidumbre; pero los efectos de los canales son de igual importancia. Este problema de caracterización del flujo a través de los desechos podría, tal vez, atacarse con un modelo estocástico, un método que aún no se incorpora al modelo HELP. También podría aplicarse un método estocástico a los datos de entrada del balance hidrológico en la superficie del relleno sanitario. Este incluiría por ejemplo a la infiltración la cual tiene un alto grado de incertidumbre asociado a él.

Adicionalmente un buen número de condiciones superficiales, incluyendo a la geometría del sitio, afectan a la estimación de la escorrentía y no están incluidas en el modelo HELP. Durante la vida activa del sitio (o sección del sitio), no existe o hay muy poca escorrentía; este hecho está incluido en el HELP. Sin embargo, en las simulaciones para después de la clausura, las superficies inclinadas y/o con contornos del relleno sanitario no se consideran, afectando de esta manera los estimados de la escorrentía; además, el estimado de

escorrentía debería incluir el efecto de la intensidad, duración y distribución de la lluvia. Como se utilizan solamente los valores de precipitación diaria total, estos efectos no pueden simularse.

La modelación hidrológica de los tipos de tres lechos contiene algunos supuestos que conviene mencionar. Estos se resumen en los siguientes extractos tomados de Schoeder et al. (1994), el cual también presenta un listado detallado de las constantes para las técnicas utilizadas.

“El agua drenable del suelo, la que se encuentra en exceso a la capacidad de campo, drena libremente a través del perfil del suelo a un gasto definido por la ecuación de Darcy con un gradiente hidráulico unitario y una conductividad hidráulica que es función del contenido de humedad del suelo. Se supone que la conductividad hidráulica no saturada es una función lineal de la humedad del suelo entre la porosidad total y la capacidad del almacenamiento mínimo para el drenaje. Dado que se aplica la ecuación de Darcy, no pueden haber canales directos que faciliten la circulación rápida y verticalmente del agua de la superficie al nivel freático.”

“El modelo supone que el almacenamiento o contenido de la humedad del suelo de un lecho que funciona como barrera siempre permanece en capacidad de campo pero al lecho se le considera saturado para calcular la percolación.”

Se capturaron registros diarios originales de 50 años (1950 – 2000) (Salazar, 2002) de información climatológica que incluyeron datos de temperatura, precipitación, horas sol, humedad relativa y velocidad del viento, para generar una base de datos de entrada para el modelo HELP.

En el balance hidrológico hay que tomar en cuenta el medio por donde el agua logra drenar, en este caso a través de las capas de los desechos sólidos en disposición así como las capas de suelo usado como cubierta. Por esto es importante conocer las propiedades físicas de estos materiales.

Rara vez se reportan en la literatura datos relacionados con la retención del agua (capacidad de campo) y la conductividad hidráulica de los desechos sólidos y del suelo de cubierta; por ello, estos parámetros fueron determinados experimentalmente en el laboratorio.

Según Tchobanoglous et al. (1993), la capacidad de campo de la basura es la cantidad de humedad que puede ser retenida en una muestra sujeta a la fuerza de gravedad, por lo que la capacidad de campo es de importancia crítica en la determinación de la formación del lixiviado en un sitio de disposición. Se puede decir que el agua en exceso en la capacidad de campo se considera como lixiviado; esta medida puede variar con el grado de compactación y el estado de descomposición de los desechos. La conductividad hidráulica de los desechos es otra de las propiedades físicas que gobiernan ampliamente el movimiento de líquidos y gases en un sitio de disposición.

Para la determinación de estos parámetros se estableció un plan de muestreo que consistió en seleccionar basura de diferente tiempo de disposición (desechos del día y otros que tenían varios días de disposición); la basura se obtuvo de diferentes puntos o de varios camiones que descargaban, según el caso. A cada una de estas muestras se les aplicó el método de cuarteo, de acuerdo a las normas NOM – AA – 22 - 1985 (Sauri y Peniche, 1993), que consiste en palear la basura para homogeneizar la muestra y dividirla en cuatro partes iguales eliminando dos partes opuestas; se repite el cuarteo hasta obtener la muestra representativa para efectuar las determinaciones en el laboratorio. Los análisis se llevaron a cabo en el Laboratorio de Geotecnia de la Coordinación de Materiales y Construcción de la Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de Yucatán.

La humedad de la basura se determinó siguiendo la norma NOM – AA – 26 - 1985 (Sauri y Peniche, 1993), desmenuzando los desechos, homogeneizándolos y moliendo la muestra para obtener un producto de tamaño semejante a la arena gruesa. Se descartaron los materiales inorgánicos como vidrio, metal y cerámica y, sin compactar la muestra, se pesa antes de secarla a diferentes intensidades en un horno. Una vez enfriada la muestra se pesa nuevamente y se efectúan los cálculos del porcentaje de humedad.

Para la prueba de capacidad de campo y conductividad hidráulica se utilizó un dispositivo que funciona como una probeta de confinamiento, de 120 cm de altura y 28 cm de diámetro (Kú, 1998). Para la determinación de la capacidad de campo se confina la basura y se vierte un volumen conocido de agua en la parte superior del dispositivo; en una probeta se colecta el agua que drena a través de la muestra y al terminar la infiltración se calcula la diferencia entre los volúmenes vertido y recolectado, como el agua retenida por la muestra. Posteriormente se lleva a cabo una prueba de carga constante para determinar la conductividad hidráulica de los desechos, saturando la muestra y estabilizando la condición de flujo permitiendo que el agua fluya por un tiempo; se recoge un volumen determinado de agua en una probeta a la salida del dispositivo, registrando el tiempo necesario para almacenar tal volumen. Los cálculos se realizan aplicando la ecuación de Darcy; para esta prueba es necesario fijar herméticamente la tapa superior para evitar fugas por la presión del agua. Se efectuaron dos pruebas a cada muestra colectada, promediando los resultados.

Al suelo de cubierta se le determinó la humedad, peso específico, porosidad, conductividad hidráulica y se clasificó según el esquema propuesto por el Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA) el cual utiliza los límites de Atterberg (límites líquido y plástico) con un análisis granulométrico (González y Vega, 2002); el símbolo de clasificación se acompaña con la descripción debida del suelo, pues el símbolo particular de grupo es demasiado amplio y general como criterio de clasificación para suelos específicos.

Las muestras de suelo se tomaron a no más de 30 centímetros de profundidad en bancos que se encuentran dentro del terreno del basurero, siendo este material proveniente del suelo de despilme donde anteriormente se había dispuesto la basura, por lo que parte de este suelo contenía vestigios de desechos inorgánicos. Las determinaciones se llevaron a cabo siguiendo las normas ASTM (American Society for Testing and Materials) del Manual de Laboratorio de Suelos (Bowles, 1981).

El contenido de humedad del suelo se determinó pesando el suelo húmedo y secándolo posteriormente en el horno a una temperatura de $110 \pm 5^\circ \text{C}$, hasta obtener un peso

constante; el resultado se reporta como porcentaje de la relación entre el peso del agua que estaba presente en la muestra y el peso de la muestra de suelo.

Para la determinación del peso específico se tomaron muestras representativas de suelo secadas al horno. Se llevaron a cabo ensayos de densidad máxima colocando el material en el molde patrón en cinco capas compactadas utilizando una placa de confinamiento y de densidad mínima colocando la muestra con un movimiento circular dentro del molde hasta que ésta sobresalga ligeramente quitando el exceso con una regla con el mínimo posible de vibración. El resultado se reporta como una fracción de las relaciones de vacíos de los suelos en su estado más suelto (densidad mínima), en estado natural y en su estado de máxima densidad posible (densidad máxima).

La porosidad de los suelos se determinó como el complemento de la relación entre la densidad de masa media de la muestra y la densidad de masa de las partículas; la densidad media es aquella masa de muestra secada al horno dividida entre el volumen de las partículas sólidas, determinado por una prueba de desplazamiento de agua.

Para el cálculo de la conductividad hidráulica del material de suelo se utilizó el método del permeámetro de carga variable, el cual mide la cantidad de agua que atraviesa la muestra, por diferencia de niveles en un tubo alimentador. Al ejecutar la prueba se llena de agua el tubo vertical del permeámetro observándose su descenso a medida que el agua atraviesa la muestra y se aplica la ecuación de Darcy.

Los resultados de los parámetros determinados tanto a los desechos sólidos como al suelo, se presentan en la Tabla 5.1. El suelo de cubierta resultó ser de tipo CL, según la clasificación del USDA.

Para el modelo bidimensional el efecto del clima se ataca por medio de dos parámetros: la infiltración sobre el área y la infiltración sobre el sitio de disposición. Como se ha mencionado, los resultados de la modelación sería obviamente más sensibles a éste parámetro si el tamaño superficial del basurero fuera grande con relación al área modelada

y si la diferencia entre las infiltraciones general y del basurero es elevada. La sensibilidad del modelo bidimensional a la infiltración se discutirá más adelante.

Tabla 5.1. Parámetros físicos de los desechos sólidos y la cubierta de suelo.

PARÁMETRO	DESECHOS SÓLIDOS	SUELO DE CUBIERTA
Porosidad total (vol/vol)	No es factible su determinación	0.43
Capacidad de campo (vol/vol)	0.47	0.27
Conductividad hidráulica (cm/s)	6×10^{-2}	1.2×10^{-4}

Para el modelo unidimensional de la zona no saturada, la infiltración del basurero es muy importante para determinar los tiempos de recorrido.

5.4.1.1.3. Factor composición de la basura

La composición real de la basura influye en la composición del lixiviado que se genera finalmente. Desafortunadamente, no existe documentación con información relacionada con la calidad del lixiviado en función de la composición de la basura. La característica más notable de los datos obtenidos para el sur del país es el alto contenido de material putrescible y el bajo contenido de material reciclable como vidrio y metales en los desechos (Tabla 1.1). La práctica general de la actividad informal de reciclado puede explicar, de cierta manera, los contenidos de materia orgánica muy altos en los basureros. Los materiales más comunes recuperados de los desechos son: papel, cartón, vidrio, metal y bolsas de plástico. Este proceso de reciclado con frecuencia inicia aún antes de que los desechos abandonen su punto de origen.

Un componente peligroso en los basureros es con frecuencia el lodo de los líquidos de desechos que pueden consistir enteramente del producto crudo de los tanques sépticos.

Peniche et al. (1993) han demostrado la presencia de coliformes fecales, *Streptococcus* fecales, *Clostridium* y *Salmonella* en estos lodos. En el basurero de la ciudad de Mérida, antes de la construcción de las lagunas de oxidación, las aguas negras se depositaban en lagunas construidas, con desechos sólidos, directamente sobre la caliza kárstica que subyace al sitio. Cruikshank et al (1980) muestran el posible impacto debajo del basurero, reportando concentraciones de coliformes entre 1500 y 8100 en 100 ml para el acuífero de la ciudad de Mérida y se lo atribuyen a las fugas existentes en los tanques sépticos.

5.4.1.1.4. Factor composición del lixiviado

Dada la similitud en la composición de la basura en los países en vías de desarrollo, ¿sería posible adoptar una composición de lixiviado típico como dato de entrada a un modelo de flujo genérico? Una revisión de resultados reportados en la literatura demuestra la dificultad de hacer esto. Hay una amplia variación en la concentración de los parámetros determinados que parece ser un reflejo del estado del basurero; es decir, sea este acetogénico o metanogénico. Las muestras del basurero de la ciudad de Mérida son anómalas, ya que indican fases metanogénica y acetogénica en la misma celda de basura (Tabla 5.2). Las concentraciones de sulfato indican que en una parte del cerro de basura está ocurriendo reducción de sulfatos mientras que en otra parte del cerro éste permanece alto. La concentración de bicarbonatos, que también refleja la actividad bacteriana en el cerro de basura, es más alta en los lixiviados reducidos (ver muestra M11 en la Tabla 5.2).

En el basurero de la ciudad de Mérida, la variación en la química parece ser función del contenido de humedad en diferentes partes de la basura. Las muestras se colectaron durante la época de lluvias y esto sugiere que donde ha ocurrido una rápida infiltración, el estado redox de la basura ha cambiado de metanogénico a acetogénico debido a la presencia de oxígeno disuelto en el agua que se infiltra causando la extinción de las bacterias metanogénicas. Esta interpretación sugiere que la celda de basura puede ciclar, muy rápidamente, de la fase metanogénica a la acetogénica en respuesta a los ciclos estacionales de lluvia y estiaje.

Tabla 5.2. Composición química de lixiviados, charca y agua subterránea colectados en época de lluvias, en el basurero de Mérida.

Muestra	pH	Ca	Mg	Na	K	HCO ₃	Cl	SO ₄
M9	7.32	202	30.5	533	240	258	863	725
M10	7.7	633	108	1220	857	722	3460	1660
M11	8.24	118	146	4440	2740	5070	6880	7.44
M12	7.33	481	40.3	967	54.1	546	1600	297
Muestra	NO ₃	Br	NO ₂	COT	CIT	NH ₄	Si	
M9	< 0.5	< 0.5	< 0.5	67.8	45.2	1.79	4.13	
M10	223	6.51	58.8	244	120	12.8	4.02	
M11	< 1	14.6	< 0.5	1340	882	610	14.55	
M12	862	1.83	< 2	38.1	73.7	< 4	3.99	
Muestra	Sr	Mn	Fe total	Al	Co	Ni	Cu	Zn
M9	0.86	0.21	0.78	0.30	< 0.02	< 0.10	0.094	0.071
M10	2.91	0.39	0.26	0.37	< 0.02	< 0.10	0.394	0.075
M11	1.29	0.12	9.53	1.17	< 0.06	0.42	0.144	0.764
M12	1.67	0.16	0.02	0.09	< 0.02	< 0.10	0.006	0.017
Muestra	Cr	Mo	Cd	Pb	V	Li	B	
M9	< 0.01	0.08	< 0.005	< 0.10	0.02	0.02	1.07	
M10	< 0.01	0.05	< 0.005	< 0.10	< 0.01	0.05	2.77	
M11	0.20	< 0.06	< 0.015	< 0.30	0.59	0.25	7.07	
M12	< 0.01	< 0.02	< 0.005	< 0.10	< 0.01	< 0.01	0.18	
<p>M9 = Agua de lluvia acumulada cerca de los montículos de basura antigua. M10 = Lixiviado diluido. M11 = Lixiviado escurriendo de montículos de basura reciente. M12 = Agua subterránea de pozo de monitoreo.</p> <p>Las unidades son mg/L, excepto para el pH.</p>								

Como se ha mencionado en el capítulo 3, en Mérida existen evidencias de dilución del lixiviado durante eventos de precipitación. Las concentraciones de cloruros varían en un rango muy amplio. Con referencia a la Tabla 5.2, las muestras se colectaron de basura acumulada, en el basurero municipal de la ciudad de Mérida, en un período de cuatro años. La muestra M10 representa un lixiviado diluido mientras que la M11 es un lixiviado concentrado colectado directamente en el frente del cerro de basura. Es difícil obtener un valor promedio para la fuente de contaminación y tal vez sea más significativo seleccionar un valor que represente el impacto pico. Una vez más enfrentamos el problema de no saber que tan representativas son estas muestras del lixiviado en general.

Aunque algunos contaminantes, tales como los metales pesados y compuestos orgánicos, son más peligrosos que otros, si no se conoce la concentración en la fuente no es posible evaluar lo que podrían significar los diferentes valores calculados de C_1/C_0 . El modelo permite especificar la relación C_1/C_0 de interés con base en la información específica del sitio sobre la composición del lixiviado y el contaminante de interés. Si estos no se conocen o si el modelo se utiliza de una manera general, lo mejor sería correr el modelo utilizando datos de cloruros y bacterias. Se puede suponer que el cloruro es conservativo mientras que las bacterias solamente son conservativas en medios con fracturas o espacios porosos grandes donde no puedan filtrarse o adsorberse.

El límite superior recomendado para el cloruro en aguas de consumo es de 250 mg/L, mientras que en los sitios de disposición final con frecuencia se tienen lixiviados con concentraciones de hasta 4500 mg/L (Christensen et al. 1994). Para un valor de 3000 mg/L de cloruros, una relación C_1/C_0 de 0.133 sería, por lo tanto, peligrosa para abastecimientos de agua de consumo. Los tiempos dados en los escenarios del modelo bidimensional se basan en esto. Adicionalmente, las bacterias solamente pueden sobrevivir hasta 100 días bajo condiciones favorables (Canter et al. 1987), pero cualquier valor registrado de C_1/C_0 puede ser considerado significativo; por lo tanto, deberá dibujarse un contorno alrededor de todos los valores registrados en un período de tiempo de recorrido de 100 días desde el basurero.

Es difícil manejar las incertidumbres en valores significativos de C_1/C_0 dado que el cambio de la relación en un punto en el tiempo no es lineal; entonces, la extrapolación de un valor a otro no es posible. Lo mejor sería suponer una relación conservadora y significativa como peor escenario.

5.4.1.2. Grupo factor geológico e hidrogeológico

La posición del nivel freático en relación con la base de la basura acumulada es extremadamente importante. Dado que no existen flujos preferenciales, entonces mientras mayor sea el espesor de la zona no saturada será potencialmente más capaz de atenuar cualquier lixiviado liberado por los desechos. Si el nivel freático se encuentra dentro de las celdas de basura, entonces existe la posibilidad de que los pozos de extracción cercanos al sitio atraigan los lixiviados del basurero. La proximidad de un punto de extracción a un sitio, combinada con el gasto de bombeo, influirá en el movimiento de la contaminación incrementando el gradiente hidráulico en la dirección del pozo de extracción.

Una vez que la contaminación alcance el nivel freático, se llevarán a cabo procesos de flujo saturado y los contaminantes solubles se moverán gradiente abajo, a puntos de descarga como ríos, manantiales y pozos de bombeo. En algún punto a lo largo del sendero de flujo, la concentración de los contaminantes alcanzará un nivel seguro debido a los procesos de dilución y extinción de bacterias y ya no serán un riesgo para las fuentes de abastecimiento de agua. Un objetivo principal es el definir esta distancia segura para varios escenarios geológico – hidrogeológicos.

5.4.1.2.1. La zona no saturada

Esta zona es la primera defensa entre el acuífero y el sitio de desechos que genera lixiviados. Los espacios vacíos en la roca solamente están parcialmente llenos con fluido y el resto del volumen lo ocupa el aire. Habrá una tendencia de que los contaminantes

permanezcan en el perfil por el potencial de presión negativa, una característica de la zona no saturada. El tiempo de residencia de este fenómeno dependerá en gran medida del contenido de humedad que a la vez controla la conductividad hidráulica no saturada y la rapidez del transporte de contaminantes. Por lo tanto, la retención de contaminantes en la zona no saturada incrementará la oportunidad para la degradación y las interacciones del lixiviado – roca que redundan en atenuación.

La capacidad de atenuación depende de la presencia de un tipo de roca químicamente activa como la arcilla, que por lo general tenga una alta capacidad de intercambio catiónico, o caliza, que favorece la biodegradación y el efecto buffer, o sedimentos con un alto contenido de materia orgánica. Mather (1989) reporta que los resultados de una investigación sobre rellenos sanitarios en el Reino Unido demuestran que es posible una biodegradación anaerobia significativa en la zona no saturada. Esto es especialmente notorio para rellenos sanitarios ubicados sobre margas calcáreas donde la presencia de CO_2 reduce el pH de la zona no saturada. Por otro lado, los basureros ubicados sobre areniscas Permo – Triásicas libres de carbonatos demuestran poca atenuación. Mather (1989) concluyó que el factor más importante que controla la biodegradación en la zona no saturada es la capacidad buffer significativamente mayor de las rocas calcáreas.

Los parámetros clave que determinan el flujo o por el contrario los tiempos de retención de los contaminantes en un perfil no saturado son: el espesor, el contenido de humedad y la conductividad hidráulica saturada. Los últimos dos parámetros están relacionados por la forma no saturada de la ecuación de Darcy, la cual está dada matemáticamente por la ecuación de Richard (Tindall y Kunkel, 1999):

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \nabla [K(\psi) \nabla \phi] \quad (5.2)$$

donde

$\partial \theta / \partial t$ = rapidez de cambio en el contenido de agua volumétrico con el tiempo.

$K(\psi)$ = conductividad hidráulica no saturada para un potencial de matriz dado, ψ .

$\nabla \phi$ = gradiente de potencial de agua en el suelo, ϕ .

Para flujo unidimensional la ecuación anterior se reduce a:

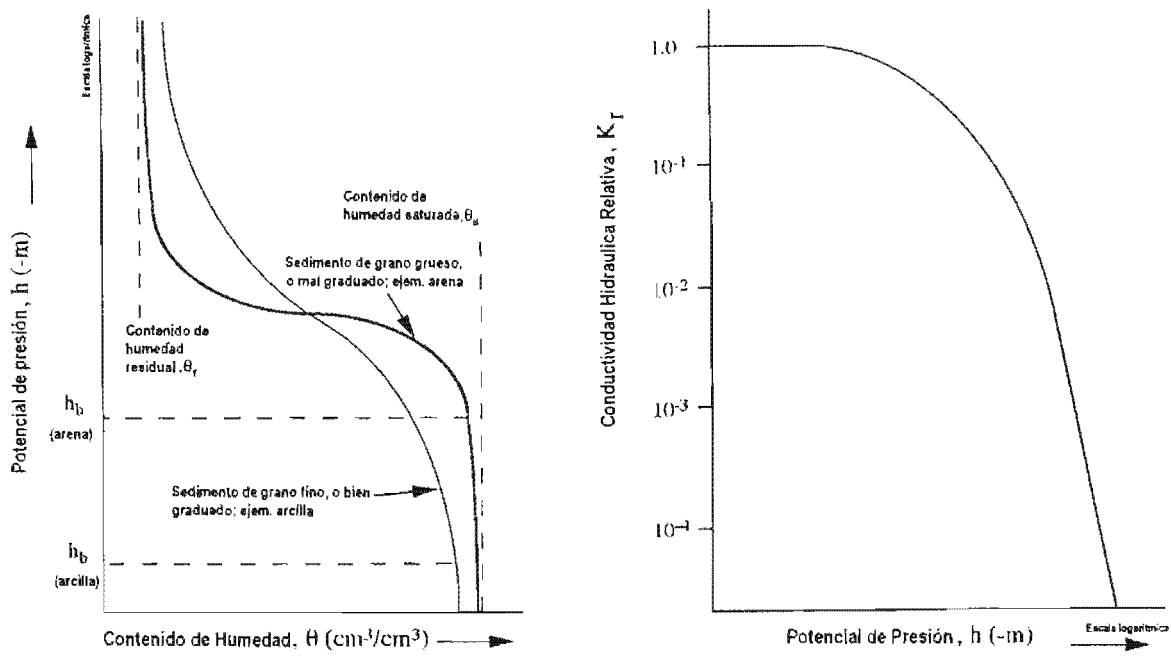
$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K(\psi) \frac{\partial \phi}{\partial z} \right) \quad (5.3)$$

Esta ecuación se resuelve por métodos numéricos dada su no – linealidad. También se requiere de un conocimiento de la relación entre contenido de humedad del suelo y succión (ψ) [ver como ejemplo Lappala et al. (1987)]. Una vez más se tiene poca información en la literatura para estas relaciones según el tipo de roca. El potencial de matriz, ψ , está relacionado con el contenido de humedad volumétrico, θ , y depende del tipo del medio o suelo. A nivel freático, el suelo está saturado y el contenido de agua, θ_s , es equivalente a la porosidad. Moviéndose hacia arriba del nivel freático, el suelo permanece saturado hasta que el potencial de presión sea lo suficientemente negativo para que el agua comience a drenar. A este potencial crítico se le conoce como la presión de gota (bubbling pressure, en Inglés). Después, el contenido de humedad sigue disminuyendo hasta alcanzar un mínimo, θ_r , debajo del cual una reducción en el potencial de presión no tiene efecto alguno. Esto produce una curva característica de humedad del suelo como se muestra en la Figura 5.8 (Van Genuchten, 1980). Estas curvas son diferentes para diferentes medios y típicamente, la transición de θ_r a θ_s es más brusca conforme la distribución del tamaño del poro se hace menor o se incrementa la conductividad hidráulica.

Por lo general, las curvas se ajustan aplicando soluciones empíricas, y la relación entre el contenido de humedad y el potencial de presión utilizado es (Tindall y Kunkel, 1999):

$$\theta = \theta_s \left(1 + \left(\frac{h}{h_0} \right)^\alpha \right)^{-1} \quad (5.4)$$

donde h_0 y α son constantes para un suelo en particular. Esta ecuación es similar a la propuesta por Van Genuchten (1980) para $\theta_r = 0$. La conductividad hidráulica no saturada puede entonces derivarse de θ utilizando otra relación empírica.



Fuente: Van Genucht, 1980.

Figura 5.8. Curvas características típicas relacionando el contenido de humedad y la conductividad hidráulica relativa al potencial de presión en la zona no saturada.

$$K(h) = K_s \left(\frac{\theta}{\theta_s} \right)^\beta \tag{5.5}$$

donde K_s = conductividad hidráulica saturada y β es otra constante. A $(\theta/\theta_s)^\beta$ se le denomina la conductividad hidráulica relativa y su relación con el potencial de presión se ilustra en la Figura 5.8.

Cada medio tiene una curva de humedad de suelo y conductividad hidráulica relativa similar a la mostrada en la Figura 5.8, pero con diferentes curvaturas. De los parámetros necesarios para modelar la zona no saturada, la conductividad hidráulica saturada, la profundidad al nivel freático y la infiltración no afectan la forma de las curvas; sin embargo, si afectan el potencial de presión real obtenido y, en combinación con el coeficiente de distribución y la densidad, afectan el tiempo de recorrido. Se pueden introducir diferentes conductividades hidráulicas, densidades, infiltraciones al basurero y

coeficientes de distribución para las zonas no saturada y saturada, pero por lo general no se hace. Las variaciones en cuanto a estos parámetros se discuten posteriormente en el apartado que trata sobre las propiedades del acuífero.

La porosidad determina el valor asintótico superior de la curva característica sin cambiar el potencial de presión. Por lo tanto, los cambios en la porosidad cambian la forma de la curva. Así, los parámetros de ajuste para las curvas de la Figura 5.8, utilizando soluciones numéricas son: porosidad ($\equiv \theta_s$), H_0 , α y β . La metodología utilizada aquí consiste en ajustar las curvas características dadas por Van Genuchten (1980), por medio de una técnica de estimación paramétrica no lineal para obtener valores para H_0 , α y β dada una porosidad saturada. Para medios similares con porosidades similares, estas curvas se pueden utilizar para calcular los tiempos de recorrido para diferentes infiltraciones, conductividades saturadas y profundidades al nivel freático. Si el medio del sitio tiene una curva o porosidad diferentes, entonces se tendrá que interpolar entre los valores dados.

Si éste método introduce demasiada incertidumbre, entonces se puede utilizar una técnica más conservadora suponiendo el flujo vertical saturado como lo hicieron Parson y Jolly (1994b) en el esquema WASP. De hecho, esto puede ser realista si existe una zona de saturación en forma de reloj de arena entre el basurero y el nivel freático. El tiempo de recorrido para tal sección puede calcularse suponiendo que la velocidad promedio, v , es igual a la conductividad hidráulica saturada dividida entre la porosidad efectiva; en este caso el gradiente hidráulico es igual a uno. Se puede utilizar la siguiente solución analítica (Fetter, 1993) para calcular cuando $C_1/C_0 = 0.5$, suponiendo una K_D igual a cero.

$$\frac{C_t}{C_0} = 0.5 \operatorname{erfc} \left[\frac{L - vt}{2\sqrt{\alpha_L vt}} \right] \quad (5.6)$$

donde

- L = profundidad al nivel freático en metros;
- α_L = coeficiente de dispersión, en metros;
- t = tiempo en segundos.

Los tiempos de esta ecuación se comparan con los calculados utilizando el método no saturado y se puede comprobar que puede haber un orden de magnitud de diferencia.

5.4.1.2.2. Propiedades del acuífero y transporte de contaminantes

El flujo del agua subterránea en condiciones saturadas se rige por la ecuación de Darcy que puede expresarse de la siguiente manera para el caso unidimensional (deMarsily, 1986):

$$v = \frac{ki}{\eta} \quad (5.7)$$

donde

- v = velocidad lineal promedio (m/s);
- k = conductividad hidráulica;
- i = gradiente hidráulico;
- η = porosidad efectiva.

Hay que hacer notar que la conductividad hidráulica no depende del contenido de humedad; sin embargo, tanto ésta como la porosidad dependen de la litología. Se debe tener en cuenta aquí que donde se presentan fracturas y cavidades significantes puede operar el flujo rápido que reduce substancialmente los tiempos de recorrido en el sistema. La porosidad efectiva puede describirse como aquella que contribuye activamente al flujo del agua subterránea.

El flujo del agua subterránea en estado permanente en tres dimensiones se modela con la ecuación de Laplace (deMarsily, 1986):

$$T_x \frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + T_y \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + T_z \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = 0 \quad (5.8)$$

donde

- T_x , T_y y T_z son las transmisividades en la direcciones x, y y z, respectivamente; y
- h es el potencial hidráulico.

Para el caso unidimensional con recarga (q), esta ecuación puede escribirse como:

$$T_x \frac{\partial^2 h}{\partial x^2} = -q \quad (5.9)$$

Una solución analítica de la ecuación anterior para el problema de valor de frontera de un acuífero libre con un basurero en una frontera, con descarga Q , una recarga al acuífero q y una condición de frontera de potencial constante es:

$$h_x = \frac{q}{2T}(L^2 - x^2) + \frac{Q}{T}(L - x) + h_0 \quad (5.10)$$

con $dh/dx = -Q/T$ en $x = 0$ y $h = h_0$ en $x = L$.

Donde

- h_x = potencial a una distancia x del basurero;
- L = distancia del basurero a la frontera de potencial constante; y
- h_0 = potencial en la frontera de potencial constante.

La ecuación anterior puede utilizarse para determinar la velocidad del flujo del agua subterránea; así, se puede tener una idea del tiempo de recorrido a una distancia dada del basurero. Debido al término cuadrático de la ecuación anterior, es necesario definir el gradiente de potencial a intervalos pequeños de la línea de flujo; el utilizar un gradiente hidráulico promedio introduce errores significativos. Esto es adecuado para situaciones de modelación donde se presentan gradientes hidráulicos pequeños.

Para modelar el caso conservador, se utilizan los límites más altos en conductividad hidráulica y más bajos de porosidad en combinación, del rango de valores presentado en el capítulo 3; estos dan los tiempos de recorrido más rápidos. Cuando la conductividad

hidráulica es menor que la infiltración, se debe utilizar esta última para calcular los tiempos de residencia en lugar de la conductividad hidráulica; esto dará el peor escenario.

Para el modelo bidimensional, se supone que el medio es homogéneo de manera que la conductividad hidráulica es la misma en direcciones ortogonales; sin embargo, se pueden introducir diferentes valores si se desea y esto afectará los tiempos de recorrido lejos de la línea principal de flujo. También se supone en el modelo que el acuífero es libre; es decir, que la superficie superior está por encima del nivel freático. Esto hace que la altura real del techo del acuífero no sea importante ya que la posición del nivel freático siempre será la misma dentro del acuífero; sin embargo, la elevación de la base del acuífero en relación al potencial establecido en la frontera de flujo es importante ya que esto cambiará el espesor saturado o la transmisividad del acuífero. Otra vez, este cambio no es fácil de extrapolar ya que la relación entre el tiempo de residencia y espesor del acuífero no es lineal. La elevación y por lo tanto el potencial de la frontera de potencial constante son directos de estimar; el estimar la posición relativa de la base del acuífero es más problemático.

La conductividad hidráulica y la porosidad son propiedades importantes del acuífero con respecto al agua y por lo tanto al transporte de contaminantes.

Para el transporte de contaminantes, el efecto de la dispersión puede ser una de las principales causas de incertidumbre en la modelación y es también uno de los parámetros más difíciles de cuantificar (ver capítulo 4). Ambas secciones de la línea del recorrido requieren de un coeficiente de dispersión longitudinal (α_L); la sección bidimensional también requiere de un estimado del coeficiente transversal (α_T). No está bien establecido el valor de estos coeficientes y pueden relacionarse al tipo de roca. Se ha sugerido en el capítulo 4 que se puede suponer una relación de dependencia lineal entre α_L y la distancia. Aquí se estima α_L como:

$$\alpha = 0.26225 * L - 65.85915 \quad (5.11)$$

según los resultados obtenidos en el capítulo 4. El coeficiente transversal también se toma aquí por convenio como un quinto del coeficiente longitudinal (Walton, 1985). Walton (1985) también sugiere que se puede utilizar un coeficiente transversal igual a un décimo del coeficiente longitudinal. El efecto de reducir α_T a la mitad es que los tiempos de recorrido lejos del basurero fuente paralelos a la dirección de dispersión longitudinal disminuyen mientras que los que están lejos de esta línea se incrementan. Los cambios en los tiempos no pueden relacionarse con los cambios en los coeficientes utilizando una simple ecuación, y así no se puede dar una guía para alterar los modelos para datos de dispersión de sitios específicos.

5.4.1.2.3. Gradiente hidráulico

La tercera variable en la ecuación de Darcy es el gradiente hidráulico sobre el que influyen las condiciones físicas del sitio. A gradiente más pronunciado más corto será el tiempo de recorrido. El problema en el campo es el determinar un valor del gradiente sin perforar pozos. Si se tienen registros de niveles de agua subterránea disponibles de al menos tres pozos en un área, es posible calcular el gradiente del nivel freático en una dirección particular. Si esta información no está disponible entonces puede obtenerse un estimado del gradiente hidráulico de la pendiente del terreno; el supuesto es que el nivel freático es coplanar con la superficie topográfica en terrenos planos como el de Yucatán. Además, si se supone que el acuífero es isótropo, es decir que la conductividad hidráulica es la misma en todas las direcciones, entonces el flujo del agua subterránea será perpendicular a los contornos de los potenciales de agua subterránea.

La Figura 5.9 presenta una simulación de flujo saturado bidimensional lejos de un basurero ubicado sobre un acuífero de calizas no confinado en climas templado y árido para un tiempo en el cual C_1/C_0 sea igual a 0.133. Los tiempos están dados para cuatro gradientes de potencial especificados. El cambio en la infiltración entre los dos climas es de un orden de magnitud. Para los gradientes no establecidos, esto se refleja por la disminución de tiempos en un orden de magnitud. Para los gradientes especificados, el cambio en el clima

no es significativo excepto para el gradiente más pequeño 1:1000. Los tiempos de recorrido disminuyen en proporción lineal al incremento en el gradiente de potencial.

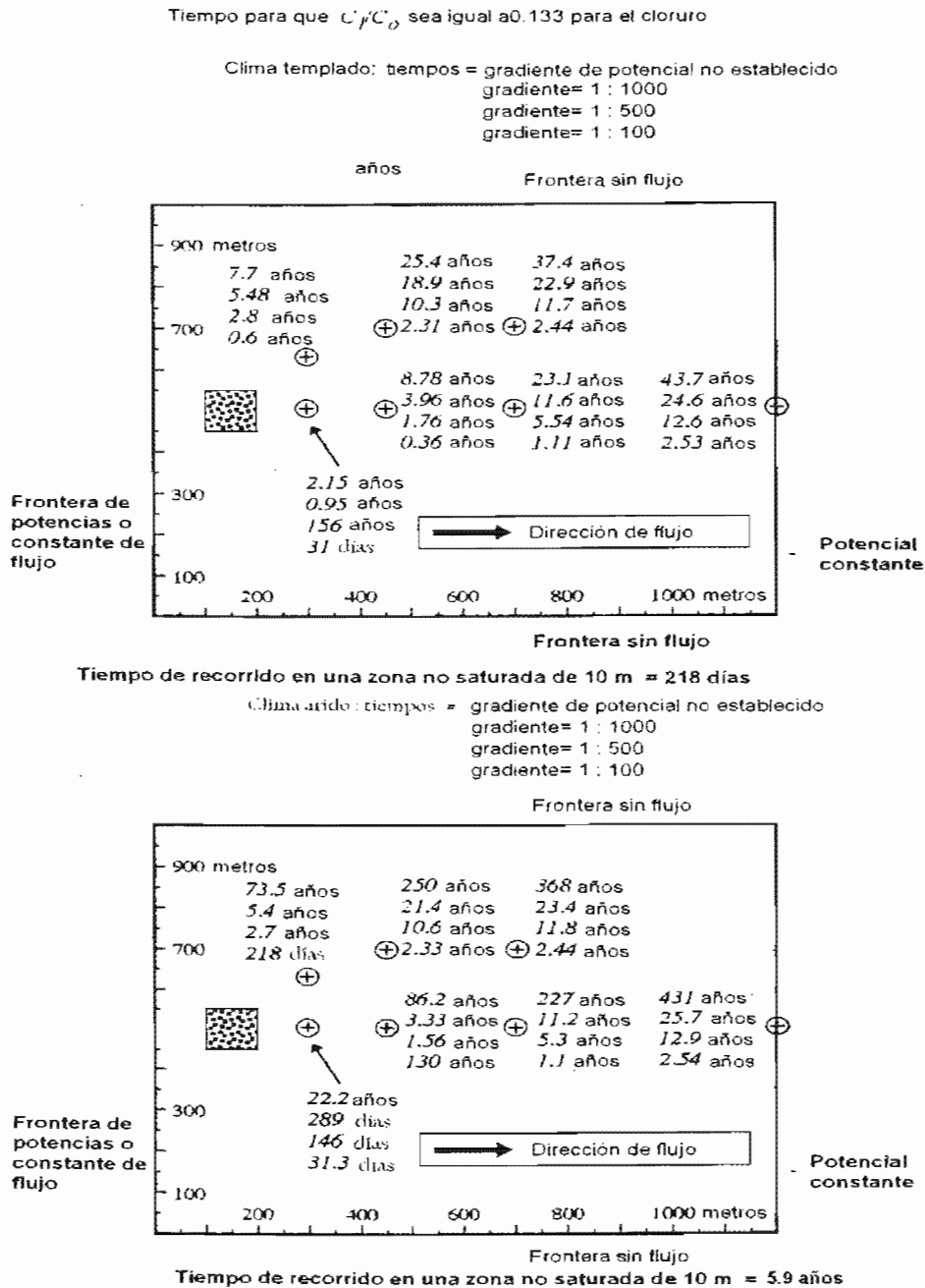


Figura 5.9. Simulación de flujo saturado bidimensional lejos de un basurero ubicado sobre un acuífero de calizas no confinado en climas templado y árido para un tiempo para el cual C_1/C_0 sea igual a 0.133.

Se puede imponer un gradiente hidráulico debido a la topografía y también debido a los volúmenes de recarga y descarga. Para los acuíferos con conductividades hidráulicas elevadas, el gradiente topográfico impuesto puede ser la fuerza principal que rija el flujo de contaminantes y puede introducir grandes incertidumbres. La disminución de los tiempos de recorrido debido a los incrementos en el gradiente es esencialmente lineal para gradientes impuestos significativamente mayores que el debido a la recarga (En la Figura 5.9; compare 1:500 y 1:100); sin embargo, si el gradiente impuesto es pequeño, entonces el domo de recarga sobre el basurero puede causar resultados de modelación inusuales tales como disminución en los tiempos de recorrido con disminución en la recarga (En la Figura 5.9; compare 1:1000 veces entre climas áridos y templados).

5.4.1.2.4. Recarga

La recarga al acuífero puede ocurrir por varias fuentes. Ward y Robinson (1990) enlistan las siguientes: (i) infiltración como parte de la precipitación total sobre la superficie del terreno; (ii) escorrentía a través del lecho y cuerpos de agua superficiales; (iii) contribuciones de acuíferos y acuitardos asociados; y (iv) recarga artificial debida a irrigación, fugas de tuberías de abastecimiento de agua y esquemas de aumento de agua subterránea.

En la mayoría de las situaciones la infiltración directa de la precipitación es el componente principal de la recarga. Se hacen cálculos de balance hidrológico para evaluar la cantidad de recarga; la metodología es muy similar a la presentada anteriormente para el cálculo de la producción de lixiviados en un sitio de disposición de desechos y se basa en el concepto de déficit de humedad del suelo, SMD (Soil Moisture Deficit, por sus siglas en Inglés) (Shaw, 1988).

Cuando las fuerzas capilares de un suelo están en equilibrio con la gravedad se dice que está en capacidad de campo; cualquier precipitación que caiga en exceso a la capacidad de

campo puede convertirse en recarga al agua subterránea o escorrentía. Después de cesar la lluvia, el agua se pierde por evaporación y van disminuyendo gradualmente la cantidad de agua que toman las plantas y la humedad del suelo para producir un déficit de humedad del suelo; es decir, la cantidad de agua requerida para regresar a la capacidad de campo. Inicialmente la evaporación potencial se lleva a cabo utilizando el agua del almacenamiento de humedad del suelo hasta un valor crítico, C , conocido como la constante de raíz; después de esto, se supone que la evapotranspiración ocurre al 10% de la potencial. Con una evaporación continua el suelo llegará al punto en que las plantas ya no puedan extraer más agua; a esto se le denomina punto de marchitamiento, D .

El modelo de Penman – Grindley es el más simple y es el método de balance de humedad del suelo más utilizado que toma en consideración el concepto de déficit de humedad del suelo. El siguiente esquema de cálculo se modificó de Lerner et al. (1990):

$$\begin{aligned} \text{psmd}_i &= (r_o + \text{smd}_i + a_{e_i}) - p_i && (5.12) \\ r_i &= -\text{psmd}_i && \text{cuando } \text{psmd}_i < 0 \\ \text{smd}_{i+1} &= \text{psmd}_i - r_i && \text{cuando } \text{psmd}_i > 0 \end{aligned}$$

La evaporación real se deriva de la evaporación potencial de la siguiente manera:

$$\begin{aligned} a_{e_i} &= p_{e_i} && \text{cuando } \text{smd}_i < C \quad \text{ó} \quad p_i > p_{e_i} \\ a_{e_i} &= 0.1 p_{e_i} && \text{cuando } C \leq \text{smd}_i < D \quad \text{ó} \quad p_i > p_{e_i} \\ a_{e_i} &= p_{e_i} && \text{cuando } \text{smd}_i = D \quad \text{y} \quad p_i < p_{e_i} \end{aligned}$$

donde:

smd_i = déficit de humedad del suelo al inicio del período de tiempo i ;

a_{e_i} = evaporación real durante el período i ;

p_{e_i} = evaporación potencial durante el período i ;

p_i = precipitación durante el período i ;

r_i = recarga durante el período i ;

- $psmd_i$ = variable intermedia;
 ro = escorrentía;
 C = constante de raíz; y
 D = punto de marchitamiento.

Por lo general, si se utilizan períodos mayores de un día se producen sobreestimados de la evaporación real y subestimados de la recarga. La selección de la constante de raíz y del punto de marchitamiento depende de la cubierta vegetal particular. La Tabla 5.3 se basó en Shaw (1988) y Lerner et al. (1990) y enlista algunas constantes de raíz y puntos de marchitamiento más comunes.

Tabla 5.3. Constantes de raíz y puntos de marchitamiento para tipos de vegetación comunes.

TIPO DE VEGETACION	Constante de raíz (mm)	Punto de marchitamiento (mm)
Césped	75	125
Cultivo con raíces	100	150
Barbecho raso	25	25
Cereales	140	203
Campos maderables	200	250

La escorrentía está ligada a la topografía y en general mientras más pronunciada sea la pendiente, mayor será la escorrentía. Blakey (1992) presenta la siguiente fórmula para estimar la escorrentía:

$$R = C \cdot P \quad (5.13)$$

Donde R es la escorrentía; C es el coeficiente de escorrentía y P es el cambio uniforme en la intensidad de la lluvia. Los valores típicos de C para un suelo raso se dan en función de la pendiente; para una pendiente plana de menos del 2% se indica un valor de 0.6,

incrementándose a 0.7 para una pendiente de 2 a 10% y hasta 0.82 para pendientes mayores del 10%. Un método empírico común es suponer que 10% de la precipitación se presenta como escorrentía.

La obtención de la infiltración con base en la precipitación es difícil dado el desconocimiento y la variabilidad de fenómenos como la evapotranspiración y la escorrentía superficial. Se puede tomar arbitrariamente como un porcentaje de la precipitación total. Para medios con conductividades hidráulicas de 10^{-9} m/s, sólo las tasas de infiltración en zonas muy áridas son menores que la conductividad hidráulica y esto es necesario para que el código numérico converja; por lo tanto, bajo condiciones de recarga elevadas o infiltración elevada, la escorrentía superficial del basurero puede ser un mecanismo de transporte más rápido y no se toma en cuenta aquí.

Cualquier variación en la relación recarga/infiltración se reflejará en los potenciales calculados. Para medios con conductividades hidráulicas elevadas, las variaciones no influirán significativamente en los tiempos de recorrido calculados si se especifica un gradiente topográfico elevado (En la Figura 5.9: compare 1:100 para climas áridos y templados); sin embargo, como se estableció anteriormente, se debe tener cuidado al imponer un gradiente hidráulico topográfico bajo.

5.4.1.3. Grupo de riesgo

El grupo de riesgo toma en consideración la distancia del sitio de disposición de desechos a la población vulnerable más cercana. Descontando las molestias usuales de los desechos, aves, olores y plagas asociadas con estos sitios, el riesgo depende de la interacción de la actividad humana con el sistema hidrogeológico; esta interacción puede tomar la forma de extracción de agua por medio de pozos gradiente abajo del sitio o modificando el gradiente hidráulico por bombeo para interceptar la contaminación, el tomar agua de corrientes que pueden estar en contacto hidráulico con el acuífero contaminado o de la escorrentía del agua superficial de los basureros.

La escala de la interacción depende tanto de la distancia del sitio de extracción con respecto al basurero, como del volumen extraído. El bombeo causa un cono de abatimiento en el nivel freático incrementando de esta manera el gradiente hidráulico en la vecindad del pozo. Si se tiene en cuenta la ecuación de Darcy, esto tendría el efecto de incrementar la velocidad lineal promedio y así reducir el tiempo de recorrido de un contaminante al pozo; la dispersión también se reducirá.

La distancia a la población más cercana, no está incluida implícitamente en el modelo. Utilizando los puntos de observación, se puede calcular el tiempo para que la relación C_1/C_0 alcance niveles significantes en el agua subterránea a la distancia que hay del basurero hasta el centro de población. Se debe utilizar un método aparte para determinar los niveles de ingestión esperados y las relaciones dosis – respuesta, dependiendo del compuesto químico en cuestión.

El modelo acepta la ubicación de un pozo y el gasto de bombeo. Estos se especifican para casos individuales y por lo tanto no se incluyen en los valores genéricos que se dan aquí. El volumen de agua extraída superficialmente no se provee dado que se supone que no afecta a la frontera de potencial establecido.

La distancia al agua superficial más cercana está implícita al establecer la frontera de potencial. El tamaño de la malla de la modelación bidimensional debe relacionarse con la distancia del basurero hasta el río o cuerpo de agua superficial más cercano, el cual puede suponerse que representa un potencial establecido. Aquí se utilizó una malla de 1200 por 1000 metros para la modelación de los escenarios presentados. Con la ubicación de las cuatro esquinas de la malla, se pide introducir el tamaño promedio de los elementos de las mallas utilizadas para modelar tanto la sección unidimensional como la bidimensional y los resultados de la modelación muestran sensibilidad a esto. El incrementar el tamaño promedio disminuye el número de elementos en el modelo incrementando la velocidad de cálculo, pero disminuyendo la sensibilidad; por el contrario, el disminuir el tamaño del elemento incrementa la sensibilidad y el tiempo de cálculo y se tienen que utilizar

incrementos de tiempo más pequeños en el cálculo de los tiempos de recorrido. Los modelos solamente aceptarán un cierto número de elementos por generarse y esto da un tamaño límite menor. Dadas las otras incertidumbres del modelo, la alta sensibilidad no es esencial y debe seleccionarse un tamaño de elemento que permita tiempos de cálculo razonables.

Una vez que el agua contaminada por lixiviados llega a la frontera, no se considera el efecto de dilución del agua superficial. Si se conociera el gasto del flujo de agua superficial, el efecto de dilución podría calcularse aparte ya que se da en los resultados del modelo el volumen de agua con una relación C_f/C_0 conocida al llegar a la frontera.

5.4.2. Resultados de la aplicación

El basurero municipal de la ciudad de Mérida, cubre una superficie de 30 hectáreas en la cual existe una zona de cinco hectáreas con dos plataformas de tres metros de altura cada una en la que se depositaron los desechos del municipio. En la Tabla 5.2 se presentan análisis de lixiviados. Datos promediados de 50 años de información muestran que durante la mayor parte del año la evaporación excede a la precipitación (CNA, 1998). La mayoría de la infiltración a la basura ocurre durante la época de lluvias. La recarga es del orden de 100 a 300 mm/año produciéndose grandes volúmenes de lixiviados. Se supone que existe una recarga rápida al acuífero a través de fisuras.

El sitio se ubica directamente sobre una caliza marina, kárstica, del Terciario de edad Mioceno – Plioceno, con una cubierta de suelo de delgada a no existente. Se utilizan los siguientes datos hidráulicos para evaluar el intervalo de peligrosidad:

- La conductividad hidráulica es muy elevada debido a la naturaleza fisurada de la roca; esto se ha discutido ampliamente en el capítulo 3. Méndez (1993) reportó valores del orden de 1×10^{-3} a 1×10^{-4} m/s, mientras que Sánchez (1992) reportó

valores en un intervalo de 3.7×10^{-5} para calcarenitas hasta 3.8×10^{-8} m/s para caliza recristalizada.

- Tanto la porosidad matricial como la saturada son altas, la primera estando entre 40 y 50% (Sánchez, 1992).
- El nivel freático está a poco más de cinco metros debajo del nivel del terreno.
- El gradiente hidráulico es muy bajo, 7.5×10^{-5} , con flujo en la dirección noroeste y oeste hacia la costa.
- La mayoría de la recarga ocurre en agosto y septiembre; se pueden suponer flujos rápidos durante eventos de precipitación y se estima que un alto porcentaje de la lluvia recarga, 150 mm/año aproximadamente (CNA, 1998).

Se ha detectado una pluma de contaminación moviéndose en dirección oeste noroeste. El centro de población más cercano es Dzityá, ubicado a dos kilómetros aproximadamente del sitio. Cabe mencionar que en esta zona el agua subterránea es la principal fuente de abastecimiento para la agricultura, industria y consumo doméstico.

5.4.2.1. Vulnerabilidad acuífera

Se calculó una clasificación ponderada de DRASTIC como sigue:

(D) = Profundidad al nivel freático = 50

(R) = Recarga neta (150 mm/año) = 30

(A) = Tipo de acuífero (karst) = 30

(S) = Factor de medio del suelo (de poco espesor a no existente) = 20

(T) = Factor topográfico (plano) = 10

(I) = Factor de impacto del medio de la zona vadosa (karst) = 50

(C) = Evaluación del factor conductividad hidráulica = 30

Calificación general DRASTIC = 220

Esta indica una *vulnerabilidad muy alta* a la contaminación del acuífero.

Utilizando GOD se da una calificación de 1.0 para la ocurrencia del agua subterránea, 1.0 para la litología en general y 1.0 para la profundidad al agua subterránea. La calificación promedio es de 1.0 con una *vulnerabilidad extrema* a la contaminación del acuífero.

El índice calculado de WASP es de 9.7 con una calificación de *altamente inadecuado*. Ambas calificaciones, tanto la del factor de amenaza como el de frontera, tienen un máximo de 10; el primero debido a la naturaleza peligrosa de los desechos. El factor recurso es de 9.3.

Si se normalizan los resultados obtenidos considerando que DRASTIC otorga un valor máximo de 235, GOD otorga un máximo igual a 1.0 y el máximo valor en WASP es de 10, se obtienen los siguientes índices para el caso del basurero municipal de Mérida:

$$\text{DRASTIC} = 0.94; \text{GOD} = 1.0; \text{UASP} = 0.97$$

Los índices considerados coinciden en clasificar a la zona de estudio con una vulnerabilidad muy alta debido a la poca profundidad del agua subterránea y a la característica kárstica de la zona no saturada y a la ausencia de suelo.

5.4.2.2. Resultados de las simulaciones

Este es un sitio “grande” representado por un cuadrado de 225 m x 225 m en la simulación. Se determinó el gradiente hidráulico de la recarga y no se estableció en 7.5×10^{-5} ya que esto causaba un gran domo de recarga alrededor del basurero. Se tomó la recarga de 150 mm/año regionalmente y de 200 mm/año sobre el basurero. A la porosidad se le asignó un valor de 0.45 y se supuso una densidad de 2500 kg/m^3 . La frontera de potencial constante del acuífero al Este del sitio, se ubicó a un metro sobre el nivel del mar; los puntos de observación estaban a una distancia de 2 kilómetros a lo largo del sendero de flujo a 45° y a

500 m a 90° de él. No se consideró pozo de extracción alguno. Los tiempos para alcanzar la relación de C_i/C_0 igual a 0.1 fueron de 5.2×10^8 s y 4.4×10^9 s, para conductividades hidráulicas de 1×10^{-3} y 1×10^{-4} ms^{-1} , respectivamente.

Por lo general, dependiendo de los coeficientes de dispersión, los puntos de observación lejos de la línea de flujo principal no mostraron contaminación “significante”. Aunque la contaminación es un problema cerca del basurero, como se ilustra por las calificaciones extremas dadas por los otros esquemas, la distancia para el grupo de riesgo significa que este sitio da un tiempo de recorrido largo; sin embargo, se sabe que las calizas son altamente fisuradas y estas fisuras dan senderos de flujo rápido a través del acuífero.

La infiltración a través de 5.2 metros de caliza que forma la zona no saturada se calculó que tarda 3.06×10^8 s (9.7 años) suponiendo el peor escenario con una conductividad hidráulica de 10^{-3} m/s, una porosidad de 0.45 y una infiltración de 200 mm/año; esto disminuye a 6.8×10^6 s (79 días), si se utiliza una porosidad de 0.01, dado que la velocidad del agua subterránea es inversamente proporcional a la porosidad (Weight y Sonderegger, 2000). Otra vez, se considera que los eventos de alta precipitación sobre la basura causarán una descarga rápida de lixiviados vía fracturas al nivel freático.

5.5 OBSERVACIONES SOBRE LA METODOLOGÍA APLICADA

Se hacen las siguientes observaciones sobre la aplicación de los esquemas utilizados:

- DRASTIC es insensible a la recarga alta; es decir, a recargas mayores de 250 mm/año y considera un intervalo estrecho de conductividades hidráulicas, de 4.7×10^{-5} hasta 9.4×10^{-4} m/s. Este rango, no cubre los valores utilizados para el cálculo del impacto de la zona no saturada y los índices de tipos de medios acuíferos. Se requiere de un juicio experimentado para la interpretación de los valores asignados a las litologías. No obstante lo anterior, el esquema es adecuado y más sensible a la variación de parámetros que GOD o WASP.

- GOD es el esquema más rápido de utilizar. El uso de la media geométrica de las tres calificaciones de los factores que contribuyen elimina el artefacto geométrico de utilizar sus productos; sin embargo, a diferencia de DRASTIC, no se da ponderación alguna a los parámetros al obtener una calificación general.
- La versión computarizada de WASP es fácil de usar. Debido a que la intención del esquema es el de evaluar el peligro de los sitios de disposición de desecho prospecto, se considera la utilidad del agua subterránea, sin embargo, fue difícil responder a algunas de las preguntas formuladas debido a la falta de información específica del sitio. Para evitar introducir demasiada incertidumbre en esta fase se requiere un método consistente para evaluar el uso del agua subterránea.
- Se requiere tener experiencia para correr el simulador numérico y obtener resultados. Los valores de los parámetros hidráulicos requeridos por el método normalmente solo pueden obtenerse con estudios de investigación a detalle del sitio. La alternativa es utilizar rangos de valores como los proporcionados en el capítulo 4 y evaluar la sensibilidad del sitio a los cambios de los parámetros para cubrir la posible variabilidad del mismo. Esta metodología dará un intervalo de tiempos de recorrido para el grupo de riesgo. Utilizando el simulador unidimensional se obtuvieron tiempos de recorrido verticales del lixiviado de los desechos al nivel freático; estos tiempos dan un potencial de contaminación del agua subterránea cuantificado que puede compararse con los resultados de los esquemas de calificación matemáticamente menos rigurosos.
- Todos los esquemas probados pueden utilizarse para la evaluación de sitios prospecto o sitios que ya existen.
- WASP y GOD por lo general dan calificaciones ligeramente más altas que DRASTIC.
- La diferencia relativa entre las calificaciones de WASP y GOD, y WASP y DRASTIC es más variable que la diferencia relativa entre GOD y DRASTIC. Esto se debe probablemente a la consideración del uso y potencial del agua subterránea en WASP.
- Se puede aproximar la misma distribución calculada con los esquemas por el tiempo de recorrido vertical unidimensional; sin embargo, el simulador numérico realmente

cuantifica la distribución mostrando que una pequeña diferencia en la calificación puede representar una gran diferencia en el tiempo de recorrido. Los tiempos son mucho más sensibles a la porosidad y a la conductividad hidráulica que los esquemas de calificación.

- El uso de simuladores numéricos bidimensionales permite considerar los grupos de riesgo; por ejemplo, un sitio con el potencial de peligrosidad mayor con respecto al agua subterránea puede poseer la menor amenaza al grupo de riesgo. En este sentido, la parte bidimensional del paquete de simulación es una primera herramienta en la línea de evaluación de riesgo.

CAPITULO 6

CONCLUSIONES

El lixiviado encontrado en las charcas no corresponde a aquel que percola a través de las celdas de basura sino al líquido que proviene de la parte superior de ellas, que permiten el escurrimiento hacia la base donde se alteran las condiciones iniciales de éste líquido.

Al comparar los valores de los parámetros físicos, químicos y sanitarios analizados de las muestras del lixiviado del basurero de Mérida, con los resultados de los lixiviados de rellenos sanitarios reportados en la literatura, se observó que cayeron dentro del rango de las características químicas del lixiviado de un relleno sanitario de más de 10 años de antigüedad; esto indicó que la velocidad de descomposición de los desechos en la zona de estudio fue mayor dadas la condiciones climatológicas del lugar.

La poca variabilidad en los registros de temperatura del lixiviado del basurero de Mérida indica que es un factor importante vinculado con la estabilización biológica de los

microorganismos de los desechos; se encuentra en un rango de 23 – 35°C, con un promedio de 27°C y está más relacionada con la temperatura ambiente estacional.

El lixiviado es el resultado de la condición común para los medios en que se desarrolla metabolismo anaerobio en su fase metanogénica; esto se debe a la poca variación en los valores de pH entre los puntos de muestreo. Valores de pH entre 6.17 y 7.91 unidades pueden estar muy relacionados con la producción de gas.

El rango de conductividad eléctrica registrado es característico en rellenos sanitarios; se obtuvieron valores altos en el segundo nivel, de 11000 a 28000 $\mu\text{mhos/cm}$, y valores de 9000 a 22000 $\mu\text{mhos/cm}$ en el primer nivel de las celdas de basura. Se observó además que este parámetro está influenciado por la frecuencia de la precipitación pluvial en el lugar.

La dilución del cloruro acompaña al flujo del lixiviado dentro del basurero dado la marcada influencia de la precipitación con las variaciones en la concentración del ión.

El estado redox de la basura de metanogénico a acetogénico, durante el período de lluvias, cambia debido a la presencia de oxígeno disuelto en el agua de infiltración lo que causa la muerte de las bacterias metanogénicas. Esta interpretación supone que las celdas de basura pueden ciclar, muy rápidamente, de una condición metanogénica a acidogénica en respuesta a los ciclos estacionales de lluvias y secas.

Algunas partes de los montículos de basura están en una condición metanogénica y otras no. Esto se explica por la heterogeneidad de los desechos los cuales crean senderos de infiltración preferencial dando lugar a diluciones de lixiviado y estados redox variables lo que resulta en la poca correspondencia entre los análisis del lixiviado para las muestras colectadas el mismo día pero en diferentes partes del sitio.

Los desechos se encuentran en un estado desarrollado de estabilización biológica, debido a que los componentes orgánicos se van eliminando con el tiempo. La concentración de N – NH₃ disminuye al aumentar la producción de lixiviado en el nivel inferior de las celdas de

basura, donde los valores de ambas formas de nitrógeno tienen una clara tendencia a disminuir; algunos valores alcanzan cifras cercanas al límite de detección del método utilizado para la determinación de éste parámetro.

En la zona del basurero donde se tomaron las muestras se presentan las siguientes condiciones: primero, existe una diferencia de concentraciones entre los dos niveles muestreados debido al tiempo de disposición de los desechos; segundo, en ambos niveles se presentan valores de los parámetros que corresponden a condiciones de estado metanogénico; y tercero, las condiciones de biodegradabilidad son altas, debido al factor de clima que es favorable para que se den estos procesos.

El sitio está en una fase transitoria, de la acetogénica a la metanogénica, de descomposición la mayor parte del tiempo y las condiciones redox tienen una gran influencia de la tasa de infiltración de la precipitación y el tiempo de residencia del lixiviado en la basura.

De la prueba de disolución de sales minerales efectuada en el laboratorio con muestras de suelo del basurero, se determinó que el 16.71 % de las sales queda retenida en el suelo y el 83.28 % pasa al subsuelo.

El análisis individual de los núcleos procedentes de los barrenos reveló que las rocas son extremadamente variables con la profundidad ya que existe poca o nula relación entre la permeabilidad y la porosidad contra la profundidad. Sin embargo, el acuífero puede considerarse como isótropo ya que la relación entre la permeabilidad horizontal y vertical es muy baja, del orden de 1 a 2.5, indicando que existen pequeñas diferencias entre ambas permeabilidades.

De los sondeos eléctricos verticales, se concluye que existe una zona a 18.5 metros de profundidad, aproximadamente, la cual presenta una resistividad reducida que se asocia a un horizonte o conducto preferencial de migración de solutos que se extiende hasta los casi 30 metros de profundidad; a partir de allá y hasta los 52 metros, aproximadamente, se registra un incremento en la resistividad que se asocia a la presencia de aguas más claras.

De los 52 metros de profundidad en adelante, la resistividad disminuye sensiblemente; este hecho se atribuye a la existencia de agua salobre a salada, dada la condición de acuífero costero que se tiene en la zona de estudio.

El nivel freático en la zona de estudio sufre variaciones durante el año en función de las precipitaciones pluviales. Ascende con la recarga y lo contrario con la descarga del acuífero, en el período de estiaje. La variación de este nivel se asoció a la frecuencia de las lluvias que saturan la zona de aireación y permiten que las aguas que se infiltran percolen hasta alcanzar la profundidad del nivel freático. La respuesta de cambio del nivel freático en función de la frecuencia diaria de las lluvias generalmente es de 1 a 3 días debido al fracturamiento de la roca en los primeros metros del subsuelo y a la cantidad de cavidades que allí se encuentran.

El potencial de infiltración promedio en la zona de estudio es de 0.197 l/s en los primeros metros debajo del nivel del terreno, antes del nivel freático del acuífero. En algunos barrenos se obtuvieron descargas instantáneas mayores a 10 l/s debido a la presencia de cavidades y fracturas encontradas en el sitio las cuales no permitieron establecer un flujo controlado y de caída constante del nivel del agua en el tanque de observación.

Las aguas de los pozos que circundan al basurero municipal corresponden al tipo bicarbonatada cálcica que es el tipo de agua que predomina en la región. Las de los pozos ubicados en y muy próximos al basurero fueron, en general, del tipo mixta con tendencia a clorurada sódica. Por su ubicación, estos puntos de muestreo fueron los más afectados por la contaminación que producen los lixiviados del basurero provenientes de los desechos de origen doméstico.

El incremento de la relación (Cl^-/HCO_3^-) es proporcional al de la conductividad eléctrica demostrando la mineralización del agua al convertirse a tipo clorurada, con el tiempo; esto es, el agua subterránea está claramente afectada por el lixiviado que emana del basurero. La tendencia, en incremento, indica el avance de la contaminación en dirección N – NW que concuerda con el movimiento natural del flujo del agua subterránea en la zona.

Con base en las determinaciones realizadas en el laboratorio se encontró que de los metales analizados, con excepción del cinc, la mayoría se reportaron con concentraciones por encima de los límites permisibles para fuentes de aguas para uso y consumo humano.

De los compuestos orgánicos, los ftalatos estuvieron presentes en el pozo P6 en el muestreo llevado a cabo en octubre de 1996, pero durante la campaña de muestreo de abril de 1997, ya no se detectaron. También se determinaron hidrocarburos, de los cuales los derivados del petróleo no se detectaron en concentraciones de importancia.

Durante la perforación de los barrenos, en el basurero municipal, se encontró suelo con materia orgánica en el plano de estratificación, lo que indica que el agua al infiltrarse al subsuelo es interceptada por dicho plano pudiéndose desarrollar en él un flujo horizontal cuya dirección está controlada por las pendientes del mismo. El agua en la zona no saturada puede acumularse en lugares con pendientes convergentes, a partir de donde percola lentamente a través de los intersticios granulares de la arenisca, donde los contaminantes pueden ser almacenados temporalmente por adsorción o absorción, o bien ser liberados en las épocas de alta recarga para fluir rápidamente hacia el nivel freático por las fracturas o microfisuras de esta roca.

Dependiendo de la cantidad y del tipo de sólidos suspendidos que son transportados por el agua al plano de estratificación, éste puede impermeabilizarse de manera efectiva, a tal grado que esto puede dar lugar a la formación de un acuífero colgado de pequeñas dimensiones.

La liberación de contaminantes de la zona no saturada ocurre principalmente durante largas tormentas que tienden a remover rápidamente los compuestos químicos y formar temporalmente un domo en el nivel freático; este domo ocurre ya que el volumen de agua que llega al nivel freático empieza a exceder la capacidad de drenaje, lo cual hace que se desarrolle un gradiente hidráulico que permite el flujo y transporte de contaminantes lateralmente a distancias que pueden exceder varios cientos de metros. Los contaminantes

se eliminarán fácilmente si el agua se renueva frecuentemente. A mayor descarga del agua subterránea mayor será la dilución, especialmente para sustancias solubles, debido a la mezcla de diferentes estratos de agua.

La advección, por la velocidad del agua subterránea, influye más que la dispersividad en el transporte de solutos.

Con relación a las zonas redox generadas en el acuífero, se observó que el pozo S1 (el más cercano al basurero) está caracterizado por el desarrollo de una zona sulfato reductora que se aprecia por la existencia de H_2S (S^{2-} y HS^-), bajas concentraciones de oxígeno y NO_3^- , altas concentraciones de carbono orgánico, atenuación de Fe(II), comparado con el punto S2 y las mayores concentraciones de NH_4^+ y Nitrógeno Kjendahl. En el pozo S2 se sigue manteniendo la zona reductora, apoyada por altas concentraciones de NH_4^+ y NKT y presencia de H_2S , pero han disminuido las reacciones sulfato reductoras para dar paso a una zona hierro reductora, manifestada por la disminución de sulfuro y el aumento de SO_4^{2-} y Fe(II). Entre los pozos S2 y S3 se generó una zona de nitrificación, puesta de manifiesto por el aumento de NO_3^- y oxígeno disuelto, paralelamente a una disminución de NH_4^+ , desaparición de Fe(II) y las últimas etapas de degradación de la materia orgánica. Finalmente, a partir del pozo S4 se genera la zona aerobia con concentraciones de oxígeno disuelto por encima de 1.5 mg/L, aumento de la concentración de NO_3^- y ausencia de NH_4^+ y NKT.

El proceso dispersivo de contaminantes en el acuífero de la zona de estudio está descrito por medio de la siguiente ecuación lineal aritmética:

$$\alpha = 0.26225 * L - 65.85915$$

donde

α = dispersividad, y
 L = distancia.

Los valores promedio reportados para cada uno de los pozos profundos de monitoreo son los siguientes $\alpha_{S1} = 3.98$ m, $\alpha_{S2} = 5.77$ m, $\alpha_{S3} = 9.65$ m, $\alpha_{S4} = 20.80$ m y $\alpha_{S5} = 54.01$ m.

No existe una relación aparente de la dispersividad con el tiempo.

El resultado de evaluar el acuífero de la zona de estudio es el siguiente: Calificación general DRASTIC = 220; GOD da una calificación promedio de 1.0 con una *vulnerabilidad extrema* a la contaminación del acuífero y el índice calculado de WASP es de 9.7 con una calificación de *altamente inadecuado*. Al normalizar los resultados obtenidos, se obtienen los siguientes índices para el caso del basurero municipal de Mérida:

$$\text{DRASTIC} = 0.94; \text{GOD} = 1.0; \text{WASP} = 0.97$$

Pese a que el modelo de transporte de contaminantes no se calibró satisfactoriamente, las simulaciones realizadas, con parámetros hidráulicos promedio, arrojan resultados representativos. A mayor vulnerabilidad, mayor impacto al acuífero.

Se propone una metodología para determinar el grado de peligrosidad de un sitio de disposición final de desechos. Utilizando el modelo y su guía, debería ser posible derivar un tiempo aproximado en el cual el basurero comienza a ser un peligro a cierta distancia de interés. Los resultados y la evaluación de incertidumbre del simulador numérico en combinación con un análisis dosis – respuesta serían la base para una evaluación de riesgo.

Se está dando un proceso de atenuación natural en el sistema acuífero, ya que las relaciones de carbón orgánico disuelto – cloruros disminuyen gradiente abajo del flujo subterráneo. Esta relación sería constante si el único proceso operativo en el acuífero fuera la dilución y no ocurriera atenuación de los contaminantes.

REFERENCIAS

- Adamek, Z., y Rauser, J., 1977. "Contribution to the question of the water quality of the Moravian Karst one example of the Mayflies (Ephemeroptera) and Stoneflies (Plecoptera) Fauna". *Speleol. Vestnik (Brno)*, Vol. 3, pp. 7-23.
- Ahmad, N., Sen, Z., y Ahmad, M., 2003. Ground water quality assessment using multi – rectangular diagrams. *Ground Water*. Vol. 41, No. 6, pp. 828 – 833.
- Aller, L., Bennett, T., Lehr, J., Petty, R.J., and Hackett, G., 1987. *DRASTIC: A standardized system for evaluating ground water pollution potential using hydrogeologic settings*. U.S. Environmental Protection Agency, Ada, Okla. NWWA/EPA Series Report No. EPA-600/2-87-035.

- APHA, AWWA y WEF (American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation), 1992. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 18th Ed. Edited by: Greenberg, A.E., Clesceri, L.S., and Eaton, A.D. Estados Unidos.
- API, 1956. *Regulatory Paper 27*. American Petroleum Institute.
- Araújo, R.N., 1996. *Estudo Geoquímico da Contaminação dos Recursos Hídricos e sua Propagação nas Adjacências do Aterro de Resíduos Sólidos Jockey Club – DF*. Tesis de Maestría en Geología. Universidade de Brasilia (UnB). Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil. Brasilia, Brasil.
- ASTM (American Society for Testing and Materials), 1998. *Standard Provisional Guide for Risk – Based Corrective Action*. ASTM PS 104 – 98. Philadelphia, PA., USA.
- Ayuntamiento de Mérida, 1998. *Plan de Desarrollo Municipal 1998 – 2001*. Mérida, Yucatán, México. 86 p.
- Ayuntamiento de Mérida, 2001. *Plan Municipal de Desarrollo 2001 - 2004*. Mérida, Yucatán, México. 109 p.
- Back, W., 1992. "Coastal karst formed by ground-water discharge. Yucatan, Mexico". En: *International Contributions to Hydrogeology*. Vol. 13. Verlag Heise, Hannover, FRG., pp. 461 – 466.
- Baedecker, M.J., Cozzarelli, I.M., Enganhouse, R.P., Siegel, D.I., & Bennett, P.C. 1993. "Crude oil in a shallow sand and gravel aquifer. III. Biochemical reactions and mass balance modeling in anoxic groundwater". *Applied Geochemistry*. Vol. 8, pp. 569 – 586.

- Barker, J.F., Barbash, J.E. & LaBonte, M. 1988. "Groundwater contamination at a landfill sited on fractured carbonate shell". *Journal of Contaminant Hydrology*. Vol. 3 No. 1, pp. 1 – 25.
- Barrett, M.E., and Charbeneau, R.J., 1996. "*A Parsimonious Model for Simulation of Flow and Transport in a Karst Aquifer*". Center for Research in Water Resources. Bureau of Engineering Research. The University of Texas at Austin. CRWR Technical Report 269. Austin, Texas, USA. 149 p.
- Baun, A., Reitzel, L.A., Ledin, A., Christensen, T.H., y Bjerg, P.L., 2003. Natural attenuation of xenobiotic organic compounds in a landfill leachate plume (Vejen, Denmark). *Journal of Contaminant Hydrology*. Vol. 65, No. 3 / 4, pp. 269 – 292.
- Bear, J., 1961. Some experiments on dispersion. *Journal of Geophysical Research*. Vol. 66. No., 8., pp. 2245-2267.
- Bedient P.B., Rifai H.S. y Newell Ch.J., 1999. *Groundwater Contamination: Transport and Remediation*, 2ª Edición, Prentice Hall, 604 p.
- Belevi, H., and Baccini, P., 1992. Long-term leachate emissions from municipal solid waste landfills. In: T.H. Christensen, R. Cossu and R. Stegmann (Editors), *Landfilling Waste: Leachate*. Elsevier Applied Science, London, pp. 431-440.
- Blakey, N.C., 1982. Infiltration and absorption of water by domestic wastes in landfills – research carried out by the Water Research Centre. *Proceedings. Landfill Leachate Symposium*. Cockcroft Hall, Harwell.
- Blakey, N.C., 1992. Model prediction of landfill leachate production. In: *Landfilling of Waste: Leachate*. Christensen, T.H., R. Cossu and R. Stegmann, Eds., Elsevier Applied Science. London, U.K., pp. 17 – 34.

- Bockelmann, A., Zamfirescu, D., Ptak, T., Grathwohl, P., y Teutch, G., 2003. Quantification of mass fluxes and natural attenuation rates at an industrial site with a limited monitoring network: a case study. *Journal of Contaminant Hydrology*. Vol. 60, No. 1 / 2, pp. 97 – 122.
- Bowles, J.E., 1981. *Manual de Laboratorio de Suelos en Ingeniería Civil*. Ediciones McGraw Hill. México, D.F., 213 p.
- Brady, W.D., Eick, M.J., Grossl, P.R., y Brady, P.V., 2003. A site – specific approach for the evaluation of natural attenuation al metals – impacted sites. *Soil & Sediment Contamination*. Vol. 12, No. 4, pp. 541 – 565.
- Brantsetter, J., 1975. “A reconnaissance investigation of pollution in a limestone terrane, Horse Cave, Kentucky”. *The Kentucky Caver (Lexington)*, Vol. 9, No. 3, pp. 39-41.
- Brewerton, L.J., 1993. *Aquifer Properties of Samples from Merida, Yucatan, Mexico*. British Geological Survey. Technical Report WD/93/50. 39 p.
- British Geological Survey, Hydrogeology Group; Autonomous University of Yucatan, Academic Hydrology Section; National Water Comission of Mexico. (Prospección Geológica Británica, Grupo de Hidrogeología; Universidad Autónoma de Yucatán, Sección Académica de Hidrología; Comisión Nacional del Agua), 1995. “*Impact of Urbanisation on Groundwater in Mérida, Mexico: Final Report*”. BGS Technical Report WC/94/38.
- Buckley, D.K., Macdonald, D.M.J., Villasuso, P.M., Graniel, C.E., Vazquez, M.J., & Jimenez, M.V., 1994. *Geophysical Logging of a Karstic Limestone Aquifer for Hydrogeological Purposes at Merida, Yucatan, Mexico*. British Geological Survey Technical Report WD/94/4C. 40 p.

- Cabrera S.A., 1986. "*Hidrogeoquímica del Agua Subterránea en Acuíferos Cársticos. Un Caso de Estudio*". Tesis de Maestría. Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, Yucatán, México. 57 p.
- Campbell, D.J.V., 1982. Absorptive capacity of refuse – Harwell Research. *Proceedings. Landfill, Leachate Symposium*. Cockcroft Hall, Harwell.
- Canter, L.W., Knox, R.C., and Fairchild, D.M. 1987. *Ground Water Quality Protection*. Lewis Publishers Inc., Chelsea, Michigan, USA.
- Canul, J.L., 1996. "*Hidrogeoquímica del Basurero Municipal de Mérida y Zona Circundante*". Tesis de Licenciatura en Química Industrial. Universidad Autónoma de Yucatán. Facultad de Ingeniería Química Mérida, Yucatán, México. 98 p.
- Castillo, E.R., y Sauri, M.R., 1993. Concentración orgánica de los lixiviados generados durante el composteo de desechos sólidos municipales con diferentes métodos de aereación. *IX Congreso Nacional de la Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental: Calidad Ambiental para el Desarrollo Sustentable*. México, D.F., pp. V15-V20.
- Clement, T.P., Truex, M.J., y Lee, P., 2002. A case study for demonstrating the application of U.S. E.P.A.'s monitored natural attenuation screening protocol at a hazardous waste site. *Journal of Contaminant Hydrology*. Vol. 59, No. 1 / 2, pp. 133 – 163.
- CNA (Comisión Nacional del Agua).. 1997. "*Diagnóstico de la Región XII. Península de Yucatán*". Comisión Nacional del Agua. Subdirección General de programación. Gerencia de Planeación Hidráulica. Gerencia Regional de la Península de Yucatán. Subgerencia de Programación. México, D.F.

- CNA (Comisión Nacional del Agua), 1998. *Diagnóstico de la Región XII. Península de Yucatán. Resumen Ejecutivo*. Comisión Nacional del Agua. Subdirección General de programación. Gerencia de Planeación Hidráulica. Gerencia Regional de la Península de Yucatán. Subgerencia de Programación. México, D.F. 18 p.
- Cointreau, S., 1982. *Environmental Management of Urban Solid Wastes in Developing Countries*. 5, The World Bank.
- Comisión Asesora del Área de Toxicología del Programa Nacional de Garantía de Calidad de la Atención Médica y el Programa de Prevención y Control de Intoxicaciones del Ministerio de Salud de la Nación, 2001. *Manual de Intoxicaciones para Agentes de Atención Primaria*. Registro del Ministerio de Salud. Programa Nacional de Garantía de Calidad de la Atención Médica. Resolución Ministerial No. 754/01. Buenos Aires, Argentina. 127 p.
- Connell, L.D., y Daele, G., 2003. A quantitative approach to aquifer vulnerability mapping. *Journal of Hydrology*. Vol. 276, No. 1 – 4, pp. 71 – 89.
- Coronado, V.M., Pacheco, J.G., y Cabrera, S.A., 1997. Calidad del agua subterránea al norte de Mérida, Yucatán. *Ingeniería. Revista Académica de la Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma de Yucatán*. Vol. 1. Núm. 1., pp. 69 – 79.
- Cruikshank, G., Aguirre, M.D., Kraemer, M.D., and Craviota, G.E., 1980. Bacterial contamination of the limestone aquifer beneath Merida, Mexico. In: *Aquifer Contamination and Protection. Project 8.3 International Hydrological Programme.*, R.E. Jackson, Ed., UNESCO, pp. 341 – 345
- Chen, Z., Grasby, S.E., y Osadetz, K.G., 2002. Predicting average annual groundwater levels from climatic variables: an empirical model. *Journal of Hydrology*. Vol. 260, No. 1 – 4, pp. 102 – 118.

- Christensen, T.H., Bjerg, P.L., Banwart, S.A., Jakobsen, R., Heron, G., Albrechtsen, H.J., 2000. Characterization of redox conditions in groundwater contaminant plumes. *Journal of Contaminant Hydrology*. Vol. 45., pp. 165 - 241.
- Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Albrechtsen, H.J., Heron, G., Nielson, P.H., Bjerg, P.L., y Holm, P.E., 1994. Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. Vol. 24, Núm. 2, pp. 119 – 202.
- Dasgupta, D., Sengupta, S., Wong, K.V. and Nemerov, N., 1984. Two-dimensional time-dependent simulation of contaminant transport from a landfill. *Applied Mathematical Modelling*. Vol. 8., pp. 203 – 210.
- deMarsily, G. 1986. *Quantitative Hydrogeology: Groundwater Hydrology for Engineers*. Academic Press Inc. Orlando FL. USA.
- deMarsily, G., Delay, F., Teles, V., y Schafmeister, M.T. 1998. “Some current methods to represent the heterogeneity of natural media in hydrogeology”. *Hydrogeology Journal*. Vol. 6, pp. 115 – 130.
- Deutsch, W.J. 1997. *Groundwater Geochemistry: Fundamentals and Applications to Contamination*. CRC Press LLC. Lewis Publishers. 221 p.
- Diario de Yucatán*, 1998. “Nuevos esfuerzos para resolver el lío de la basura”. Sección local, p. 1. 18 de abril. Mérida, Yucatán, México.
- Diario de Yucatán*, 2002. “Isidoro dejó a Mérida como campo de batalla. Restablecer los servicios públicos llevará cuando menos treinta días. La lluvia más intensa en medio siglo”. Sección local, p. 1. 24 de septiembre. Mérida, Yucatán, México.

- DOF (Diario Oficial de la Federación)*, 1993a. NOM-052-ECOL-1993. Que establece las características de los residuos peligrosos, el listado de los mismos y límites que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente. 22 de octubre de 1993.
- DOF (Diario Oficial de la Federación)*, 1993b. NOM-053-ECOL-1993. Que establece el procedimiento para llevar a cabo la prueba de extracción para determinar los constituyentes que hacen a un residuo peligroso por su toxicidad al ambiente. 22 de octubre de 1993.
- DOF (Diario Oficial de la Federación)*, 1995. NOM-127-SSA1-1994. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. 30 de noviembre de 1995.
- Domenico, P.A., y Schwartz, F.W., 1998. *Physical and Chemical Hydrogeology*. Second Edition. John Wiley and Sons, Inc. New York, NY, 506 p.
- Dragila, M.I., y Weisbrod, N., 2003. Parameters affecting maximum fluid transport in large aperture fractures. *Advances in Water Resources*. Vol. 26, No. 12, pp. 1219 – 1228.
- Dragun, J., 1988. “*The Soil Chemistry of Hazardous Materials*”. Hazardous Materials Control Research Institute, Silver Spring, MD, 458 p.
- Ehring, H.J., 1983. Quality and quantity of sanitary landfill leachate. *Waste Management and Research*. Vol. 1., pp. 53 – 68.
- El-Fadel, M., Bou-Zeid, E., Chachine, W., y Alayli, B., 2002. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste Management*. Vol 22, No. 3, pp. 269 – 283.

- El-Fadel, M., Bou-Zeid, E., y Chachine, W., 2003. Landfill evolution and treatability assessment of high-strength leachate from msw with high organic and moisture content. *International Journal of Environmental Studies*. Sections A & B. Vol 60, No. 6, pp. 603 – 626.
- Engelder, T., Fisher, M.O., y Gross, M., 1993. *Geological Aspects of Fracture Mechanics*. Short Course Notes. Geological Society of America. Boston, Mass., USA.
- Escolero, O., Marín, L.E., Steinich, B., y Pacheco, J., 2000. Delimitation of a hydrogeological reserve for a city within a karstic aquifer: the Merida, Yucatán, example. *Landscape and Urban Planning*. Vol. 51, pp. 53 – 61.
- Escolero, O., Marín, L.E., Steinich, B., Pacheco, J., Cabrera, A., y Alcocer, J., 2002. Development of a protection strategy of karst limestone aquifers: The Merida Yucatán case study. *Water Resources Management*. Vol. 16, No. 5, pp. 351 – 367.
- Esquinca, C.F., Escobar, J.L., Hernández, L.A., Sánchez, L.G., y Suárez, H.D., 1997. Estudio de la caracterización y generación de residuos sólidos municipales en 5 localidades de la costa del estado de Chiapas. En: *Memorias Técnicas. XI Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales. Tomo II*. Zacatecas, Zac., México. Del 4 al 7 de noviembre de 1997., pp. 436 – 446.
- Even, H. I., Carmi, I., Magaritz, M., y Gerson, R., 1986. "Timing the transport of water through the upper vadose zone in a karstic system above a cave in Israel". *Earth Surf. Processes and Landforms*, Vol. 11, pp. 181-191.
- Farquhar, G.J., 1989. Leachate: production and characterization. *Canadian Journal of Civil Engineering*. Vol. 16, pp. 317 - 325.

- Feenstra, S., Cherry, J.A., Sudicky, E.A., and Haq, Z. 1984. "Matrix diffusion effects on contaminant migration from an injection well in fractured sandstone". *Ground Water*. Vol. 22. No. 3, pp. 307 – 316.
- Fenn, D.G., Hanley K.J., and DeGeare, T.V., 1975. *Use of Water Balance Method for Predicting Leachate Generation from Solid Waste Disposal Sites*. EPA/530/SW - 168. U.S. Environmental Protection Agency. Cincinnati, OH.
- Fernicola, N.A., 1989. Infantile methemoglobinemia caused by nitrates. *Boletín de la Oficina Sanitaria Panamericana*. Vol. 106, No. 1., pp. 32-40.
- Fetter, C.W., 1993. *Contaminant Hydrogeology*. MacMillan Publishing Company. New York, USA.
- Field, M. S., 1989. "The vulnerability of karst aquifers to chemical contamination". *Proceedings of the 3rd International Conference on Advances in Ground-Water Hydrology*, (Tampa, FL), editado por J. E. Moore, A. A. Zaporozec, S. C. Csallany, y T. C. Varney, American Institute of Hydrology, Gurr and Associates, Inc., Lakeland, FL, pp. 130-142.
- Field, M. S., 1990. "Transport of chemical contaminants in karst terranes: Outline and summary". En: *Selected Papers on Hydrogeology* from the 28th International Geological Congress, Washington, D.C., July 9-19, 1989. International Association of Hydrogeologist. E. S. Simpson y J. M. Sharp Jr. Eds. Vol. 1, pp. 17-28.
- Ford, D. C., y Williams, P. W., 1989. "*Karst Geomorphology and Hydrology*". Unwin Hyman Inc., Winchester, MA, 601 p.

- Foster, S.S.D., 1987. Fundamental Concepts in Aquifer Vulnerability, Pollution Risk and Protection Strategy. *Proceedings. Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants, International Conference (Noordwijk aan Zee, The Netherlands)*, Proceedings and Information No. 38, pp. 69-86.
- Foster, S., and Hirata, R., 1991. *Groundwater Pollution Risk Assessment: A Methodology Using Available Data*. Pan American Centre for Sanitary Engineering and Environmental Sciences, Lima, Peru.
- Foster, S.S.D., Morris, B.L., and Lawrence, A.R. 1993. "Effects of urbanisation on groundwater recharge. In: *Groundwater Problems in Urban Areas*. ICE International Conference, London, June 1993.
- Frias, J., y Gómez, J.A., 1985. *Diseño de una Red de Monitoreo para el Control de la Calidad del Agua*. Tesis de Licenciatura en Química Industrial. Facultad de Ingeniería Química. Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, Yucatán, México. 122 p.
- Frias, J., y Pacheco, J.G., 1997. Evolución y fenómenos modificadores de la calidad del agua subterránea en el estado de Yucatán. *Ingeniería. Revista Académica de la Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma de Yucatán*. Vol. 1. Núm. 1., pp. 45 – 55.
- Fritz, S.J., Bryan, J.D., Harvey, F.E., & Leap, D.I. 1994. "A geochemical and isotopic approach to delineate landfill leachate in an RCRA study". *Ground Water*. Vol. 32, pp. 743 – 750.
- Gaxiola, C.E., 1997. El sistema de Manejo de desechos sólidos municipales en Culiacán Sinaloa. En: *Memorias Técnicas. XI Congreso Nacional de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales. Tomo II*. Zacatecas, Zac., México. Del 4 al 7 de noviembre de 1997., pp. 448 – 496.

- Gelhar L.W., Welty C. y Rehfeldt K.R., 1992. A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers. *Water Resources Research*. Vol. 28, No. 7, pp. 1955-1974.
- Gibert, J., 1990. "Behaviour of aquifers concerning contaminants. Differential permeability and importance of different purification processes". En: *Contaminants in the Subsurface Environment*. McCarty, P. L., y Roberts, P. V., Eds. IAWPRC. Water Science and Technology, Vol. 22, No. 6, pp. 101-108.
- Gilbert, R.O., 1987. *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring*. Van Nostrand Reinhold. New York, NY, USA.
- Gintautas, P.A., and Huyck, K.A., 1993. Metal – organic interactions in subtitle D landfill leachates and associated groundwaters. In: H.E. Allen, M.E. Perdue and D.S. Brown (Editors), *Metals in Groundwater*. Lewis Publishers, Boca Raton, pp. 275-308.
- Golden Software Inc., 2002. *Surfer 8. Contouring and 3D Surface Mapping for Scientists and Engineers. User's Guide*. Golden, Colorado, USA. 640 p.
- González, R.A., 1992. "Acuíferos kársticos. Su vulnerabilidad a la contaminación". *Humanidades*. No. 51. pp. 23.
- González, R.A., 1994. Consideraciones acerca del transporte de solutos en Yucatán. Modelo conceptual. *Ingeniería Hidráulica en México*. Vol. IX, Núm. 3, pp. 73 - 79.
- González, R.A., 1996. Evaluación de la Contaminación del Agua Subterránea en Relación con el Basurero Municipal de Mérida, Yucatán. Reporte Técnico de Proyecto CONACYT, clave 498100-5-1864-T9212. 263 p.

- González, R.A., 2001. *Atemación Natural y Soluciones en la Remediación de Sitios de Disposición de Final de Desechos Sólidos*. Reporte Técnico de Proyecto CONACYT, clave 32489 - T. 150 p.
- González, R.A., and Frías, J., 1995. "A possible contaminant contribution to the Yucatan karstic aquifer". In: Brebbia, C.A., Traversoni, L.C., Wrobel, L.C., Ed., *Computer Modelling of Seas and Coastal Regions II*. Computational Mechanics Publications. Southampton, UK, pp. 141 – 148.
- González, R.A., y Kú, L.H., 1996. *Muestreador de Lixiviado en Sitios de Disposición de Desechos Sólidos que no Cuentan con Sistemas de Recolección*. Reporte Interno. Universidad Autónoma de Yucatán. Facultad de Ingeniería. Unidad de Posgrado e Investigación. 8 p.
- González, R.A., y Kú, L.H., 2002. Muestreador de Lixiviados para SDFDS que no Cuentan con Sistemas de Recolección. *Memorias del XXVIII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. "Gestión Inteligente de los Recursos Naturales"*, celebrado en Cancún, Quintana Roo, México, del 27 de octubre al 1 de noviembre de 2002. Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (en CD).
- González, R.A., Ku, L.H., Gómez, J.A., and Rodriguez, C.R., 1998. Leachate production estimates at a MSWDS located in the tropics. *Environmental Geotechnics*. Seco e Pinto, Editor. International Society for Soil Mechanics and Foundations Engineering; Sociedade Portuguesa de Geotecnia. A.A. Balkema., pp. 843 – 848.
- González., H.R., y Vega A.R., 2002. Materiales yucatecos factibles de utilizarse como cubierta en un relleno sanitario. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*. Vol. 18. No. 2, pp. 57 - 66.

- Gooddy, D.C., Morris, B.L., Vazquez, J.E., and Pacheco J.G. 1993. "*Organic Contamination of the Karstic Limestone Aquifer Underlying the City of Merida, Yucatan, Mexico*". BGS Technical Report WD/93/8. Wallingford, UK.
- Graniel E.H., 2001. *Determinación de los Coeficientes de Dispersividad Longitudinal y Transversal en un Medio Cárstico y su Relación con la Conductividad Hidráulica*, Tesis de doctorado. Posgrado en Ciencias de la Tierra. Universidad Nacional Autónoma de México, México, D.F.
- Graniel, E.H., y Gómez, J.A., 1997. Contenido de especies nitrogenadas en el agua subterránea de la ciudad de Mérida. *Ingeniería. Revista Académica de la Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma de Yucatán*. Vol. 1. Núm. 1., pp. 15 – 25.
- Grossman, E.L., Gifuentes, L.A., Cozzarelli, I.M., 2002. Anaerobic methane oxidation in a landfill – leachate plume. *Environmental Science and Technology*. Vol. 36, No. 11, pp. 2436 – 2443.
- Groundwater Services, Inc., 1999. *The RNA Tool Kit User's Manual*. Groundwater Services, Inc., Houston, Texas. www.gsi-net.com
- Gutjahr, A.L., 1992. *Hydrology. Techniques for Determining Probabilities of Geologic Events and Processes*. Ed., R.L., Hunter and C.J., Mann. International Association of Mathematical Geology.
- Hamm, R.K., and Booker, T.J., 1982. Decomposition of solid waste in test lysimeters. *Journal of the Environmental Engineering Division*. ASCE. Vol. 108. No. EE6., pp. 1147 – 1170.
- Han, Ch., Kang, J., y Choe, J., 2002. Numerical study on the effect of fracture characteristics on flow and solute transport in a fractured medium. *Energy Sources*. Vol., 24, No. 10, pp. 961 – 976.

- Han, Ch., Kang, J., y Choe, J., 2003. Finite difference modeling for scale – dependent dispersivity in a fractured medium. *Energy Sources*. Vol., 25, No. 4, pp. 265 – 279.
- Haq, I., 2003. Environmental impact assessment study: leaching of chemical contaminants from a municipal dump site Hasthal, Delhi (capital of India). *International Journal of Environmental Studies*. Vol. 60, No. 4, pp. 415 – 431.
- Heraud, M.A., 1996. “*Le Karst du Yucatan. Pays des Mayas*”. Collection Scieteren. Presses Universitaires de Bordeaux. Bordeaux, France. 282 p.
- Hickman, H.L., Jr., 1969. Characteristics of municipal solid wastes. *Scrap Age*. Vol. 26, No. 2, pp. 305 - 307.
- Hildebrand, A.R., Pilkington, M., Ortiz, C., Chavez, R.E., Urrutia, J., Connors, M., Graniel, E., Camara, A., Halpenny, J.F., y Niehaus, D., 1998. “Mapping Chicxulub crater structure with gravity and seismic reflection data”. En: Grady, M.M., Hutchison, R., McCall, G.J.H., y Rothery, D.A., (eds). *Meteorites: Flux with Time and Impact Effects*. Geological Society, London, special Publication. Vol. 140., pp. 155 – 176.
- Holmes, R., 1980. The water balance method of estimating leachate production from landfill sites. *Solid Wastes*. Vol. 70, pp. 20 – 33.
- Holsinger, J. R., 1966. “A preliminary study on the effects of organic pollution of Banners Corner Cave. Virginia”. *Int. J. Speleol.*, Vol. 2, pp. 75-98.
- Institute of Medicine, 2004. *Dietary Reference Intakes for water, potassium, sodium, chloride, and sulfate*. Washington, DC: The National Academies Press.

- Jocson, J.M.Ú., Jenson, J.W., y Contractor, D.N., 2002. Recharge and aquifer response: Northern Guam lens aquifer, Guam, Mariana Islands. *Journal of Hydrology*. Vol 260, No. 1 – 4, pp. 102 – 118.
- Jones, I.C., Banner, J.L., 2003. Estimating recharge tresholds in tropical karst island aquifers: Barbados, Puerto Rico and Guam. *Journal of Hydrology*. Vol. 278, No. 1 – 4, pp. 131 – 144.
- Jonsson, S., Ejlertsson, J., y Svensson, B.H., 2003. *Waste Management*. Vol., 23, No. 7, pp. 641 – 651.
- Julian, H.E., Boggs, J.M., Chunmiao, Z., y Feehley, C.E., 2001. Numerical simulation of a natural gradient tracer experiment for the natural attenuation study: flow and physical transport. *Ground Water*. Vol. 39, No. 4, pp. 534 – 546.
- Kalinski, R.J., Kelly, W.E., Bogardi, I., Ehrman, R.L., and Yamamoto, P.D., 1994. Correlation between DRASTIC vulnerabilities and incidents of VOC contamination. *Ground Water*. Vol., 32, pp. 31 – 34.
- Kehew, A.E., and Passero, R.N., 1990. “pH and redox buffering mechanisms in a glacial drift aquifer contaminated by landfill leachate”. *Ground Water*. Vol. 28., pp. 728 – 737.
- Kenney, W.L., 2004. Agua de la dieta y requerimientos para adultos activos. *Sports Science Exchange 92*. Vol. 17, No. 1.
- Kent, D.C., Pettyjohn, W.A., and Prickett, T.A. 1985. Analytical methods for the prediction of leachate plume migration. *Ground Water Monitoring Review*. Vol. V., No. 1., pp. 46 – 59.

- Khrapithchev, A.A., y Callaghan, P.T., 2003. Spatial dependence of dispersion. *Magnetic Resonance Imaging*. Vol. 21, No. 3 / 4, pp. 373 – 376.
- Klinck, B.A., Stuart, M.E., and Gonzáles, H.R., 1997. *Human Risk in Relation to Landfill Leachate Quality: The Mérida Municipal Landfill, Mexico*. British Geological Survey. Technical Report WC/97/34.
- Klinck, B.A., Crawford, M.C., and Noy, D.J., 1995. A Groundwater Hazard Assessment Scheme for Solid Waste Disposal. British Geological Survey. Technical Report WC/95/7.
- Klinkenberg, L.J., 1941. The permeability of porous media to liquids and gases. *API Drilling and Practice*, pp. 200 - 213.
- Knobeloch, L., Salna, B., Hogan, A., Postle, J., and Anderson, H., 2000. Blue babies and nitrate-contaminated well water. *Environmental Health Perspectives*. Vol. 108. No. 7., pp. 675-678.
- Kú, L.H., 1998. *Estimación de la Producción del Lixiviado Generado en el Basurero Municipal de la Ciudad de Mérida, Yucatán*. Tesis de Maestría en Ingeniería Ambiental. Universidad Autónoma de Yucatán. Facultad de Ingeniería. Mérida, Yucatán, México. 203 p.
- Kumke, T., Streck, T., y Richter, J., 2002. Ion transport through unsaturated soils: field experiments and regional simulations. *European Journal of Soil Science*. Vol. 53, No. 1, pp. 57 – 71.
- Langmuir, D., 1997. *Aqueous Environmental Geochemistry*. Prentice Hall, New Jersey. 600 p.

- Lappala, E.G., Healy, R.W., and Weeks, E.P., 1987. *Documentation of Computer Program VS2D to Solve the Equations of Fluid Flow in Variably Saturated Porous Media*. U.S. Geological Survey. Water Resources Investigations Report. 83 – 4099.
- Lerner, D., Grathwohl, A., Valocchi, A., and Frind E., 2003. Models and data ; data and models. *Journal of Contaminant Hydrology*. Vol., 65, No. 3 – 4, pp. 159 – 160.
- Lerner, D.N., Issar, A.S., and Simmers, I., 1990. *Groundwater Recharge: A Guide to Understanding and Estimating Natural Recharge*. Heisse, Hannover.
- Linstone, H.A., y Turff, M., 1975. *The Delphi Method. Techniques and Applications*. Addison – Wesley. London, UK.
- Lowenbach, W.A., 1979. Evaluation of hazardous solid wastes. In: Pojasek, R.B., Eds., *Toxic and Hazardous Wastes Disposal*. Vol. III., Chapter 7. Ann Harbor Science Publication., pp. 89 – 149.
- Loxham, M., 1988. Transport modeling and risk analysis as the basis for assessing hazardous waste sites. *Land Disposal of Hazardous Waste. Engineering and Environmental Issues*, Ed., J.R., Gronow, A.N., Schofield and R.K., Jain. Ellis Horwood Ltd., Chichester., pp. 113 – 124.
- Mace, R.E., Fisher, R.S., Welch, D.M., and Parra, S.P., 1997. *Extent, Mass and Duration of Hydrocarbon Plumes from Leaking Petroleum Storage Tank Sites in Texas*. Bureau of Economic Geology. University of Texas at Austin. Geologic Circular, 97 – 1.
- MacKenna, S.A., Walker, D.D., y Arnold, B., 2003. Modeling dispersion in three – dimensional heterogeneous fractured media at Yucca Mountain. *Journal of Contaminant Hydrology*. Vol. 62/63, pp. 577 – 595.

- Marin, L.E., 1990. *Field Investigations and Numerical Simulation of Ground Water Flow in the Karstic Aquifer of Northwestern Yucatan, Mexico*. PhD. Dissertation. Northern Illinois University. Dekalb, Illinois, EE.UU.
- Marin, L. E., Perry, E. C., Pope, K. O., Duller, C. E., Booth, C. J., y Villasuso, M.J.G., 1990. "Hurricane Gilbert: Its effects on the aquifer in northern Yucatan, Mexico". En: *Selected Papers on Hydrogeology* from the 28th International Geological Congress, Washington, D.C., July 9-19, 1989. International Association of Hydrogeologist. E. S. Simpson y J. M. Sharp Jr. Eds. Vol. 1, pp. 111-128.
- Marin, L.E., Steinich, B., Pacheco, J., y Escolero, O.A., 2001. Hydrogeology of a contaminated sole – source karst aquifer: The case of Merida, Yucatan, Mexico. *Geofisica Internacional*. Vol. 39, No. 4, pp. 359 – 365.
- Mather, J.D., 1989. The attenuation of the organic component of landfill leachate in the unsaturated zone: A review. *Quarterly Journal of Engineering Geology*. Vol. 22, pp. 241 – 246.
- Mather, J., 1994. Waste disposal to landfill. *Proceedings. Geoscience and the Urban Environment in Developing Countries*. Geological Society, London, U.K.
- McNab, W.W., Rice, D.W., Bear, J., Ragaini, R., Tuckfield, C., and Oldenburg, C., 1999. *Historical Case Analysis of Chlorinated Volatile Organic Compound Plumes*. Lawrence Livermore Laboratory. University of California. Livermore, CA, USA.
- Memon, B. A., y Prohic, E., 1989. "Movement of contaminants in karstified carbonate rocks". *Envir. Geol. and Water Sci.*, Vol. 13, pp. 3 - 13.
- Méndez, R.R., 1993. *Generalidades Sobre la Propuesta de Reglamentación del Acuífero de Yucatán*. Comisión Nacional del Agua. Gerencia Estatal en Yucatán. Subgerencia de Administración del Agua. Reporte Interno.

- Menditto, A., Chiodo, F., Patriarca, M., Morisi, G., Menotti, A., Spagnolo, A., and NRF Project Research Group., 1998. Blood cadmium levels in nonexposed male subjects living in the Rome area: relationship to selected cardiovascular risk factors. *Microchemical Journal*. Vol. 59., No. 1., pp.173-179.
- Mercer, J.W., & Faust, C.R. 1981. *Ground – Water Modeling*. National Water Well Association. Dublin, OH. USA.
- Microsoft Corporation, 1995. *Risk*Assistant for Windows*, Manual del usuario. Version 1.1, Hampshire Research Institute, Inc. Alexandria, VA, USA.
- Mora, S., 1992. “Controls on karst in Costa Rica”. En: *International Contributions to Hydrogeology*. Vol. 13. Verlag Heise, Hannover, FRG., pp. 467 – 474.
- Moreau, R., 1982. “La pollution des eaux souterraines: Hygiène et épidémiologie”. *Journée d'étude sur la Protection des Eaux Karstiques*. Société Nationale des Distributions d'Eaux et Commission Nationale de Protection des Sites Spéléologiques, pp. 4-32.
- Newell, C.J., and Connor, J.A., 1998. *Characteristics of Dissolved Hydrocarbon Plumes: Results of Four Studies*. Washington, D.C., American Petroleum Institute.
- Nicholson, R.V., Chery, J.A., and Reardon, E.J. 1983. “Migration of contaminants in groundwater at a landfill: a case study. VI. Hydrogeochemistry”. *Journal of Hydrology*. Vol. 63, pp. 131 – 176.
- Nishijo, M., Nakagawa, H., Morikawa, Y., Tabata, M., Senma, M., Miura, K., Takahara, H., Kawano, S., Nishi, M., and Mizukoshi, K., 1995. Mortality of inhabitants in an area polluted by cadmium: a 15 year follow up. *Occupational and Environmental Medicine*. Vol. 52., No. 3., pp. 181-184.

- Pacheco, J.G., and Cabrera, S.A., 1997. "Groundwater contamination by nitrates in the Yucatan Peninsula, Mexico". *Hydrogeology Journal*. Vol. 5. No. 2., pp. 47 – 53.
- Pacheco, J.G., Cabrera, S.A., y Marín, L.E., 2000. Bacteriological contamination in the karstic aquifer of Yucatán, Mexico. *Geofísica Internacional*. Vol., 39, No. 3, pp. 285 – 291.
- Pacheco, J.G., Cabrera, S.A., y Villasuso, M.J.G., 1990. "Problemas actuales del recurso hidráulico en el Estado de Yucatán". *Ingeniería Hidráulica en México*. Volumen V. No. 3. II Epoca. Septiembre – diciembre, pp. 15 - 19.
- Pacheco, J.G., Marín, L.E., Cabrera, S.A., Steinich, B., y Escolero, O., 2001. Nitrate temporal and spatial patterns in 12 water-supply wells, Yucatán, Mexico. *Environmental Geology*. Vol., 40, No. 6, pp. 708 – 715.
- Pacheco, J.G., y Cabrera, S.A., 1990. "Contaminación por nitratos en áreas rurales del Estado de Yucatán". *Agua Potable*. Año V. No. 69. 15/07/90. pp. 24-29.
- Palmer, A. N., 1986. "Prediction of contaminant paths in karst aquifers". *Proceedings of the 1st Conference on Environmental Problems in Karst Terranes and Their Solutions*, (Bowling Green, KY), National Water Well Association, Dublin, OH, pp. 32-53.
- Parson, R., and Jolly, J., 1994a. *WASP Manual – Waste Aquifer Separation Principle*. Water Research Council. Pretoria, South Africa. WRC Report No. TT67/94.
- Parson, R., and Jolly, J., 1994b. *The Development of a Systematic Method for Evaluating Site Suitability for Waste Disposal Based on Geohydrological Criteria*. Water Research Council. Pretoria, South Africa. WRC Report No. 485/1/94.

- Peniche, A.I., Sauri R.M., and Koh, H.C.J., 1993. Microbiología del composteo de desechos sólidos municipales con diferentes métodos de aereación. *Proceedings. Calidad Ambiental para el Desarrollo Sustentable*. México, D.F., México., pp. V21 – V26.
- Pérez, J., y González, R.A. 2002. “Contribución del espeleobuceo al conocimiento de la morfología kárstica de la planicie norte del estado de Yucatán, México”. En: Carrasco, F., Durán, J.J., y Andreo, B. (Eds.). *Karst and Environment*. 289 – 294.
- Perry, E.C., Swift, J., Gamboa, J.A., Reeve, A., Sanborn, R., Marin, L.E., and Villasuso, M., 1989. Environmental aspects of surface cementation, north coast, Yucatan, Mexico. *Geology*. Vol. 17., pp. 818 – 821.
- Perry, E.C., Velázquez, G., y Marin, L.E., 2002. The hydrogeochemistry of the karst aquifer system of northern Yucatan Peninsula, Mexico. *International Geology Review*. Vol 44, pp. 191 – 222.
- Plumb, R.H., & Pitchford, A.M. 1985. “Volatile organic scans: Implications for ground water monitoring”. Ground Water Publishing, *Proceedings NWWA/API Conference on Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in Groundwater – Prevention, Detection and Restoration*.
- Pohland, F.G., Cross, W.H., and Gould, J.P., 1993. Metal speciation and mobility as influenced by landfill disposal practices. In: H.E. Allen, E.M. Perdue and D.S. Brown (Editors), *Metals in Groundwater*. Lewis Publishers, Boca Raton, pp. 411-429.

- Quinlam, J. F., y Ewers, R. O., 1985. "Ground water flow in limestone terranes: Strategy rationale and procedure for reliable, efficient monitoring of ground water quality in karst areas". *Proceedings of the 5th National Symposium and Exposition on Aquifer Restoration and Ground Water Monitoring*, (Columbus, OH), National Water Well Association, Worthington, OH, 197-234.
- Ramos, J.A., 1996. *Parámetros Estructurales que Controlan la Hidrodinámica de las Aguas Subterráneas en el Área de Zimapán, Hidalgo*. Tesis de Maestría en Aguas Subterráneas. Posgrado en Ciencias de la Tierra. CCH – UNAM. México, D.F.
- Reitzel, S., Farquhar, G.J., and McBean, E., 1992. Temporal characterization of municipal solid waste leachate. *Canadian Journal of Civil Engineering*. Vol. 19., pp. 668 – 679.
- Rice, D.W., Grose, R.D., Michalsen, J.C., Doohar, B.P., MacQueen, D.H., Cullen, S.J., Kastenber, W.E., Everett, L.G., and Marino, M.A., 1995. *California Leaking Underground Fuel Tank (LUFT) Historical Case Analysis*. Environmental Protection Department.
- Rifai, H.S., and Newell, C.J., 1998. Estimating First – Order Decay Rates for BTEX Using Data From 115 Sites. *NGWA Petroleum Hydrocarbon Conference*. Houston Texas.
- Ritchie, J.T., 1972. A model for predicting evaporation from a row crop with incomplete cover. *Water Resources Research*. Vol. 8. Núm. 5, pp.1204 - 1213.
- Roberts, F.A., y Farquhar, G.J., 1973. Infiltration and landfill behavior. *Journal of the Environmental Engineering Division*. Vol. 99, pp. 671 - 690.
- Robinson, W.D., 1986. *The Solid Waste Handbook. A Practical Guide*. John Wiley and Sons, Inc., New York, USA. 811 p.

- Robinson, H.D., 1996. A review of the composition of leachates from domestic wastes in landfill sites. CWM-072-95, Department of the Environment (DoE), Wastes Technical Division, U.K. Technical Aspects of Controlled Waste Management Series.
- Rosen, L., 1994. A study of the DRASTIC methodology with emphasis on Swedish conditions. *Ground Water*. Vol. 32, pp. 278 – 285.
- Rowell, D.L., 1994. *Soil Science: Methods and Applications*. Longman Scientific and Technical, Harlow, UK. 350 p.
- Rupert, M.G., 2001. Calibration of the DRASTIC ground water vulnerability mapping method. *Ground Water*. Vol. 39, No. 4, pp. 625 – 631.
- Salazar, F.G., 2002. *Clasificación Climática y Balance Hidrico para la Ciudad de Mérida, Yucatán*. Tesis de Licenciatura en Ingeniería Civil. Universidad Autónoma de Yucatán. Facultad de Ingeniería. Mérida, Yucatán, México. 80 p.
- Salvato, J.A., Wilkie, W.G., y Mead, B.E., 1971. Sanitary landfill-leaching prevention and control. *Journal of the Water Pollution Control Federation*. Vol. 43, No. 10, pp. 2084 - 2100.
- Sánchez, I.A., 1992. *Estudio del Comportamiento de la Contaminación del Agua Subterránea Generada por la Disposición Final de Desechos Sólidos a Cielo Abierto*. Informe Final de Proyecto de Investigación. Unidad de Posgrado e Investigación. Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma de Yucatán. Reporte Interno. Mérida, Yuc., México. 68 p.

- Santos, L.J., y Koide, S., 1998. Poluição dos recursos hídricos em áreas de aterro de lixo – caso: Lixão do Jockey Club (DF). *4º. Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea. Vol. 2. Memorias*. Montevideo, Uruguay. 16 al 20 de noviembre de 1998. ALSUD., pp. 700 – 719.
- Sauri, M.R., y Castillo, E.R., 1992. Características de los lixiviados producidos durante el composteo de los desechos sólidos de Mérida. Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. VIII Congreso Nacional – Acciones para un Ambiente Limpio. Cocoyoc, México.
- Sauri, M.R., y Peniche, J.I., 1993. *Desechos Sólidos. Prácticas de Laboratorio*. Maestría en Ingeniería Ambiental. Unidad de Posgrado e Investigación. Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma de Yucatán. 34 p.
- Scanlon, B.R., Mace, R.E., Barret, M.E., y Smith, B., 2003. Can we simulate regional groundwater flow in a karst system using equivalent porous media models? Case study, Barton Springs Edwards aquifer, USA. *Journal of Hydrology*. Vol. 276, No. 1 – 4, pp. 137 – 159.
- Schroeder, P.R., Dozier, T.S., Zappi, P.A., McEnroe, B.M., Sjostrom, J.W., y Peyton, R.L., 1994. *The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model: Engineering Documentation for Version 3*. EPA/600/R-94/168b, September 1994, U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development, Washington, D.C.
- Schroeder, P.R., Gibson, A.C., y Smolen, M.D. 1984a. *The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model. User's Guide for Version 1*. EPA/530/SW-84-009, 1, U.S. EPA Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, D.C.

- Schroeder, P.R., Gibson, A.C., y Smolen, M.D. 1984b. *The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) Model. Volume II. Documentation for Version I.* EPA/530/SW-84-010, 2, U.S. EPA Office of Solid Waste and Emergency Response, Washington, D.C.
- Schulze-Makuch, D., & Cherkauer, D.S. 1998 "Variations in hydraulic conductivity with scale of measurement during aquifer tests in heterogeneous, porous carbonate rocks". *Hydrogeology Journal*. Vol. 6, pp. 204 – 215.
- SEDESOL (Secretaría de Desarrollo Social)., 1993. *Informe de situación general en materia de equilibrio ecológico y protección al ambiente 1991-1992.* Instituto Nacional de Ecología (INE). México, D.F.
- SEDESOL (Secretaría de Desarrollo Social)., 1994. Dirección General de Infraestructura y Equipamiento. Subsecretaría de Desarrollo Urbano. México, D.F.
- SEDUE. 1984. *Análisis de los Desechos Sólidos en Mérida, Yucatán. Estudios de Generación.*
- Seiler, K.P., Maloszewski, P., and Behrens, H., 1989. Hydrodynamic dispersion in karstified limestones and dolomites in the Upper Jurassic of the Franconian Alb, F.R.G. *Journal of Hydrology*. Vol. 108, pp. 235 – 247.
- Serrano, S.E., 1992. The form of the dispersión equation under recharge and variable velocity and its analytical solution. *Water Resources Research*. Vol. 28., pp. 1801 – 1808.
- Shaper, A.G., 1979. Cardiovascular disease and trace metals. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B. Biological Sciences*. Vol. 205., No. 1158., pp. 135-143.

- Shaw, E.S., 1988. *Hydrology in Practice*. Van Nostrand Reinhold International. London, U.K.
- Sinton, L. W., 1984. "The macroinvertebrates in a sewage-polluted aquifer". *Hydrobiologia*, Vol. 119, pp. 161-169.
- Smart, P. L., y Hobbs, S. L., 1986. "Characterisation of carbonate aquifers: A conceptual base". *Proceedings of the 1st Conference on Environmental Problems in Karst Terranes and Their Solutions*, (Bowling Green, KY), National Water Well Association, Dublin, OH, pp. 1-14.
- Spayed, S.E. 1985. "Movement of volatile organics through a fractured rock aquifer". *Ground Water*. Vol. 23. No. 4, pp. 496 – 502.
- Springall, G., y Espinosa, L., 1972. El subsuelo de la Península de Yucatán. Estado actual del conocimiento. En: *VI Reunión Nacional de Mecánica de Suelos. Tomo I. Cimentaciones en Áreas Urbanas de México, Acapulco, Tampico y Yucatán*. Sociedad Mexicana de Mecánica de Suelos, A.C., México, D.F., pp. Y1 - Y102.
- Steinich, B, Velásquez, G., Marín, L., y Perry, E., 1996. "Determination of the groundwater divide in the karst aquifer of Yucatan, Mexico, combining geochemical and hydrogeological data". *Geofísica Internacional*. Vol., 35, No. 2, pp. 153 – 159.
- Stewart, M., Parker, J., 1992. "Localization and seasonal variation of recharge in a covered karst aquifer system, Florida, USA". En: *International Contributions to Hydrogeology*. Vol. 13. Verlag Heise, Hannover, FRG., pp. 443 – 460.
- Tatsi, A.A., y Zouboulis, A.I., 2002. A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate (Thessaloniki, Greece). *Advances in Environmental Research*. Vol. 6, No. 3, pp. 207 – 230.

- Tchobanoglous, G., H. Theisen, y S. Vigil. 1993. *Integrated Solid Waste Management. Engineering Principles and Management Issues*. McGraw Hill, Inc. New York. 978 p.
- Thirumalaivasan, D., Karmegam, M., y Venugopal, K., 2003. AHP – DRASTIC: software for specific aquifer vulnerability assessment usign DRASTIC model and GIS. *Environmental Modeling and Software*. Vol. 18, No. 7, pp. 645 – 657.
- Tindall, J.A., y Kunkel, J.A. con Anderson, D.E., 1999. *Unsaturated Zone Hydrology for Scientists and Engineers*. Prentice - Hall, Inc., Upper Saddle River, New Jersey, USA. 624 p.
- Trejo, R., 1996. *Procesamiento de la Basura - México*. Editorial Trillas. México, D.F. 283 p.
- Troester, J.W., 1992. “ The northern karst belt of Puerto Rico: A humid tropical karst”. En: *International Contributions to Hydrogeology*. Vol. 13. Verlag Heise, Hannover, FRG., pp. 475 – 486.
- Turner II, B.L., Mastson, P.A., McCarthy, J.J., Corell, R.W., Christensen, L., Eckley, N., Hovelsrud-Broda, G.K., Kasperson, J.X., Kasperson, R.E., Luers, A., Martello, M.L., Mathiesen, S., Naylor, R., Polsky, C., Pulsipher, A., Schiller, A., Selin, H., y Tyler, N., 2003. Illustrating the coupled human – environment system for vulnerability analysis: three cases studies. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. Vol. 100, No. 14, pp. 8080 – 8086.
- Turquin, M. J., 1980. “La pollution des eaux souterraines: Incidence sur les biocénoses aquatiques”. *Actes 1° Coll. Nat. Protection Eaux Souterraines Besançon, Les Cahiers de la C.P.E.P.E.S.C.*, 2, 341-347.

- USEPA (United States Environmental Protection Agency)., 1985. *Principles of Risk Assessment. A Nontechnical Review*. Risk Assessment Workshop. Easton. MD, USA. March 17 – 18.
- USEPA (United States Environmental Protection Agency)., 1997. *Monitored Natural Attenuation at Superfund, RCRA Corrective Action, and Underground Storage Tank Site. Draft Interim Final Policy*. Office of Solid Waste Emergency Response (OSWER). Washington, D.C., USA.
- Valochi A.J., and Herzog, B.L., 1988. Mathematical modeling of the transport of pollutants from hazardous waste landfills. *Land Disposal of Hazardous Waste. Engineering and Environmental Issues*, Ed. J.R. Gronow, A.N. Schofield and R.K. Jain. Ellis Horwood Ltd., Chichester., pp. 153 – 164.
- Van Genuchten, M.T., 1980. A closed form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science of America Journal*. Vol. 44., pp. 892 – 898.
- Van Stempvoort, D., Ewert, L., and Wassenaar, L., 1992. *Aquifer Vulnerability Index: A GIS compatible method for Groundwater Vulnerability Mapping*. National Hydrology Research Institute.
- Vázquez, J.E., Pacheco, J.G., Goody, D.C., y Morris, B., 1997. “Contaminación orgánica en el acuífero kárstico subyacente a la ciudad de Mérida”. *Ingeniería. Revista Académica de la Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma de Yucatán*. Vol. 1. No.1., pp. 7 – 14.
- Velázquez, L., y Ordaz, A., 1992. “Provincias hidrogeológicas de México”. *Ingeniería Hidráulica en México*. Vol. VII. No. I. II Época. Enero – abril de 1992., pp. 52 – 55.

- Villasuso, M.J., y Graniel, E.H., 1997. "Estudio de la contaminación del acuífero de la ciudad de Mérida y sus medidas de remedio". *Ingeniería. Revista Académica de la Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma de Yucatán*. Vol. 1. No. 1., pp. 57 – 67.
- Voors, A.W., and Shuman, M.S., 1977. Liver cadmium levels in North Carolina residents who died of heart disease. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. Vol. 17., No. 6., pp. 692-696.
- Walton, W.C., 1985. *Practical Aspects of Groundwater Modeling*. National Water Well Association. Worthington, Ohio, USA.
- Ward, R.C., and Robinson, M., 1990. *Principles of Hydrology*. McGraw – Hill Book Company. London, U.K..
- Weight, W.D., y Soderegger, J.L., 2000. *Manual of Applied Field Hydrogeology*. McGraw – Hill. Professional Engineering. New York, NY, USA. 609 p.
- White, W.B., 2002. Karst hydrology: recent developments and open questions. *Engineering Geology*. Vol. 65, No. 2/3, pp. 85 – 106.
- WHO (World Health Organization), 2004. *Guidelines for Drinking-water Quality. Third Edition. Volume 1. Recommendations*. WHO Library Cataloguing-in-publications. Geneve. 515 p.
- Wiedemeier, T.H., Rifai, H.S., Newell, C.J., and Wilson, J.W., 1999. *Natural Attenuation of Fuels and Chlorinated Solvents.*, John Wiley and Sons, New York.
- Yeh, G.T., and Ward, D.S., 1980. *FEMWATER: A Finite Element Model of Water Flow Through Saturated – Unsaturated Media*. Oak Ridge National Laboratory, USA. Report No. ORNL – 5567.

- Yeh, G.T., and Ward, D.S., 1981. *FEMWASTE: A Finite Element Model of Contaminant Transport Through Saturated – Unsaturated Media*. Oak Ridge National Laboratory, USA. Report No. ORNL – 5601.
- Young, A., and Davies, D., 1992. *Applications of Computer Modelling to the Landfill Processes*. DOE Report Number CWN 039H/92.
- Zheng, C. y Bennet, G.D., 1995. *Applied Contaminant Transport Modeling; Theory and Practice*, Editorial VNR. USA, 440 p.
- Zhody. A.R., 1975. *Automatic Interpretation of Schlumberger Sounding Curves, Using Modified Dar Zarrouk Functions*. US Geological Survey Bulletin 1313 – E.
- Zhou, L., y Selim, H.M., 2003. Scale – dependent dispersión in soils: An overview. *Advances in Agronomy*. Vol. 80, pp. 223 – 313.

ANEXOS

Resultados de los muestreos realizados en los pozos de monitoreo de la zona de estudio

Muestreo de abril de 2000

Pozo	Alc F	Alc M	D Total	D Calcio	D Magnesio
I5	0	352.44	295.8	233.16	62.64
P1	0	332.64	330.6	229.68	100.92
P2	0	362.34	321.9	174	147.9
P4	0	261.36	295.8	208.8	87
UW5	0	312.84	306.24	212.28	93.96
P7	0	388.08	389.76	219.24	170.52
M1	0	289.08	325.38	240.12	85.26
UW2	0	356.4	358.44	205.32	153.12
D2	0	324.72	323.64	278.4	45.24
P6	0	352.44	346.26	208.8	137.46
D3	0	190.08	236.64	163.56	73.08
N1	0	1752.3	1270.2	965.7	304.5
UW1	0	663.3	226.2	104.4	121.8

Pozo	Cloruros	Sulfatos	Nitratos	Calcio
I5	52.47	12.91	12.54	93.26
P1	86.04	15.24	19.27	91.87
P2	136.41	17.78	27.24	69.60
P4	92.34	29.24	13.78	83.52
UW5	100.73	13.07	25.39	84.91
P7	172.09	23.95	76.79	87.70
M1	69.26	30.31	18.60	96.05
UW2	167.89	22.07	21.10	82.13
D2	37.78	6.35	24.78	111.36
P6	182.58	23.66	21.72	83.52
D3	31.48	7.51	8.87	65.42
N1	424.97	31.53	13.16	386.28
UW1	406.61	92.56	8.87	41.76

Pozo	Magnesio	Sodio	Potasio	HCO ₃	NKT
I5	15.22	22.00	0.80	429.98	7.28
P1	24.52	52.30	2.90	405.82	10.08
P2	35.94	29.70	2.20	442.05	1.68
P4	21.14	91.00	9.00	318.86	5.04
UW5	22.83	7.80	3.20	381.66	1.12
P7	41.44	97.00	12.50	473.46	1.12
M1	20.72	63.30	13.00	352.68	4.48
UW2	37.21	52.60	13.00	434.81	1.54
D2	10.99	91.40	1.50	396.16	0
P6	33.40	39.30	1.60	429.98	2.24
D3	17.76	31.40	1.90	231.90	1.68
N1	73.99	97.40	5.30	2137.81	53.2
UW1	29.60	43.10	1.80	809.23	15.4

Pozo	N-NH ₃	DQO	Cobre	Cadmio	Cromo	Cinc	Plomo
I5	0.56	40.72	0.041	0.016	0.09	0.462	ND
P1	0	18.51	0.102	0.017	0.064	0.676	ND
P2	0	11.1	0.057	0.017	0.064	0.945	ND
P4	0	25.91	0.058	0.022	0.143	0.241	ND
UW5	0	14.8	0.041	0.039	0.076	0.199	0.44
P7	0	14.8	0.052	0.024	0.073	0.16	ND
M1	0	25.91	0.077	0.031	0.15	0.317	ND
UW2	0	7.4	0.03	0.024	0.1	0.117	ND
D2	0	18.51	0.035	0.021	0.075	0.357	ND
P6	0	14.8	0.042	0.022	0.076	0.281	ND
D3	0	22.21	0.012	0.018	0.03	0.108	ND
N1	39.2	703.45	0.358	0.083	0.069	0.604	0.35
UW1	11.48	59.23	0.113	0.036	0.116	0.211	ND

Pozo	IC	TOC	TOC/Cl
I5	96.55	< 1	ND
P1	90.18	< 1	ND
P2	96.41	< 1	ND
P4	65.19	< 1	ND
UW5			ND
P7	102.2	< 1	ND
M1	77.96	1.15	0.0166
UW2	96.09	< 1	ND
D2	88.65	< 1	ND
P6	104.7	< 1	ND
D3	47.87	4.24	0.1347
N1	425.1	277.7	0.6534
UW1	172.9	1.6	0.0039

Muestreo de julio de 2000

Pozo	Alc F	Alc M	D Total	D Calcio	D Magnesio
I5	0	383.76	385.28	240.8	144.48
P1	0	395.46	338.84	251.12	87.72
P2	0	411.84	378.4	240.8	137.6
P4	0	234	237.36	146.2	91.16
UW5	0	348.66	299.28	218.44	80.84
P7	0	425.88	503.96	344	159.96
M1	0	322.92	402.48	292.4	110.08
UW2	0	421.2	378.4	199.52	178.88
D2	0	355.68	344	223.6	120.4
P6	0	402.48	373.24	233.92	139.32
D3	0	243.36	318.2	154.8	163.4
UW1	0	753.48	688	481.6	206.4

Pozo	Cloruros	Sulfatos	Nitratos	Calcio
I5	34.63	11.98	89.53	96.32
P1	86.04	13	35.13	100.45
P2	123.82	20.16	27.82	96.32
P4	37.78	28	7.93	58.48
UW5	62.96	10.33	31.35	87.38
P7	188.88	45.1	175.69	137.6
M1	88.14	40.64	73.22	116.96
UW2	134.31	16.65	25.21	79.81
D2	35.68	6.52	38.67	89.44
P6	200.42	35.62	71.45	93.57
D3	18.89	14.28	6.99	61.92
UW1	640.09	182.42	165.9	192.64

Pozo	Magnesio	Sodio	Potasio	HCO ₃	NKT
I5	35.11	16.3	1.5	468.19	1.79
P1	21.32	39.5	4.5	482.46	0.67
P2	33.44	67.1	3.6	502.44	0.29
P4	22.15	16.2	1.7	285.48	3.02
UW5	19.64	34.6	5	425.37	0.78
P7	38.87	84.7	22.1	519.57	2.18
M1	26.75	18.5	1.1	393.96	1
UW2	43.47	71.7	4.1	513.86	0.72
D2	29.26	15.3	0.5	433.93	0.22
P6	33.85	129.4	1.6	491.03	0.22
D3	39.71	10.6	2.6	296.9	1.12
UW1	50.16	505.5	224	919.25	8.06

Pozo	N-NH ₃	Cobre	Cadmio	Cromo	Cinc	Plomo
I5	0.73	0.061	0.021	0.037	0.183	ND
P1	0	0.138	0.028	0.085	1.27	ND
P2	0	0.13	0.021	ND	0.552	ND
P4	0.62	0.056	0.024	0.054	0.273	ND
UW5	0	0.047	0.014	ND	0.239	ND
P7	0.28	0.1	0.025	ND	0.496	ND
M1	0	0.068	0.029	0.078	0.232	ND
UW2	0	0.039	0.019	ND	0.089	ND
D2	0	0.025	0.016	ND	0.06	ND
P6	0	0.056	0.016	ND	0.236	ND
D3	0.28	0.051	0.018	0.05	0.58	ND
N1						ND
UW1	1.65	0.225	0.039	0.146	0.175	ND

POZO	IC	TOC	Fe	N-NO ₃
I5	92.74	<1	5.11	20.21
P1	95.83	<1	4.02	7.93
P2	97.08	<1	2.04	6.28
P4	50.12	1.44	8.4	1.79
UW5	79.59	<1	0.675	7.19
P7	100.9	<1	0.96	39.66
M1	74.38	<1	9.55	16.53
UW2	102.6	<1	1.24	5.69
D2	80.75	<1	0.155	8.73
P6	90.75	<1	0.25	16.13
D3	52.39	4.57	4.97	1.58
UW1	187.1	30.2	26.25	37.45

Muestreo de octubre de 2000

Pozo	Alc F	Alc M	D Total	D Calcio	D Magnesio
I5	0	356	390.44	240.8	149.64
P1	0	334	371.52	273.48	98.04
P2	0	360	395.6	247.68	147.92
P4	0	232	278.64	166.84	111.8
UW5	0	288	325.08	221.88	103.2
P7	0	400	464.4	271.76	192.64
M1	0	302	395.6	309.6	86
UW2	0	354	361.2	259.72	101.48
D2	0	300	337.12	258	79.12
P6	0	360	361.2	227.04	134.16
D3	0	204	242.52	154.8	87.72
UW1	0	664	516	430	86

Pozo	Cloruros	Sulfatos	Nitratos	Calcio	Magnesio
I5	65.06	15.91	11.93	96.32	36.36
P1	72.09	23.54	17.89	109.39	23.82
P2	131.87	27.92	12.92	99.07	35.94
P4	31.65	34.56	3.85	66.74	27.17
UW5	70.33	21.4	14.67	88.75	25.08
P7	168.8	33.72	26.81	108.7	46.81
M1	79.12	74	0	123.84	20.9
UW2	83.52	17.22	8.97	103.89	24.66
D2	35.17	10.17	14.17	103.2	19.23
P6	167.04	38.52	19.35	90.82	32.6
D3	22.86	19.09	0	61.92	21.32
UW1	483.54	21.54	26.81	172	20.9

Pozo	Sodio	Potasio	HCO ₃	NKT	N-NH ₃	DQO
I5	23.7	4.6	434.32	0	0	48
P1	37.9	4.1	407.48	0	0	27
P2	66.6	4.9	439.2	6.44	4.2	16
P4	14.6	2.9	283.04	7.28	0	36
UW5	37.3	5.4	351.36	0	0	48
P7	75.6	14.6	488	4.2	4.2	36
M1	19.4	1.7	368.44	8.4	0	28
UW2	26.4	6.1	431.88	0	0	40
D2	15.3	0.7	366	0	0	50
P6	92.4	6.1	439.2	0	0	28
D3	10.1	5.5	248.88	5.6	3.36	48
UW1	266	138.8	810.08	0	0	74

Pozo	DQO	IC	TOC	Fe	Nitritos	Coliformes UFC/100mL	Fe + 2
I5	48	75.72	16.5	0.27	0.15	10500	<0.010
P1	27	80.86	5.2	<0.010	1.45	300	<0.010
P2	16	89.74	2.36	<0.010	0	12500	<0.010
P4	36	37.62	48.87	0.182	0	1700	<0.010
UW5	48	79.12	11.61	0.158	0	52000	<0.010
P7	36	96.51	3.17	<0.010	0	800	<0.010
M1	28	71.7	9.27	<0.010	0.02	100	0.01
UW2	40	92.87	4.84	0.214	0	0	<0.010
D2	50	79.21	23.99	<0.010	0	0	<0.010
P6	28	84.9	10.95	<0.010	0	600	0.01
D3	48	34.72	51.88	0.826	0	2600	0.158
UW1	74	156.8	20.6	1.99	0	40000	0.492

Pozo	Alc F	Alc M	D Total	D Calcio	D Magnesio
S1. NF	0	422	430	239.08	190.92
S1, 5m	0	426	426.56	245.96	180.6
S1, 10m	0	400	421.4	240.8	180.6
S1, 15m	0	500	423.12	235.64	187.48
S1, 20m	0	500	440.32	230.48	209.84
S1, 25m	0	510	474.72	233.92	240.8
S1, 30m	0	382	419.68	233.92	185.76
S1, 35m	0	378	423.12	237.36	185.76
S2, NF	0	380	409.36	227.04	182.32
S2, 5m	0	392	388.72	216.72	172
S2, 10m	0	396	399.04	220.16	178.88
S2, 15m	0	482	431.72	223.6	208.12
S2, 20m	0	460	419.68	228.76	190.92
S2, 25m	0	496	447.2	227.04	220.16
S2, 30m	0	382	430	209.84	220.16
S2, 35m	0	398	431.72	208.12	223.6

Pozo	Cloruros	Sulfatos	Nitratos	Calcio	Magnesio	Sodio
S1, NF	232.1	50.61	6.19	95.63	46.39	133.2
S1, 5m	225.06	42.19	6.19	98.38	43.89	120.9
S1, 10m	219.79	25.18	6.19	96.32	43.89	119.6
S1, 15m	355.18	29.07	5.46	94.26	45.56	200.4
S1, 20m	348.15	26.41	6.19	92.19	50.99	201
S1, 25m	439.58	37.8	6.19	93.57	58.51	240.2
S1, 30m	244.41	23.25	6.34	93.57	45.14	131.1
S1, 35m	228.58	30.42	5.46	94.94	45.14	126.3
S2, NF	202.21	25.71	0	90.82	44.3	107.2
S2, 5m	201.33	24.8	0	86.69	41.8	106.8
S2, 10m	179.35	20.36	0	88.06	43.47	104.7
S2, 15m	372.76	37.9	0	89.44	50.57	103.7
S2, 20m	305.95	29.07	0	91.5	46.39	198.6
S2, 25m	369.25	32.62	0	90.82	53.5	215
S2, 30m	246.16	22.88	13.21	83.94	53.5	138.9
S2, 35m	256.71	25.25	13.21	83.25	54.33	146.4

Pozo	Potasio	HCO ₃	NKT	N-NH ₃	DQO	IC	TOC	Fe +2
S1, NF	35.4	514.84	10.92	10.08	36	110.65	22.95	ND
S1, 5m	29.2	519.72	14	9.8	30	108.5	27.5	ND
S1, 10m	26.1	488	8.96	8.4	30	106.6	31.3	ND
S1, 15m	43.9	610	37.8	33.6	38	133.8	42.4	0.88
S1, 20m	43.9	610	36.4	32.2	34	128.6	40.3	0.755
S1, 25m	50	622.2	33.6	31.36	66	136.6	44.2	1.345
S1, 30m	13	466.04	6.72	3.64	12	99.26	24.04	ND
S1, 35m	11.5	461.16	3.36	2.8	30	95.13	24.37	ND
S2, NF	21.5	463.6	7	5.6	47	97.98	23.32	0.047
S2, 5m	23.8	478.24	8.4	7	32	101.7	26.1	0.039
S2, 10m	23.8	483.12	8.4	5.88	14	101.6	24.3	0.047
S2, 15m	37.7	588.04	25.2	24.36	38	120.9	30.8	0.914
S2, 20m	46.2	561.2	26.6	25.2	35	106.9	29.6	0.843
S2, 25m	42.4	605.12	25.76	22.96	35	124.9	39.4	1.18
S2, 30m	16.1	466.04	5.6	4.2	16	102.9	29.3	0.3
S2, 35m	18.4	485.56	7.84	7	46	97.92	27.78	0.33

Pozo	Fe	Nitritos	Coliformes UFC/100mL	Fe +2
S1, NF	ND	0	700	ND
S1, 5m	ND	0	0	ND
S1, 10m	ND	0	100	ND
S1, 15m	0.88	0	100	0.64
S1, 20m	0.755	0	0	0.53
S1, 25m	1.345	0	0	1.015
S1, 30m	ND	0	0	ND
S1, 35m	ND	0	0	ND
S2, NF	0.047	0	10000	<0.010
S2, 5m	0.039	0	6000	<0.010
S2, 10m	0.047	0	1600	0.031
S2, 15m	0.914	0	560	0.731
S2, 20m	0.843	0	30	0.803
S2, 25m	1.18	0	50	1.16
S2, 30m	0.3	0	20	0.15
S2, 35m	0.33	0	8	0.183

Pozo	Alc F	Alc M	D Total	D Calcio	D Magnesio	Cloruros
S3, NF	0	468	464.4	258	206.4	260.23
S3, 5m	0	465.66	454.08	264.88	189.2	260.23
S3, 10m	0	463.32	454.08	254.56	199.52	262.33
S3, 15m	0	460.98	426.56	254.56	172	264.43
S3, 20m	0	472.68	426.56	254.56	172	277.02
S3, 25m	0	493.74	464.4	127.28	337.12	369.36
S3, 30m	0	472.68	460.96	233.92	227.04	326.34
S3, 35m	0	449.28	440.32	227.04	213.28	293.81
S4, NF	0	407.16	412.8	251.12	161.68	218.26
S4, 5m	0	416.52	430	240.8	189.2	197.27
S4, 10m	0	425.88	433.44	258	175.44	235.05
S4, 15m	0	449.28	416.24	220.16	196.08	258.13
S4, 20m	0	449.28	397.32	228.76	168.56	256.03
S4, 25m	0	444.6	421.4	227.04	194.36	259.18
S4, 30m	0	444.6	412.8	233.92	178.88	241.34
S4, 35m	0	442.26	423.12	233.92	189.2	278.07

Pozo	Sulfatos	Nitratos	Calcio	Magnesio	Sodio	Potasio
S3. NF	33.45	19.64	103.2	50.16	116.7	21.5
S3. 5m	30.68	19.64	105.95	45.98	116.5	19.2
S3. 10m	32.81	19.64	101.82	48.48	117.1	20.7
S3. 15m	28.66	19.35	101.82	41.8	121.4	23.1
S3. 20m	29.16	12.04	101.82	41.8	124.5	22.3
S3. 25m	24.95	11.46	50.91	81.92	184.3	26.2
S3. 30m	30.17	13.21	93.57	55.17	161	17.7
S3. 35m	30.17	13.21	90.82	51.83	140.8	15.3
S4. NF	22.17	38.8	100.45	39.29	97	13.8
S4. 5m	19.96	38.8	96.32	45.98	95.2	13.8
S4. 10m	22.88	37.48	103.2	42.63	106.7	13.8
S4. 15m	23.54	18.77	88.06	47.65	117.9	10.7
S4. 20m	20.91	13.8	91.5	40.96	116	9.9
S4. 25m	20.91	15.26	90.82	47.23	115.3	12.3
S4. 30m	20.23	13.65	93.57	43.47	114.6	11.5
S4. 35m	22.81	13.65	93.57	45.98	128.5	12.3

Pozo	HCO ₃	NKT	N-NH ₃	DQO	IC	TOC	Fe +2
S3. NF	570.96	5.04	5.04	16	99.28	25.12	0.088
S3. 5m	568.11	5.04	5.04	24	101.8	18.3	0.08
S3. 10m	565.25	5.6	5.04	22	101.2	20.2	0.032
S3. 15m	562.4	9.8	8.4	23	103.6	19.5	0.063
S3. 20m	576.67	7.28	6.72	29	100.4	24.3	0.144
S3. 25m	602.36	7	6.16	48	106.8	27.3	0.132
S3. 30m	576.67	4.48	3.92	32	96.11	28.09	0.1
S3. 35m	548.12	5.04	4.48	16	96.11	17.79	0.094
S4. NF	496.74	0.28	0	24	90.22	14.38	<0.010
S4. 5m	508.15	1.4	0.56	16	91.68	14.12	<0.010
S4. 10m	519.57	2.8	1.68	20	96.15	14.45	<0.010
S4. 15m	548.12	2.8	0	16	95.1	14.5	<0.010
S4. 20m	548.12	0	0	16	93.03	13.57	<0.010
S4. 25m	542.41	0.56	0	12	92.07	12.53	<0.010
S4. 30m	542.41	1.12	0	16	92.97	13.33	<0.010
S4. 35m	539.56	1.12	0	14	93.59	12.91	<0.010

Pozo	Nitritos	Coliformes UFC/100mL	Fe + 2
S3, NF	0	6000	<0.010
S3, 5m	0	2250	<0.010
S3, 10m	0	5000	<0.010
S3, 15m	0	1400	<0.010
S3, 20m	0	1100	0.031
S3, 25m	0	100	<0.010
S3, 30m	0	600	<0.010
S3, 35m	0.01	340	<0.010
S4, NF	0	100	<0.010
S4, 5m	0	100	<0.010
S4, 10m	0	160	<0.010
S4, 15m	0	1100	<0.010
S4, 20m	0	180	<0.010
S4, 25m	0	200	<0.010
S4, 30m	0.07	24	<0.010
S4, 35m	0.1	10	<0.010

Pozo	Alc F	Alc M	D Total	D Calcio	D Magnesio	Cloruros
S5, NF	0	432.9	430	258	172	220.36
S5, 5m	0	444.6	460.96	240.8	220.16	228.75
S5, 10m	0	444.6	412.8	235.64	177.16	243.44
S5, 15m	0	449.28	430	223.6	206.4	260.23
S5, 20m	0	468	423.12	240.8	182.32	257.08
S5, 25m	0	449.28	430	230.48	199.52	256.03
S5, 30m	0	444.6	430	233.2	196.08	256.03
S5, 35m	0	444.6	440.32	233.92	206.4	258.13
S6, NF	0	456.3	412.8	252.84	159.96	304.3
S6, 5m	0	458.64	387	240.8	146.2	256.03
S6, 10m	0	477.36	395.6	249.4	146.2	298.01
S6, 15m	0	477.36	361.2	218.44	142.76	203.57
S6, 20m	0	458.64	412.8	228.76	184.04	251.84
S6, 25m	0	458.64	395.6	225.32	170.28	251.84
S6, 30m	0	458.64	405.92	225.32	180.6	214.06
S6, 35m	0	468	387	215	172	220.36

Pozo	Sulfatos	Nitratos	Calcio	Magnesio	Sodio
S5, NF	18.63	18.91	103.2	50.16	101.2
S5, 5m	22.81	16.72	105.95	45.98	105.3
S5, 10m	23.46	16.72	101.82	48.48	117
S5, 15m	24.35	14.97	101.82	41.8	125.2
S5, 20m	25.64	13.8	101.82	41.8	123.8
S5, 25m	22.81	13.8	50.91	81.92	125.1
S5, 30m	29.66	12.77	93.57	55.17	130.7
S5, 35m	29.66	13.21	90.82	51.83	124.6
S6, NF	29.57	3.12	100.45	39.29	144.3
S6, 5m	25.48	0.93	96.32	45.98	145.4
S6, 10m	31.38	1.61	103.2	42.63	144
S6, 15m	19.36	1.22	88.06	47.65	145.3
S6, 20m	33.63	15.84	91.5	40.96	118.2
S6, 25m	33.63	17.01	90.82	47.23	112.7
S6, 30m	33.63	13.8	93.57	43.47	139.1
S6, 35m	40.53	7.22	93.57	45.98	163.9

Pozo	Potasio	HCO ₃	NKT	N-NH ₃	DQO	IC	TOC	Fe +2
S5, NF	9.9	570.96	0	0	16	94.39	13.51	0.08
S5, 5m	11.5	568.11	0	0	14	94.27	11.73	<0.010
S5, 10m	9.9	565.25	0.28	0	14	92.89	11.51	<0.010
S5, 15m	13.8	562.4	0.56	0.28	16	86.92	11.06	0.063
S5, 20m	12.3	576.67	2.8	0	14	94.17	11.73	<0.010
S5, 25m	13	602.36	1.68	0	16	94.65	11.75	<0.010
S5, 30m	9.9	576.67	1.68	1.12	10	95.02	8.28	<0.010
S5, 35m	14.6	548.12	2.24	1.12	20	102.3	9.3	<0.010
S6, NF	19.2	496.74	2.8	2.8	16	101.4	17.2	0.095
S6, 5m	20.7	508.15	2.8	2.8	24	97.99	24.31	0.055
S6, 10m	20	519.57	0	0	31	98.62	23.18	<0.010
S6, 15m	20.7	548.12	4.48	3.36	26	99.04	18.96	<0.010
S6, 20m	14.6	548.12	0.56	0.56	20	95.78	18.62	<0.010
S6, 25m	10.7	542.41	0	0	10	95.79	17.21	<0.010
S6, 30m	17.7	542.41	2.24	1.68	23	100.4	14.5	<0.010
S6, 35m	16.9	539.56	2.24	1.68	22	101.1	15.3	0.119

Pozo	Nitritos	Coliformes UFC/100mL	Fe +2
S5. NF	0	0	<0.010
S5. 5m	0	100	<0.010
S5. 10m	0	40	<0.010
S5. 15m	0	80	<0.010
S5. 20m	0	50	<0.010
S5. 25m	0	25	<0.010
S5. 30m	0	50	<0.010
S5. 35m	0	30	<0.010
S6. NF	0	40	<0.010
S6. 5m	0	20	<0.010
S6. 10m	0	10	<0.010
S6. 15m	0	50	<0.010
S6. 20m	0	15	<0.010
S6. 25m	0	4	<0.010
S6. 30m	0	24	<0.010
S6. 35m	0	14	0.039