

Comisión Nacional del Agua

**MANUAL DE AGUA POTABLE,
ALCANTARILLADO Y SANEAMIENTO**

**DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN
DE POZOS PARA AGUA**

Diciembre de 2007

www.cna.gob.mx

ADVERTENCIA

Se autoriza la reproducción sin alteraciones del material contenido en esta obra, sin fines de lucro y citando la fuente.

Esta publicación forma parte de los productos generados por la Subdirección General de Agua Potable, Drenaje y Saneamiento, cuyo cuidado editorial estuvo a cargo de la Gerencia de Cuencas Transfronterizas de la Comisión Nacional del Agua.

Manual de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento.

Edición 2007

ISBN: 978-968-817-880-5

Autor: Comisión Nacional del Agua
Insurgentes Sur No. 2416 Col. Copilco El Bajo
C.P. 04340, Coyoacán, México, D.F.
Tel. (55) 5174-4000
www.cna.gob.mx

Editor: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales
Boulevard Adolfo Ruiz Cortines No. 4209 Col. Jardines de la Montaña,
C.P. 14210, Tlalpan, México, D.F.

Impreso en México
Distribución gratuita. Prohibida su venta.

Comisión Nacional del Agua

Ing. José Luis Luege Tamargo
Director General

Ing. Marco Antonio Velázquez Holguín
Coordinador de Asesores de la Dirección General

Ing. Raúl Alberto Navarro Garza
Subdirector General de Administración

Lic. Roberto Anaya Moreno
Subdirector General de Administración del Agua

Ing. José Ramón Ardavín Ituarte
Subdirector General de Agua Potable, Drenaje y Saneamiento

Ing. Sergio Soto Priante
Subdirector General de Infraestructura Hidroagrícola

Lic. Jesús Becerra Pedrote
Subdirector General Jurídico

Ing. José Antonio Rodríguez Tirado
Subdirector General de Programación

Dr. Felipe Ignacio Arreguín Cortés
Subdirector General Técnico

Lic. René Francisco Bolio Halloran
Coordinador General de Atención de Emergencias y Consejos de Cuenca

M.C.C. Heidi Storsberg Montes
Coordinadora General de Atención Institucional, Comunicación y Cultura del Agua

Lic. Mario Alberto Rodríguez Pérez
Coordinador General de Revisión y Liquidación Fiscal

Dr. Michel Rosengaus Moshinsky
Coordinador General del Servicio Meteorológico Nacional

C. Rafael Reyes Guerra
Titular del Órgano Interno de Control

Responsable de la publicación:
Subdirección General de Agua Potable, Drenaje y Saneamiento

Coordinador a cargo del proyecto:
Ing. Eduardo Martínez Oliver
Subgerente de Normalización

La Comisión Nacional del Agua contrató la Edición 2007 de los Manuales con el

INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA según convenio
CNA-IMTA-SGT-GINT-001-2007 (Proyecto HC0758.3) del 2 de julio de 2007
Participaron:

Dr. Velitchko G. Tzatchkov
M. I. Ignacio A. Caldiño Villagómez

CONTENIDO

	Página
1 INTRODUCCIÓN	1
1.1 GENERALIDADES	1
1.2 OBJETIVO DEL MANUAL	1
1.3 ANTECEDENTES	2
1.3.2 Experiencias en otros países	7
1.3.3 Normas Oficiales relacionadas con este manual.....	10
1.3.4 Leyes relacionadas con la protección del agua subterránea.....	10
1.4 REFERENCIAS DEL CAPÍTULO 1	11
2 REVISIÓN DE CONCEPTOS Y PRINCIPIOS BÁSICOS	12
2.1 EL MEDIO HIDROGEOLOGICO	12
2.1.1 Tipos de acuíferos	12
2.1.2 Propiedades físicas de los acuíferos	15
2.1.3 Medios por donde se desplaza el agua subterránea	22
2.1.4 Conceptos fundamentales del flujo saturado.....	24
2.1.5 Flujo radial hacia un pozo.....	27
2.1.6 Relación entre sistemas de flujo de agua subterránea y acuíferos.	29
2.2 CONTAMINACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA	38
2.2.1 Actividades que pueden impactar la calidad del agua subterránea.....	39
2.2.2 Principios de transporte de contaminantes.....	46
2.2.3 Propiedades químicas y físicas de los contaminantes	52
2.2.4 Naturaleza de las fuentes de contaminación.....	56
2.2.5 Efectos de la contaminación del agua subterránea	58
2.3 REFERENCIAS DEL CAPÍTULO 2	60
3 DATOS NECESARIOS Y CONTROL DE LA CALIDAD DE LA INFORMACIÓN .	61
3.1 DATOS TOPOGRÁFICOS	61
3.2 DATOS GEOLÓGICOS Y GEOFÍSICOS	62
3.3 PARÁMETROS HIDROGEOLOGICOS.....	64
3.3.1 Conductividad Hidráulica (K)	64
3.3.2 Transmisividad (T).....	66
3.3.3 Almacenamiento específico (S_s).....	67
3.3.4 Coeficiente de almacenamiento (S)	67
3.3.5 Carga hidráulica (h)	70
3.3.6 Ley de Darcy y la velocidad del agua subterránea	72
3.3.7 Redes de flujo (planta y perfil)	73
3.4 PARÁMETROS HIDROGEOQUÍMICOS.....	77
3.4.1 Distribución de elementos mayores y traza en sistemas de flujo	78
3.5 MODELO CONCEPTUAL DE FUNCIONAMIENTO DEL AGUA SUBTERRÁNEA	79
3.6 REFERENCIAS DEL CAPÍTULO 3	81
4 DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN DE POZOS	83
4.1 TÉRMINOS RELACIONADOS CON LAS ZONAS DE PROTECCIÓN DE POZOS	83

4.2 DEFINICIÓN DE PARÁMETROS PARA LA DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN	87
4.2.1 Distancia.....	88
4.2.2 Abatimiento	89
4.2.3 Tiempo de viaje	90
4.2.4 Límites de sistemas de flujo	91
4.2.5 Capacidad de asimilación.....	92
4.3 MÉTODOS PARA LA DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN DE POZOS.....	95
4.3.1 Radio arbitrario fijo	95
4.3.2 Radio calculado fijo	96
4.3.3 Formas variables simplificadas	97
4.3.4 Modelos analíticos.....	99
4.3.5 Cartografía hidrogeológica	101
4.3.6 Modelos numéricos	103
4.4 ANÁLISIS COMPARATIVO DE LOS MÉTODOS DISPONIBLES.....	105
4.5 CONSIDERACIONES EN LA SELECCIÓN DE LA METODOLOGÍA MÁS APROPIADA	108
4.6 REFERENCIAS DEL CAPÍTULO 4	112
5 ZONAS DE PROTECCIÓN DE POZOS EN ACUÍFEROS LIBRES	113
5.1 MÉTODOS APLICABLES EN MEDIOS GRANULARES.....	114
5.1.1 Radio arbitrario fijo	115
5.1.2 Radio calculado fijo	115
5.1.3 Formas variables simplificadas	120
5.1.4 Métodos analíticos	123
5.1.5 Cartografía hidrogeológica	128
5.1.6 Modelos numéricos	130
5.2 MÉTODOS APLICABLES EN MEDIOS FRACTURADOS	136
5.2.1 Cartografía de zonas vulnerables.....	140
5.2.2 Cartografía de sistemas de flujo con cálculo de tiempos de viaje	140
5.2.3 Cartografía de sistemas de flujo utilizando la ecuación de flujo	142
5.2.4 Aproximación basada en el tiempo de residencia del agua en el acuífero	142
5.2.5 Modelos numéricos	144
5.2.6 Métodos aplicables en acuíferos cársticos.....	145
5.3 REFERENCIAS DEL CAPÍTULO 5	147
6 ZONAS DE PROTECCIÓN DE POZOS EN ACUÍFEROS CONFINADOS.....	150
6.1 INTRODUCCIÓN	150
6.2 MÉTODOS APLICABLES A ACUÍFEROS CONFINADOS CON SUPERFICIE POTENCIOMÉTRICA DE GRADIENTE SUAVE.....	157
6.2.1 Introducción.....	157
6.2.2 Cono de abatimiento	158
6.2.3 Abatimiento vs Distancia	158
6.2.4 Abatimiento vs tiempo	159
6.2.5 Abatimiento vs distancia utilizando modelos analíticos y modelos de computadora simples	160
6.2.6 Tiempo de viaje	161

6.2.7 Cono de abatimiento-tiempo de viaje	162
6.2.8 Método del cilindro (radio calculado fijo)	164
6.3 MÉTODOS APLICABLES A ACUÍFEROS CONFINADOS CON SUPERFICIE POTENCIOMÉTRICA DE GRADIENTE NORMAL O PRONUNCIADO.....	164
6.3.1 Zona de contribución con identificación de límites de flujo.....	164
6.3.2 Aproximación de la configuración de tiempos de viaje (soluciones con métodos analíticos y numéricos).....	165
6.4 REFERENCIAS DEL CAPÍTULO 6	167
7 VULNERABILIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA	170
7.1 DEFINICIÓN DEL CONCEPTO DE VULNERABILIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA	170
7.1.1 Introducción.....	170
7.1.2 Definición del concepto vulnerabilidad del agua subterránea.....	171
7.2 EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA	174
7.3 MÉTODO DRASTIC PARA EVALUACIÓN DEL POTENCIAL DE CONTAMINACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA	178
7.3.1 Profundidad al nivel del agua subterránea (D)	180
7.3.2 Cantidad de recarga neta (R)	181
7.3.3 Tipo de medio que compone el acuífero (A).....	183
7.3.4 Tipo de medio que compone el suelo (S)	184
7.3.5 Topografía (pendiente, T).....	184
7.3.6 Impacto de acuerdo con el tipo de medio que compone la zona vadosa (I)...	185
7.3.7 Conductividad hidráulica del acuífero (C).....	189
7.4 PRECAUCIONES QUE HAY QUE CONSIDERAR DURANTE LA UTILIZACIÓN DE DRASTIC.....	189
7.5 VENTAJAS Y LIMITACIONES DE LAS METODOLOGÍAS PARA EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA	192
7.6 REFERENCIAS DEL CAPÍTULO 7	193
8 EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA A LA CONTAMINACIÓN	195
8.1 INTRODUCCIÓN	195
8.1.1 Antecedentes	195
8.1.2 Objetivos	196
8.1.3 Alcance.....	196
8.2 MARCO TEÓRICO.....	196
8.2.1 Protección natural del agua subterránea.....	196
8.2.2 Definición de la vulnerabilidad del agua subterránea	197
8.2.3 Atributos	197
8.2.4 Criterios Internacionales de evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación	203
8.3 METODOLOGÍA PROPUESTA PARA LA EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD INTRÍNSECA.....	208
8.3.1 Recopilación de información	208
8.3.2 Discretización	209
8.3.3 Cálculo del índice de Vulnerabilidad a la Contaminación	209
8.3.4 Grados de vulnerabilidad y escala de colores	225

8.4 USOS Y LIMITACIONES DE LOS MAPAS DE VULNERABILIDAD	225
8.4.1 Propósitos	225
8.4.2 Usos	227
8.4.3 Limitaciones	229
8.5 REFERENCIAS DEL CAPÍTULO 8	230
9 PLANES DE CONTINGENCIA Y SU RELACIÓN CON LAS ZONAS DE PROTECCIÓN DE POZOS.....	231
9.1 DEFINICIÓN Y OBJETIVOS DE UN PLAN DE CONTINGENCIA	231
9.1.1 Introducción.....	231
9.2 PROGRAMACIÓN DE UN PLAN DE CONTINGENCIA.....	233
9.2.1 Organización del plan de contingencia.....	233
9.2.2 Desarrollo del plan de contingencia	235
9.3 REFERENCIAS DEL CAPÍTULO 9	243
10 LIMPIEZA DE SUELOS Y AGUA SUBTERRÁNEA CONTAMINADOS	244
10.1 DESCRIPCIÓN DE MECANISMOS DE MOVIMIENTO Y ATENUACIÓN DE CONTAMINANTES EN EL SUBSUELO	244
10.1.1 Introducción.....	244
10.1.2 Procesos Físicos	245
10.1.3 Procesos Químicos	246
10.1.4 Procesos Biológicos	250
10.2 TÉCNICAS PARA LA IDENTIFICACIÓN DE CONTAMINANTES EN EL SUBSUELO.....	252
10.3 PROCEDIMIENTOS CORRECTIVOS CON BASE EN BIODEGRADACIÓN DE CONTAMINANTES	267
10.4 MÉTODOS DE CIERRE DE POZOS INACTIVOS	271
10.5 REFERENCIAS DEL CAPÍTULO 10	274
11 CASOS DE ESTUDIO: EJEMPLOS PRÁCTICOS DEL CÁLCULO DE LA ZONA DE PROTECCIÓN DE POZOS	276
11.1 INTRODUCCIÓN	276
11.2 CASO DE ESTUDIO. DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN EN UN ACUÍFERO LIBRE (MEDIO HOMOGÉNEO)	278
11.2.1 Problemática	278
11.2.2 Contexto geológico e hidrogeológico.....	281
11.2.3 Modelo conceptual	284
11.2.4 Utilización de métodos analíticos con cálculos manuales	285
11.2.5 Aplicación del Modelo Analítico WHPA	285
11.2.6 Aplicación del modelo numérico FLOWPATH	289
11.3 CASO DE ESTUDIO. DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN EN UN ACUÍFERO LIBRE (MEDIO HETEROGÉNEO).....	292
11.4 CASO DE ESTUDIO. DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN EN UN ACUÍFERO LIBRE (MEDIO FRACTURADO).....	294
11.4.1 Problemática	294
11.4.2 Contexto Geológico.....	295
11.4.3 Contexto Hidrogeológico	297
11.4.4 Modelo conceptual	297

11.4.5 Utilización de métodos analíticos con cálculos manuales	298
11.4.6 Aplicación del Modelo Analítico WHPA	298
11.4.7 Aplicación del modelo numérico FLOWPATH	300
11.5 CASO DE ESTUDIO. DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN EN UN ACUÍFERO CONFINADO HOMOGÉNEO	304
11.5.1 Problemática	304
11.5.2 Contexto geológico.....	306
11.5.3 Contexto hidrogeológico.....	306
11.5.4 Modelo conceptual	307
11.5.5 Utilización de métodos analíticos con cálculos manuales	308
11.5.6 Aplicación del Modelo Analítico WHPA	309
11.5.7 Aplicación del modelo numérico FLOWPATH	311
11.6 COMPARACIÓN ENTRE LAS ZONAS DE CAPTURA CALCULADAS CON LOS DIFERENTES MÉTODOS.....	313
11.7 REFERENCIAS DEL CAPÍTULO 11	314
12 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	317
12.1 CONCLUSIONES.....	317
12.2 RECOMENDACIONES	322

1 INTRODUCCIÓN

1.1 GENERALIDADES

El agua subterránea es un recurso natural muy importante en la República Mexicana. Aproximadamente tres cuartas partes del territorio son de naturaleza árida o semiárida, por lo que el agua del subsuelo constituye una de las alternativas más viables y económicas para ser la base del desarrollo de la población. Alguna vez se pensó que el agua subterránea estaba protegida de la contaminación, debido a que los materiales geológicos por los que se desplaza funcionaban como una especie de filtros de las impurezas que se infiltraban desde la superficie del terreno. Actualmente se reconoce que esta situación no es completamente válida, por lo que en donde exista contaminación, se presenta el peligro potencial de que el agua subterránea se contamine, tornándola no apta para el consumo humano.

La prevención de la contaminación del agua subterránea es uno de los aspectos clave para mantener limpias y seguras las fuentes de abastecimiento de agua potable. Cuando el agua subterránea se contamina, existe la necesidad de incurrir en gastos adicionales, ya sea para buscar una nueva fuente, o para limpiar y/o tratar el agua contaminada de tal modo que pueda ser útil a la población. La *delimitación de zonas de protección de pozos*, que consiste en la práctica de cuidar un terreno de dimensiones variables alrededor de un pozo de abastecimiento de agua potable, es una muy buena alternativa para evitar incurrir en gastos adicionales y para asegurar el abasto de agua de buena calidad. En México no se han implementado programas de este tipo para tratar de mantener la calidad del agua subterránea que se utiliza para abastecimiento poblacional. El presente manual es un primer intento para difundir los métodos que están disponibles, y que han sido implementados en otros países, para establecer la magnitud y ubicación de las zonas de protección de pozos.

Un concepto relacionado con la delimitación de zonas de protección de pozos y con la conservación de la calidad del agua es el de *vulnerabilidad del agua subterránea* a la contaminación. Un aspecto básico relacionado con este concepto es que la geología superficial y del subsuelo del sistema de agua subterránea, determinan su vulnerabilidad. En efecto, los acuíferos que no tienen o que presentan protección natural limitada, por ejemplo que no tienen materiales de naturaleza arcillosa en su porción superior, son los más susceptibles a la contaminación derivada de fuentes superficiales o de profundidad somera.

1.2 OBJETIVO DEL MANUAL

Como parte de las atribuciones que le confiere la Ley de Aguas Nacionales a la Comisión Nacional del Agua, se menciona la expedición de Normas Oficiales Mexicanas (NOM) para evitar la contaminación del agua subterránea. Estas Normas Oficiales Mexicanas son obligatorias y de aplicación en toda la República Mexicana. En ellas se establecen, en forma genérica, los requisitos mínimos necesarios que se tienen que llevar a cabo para prevenir la contaminación. Para facilitar la implementación de las Normas Oficiales Mexicanas, la Comisión Nacional del Agua

publica el presente manual, en donde se presentan los métodos y opciones tecnológicas que pueden emplearse para cumplir con los requerimientos que se establecen en la citadas Normas Oficiales.

Con motivo de la entrada en vigencia de algunas NOM-CNA la Comisión Nacional del Agua ha decidido llevar a cabo la elaboración de un manual de apoyo que facilite su aplicación. Con base en las consideraciones anteriores, la Comisión Nacional del Agua encomendó a la compañía Ingeniería de Evaluación y Prospección S.A. de C.V. la elaboración del presente manual en donde se establece: i) una explicación de los métodos disponibles para la delimitación de zonas de protección de pozos en diferentes medios hidrogeológicos, ii) la guía de los procedimientos necesarios para aplicar los métodos, iii) ejemplos descriptivos de los métodos que actualmente se utilizan para la delimitación de las zonas de protección y iv) recomendaciones para llevar a cabo los procedimientos de determinación de las zonas de protección. Adicionalmente se incluye una metodología para la determinación de la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación y las bases para el establecimiento de planes de contingencia. En este manual se presentan los principales conceptos hidrogeológicos básicos relacionados con metodologías detalladas, esto con la finalidad de que se utilicen como una guía rápida, alterna a la profundización del tema respectivo en textos especializados.

1.3 ANTECEDENTES

La determinación de zonas de protección de pozos de abastecimiento de agua potable se refiere al proceso integral que inicia desde la recopilación de información, hasta la generación de mapas con las zonas de protección y el informe correspondiente. No debe confundirse el proceso de delimitación de zonas de protección con los del acuífero y recursos hidráulicos subterráneos. El primero se relaciona con aspectos de salud pública y con los pozos de abastecimiento únicamente, mientras que el segundo tiene mayores implicaciones, ya que considera la preservación del recurso en la totalidad de la cuenca de agua subterránea.

1.3.1.1. Filosofía y propósito de la delimitación de zonas de protección de pozos

En su concepción original en los Estados Unidos de América, el proceso de protección de los abastecimientos de agua subterránea consiste de un Programa denominado de Protección de Pozos. Por medio de este Programa, es posible manejar las fuentes potenciales de contaminación en los terrenos incluidos dentro de la zona de protección de los pozos de abastecimiento. A continuación se presenta una breve descripción de las principales actividades que son necesarias para el desarrollo de un Programa de Protección de Pozos. En este punto, se debe recordar que en los Estados Unidos de América existe una serie de Reglamentos que sostienen y facilitan el desarrollo de este tipo de programas. En nuestro país, aunque existen Leyes y Reglamentos tendientes a la protección de los recursos naturales, actualmente no se han desarrollado las condiciones específicas para el desarrollo de estos programas. Precisamente el presente manual es uno de los pasos iniciales que se dan en esa dirección. Por lo tanto, el propósito de describir brevemente la

experiencia de los Estados Unidos de América, es con la finalidad de obtener un panorama general de la experiencia de otros países, que pueda ser útil en el desarrollo futuro de nuestro propio programa, de acuerdo con la realidad de la situación política y económica que se vive en nuestro país.

La implementación del Programa de Protección de Pozos involucra 5 pasos principales:

- 1) Conformar un equipo de trabajo en la comunidad para implementar e iniciar el programa de protección de pozos.
- 2) Delimitar las zonas de protección de cada uno de los pozos de abastecimiento de agua potable que existan en la comunidad.
- 3) Identificar y localizar las fuentes potenciales de contaminación.
- 4) Manejar las zonas de protección delimitadas. Las opciones de manejo incluyen educación de la población hasta la implementación de reglamentos para la prevención de la contaminación.
- 5) Planeación para el futuro. Aquí se incluye el diseño de un plan de contingencia para asegurar abastecimientos alternativos a la población, en el desafortunado caso de que ocurra un evento de contaminación del agua subterránea.

Paso 1. *Desarrollo de un equipo de trabajo en la comunidad.* Es necesario que en el equipo de trabajo que desarrollará el Programa de Protección de Pozos se encuentren representadas diversas organizaciones que existan en la comunidad y que tengan diferentes intereses de grupo. Por ejemplo, es importante incorporar organizaciones públicas no lucrativas (grupos ambientalistas, organizaciones de servicios a la comunidad), instituciones del gobierno (oficinas locales de salud, ambiente, recursos naturales, etc.), organizaciones públicas de servicios (grupos de bomberos, organismos operadores de agua potable, etc.) y organizaciones privadas (grupos de empresarios, asociaciones de agricultores, etc.).

Es relativamente común que las zonas de protección de pozos involucren espacios intermunicipales, por lo que es de vital importancia implicar a todos los municipios que sean necesarios. De esta manera se asegura la consistencia de las restricciones que se propongan en cuanto al uso de la tierra y permite a las comunidades trabajar en conjunto para proteger sus recursos naturales. La continua información al público en general sobre los progresos que se vayan obteniendo en la puesta en marcha del programa de protección de pozos, permitirá educar a la población sobre la necesidad de proteger las fuentes de agua subterránea. El éxito del programa depende en gran medida del apoyo de la población, así como de la cooperación de aquellos afectados por las limitaciones y restricciones establecidas por el programa y de las personas encargadas de observar que se cumplan fielmente las indicaciones establecidas.

Paso 2. *Delimitación de la zona de protección de los pozos de abastecimiento.* El propósito de la definición de zonas de protección de pozos, es definir los límites geográficos de las zonas más críticas para la protección de los aprovechamientos. Cualquier área que contribuye con agua a los sistemas de abastecimiento municipales, es conocida como *zona de contribución*. Estas zonas están sujetas a

alteraciones en forma y tamaño, dependiendo de los volúmenes de extracción de los pozos y otros factores. Las zonas de contribución también deben de estar sujetas a ciertas prácticas de manejo que colaboren en la prevención de la contaminación hacia los abastecimientos de agua potable.

Existen varios métodos para la delimitación de zonas de protección de pozos de abastecimiento. Precisamente en el presente manual se establecen algunos de los más comunes. Los métodos propuestos incluyen técnicas manuales que permiten una delimitación rápida y económica de las zonas de protección, pero con el inconveniente de que su precisión es relativamente baja. Sin embargo, se sobreentiende que la aplicación de cualquier método, por sencillo que parezca, es mejor que no hacer nada para establecer una zona de protección de pozos. Otros métodos incluyen la aplicación de ecuaciones analíticas y modelos numéricos, con lo que los resultados obtenidos se consideran de mejor calidad y con mayores bases técnicas, ya que toman en cuenta, parcial o totalmente, las características hidrogeológicas locales. Estos métodos requieren de personal especializado para su aplicación, por lo que la cantidad de información hidrogeológica básica necesaria es mayor, así como la inversión de un presupuesto más elevado que para los métodos manuales.

Paso 3. *Identificar y localizar las fuentes potenciales de contaminación.* Durante esta porción de avance en el Programa de Protección de pozos se localizan las fuentes potenciales de contaminación de agua subterránea y se comienza con el manejo del uso del suelo, con lo que finalmente se protegerán los abastecimientos de agua subterránea. Se inicia con la preparación de un mapa que incluya las regiones delimitadas como zonas de protección de pozos, en donde se especifique el uso del suelo actual. Con esta información, el equipo de trabajo definirá el peligro potencial que el uso del suelo induce en la calidad del agua subterránea.

Es fundamental incorporar en el mapa la identificación de sitios en donde se disponen desechos sólidos y líquidos. También es importante considerar los usos de tierra históricos o anteriores al actual. Los usos históricos (rellenos sanitarios abandonados, lugares en donde existían tanques para almacenamiento de compuestos químicos, zonas de cultivo antiguas) a menudo juegan un papel substancial en la capacidad actual de la tierra para contaminar un acuífero. Por ejemplo, la tierra que antiguamente fue utilizada para cultivo, debe ser investigada para identificar compuestos químicos como los pesticidas usados o almacenados en el sitio.

Durante la identificación de fuentes potenciales de contaminación, es muy útil el preparar un inventario que considere las fuentes contaminantes de acuerdo con el uso de la tierra. De este modo, se previene omitir algunas fuentes contaminantes potenciales y facilita el manejo de la información. Entre las fuentes de información que existen para definir las fuentes potenciales de contaminación en una comunidad se señalan: i) habitantes que han vivido por un tiempo largo en la comunidad, ii) miembros de las organizaciones empresariales y de comercio, iii) directorio telefónico, iv) compañías y empresas de servicios, v) agencias y oficinas de

gobierno, entre otras. Se deben identificar tanto fuentes *puntuales* como no *puntuales*. Las fuentes puntuales incluyen descargas de plantas de tratamiento, ya sea para aguas potables o para aguas residuales industriales. En muchos casos, este tipo de descargas están identificadas por diversos organismos del gobierno municipal, estatal o federal. La mayoría de las descargas no puntuales no están controladas, ya que incluyen descargas subterráneas de fosas sépticas, de tuberías de drenaje, escurrimientos en rellenos sanitarios, etc.

Una vez identificadas todas las fuentes potenciales, es necesario ubicarlas en el plano base en donde se establecieron las zonas de protección de los pozos de abastecimiento. Es conveniente utilizar diferentes símbolos de acuerdo con los diversos tipos de contaminación existentes en el área de estudio. Con esta información se obtiene un plano maestro que muestra las fuentes posibles de contaminación y su peligro potencial, junto con las zonas que es necesario proteger. Posteriormente, se evalúa cuantitativamente el grado de riesgo asociado con cada una de las fuentes potenciales de contaminación. En la evaluación se pueden usar parámetros como: i) proximidad a la fuente de abastecimiento, ii) toxicidad del contaminante, iii) el grado de control gubernamental existente sobre la fuente potencial, entre otras. Asignando valores a los diferentes usos del suelo de acuerdo con el riesgo potencial que presentan, es posible preparar un mapa en donde se muestre las regiones con mayor peligro potencial de contaminación al agua subterránea. De este modo, se definen específicamente las áreas que requieren atención prioritaria para prevenir la contaminación de las fuentes de abastecimiento.

Paso 4. Manejo de las zonas de protección de pozos. El punto de inicio en el manejo de las zonas de protección de pozos, necesariamente tiene que ser en las regiones identificadas como las de mayor peligro potencial para el agua subterránea. Posteriormente, conforme se resuelvan dichos problemas, el equipo de trabajo puede concentrarse en la prevención de la contaminación potencial y en la protección de las zonas que se consideren como idóneas para la localización de futuros abastecimientos.

Entre las estrategias de manejo se distinguen aquellas que no incluyen la creación de leyes o reglamentos específicos para la protección del agua subterránea. Entre éstas se señalan programas de educación al público para la creación de una conciencia de prevención de la contaminación. Esto se logra por medio de artículos en los periódicos, difusión en estaciones de radio locales, seminarios públicos, distribución de folletos, etc. El mensaje que el grupo de trabajo deberá de inducir en la población incluirá cuando menos:

Una explicación de lo que es el agua subterránea y los efectos de su contaminación en la salud de la población.

Información de como las actividades productivas y cada persona contribuyen a la contaminación del agua subterránea.

Información de como cuidar y mantener fosas sépticas u otro tipo de dispositivos para manejar aguas residuales a nivel doméstico en los sitios en donde no existe red de drenaje.

Información en prácticas seguras para la disposición de pesticidas, solventes, aceites usados y otros productos contaminantes potenciales.

Técnicas de ahorro de agua para diversas actividades, ya sea residenciales, industriales, comerciales, etc.

Una descripción del programa de protección de pozos implementado en la comunidad, señalando objetivos a corto, mediano y largo plazo.

Otro aspecto del manejo de las zonas de protección incluye la implementación de una red de pozos de observación alrededor de los pozos de abastecimiento y de las fuentes potenciales que imponen mayor riesgo al agua subterránea. De este modo, con el análisis periódico de muestras de agua, es posible definir el posible avance de la contaminación y realizar acciones para prevenir que alcance las fuentes de abastecimiento. Un programa de observación consiste de la toma de muestras a intervalos constantes, para analizarlas en laboratorio para detectar los posibles contaminantes y tener un control de la calidad del agua subterránea que se surte a la comunidad. El éxito del programa de observación se basa en gran medida en la posición (en tres dimensiones) de los pozos de observación. A mayor distancia de los pozos de abastecimiento y menor distancia de las fuentes potenciales de contaminación, mayor será el tiempo disponible para rectificar el problema.

La promoción de campañas de conservación y buen uso del agua son un paso decisivo en el manejo de las zonas de protección de pozos. Un uso eficiente del agua generalmente permite una reducción en la cuota de extracción de los aprovechamientos, con lo que el recurso subterráneo se conserva. Adicionalmente, la reducción del volumen de agua inyectado a la red de distribución, disminuye también el volumen de agua que circula por la red de drenaje, con lo que existe menor cantidad de desechos líquidos.

Otras estrategias de manejo incorporan los reglamentos dirigidos a la protección de los acuíferos, zonas de recarga y áreas de influencia de los pozos de abastecimiento. De acuerdo con estos reglamentos, se pueden prohibir algunos usos del suelo específicos dentro de las zonas de protección de pozos, minimizando de esta manera el riesgo de contaminación del agua subterránea.

Paso 5. Planeación del futuro. Para asegurar el éxito a largo plazo del Programa de Protección de Pozos, es necesario revisar y corregir continuamente las condiciones establecidas en dicho programa. Esta constante revisión permitirá al equipo de trabajo mejorar cada vez más las estrategias de manejo propuestas, al mismo tiempo que permitirá incorporar cualquier nueva información relativa a las fuentes de contaminación.

Durante la planeación es necesario identificar problemas que se puedan presentar a futuro y que potencialmente representan un peligro para las zonas de protección. Para ello se recomienda analizar el "Plan Maestro de Desarrollo" de la comunidad, en donde generalmente aparecen las tendencias hacia donde se dirigirá el crecimiento de la ciudad y el tipo de uso de suelo a que se dedicará. Una vez identificadas las regiones en donde se planean desarrollos comerciales y/o

industriales, se analizará si dicha planeación es consistente, con las zonas de protección delimitadas. Esto tiene la ventaja de tener los argumentos y el tiempo necesarios para realizar las correcciones necesarias en el Plan de Desarrollo. Si no se realiza a tiempo la investigación señalada, puede darse el caso de que cuando se comiencen a realizar los desarrollos, ya no exista la posibilidad de hacer las enmiendas necesarias.

Un aspecto adicional que se considera en la planeación, es el desarrollo de un plan de contingencia. Esto asegura que la comunidad tenga un abastecimiento de agua potable alternativo al actual, que se utilizará en el caso de un evento de contaminación en la fuente actual. Si es posible, conviene desarrollar alternativas de respuesta emergentes a corto plazo y un plan de abastecimiento de agua permanente a largo plazo. El plan de contingencia debe de incluir los procedimientos que serán implementados rápidamente, una vez que se ha detectado la presencia de contaminación en las fuentes de abastecimiento. Entre los procedimientos se indicarán las personas que se deben de contactar a escala estatal y federal, el equipo apropiado que se debe tener a la mano, y un plan de acción estructurado para responder tan pronto como sea posible y tratar de mitigar el daño al medio ambiente.

1.3.2 Experiencias en otros países

En los Estados Unidos de América los estados tienen programas individuales de protección de pozos, que fueron adaptados de los lineamientos generales, considerando las condiciones hidrogeológicas locales. Por ejemplo, algunos condados del estado de Florida tienen programas de protección de pozos muy sofisticados. Establecen dos zonas de protección alrededor de los abastecimientos de agua potable en los que se extraen más de 4.5 l/s de agua subterránea. Las zonas son definidas como dos círculos concéntricos alrededor de los abastecimientos. El diámetro del primer círculo es de 58.8 metros, mientras que el segundo se establece con base en un tiempo de viaje de 5 años (en el capítulo 4 se define el concepto de tiempo de viaje). Por reglamento, en el estado de Florida la zona de tiempo de viaje de 5 años se define con base en una ecuación analítica volumétrica.

Dentro de esas zonas concéntricas, las descargas al agua subterránea de sistemas de drenaje pluvial, tuberías enterradas y otras fuentes, están sujetas a ciertas restricciones, de acuerdo con su proximidad al pozo de extracción. Dentro de la zona concéntrica de tiempo de viaje de 5 años, únicamente se permiten nuevas descargas cuando cumplen con ciertos requisitos de control. Cuando las descargas contienen desechos considerados peligrosos, no se permite su descarga en esa región. Las descargas de aguas domésticas tratadas si se permiten, siempre y cuando cumplan con ciertas restricciones. Otros condados del estado de Florida tienen programas muy completos que incluyen: i) manejo del agua, ii) tratamiento de agua subterránea y agua residual, iii) políticas de uso del suelo, iv) reglamentación ambiental y v) mantenimiento del interés en el público en general. Las principales características del programa incluyen:

Delimitación de las áreas de recarga alrededor de los pozos utilizando modelos numéricos computarizados, con verificación de cargas hidráulicas de campo.

Aplicación de restricciones en el uso del suelo dentro de las zonas de recarga y las zonas de protección de pozos delimitadas.

Programas de educación del público en general.

Establecimiento de programas de tratamiento de agua.

Desarrollo de un programa de manejo de agua y de control de los contaminantes en su fuente para evitar su liberación al ambiente.

En estos condados del estado de Florida no se consideran dos zonas concéntricas, sino tres zonas. Las primeras dos zonas están delimitadas por los tiempos de viaje de 30 y 210 días. La zona exterior está representada por la línea de 500 días de tiempo de viaje o la distancia a la que se presente un abatimiento de 0.3 metros. En la Tabla 1.1 se presentan las metodologías y criterios que se utilizan en algunas ciudades de los Estados Unidos de América y de Europa.

Tabla 1.1 Algunos ejemplos de lugares en donde se utilizan diferentes métodos y criterios para la delimitación de zonas de protección de pozos

Método	Criterio utilizado	Localidad
Radio Arbitrario Fijo	Distancia	Nebraska Florida Edgartown, MA Duxbury, MA
Radio Calculado Fijo	Distancia Tiempo de viaje	Florida
Forma Simplificada variable	Tiempo de viaje Abatimiento	Porción sur de Inglaterra
Modelo Analítico	Abatimiento Características físicas	Cape Cod, MA Duxbury, MA Edgartown, MA Alemania Occ. Holanda Polk Co., FL Hernando Co., FL
Sistemas de Flujo/Geología	Características físicas	Vermont Connecticut Duxbury, MA
Modelo Numérico/Transporte	Tiempo de viaje Abatimiento	Dade Co., FL Broward Co., FL Palm Beach, FL

Adaptado de USEPA (1987). Guidelines for delineation of wellhead protection areas; con datos adicionales tomados de Miller J.C. 1996. Vulnerabilidad relativa de los acuíferos floridanos y yucatecos a la contaminación del agua subterránea y su protección.

A diferencia de los Estados Unidos de América, en donde cada estado y/o condado son los responsables de establecer su propio programa de protección de sus fuentes de abastecimiento, en Inglaterra y País de Gales la agencia encargada de la definición de las zonas de protección de pozos es la National Rivers Authority (NRA).

A partir de 1991 la NRA ha operado un programa nacional de protección de pozos. La gran variedad de condiciones hidrogeológicas que se presentan en el Reino Unido ha condicionado el desarrollo de una gran variedad de técnicas para la delimitación de zonas de protección de pozos. En zonas en donde las condiciones hidrogeológicas son relativamente bien conocidas y las características de los acuíferos han sido establecidas, se utilizan modelos numéricos de trayectoria de partículas. En las regiones en donde no existe suficiente información hidrogeológica o en donde no se tiene conocimiento detallado de los mecanismos de flujo, se utilizan métodos manuales. Para mediados de 1994, aproximadamente 800 de las más importantes fuentes de abastecimiento habían sido estudiadas y establecidas las zonas de protección (Morris, 1994).

Los principios y aplicación de las zonas de protección en Inglaterra y País de Gales adoptan una zonificación tripartita, en donde las fuentes se subdividen en tres zonas concéntricas que se determinan con base en el criterio de tiempo de viaje dentro del área de influencia y por la zona de contribución del pozo.

Zona I (Zona de protección interior)

Zona II (Zona de protección exterior)

Zona III (Cuenca de abastecimiento de la fuente)

La **Zona I** se define por la distancia para un tiempo de viaje de 50 días, pero tiene un mínimo de 50 metros de radio. Se localiza inmediatamente adyacente al pozo. La selección del tiempo de viaje de 50 días se realizó con base en un criterio de decaimiento biológico. Incluye las instalaciones propias del pozo. La **Zona II** se define como la isócrona de 400 días de tiempo de viaje y se estableció con base al tiempo mínimo requerido para dilución y/o atenuación de contaminantes que se degradan lentamente. La **Zona III** se define como el área que se requiere para sostener la explotación de agua subterránea a largo plazo. Se realizan algunas adecuaciones a las zonas dependiendo del tipo de acuífero (confinado, libre, cárstico).

Dentro del programa de protección de pozos que realiza la NRA, se establecieron prioridades para el desarrollo paulatino y gradual de las zonas de protección. En **Prioridad 1** se incluyeron los mayores abastecimientos de agua potable, que se definieron como aquellos que explotan al menos 6 l/s continuos (500 m³/día). Con esta clasificación se reconoce que el agua subterránea es una fuente estratégica para el abastecimiento de aproximadamente 35% de la población. En esta prioridad también se establecieron abastecimientos para algunas instituciones privadas (hospitales, escuelas) o algunos usuarios comerciales importantes (embotelladoras, cervecerías). En la **Prioridad 2** se establecieron otras extracciones para sostener actividades comerciales o de procesamiento de alimentos. **La Prioridad 3** incluye a todas las fuentes de abastecimiento restantes. De acuerdo con el plan de la NRA, las zonas de protección para la prioridad 1 quedaron establecidas para 1997, y la mayoría de las de prioridad 2 estarán listas para 1998.

Al igual que en Inglaterra, en Holanda se utilizan al menos tres zonas de protección, que se definen con base en el tipo de acuífero. En general utilizan métodos analíticos o modelos numéricos para la evaluación de las zonas de protección. La primera zona de protección o zona interior se establece inmediatamente adyacente al pozo, hasta una radio de 30 metros. Para facilidad de manejo y mayor protección del pozo, este terreno es adquirido por el Organismo encargado de la distribución del agua potable. La segunda zona se define con base en el criterio de tiempo de viaje, e incluye 60 días de tiempo de viaje. El propósito de esta zona es proteger el pozo de contaminantes microbiológicos. Posteriormente viene la zona de protección, que se compara con las zonas de protección de pozos, en la concepción establecida por los Estados Unidos de América.

En Alemania Occidental la estrategia de zonas de protección de pozos se basa en modelos analíticos. La zona I cubre las inmediaciones del pozo, incluyendo un radio variable entre 10 y 100 metros. La zona II está delimitada por un tiempo de viaje de 50 días. La zona III o zona de protección de agua se subdivide en áreas interior y exterior. La zona interior se extiende hasta una distancia de 2 kilómetros del pozo (si los límites del acuífero están más distantes). La zona exterior llega hasta el límite exterior de la zona de recarga.

1.3.3 Normas Oficiales relacionadas con este manual

De acuerdo con los objetivos planteados por la Comisión Nacional del Agua, el presente manual para la delimitación de zonas de protección de pozos para agua, servirá de apoyo a las siguientes Normas:

NOM-003-CNA-1996 Requisitos durante la construcción de pozos de extracción de agua para prevenir la contaminación de acuíferos

NOM-004-CNA-1996 Requisitos para la protección de acuíferos durante el mantenimiento y rehabilitación de pozos de extracción de agua y para el cierre de pozos en general

NOM-008-CNA-1997 Disposición de aguas al suelo y subsuelo

1.3.4 Leyes relacionadas con la protección del agua subterránea

El concepto de zonas de protección de pozos no ha sido establecido de forma común en nuestro país. Por esta razón, en las leyes y reglamentos relacionados con el agua subterránea no existen menciones específicas a este término. Sin embargo, la protección genérica del agua subterránea contra la contaminación si se establece en varios lugares, como los que mencionan a continuación: La Constitución Política de los Estados Unidos Mexicanos (1917), Ley General del Equilibrio Ecológico y la Protección al Ambiente (1988), Ley de Distritos de Desarrollo Rural (1988), Ley de Contribución de Mejoras por Obras Públicas Federales de Infraestructura Hidráulica (1990), Ley Agraria (1992), Ley de Aguas Nacionales (1992), Reglamento del Servicio de Protección y Seguridad Hidráulica (1985), Reglamento de la Ley de Aguas Nacionales (1994), Reglamento Interior de la Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca (1996).

1.4 REFERENCIAS DEL CAPÍTULO 1

Miller, J.C. 1996. Vulnerabilidad relativa de los acuíferos floridanos y yucatecos a la contaminación del agua subterránea y su protección. En: Memorias del 3er Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea, San Luis Potosí, México, 4(67-81).

Morris, B.L. 1994. Providing the tools: The British experience in groundwater protection zoning. En: Memorias del 2o Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea, Santiago, República de Chile.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. 1987. Guidelines for delineation of wellhead protection areas. Office of Groundwater Protection. 139 p.

2 REVISIÓN DE CONCEPTOS Y PRINCIPIOS BÁSICOS

2.1 EL MEDIO HIDROGEOLÓGICO

Las personas interesadas en el desarrollo de un programa de delimitación de zonas de protección para pozos de abastecimiento deben de tener fundamentos básicos de geología, hidrogeología, geofísica, hidrogeoquímica, además de una buena cuota de buena voluntad y mucho entusiasmo. Adicionalmente, deben de comprender las principales componentes del ciclo hidrológico y como interactúan entre sí y con el agua subterránea. Respecto a la geología es necesario tener conocimiento elemental de las características de los diferentes tipos de rocas que existen en la superficie terrestre, así como referencias de los procesos y mecanismos que modifican su composición original. También deben de tener elementos suficientes como para determinar que tipos de acuíferos son los que explotan los pozos, conocer la terminología relacionada con la operación y manejo de los mismos, a fin de que sea posible realizar una evaluación y valoración de la información disponible. En lo referente a la hidrogeoquímica, es conveniente conocer cuales son las principales especies que pueden existir disueltas en el agua subterránea, así como las concentraciones máximas de acuerdo con el uso de abastecimiento a la población.

En resumen, es necesario que el personal involucrado posea un perfil de conocimientos, con capacidad de identificar los problemas principales que es necesario resolver. A continuación se presenta una breve definición de los conceptos y principios básicos relacionados con el agua subterránea, que puede servir de guía preliminar. Si por la complejidad del problema o de la región en estudio, es requerida una mayor profundidad en el desarrollo de conceptos, se recomienda consultar los textos presentados en la bibliografía.

2.1.1 Tipos de acuíferos

Se define como acuífero a la roca o sedimento que pertenece parcial o totalmente a una o a varias formaciones, suficientemente permeable y saturada de agua para transmitirla en cantidades económicas hacia pozos o manantiales. El término acuicludo se refiere al material geológico saturado de agua que es incapaz de transmitir cantidades significativas de agua bajo gradientes hidráulicos normales; es decir, no produce cantidades económicas de agua hacia pozos. Un término de acuñación posterior es el de acuitando, para referirse a estratos de rocas o sedimentos con permeabilidad baja, capaces de transmitir agua en cantidades significativas para estudios regionales de aguas subterráneas, pero sin la posibilidad de emplazar pozos de producción en ellos.

De estas tres definiciones, es común que dentro de una secuencia hidroestratigráfica, se manejen los términos de acuífero y acuitando, como parte del sistema de agua subterránea, dejando únicamente para el basamento del sistema el término acuicludo. Otro aspecto importante de denotar, es que las definiciones de acuífero y acuitarlo que se manejan en el ámbito mundial, son imprecisas con respecto a la conductividad hidráulica del material geológico del subsuelo; esto

significa que son definiciones en el más amplio sentido de la palabra, es decir, relativos a un marco de referencia. Por ejemplo, en una secuencia interestratificada de arenas y limos, el material más fino representará a los acuitarlos; pero si la secuencia corresponde a limos y arcillas, ahora el acuitarlo será el material arcilloso.

Se identifica como un acuífero confinado, al acuífero que le subyace y sobreyace material geológico de conductividad hidráulica significativamente baja, consistentes en acuicludos (Figura 2.1). Una característica común de los acuíferos confinados es que el nivel del agua en los pozos usualmente está por arriba del techo del acuífero. De la definición de acuífero confinado, se deriva el hecho de que existan pozos artesianos, que si rebasan el nivel del terreno, se denominan pozos brotantes. Sin embargo, es conveniente señalar que el hecho de tener pozos brotantes no necesariamente significa que se tenga un acuífero confinado, como se verá en el apartado siguiente.

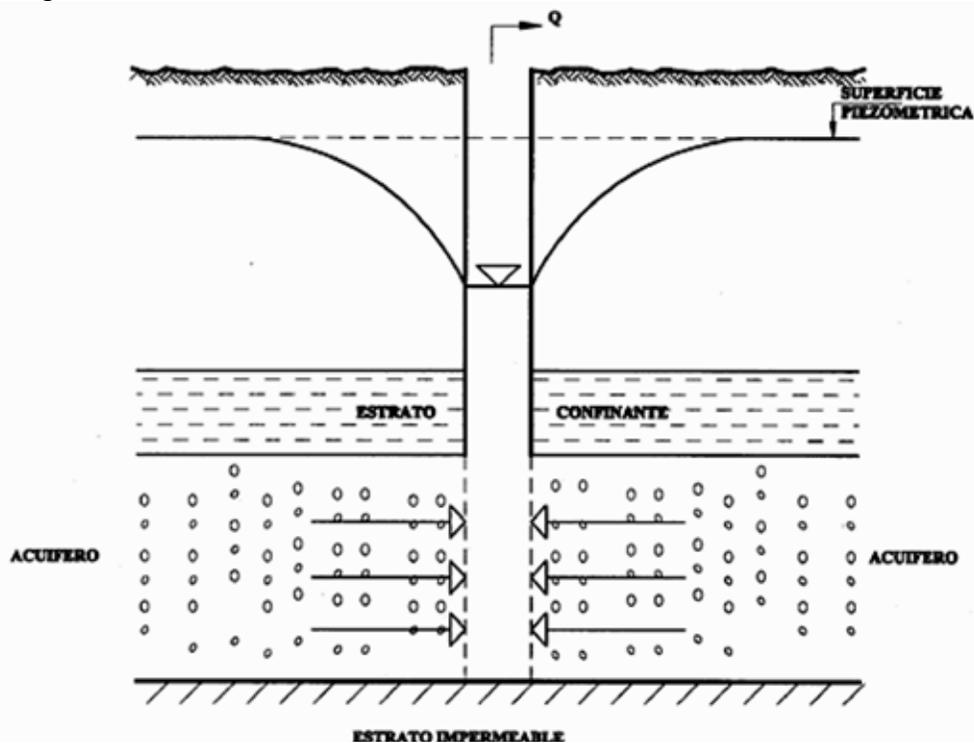


Figura 2.1 Esquema de un acuífero confinado

Un acuífero libre se caracteriza por tener en su base un acuicludo o acuitarlo y en su parte superior, el límite será su propio nivel freático (Figura 2.2). Por lo tanto, este tipo de acuíferos son sistemas con espesor saturado variable, debido a las fluctuaciones del nivel freático. Este tipo de acuíferos presenta ciertas características diferentes a los confinados, como es el tener la capacidad de ceder volúmenes mayores de agua por abatimiento unitario de la carga hidráulica. Asimismo, tiene la desventaja de tener un alto nivel de susceptibilidad a la contaminación de sustancias tales como: productos agroquímicos utilizados en la agricultura o la lixiviación de desechos tóxicos. En la Figura 2.3, se presenta un perfil de la distribución del agua en el subsuelo.

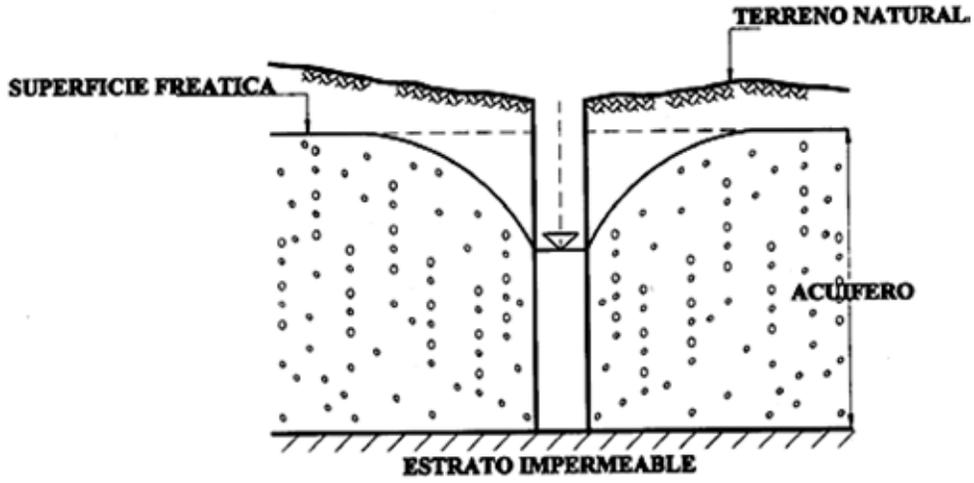


Figura 2.2 Esquema de un acuífero libre



Figura 2.3 Esquema de la distribución de agua subterránea en el perfil del subsuelo

Se denomina acuífero semiconfinado, al que se encuentra limitado en su parte superior por un acuitarlo y en su porción inferior por un acuitarlo o acuicludo. Este tipo de acuífero es un caso especial de acuífero confinado, ya que los acuitardos que lo limitan verticalmente, permiten el desplazamiento de agua subterránea, ya sea en dirección ascendente o descendente. Bajo condiciones de equilibrio, el nivel del agua en un pozo, puede coincidir con el nivel freático o diferir, dependiendo de las condiciones de recarga o descarga y de la presión litoestática suprayacente.

Como caso particular de tipo de acuífero se tiene el acuífero colgado, que se trata de un acuífero libre de menor tamaño en relación con un acuífero regional. Un acuífero colgado se ubica por arriba del acuífero libre principal, existiendo desconexión

hidráulica entre ellos. Este tipo de acuíferos es común en ambientes geológicos donde existen contrastes de permeabilidad en el sentido vertical y espesores importantes de zona no saturada.

2.1.2 Propiedades físicas de los acuíferos

El flujo de agua subterránea, ya sea a escala local o regional, es función de las propiedades del material geológico que constituye el acuífero en investigación. Son cuatro las propiedades físicas de interés en un medio poroso: i) porosidad, ii) permeabilidad, iii) compresibilidad y iv) densidad. De acuerdo con su importancia relativa en la comprensión del transporte de solutos en un medio poroso saturado, a continuación se describen ampliamente la permeabilidad y la porosidad, mientras que en relación con la compresibilidad y densidad, sólo se describirán en forma breve.

Porosidad. La porosidad es una propiedad intrínseca de todo el material terrestre y se define como el volumen de aberturas, huecos u oquedades; es decir, todo tipo de espacio intergranular de las rocas y sedimentos. El término porosidad se expresa como el porcentaje de espacios en relación a un volumen unitario de roca o sedimento y se representa matemáticamente como:

$$\eta(\%) = (V_v/V)100$$

Siendo:

- η = Porosidad (adimensional)
- V_v = Volumen de espacios (L^3)
- V = Volumen unitario de roca o sedimento; incluye el material sólido y los espacios integranulares (L^3)

En la Tabla 2.1 se presentan valores típicos de la porosidad para diferentes materiales geológicos. Los valores extremos de la porosidad dependen del tipo de material geológico y del grado de afectación física y química que ha sufrido. En general, los sedimentos de granulometría gruesa poco consolidados y con escasa cementación son los que presentan los valores máximos, mientras que las rocas ígneas o metamórficas con escaso fracturamiento, la mayoría de las ocasiones exhiben valores mínimos. Por esta razón, en relación con el origen de la porosidad del material terrestre, se puede señalar que al momento en que se forma una roca o se acumula material granular (sedimentos), también se crea la porosidad, que son los huecos u oquedades de la estructura física del material terrestre. Estos espacios se identifican como:

- Poros
- Vesículas
- Fisuras
- Fracturas de enfriamiento
- Diaclasas

- Juntas

Adicionalmente, existen otro tipo de oquedades o aperturas que se originan después de formada la roca o el depósito granular, por lo que se consideran de origen secundario. Entre las principales se mencionan las siguientes:

- Grietas
- Fracturas y fallas tectónicas
- Huecos o poros de disolución

Existen una serie de procesos que afectan o modifican la porosidad original de un material geológico. Una vez formada la roca o el depósito sedimentario, quedan expuestos a diversos procesos físicos y químicos conocidos como diagenéticos, que ocasionan disminución o incremento en su porosidad. Entre los procesos distintivos que incrementan la porosidad original o primaria de un material geológico se mencionan:

Disolución de minerales o matriz vítrea.

Procesos cársticos (disolución de caliza, dolomita o yeso) que ocasionan la formación de dolinas, cenotes, uvalas, poljes, cavernas.

Dislocación de rocas (fracturamiento tectónico).

Tabla 2.1 Valores típicos de porosidad para diferentes materiales geológicos

Tipo de material	Porosidad (%)	Tipo de material	Porosidad (%)
Materiales no consolidados		Materiales consolidados	
Grava gruesa	28-12	Arenisca	5-30
Grava media	32-13	Caliza y dolomita	0-40
Grava fina	34-21	Caliza cárstica	0-40
Arena con grava	39-20	Pizarras y lutitas	0-10
Arena gruesa	35-20	Basalto fracturado	5-50
Arena media	39-15	Roca cristalina fracturada	0-10
Arena fina	43-10	Roca cristalina densa	0-5
Arcilla arenosa	12-3	Granito alterado	34-57

Adaptado de varias fuentes

En el otro extremo se tienen los procesos distintivos que originan una reducción en la porosidad primaria del material geológico:

- Formación de fallas (calentamiento por fricción, compactación o reacomodo, recristalización).
- Formación de amígdalas (minerales secundarios en vesículas o cavidades).

- Acumulación mecánica de sedimentos compuestos por material fino en vesículas, fracturas, fallas.
- Compactación.
- Cementación.

Analizado desde un punto de vista estricto, la definición previa de porosidad se refiere a una componente total, ya que considera todo tipo de poros: interconectados, sin interconexión y aquellos pequeños conductos que impiden la circulación de moléculas de agua. Sin embargo, no todos los poros de un material geológico se encuentran comunicados entre sí y por lo tanto existen algunos que no permiten la libre circulación del flujo subterráneo. Esta situación conduce a la definición de otro término denominado **porosidad efectiva** que se refiere al porcentaje de poros interconectados que permiten la circulación de fluidos. A esta definición le corresponde otra expresión matemática; sin embargo, para efectos prácticos de esta guía, se utilizará la expresión matemática anterior, que corresponde a la porosidad total.

Es muy importante distinguir entre la porosidad total y efectiva, al menos en depósitos granulares, pues existen trabajos de investigación que han demostrado que la diferencia entre estos dos conceptos es de aproximadamente un orden de magnitud. La problemática surge entorno a las rocas fracturadas, que se caracterizan por tener una gran porosidad total, pero con una desconexión de poros importante. En este caso es conveniente tratar de relacionar la porosidad efectiva con la permeabilidad (término que se define en párrafos subsecuentes) de la roca en lugar de la porosidad total.

Los intervalos máximos y mínimos de la porosidad del material geológico, dependen de su origen y del grado de afectación física y química que ha sufrido. La porosidad de los sedimentos de grano fino decrece con la profundidad y, hasta cierto punto, con su edad geológica, aunque estas relaciones no son precisas ni válidas en todos los casos. Los sedimentos finos recientemente depositados por lo general poseen una porosidad entre 50 y 90%. Su posterior compactación crea nuevas porosidades a profundidad, que incluso llegan a ser inferiores al .5%. En el caso de la porosidad total de las areniscas, suele variar entre 5 y 30%, su variabilidad es función de la clasificación más o menos homogénea de los granos que la componen, de su forma geométrica, del tipo de empaquetado y del grado de cementación, comúnmente compuesto por arcilla, o por minerales como la calcita, dolomita y cuarzo.

La porosidad de las rocas volcánicas no fracturadas varía de menos del 1% en el caso de basaltos compactos hasta mayor que 85% en piedra pómez. Grosso modo, puede decirse que los diques volcánicos poseen una porosidad menor al 5%, que las rocas volcánicas masivas poseen una porosidad media entre 1 y 10%, y que las rocas volcánicas fracturadas poseen una porosidad variable entre el 10 y 50%. Cuando se consideran grandes volúmenes de roca, las series volcánicas en las que no existen importantes intercalaciones de formaciones sedimentarias o piroclásticas suelen poseer una porosidad relativamente baja. Las formaciones sedimentarias

intercaladas entre las lavas contribuyen a aumentar considerablemente la porosidad media de los grandes volúmenes de las rocas volcánicas. Bajo circunstancias favorables, estas formaciones sedimentarias proporcionan grandes espacios vacíos para el almacenamiento del agua subterránea.

De acuerdo con su origen y presencia, las rocas metamórficas y plutónicas no alteradas presentan siempre una porosidad total que en la mayoría de los casos es menor al 3%, aunque por lo general, casi siempre menor al 1%. Las experiencias realizadas con inyecciones de lechadas de cemento en el basamento de las presas y observaciones de cortes en carreteras y túneles, indican que el volumen total de los espacios vacíos en el interior de las fracturas constituye solamente un pequeño porcentaje del volumen total de la roca. Las diaclasas suelen estar casi siempre rellenas, y aun las que no lo están, tienen, por lo general, una anchura inferior a 2 mm. Muchas rocas metamórficas y un reducido número de rocas plutónicas contienen minerales carbonatados, que son susceptibles de ser rápidamente disueltos por la circulación de las aguas subterráneas. En rocas tales como el mármol pueden originarse cavidades por disolución y con ello aumentar considerablemente su permeabilidad local. Sin embargo, los espacios ocupados por el conjunto de poros y huecos son siempre inferiores al 5% e incluso al 2% del volumen total de la roca. Esta situación es ocasionada porque la solución de las rocas actúa a lo largo de zonas preferenciales, tales como fracturas, y no afecta a la roca en su totalidad.

No obstante, en las regiones sometidas a fuerte meteorización, los efectos de la descomposición meteórica de este tipo de rocas pueden extenderse hasta profundidades superiores a los 100 metros, pero las profundidades hasta las que los efectos son todavía prácticamente apreciables, frecuentemente oscilan entre 1.5 y 15 metros. La alteración superficial de la roca puede dar lugar a formaciones poco consolidadas, que alcanzan una porosidad total superior al 35%. Unos pocos metros por encima del substrato inalterado, los minerales suelen estar ligeramente hidratados. Este fenómeno suele ser suficiente para producir, merced a la acción de los diferentes índices de expansión de cada grano mineral, una porosidad total comprendida entre 2 y 10%. Por esa razón la porosidad suele disminuir considerablemente con la profundidad hasta alcanzar zonas en las que la alteración de las rocas deja de ser apreciable y la porosidad es prácticamente nula.

Permeabilidad. En el subsuelo, el material geológico cercano a la superficie terrestre generalmente contiene vacíos que se encuentran comunicados entre sí, por lo que tienen la capacidad de almacenar y transmitir agua. A esta propiedad intrínseca del material geológico, sin considerar las propiedades del líquido que contiene, se le conoce como permeabilidad o permeabilidad intrínseca, término de uso amplio en la industria petrolera.

La permeabilidad se expresa matemáticamente como el producto del diámetro promedio de los granos del material geológico y una constante de proporcionalidad intrínseca del medio. Es decir:

$$k=Cd^2$$

C = constante de proporcionalidad denominada factor de forma

d = diámetro promedio de los granos del material geológico

Las unidades para la permeabilidad se dan en L^2 , que pueden ser m^2 , cm^2 , etc. En la industria del petróleo la unidad de medida es el Darcy, que equivale a $9.87 \times 10^{-9} cm^2$. En la Tabla 2.2 se presenta un compendio de la información recopilada en la bibliografía consultada, en donde se reportan los valores de permeabilidad correspondientes a diversos materiales geológicos. La permeabilidad es un término que comúnmente se utiliza de manera cualitativa para describir la propiedad del medio geológico para transmitir un fluido. Es común que esta palabra se aplique en forma incorrecta como un sinónimo de conductividad hidráulica, lo que en ocasiones conduce a confusiones. En sentido estricto, la permeabilidad describe la capacidad para permitir el flujo de cualquier fluido a través de un medio poroso específico.

Son varios los factores que condicionan los valores de permeabilidad en los materiales geológicos. Debido a la presencia del material cementante y la compactación que presentan, la permeabilidad de las areniscas suele ser del orden de una a tres veces menores que la permeabilidad de los correspondientes sedimentos no consolidados ni cementados. Adicionalmente, es importante considerar la dirección de las mediciones, pues existen estudios que han mostrado que la permeabilidad medida en la dirección del buzamiento de las capas, es dos o tres órdenes de magnitud mayor que la permeabilidad media del conjunto.

Tabla 2.2 Valores típicos de permeabilidad para diferentes materiales geológicos

Tipo de material	Permeabilidad (Darcy)	Tipo de material	Permeabilidad (Darcy)
Materiales no consolidados		Materiales consolidados	
Grava	10^5-10^2	Arenisca	$10^{-1}-10^{-5}$
Arena limpia	$10^3-0.5$	Caliza y dolomita	$10-10^4$
Arena limosa	10^2-10^{-2}	Caliza cárstica	10^3-10
Loess, limo	$1-10^{-4}$	Pizarras y lutitas	$10^{-4}-10^{-8}$
Arcilla marina	$10^{-4}-10^{-7}$	Basalto fracturado	10^3-10^{-2}
		Roca cristalina fracturada	$10-10^{-3}$
		Roca cristalina densa	$10^{-5}-10^{-8}$

Adaptado de varias fuentes

Determinados tipos de rocas sedimentarias calcáreas como la caliza y dolomía, se originan a partir de una gran variedad de materiales sedimentarios, tales como fragmentos de conchas, depósitos de talud, arenas calcáreas, arrecifes y restos de pequeños organismos planctónicos. Por tanto, la porosidad y la permeabilidad originales de muchos de estos sedimentos se modifican rápidamente cuando tienen que soportar el peso de los depósitos suprayacentes, de tal forma que en la mayoría de las ocasiones las estructuras sedimentarias primarias apenas se suelen conservar

y la permeabilidad primaria (y porosidad) que presentan es relativamente baja. La caliza cristalina compacta posee generalmente una permeabilidad escasa, pero en condiciones favorables puede incrementarse debido a: i) condiciones de disolución por el agua a lo largo de los planos de estratificación y zonas de porosidad primaria y ii) a la transformación de calcita a dolomita por procesos diagenéticos.

Aunque la porosidad de las rocas volcánicas en ocasiones puede ser muy elevada, su permeabilidad varía en gran proporción, siempre en función del conjunto de estructuras primarias y secundarias más que de su propia naturaleza litológica. Las diaclasas originadas por enfriamiento, los túneles de lava, las pequeñas burbujas intercomunicadas, los moldes de árboles sepultados, las grietas originadas por la resistencia a la deformación plástica de las corrientes de lava parcialmente solidificadas y los espacios huecos que pueden quedar entre dos coladas superpuestas son algunos de los factores principales que proporcionan a la andesita y los basaltos recientes su frecuentemente elevada permeabilidad. También existe otra serie de factores que actúan directamente sobre la permeabilidad primaria, como los efectos de la descomposición y alteración meteórica de las rocas, que dan lugar al desarrollo de permeabilidad de tipo secundario. Los suelos enterrados suelen presentarse frecuentemente en las potentes series de coladas lávicas superpuestas; en la mayoría de los casos estos suelos, menos permeables que la roca volcánica que los sepulta, constituyen horizontes de muy baja permeabilidad que dan lugar a la formación de acuíferos colgados en zonas topográficamente altas. Esto es importante si se considera que existen valles próximos a los focos de erupción volcánica, donde las lavas suelen correr por su fondo sepultando todas las formaciones aluviales que encuentran a su paso.

Para el análisis del flujo de agua subterránea, es conveniente considerar cuando menos dos componentes principales de la permeabilidad. La permeabilidad horizontal de las rocas volcánicas se debe en su mayor parte a la presencia de los huecos que suelen existir entre dos coladas de lava superpuestas, mientras que la permeabilidad vertical se debe principalmente al resquebrajamiento de las lavas durante los últimos momentos de su fluidez y a las fracturas de contracción como consecuencia de su posterior enfriamiento. Por lo general, la permeabilidad vertical de las rocas volcánicas suele ser muy pequeña en comparación con su permeabilidad horizontal. Tanto la permeabilidad como la porosidad de las rocas volcánicas tienden a decrecer lentamente con el tiempo geológico. Parte de esta disminución se debe a la compactación de las rocas; pero el relleno de los espacios huecos mediante minerales secundarios suele ser la causa más importante.

Las rocas de origen piroclástico (tobas), cuando se encuentran inalteradas, poseen una permeabilidad directamente relacionada con el tamaño de los clastos, con la uniformidad de su tamaño y con su grado de cementación y compactación. Cuando se presenta una clasificación deficiente en el tamaño de los clastos presentes en una unidad de tipo piroclástico y existe al mismo tiempo abundante material fino, ocurre que aun manteniéndose elevada la porosidad, la permeabilidad es más bien baja. Las tobas soldadas constituyen una clase especial de depósitos piroclásticos formados por la fusión de fragmentos, todavía incandescentes, de rocas volcánicas

en el momento de su deposición y acumulación sobre la superficie del suelo. Por esta razón, las tobas soldadas poseen permeabilidad primaria baja.

Considerando la génesis y origen de las rocas metamórficas e ígneas intrusivas, éstas presentan un mínimo de poros o espacios abiertos, que generalmente son muy pequeños y sin conexión entre sí. En consecuencia, sus valores de permeabilidad característicos son tan pequeños que pueden considerarse prácticamente nulos. Sin embargo, a través de las fracturas y zonas de intemperismo puede desarrollarse una considerable porosidad y permeabilidad secundaria. Las fracturas aisladas que no están asociadas a importantes sistemas de fallas producen solamente un pequeño aumento de la porosidad total de estas rocas.

Microscópicamente, la permeabilidad varía entre cerca de cero, en caso de rocas compactas y valores altos, en el caso de rocas densamente fracturadas. La permeabilidad global de estas rocas, consideradas en grandes volúmenes, es anisotrópica a causa de la orientación variada de las fracturas que contienen el agua. En general, los mayores valores de permeabilidad se encuentran entre las rocas parcialmente descompuestas por debajo de la zona en la que abundan las arcillas. A juzgar por los caudales de explotación observados en numerosos pozos, se deduce que la permeabilidad en la parte más profunda de las rocas alteradas suelen ser, por lo general, más elevadas que en la roca inalterada. La permeabilidad media de las rocas plutónicas y metamórficas disminuye de modo general a medida que la profundidad aumenta, al peso de las rocas suprayacentes, a la limitación que a profundidad alcanzan los efectos que producen la alteración meteórica y la descomposición de las rocas. Las diaclasas, las fallas y demás fracturas tienden a cerrarse a profundidad por efecto litoestáticos.

Entre los agentes de alteración y descomposición superficial que dan lugar a la permeabilidad de las rocas metamórficas y plutónicas se encuentran:

- Deslizamientos
- Asentamientos
- Erosión superficial
- Descomposición química
- Raíces de las plantas
- Acción del hielo
- Actividades humanas.

Compresibilidad. La compresibilidad es el inverso del módulo de elasticidad, por lo que refleja la cantidad de deformación de un volumen representativo del material poroso cuando es afectado por un esfuerzo. Aunque existen varios tipos de compresibilidad: i) uno para la fase sólida del medio, ii) otro para el medio poroso incluyendo los espacios vacíos y iii) otra para el acuífero; la primera es mínima, por lo que generalmente se desprecia. La compresibilidad del medio poroso, incluyendo los espacios vacíos, se define como el porcentaje de cambio en el volumen total del

medio poroso dividido por el cambio en el esfuerzo efectivo que causa la deformación. En forma matemática se expresa de la siguiente manera:

$$\alpha = \frac{1}{V_T} \frac{dV_T}{d\sigma_e}$$

En donde V_T es el volumen total de la masa sólida y $d\sigma_e$, es el cambio en el esfuerzo efectivo (Freeze and Cherry, 1979). En materiales granulares, la reducción en el volumen total V_T , producido por el incremento en el esfuerzo efectivo, produce un reacomodo de las partículas que componen el medio. Aplicando el concepto de compresibilidad del medio al espesor completo del acuífero, es posible definir la compresibilidad del acuífero como el porcentaje de cambio en el espesor del acuífero, dividido por el cambio en el esfuerzo efectivo.

$$\alpha = -\frac{1}{b} \frac{db}{d\sigma_e}$$

La ecuación anterior es la representación matemática de la compresibilidad vertical del acuífero, por lo que la letra "b" representa el espesor de dicho acuífero. Aunque estrictamente no es válido, para simplificar el problema es conveniente suponer que la compresibilidad es un parámetro isotrópico, en donde la componente de interés es en el sentido vertical, ya que es la dirección en donde se producen los mayores cambios en el esfuerzo efectivo.

Densidad. La densidad es la última de las propiedades físicas de los acuíferos que se analizará. Por definición, la densidad volumétrica (ρ_b) es la masa seca por unidad de volumen (incluyendo los espacios vacíos) del medio poroso inalterado. En depósitos no consolidados, la densidad volumétrica estará establecida por su mineralogía y por la cantidad de espacios vacíos (porosidad) de la muestra. La densidad de la fase sólida (ρ_s) está definida como la masa seca de sólidos por unidad de volumen de sólidos.

2.1.3 Medios por donde se desplaza el agua subterránea

Las propiedades físicas de los acuíferos son una característica importante que influye en la conceptualización de un sistema de agua subterránea; pero sobre todo, por ser el medio por donde se desplaza el agua subterránea. Para definir el tipo de medio por donde transita el agua subterránea, es necesario saber acerca del origen u ocurrencia del medio geológico. En resumen, existen tres ambientes geológicos importantes por los cuales puede fluir agua subterránea: i) medio granular, ii) medio fracturado, iii) medio cárstico y iv) doble porosidad.

El medio granular es el compuesto por materiales de tipo sedimentario, constituido por partículas de tamaño variado resultado de la disgregación de rocas preexistentes. En estos depósitos, que pueden ser consolidados o no consolidados,

el agua subterránea se desplaza por los intersticios libres entre las partículas. Los caminos que recorre el agua son variados y dependen del tamaño, forma y distribución espacial de las partículas. En general es muy tortuoso, debido al arreglo aleatorio de poros interconectados (porosidad efectiva), por lo que la velocidad promedio del agua subterránea en este tipo de medio, bajo gradientes hidráulicos normales, es relativamente baja (del orden de decenas a centenas de metros por año).

En condiciones naturales, la dirección del agua subterránea en este tipo de medios está controlada por la distribución espacial del gradiente hidráulico, que en muchas ocasiones a su vez está condicionado por la topografía de la superficie del terreno. Debido a su origen sedimentario, en donde el material se va depositando por capas paralelas a la superficie del terreno, el medio poroso presenta características anisotrópicas. En este caso, es relativamente común que la conductividad hidráulica horizontal sea cuando menos un orden de magnitud mayor que la conductividad hidráulica vertical. Por esta razón, el flujo del agua en este tipo de medio tiende a ser horizontal, aunque dependerá de su posición dentro del sistema de flujo analizado. La heterogeneidad es otra característica importante de considerar para el medio granular, ya que en los depósitos sedimentarios las características de los materiales, sus fuentes y procesos de transportación son variables, tanto en tiempo como en espacio.

En el medio fracturado el agua subterránea se desplaza por las discontinuidades estructurales que presentan los materiales consolidados de origen variado. En los acuíferos compuestos por rocas volcánicas y rocas metamórficas, el agua subterránea se desplaza a velocidades mayores que las que se registran para el medio poroso. Esto se debe a que, en general, la porosidad del medio fracturado es mucho menor que la correspondiente a un medio poroso. En algunas ocasiones, la dirección del flujo de agua subterránea en los medios fracturados está influenciada, además de la distribución del gradiente hidráulico, por el arreglo tridimensional de los sistemas de fracturamiento. Este tipo de medio presenta características de anisotropía y heterogeneidad muy marcadas. En general, en un medio fracturado el agua subterránea puede desplazarse en forma importante en el sentido vertical, sobre todo cuando se trata de materiales de tipo volcánico con espesor considerable.

Un caso particular de acuíferos en medio fracturado, es el constituido por rocas sedimentarias de tipo calcáreo u cualquier otra que contenga minerales solubles como la anhidrita. En este tipo de acuíferos, las fracturas por donde se desplaza el agua subterránea han sido ensanchadas por efecto de disolución, por lo que con el paso del tiempo llegan a formarse verdaderos túneles y cavernas. En este tipo de medio, denominado cárstico, las velocidades que desarrolla el agua subterránea pueden ser comparables con las de una corriente superficial, del orden de cientos de metros por día. Al igual que para el medio fracturado, presenta heterogeneidad y anisotropía, situación que complica enormemente el estudio y análisis de sus propiedades hidráulicas.

2.1.4 Conceptos fundamentales del flujo saturado

El agua subterránea, como todo fenómeno, se rige bajo leyes físicas que gobiernan su comportamiento; por tanto, es posible que estos procesos se describan matemáticamente, comúnmente a través de ecuaciones diferenciales. En este caso, la ecuación de flujo que gobierna el movimiento del agua subterránea se obtiene acoplando las ecuaciones de Darcy y de continuidad, como se expone en el siguiente apartado.

Flujo saturado en estado estacionario. Considérese un volumen unitario de medio poroso como el que se muestra en la Figura 2.4, el cual se conoce como volumen de control elemental o volumen elemental representativo (VER). Por otra parte, la ley de la conservación de la masa para flujo en estado estacionario en un medio poroso saturado requiere que el volumen de flujo (masa) de entrada al VER sea igual al volumen de flujo (masa) de salida. La ecuación de continuidad representa esta ley a forma matemática como

$$\frac{\delta \rho V_x}{\delta x} + \frac{\delta \rho V_y}{\delta y} + \frac{\delta \rho V_z}{\delta z} = 0$$

donde:

- ρ = densidad
- V = velocidad de Darcy en las direcciones x, y y z

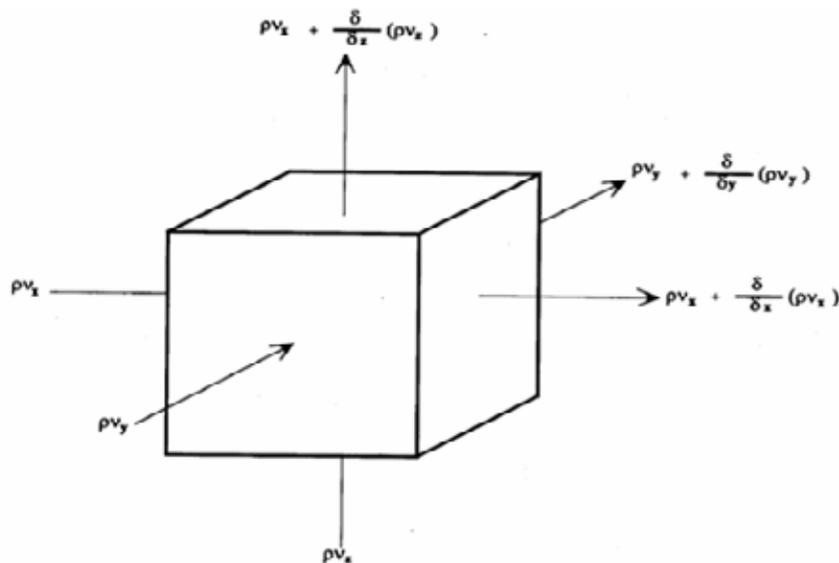


Figura 2.4 Volumen elemental representativo para flujo a través de un medio poroso

Mediante un análisis dimensional se observa que el término ρV tiene dimensiones de masa que cruza un área unitaria transversal del VER. Si el fluido es incompresible, es decir $\rho(x, y, z) = \text{constante}$, por lo tanto pueden removerse de la ecuación anterior.

Asimismo, si el fluido es compresible, o sea $\rho(x, y, z)$ constante, puede verse que el término $\rho \delta V_x / \delta x$ es mucho más grande que $V_x \delta \rho / \delta x$. En cualquier caso la ecuación se simplifica a

$$\frac{\delta V_x}{\delta x} + \frac{\delta V_y}{\delta y} + \frac{\delta V_z}{\delta z} = 0$$

Sustituyendo la ecuación de Darcy en δV_x , δV_y y δV_z , se obtiene la siguiente ecuación de flujo en estado estacionario de un medio poroso saturado anisotrópico:

$$K_x \frac{\delta^2 h}{\delta x^2} + K_y \frac{\delta^2 h}{\delta y^2} + K_z \frac{\delta^2 h}{\delta z^2} = S_s \frac{\delta h}{\delta t}$$

donde:

- K = conductividad hidráulica en las direcciones x, y y z
- h = carga hidráulica

Si el medio es isotrópico, es decir $K_x = K_y = K_z = K$ y homogéneo, entonces:

$$\frac{\delta^2 h}{\delta x^2} + \frac{\delta^2 h}{\delta y^2} + \frac{\delta^2 h}{\delta z^2} = \frac{S_s}{K} \frac{\delta h}{\delta t}$$

$$\frac{\delta^2 h}{\delta x^2} + \frac{\delta^2 h}{\delta y^2} + \frac{\delta^2 h}{\delta z^2}$$

Esta expresión matemática también se conoce como la ecuación de Laplace. La solución de la ecuación anterior es una función de $h(x, y, z)$, que describe el valor de la carga hidráulica en cada uno de los puntos del campo de flujo tridimensional. Utilizando esta ecuación para encontrar la carga hidráulica de un sistema de aguas subterráneas, lo que se obtiene es un mapa de equipotenciales, que si se le incorporan las líneas de flujo, se obtendrá una red de flujo del agua subterránea.

Flujo saturado en estado transitorio. La ley de la conservación de la masa para flujo transitorio para un medio poroso saturado requiere que la cantidad de flujo neto que entra al VER sea igual al tiempo del cambio del flujo almacenado dentro del VER. Por lo tanto, la ecuación de continuidad toma la forma siguiente:

$$\frac{\delta \rho V_x}{\delta x} + \frac{\delta \rho V_y}{\delta y} + \frac{\delta \rho V_z}{\delta z} = \frac{\eta \delta \rho}{\delta t} + \rho \frac{\delta \eta}{\delta t}$$

El primer término del lado derecho de la ecuación es la cantidad de masa de agua producida por la expansión del agua bajo un cambio en la densidad. El segundo

término es la cantidad de masa de agua producida por la compactación del medio poroso como un reflejo en el cambio de su porosidad.

El primer término está controlado por la compresibilidad del fluido (β) y el segundo por la compresibilidad del acuífero (α). También se sabe que los cambios en α y η son producidos por un cambio en la carga hidráulica y que el volumen de agua producido por los dos mecanismos cuando la carga hidráulica disminuye unitariamente es el almacenamiento específico S_s y que $S_s = \rho g (\alpha + \eta \beta)$. La cantidad de masa de agua producida (cantidad de tiempo de cambio de almacenamiento de flujo de masa) es $\rho S_s \delta h / \delta t$; por lo tanto:

$$\frac{\delta \rho V_x}{\delta x} + \frac{\delta V_y}{\delta y} + \frac{\delta V_z}{\delta z} = \rho S_s \frac{\delta h}{\delta t}$$

Expandiendo los términos del lado izquierdo de la ecuación mediante la regla de la cadena y reconociendo que los términos de la forma $p \delta v_x / \delta x$ es mucho más grande que el término $v_x \delta p / \delta x$, permite eliminar p en ambos lados de la ecuación e insertando la ecuación de Darcy, se obtiene:

Esta es la ecuación de flujo en estado transitorio para un medio poroso anisotrópico saturado. Si el medio se considera homogéneo e isotrópico, la ecuación se reduce a:

$$\frac{\delta^2 h}{\delta x^2} + \frac{\delta^2 h}{\delta y^2} + \frac{\delta^2 h}{\delta z^2} = \frac{S_s}{K} \frac{\delta h}{\delta t}$$

sustituyendo el término S_s , se tiene:

$$\frac{\delta^2 h}{\delta x^2} + \frac{\delta^2 h}{\delta y^2} + \frac{\delta^2 h}{\delta z^2} = \rho g \alpha \frac{S_s}{K} \frac{\delta h}{\delta t} + \rho g \eta \beta \frac{S_s}{K} \frac{\delta h}{\delta t}$$

La solución $h(x, y, z, t)$ describe el valor de la carga hidráulica en cada punto del campo de flujo en el tiempo. Para una solución, se requiere el conocimiento de los tres parámetros hidrogeológicos básicos K , α y η , y los parámetros del fluido ρ y β . Para el caso especial de un acuífero confinado horizontal de espesor b , $S = S_{sb}$ y $T = Kb$ y de forma bidimensional, se tiene:

$$\frac{\delta^2 h}{\delta x^2} + \frac{\delta^2 h}{\delta y^2} + \frac{\delta^2 h}{\delta z^2} = \frac{S}{T} \frac{\delta h}{\delta t}$$

Esta es la ecuación de flujo en la cual se fundamenta el análisis de flujo radial hacia un pozo, como se verá en el siguiente apartado.

2.1.5 Flujo radial hacia un pozo

La solución a la ecuación diferencial anterior describe el campo de cargas hidráulicas en cada punto de un plano horizontal a través de un acuífero horizontal, en cualquier tiempo. Para la solución de la ecuación se requiere del conocimiento de los parámetros acuíferos: coeficiente de almacenamiento y transmisividad, que se explican con detalle en el siguiente capítulo. La ecuación de flujo para un medio saturado en estado transitorio se fundamenta en los siguientes puntos:

- Ley de Darcy
- Potencial hidráulico, como lo desarrolla y clarifica M. K. Hubbert
- Reconocimiento de los conceptos de la elasticidad del acuífero, propuestos por O. Meinzer
- Esfuerzos efectivos, definidos por Terzaghi

El análisis teórico del flujo radial hacia un pozo se basa en el entendimiento de la física del flujo hacia un pozo durante su bombeo. En este sentido, se requiere tomar los conceptos fundamentales y plantearlos como un problema con valores en la frontera que representen flujo hacia un pozo en un acuífero y se examine su respuesta teórica. Es importante remarcar que la definición de coeficiente de almacenamiento se considera como un concepto unidimensional de la compresibilidad del acuífero. Por lo tanto, el análisis que a continuación se presenta asume que los cambios en el esfuerzo efectivo inducido por el bombeo del acuífero son mucho más grandes en la dirección vertical que en la horizontal.

El concepto de almacenamiento del acuífero inherente en el término coeficiente de almacenamiento también implica una liberación instantánea de agua de un VER del sistema conforme la carga disminuye en dicho elemento. Para el análisis que a continuación se presenta, considere un acuífero confinado de espesor horizontal constante y extensión lateral infinita con homogeneidad e isotropía respecto a parámetros hidrogeológicos; además de que el sistema es bombeado por un pozo de diámetro infinitamente pequeño y totalmente penetrante, con un caudal de extracción constante en el tiempo. Asimismo, que la carga hidráulica en el acuífero previo al bombeo es uniforme en toda la extensión del sistema.

Como primer paso del análisis, considere la siguiente ecuación diferencial parcial que describe el flujo saturado bidimensional en planta, en un acuífero confinado con transmisividad T y coeficiente de almacenamiento S , como a continuación se presenta:

$$\frac{\delta^2 h}{\delta x^2} + \frac{\delta^2 h}{\delta y^2} = \frac{S}{T} \frac{\delta h}{\delta t}$$

Puesto que es claro que los abatimientos de la carga hidráulica alrededor de un pozo poseen simetría radial en un sistema ideal, es conveniente convertir la ecuación anterior a coordenadas radiales, por lo tanto: y

$$\frac{\delta^2 h}{\delta r^2} + \frac{1}{r} \frac{\delta h}{\delta r} = \frac{S}{T} \frac{\delta h}{\delta t}$$

La región de flujo de la expresión matemática anterior se ilustra en la Figura 2.5, donde se tiene una línea horizontal unidimensional a través del acuífero, desde $r = 0$, en el pozo hasta $r = \infty$, en el infinito. La condición inicial es:

$$h(r, 0) = h_0 \text{ para toda "r"}$$

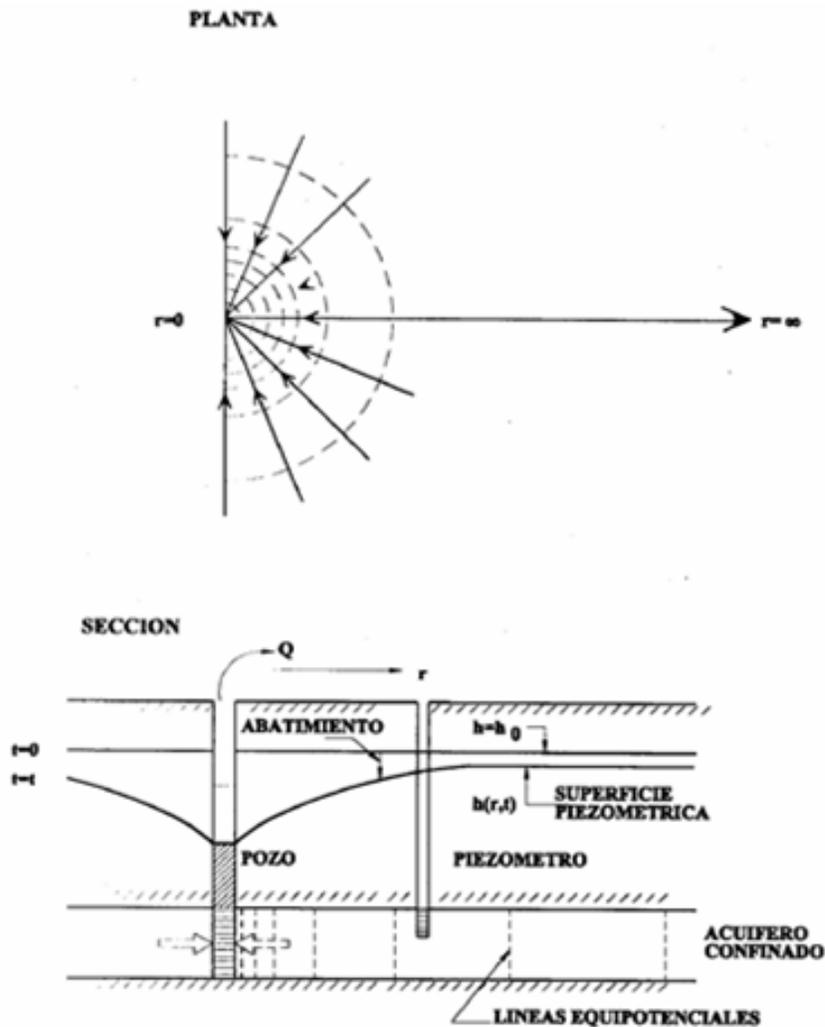


Figura 2.5 Flujo radial hacia un pozo en un acuífero confinado

Donde h_0 es la carga hidráulica inicial constante. En las condiciones de frontera se asume que no existen abatimientos, por lo tanto la carga hidráulica en la frontera localizada en el infinito es constante, es decir:

$$h(\infty, t) = h_0 \text{ para toda "t"}$$

y un caudal permanente y constante de bombeo en el pozo, o sea:

$$\lim_{r \rightarrow \infty} \frac{(r \delta h)}{\delta r} = \frac{Q}{2\pi T} \text{ para } t > 0$$

La condición anterior es el resultado de la aplicación de la ley de Darcy a la pared del pozo. La solución $h(r, t)$ describe el campo de carga hidráulica a cualquier distancia radial en cualquier tiempo después de iniciado el bombeo, al resolver la ecuación diferencial previamente señalada en coordenadas radiales. Por razones obvias, las soluciones se presentan en términos del abatimiento de la carga hidráulica:

$$h_0 - h(r, t)$$

Solución de Theis. Theis en 1935, mediante una analogía con la teoría del flujo de calor obtuvo una solución analítica a la ecuación:

$$\frac{\delta^2 h}{\delta r^2} + \frac{1}{r} \frac{\delta h}{\delta r} = \frac{S}{T} \frac{\delta h}{\delta t}$$

sujeta a las condiciones iniciales y de frontera anteriormente descritas. Esta solución, en términos del abatimiento es:

$$h_0 - h(r, t) = \frac{Q}{4\pi T} \int_u^\infty \frac{e^{-u} \delta u}{u} \quad u = \frac{r^2 S}{4Tt}$$

La integral anterior se conoce como función de pozo y se identifica como $W(u)$, por lo tanto:

$$h_0 - h(r, t) = s = \frac{Q}{4\pi T} W(u)$$

Si las propiedades T y S del acuífero y el caudal de bombeo se conocen, es posible predecir el abatimiento de las cargas hidráulicas en el acuífero confinado a cualquier distancia del pozo y tiempo después de iniciado el bombeo. Simplemente se calcula el valor de u de la ecuación anterior, y utilizando las tablas correspondientes de $W(u)$ vs u , se conoce el valor de $W(u)$. De este modo se obtiene $h_0 - h$ de la ecuación anterior. La aplicación del método de Theis corresponde a una de las tantas soluciones existentes en la hidráulica de pozos, para lo cual el lector se puede remitir al Manual de Pruebas de Bombeo publicado por la Comisión Nacional del Agua en 1994.

2.1.6 Relación entre sistemas de flujo de agua subterránea y acuíferos.

Algunos de los métodos que se utilizan para la definición de zonas de protección de pozos requieren de la definición de sistemas de flujo de agua subterránea, mientras que otros consideran el punto de vista de acuífero. El concepto de acuífero se utiliza

para estar en condiciones de aplicar diversas ecuaciones para comprender el flujo bidimensional del agua subterránea. El punto de vista de sistemas de flujo incorpora la definición de zonas de recarga, tránsito y descarga, en un esquema tridimensional. Ambos conceptos son útiles, pero es necesario comprender sus diferencias y analogías. En México no es común el análisis de problemas relacionados con el agua subterránea utilizando el concepto de sistemas de flujo. Por esta razón, antes de relacionar los sistemas de flujo de aguas subterráneas y acuíferos, es necesario resumir aspectos importantes de la teoría de los sistemas de flujo de aguas subterráneas y rasgos indicadores de flujo.

En primera instancia un sistema de flujo de aguas subterráneas se define como el conjunto de líneas de flujo, en el que dos líneas adyacentes de un determinado punto de la región permanecerán de esa manera a través de todo el dominio del sistema. La intersección de esas líneas únicamente puede ocurrir con una superficie continua (nivel freático), donde el flujo es en una dirección (Tóth, 1963). Por lo tanto, la configuración de cualquier sistema de flujo se puede definir por aquellas superficies que engloban al sistema y la distribución espacial de los sistemas de flujo se denomina patrón o distribución de flujos. Un conocimiento de este patrón, implica conocer la dirección e intensidad del flujo de agua subterránea en un punto cualquiera de la región (Tóth 1970).

Tóth (1963) sugirió que en la mayoría de las redes de flujo y áreas de campo se pueden diferenciar sistemas locales, intermedios y regionales de flujo de agua subterránea, como se ilustra en la Figura 2.6, En donde exista un relieve local suavizado; sólo se desarrollarán sistemas regionales y por lo contrario, donde exista un relieve local pronunciado, se desarrollarán sistemas locales. Los términos anteriores no necesariamente se cumplen estrictamente, pero si proporcionan una estructura cualitativa útil. Freeze y Cherry (1979) y que Freeze y Witherspoon (1966, 1967 1968) discuten ampliamente mediante una serie de modelos analíticos y numéricos experimentales de redes de flujo en perfil para sistemas heterogéneos, con énfasis en la topografía y la geología.

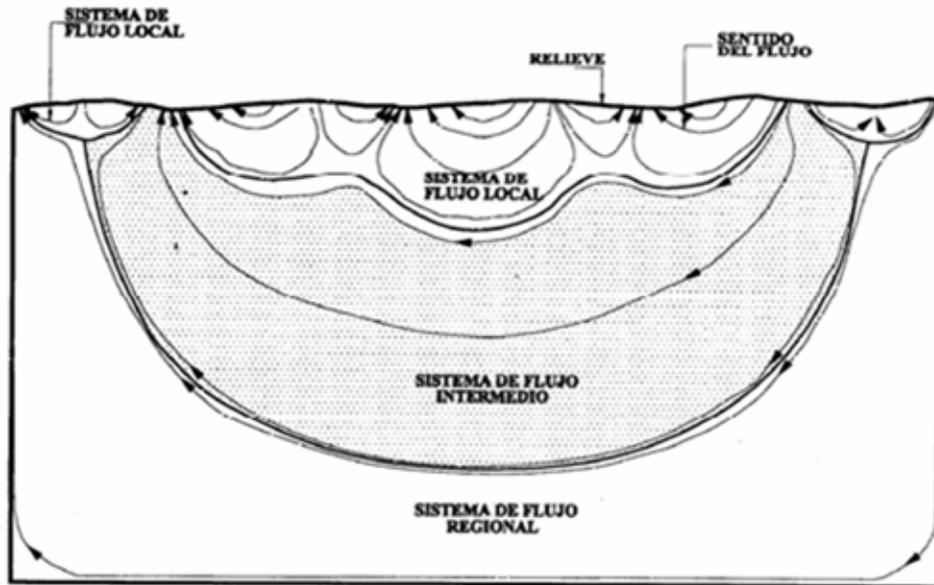


Figura 2.6 Modelo de flujo isotrópico bidimensional, mostrando la distribución de los sistemas de flujo local, intermedio y regional de agua subterránea

Los diferentes sistemas de flujo del agua subterránea propuestos por Tóth (1963) y sus componentes que los caracterizan son los siguientes:

Sistema de flujo local. Son sistemas de flujo que tiene su área de recarga en un alto topográfico y el área de descarga en un bajo topográfico adyacente, es decir, localizados uno al lado del otro.

Sistema de flujo intermedio. Es el sistema de flujo en el que sus zonas de recarga y descarga, no son adyacentes, ni tampoco ocupan las elevaciones más altas y bajas de una cuenca; pero sus zonas de recarga y descarga están separadas por uno o más altos o bajos topográficos.

Sistema de flujo regional. Se considera sistema de flujo regional, aquél que su zona de recarga ocupa el parteaguas subterráneo y su zona de descarga se sitúa en el fondo de la cuenca.

A continuación, se presenta la definición de las componentes de estos flujos de aguas subterráneas, que se ilustran en la Figura 2.7:

Área de flujo vertical descendente (zona de recarga). Es la porción de una red de flujo en el que la dirección del agua subterránea se aleja del nivel freático (Figura 2.7.c).

Área de flujo horizontal (zona de transición lateral). Es donde el movimiento ocurre horizontalmente, en forma aproximadamente paralela al nivel freático (Figura 2.7.a).

Área de flujo vertical ascendente (zona de descarga). Es la porción de una red de flujo en el que la dirección del agua subterránea se acerca al nivel freático (Figura 2.7.b).

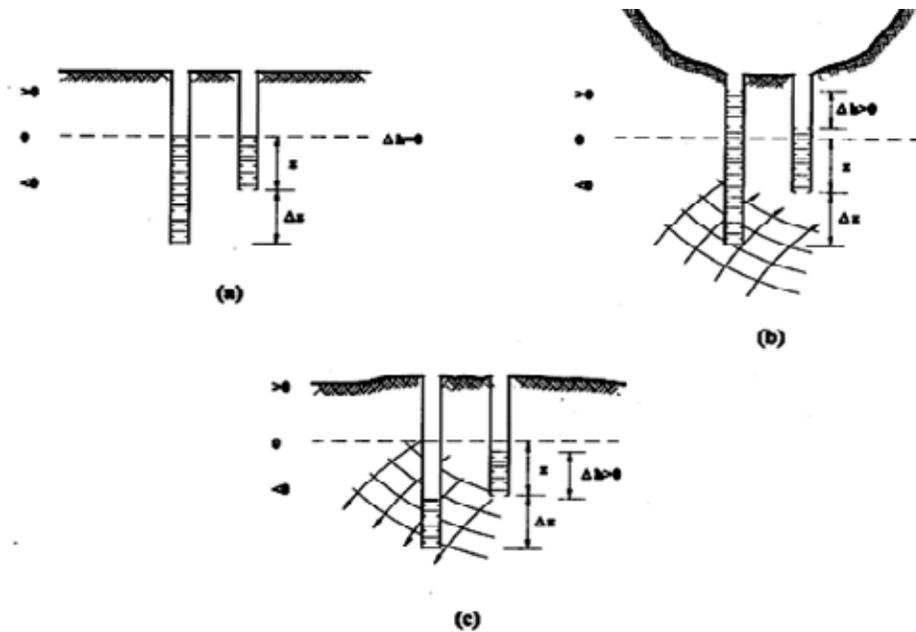


Figura 2.7 Diagramas esquematicos de zonas de a) Flujo lateral, b) Descarga y c) Recarga

En cuencas con materiales geológicos isótropos homogéneos, la topografía puede crear sistemas complejos de flujo de agua subterránea; pero la única ley inmutable es que los terrenos topográficamente altos son áreas de recarga y los topográficamente bajos se consideran áreas de descarga. Para la mayoría de las configuraciones topográficas más comunes, la línea media de los sistemas de flujo se localizan más cerca de los valles que de las partes topográficamente altas (Freeze y Witherspoon, 1967). Con base en esta experiencia, una carta hidrodinámica tendrá al área de descarga en un 5 a 30% de la superficie total de una cuenca (Freeze y Cherry, 1979).

Aunque la heterogeneidad y la anisotropía modifican los detalles del patrón de flujo (Freeze y Witherspoon, 1967), las propiedades básicas de la geometría del flujo permanecen sin cambio bajo estas condiciones (Tóth, 1970). La heterogeneidad geológica es de gran importancia debido a que puede tener un efecto profundo sobre el flujo de agua subterránea regional y afectar: i) la interrelación entre sistemas locales y regionales; ii) el patrón superficial en zonas de recarga y descarga; y iii) el volumen de flujo descargado a través de los sistemas.

Los rasgos superficiales relacionados con el flujo del agua subterránea incluyen todas las observaciones de campo que son útiles para averiguar la ocurrencia del flujo subterráneo. De ahí que el entendimiento de tal ocurrencia requiera del conocimiento de la naturaleza de los "afloramientos" de aguas subterráneas (Meyboom, 1966), o sea, los rasgos indicadores de sistemas de flujo. Los trabajos de Meyboom (1966, 1967), Tóth (1966, 1972), Mifflin (1968) y Ophori y Tóth, (1989b) muestran la gran relación que existe entre la descarga y recarga del agua subterránea y los fenómenos naturales que ocurren en el campo. Por lo tanto, uno de los principales objetivos de campo consiste en estimar el patrón de flujo del agua

subterránea, tanto como las manifestaciones o indicadores de campo lo permitan Ophori y Tóth, (1989b).

Los rasgos observados en campo pueden ser producto del agua superficial, subterránea o una conjugación de ambas. Por consiguiente, es evidente que áreas donde el agua subterránea se mueve hacia la superficie terrestre, poseerán mayor humedad por arriba de 1a zona saturada, a diferencia de las áreas donde el agua subterránea se aleja de la superficie terrestre. Consecuentemente, áreas de movimiento ascendente del agua subterránea (áreas de descarga) estarán caracterizadas por Ophori y Tóth, (1989b):

- manantiales
- filtraciones o "lloraderos"
- niveles freáticos someros
- pozos brotantes
- aguas con alta conductividad eléctrica
- altos índices de sólidos totales disueltos
- freatofitas
- precipitación de sales
- cosechas "quemadas"
- arenas movedizas
- exceso de humedad
- algunos tipos de construcciones hechas por el hombre, aprovechando esas circunstancias

En el caso de áreas con movimiento descendente del agua subterránea (áreas de recarga), estarán determinadas por (Tóth, 1972; Ophori y Tóth, 1989b):

- deficiencia de humedad, conteniendo conductividad eléctrica relativamente baja
- mínimas concentraciones de sólidos totales disueltos
- niveles freáticos relativamente profundos
- en general, carencia de rasgos de descarga como los mencionados anteriormente

Para identificar las características anteriores que definen zonas de recarga o descarga, se tienen como indicadores de flujo más importantes a los siguientes puntos:

- topografía
- clima
- mediciones piezométricas
- patrones hidrogeoquímicos
- manantiales
- pozos brotantes
- vegetación

Es importante no olvidar que los rasgos o indicadores anteriormente señalados son válidos para regiones áridas o semiáridas, donde el agua no es lo suficientemente

abundante como para enmascarar u ocultar los efectos superficiales del flujo del agua subterránea (Domenico, 1972). A continuación se presenta una breve descripción de la importancia de estos indicadores de flujo:

Topografía. Este indicador es bastante obvio y permite suponer que la dirección de flujo del agua subterránea se dirige de las partes topográficamente altas (áreas de recarga) hacia las partes topográficamente bajas (áreas de descarga) o como lo define Hubbert (1940), el flujo siempre ocurrirá de regiones con cargas hidráulicas mayores hacia regiones de cargas hidráulicas menores. Es importante entender que el movimiento del agua a través de la zona de saturación ocurre en respuesta a las fuerzas de gravedad y presión. La gravedad, de hecho, actúa de forma tal que hace que el agua descienda, sin embargo, las fuerzas de presión pueden provocar movimiento del agua en flujo ascendente, por lo tanto, en ocasiones es incorrecto decir que "el agua se mueve hacia abajo o cuesta abajo" cuando se refiere al agua del subsuelo.

Otro aspecto importante de señalar es que la configuración del nivel freático tiene gran influencia y control sobre el patrón de distribución de flujo del agua subterránea y de su velocidad. En áreas donde la configuración del nivel freático es una réplica relativa de la topografía, las características geométricas de la superficie terrestre se pueden utilizar para lograr una buena aproximación para calcular los patrones de flujo (Tóth, 1970).

Clima. Los principales factores climatológicos que afectan ciertos parámetros del régimen del agua subterránea son la precipitación, la temperatura del aire y la evapotranspiración actual. Por lo tanto, dentro de una región con una topografía y geología dadas, el balance entre la recarga y descarga atmosférica determina la configuración del nivel freático, que es el límite superior de la región de flujo del medio de saturación; por lo tanto, los factores mencionados son los que controlan el desarrollo del patrón de flujo (Tóth, 1970).

En regiones con un exceso de precipitación, el nivel freático será una replica más exacta de la topografía, resultando en un máximo de diferencia del flujo potencial, en cambio en áreas con precipitación deficiente, el relieve del nivel freático es menos acentuado, habiendo una menor diferencia de potencial de flujo y bajo número de sistemas de flujo local.

Mediciones piezométricas. El indicador más directo para determinar los sistemas de flujo del agua subterránea es la medición de cargas hidráulicas a diferentes profundidades. Rigurosamente, una superficie potenciométrica es el resultado de la configuración de la carga hidráulica de un acuífero confinado y sólo es válida para flujo horizontal, en acuíferos horizontales. Por lo tanto, la condición de flujo horizontal sólo se encuentra en acuíferos con conductividad hidráulica mucho más elevada que la de capas confinantes asociadas (Freeze y Cherry, 1979). Lo anterior significa que si un plano potenciométrico se configura a partir de datos obtenidos de pozos con diferentes profundidades, la superficie obtenida es un compuesto de mediciones de potencial (Domenico, 1972). Esto sucede en la realidad, cuando se presentan

componentes de flujo vertical, como se muestra esquemáticamente en la Figura 2.8, modificada de Mifflin (1968).

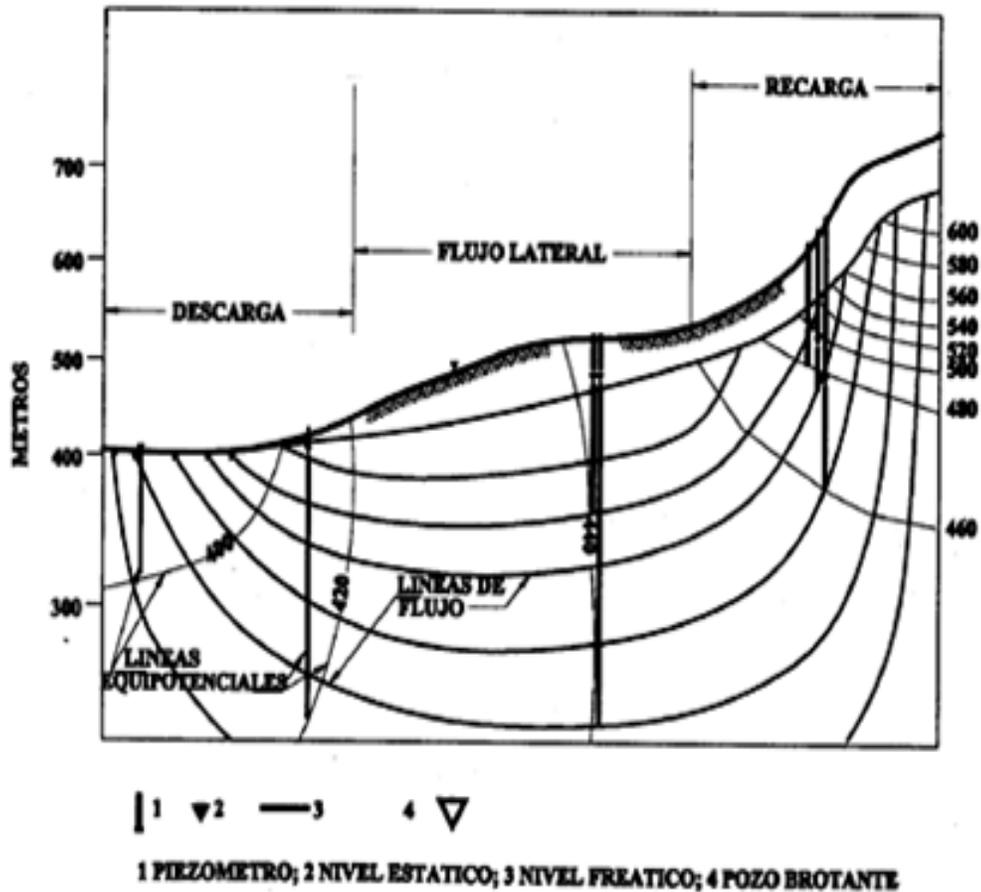


Figura 2.8 Esquema de un sistema de flujo representando con información de niveles estáticos medidos en pozos de diferentes profundidades

Mediante la gráfica generalizada de profundidad del pozo vs profundidad del nivel estático del agua, propuesta por Freeze y Cherry (1979), se establecen zonas con posibles componentes de flujo, que pueden ser descendentes o ascendentes, que se asocian a zonas de recarga y descarga (Figura 2.9). Es comprensible que los planos del nivel del agua únicamente representan la dirección general de flujo del agua subterránea (Tóth, 1966). Por eso, es importante considerar siempre el comportamiento del flujo subterráneo en planta y en perfil e interpretar gráficas de profundidad del pozo vs profundidad del nivel estático del agua.

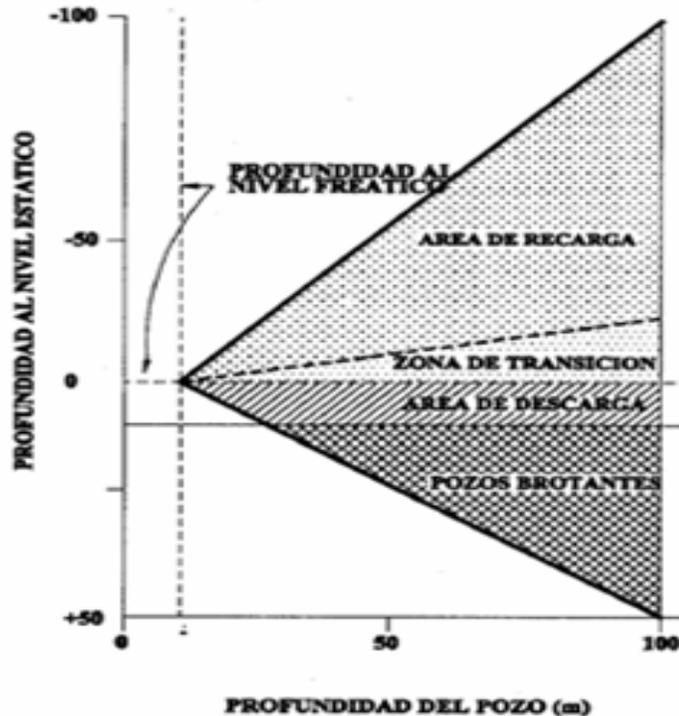


Figura 2.9 Definición de zonas de recarga y descarga de acuerdo con la relación profundidad al nivel estático contra la profundidad del pozo

Manantiales. Los manantiales son indicadores de campo en la búsqueda de zonas de descarga de sistemas de flujo. Adicionalmente, con base en las características físicas y químicas de los manantiales y su localización dentro del ambiente hidrogeológico, es posible definir el sistema de flujo al que pertenecen.

Pozos brotantes. Los pozos brotantes, como su nombre lo indica, son aprovechamientos con su nivel piezométrico por arriba del terreno, por lo tanto son surtidores naturales de agua subterránea, su presencia es un claro rasgo de una zona de descarga. Los principales factores que controlan la presencia de un pozo brotante son la topografía y el ambiente geológico.

Vegetación. Existen zonas desérticas y húmedas donde habitan plantas a lo largo de los cauces de los ríos y sobre las zonas donde el nivel freático es poco profundo respecto de la superficie del terreno; estas plantas se conocen como freatofitas y poseen raíces muy profundas que llegan a alcanzar el nivel freático. Las freatofitas no solamente son propias de las zonas desérticas, sino también de las zonas húmedas, aunque en estas últimas su clasificación ecológica no ofrece una particularidad especial. Estos árboles crecen generalmente donde la profundidad del nivel freático no es superior a los diez metros.

Hablar de la relación entre sistemas de flujo y acuífero, significa establecer que son dos concepciones conceptuales que definen los mecanismos de flujo del agua subterránea.

Una vez establecidas las bases de los sistemas de flujo, se analizará cuales son las relaciones entre ellos y los acuíferos. El punto de vista acuífero se basa en el concepto de acuíferos confinado y libre. Esta visión se enfoca especialmente al análisis de flujo hacia pozos de bombeo y es la base de muchas soluciones analíticas incluyendo las de Thiem, Theis y Jacob. Desde este contexto, se supone que el flujo de agua subterránea es estrictamente horizontal en los acuíferos y vertical en capas semiconfinantes. Por esta razón la conductividad hidráulica se integra en la dimensión vertical, con lo que se obtiene una característica de transmisión del agua denominada transmisividad. Una situación adicional se presenta en la Figura 2.10, en donde se observa que para el punto de vista de acuífero, las cargas hidráulicas en el horizonte confinante no son de interés.

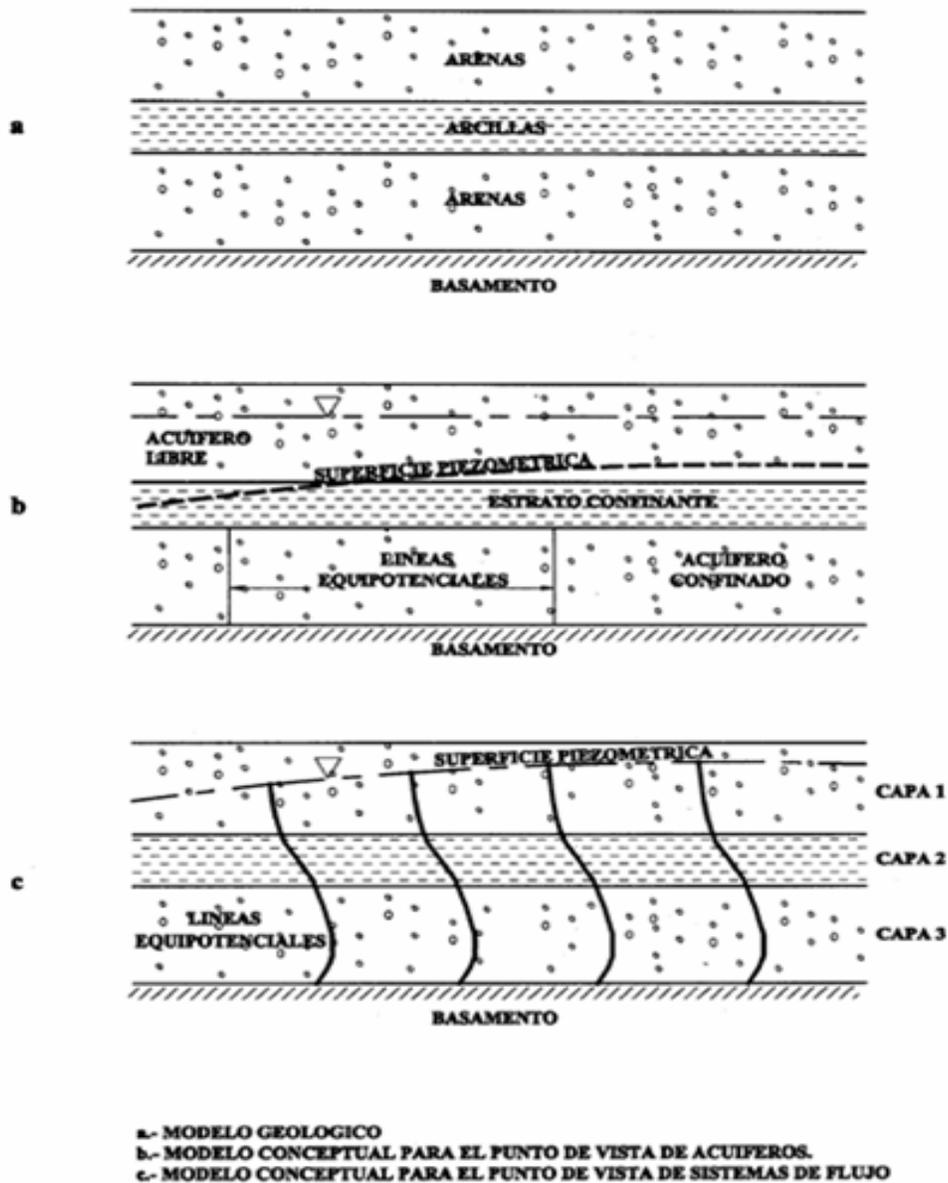


Figura 2.10 Enfoques sobre los sistemas de flujo y acuíferos

Es oportuno notar que en el enfoque de los sistemas de flujo, las líneas de flujo pasan a través de todas las unidades geológicas, pues se considera que existe continuidad hidráulica entre los acuíferos y las capas confinantes. Los sistemas de flujo no tratan de identificar acuíferos y capas confinantes por sí mismas, sino construir la distribución tridimensional de cargas hidráulicas, conductividad hidráulica y propiedades de almacenamiento en cada parte del sistema. Además, los sistemas de flujo permiten la presencia de componentes verticales y horizontales de flujo que atraviesan todo el sistema y por consiguientes permiten tratar el sistema real en perfiles bidimensionales y tridimensionales (Figura 2.10). Desde este punto de vista, un acuífero puede contener uno o varios sistemas de flujo, o un sistema de flujo atravesar varios acuíferos en su recorrido desde las zonas de recarga hasta las de descarga.

2.2 CONTAMINACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA

En países como México en donde aproximadamente dos terceras partes de la superficie están constituidas por zonas áridas y semiáridas, el agua subterránea es un recurso de capital importancia, ya que constituye la principal fuente de abastecimiento tanto para agua potable como para el sustento de las actividades productivas. Considerando este hecho indiscutible, la calidad del agua subterránea que debe conservarse inalterada el mayor tiempo que sea posible. Cuando el agua que se bombea de los pozos utilizados para proporcionar el abastecimiento a la población sobrepasa alguno o varios de los parámetros establecidos en el Reglamento de la Ley General de Salud en materia de control sanitario de actividades, establecimientos, productos y servicios (1988), entonces debe de recibir un tratamiento previo a su distribución.

En ocasiones el agua subterránea no cumple con los requerimientos de potabilidad, porque contiene concentraciones elevadas de algunos sólidos disueltos que se derivaron de su evolución natural a lo largo de las trayectorias de flujo entre las zonas de recarga y descarga. En este caso, la interacción normal agua-acuífero provoca que elementos traza como el hierro, manganeso, fluoruro, arsénico, boro; etc. o elementos mayores como el cloruro, sulfato o bicarbonato se presenten en concentraciones más elevadas a las indicadas en la normatividad. Con estas características se puntualiza que el agua subterránea es de mala calidad. Sin embargo, cuando el agua subterránea no es apta para consumo humano porque tiene concentraciones anómalas de compuestos orgánicos, detergentes, compuestos inorgánicos como el nitrato, o bacterias coliformes y virus, que se asocian directamente con actividades antropogénicas, entonces se dice que se trata de **agua contaminada**.

La delimitación de zonas de protección de pozos es una actividad que trata precisamente de restringir al máximo la posibilidad de que la fuente de agua (subterránea en este caso) sea contaminada por efecto de las labores humanas. Además de ser un recurso natural indispensable para los seres humanos, el agua subterránea también forma parte vital de algunos ecosistemas. Muchos hábitats de agua dulce o salobre se desarrollan en las zonas de descarga de sistemas de flujo

regional, por lo que si el sistema de flujo se afecta por problemas de contaminación, entonces no será posible que cumpla cabalmente con su función ecológica.

2.2.1 Actividades que pueden impactar la calidad del agua subterránea

Como la capacidad de detección de algunas sustancias inorgánicas disueltas que se presentan en concentraciones muy bajas se ha incrementado últimamente, y sobre todo en el caso de especies orgánicas, se ha encontrado que la variedad de especies contaminantes presentes en el agua subterránea es muy elevada. Entre los principales contaminantes identificados se tienen: i) compuestos orgánicos sintéticos, ii) hidrocarburos, iii) cationes inorgánicos, iv) aniones inorgánicos, v) gérmenes patógenos y vi) radionúclidos (Fetter, 1993). La mayoría de las sustancias que contaminan el agua subterránea pueden ser disueltas parcial o totalmente. Los compuestos orgánicos como algunos hidrocarburos, son ligeramente solubles, por lo que se presentarán en el subsuelo tanto en fase disuelta como insoluble.

Generalmente los contaminantes se encuentran asociados a una fuente, que a su vez se relaciona con una utilidad o uso específico. Por esta razón, entre las primeras tareas que es necesario realizar cuando se establece un plan de zonas de protección de pozos en una ciudad, es la determinación de todas las fuentes potenciales de contaminación, establecer su localización exacta en el mapa base y definir cuales son los tipos de compuestos químicos que se pueden presentar asociados con dichas fuentes.

Con base en estos datos y con información hidrogeológica adicional es posible evaluar la vulnerabilidad del agua subterránea dentro de las zonas de protección definidas. De este modo, se tienen los elementos suficientes como para realizar las acciones necesarias (preventivas o de corrección) en aquellas regiones, dentro de las zonas de protección de pozos que presentan el mayor grado de vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea. En la Tabla 11.3 se presenta una compilación bibliográfica de las principales sustancias contaminantes que se han encontrado en el agua subterránea, así como el uso a que se destinan, de tal modo que sirva como una guía para identificar la fuente potencial asociada.

Muchas de las fuentes potenciales de contaminación son relativamente obvias y fáciles de localizar. En este rubro se mencionan gasolineras, rellenos sanitarios, fábricas, entre otras (Figura 2.11). Sin embargo, la ubicación e identificación de las fuentes potenciales de contaminación no siempre es un paso sencillo, sobre todo cuando se trata de contaminantes relacionados con actividades no comerciales o a pequeña escala, como puede ser el aceite usado que es arrojado en una depresión natural del terreno por una persona que realizó personalmente el cambio de aceite de su carro; la familia que tiene una pequeña granja y arroja sus desechos en un pozo abandonado dentro de su terreno. Otro tipo de fuentes potenciales de contaminación difíciles de localizar, se relaciona con sitios que dejaron de funcionar hace mucho tiempo; como por ejemplo, el primer basurero municipal que dejó de utilizarse hace más de 30 años, el taller mecánico que realizaba cambios de aceites y lubricantes que cerró hace más de 10 años. En resumen, las posibilidades son

variadas, por lo que esta actividad tiene que realizarse con el mayor de los detalles investigando información histórica diversa.

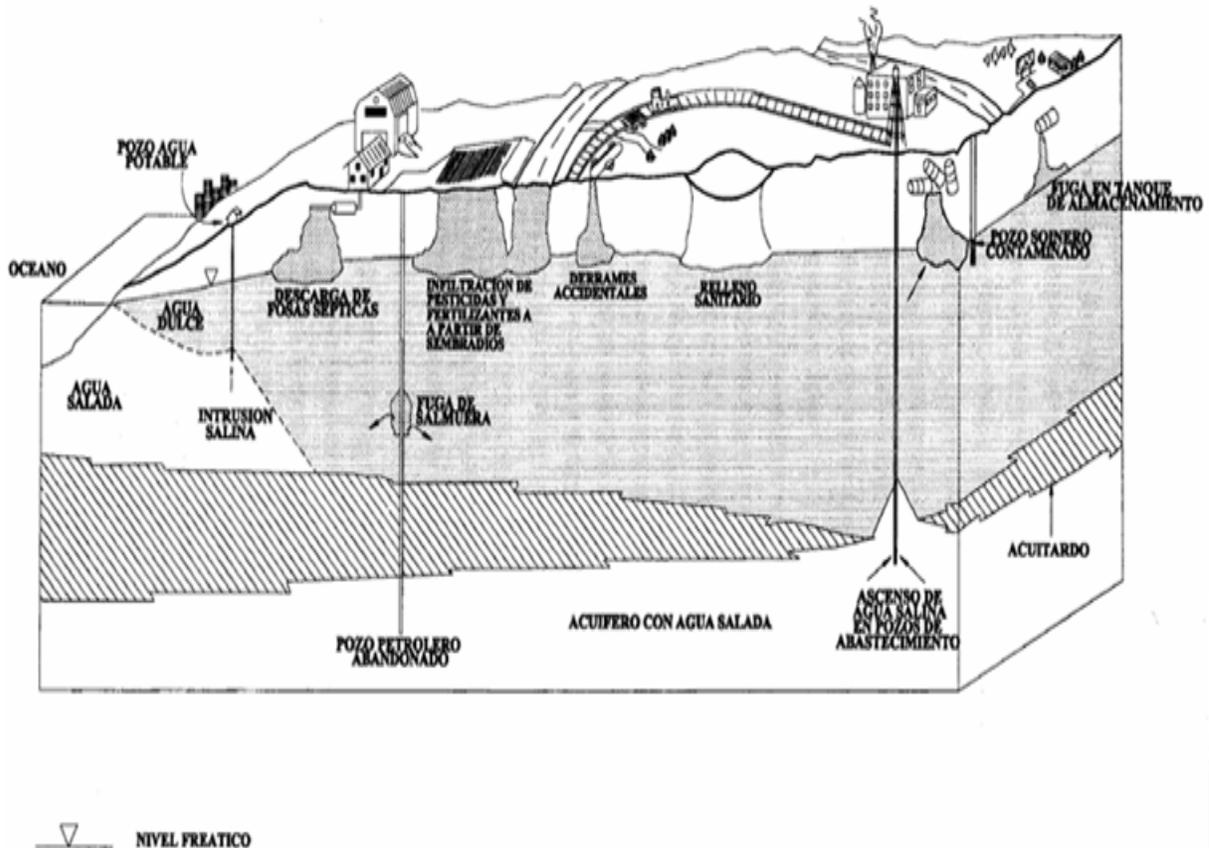


Figura 2.11 Fuentes potenciales de contaminación

En la mayoría de los casos, el potencial de contaminación del agua subterránea somera es ocasionado por las diversas actividades antropogénicas que tienen lugar en la superficie del terreno natural. Sin embargo, también se presentan algunas otras acciones que tienen lugar bajo la superficie del terreno, pero a corta profundidad, por lo que el ingreso a la zona saturada es más directo y expedito que para las señaladas previamente. A continuación se presenta una descripción generalizada de las fuentes potenciales de contaminación de agua subterránea.

Fuentes potenciales de contaminación que se presentan en la superficie del terreno.

1. Canales de conducción de aguas residuales municipales o industriales.
2. Lugares en donde se depositan residuos sólidos (tiraderos a cielo abierto) o líquidos (presas de oxidación, zonas de regadío).
3. Sitios en donde depositan lodos residuales derivados de la operación de plantas de tratamiento.
4. Aplicación de fertilizantes, herbicidas y pesticidas en campos agrícolas.

Tabla 2.3 Compilación de principales sustancias contaminantes y uso al que se destinan

CONTAMINANTE	EJEMPLOS DEL USO AL QUE SE DESTINAN
Hidrocarburos aromáticos	
Acetilido	Manufacturas, farmacéutico, colorantes
Alcilo benceno sulfonato	Detergentes
Anilina	Colorantes, químicos fotográficos, farmacéutico, herbicidas, fungicidas, refinación del petróleo, explosivos
Antraoceno	Colorantes
Benceno	Detergentes, solventes, aditivo de gasolina
Bencidino	Colorantes, reactivos, endurecedor de hules y plásticos
Alcohol Bencilico	Solventes, perfumes y saborizantes, tintas reveladoras en fotografías
Butoximetil benceno	No existe información disponible
Criseno	Síntesis orgánica, derivado del alquitrán
Mezclas de creosota	Preservadores de maderas, desinfectantes
Dihidrotimetilquinolina	Antioxidante de plásticos
Etil benceno	Solventes, gasolina
Fluoranteno	Derivado del alquitrán
Fluoreno	Productos resinosos, colorantes, insecticidas, derivados del alquitrán
Fluoriceína	Colorantes
Isopropil benceno	Solventes, manufacturas químicas
4,4'-metileno-bis-2-cloroanilina	Agente para vulcanizado de poliuretano y resinas epóxicas
Naftaleno	Solvente, lubricante, explosivos, preservadores, fungicida
o-Nitroanilina	Colorantes, pigmentos de pinturas de interiores, manufacturas químicas
Nitrobenoceno	Solvente, abrasivos, manufacturas químicas
4-Nitrofenol	Manufacturas químicas
n-Nitrosodifenilamina	Pesticidas, retardador en la vulcanización de hules
Fenastreno	Colorantes, explosivos, síntesis de medicinas, investigación bioquímica
n-Propilbenceno	Colorantes, solventes
Pireno	Investigación bioquímica, derivado del alquitrán
Vinil benceno	Plásticos, resinas, recubrimientos protectores
Tolueno	Solvente adhesivo en plásticos, solvente, para mezclas con combustibles para aviones, químicos, explosivos, detergentes

CONTAMINANTE	EJEMPLOS DEL USO AL QUE SE DESTINAN
1,2,4-Trimetil benceno	Manufacturas de colorantes, farmacéutico, manufacturas químicas
Xilenos (m, o, p)	Combustibles para aviones, recubrimientos protectores, solventes, síntesis de compuestos orgánicos, gasolina
Hidrocarburos oxigenados	
Ácido acético	Conservadores de alimentos, plásticos, colorantes, farmacéutico, químicos para fotografía, insecticidas
Acetona	Colorantes, solventes, manufacturas químicas, limpieza y secado de equipo de precisión
Benzofenona	Síntesis orgánica, fijador de aromas, saborizantes, farmacéutico
Butil acetato	Solvente
n-Butil bencilalato	Plásticos
Di-n-butil ftalato	Plastificador, solvente, adhesivos, insecticidas, lentes de seguridad, tintas, recubrimientos de papel
Dietyl eter	Manufacturas químicas, solvente, química analítica, anestésico, perfumes
Dietyl ftalato	Plásticos, explosivos, solvente, insecticidas, perfumes
Diisopropil eter	Solventes, cementante de hules, removedor de pinturas y barnices
2,4-Dimetil-3-hexanol	Solvente, lubricante
2,4-Dimetil fenol	Farmacéutico, plásticos, desinfectantes, solventes, colorantes, insecticidas, fungicidas, aditivos para lubricantes y gasolina
Di-n-Octil ftalato	Plastificador de polivinilos y otros vinilos
1,4-Dioxano	Solvente, pinturas, barnices, preparaciones de limpiadores y detergentes, removedor de pinturas y barnices, cosméticos.
Etil Acrilato	Polímeros, pinturas acrílicas
Ácido Fórmico	Colorantes, químicos, elaboración de fumigantes, insecticidas, solventes, plásticos, refrigerantes
Metanol	Elaboración de químicos, solventes, anticongelantes para automóviles.
Metil ciclohexanona	Solventes
Metil etil cetona	Solvente, removedor de pinturas, cementos y adhesivos, fluidos limpiadores, recubrimientos acrílicos.
Fenoles	Resinas, solventes, farmacéutico, reactivos, colorantes e indicadores.
Ácido Ftálico	Colorantes, medicinas, perfumes, reactivos.
2-Propanol	Elaboración de químicos, solventes, agente descongelador, farmacéutico, perfumes, agente deslustrante, conservador.
2-Propil-1-heptanol	Solvente
Tetrahidrofurano	Solvente
Varsol	Pinturas y thinner.

Tabla 2.3 Compilación de principales sustancias contaminantes y uso al que se destinan (continuación)

CONTAMINANTE	EJEMPLOS DEL USO AL QUE SE DESTINAN
Hidrocarburos con elementos específicos (N, P, S, Cl, Br, I, F)	
Alaceto (Laso)	Herbicida
Albín	Insecticida
Atrazine	Herbicida, regulador del crecimiento de plantas.
Cloruro de bencazól	Medicinas.
Bromacil	Herbicida.
Bromobenceno	Solvente, aceites para motor, síntesis orgánica.
Bromoclorometano	Extinguidores, síntesis orgánica.
Bromodichlorometano	Solvente, fluido extinguidor de incendios.
Bromoforno	Solvente.
Carbofurano	Insecticida, nematocida.
Tetracloruro de carbono	Desengrasante, refrigerante, fumigante, elaboración de químicos.
Clordano	Insecticida, emulsiones de aceite.
Clorobenceno	Solvente, pesticida, elaboración de químicos.
Cloroforno	Plásticos, fumigantes, insecticidas, refrigerantes.
Clorometano	Refrigerante, medicina, herbicida, síntesis orgánica.
2-Cloronaftaleno	Aceite, plastificante, solvente para colorantes, gomas de borrar y resinas.
Dantál	Herbicida.
p-Clorofenil-etil-sulfona	Elaboración de herbicidas.
Clorofenilmetil sulfuro	Elaboración de herbicidas.
Clorofenilmetil sulfóxido	Elaboración de herbicidas.
o-Clorotolueno	Solvente.
p-Clorotolueno	Solvente.
Ciclohexadieno	Elaboración de insecticidas.
Dibromoclorometano	Síntesis orgánica.
Dibromocloropropano	Fumigante, nematocida.
Dibrometano	Fumigante, nematocida, solvente, síntesis orgánica.
Dibrometano	Síntesis orgánica.
Diclorofosfo (DCLP)	Pesticida.
o-Diclorobenceno	Solvente, fumigante, colorante, insecticidas, desengrasante.
p-Diclorobenceno	Insecticida, germicida, aromatizante de ambiente, fumigante.
Diclorobencidíolo	Agente vulcanizador de resinas.

CONTAMINANTE	EJEMPLOS DEL USO AL QUE SE DESTINAN
Diclorodifluorodictorotano (DDT)	Pesticida.
1,1-Dicloroetano	Solvente, fumigante, medicina.
1,2-Dicloroetano	Solvente, desengrasante, jabones, síntesis orgánica, aditivo de gasolina, removedora de pinturas.
1,1-Dicloroetileno	Adhesivos, fibras sintéticas.
1,2-Dicloroetileno	Solvente, perfumes, termoplásticos, medicina.
Dicloroetil eter	Solvente, síntesis orgánica, pinturas, barnices, lacas, tintorerías.
Dicloroisopropiléter	Solvente, removedor de pinturas y barnices, soluciones limpiadoras.
Diclorometano	Solvente, plásticos, removedores de pinturas, propeleantes.
2,4-Diclorofenol	Síntesis orgánica.
Ácido 2,4-Diclorofenol acético	Herbicida.
1,2-Dicloropropano	Solvente, fumigante, nematocida, aditivo anticorrosivo.
Diclopestadino (DCPD)	Elaboración de insecticidas.
Dieldrin	Insecticida.
Diclorometano	Síntesis orgánica.
Dinitrofluoracetato	Solvente, síntesis orgánica.
2,4-Dinitrofenol (DNBP)	Herbicida.
Dioxinas (TCDD)	Impurezas del herbicida 2,4,5-T.
Dodecil mercaptano	Elaboración de latex sintético y plásticos, farmacéutico, insecticidas, fungicidas.
Endosulfán	Insecticida.
Endrin	Insecticida.
Cloruro de etilo	Elaboración de químicos, anestésico, solvente, refrigerante, insecticida.
Bis-2-etilhexilato	Plásticos.
Di-2-etilhexilato	Plásticos.
Fluorobenceno	Insecticida y larvicida.
Fluoroforno	Refrigerante.
Heptacero	Insecticida.
Heptacloroposido	Producto de degradación del heptacero.
Hexaclorobutadieno	Solvente, fluido hidráulico, líquido para transferencia de calor.
α-Hexaclorociclohexano	Insecticida.
β-Hexaclorociclohexano	Insecticida.
γ-Hexaclorociclohexano	Insecticida.
Hexacloropentano	Solvente, juegos pirotécnicos, explosivos, síntesis orgánica.

5. Bodegas en donde se almacenan residuos industriales previo a su disposición final.
6. Zonas en donde se desarrollan actividades de tipo pecuario (lotes de ganado de engorda, establos).
7. Derrames accidentales de compuestos químicos diversos
8. Percolación de contaminantes depositados desde la atmósfera (cenizas, polvos)

Fuentes potenciales de contaminación que se presentan en la zona vadosa.

1. Fosas sépticas que descargan aguas residuales de casas habitación.
2. Rellenos sanitarios.
3. Ecurrimientos de las tuberías de drenaje.
4. Ecurrimientos de tanques enterrados en donde se almacenan combustibles, así como de las tuberías de distribución de los mismos.
5. Recarga artificial por medio de pozos.
6. Pozos abandonados que no han sido sellados en forma adecuada.
7. Derrames accidentales.

Es común que las aguas residuales municipales no reciban ningún tipo de tratamiento para disminuir la concentración de los contaminantes que adquirieron cuando fueron utilizadas por la población. La práctica general es la reunión de las tuberías de drenaje en un canal colector principal, por donde se conducen las aguas residuales a sitios alejados de la ciudad, ya sea para descargarlas directamente a una corriente superficial o a una depresión natural que con el tiempo se convierte en una especie de laguna de oxidación. Como los canales tienen tramos y secciones parciales revestidas de concreto, en los intervalos en donde no existe dicha protección, el agua residual tiene facilidad para infiltrarse rápidamente hacia el subsuelo. Adicionalmente, también es conocido que en muchas ciudades las aguas residuales municipales se utilizan para el regadío de parcelas. Una situación es que la irrigación se realiza en exceso, por lo que se presenta el retorno de riego, que en este caso consiste de agua residual que se infiltra hacia el acuífero.

Cuando no existe una regulación que controle en forma adecuada la recolección, tratamiento y disposición final de residuos sólidos (municipales e industriales), surgen por doquier sitios en donde las personas arrojan sus desechos sin control. Estos lugares, que generalmente son depresiones naturales o artificiales (minas de arena, canteras), se constituyen de esta manera en fuentes contaminantes del agua subterránea, ya que el lixiviado que se libera del paso del agua por los desechos, se mueve verticalmente hasta llegar a la zona saturada. Las lagunas de oxidación en donde se descarga el agua residual municipal generalmente constituyen una fuente de contaminación, ya que no tienen revestimiento y el agua residual puede infiltrarse hacia el subsuelo.

Para incrementar la producción agrícola se aplican ciertos tipos de productos químicos a los cultivos. Los más comunes son los que se utilizan para el control de insectos, hongos, gusanos, (plaguicidas) además de los que controlan en crecimiento

de maleza (herbicidas). La aplicación de estos productos es un peligro potencial de contaminación para el agua subterránea, pues los productos pueden moverse en la zona vadosa hasta llegar al nivel freático. Algunos compuestos orgánicos de este tipo son biodegradables en mayor o menor proporción, pero sus productos (metabolitos) se pueden identificar en el agua subterránea y aunque en ocasiones son menos peligrosos, pueden ser más tóxicos y afectar la salud de los consumidores del agua subterránea. La aplicación de estos productos a los cultivos es ejecutada por personal que normalmente no tiene mayor conciencia del peligro relacionado con la contaminación del suelo y agua subterránea, por lo que no tienen las precauciones necesarias durante el traslado de los productos, carga del equipo para aplicarlo, disposición de envases vacíos y lavado del equipo utilizado. Un ejemplo del problema anterior se tiene con el compuesto orgánico denominado atracina, que se utiliza en el control de maleza durante el cultivo de maíz. Se ha detectado que en la mayoría de las situaciones, su movilidad en la zona vadosa es elevada, y llega al acuífero rápidamente.

Los agricultores utilizan fertilizantes que contienen nitrógeno, fósforo y potasio. Afortunadamente el fósforo no es muy móvil en las condiciones de la zona no vadosa, por lo que este compuesto no constituye un peligro potencial importante para el agua subterránea. La cantidad de potasio que se aplica en la mayoría de los cultivos es relativamente baja, por lo que aunque se trata de una especie relativamente móvil, tampoco presenta mayor problema. Sin embargo, el nitrógeno que se aplica en diferentes tipos de compuestos, en las condiciones oxidantes de la zona no saturada se transforma en la especie denominada nitrato (NO_3^-) por el proceso de nitrificación. El nitrato es muy móvil y se considera un contaminante potencialmente peligroso en el agua subterránea.

Las granjas en donde se alimentan animales, ya sea para producción de carne o leche, son fuentes potenciales de contaminación del agua subterránea. Entre los productos derivados de estas actividades figuran bacterias, virus, nitrógeno, potasio y cloruro. Cuando la ganadería se realiza en forma extensiva, el peligro potencial de contaminación es mucho menor, en contraste con los establos en donde se tiene mayor densidad de animales. El agua de lluvia que se pone en contacto con dichos residuos (estiércol principalmente), moviliza los contaminantes hacia el suelo de donde posteriormente puede infiltrarse hacia el acuífero.

En algunas ciudades y en el medio rural existe la práctica tradicional de descarga del agua utilizada a depósitos enterrados denominados fosas sépticas. En estas fosas sépticas, que son depósitos que fueron diseñados para descargar paulatinamente en la zona saturada, el agua residual sufre un ligero tratamiento, ya que se sedimenta y es afectada por una descomposición de tipo anaeróbica. Los efluentes de las fosas sépticas incluyen una variedad de compuestos orgánicos e inorgánicos, además de bacterias y virus. En forma complementaria a las aguas residuales, en ocasiones es necesario agregar algunos compuestos químicos específicos para destapar o dar mantenimiento a las fosas sépticas. Estos compuestos incluyen químicos orgánicos sintéticos como tricloroetileno, benceno y cloruro de metileno, que por razones obvias se incorporan a las descargas de la fosa séptica.

Los rellenos sanitarios son depósitos diseñados para minimizar los efectos adversos de la disposición de diferentes tipos de residuos sólidos. Entre el tipo de desechos que normalmente se depositan en un relleno sanitario se incluyen aquellos clasificados como no peligrosos de origen municipal, por lo que se excluyen los de tipo biológico infecciosos y los de tipo industrial peligrosos. Específicamente, los materiales incluyen desechos de casas habitación y escombros de demolición principalmente. Sin embargo, es común que se presenten deficiencias en el diseño, en la construcción y en el manejo de los rellenos sanitarios, por lo que cuando menos una porción del lixiviado que se produce abandona el relleno y se infiltra hacia la zona saturada contaminando el agua subterránea.

Las tuberías de drenaje son conductos que trasladan las aguas residuales de origen doméstico hacia un canal colector o en el caso menos deseable, hacia la corriente o cuerpo de agua superficial en donde se vierten sin ningún tratamiento. En algunas ocasiones, la tubería de drenaje conduce el agua residual hacia plantas de tratamiento, ya sea de tipo primario o secundario, previo a su utilización en la irrigación de cultivos. Aunque se supone que estas tuberías están diseñadas para conducir el agua residual, la mayoría de las redes existentes tienen fugas de dimensiones variables, por donde parte de las aguas negras escapan y se infiltran hacia la zona saturada. Entre los contaminantes asociados con este tipo de problemas se han identificado a bacterias, coliformes, cloruro y nitrógeno.

Es común el empleo de tanques de grandes dimensiones para almacenar productos del petróleo y productos químicos de origen diverso. Estos tanques pueden estar colocados sobre la superficie del terreno o en casos especiales como en las gasolineras, enterrados a unos cuantos metros de profundidad. La presencia de tuberías de conducción (enterradas o en superficie) de los productos almacenados, es una condición obligada para su traslado hacia el sitio de consumo o venta. Cuando el material utilizado en la construcción del tanque o de los conductos se corroe, ya sea por falta de mantenimiento o por situaciones accidentales, la ruptura libera los productos químicos que entonces tienen la oportunidad de infiltrarse en la zona no saturada hacia el acuífero. El problema es más grave cuando se trata de tanques o tuberías enterrados, pues las pequeñas fugas no son descubiertas hasta mucho tiempo después de que iniciaron.

Los pozos de inyección están diseñados para descarga de líquidos directamente en la zona saturada. Entre los tipos de líquidos que se inyectan se incluyen principalmente: i) aguas residuales municipales (con o sin tratamiento previo), ii) escurrimiento pluvial en ciudades, iii) aguas residuales de industrias, iv) salmueras asociadas a la extracción de petróleo, v) agua tratada en forma secundaria o terciaria, por lo que en este caso se considera como recarga artificial. El problema con los pozos de inyección es que cuando el diseño y construcción utilizados son deficientes, se puede presentar la contaminación de acuíferos de agua dulce utilizados para abastecimiento de poblaciones. Adicionalmente, un escenario similar se puede pronosticar si el modelo hidrogeológico conceptual que sirvió de fundamento al diseño del pozo, resulta incompleto o poco apegado a la realidad.

2.2.2 Principios de transporte de contaminantes

En el trazado de zonas de protección para pozos de abastecimiento de agua potable, es necesario predecir el destino de los contaminantes que eventualmente pueden llegar al acuífero que abastece dichos pozos. El transporte de contaminantes por medio del agua subterránea requiere del establecimiento del campo de flujo, los tiempos de viaje a lo largo de las líneas de flujo y predecir cuales reacciones químicas y/o procesos físicos modificarán la concentración original del soluto analizado. Los métodos de análisis de **transporte de solutos** o en forma más específica de **transporte de contaminantes** que se analizarán a continuación se apoyan fuertemente en ecuaciones diferenciales que han sido desarrolladas por varios autores (Ogata, 1970; Bear, 1972; Bear y Verruijt, 1987) para medios porosos homogéneos e isótropos. Adicionalmente, se definirán algunos de los términos relacionados con dichas ecuaciones y se discutirá su significado.

Cuando los contaminantes vertidos sobre o debajo de la superficie atraviesan la zona no saturada y llegan finalmente a la zona saturada, son transportados por el agua subterránea mediante tres procesos principales: i) dispersión mecánica o hidráulica, ii) difusión molecular y iii) advección. En el estudio del transporte de solutos, es común agrupar los términos dispersión mecánica y difusión molecular en un concepto denominado **dispersión** o **dispersión hidrodinámica** (dilución del soluto). Durante el transporte, los contaminantes también sufrirán modificaciones por su interacción con los minerales que componen el acuífero, o con las especies químicas previamente disueltas en el agua subterránea. Entre las reacciones que ocasionan que el viaje de los contaminantes sea más lento que el correspondiente al agua subterránea, se pueden apuntar adsorción, absorción e intercambio.

El proceso por medio del cual los contaminantes son transportados por la acción del movimiento del flujo de agua subterránea se denomina **advección**. En el caso de un medio isótropo, esta porción del transporte de contaminantes se calcula matemáticamente considerando el flujo del agua subterránea paralelo al gradiente hidráulico. El flujo subterráneo tendrá una velocidad igual a la velocidad real promedio del agua subterránea (término a definir en el capítulo siguiente). En la hipotética situación de que la advección fuera el único proceso que condiciona el movimiento de solutos en el agua subterránea, la masa añadida al flujo subterráneo se distribuiría gradiente abajo, pero únicamente de forma paralela a las líneas de flujo. En otras palabras, sería un flujo que avanzaría como el émbolo dentro de un pistón, en donde el émbolo representa al fluido en los poros que ha sido invadido por el soluto.

La expresión matemática del flujo de masa advectivo unidimensional para el soluto o contaminante "i"; que se desplaza a través de un medio poroso homogéneo e isótropo, está representada por la siguiente ecuación:

$$J_i = v_i C_i \eta$$

El término J ; se refiere al flujo de masa del soluto "i" por unidad de área y unidad de tiempo, v_x es la velocidad real promedio del agua subterránea en la dirección "x"; C_i es la concentración en masa por unidad de volumen de solución y η es la porosidad total del medio poroso. Con base en lo anterior, la masa de soluto por unidad de volumen de medio poroso es la multiplicación de η por C_i . De acuerdo con el análisis dimensional correspondiente, las unidades del término " J " corresponden a M/L^2T .

Existen algunas situaciones especiales en donde la velocidad real promedio del agua subterránea es menor de aquella que presentan los solutos por el efecto de la advección. Este caso es ocasionado por el desarrollo de fuerzas eléctricas de repulsión entre los iones disueltos y la carga superficial de minerales arcillosos. Una condición contraria es cuando se presenta en el medio geológico una condición de membrana semipermeable. En esta situación, debido a fuerzas electrocinéticas, algunos solutos evitan atravesar dicha membrana semipermeable y por lo tanto se mueven más lentamente que el flujo de agua subterránea.

El análisis experimental del transporte de solutos en un medio poroso saturado señala que la advección por si sola, no es capaz de explicar el avance observado en los solutos y las concentraciones registradas. Por lo tanto, es necesario incorporar en la investigación del transporte de solutos, los efectos del par de procesos mencionados previamente: dispersión mecánica y difusión molecular. La **difusión molecular** es el proceso por medio del cual, los solutos disueltos se mueven de las zonas de mayor concentración a las regiones en donde se registran los menores valores del mismo componente. Este fenómeno es ocasionado por la presencia de **gradientes de concentración**, por lo que la difusión molecular es totalmente independiente del movimiento del agua subterránea. La comparación entre las fuerzas que ocasionan el flujo de agua subterránea y aquellas que originan la difusión molecular, señala que la última sólo es importante en medios hidrogeológicos de muy baja permeabilidad, en donde la velocidad real promedio del agua subterránea es muy baja.

La transferencia de masa por efecto de la difusión molecular se expresa matemáticamente por medio de la denominada **Primera Ley de Fick**, que manifiesta una relación proporcional directa entre la masa del soluto que se desplaza por difusión y el gradiente de concentración. Considerando un **líquido simple y puro**, es válida la siguiente expresión para el cálculo de la difusión molecular en una dimensión:

$$J = D_d \left(\frac{\delta C}{\delta x} \right)$$

En la ecuación previa " J " representa a la masa del soluto por unidad de área en unidad de tiempo, D_d es el coeficiente de difusión de la masa (L^2/T) en un fluido continuo, C representa la concentración del soluto y por último el término $\delta C/\delta x$ que constituye el gradiente de concentración ($M/L^3/L$). El signo negativo indica que el movimiento del soluto, es desde la región en donde se establece la mayor

concentración, hacia aquella zona en donde se ubica la menor. Los valores correspondientes para el coeficiente de difusión han sido determinados para un extenso número de iones (aniones y cationes) en solución. Cuando el líquido es agua pura a 25°C de temperatura, el coeficiente de difusión varía entre $93 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$ para el H^+ y $6.07 \times 10^{-6} \text{ cm}^2/\text{s}$ para el Fe^{+3} (Li y Gregory, 1974). De acuerdo con Freeze y Cherry (1979), el efecto de la temperatura en los coeficientes de difusión es más importante que el relacionado con la variación de la fuerza iónica en la solución.

Las causas de la difusión molecular se relacionan con la energía termal cinética del soluto, fuerza que causa mezcla por los movimientos moleculares aleatorios de los iones. El coeficiente que describe esta diseminación es mayor en la medida de que se incrementa el espacio entre las moléculas, por lo que es mayor en los gases que en los líquidos. Debido a los choques entre los iones y los sólidos presentes en un medio poroso, el coeficiente de difusión para un medio poroso, es menor que el equivalente para un medio líquido puro. En un medio poroso, el proceso de difusión molecular tiene lugar en la fase líquida, que está limitada por las partículas que componen el medio. Por esta razón, el proceso no es tan rápido como en la circunstancia correspondiente al agua pura. En el medio poroso, los iones tienen que desplazarse alrededor de las partículas que lo componen, por lo que recorren una distancia mayor que para una situación equivalente en agua pura. De este modo, es conveniente realizar una corrección al coeficiente de difusión definido previamente, con la finalidad de incluir los efectos "retardadores" del medio poroso. El **coeficiente de difusión aparente D^* para especies no absorbidas**, para especies conservativas en un medio poroso, está definido de la siguiente manera (Freeze y Cherry, 1979; Fetter, 1993):

$$D^* = \omega D_d$$

De acuerdo con Bear y Verruijt (1987) el término " ω " se relaciona con la **tortuosidad (τ)** que es un tensor simétrico de segundo orden que expresa el efecto de la configuración del agua en el medio poroso. La **tortuosidad** se define como una medida del efecto que ocasiona la forma de la trayectoria de flujo de las moléculas en un medio poroso. El recorrido de una partícula entre dos puntos dentro de un medio poroso, siempre será mayor que la trayectoria equivalente en un líquido puro, por lo que la tortuosidad siempre será mayor a la unidad. El valor de la tortuosidad será mayor para un medio poroso mal clasificado, en donde existen partículas de tamaño pequeño en los intersticios entre las partículas de mayor tamaño, que para un sedimento bien clasificado.

La porosidad es otro concepto que tiene influencia directa en el coeficiente de difusión efectiva. En muchos casos, D^* es función tanto de la tortuosidad como de la porosidad. De acuerdo con Helfferich (1966), el coeficiente de difusión efectiva en columnas de intercambio se ubica entre los valores extremos ejemplificados por las siguientes relaciones:

$$D^* = (\eta/2)D_d \text{ hasta } D_d(\eta/(2-\eta))^2$$

Cuando se considera que el término " ω " es función de la porosidad y tortuosidad (Greenkorn y Kessler, 1972) se tiene $\omega = (\eta/\tau)$. El término " ω " es un coeficiente empírico que, de acuerdo con estudios de laboratorio realizados en diferentes materiales geológicos que constituyen medios porosos, tiene valores comprendidos entre 0.5 y 0.01.

Las observaciones en un medio poroso saturado indican que existe la tendencia de expansión en el movimiento de los solutos disueltos, alejándose en la dirección de flujo de la trayectoria, que seguirían si el sistema fuera simplemente advectivo (Figura 2.12). Este fenómeno que se denomina **dispersión mecánica**, es el componente del transporte de solutos ocasionado por la variación espacial de los patrones de flujo en un medio poroso, además de las diferencias en la velocidad que caracterizan el flujo de agua subterránea. El resultado principal de esta expresión, que también se denomina como dispersión hidrodinámica, es la expansión del soluto o contaminante en un área mayor que la originalmente ocupada, desarrollo que incluye los sentidos paralelo y ortogonal a la dirección de flujo. De este modo, la dispersión hidrodinámica produce una mezcla entre el agua subterránea y el contaminante, situación que produce la dilución del último. Por esta razón, se establece que se trata de un proceso de tipo advectivo y no puede ser clasificado como de tipo químico, a diferencia de la difusión molecular. En forma burda, la dispersión hidrodinámica produce el mismo efecto de mezcla que se presenta por la turbulencia en las corrientes superficiales.

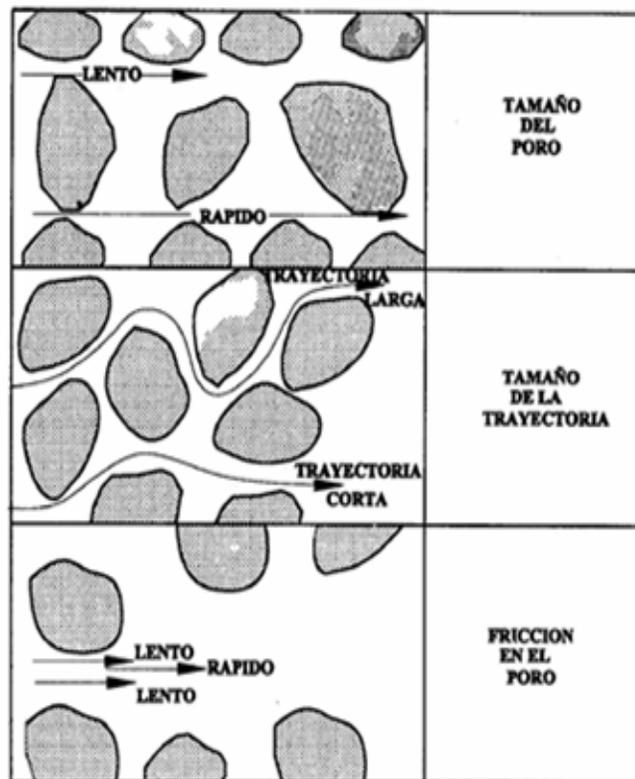


Figura 2.12 Factores que causan dispersión longitudinal

En la proporción que la heterogeneidad del acuífero se incrementa, aumenta la irregularidad de las trayectorias que tienen que seguir los solutos. En este tipo de medios heterogéneos, la dispersión hidrodinámica puede ser un mecanismo de transporte de solutos tan importante como la advección. La tortuosidad también tiene una relación directa con la dispersión hidrodinámica. Por ejemplo, cuando el flujo de agua subterránea tiene lugar a través de un depósito de partículas bien clasificadas de gran tamaño (grava, por ejemplo), las trayectorias de las partículas serán moderadamente irregulares pero aproximadamente paralelas a la dirección preferencial de flujo. Sin embargo, en un medio poroso mal clasificado o en un medio fracturado en donde las aberturas están separadas por espacios amplios, algunas de las trayectorias que seguirán los solutos serán muy diferentes a la dirección preferencial que dicta el gradiente hidráulico promedio.

Adicionalmente, la dispersión hidrodinámica se relaciona con la heterogeneidad de los materiales geológicos, factor que se presenta a escalas diferentes. En la escala microscópica la distribución de los poros, su geometría y la presencia de canales cerrados entre los poros, condicionan variación en la velocidad del agua subterránea, ya que la velocidad del agua no es igual en el centro del poro que en las inmediaciones del límite con las partículas. Desde el punto de vista macroscópico, la heterogeneidad ocasionada por la presencia de estratificación discontinua, contrastes en la estratificación, variaciones en la permeabilidad, al igual que la presencia de fallas, buzamiento en los estratos, etc., producen diferentes velocidades en el agua subterránea, ocasionando la aparición del fenómeno de dispersión hidrodinámica.

Como se mencionó previamente, la dispersión hidrodinámica ocasiona expansión de los solutos, por lo que se pueden distinguir al menos dos componentes. A la propagación en el sentido de la dirección de flujo, se le denomina como **dispersión longitudinal**. En el avance de los solutos en un medio poroso, es relativamente común detectar expansión en el sentido ortogonal a la dirección de flujo preferencial, componente que se conoce como **dispersión transversal**. (Figura 2.13). Estableciendo la hipótesis de que la dispersión mecánica puede ser apropiadamente descrita por la primera ley de Fick y que además es función de la velocidad real promedio del agua subterránea, entonces es posible definir un **coeficiente de dispersión mecánica de la siguiente manera**:

$$\text{Coeficiente de dispersión mecánica longitudinal} = \alpha_i v_i$$

en donde v_i es la velocidad real promedio (L/T) en la dirección "i"; y α_i es la dispersividad dinámica (L), también conocida como dispersividad en la dirección "i". El coeficiente de dispersión mecánica transversal se representa con la expresión siguiente:

$$\text{Coeficiente de dispersión mecánica transversal} = \alpha_j v_y$$



Figura 2.13 Trayectoria en un medio poroso que causan fenómeno de dispersión hidrodinámica

La dispersividad transversal es el término α_j (L). Es conveniente apuntar que la dispersividad transversal es una propiedad definida únicamente para el material que compone el medio por donde se traslada tanto el agua subterránea como el soluto disuelto. Los procesos de difusión molecular y dispersión mecánica deben ser manejados en forma conjunta cuando se estudia el transporte de solutos en el agua subterránea. Por lo tanto, es conveniente combinarlos en un parámetro denominado como **coeficiente de dispersión hidrodinámica "D"**, que se representa en forma matemática a continuación:

$$D_L = \alpha_L v_i + D^*$$

$$D_T = \alpha_T v_i + D^*$$

D_L representa el coeficiente de dispersión hidrodinámica paralelo a la dirección preferencial del flujo subterráneo (longitudinal) y tiene unidades de (L^2/T) , D_T representa el coeficiente de dispersión hidrodinámica perpendicular a la dirección preferencial del flujo subterráneo (transversal), α_L es la dispersividad dinámica longitudinal y α_T la dispersividad dinámica transversal.

Las contribuciones relativas independientes de la dispersión mecánica y difusión en el transporte de solutos pueden evaluarse con base en un número adimensional denominado **número de Peclet (P)**. Este parámetro relaciona la efectividad de la transferencia de masa por la advección con respecto a la transferencia de masa por dispersión o difusión. La ecuación general que describe el número de Peclet es la que se señala a continuación:

$$P = v_x d/D_d$$

$$P = v_x L/D_L$$

En donde v_x es la velocidad advectiva, d y L son longitudes características del flujo, D_d es el coeficiente de difusión molecular y D_L el coeficiente de dispersión hidrodinámica longitudinal. En el caso de un medio poroso en una columna experimental, el número de Peclet define la relación entre el transporte por advección con la velocidad de transporte por difusión molecular, por lo que se aplica la primera del par de ecuaciones previas. El término d en esta ocasión representa el diámetro promedio de las partículas que componen el medio poroso. A velocidades muy pequeñas, el número de Peclet es menor a 0.02 y la relación D_L/D_d es aproximadamente constante e igual a 0.7, por lo que el proceso de difusión molecular es el más importante. Para valores del número Peclet mayores a 6 la relación D_L/D_d es mayor a 10 y entonces predominan los procesos de dispersión mecánica y los efectos de la difusión molecular pueden ser ignorados.

Las ecuaciones que describen el transporte de masa son la única manera de lograr conocer en forma cuantitativa la transferencia de solutos en un medio poroso. No es el objetivo de este manual realizar el desarrollo de las ecuaciones de transporte de solutos, ya que dicha definición es presentada en forma amplia en diferentes libros de texto (Freeze y Cherry, 1979; Fetter, 1993; Domenico y Schwartz, 1997). La ecuación unidimensional que describe el transporte de solutos por flujo advectivo es la siguiente (Freeze y Cherry, 1979; Bear, 1972; Ogata, 1970):

$$\frac{\delta C}{\delta t} = v_x \frac{\delta C}{\delta x}$$

La ecuación de advección-dispersión para transporte de solutos no-reactivos en un medio saturado poroso, homogéneo e isótropo, está representada por medio de la expresión siguiente:

$$D_L \frac{\delta^2 C}{\delta x^2} + D_T \frac{\delta^2 C}{\delta y^2} - v_x \frac{\delta C}{\delta x} = \frac{\delta C}{\delta t}$$

En la ecuación anterior, los dos primeros términos describen el transporte de masa por el efecto de la dispersión hidrodinámica y dispersión y el tercero representa la transferencia ocasionada por el efecto de la advección. Esta ecuación es la base de todos los estudios que investigan el transporte de contaminantes en el flujo de agua subterránea.

2.2.3 Propiedades químicas y físicas de los contaminantes

Una vez que el contaminante está en contacto con el agua subterránea, algunas de sus propiedades físicas y químicas tienen una influencia directa en su capacidad de transmisión por efecto del movimiento del agua subterránea. En este apartado se

revisarán las propiedades físicas y químicas más relevantes que condicionan el comportamiento y movimiento de los principales contaminantes orgánicos e inorgánicos en el agua subterránea.

Propiedades físicas. Entre las principales propiedades físicas que tienen una influencia directa en el movimiento de los contaminantes en el subsuelo se señala la **densidad** que es el peso de la sustancia con relación a un volumen unitario del mismo material (M/L^3) o la **gravedad específica**, que es la relación entre el peso de un volumen determinado de la sustancia de interés, entre el peso de un mismo volumen de agua a 4°C. Si la gravedad específica de una sustancia es menor a 1.0 entonces tenderá a flotar en el agua subterránea, mientras que si es mayor de la unidad, presentará propensión a hundirse. Esta propiedad, física es muy importante en el movimiento de los contaminantes orgánicos inmiscibles con el agua, ya que condicionará su comportamiento una vez que llegan al nivel freático. Muchos de los compuestos orgánicos asociados con el petróleo tienen una gravedad específica menor a la unidad, por lo que en contacto con el agua flotarán sobre ella. Como son compuestos inmiscibles más ligeros que el agua, en Estados Unidos de América son conocidos con el nombre genérico de LNAPL's que son las siglas en inglés de Light Non Aqueous Phase Liquids (líquidos inmiscibles ligeros).

Otro tipo de compuestos orgánicos que constituyen una categoría de contaminantes muy peligrosos para la salud de la población, son aquellos líquidos inmiscibles con gravedad específica mayor a la unidad, por lo que presentan tendencia a hundirse en el agua subterránea hacia el fondo del acuífero. Este tipo de compuestos son conocidos en los Estados Unidos de América con el nombre genérico de DNAPL's que son las siglas en inglés de Dense Non Aqueous Phase Liquids (líquidos inmiscibles pesados). Un ejemplo de contaminantes de tipo inorgánico (principalmente) en los que la densidad es importante, se tiene con el lixiviado derivado de un relleno sanitario. Por la concentración de los solutos en el agua contaminada del lixiviado (mayor a 30,000 mg/l por ejemplo), su densidad será mayor de la unidad por lo que tenderá a hundirse en el agua subterránea. En este caso, los flujos de agua subterránea y lixiviado serán diferentes, por lo que el concepto de advección discutido previamente no es aplicable directamente. En la Tabla 2.4 se presentan los valores de la gravedad específica de los contaminantes orgánicos más comunes presentes en el agua subterránea.

Tabla 2.4 Valores de la gravedad específica para algunos de los contaminantes orgánicos más comunes

COMPUESTO ORGÁNICO	GRAVEDAD ESPECÍFICA
Benceno	0.88
Cloruro de vinilo	0.91
Cloroformo (Triclorometano)	1.49
Cloroetano (Cloruro de etilo)	0.92
Etil Benceno	0.87
Cloruro de Metileno	1.33
M- Xileno	0.86
O- Xileno	0.88
P- Xileno	0.86
Tolueno	0.87
Tricloroetileno	1.46
1, 1 Dicloroetano	1.25
1,1,1 Tricloroetano (tricloruro de vinilo)	1.44
1,1,2,2 Tetracloroetano	1.60
1,2,2,2 Tetracloroetano	1.60
Pentacloroetano	1.67

Adaptada de varias fuentes

La **viscosidad** es una propiedad que cuantifica la resistencia del líquido a los esfuerzos de tipo cortante en su interior. En la hidrogeología de contaminantes, la viscosidad se utiliza para evaluar la movilidad relativa de la fase contaminante pura. La conductividad hidráulica de un fluido específico en un medio poroso es inversamente proporcional a la viscosidad del fluido, por lo que a mayor viscosidad, menor será la tendencia de la fase pura del contaminante a desplazarse en el subsuelo. Esta propiedad es de fundamental importancia en el análisis de compuestos orgánicos como los LNAPL's o DNAPL's, ya que indicará la tendencia relativa del contaminante para desplazarse en el medio o de expandirse una vez que los LNAPL's llegan al nivel freático o los DNAPL's alcanzan la base del acuífero. En el capítulo siguiente, cuando se definan los términos permeabilidad y conductividad hidráulica, se analizará más detalladamente como influye la viscosidad del líquido en su desplazamiento dentro de un medio poroso.

Otra propiedad física importante de los contaminantes de tipo orgánico principalmente, es su **volatilidad**, concepto que expresado en términos de supresión de vapor, es una medida de la tendencia de la sustancia para pasar del estado sólido al líquido o del líquido al estado de vapor. Es la presión de un gas en equilibrio con el líquido o con el sólido a una temperatura específica. En la medida de que la presión de vapor de una sustancia se incrementa, mayor será su volatilidad.

Los compuestos orgánicos que tienen presiones de vapor altas (como el benceno y tricloroetano) son candidatos para ser removidos de los sitios en donde se constituyen como contaminantes, utilizando técnicas de extracción de aire de la zona

no saturada. Adicionalmente, la volatilidad de un compuesto incrementa su peligrosidad para la salud de la población, ya que al mantenerse en la atmósfera, existe la posibilidad de que sea respirado por la población. En la Tabla 2.5 se presentan las presiones de vapor de algunos de los contaminantes más comunes.

Tabla 2.5. Valores de presión de vapor para algunos de los contaminantes orgánicos más comunes

COMPUESTO ORGÁNICO	PRESIÓN DE VAPOR
Cloruro de Metilo (Clorometano)	5 atm a 20°C
Cloruro de Metileno (Diclorometano)	349 mm de Hg a 20°C
Cloroformo (Triclorometano)	160 mm de Hg a 20°C
Tetracloruro de carbono	90 mm de Hg a 20°C
Etano	38.5 mm de Hg a 20°C
Cloroetano	1,000 mm de Hg a 20°C
Tricloroetano (TCE)	60 mm de Hg a 20°C
Cloruro de vinilo (Cloroetano)	2,660 mm de Hg a 20°C
1, 1, Dicloroetano	500 mm de Hg a 20°C
Tetracloroetano	14 mm de Hg a 20°C

Adaptado de varias fuentes.

Propiedades químicas. La movilidad de los contaminantes en el agua subterránea está condicionada por una propiedad química denominada **solubilidad**. La solubilidad de un soluto está determinada por la masa del soluto que se disolverá en una unidad de volumen de la solución, cuando se consideran condiciones específicas de temperatura y presión. En forma más simple, la solubilidad de un sólido es la respuesta de la capacidad del reactante o sus productos, para permanecer disueltos en el solvente con que están en contacto. La solubilidad refleja la máxima concentración posible de un contaminante que puede presentarse disuelta en el agua subterránea. Se expresa en unidades de M/L^3 , en donde la masa es la del soluto y el volumen corresponde a la solución en que está disuelto.

La solubilidad es función de la temperatura y de los iones presentes en el agua. La solubilidad es variable de acuerdo con la condición de que las soluciones reales son no-ideales (diferencias en la actividad con relación a la fuerza iónica) y por el efecto del ion común. En general, la solubilidad de un sólido se incrementa en relación con la fuerza iónica, porque la presencia de otros iones en la solución, disminuye la actividad de los iones involucrados en la reacción de disolución-precipitación. El efecto del ion común se presenta cuando una solución contiene en primera instancia, los mismos iones que serán liberados cuando el sólido se disuelve. La presencia del mismo tipo de iones ocasiona que el sólido presente menor posibilidad de disolución hasta antes de alcanzar el estado de saturación con relación a ese mineral, por lo que la solubilidad de un sólido en una solución que contiene un ion común, es menor que la solubilidad del mismo sólido en agua pura.

Aunque muchos factores están involucrados, en general se especifica que la solubilidad de una sustancia está condicionada por las diferencias o similitudes en

el tipo y magnitud de los enlaces intermoleculares que se presentan entre el solvente y el compuesto que funciona como soluto. De manera genérica, los solutos que presentan tipos de enlaces similares a los que reporta el solvente, serán muy solubles en ese líquido. Cuando se trata de compuestos que no presentan moléculas polares, la solubilidad en agua será muy baja. Desde el punto de vista de contaminantes de tipo orgánico, afortunadamente muchos compuestos de este tipo tienen la categoría de no polares.

Es bien conocido que el petróleo crudo consiste de una mezcla de hidrocarburos de peso molecular variable. Un petróleo crudo típico consiste de 25% de alcanos (parafinas), 50% de cicloalcanos (naftalenos), 17% de aromáticos y 8% de asfaltos, que son moléculas de muy alto peso molecular con más de 40 átomos de carbono. El número de compuestos orgánicos individuales es muy grande, ya que se han identificado más de 600 compuestos en el petróleo. A este tipo de productos se les denomina líquidos multicomponentes. Otros tipos de compuestos orgánicos como el tricloroeteno, también llamado tricloroetileno o TCE, contienen sólo un tipo de molécula. Sin embargo, sin importar si se trata de líquidos multicomponentes o de un sólo compuesto, es la naturaleza del enlace intermolecular el que condiciona que su solubilidad en agua sea relativamente baja. En la Tabla 2.6 se presentan los valores de la solubilidad de algunos de compuestos orgánicos. Otro tipo de líquidos que presentan fuerzas intermoleculares de características similares a las del agua tienen una solubilidad muy alta o casi infinita por lo que correctamente se denominan como líquidos miscibles con el agua. En esta clase de líquidos se incluyen compuestos orgánicos como alcoholes, acetona y el etilenglicol.

2.2.4 Naturaleza de las fuentes de contaminación

En un apartado previo se discutieron las actividades que potencialmente pueden contaminar el agua subterránea. Sin embargo también es importante analizar conceptualmente el funcionamiento de dichas fuentes de contaminantes. Específicamente, la distribución de los contaminantes será diferente si la fuente es puntual o difusa en una gran área; o si la fuente potencial provee contaminantes todo el tiempo o únicamente es una fuente de tipo temporal.

Una fuente potencial de contaminantes se considera de tipo puntual cuando su tamaño es pequeño si se compara con el sistema de flujo subterráneo que afectará. En esta clasificación se incluyen a: i) fugas tanques enterrados que se utilizan para almacenamiento de combustible o químicos, ii) derrames accidentales en la superficie del terreno, iii) rellenos sanitarios, iv) operaciones y actividades industriales, v) depresiones y lagunas para almacenamiento de aguas residuales. En contraste, se denomina como fuente distribuida a aquella que abarca una gran área relativa con el sistema de flujo investigado. Los mejores ejemplos de este tipo de fuentes incluyen la aplicación de pesticidas y fertilizantes en ambientes agrícolas y urbanos, escurrimientos y fugas de fosas sépticas y tuberías de drenaje. Existen diferencias importantes entre el tipo de acciones de prevención que se consideran en ambos tipos de fuentes. Para el caso de fuentes puntuales, la estrategia de remediación una vez que la contaminación alcanzó la zona saturada, incluye técnicas de bombeo y

tratamiento. Para las fuentes de tipo distribuido, únicamente es factible utilizar acciones de remediación de tipo pasivo y/o preventivo, combinados con una deseable atenuación natural de la contaminación.

Tabla 2.6 Valores de solubilidad para algunos de los contaminantes orgánicos más comunes

COMPUESTO ORGÁNICO	SOLUBILIDAD(mg/l)
Benceno	1,780
Cloruro de vinilo	1,100
Cloroformo (Triclorometano)	8,000
Cloroetano (Cloruro de etilo)	5,740
Etil Benceno	152
Cloruro de Metileno	20,000
O- Xileno	175
P- Xileno	198
Tolueno	515
Tricloroetileno	1,1,00
1,1 Dicloroetano	5,500
1,1,1 Tricloroetano	4,400
1,1,2,2 Tetracloroetano	2,900

Adaptado de varias fuentes

Otra clasificación de las fuentes de contaminación se relaciona con la duración de los escapes de contaminantes hacia el subsuelo. En este aspecto es necesario considerar: i) la magnitud de la concentración considerada como contaminación, ii) volumen de contaminante en la fuente, iii) mecanismo de disipación del contaminante y iv) tecnología disponible para la remoción de la fuente. Por ejemplo, un derrame accidental de un compuesto orgánico muy volátil y de alta solubilidad en el agua se puede considerar como fuente temporal. En efecto, la cantidad inicial del compuesto se puede considerar finita, ya que está restringida al volumen derramado y la elevada volatilidad ocasionará que la fuente potencial de contaminación se elimine a la atmósfera. De este modo, el problema se enfoca a la zona saturada en donde se disolvió el compuesto orgánico. Con una acción de remediación que se aplique al volumen de agua subterránea contaminada, el problema del derrame accidental queda resuelto.

Por otro lado, en la situación de que los contaminantes se escapan de fuentes como un relleno sanitario de grandes dimensiones, un depósito enterrado de LNAPL's o DNAPL's en un medio de baja permeabilidad, entonces el problema no puede ser resuelto rápidamente, por lo que se consideran fuentes a largo plazo. En el caso del relleno sanitario, la fuente liberará lixiviado por mucho tiempo y no es fácil evitar que siga haciéndolo. La situación de la fuga de DNAPL's también es complicada ya que la solubilidad de estos compuestos es relativamente baja y en un medio de baja permeabilidad su remoción es un proceso largo y complejo. Para efectos prácticos de propuesta de acciones de limpieza, una aproximación realista sugiere que deben de considerarse como fuentes de tipo permanente, ya que no existe forma de definir el

tiempo necesario para la remoción de la contaminación en el sistema de agua subterránea.

2.2.5 Efectos de la contaminación del agua subterránea

Es mundialmente reconocida la multitud de los efectos perjudiciales que se producen cuando el agua subterránea es afectada por contaminantes. Entre los principales resultados asociados con la degradación del agua subterránea se tienen: i) costos relacionados con la limpieza de dicha contaminación, ii) riesgos a la salud humana causados por la ingestión de agua contaminada, iii) riesgos ecológicos por la presencia de agua contaminada.

La población mundial enfrenta un reto muy importante por la presencia de la contaminación del agua subterránea a partir de las actividades antropogénicas. El desafío es proporcional al grado de industrialización y por lo tanto con la capacidad económica. Países industrializados como Estados Unidos de América tienen problemas importantes de contaminación del agua subterránea (estimaciones realizadas indican la existencia de entre 300,000 y 400,000 sitios contaminados en E.U.A.), pero también tienen capacidad económica para enfrentarlos (gastarán \$1,000,000,000,000 de dólares en los próximos 30 años para realizar la limpieza de dichos sitios). En vista de la magnitud del problema y de los costos asociados, en los últimos años han desarrollado y aplicado una legislación que trata de prevenir el incremento de la contaminación y que adicionalmente presiona para el desarrollo de acciones de limpieza de los sitios contaminados. Los países en vías de desarrollo probablemente no tienen el mismo número de problemas de contaminación, aunque algunos de ellos pueden ser iguales o incluso peores que los que se presentan en los países desarrollados. En este aspecto, la reglamentación ambiental vigente, aunque al parecer apropiada, no puede ser llevada al campo de la aplicación por razones diversas, que tienen relación con la escasez de dinero, altas tasas de interés, incertidumbre en la estabilidad económica del país y la utilización de tecnología obsoleta en la planta productiva.

Además de los costos económicos ligados a las acciones de limpieza que es necesario desarrollar en lugares en donde el agua subterránea y el suelo se encuentran contaminados, existe preocupación debido a la incertidumbre relacionada con las técnicas de limpieza hasta ahora disponibles. Aunque en forma teórica, la limpieza de agua subterránea y suelo contaminados es factible y posible, este tipo de acciones son extremadamente complicadas por lo que requieren largos periodos de tiempo, que en algunos casos puede estimarse del orden de varios siglos. Desde el punto de vista exclusivamente técnico, las razones inherentes con la complicación de las acciones de limpieza incluyen: i) presencia de sistemas hidrogeológicos heterogéneos, ii) presencia de contaminantes orgánicos compuesto por líquidos inmiscibles (NAPL's), iii) desplazamiento de los contaminantes hacia lugares en donde no pueden ser atrapados para su eliminación, iv) existencia de reacciones de adsorción entre los contaminantes y los minerales que componen el medio geológico por donde se desplaza el agua subterránea y v) dificultades relacionadas con la caracterización detallada del ambiente subsuperficial.

La incidencia de algunos problemas en donde la población ha sido afectada directamente por la ingestión de agua contaminada, ha ocasionado una certidumbre en el público en general, de que la contaminación del subsuelo incrementa en gran medida los factores de riesgo asociados con la salud pública. Sin embargo, un análisis crítico e imparcial de los estudios de riesgo efectuados, señala que los resultados tienen un amplio grado de incertidumbre. En general, se considera que existen dos fuentes que proveen la información del riesgo potencial de la contaminación del agua subterránea sobre la salud de la población: i) estudios epidemiológicos y ii) estudios en animales. En ambos casos la evidencia que proveen es incierta y ha sido interpretada en diferentes formas de acuerdo con el interés especial del grupo de personas involucrado.

Es relativamente común pensar en la contaminación del agua subterránea como un problema que potencialmente afecta únicamente la salud de la población. Sin embargo, recientemente esa mentalidad ha cambiado, pues es un hecho indiscutible que el agua subterránea forma parte del medio ambiente y por lo tanto la contaminación del agua subterránea afecta en forma considerable a los ecosistemas asociados. Desde el punto de vista ecológico, la contaminación del agua subterránea puede lesionar tres tipos de receptores: i) organismos que viven en el agua subterránea, ii) plantas terrestres que toman agua subterránea por medio de sus raíces (freatofitas) y iii) organismos que viven en las corrientes superficiales originadas por la descarga natural de agua subterránea (manantiales, caudal base de ríos, etc.).

Como se observa en este repaso rápido de los principales efectos de la contaminación del agua subterránea, es evidente que la tendencia de cualquier país que utilice este recurso natural, es la de protegerlo y prevenir su deterioro. Las grandes cantidades de dinero que es necesario invertir para limpiar el suelo y agua subterránea contaminados pueden evitarse realizando acciones específicas. Adicionalmente, los sitios contaminados deben de estudiarse para definir el riesgo que implican en la salud de la población. En este último aspecto, la delimitación de zonas de protección de pozos de abastecimiento y la evaluación del riesgo potencial de contaminación del agua subterránea son dos acciones directas en este sentido que es necesario llevar a la práctica en el mayor número de sitios posibles dentro de nuestro país.

2.3 REFERENCIAS DEL CAPÍTULO 2

Anderson, M.P. and Woessner. 1992. Applied Groundwater Modeling. Academic Press. San Diego, Calif., 381 p.

Bear, J. 1972. Dynamics of Fluids in Porous Media. Elsevier, New York, 764 p. Bear, J. 1979. Hydraulics of Groundwater. McGraw-Hill, New York.

Comisión Nacional del Agua. 1994. Pruebas de Bombeo. Libro V, 3.3.2, 112 p. más anexos. Davis, S.N. y R. De Wiest. 1971. Hidrogeología. Ediciones Ariel, 563 p. de Marsily, G. 1986. Cuantitative Hydrogeology. Academic Press, 440 p. Domenico, P.A. 1972. Concepts and Models in Groundwater Hydrology. McGraw-Hill, New York.

Domenico, P.A. and F.W. Schwartz. 1998. Physical and Chemical Hydrogeology. John Wiley & Sons, Inc., 824 p.

Domenico, P.A. and FM. Schwartz. 1998. Physical and Chemical Hydrogeology. John Wiley & Sons, Inc., Second Edition, 506 p.

Driscoll, F. G. 1986. Groundwater and Wells. Johnson Division, St, Paul, Minn.
Fetter, CM. 1994. Applied Hydrogeology. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ, Third Edition, 691 p.

Freeze, R. A. and J. A. Cherry. 1979. Groundwater. PrenticeHall, Inc., Englewood Cliffs, N.J., 604 p.

Greenkorn, R.A. and D.P. Kessler. 1972. Transfer operations, New3 Yprk, McGraw-Hill, 548 p.

Helfferich, F. 1966. In ion exchange, a series of advances, ed. J.A. Marinsky, New York, MarGel Dekker, 65-100, 424 p.

Kruseman, G.P. and N.A. de Ridder. 1990. Analysis and Evaluation of Pumping Test Data. Publication 47, International Institute for Land Reclamation and Improvement, Second Edition, 377 p.

Li, Y.-H. and S. Gregory. 1974. Diffusion of Ions in Sea Water and in Deep-Sea Sedimenta. Geochem. Cosmochim. Acta, v. 38, 703-714.

3 DATOS NECESARIOS Y CONTROL DE LA CALIDAD DE LA INFORMACIÓN

Para efectuar un programa de delimitación de zonas de protección de pozos es necesario contar con información de origen diverso, en la que se incluya mapas topográficos de la región, la geología superficial y del subsuelo, disposición de unidades hidrogeológicas y ubicación de acuíferos. Como paso inicial se requiere de la recopilación de toda la información existente; por lo tanto, es necesario acudir a las diversas dependencias gubernamentales e instituciones académicas que desarrollen actividades de carácter hidrogeológico. Una vez obtenida la información, se debe integrar, analizar y evaluar, para hacer una selección de la información confiable, con la que se sustenten los trabajos posteriores.

El primer paso en la aplicación de un programa de protección de pozos es el establecimiento de un **mapa base** de la zona de estudio, en donde deben estar perfectamente ubicados los aprovechamientos que se incluyan en el programa de delimitación de la zona de protección. Acerca de la información que debe contener el mapa base, se incluye: i) ubicación de los recursos naturales del área (ríos, arroyos, bosques, manantiales, etcétera); ii) delimitación de cuerpos de agua superficial (presas, estanques, lagunas, lagos) y localización de aprovechamientos de agua subterránea, como pueden ser los pozos y norias existentes; iii) planos topográficos; y iv) ubicación de las principales fuentes potenciales de contaminación del agua subterránea (canales y depósitos de aguas residuales, fábricas, gasolineras, rellenos sanitarios, etc.).

La escala gráfica de trabajo debe estar en función del tamaño del área de estudio, pero en general se recomienda trabajar a una escala mayor de 1:50,000, por ejemplo 1:20,000 o 1:10,000. En la misma escala del mapa base, se deberá de generar los siguientes mapas alternos: i) geológico, ii) tipos de suelos, iii) rasgos hidrológicos superficiales, iv) distribución de usos del suelo y v) hidrogeológico. Con base en la capacidad de las computadoras y los programas disponibles actualmente, es relativamente sencillo realizar la digitalización de los mapas base y complementarios. Para facilidad de trabajo y a efecto de relacionar la información capturada, es conveniente utilizar coordenadas geo-referenciadas.

Cuando se tiene la oportunidad de utilizar un Sistema de Información Geográfica, se tiene la ventaja de que en la base de datos es posible incluir directamente las características de los pozos, datos geológicos, etc. A continuación se presenta una descripción de los datos necesarios para realizar la evaluación de una zona de protección de pozos.

3.1 DATOS TOPOGRÁFICOS

La distribución de las diferentes elevaciones topográficas, dentro de la zona en donde se encuentran los aprovechamientos seleccionados para la delimitación de zonas de protección, es una información fundamental. En la mayoría de los casos, esta información ha sido generada previamente, ya sea por el INEGI (Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática) o por alguna otra dependencia del

gobierno estatal o municipal de la zona donde se realice el estudio. Particularmente, la información topográfica deberá estar acorde a la escala del mapa base. Esto significa que a escalas mayores, será posible ubicar rasgos topográficos de menores dimensiones. En general, la ampliación de los mapas topográficos generados por el INEGI en escala 1:50,000, es una buena opción para la obtención de la información requerida. Cuando la zona de estudio está incluida en las inmediaciones de ciudades relativamente importantes dentro del estado, en la mayoría de los casos existen disponibles planos topográficos a mayor escala (hasta de 1: 10,000). Las fotografías aéreas se pueden utilizar para identificar detalles específicos que no aparecen reportados en planos topográficos, como puede ser la ubicación exacta de los desarrollos poblacionales, o en el caso de tratarse de fotografías aéreas de hace algún tiempo, pueden utilizarse para registrar la evolución histórica del paisaje urbano.

Los principales rasgos que deben de incorporarse en el plano topográfico incluyen la ubicación de los centros de población, distribución de las principales vías de comunicación (carreteras, vías férreas, aeropuertos), así como las curvas de nivel de la superficie del terreno. Los intervalos de las curvas de igual elevación dependerán del relieve topográfico de la zona de estudio, y deben seleccionarse de tal modo que no sean más de 15-20 curvas de diferente elevación cuando se coloquen en el mapa topográfico. De este modo, se limita la posibilidad de confusión con la información adicional que también aparecerá en el mapa, y se obtiene el detalle necesario para el trabajo.

Adicionalmente, es necesario determinar la elevación topográfica del brocal de cuantos pozos sea posible dentro del área de estudio. La precisión requerida en este rubro dependerá de la distribución del relieve, pero en general se estima que cuando se trate de áreas de menos de 20 km² es necesario realizar nivelaciones topográficas para lograr una precisión del orden de 0.1 metros. Aunque no es muy recomendable, pero si no existe la posibilidad de realizar un levantamiento detallado, en áreas de mayores dimensiones que presentan contrastes topográficos importantes, la elevación de los brocales de los pozos puede estimarse con base en su ubicación con relación a las curvas de nivel que aparecen en plano topográfico. Los datos de la elevación del brocal de los pozos, conjuntamente con la profundidad al nivel del agua, se utilizan para definir la dirección del flujo subterráneo en el plano horizontal. La información de la dirección del flujo subterráneo es muy importante tanto para el análisis de la delineación de zonas de protección, como para la definición cuantitativa de la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación.

3.2 DATOS GEOLÓGICOS Y GEOFÍSICOS

Cuando se desea definir las zonas de protección de pozos de abastecimiento de agua potable, la recopilación de la información geológica es muy importante, porque contribuye directamente en la definición de: i) tipo de acuífero (s) que explotan los pozos de abastecimiento, y al medio por el que se desplaza el agua subterránea y ii) diferenciación de materiales geológicos en superficie y subsuelo. Como se analizará a detalle posteriormente, la definición de las características litológicas, tipos de

minerales presentes, distribución granulométrica, grado de consolidación, alteración y fracturamiento, es información necesaria en el análisis de vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación. Adicionalmente, para la delimitación de la zona de protección de un pozo se requiere conocer la distribución de las unidades geológicas en el subsuelo, ya que dependiendo del tipo de acuífero, serán los métodos que se utilicen para el cálculo de los parámetros hidráulicos del medio.

La información geológica puede obtenerse de fuentes diversas, entre las que se mencionan al INEGI, y dependencias gubernamentales y educativas. En general, los mapas geológicos presentan información de las formas de la superficie terrestre, tipos de materiales existentes, principales características del suelo, presencia de rasgos estructurales mayores (fallas, fracturas), entre otras. Otro tipo de mapas preparados por el INEGI incluyen aquellos que presentan la distribución de los tipos de suelos, en donde se describen las características físicas e hidrológicas de cada uno de los tipos, así como algunas otras como su mineralogía y granulometría.

La información del subsuelo que se requiere para definir cuantitativamente el acuífero o acuíferos existentes, está constituida por secciones geológicas verticales. En la mayoría de los casos, una descripción de la geología del subsuelo en forma de secciones, es un poco difícil de obtener. Cuando dependencias como la Comisión Nacional del Agua, Comisión Federal de Electricidad, o en artículos de investigación publicados por Institutos de Investigación y Universidades, no reporten el tipo de perfiles requeridos, será necesario que sean generados por personal especializado y con experiencia. Se considera que cuando se desea delimitar una zona de protección para un pozo o campo de pozos, no se tiene el presupuesto ni el tiempo suficientes como para realizar investigaciones detalladas de tipo geológico, como puede ser perforación de pozos de exploración y aplicación de métodos geofísicos. Por esta razón, la definición de la geología del subsuelo tiene que realizarse con base en la recopilación de información existente.

Para realizar la construcción de secciones geológicas, es necesario recopilar los cortes litológicos de cuantos pozos sea posible, así como todos los sondeos geofísicos realizados dentro de la zona de estudio y alrededores inmediatos. La información geofísica más recomendable es la relacionada con sondeos eléctricos verticales, método geofísico cuyos resultados consisten de la distribución vertical de las resistividades eléctricas de los diversos materiales del subsuelo. Existen diversas técnicas para la correlación entre la información de los cortes litológicos y los perfiles de resistividad. Cuando sea posible, de acuerdo con la distribución espacial de los datos recopilados, se recomienda "calibrar" los datos de resistividad eléctrica con la geología superficial y uno o varios cortes litológicos de los pozos. De este modo, la asignación de las resistividades a los diferentes materiales geológicos del subsuelo será más apegada a la realidad, además de que la sección geológica resultante, efectivamente colaborará en la diferenciación de las condiciones hidrogeológicas locales.

En la afortunada situación de que existan estudios geológicos y geofísicos específicos para la investigación relacionada con la delimitación de las zonas de

protección, se recomienda realizar registros litológicos y geofísicos (resistividad, potencial espontáneo, gamma natural) en los pozos de exploración programados. Es indispensable llevar a cabo una supervisión estricta durante la exploración para tener éxito en este trabajo. En los últimos años se ha empezado a emplear técnicas geofísicas como el radar de penetración o métodos electromagnéticos en estudios de agua subterránea para identificar la estratigrafía de la zona investigada o en casos específicos para la delimitación de zonas contaminadas. Estos métodos proporcionan buenos resultados pero los debe realizar e interpretar personal capacitado y con amplia experiencia.

3.3 PARÁMETROS HIDROGEOLÓGICOS

Uno de los puntos más importantes en la delimitación de las zonas de protección de pozos es la valoración de los parámetros hidráulicos del subsuelo, la cual se efectuará según sean los alcances del estudio. Nuevamente se reitera que esta información se recopilará de informes previos, pero es claro que no debe de tomarse en forma directa. En este aspecto, es muy recomendable realizar un análisis de los métodos que se utilizaron en la cuantificación de la porosidad, conductividad hidráulica, almacenamiento específico, para validarlos o considerar los valores con las reservas del caso. A continuación se definen los conceptos y sus implicaciones.

3.3.1 Conductividad Hidráulica (K)

Con la finalidad de generalizar la ecuación que lleva su nombre, Henry Darcy estableció la constante de proporcionalidad denominada como "K"; considerando que únicamente era función de las propiedades del tipo de material que se estuviera analizando. Fue hasta 1956 cuando Hubbert (1956) experimentalmente advirtió que la constante de proporcionalidad K o conductividad hidráulica, como actualmente se conoce, es función de las propiedades del medio (tipo de material por donde circula el agua) y de las propiedades del fluido (densidad, viscosidad) utilizado en el análisis. Por lo tanto, el término conductividad hidráulica se define como el coeficiente que describe la velocidad con la que el agua puede moverse a través de un medio permeable, considerando aquellas propiedades intrínsecas del fluido y del material por donde circula.

En razón de esta definición, es necesario entender que las propiedades del fluido juegan un papel muy importante, por lo que no deben soslayarse; principalmente cuando se consideran aguas subterráneas con problemas de intrusión salina o de origen termal, comunes en algunas partes del país. La conductividad hidráulica se expresa matemáticamente como:

$$K = \frac{k\rho g}{\mu}$$

- ρ = densidad del fluido (propiedad del fluido, (W/L³))
- μ = viscosidad dinámica (propiedad del fluido, (W/(TL)))

- k = permeabilidad intrínseca (propiedad del medio, darcy)
- g = aceleración debida a la gravedad (L/T^2)

Como se deduce del análisis dimensional, se expresa en unidades de velocidad (L/T). Si los valores de conductividad hidráulica son constantes en todo el dominio del acuífero investigado, entonces el dominio se considera homogéneo. En el caso más común cuando se analizan acuíferos en el mundo real, las mediciones de conductividad hidráulica señalan que es variable en el dominio de interés, por lo que se clasifica como heterogéneo. Las causas de la heterogeneidad de los acuíferos se relacionan con el origen geológico de los materiales que los componen. Estructuras como la estratificación, variaciones en la distribución del tamaño de las partículas, cambios en la densidad de fracturamiento, provocan la distribución aleatoria de los valores de conductividad hidráulica de un medio geológico saturado.

Por otro lado, una manifestación común en la mayoría de las rocas y materiales geológicos es la presencia de un carácter direccional en su estructura. Por ejemplo, los sedimentos generalmente presentan una estratificación horizontal, algunas rocas volcánicas como los basaltos muestran una orientación preferencial en sus diaclasas de enfriamiento. En este tipo de materiales, la conductividad hidráulica medida en una muestra representativa, será diferente de acuerdo con la dirección que se considere cuando se realiza la medición. En efecto, en este caso se utiliza el término **anisotropía** para describir a los materiales geológicos en donde la conductividad hidráulica es variable, cuando se consideran diferentes direcciones. En el caso ideal de que la conductividad hidráulica fuera igual sin importar la dirección en que se realizó la medición, entonces el material geológico se considera **isotrópico**. Los sedimentos estratificados se distinguen por presentar valores de conductividad hidráulica mayores en la dirección de la estratificación que los registrados cuando las mediciones se realizan en el sentido perpendicular a la misma.

Uno de los datos más importantes cuando se realiza la delimitación de zonas de protección de pozos, es la cuantificación de la conductividad hidráulica del acuífero que abastece a los pozos en donde se desea realizar el análisis. Es adecuado señalar que la conductividad hidráulica de un material geológico saturado puede medirse con base en métodos empíricos, métodos de campo y métodos de laboratorio. Sin embargo, la descripción y análisis de los mismos queda fuera del alcance del presente manual, por lo que se recomienda al lector interesado, remitirse a la bibliografía especializada. Se han realizado multitud de mediciones de conductividad hidráulica de campo y laboratorio para conocer el comportamiento de los diferentes materiales terrestres. A continuación se presenta la Tabla 3.1, en donde se comparan diversos valores característicos de conductividad hidráulica para medios geológicos variados. Como se observa, la conductividad hidráulica tiene un amplio intervalo entre los valores máximos y mínimos, que abarca aproximadamente 12 órdenes de magnitud. Los valores menores corresponden a rocas ígneas y metamórficas con mínimo fracturamiento y los mayores a sedimentos sin consolidar compuestos por gravas, además de algunos basaltos fracturados y rocas calcáreas de tipo cárstico.

3.3.2 Transmisividad (T)

La transmisividad es una medida de la cantidad de agua que puede transmitirse horizontalmente a través del espesor total de un acuífero de ancho unitario y gradiente hidráulico también unitario. Por lo tanto, la transmisividad es el producto de la conductividad hidráulica y el espesor saturado del acuífero. O sea:

$$T = K b$$

- K = conductividad hidráulica (L/T)
- b = espesor del acuífero (L)

Las unidades en que se expresa la transmisividad son L^2/T . En el caso de un acuífero con estratos de diferente conductividad hidráulica, la transmisividad total será la suma de la transmisividad de cada uno de los estratos. La transmisividad es un concepto que resulta en la deducción de la ecuación de flujo de agua subterránea en un acuífero confinado, en donde por facilidad en el manejo de datos, la conductividad hidráulica y el espesor del acuífero se reúnen en un término. En acuíferos de tipo libre es un poco más complicado cuantificar el flujo de agua subterránea en términos de transmisividad, ya que el espesor del acuífero es variable durante el bombeo. Por esta razón, Domenico y Schwartz (1990) señalan que en acuíferos libres, la interpretación de pruebas de bombeo por los métodos convencionales de ajuste de curvas tipo, únicamente rinden resultados semi-cuantitativos.

Tabla 3.1 Valores característicos de conductividad hidráulica para medios geológicos variados

Tipo de Material	Conductividad Hidráulica (m/s)	Tipo de Material	Conductividad Hidráulica (m/s)
Materiales no consolidados		Materiales consolidados	
Grava	3×10^{-4} - 3×10^{-2}	Arenisca	3×10^{-10} - 6×10^{-6}
Arena gruesa	9×10^{-7} - 6×10^{-3}	Caliza y dolomita	1×10^{-9} - 6×10^{-6}
Arena media	9×10^{-7} - 5×10^{-4}	Caliza cárstica	1×10^{-6} - 1×10^{-2}
Arena fina	2×10^{-7} - 2×10^{-4}	Pizarras y lutitas	1×10^{-13} - 2×10^{-9}
Limo-loess	1×10^{-9} - 2×10^{-5}	Basalto fracturado	4×10^{-7} - 2×10^{-2}
Arcilla	1×10^{-11} - 4.7×10^{-9}	Roca cristalina fracturada	8×10^{-9} - 3×10^{-4}
Arcilla marina	8×10^{-13} - 2×10^{-9}	Roca cristalina densa Granito alterado	3×10^{-4} - 2×10^{-10} 3.3×10^{-6} - 2×10^{-5}

Adaptado de Domenico y Schwartz (1998)

Adicionalmente, el análisis de la respuesta de un acuífero al bombeo de un pozo, utilizando técnicas numéricas (Rathod y Rushton, 1991), indica que los resultados tiempo-abatimiento son diferentes cuando se analizan diferentes valores de conductividad y espesor del acuífero, aunque la transmisividad sea igual en todos los casos estudiados. El contraste es mayor cuando en un medio fracturado la

transmisividad se considera de igual manera que en un medio poroso. En este caso el espesor a utilizar debe de ser el "espesor efectivo" que se relaciona con la región fracturada que efectivamente provee agua. Por lo tanto, aunque es un concepto mundialmente aceptado, la transmisividad es un término que asume estrictamente flujo horizontal a través del acuífero. Por lo tanto, se considera que la aplicación del concepto no será válida en todas las situaciones hidrogeológicas que pueden encontrarse en nuestro país.

3.3.3 Almacenamiento específico (S_s)

En un acuífero confinado o semiconfinado, la presión total a la cual está sometido un punto cualquiera dentro del acuífero se debe en una parte al esqueleto sólido de la formación geológica, denominada presión intergranular, y por otra parte por el agua contenida en el espacio poroso, conocida como presión intersticial. Cuando la carga hidráulica o nivel piezométrico desciende, la presión intersticial disminuye. Al mismo tiempo, puesto que la presión total es constante, la presión intergranular se incrementa en la misma proporción, lo que provoca la compactación del material. Como resultado de ambos procesos, el acuífero libera un cierto volumen de agua. De acuerdo con el fenómeno anterior, el almacenamiento específico de un acuífero de tipo confinado o semiconfinado se define como la cantidad de agua que se libera por unidad de volumen de material, cuando el nivel piezométrico disminuye una unidad. Este concepto está relacionado directamente con el coeficiente de almacenamiento.

3.3.4 Coeficiente de almacenamiento (S)

En el caso de los acuíferos confinados o semiconfinados, para estimar los volúmenes que pueden almacenar o liberar, se utilizan en forma conjunta los conceptos de almacenamiento específico y espesor saturado del acuífero. Si el almacenamiento específico se multiplica por el espesor saturado del acuífero, se obtiene como resultado un volumen de agua liberado por una columna vertical del acuífero, de área unitaria (Figura 3.1). Con este panorama, el coeficiente de almacenamiento se define como el volumen de agua que puede liberar o almacenar un acuífero en un área unitaria producido por un cambio unitario en el nivel piezométrico. El coeficiente de almacenamiento se utiliza para cuantificar el volumen agua que se descarga o recarga en un acuífero. En lo que se refiere a acuíferos libres, cuando un volumen determinado de una formación saturada de agua se drena bajo el efecto de la acción de gravedad, tal como ocurre en los acuíferos libres, en primera instancia se puede suponer que el volumen drenado será igual a la porosidad. Sin embargo, no toda el agua que contiene la formación es liberada, ya que parte de ella se retiene en la superficie de las pequeñas partículas de la formación o en los pequeños espacios porosos (Figura 3.2). Esta cantidad de agua liberada depende de la superficie de las partículas, forma y tamaño de los granos y grado de compactación de la formación.

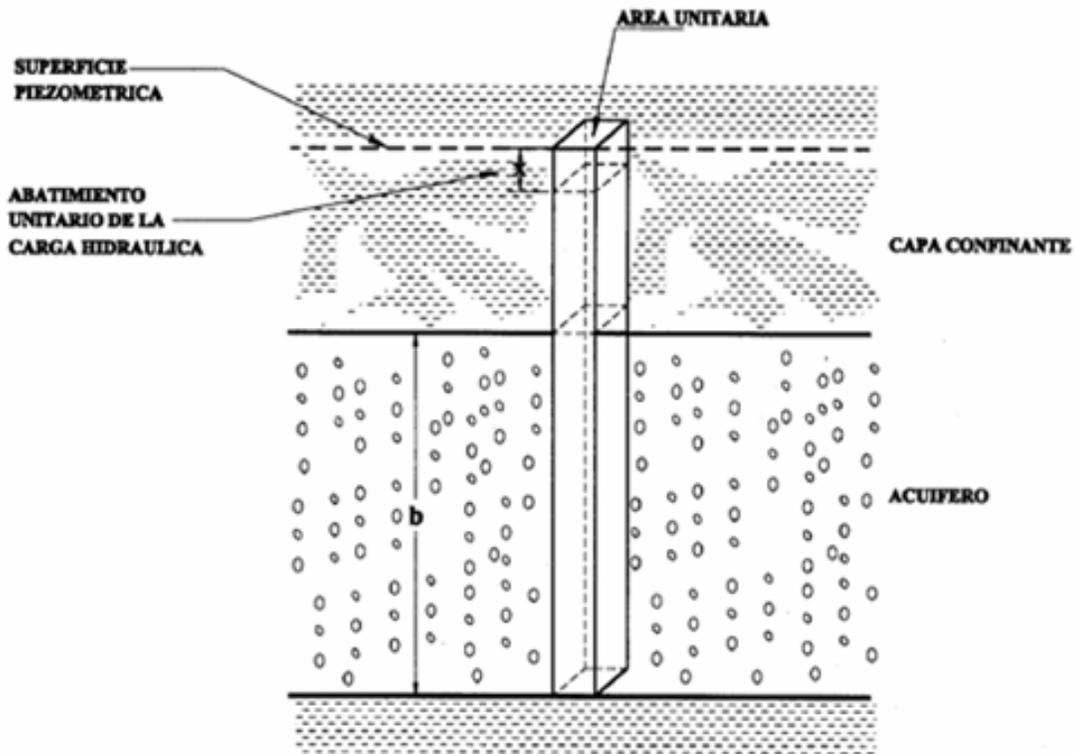


Figura 3.1 Concepto de coeficiente de almacenamiento para un acuífero confinado

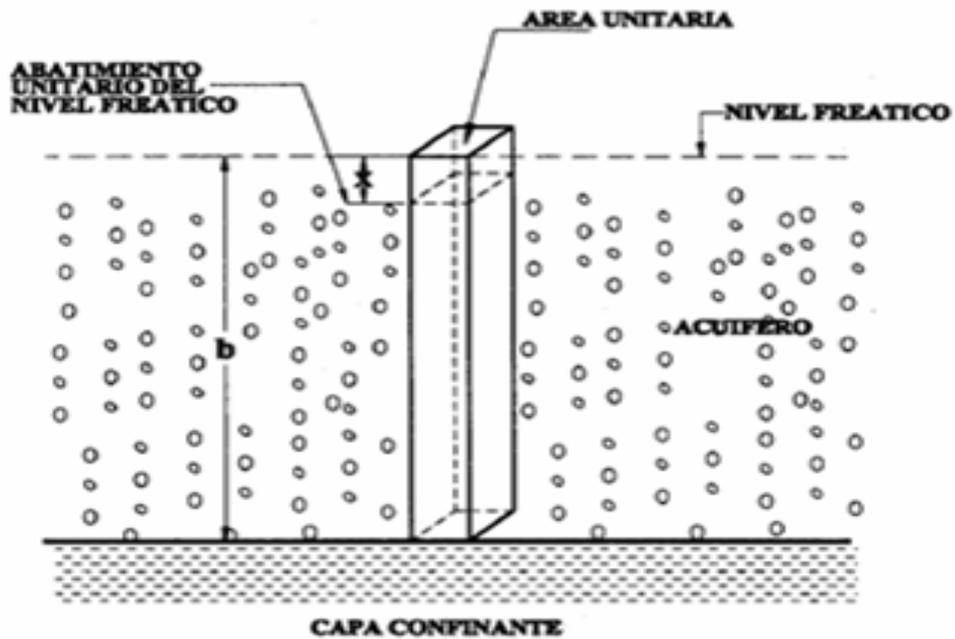


Figura 3.2 Concepto de coeficiente de almacenamiento para un acuífero libre

Cuanto mayor sea la superficie de partículas, menor será el volumen liberado y cuanto más grandes los poros mayor será el volumen de agua liberado. De acuerdo con las observaciones descritas y con referencia a la Figura 3.2, es posible definir el rendimiento específico como la cantidad de agua que se libera por unidad de volumen de la formación, cuando el nivel freático de un acuífero libre tiene un descenso unitario. En este contexto, el rendimiento específico es un porcentaje de la porosidad total de una formación acuífera, y su complemento es la denominada retención específica. De esta manera, la retención específica es la cantidad del agua que se retiene, en la superficie de las partículas que componen el medio saturado, en contra de la fuerza de gravedad, por unidad de volumen de la formación, cuando el nivel freático disminuye en una unidad. La relación entre la porosidad, el rendimiento específico y la retención específica se expresa de la siguiente manera:

$$\eta = S_y + S_r$$

Siendo η = porosidad, S_y = rendimiento específico (specific yield, adimensional), S_r = retención específica (specific retention, adimensional)

La cantidad de agua liberada (rendimiento específico) depende de la superficie de las partículas, forma y tamaño de los granos y grado de compactación de la formación. Cuanto mayor sea la superficie de partículas, menor será el volumen liberado y cuanto más grandes los poros mayor será el volumen de agua liberado. Algunos valores del rendimiento específico para una variedad de rocas y sedimentos, se muestran en la Tabla 3.2.

Tabla 3.2 Valores de rendimiento específico para diferentes materiales geológicos

MATERIAL	RENDIMIENTO ESPECÍFICO (%)
Grava gruesa	23
Grava mediana	24
Grava fina	25
Arena gruesa	27
Arena mediana	28
Arena fina	23
Limo	8
Arcilla	3
Arenisca de grano fino	21
Arenisca de grano medio	27
Caliza	14
Arena de duna	38
Loess	18
Esquistos	26
Limolita	12
Toba	21

Adaptado de diferentes fuentes

3.3.5 Carga hidráulica (h)

Cuando se trata el tema del experimento de Darcy, se menciona el término carga hidráulica. Sin embargo, este concepto no se ha definido con rigor. A continuación se presenta una descripción de este concepto. Un piezómetro es un tubo abierto por ambos extremos, la abertura superior sirve para medir las elevaciones del agua en situaciones de campo y la abertura inferior para permitir la entrada de agua. Una versión simplificada de este aparato se presenta en la Figura 3.3, donde el plano de referencia es el nivel del mar (elevación cero).

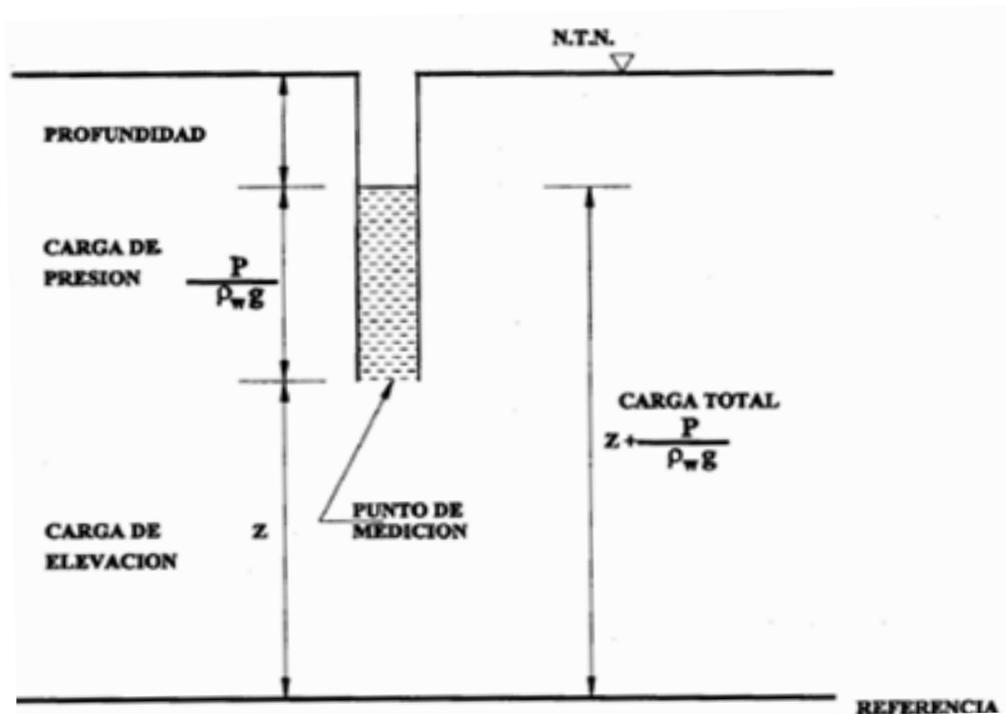


Figura 3.3 Definición de carga hidráulica

Como lo demostró Hubbert en 1940, las cargas de elevación, presión y total se pueden explicar en términos de la ecuación convencional de Bernoulli. Esta ecuación establece que en condiciones de flujo en estado estacionario la energía total de un fluido incompresible es constante en todas las posiciones a lo largo de la trayectoria de flujo en un sistema cerrado. Esto se puede escribir como:

$$gz + p/\rho_w + v^2/2$$

donde g = aceleración debida a la gravedad (L/T^2), z = elevación de la base del piezómetro (L), p = presión ejercida por la columna de agua (W/T^2L), ρ_w = densidad del fluido (W/L^3), v = velocidad del agua (L/T). Dividiendo entre g (aceleración de la gravedad) la ecuación anterior, se tiene que:

$$z + p/\rho_w g + v^2/2g$$

donde: $\rho_w g$ es el peso unitario de agua.

Las dos ecuaciones anteriores describen la energía total contenida por el fluido, donde el primer término es la energía de posición, el segundo término es la energía debido a la presión del fluido sustentada por la columna de agua y el tercer término es la energía debido al movimiento del agua. Las unidades de la primera de las dos ecuaciones anteriores son de L^2T^{-2} o energía por unidad de masa y la segunda está en unidades de energía por unidad de peso, es decir, newton-metros/newton, o simplemente metros. Los tres términos de la ecuación de Bernoulli, cuando son expresadas en energía por unidad de peso, están referidas a carga de elevación, carga de presión y carga de velocidad, respectivamente.

El término "z" representa la carga de elevación en la última ecuación, o sea la elevación a la base del piezómetro. En un sentido teórico, representa el trabajo que se requiere para incrementar la elevación de un peso unitario de agua desde un plano de referencia hasta una altura "z". Dicho de otro modo, cualquier cuerpo sobre la superficie de la tierra tendrá una atracción gravitacional hacia el centro de la tierra. Por tanto, para levantar este cuerpo en contra de la atracción gravitatoria se requiere un trabajo, el cual se almacena en forma de energía potencial.

La cantidad $p/\rho_w g$ representa la longitud de columna de agua dentro del piezómetro. Dicho valor representa el trabajo que un fluido es capaz de hacer debido a la presión que ejerce. A la suma de los términos carga de posición y carga de presión, se le llama energía potencial del fluido. El tercer término $v^2/2g$ es la energía cinética o la energía debido al movimiento del fluido. Como la velocidad del agua subterránea es pequeña, la carga de velocidad es prácticamente igual a cero. Por tanto, la suma de la carga de elevación z y la carga de presión $p/\rho_w g$ representan la carga total h en el sistema. Esto es:

$$h = z + p/\rho_w g$$

Dicho en forma simple, la carga total h es la suma de la elevación de la base del piezómetro más la longitud de la columna de agua en el piezómetro. Por consiguiente, la carga total en un punto se obtiene midiendo la elevación del nivel del agua en el piezómetro. Sin embargo, el punto al que esta carga hidráulica se refiere no es al nivel del agua, sino al punto que corresponde al extremo inferior del piezómetro que tiene una elevación z.

En el sistema internacional, la carga de posición se reporta en metros por arriba de un plano de referencia, usualmente el nivel medio del mar; la "p" es en pascales (Pa) o $kg/m \cdot s^2$; la ρ_w en kg/m^3 ; y g en m/s^2 , por lo que es fácil analizar que a la carga hidráulica le corresponden unidades de longitud (metros).

3.3.6 Ley de Darcy y la velocidad del agua subterránea

Con los experimentos que el ingeniero francés Henry Darcy realizó durante el siglo pasado, se determinaron las leyes que gobiernan el flujo de agua a través de columnas de arenas. El experimento, como se observa en la Figura 3.4, consistió en pasar un volumen de agua a través de un cilindro de arena de longitud (L), con sección transversal (A) hasta que se saturaran sus poros. El volumen de entrada de agua Q_e , al cilindro por unidad de tiempo fue el mismo que el volumen de salida Q_s , por lo que en este sentido, se estableció un régimen estacionario. Asimismo, con manómetros colocados en los extremos P_1 y P_2 del cilindro, se midieron las elevaciones del nivel del agua h_1 y h_2 con respecto a un plano de referencia (cargas hidráulicas). Del experimento, Darcy concluyó que para un tipo de arena determinado se tienen las relaciones siguientes:

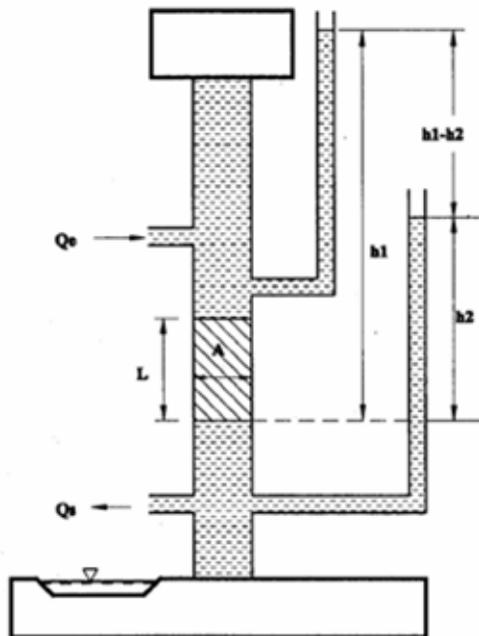


Figura 3.4 Dispositivo para definir la ley de Darcy

El volumen de descarga es directamente proporcional a la diferencia de elevaciones del nivel del agua entre h_1 y h_2 (cargas hidráulicas).

$$Q \propto h_1 y h_2, \text{ cuando } (L) \text{ es constante.}$$

El volumen de descarga es directamente proporcional a la sección transversal del cilindro por donde circula el agua:

$$Q \propto A$$

El volumen de descarga es inversamente proporcional a la distancia entre puntos de medición ($Q \propto 1/(l_1 - l_2)$) cuando la diferencia de niveles de agua entre h_1 y h_2

permanece constante. Con base en las relaciones matemáticas anteriores, Darcy propuso la siguiente ecuación que lleva su nombre:

$$Q = -K(h_2 - h_1)/(l_1 - l_2)A$$

En donde "K" constituye la constante de proporcionalidad utilizada. De una forma más simple, la ecuación de Darcy se expresa de la siguiente manera:

$$Q = -KiA$$

donde: $i = \Delta h / \Delta l$ y se denomina gradiente hidráulico, Δh = diferencia de elevaciones del nivel del agua, entre h_1 y h_2 (cargas hidráulicas), Δl = distancia entre puntos de medición P_1 y P_2 y A = área de la sección por donde circula el agua subterránea (L^2).

El signo negativo se utiliza por convención, considerando que el flujo se mueve de las cargas hidráulicas mayores a las menores. Es posible calcular la velocidad del flujo de agua subterránea por medio de la ecuación anterior, para lo cual se dividen ambos miembros de la ecuación entre el área efectiva de flujo:

$$Q/A = q = Ki$$

Sin embargo, se debe de reconocer que la ecuación anterior calcula la denominada velocidad de Darcy o descarga específica ($Q/A = q$), que no es la velocidad efectiva del flujo de agua subterránea, ya que no considera directamente que el agua subterránea se mueve únicamente por los intersticios intercomunicados del material poroso. Por esta razón, cuando se requiere la velocidad del agua que se desplaza únicamente en los espacios abiertos del medio poroso, en dicha ecuación debe de incluirse la porosidad efectiva del medio (η_e), con la que se calculará la **velocidad real promedio** (v) del movimiento del agua subterránea. En algunos métodos de delimitación de zonas de protección de pozos es necesario calcular la **velocidad real promedio** del agua subterránea, por lo que es muy importante la incorporación de los conceptos previamente señalados. El término (v) es la aproximación más cercana a la verdadera velocidad del agua subterránea en el acuífero, que se puede calcular por medio de:

$$v = q/\eta_e = (K/\eta_e)i = \text{Velocidad promedio del agua subterránea}$$

3.3.7 Redes de flujo (planta y perfil)

La delimitación de zonas de protección de pozos se basa en la determinación de la zona de contribución de agua subterránea. En la zona de contribución, todas las líneas de flujo terminan en el pozo de bombeo. Por esta razón es importante comprender los conceptos básicos que rigen la construcción de líneas de flujo y equipotenciales en un dominio de agua subterránea. Es posible representar un sistema de flujo de agua subterránea a través de un conjunto tridimensional de superficies equipotenciales y líneas de flujo. Las líneas de flujo se refieren a la línea

imaginaria que delimita la trayectoria de una partícula de agua subterránea, cuando sigue el patrón de flujo en el sistema espacial de aguas subterráneas. Son útiles para visualizar la dirección y sentido del movimiento del agua subterránea. En un sistema isotrópico, las líneas de flujo cruzarán en ángulos rectos a las líneas equipotenciales (ver Figura 2.8).

Una línea equipotencial es una representación de los puntos dentro de un campo bidimensional de flujo de aguas subterráneas, que tiene una misma carga hidráulica total. En el caso de un sistema de flujo de agua subterránea tridimensional, el conjunto de puntos consecutivos con igual carga hidráulica conformará una superficie equipotencial. En el caso de anisotropía en el plano de flujo, las líneas de flujo cruzarán a las líneas equipotenciales en un ángulo diferente del recto, según el grado de anisotropía y la orientación del gradiente con respecto al elipsoide del tensor de conductividad hidráulica.

La ecuación bidimensional de Laplace para condiciones estacionarias se puede resolver mediante la construcción de una red de flujo. En este caso, a partir de un sistema real (tridimensional) de aguas subterráneas, se selecciona una sección bidimensional en planta o perfil. El conjunto de líneas equipotenciales y líneas de flujo que resultan, es lo que se conoce como red de flujo. Una red de flujo generalmente se traza considerando que el medio es isotrópico, pero con ciertas transformaciones también puede ser útil en un medio anisotrópico. La construcción de una **red de flujo** se basa en las siguientes suposiciones:

- El acuífero es homogéneo
- El acuífero está totalmente saturado
- El acuífero es isotrópico
- No existen cambios en el campo de potenciales con el tiempo
- El material geológico y el agua son incompresibles
- El flujo es laminar y la Ley de Darcy es válida
- Todas las condiciones de frontera son conocidas

La construcción de las redes de flujo es una de las herramientas más importantes para el análisis del flujo del agua subterránea (Freeze y Cherry, 1979) por lo tanto, es imprescindible en la delimitación de zonas de protección de pozos para abastecimiento de agua potable. A continuación se presenta la serie de pasos en secuencia lógica para la construcción de una red de flujo en el plano horizontal, bajo los supuestos señalados anteriormente:

Identificar las condiciones de frontera del sistema

Elaborar un diagrama con las fronteras y los dos ejes X y Y, a la misma escala

Colocar los pozos con cargas hidráulicas conocidas

Identificar la posición de equipotenciales conocidas y las condiciones de las líneas del flujo.

Posteriormente, se realiza el trazado del conjunto de líneas equipotenciales por ensayo y error. Es conveniente iniciar por un extremo del campo de flujo y finalizar en el otro extremo. Las líneas equipotenciales serán perpendiculares a las líneas de flujo, paralelas a las fronteras de carga constante y en ángulos rectos a las fronteras de no flujo. Las líneas equipotenciales estarán espaciadas para conformar áreas equidimensionales, no necesariamente cuadrángulos, pero preferentemente que se aproxime a esta forma. Finalmente, luego de borrar y redibujar mediante ensayo y error las líneas de flujo y equipotenciales obtendrá la red de flujo correspondiente.

La red de flujo obtenida se puede utilizar para determinar la cantidad de agua que fluye através de un sistema, mediante la siguiente fórmula:

$$q' = Kph/fi$$

Siendo q' = volumen total de descarga por ancho unitario de acuífero; K = conductividad hidráulica p = número de canales de flujo limitados por pares adyacentes de líneas de corriente; h = pérdida de carga total sobre la longitud de la línea de corriente; y f = número de pérdidas de carga en el dominio del flujo.

La ecuación previa se utiliza en sistemas de flujo simples, con fronteras de recarga y descarga. En cambio, para sistemas complejos es posible calcular la descarga para cada tubo de corriente, considerando que $q' = (K h) / f$. Por lo tanto, el flujo total será la suma de los flujos individuales de cada uno de los tubos de corriente.

Construcción de una red de flujo en perfil. Antes de detallar los procedimientos para construir una red de flujo en perfil, preferentemente para sistemas de agua subterránea a escala regional, es interesante señalar a manera de breve semblanza que Hubbert (1940) fue el primero en presentir, una red de flujo dentro del contexto de lo que se conoce como flujo regional, pero fue Tóth (1962, 1963) quién lo llevó formalmente a cabo de manera matemática (Freeze y Cherry 1979). La contribución más importante de Tóth (1962, 1963) es el concepto básico de que el patrón de flujo del agua subterránea puede obtenerse matemáticamente como solución a problemas formales de valores en la frontera (Freeze, 1969).

Posteriormente, Freeze y Witherspoon (1966, 1967, 1968) realizan un análisis teórico del flujo de agua subterránea regional a partir de modelos analíticos y numéricos de redes de flujo en perfil bajo régimen permanente. En las secciones es interesante observar el efecto general que imponen la topografía, la geología y la relación entre la profundidad del sistema con respecto a su extensión lateral, en la distribución de sistemas de flujo de agua subterránea. Con estos antecedentes se elaboraron una serie de estudios de carácter hidrogeológico con la aplicación de estos principios teóricos referentes al estudio hidrodinámico en cuencas de aguas subterráneas. Entre los ejemplos clásicos destacan los trabajos de Mifflin (1968), Freeze (1969b) y Hitchon (1969a, 1969b). Actualmente, no son raros los estudios hidrodinámicos de aguas subterráneas aplicando redes de flujo en perfil en algunas partes del mundo, aunque en México no son muy frecuentes.

A continuación se señala el procedimiento para la construcción de una red de flujo en perfil:

Selección de una sección geológica representativa del sistema y paralela a la dirección del flujo subterráneo.

Cambio de las escalas de la sección geológica para una mejor exposición e interpretación de la red de flujo.

Durante la construcción de la sección, identificar las unidades hidrogeológicas y sus componentes como unidades independientes, delimitándolas en todo su contorno.

Definición de la geometría del basamento que subyace al sistema de aguas subterráneas, ya que juega un papel muy importante en la distribución de los sistemas de flujo del agua subterránea.

Establecimiento de los tipos de frontera del campo de flujo de aguas subterráneas.

Para la definición de las fronteras laterales es necesario considerar lo propuesto por Hubbert (1940), quien sugiere que en una sección bidimensional con un sistema de flujo en un medio isótropo y homogéneo habrá una simetría suficiente como para considerar la mitad del sistema de flujo, creándose así límites verticales por debajo del parteaguas topográfico y del fondo del valle, a través de los cuales no existe flujo (parteaguas subterráneos). En el mejor de los casos, es conveniente considerar los límites naturales del sistema. Si el sistema presenta topografía y ambiente hidrogeológico complejos, los límites laterales generalmente no serán verticales. En la definición del límite inferior que subyace al sistema de aguas subterráneas (basamento), se deberá considerar la irregularidad de la superficie del basamento, situación importante en ambientes con evidencias de tectonismo de tipo distensivo.

Para la frontera superior del sistema regional, es importante señalar que los aspectos de continuidad hidráulica son totalmente relevantes, por lo que es conveniente utilizar sistemas regionales en condiciones libres, donde la frontera superior es el nivel freático. Una vez obtenida la sección representativa del ambiente hidrogeológico del sistema, se asignará a cada unidad hidrogeológica o a sus componentes, el valor de conductividad hidráulica horizontal representativa de cada una de ellas. Posteriormente, se asignan valores de conductividad hidráulica vertical a aquellas unidades identificadas como anisotrópicas, con el fin de obtener un modelo hidrodinámico más real. El siguiente paso consiste en colocar el mayor número posible de datos de carga hidráulica, con base en información de piezómetros o aprovechamientos cercanos a la sección analizada. En el caso de pozos ranurados en toda su extensión, localizar el punto medio del tramo de rejilla para colocar el valor de carga hidráulica (Custodio y Llamas, 1976). Una vez establecidas las cargas hidráulicas y las profundidades a las que corresponden, se realiza la configuración de líneas equipotenciales y de flujo, tomando en cuenta las consideraciones señaladas para las redes de flujo en planta.

3.4 PARÁMETROS HIDROGEOQUÍMICOS

La utilidad tradicional de los análisis químicos de agua subterránea ha sido la relacionada con la definición de su calidad para usos diversos. Sin embargo, en los últimos años esta información se ha comenzado a utilizar como una herramienta adicional para determinar el origen y la historia del agua subterránea. En estudios relacionados con la identificación de la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación o en la delimitación de zonas de protección para pozos de abastecimiento, es indispensable definir a que tipo de sistema pertenece el agua subterránea investigada. En general se puede señalar que sistemas locales de corto recorrido son más vulnerables y por lo tanto requieren una delimitación estricta y rigurosa de su zona de protección. Los sistemas de flujo regional, en los que el agua subterránea tiene un largo tiempo de residencia en el acuífero, son en general menos vulnerables a la contaminación actual, por lo que de acuerdo con la hidrogeología local, el establecimiento de zonas de protección puede ser menos estricta, aplicando de este modo técnicas aproximadas de bajo costo.

Los esquemas tradicionales de determinación de tiempos absolutos de residencia del agua subterránea en el acuífero generalmente se apoyan en la interpretación de datos de isótopos radiactivos (carbono-14, tritio, cloro-36). El costo de las determinaciones es elevado y las interpretaciones complicadas, por lo que se requiere aplicar una técnica de menor costo y facilidad para evaluar tiempos de residencia, desde un punto de vista relativo. Entre las técnicas disponibles para evaluar cualitativamente tiempos de residencia e identificar a que tipo de sistema de flujo pertenece un agua subterránea específica, está el análisis hidrogeoquímico. Actualmente la interpretación de la calidad química del agua es de fundamental importancia en la comprensión del modelo conceptual de funcionamiento de los sistemas de flujo subterráneo. Como se comprenderá en el próximo apartado, la definición del modelo conceptual es un requisito ineludible cuando se utilizan métodos analíticos y numéricos para realizar el cálculo de la delimitación de zonas de protección de pozos de agua potable.

El número posible de reacciones naturales de interacción agua-acuífero es muy grande y se incrementa cuando se consideran aquellas que se presentan cuando existe entrada de contaminación al sistema. Como se estudiará posteriormente, entre las reacciones más importantes se tienen: i) disolución y precipitación de minerales, ii) intercambio catiónico y adsorción, iii) oxidación-reducción, entre otras. Aún en medios geológicos relativamente homogéneos como pudiera ser un acuífero calcáreo, el cálculo teórico de la composición del agua subterránea es complicado por la cantidad de operaciones involucradas. En este aspecto, los *modelos hidrogeoquímicos de transferencia de masa* pueden realizar los procedimientos necesarios que involucran cómputo de constantes de equilibrio, correcciones por actividad y temperatura, combinación de diferentes reacciones, mezcla de aguas.

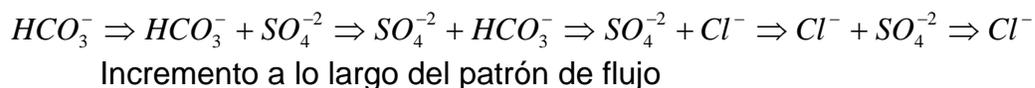
Adicionalmente, la información que brinda la definición del modelo hidrogeoquímico conceptual puede utilizarse como una herramienta adicional en: i) la calibración de modelos de flujo que se utilizan en el cálculo de zonas de protección de pozos y ii) la

definición de parámetros como recarga y condiciones de frontera. Como se señaló previamente, en la definición de la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación es indispensable la definición de las zonas de recarga, tránsito y descarga de los sistemas de flujo que abastecen de agua subterránea a los pozos. En este aspecto, la hidrogeoquímica colabora directamente brindando información que posteriormente debe validarse con base en la distribución de la dirección de las líneas de flujo subterráneo. A continuación se realiza una breve descripción de las técnicas hidrogeoquímicas aplicables en la identificación de diferentes regímenes dentro de un sistema de flujo subterráneo.

3.4.1 Distribución de elementos mayores y traza en sistemas de flujo

A medida de que el agua subterránea se desplaza en la zona saturada, desde las áreas de recarga hasta las de descarga, generalmente incrementa su concentración de sólidos totales disueltos (STD). De acuerdo con Tóth (1972), se reconoce que la concentración de sólidos totales disueltos será relativamente baja en las zonas de recarga de sistemas de flujo locales de pequeña extensión. Comparativamente, la salinidad se incrementará a profundidad, en las zonas de descarga o en sistemas regionales de largo recorrido. Uno de los primeros estudios que muestran la relación directa que existe entre la química del agua subterránea y su movimiento a lo largo de las trayectorias de flujo, fue el realizado por Back (1960). La distribución de la composición química del flujo subterráneo fue reconstruida a partir de más de 3,000 análisis de agua subterránea. Posteriormente, Back (1966) con base en información de cargas hidráulicas confirmó el patrón de flujo establecido con base en la química del agua.

El agua subterránea tiende a evolucionar químicamente hacia la composición del agua marina, por lo que a escala regional es posible observar una evolución en los aniones principales de la siguiente manera (Chevratev, 1955):



Estos cambios ocurren conforme el agua subterránea se mueve desde las zonas más someras de flujo activo, hasta las zonas de flujo lento en donde el agua ha tenido un largo tiempo de contacto con el acuífero. Además, la secuencia de Chevratev debe de evaluarse desde el punto de vista del tiempo geológico, ya que intervienen variables diversas como: i) calidad inicial del agua, ii) tipo de roca que constituye el acuífero, iii) procesos químicos dominantes, entre otros. En algunas regiones la secuencia de Chevratev puede ser descrita en términos de la profundidad de circulación del agua subterránea de la siguiente manera:

1. Zona superior con agua de tipo bicarbonatada y baja concentración de STD.
2. Zona intermedia con elevada concentración de STD y SO_4^{-2} como anión principal.
3. Zona inferior con alta concentración de Cl⁻ y STD.

Con base en lo anterior se establece genéricamente que las aguas subterráneas evolucionan naturalmente de una facies bicarbonatada en las zonas de recarga, a facies sulfatadas o cloruradas en las zonas de descarga. Ophori y Tóth (1989) demostraron que los sistemas de flujo local se asocian con aguas de bajos índices de STD y altos porcentajes de Ca^{+2} , Mg^{+2} y HCO_3^- ; los sistemas de flujo intermedio con cantidades medianas de STD, y los sistemas de flujo regional con altos índices de STD, altos porcentajes de Na^+ y Cl^- , con relación a los sistemas intermedios y locales.

Respecto a los elementos traza, uno de los más útiles para la identificación del tiempo de residencia relativo del agua subterránea es el litio (Edmunds 1986, 1992). Como lo han demostrado varios estudios experimentales y de campo, el litio se libera fácilmente de los minerales que componen el acuífero que interacciona con el agua subterránea. Una vez en solución es una especie muy móvil, ya que en condiciones de temperatura y presión que prevalecen en los sistemas de agua subterránea, no se incorpora a la formación de nuevos minerales ni participa en procesos de precipitación. También tiene la ventaja que las reacciones de intercambio no ocasionan que pase a la fase sólida y tampoco es afectado por reacciones de oxidación-reducción. Probablemente la única reacción que afecta su movilidad es la adsorción en arcillas, pero esto sólo sucede en medios ambientes marinos. De esta manera, su naturaleza eminentemente conservativa, lo hace una herramienta valiosa para compararlo con la pérdida o ganancia de otros iones en solución y para la delimitación de sistemas de flujo de agua subterránea.

3.5 MODELO CONCEPTUAL DE FUNCIONAMIENTO DEL AGUA SUBTERRÁNEA

La conceptualización de los sistemas de aguas subterráneas, es uno de los procedimientos más importantes para la comprensión, definición y explicación del comportamiento hidrodinámico del subsuelo. En la delimitación de zonas de protección de pozos, el conocimiento detallado del modelo conceptual de funcionamiento del agua subterránea permitirá establecer cual es el método de delineación de zonas de protección más adecuado, o definir cuales son las limitaciones que presenta el método aplicado.

En primera instancia, conviene definir dos conceptos fundamentales: **sistema y modelo**. El primero es un término que implica la interrelación de mecanismos de un determinado fenómeno bajo un conjunto de reglas de operación. El segundo que se refiere a la representación de la realidad, procura explicar el comportamiento de ciertos aspectos del fenómeno visto como un sistema. Con base en lo anterior, un modelo conceptual es la representación simplificada del funcionamiento de un sistema real, en este caso el sistema agua subterránea. Incluye la interrelación de los mecanismos que interactúan en función de un conjunto de reglas naturales propias del sistema; además de los efectos antropogénicos, en el caso de que existan. Es importante resaltar que la descripción a través de un modelo conceptual siempre será menos compleja que el sistema real que representa. Por facilidad de representación, un modelo conceptual comúnmente se expresa mediante bloques diagramáticos y secciones verticales.

Debido a que la reproducción de un fenómeno está en función de los objetivos que se pretenden, es conveniente concentrar la atención en dos aspectos:

Escala de tiempo y espacio que regirá al sistema global

Detallar el entendimiento de los mecanismos de cada una de las partes específicas que integran dicho sistema

Lo anterior, siempre y cuando no se pierda de vista el contexto en el que se desarrolla. Para la elaboración del modelo conceptual de funcionamiento de un sistema de aguas subterráneas es necesario definir tres aspectos importantes:

Geometría, la que se definirá principalmente con información geológica y geofísica, una vez definida el área de interés. Incluye la identificación de unidades hidroestratigráficas.

Parámetros, como son la conductividad hidráulica, rendimiento específico, porosidad, etc., que se obtendrán con las metodologías más apropiadas, para tener valores iniciales cuantitativos.

Sistemas de flujo, que se identificarán aplicando todo tipo de información de las diferentes disciplinas (geología, geoquímica, hidrología, geofísica, etc.); además, manifestaciones hidrogeológicas de campo: topografía, clima, distribución de cargas hidráulicas, frentofitas, flujo base, manantiales, pozos brotantes, temperatura y conductividad eléctrica de agua subterránea, filtraciones o "lloraderos").

Particularmente, se definirán las condiciones de frontera y los sistemas de flujo local, intermedio y regional, que obviamente incluyen las diferentes zonas de recarga y descarga, con sus componentes verticales.

Es importante comprender que la conceptualización de los sistemas de aguas subterráneas se debe realizar de la manera más exhaustiva y cuidadosa, porque de estas acciones dependerá el grado de certidumbre de los resultados que se tengan cuando se delimiten zonas de protección de pozos para abastecimiento de agua potable. En la Figura 3.5 se presenta un diagrama de flujo que ejemplifica los diferentes aspectos hidrogeológicos que es necesario incluir durante la elaboración del modelo conceptual de funcionamiento del sistema de agua subterránea analizado.



Figura 3.5 Diagrama de flujo para la elaboración del modelo conceptual

3.6 REFERENCIAS DEL CAPÍTULO 3

- Anderson, M.P. and Woessner. 1992. Applied Groundwater Modeling. Academic Press. San Diego, Cali, 381 p.
- Bear, J. 1972. Dynamics of Fluids in Porous Media. Elsevier, New York, 764 p.
- Bear, J. 1979. Hydraulics of Groundwater. McGraw-Hill, New York.
- Davis, S.N. y R. De Wiest. 1971. Hidrogeología. Ediciones Ariel, 563 p.
- Domenico, P.A. 1972. Concepts and Models in Groundwater Hydrology. McGraw-Hill, New York.

Domenico, P.A. and F.W. Schwartz. 1988. Physical and Chemical Hydrogeology. John Wiley & Sons, Inc., 824 p.

Domenico, P.A. and F.W. Schwartz. 1998. Physical and Chemical Hydrogeology. John Wiley & Sons, Inc., Second Edition, 506 p.

Driscoll, F.G. 1986. Groundwater and Wells. Johnson Division, St. Paul, Minn.

Fetter, C.W. 1994. Applied Hydrogeology. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ, Third Edition, 691 p.

Freeze, R. A. and J. A. Cherry. 1979. Groundwater. PrenticeHall, Inc., Englewood Cliffs, N.J., 604 p.

Kruseman, G.P. and N.A. de Ridder. 1990. Analysis and Evaluation of Pumping Test Data. Publication 47, International Institute for Land Reclamation and Improvement, Second Edition, 377 p.

Ophori, D.U., and J.Tóth. 1989. Characterization of ground-water flow by field mapping and numerical simulation, Ross Creek Basin, Alberta, Canada. Groundwater, v.27. 193-201.

Rathod, K.S. and K.R. Rushton. 1991. Interpretation of pumping from two-zone layered aquifers using a numerical model. Groundwater, v.29(4). 499-509.

Tóth, J., 1966. Mapping and interpretation of field phenomena for groundwater reconnaissance in a prairie environment, Alberta, Canada. Bull. Intern. Assoc. Sci. Hydrol. 11, No. 2,1-49.

Tóth, J. 1972. Properties and manifestations of regional groundwater movement. Proc. 24th Int. Geol. Cong. Section 2. 153-163.

4 DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN DE POZOS

4.1 TÉRMINOS RELACIONADOS CON LAS ZONAS DE PROTECCIÓN DE POZOS

Debido a que es un concepto que no se ha aplicado en la defensa de la calidad original, del agua subterránea, en nuestro país no existe acuñada una definición para el término zona de protección de pozos. De acuerdo con la US Environmental Protection Agency (1987) una zona de protección de pozos consiste de "la superficie y subsuelo que encierra o rodea a un pozo o campo de pozos que proveen agua para abastecimiento poblacional, de tal modo que en dicha región, en caso de que se presente un contaminante, es más factible que se mueva y alcance el agua que extrae dicho pozo o campo de pozos". Una definición alterna un poco más amplia puede ser que la zona de protección de un pozo o campo de pozos, consiste del área que rodea los abastecimientos de aguas subterráneas, pero con la característica principal de que si un contaminante estable y conservativo es introducido en la zona saturada dentro de dicha región, en determinado momento será bombeado por el pozo o campo de pozos que constituyen el abastecimiento para uso poblacional.

Considerando las definiciones anteriores, es conveniente señalar que aunque no está explícitamente señalado, el cálculo de la zona de protección de un pozo considera un volumen de extracción que pudiera denominarse "de diseño o de protección". En condiciones ideales, dicho caudal debe corresponder al máximo autorizado al Organismo Operador correspondiente para dicho aprovechamiento. La delimitación de la zona de protección de un pozo con la finalidad de proteger la calidad del agua subterránea que se destina para uso de la población involucra un proceso largo y complicado que incluye desde la recopilación y análisis de la información existente, realización de mediciones de campo, hasta la generación de mapas en donde se señala la zona de protección de los pozos investigados junto con la generación de una memoria o reporte de las actividades y cálculos realizados.

Un concepto adicional es el denominado **zona de captura de un pozo** (también conocida como zona de contribución) que consiste en el área dentro de la cual toda la recarga del acuífero, sin importar cual sea su origen (precipitación, flujo lateral horizontal, flujo vertical), circulará y finalmente será extraída en dicho aprovechamiento (Figura 4 I). Un término asociado al de zona de captura de un pozo es el denominado como **área de influencia**, que consiste de la región incluida dentro del cono de abatimiento de un pozo de extracción. En la hipotética situación de que la superficie del nivel de saturación de agua subterránea fuera estrictamente horizontal, la zona de captura y el área de influencia conformarían una misma superficie. En el mundo real, la superficie piezométrica del agua subterránea nunca es horizontal, por lo que debido a la presencia de un gradiente hidráulico con determinada dirección y magnitud, la zona de captura y el área de influencia no pueden emplearse como sinónimos. De acuerdo con las definiciones planteadas, la zona de captura de un pozo es el equivalente a su zona de protección.

Cuando se analiza un pozo de bombeo emplazado en un acuífero de tipo libre en un medio homogéneo e isótropo en una región que tiene una divisoria de aguas

subterráneas, como el que se representa en la Figura 4.1, los conceptos de zona de protección y de área de influencia previamente discutidos, se comprenden más fácilmente. Nuevamente, aunque no está especificado directamente, el área de influencia tiene que relacionarse con el caudal de extracción de diseño del pozo y además con el tiempo de bombeo, que en este caso tiene que ser el necesario para lograr un régimen de flujo muy cercano al estacionario (flujo establecido).

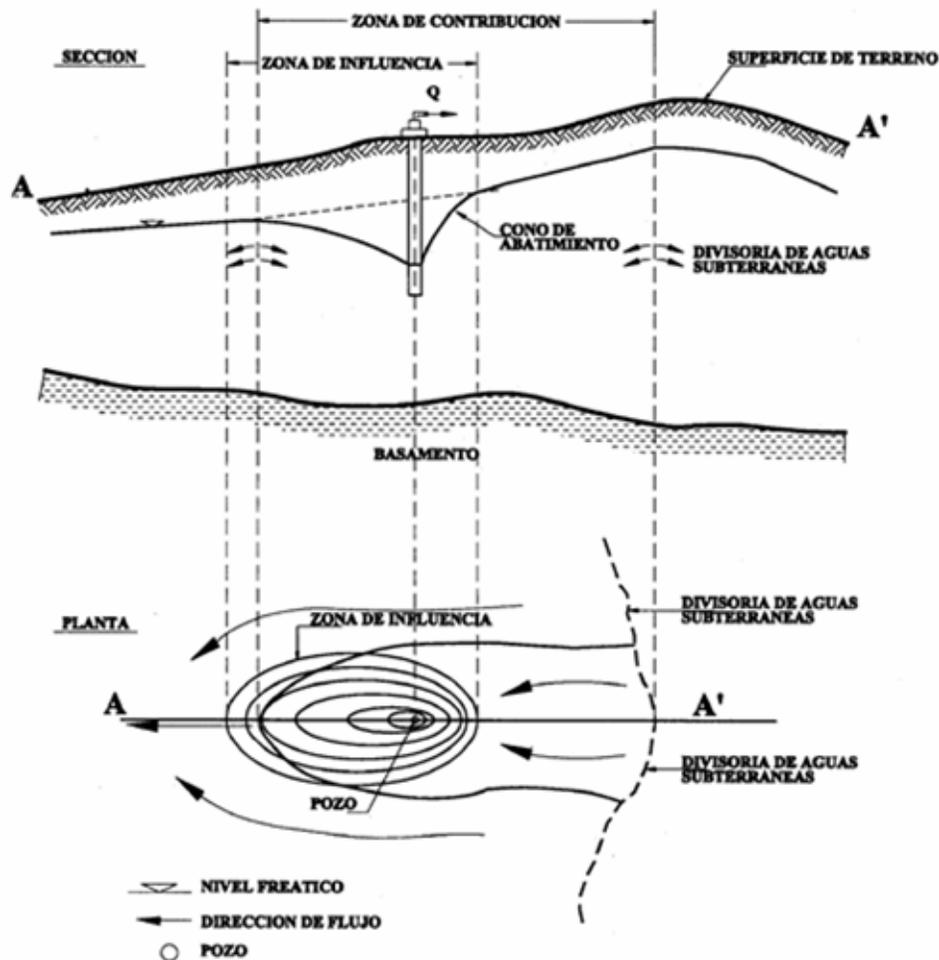


Figura 4.1 Términos relacionados con el concepto de zonas de protección de pozos

Con base en lo anterior, también es posible definir dentro de la zona de contribución, líneas hipotéticas que señalen puntos o partículas que se encuentran en una posición tal, que todas utilizan el mismo tiempo de viaje, desde su posición original, hasta el pozo de extracción (Figura 4.2). Estas líneas que formalmente se denominan como **isócronas**, también son conocidas con la denominación de zonas de transporte. Como todas las partículas incluidas dentro de una **zona de transporte** determinada (por ejemplo, 5 ó 10 años) teóricamente pueden ser bombeadas por el pozo, las zonas de transporte están incluidas en su totalidad, dentro de la zona de captura. En la medida de que el tiempo de viaje que representan las zonas de

transporte sean mayores, más significativa será la zona de protección propuesta para dicho pozo. Las zonas de transporte que incluyen cortos periodos de tiempo quedan comprendidas, en su mayor parte, dentro del área de influencia del pozo. Como esta región presenta, comparativamente con otras, una mayor velocidad del flujo, los contaminantes rápidamente pueden ser extraídos con lo que se incorporan a la red de abastecimiento ocasionando problemas en la población.

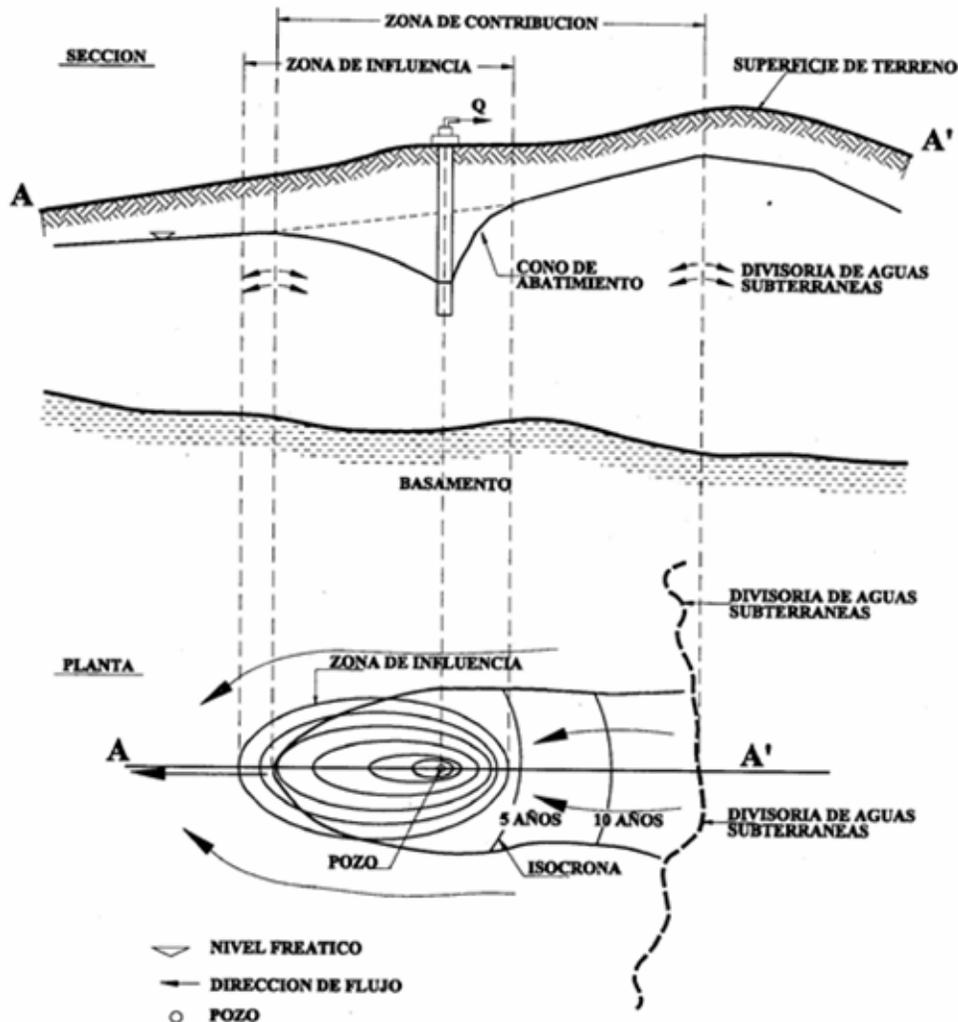


Figura 4.2 Representación de líneas isócronas para diferentes tiempos de viajes

El principal concepto inherente al establecimiento de una zona de protección, es el tratar de limitar la entrada de contaminantes a los abastecimientos de agua subterránea. Por esta razón, cuando se analiza un acuífero de tipo confinado compuesto por material granular homogéneo e isótropo, en primera instancia se pudiera tener la impresión de que el estrato confinante superior puede constituir una protección efectiva. Sin embargo, de acuerdo con el concepto de continuidad hidráulica establecido por Tóth (1995), el agua subterránea puede desplazarse aún en medios de baja o muy baja conductividad hidráulica, como pudiera ser una capa confinante. De acuerdo con la situación hipotética representada en la Figura 4.3, la

superficie potenciométrica del acuífero confinado ha sido modificada por el efecto del pozo de bombeo, de tal modo que en una porción de la zona analizada, la carga hidráulica del acuífero confinado es menor que la establecida para el acuífero libre que lo sobreyace. De este modo, se establece una componente vertical dentro del área de influencia del pozo, que se denomina como "región de flujo vertical descendente". Es dentro de esta región de flujo vertical descendente en donde el flujo potencial de contaminantes puede ocasionar una degradación de la calidad del agua que se bombea en el pozo, por lo que se establece que sí es necesario delimitar una zona de protección para este tipo de acuíferos.

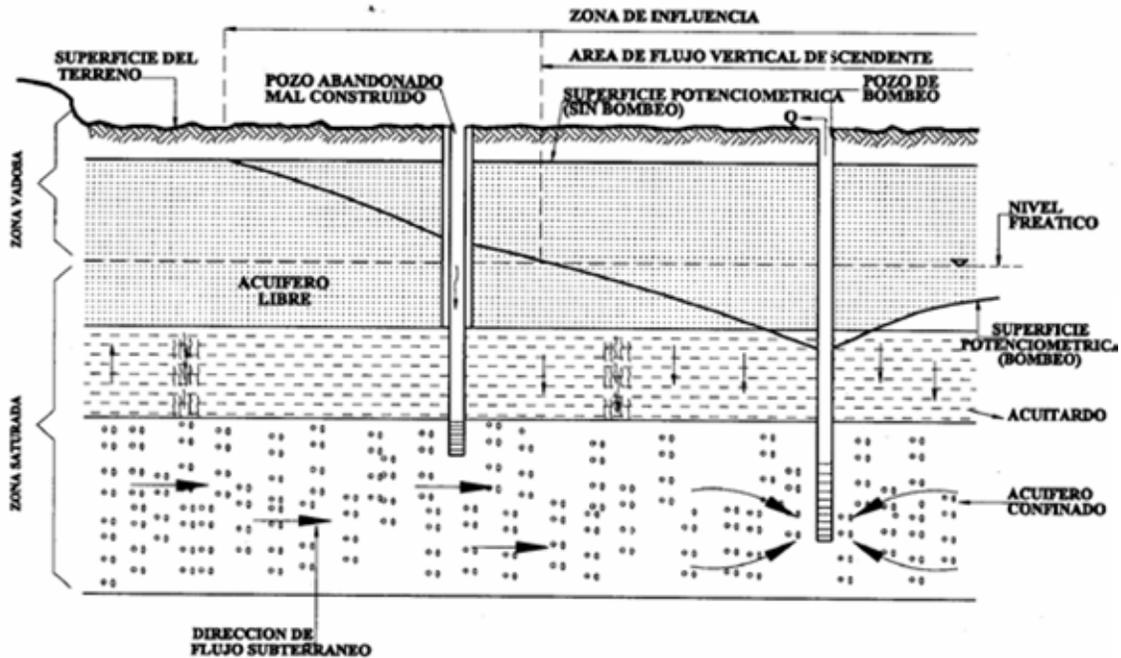


Figura 4.3 Representación esquemática de flujo vertical de acuíferos confinados

El establecimiento de zonas de protección es más complicado cuando se analizan acuíferos emplazados en medios fracturados o zonas cársticas. En el caso de acuíferos de tipo libre en medios fracturados es necesario identificar los principales sistemas de fracturamiento que existen en la región, así como el control estructural que condiciona la interconexión de dichos sistemas. Para la delimitación de la zona de contribución en medios fracturados es conveniente utilizar el análisis de las manifestaciones superficiales de agua subterránea, que colaborarán en la definición de zonas de recarga, descarga y de tránsito. Una aproximación preliminar para establecer la zona de contribución en este tipo de medios, que en determinadas situaciones puede ser válido, es el suponer que el nivel freático en el subsuelo es una réplica de la topografía superficial.

4.2 DEFINICIÓN DE PARÁMETROS PARA LA DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN

Los principales objetivos que se plantean con la delimitación de zonas de protección de pozos incluyen: i) proporcionar suficiente tiempo para aminorar las consecuencias de la presencia fortuita de un contaminante en el agua subterránea del acuífero que abastece pozos de uso potable, ii) disminuir la concentración de la contaminación, por abajo de los límites máximos recomendados por las normas de calidad del agua, previo a que sea extraída por los aprovechamientos y iii) proteger de la contaminación potencial a la totalidad o cuando menos la mayor parte de la zona de contribución de los aprovechamientos de agua subterránea.

Con la finalidad de cumplir con los objetivos de la delimitación de zonas de protección de pozos, se revisarán los parámetros o criterios que deben ser los fundamentos de los métodos que se utilizarán en el establecimiento de dichas zonas. La U.S. Environmental Protection Agency (EPA) propuso los siguientes parámetros: i) distancia, ii) abatimiento, iii) tiempo de viaje, iv) límites del sistema de flujo y v) capacidad de asimilación. La filosofía que se siguió en la propuesta de los parámetros anteriores, es que cada entidad o agencia encargada de llevar a cabo la determinación de zonas de protección de pozos en una región, seleccione y utilice durante el análisis uno o varios de dichos criterios. Para esto, también propuso métodos específicos que se basan en uno o varios de esos criterios.

La reglamentación de los Estados Unidos de América establecida con base en la Ley de Agua Potable Limpia (Safe Drinking Water Act, SDWA, 1986, sec. 1428(a), manifiesta que es necesario proteger los recursos de agua subterránea y otorga facilidades a los estados en el sentido de que son libres de seleccionar los programas más apropiados, de acuerdo con sus recursos y necesidades. En primera instancia, algunas pequeñas ciudades dentro de los estados probablemente no dispondrán de los recursos suficientes para contratar a una firma consultora especializada para la delimitación de las zonas de protección de sus abastecimientos subterráneos. Por esta razón, los criterios propuestos por la EPA tienen como objetivo que, cuando menos algunos de ellos, puedan utilizarse con métodos de aplicación simple, de tal modo que los costos involucrados en la delimitación de las zonas de protección sean mínimos. Se considera que cualquier método de estimación de zonas de protección, por sencillo que parezca, es mejor que no aplicar ninguno. En el mejor de los casos, la aplicación de un método barato y rápido puede ser un primer paso en una estrategia a largo plazo de protección del agua subterránea. Posteriormente, con la disposición de un tiempo más largo y con mayores recursos, tanto financieros como de personal, puede realizarse una delimitación más detallada, como la que puede llevar a cabo personal especializado que tiene los conocimientos para aplicar métodos más complicados.

En nuestro país, la experiencia en la delimitación de zonas de protección de pozos es mínima. De hecho, aunque la reglamentación vigente considera importante la protección de los recursos hidráulicos contra la contaminación, no existen leyes específicas que sugieran la aplicación de una técnica concreta para la salvaguardia

de la integridad química del agua subterránea. De acuerdo con la corriente del federalismo que ha estado vigente en los últimos años en nuestro país, el gobierno federal cada vez tiene menor injerencia en las decisiones de los estados y municipios. De este modo, al amparo de las leyes aplicables, corresponderá a los municipios el decidir los procedimientos a seguir para la protección de sus recursos hidráulicos superficiales y subterráneos. El personal que labora en el abastecimiento y distribución del agua potable en los municipios, no siempre tiene los conocimientos técnicos de un hidrogeólogo. Por lo tanto, al igual que con la filosofía utilizada por la EPA, en este manual se revisarán criterios y se propondrán métodos con diferente grado de complejidad.

La elección de los criterios a utilizar dependerá del juicio y experiencia del grupo de personas encargadas de la ejecución, pero dicho raciocinio deberá ser encauzado y condicionado por el conocimiento detallado de la hidrogeología de la zona analizada, de las herramientas que se tengan a la mano y del capital y tiempo de que se disponga. Adicionalmente a los criterios escogidos, es necesario establecer una referencia específica para cada uno de ellos, es decir, los valores numéricos que representen los límites superiores o inferiores, mismos que cuando sean rebasados, originarán que el parámetro seleccionado cese de proporcionar el efecto de protección deseado. La propuesta de estos "**valores de referencia**" debe de realizarse con mucha cautela, porque si son sobrestimados, las zonas de protección que resulten serán demasiado grandes como para manejarlas en forma adecuada, y en el caso contrario existe el peligro inminente de contaminación del abastecimiento. A continuación se describen brevemente cada uno de los criterios básicos que conforman la base de la delimitación de las zonas de protección.

4.2.1 Distancia

La definición de una zona de protección involucra el establecimiento de un área, lo que se puede lograr proponiendo una **distancia radial** con centro en el pozo. De este modo, se considera que el criterio de distancia es la forma más explícita y simple de proponer una zona de protección de un pozo. Sin embargo, este sencillo procedimiento tiene el inconveniente de que no considera, en forma directa, el modelo conceptual que rige el flujo de agua subterránea (y por lo tanto de los contaminantes) hacia el pozo. De este modo, el aplicar este criterio únicamente, puede resultar en zonas de protección que no cumplirán con la función para las que fueron propuestas.

Sin embargo, desde un punto de vista eminentemente práctico, conviene señalar que aún con los obstáculos y deficiencias que presenta el establecer una zona de protección con base en el criterio de distancia, definitivamente es mejor que evitar proponerla fundamentando que no se dispone de los elementos necesarios. La distancia de referencia generalmente se propone con base en experiencias de sitios similares y es adecuado utilizarla como el primer, paso de muchos otros, cuando se trata de implementar un programa de delimitación de zonas de protección de pozos.

4.2.2 Abatimiento

La definición básica de **abatimiento** señala que es una cantidad que representa la diferencia entre la profundidad al nivel estático y la profundidad al nivel dinámico, registrada cuando se bombea un pozo. Como el agua subterránea es extraída en forma puntual por un pozo, el máximo descenso que se produce es precisamente en esa localidad. El abatimiento decrece paulatinamente con la distancia radial, hasta que llega un momento en que no se reconoce afectación en el nivel freático (o piezométrico) del acuífero, por efecto del bombeo. Precisamente, la zona de influencia o cono de abatimiento se refiere a dicha superficie dentro de la cual es posible registrar o medir un abatimiento (Figura 4.4) o cuando para efectos prácticos, es menor de dos centímetros. En un acuífero compuesto por material granular homogéneo e isótropo en donde la superficie del nivel del agua es perfectamente horizontal (caso hipotético) y existe suficiente recarga vertical a partir de la precipitación, la proyección horizontal del cono de abatimiento será perfectamente circular y la zona de influencia coincidirá con la zona de contribución.

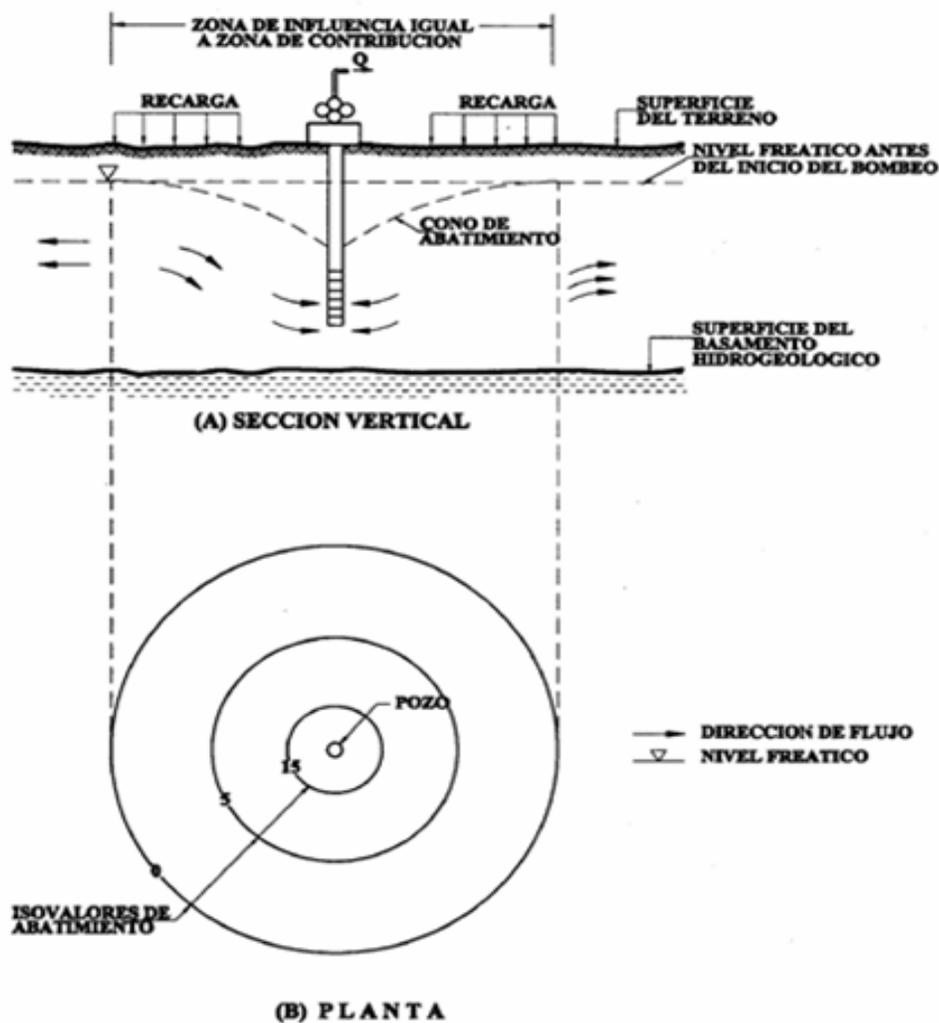


Figura 4.4 Criterio de abatimiento para delimitación de zonas de protección

Con base en el análisis conceptual previo, la propuesta de utilización de este criterio es el definir la zona de influencia del aprovechamiento. Esto se logra seleccionando un valor de referencia pequeño para el abatimiento y posteriormente estimando o calculando la distancia, tomando como referencia el pozo de bombeo, hasta donde el abatimiento es igual al valor de referencia propuesto. Para la situación hipotética de un acuífero en donde el nivel freático es horizontal analizada previamente, la protección de la zona de influencia es adecuada, porque coincide con la zona de contribución. Sin embargo, en el mundo real las cargas hidráulicas en un acuífero son variables, tanto en el sentido horizontal como en el vertical, por lo que la zona de influencia no coincidirá con la zona de contribución.

4.2.3 Tiempo de viaje

El criterio denominado **tiempo de viaje** considera el tiempo que es necesario que transcurra para que un contaminante llegue desde su posición en el campo de flujo subterráneo hasta un pozo. Toma en consideración los principales procesos que intervienen en el desplazamiento de contaminantes en un medio saturado: i) advección, ii) dispersión hidrodinámica y iii) interacción del soluto con la porción sólida del acuífero. De acuerdo con el proceso de advección, los contaminantes no reactivos se mueven a la velocidad real promedio del agua subterránea. Cuando se extrae agua de un pozo, el incremento paulatino del abatimiento en dirección hacia la zona de extracción ocasiona que la velocidad real promedio del agua subterránea sea variable, conforme con la distancia al pozo. La velocidad mínima se establece para un abatimiento nulo (fuera de la zona de influencia del bombeo del pozo), incrementándose en dirección hacia el pozo. Si se considera únicamente el proceso de advección, un contaminante presente dentro de la zona de influencia del pozo, se desplazará a diferentes velocidades en dirección hacia el pozo de bombeo, al igual que lo hace el agua subterránea. En estos casos se recomienda utilizar valores de referencia relativamente altos para el criterio tiempo de viaje (del orden de varios años), ya que cuando la advección es el proceso dominante, la velocidad real promedio del agua subterránea es elevada y por lo tanto los contaminantes se desplazarán rápidamente hacia el pozo.

La dispersión se refiere a la expansión de los contaminantes en la dirección de flujo, efecto ocasionado porque los contaminantes se desplazan a una velocidad diferente que la velocidad real promedio del agua subterránea. Recordando algunos conceptos básicos, el cálculo de la velocidad real promedio del agua subterránea se basa en el concepto de medio poroso homogéneo equivalente, principio que supone que las condiciones reales de campo, en donde se presenta un acuífero heterogéneo, pueden ser representados como un acuífero homogéneo equivalente. Con base en esta conceptualización, la velocidad real promedio se estima a partir de una conductividad hidráulica, teóricamente representativa del volumen de acuífero analizado. Sin embargo, estudios de campo y experimentales han demostrado que el movimiento de los contaminantes es influenciado directamente por la presencia de heterogeneidades dentro del acuífero, que ocasionan desviaciones (a pequeña escala) de la velocidad real promedio calculada. Por esta razón, cuando el proceso de dispersión hidrodinámica condiciona el transporte de los solutos disueltos, los

contaminantes pueden llegar antes del tiempo predicho por el cálculo del tiempo de viaje que se basa únicamente en el proceso de advección. En estos casos, también es conveniente utilizar valores de referencia relativamente grandes, para efectivamente incluir un mayor factor de seguridad.

Cuando existen conductos preferenciales a lo largo de zonas específicas con alta conductividad hidráulica se presenta una complicación adicional. En estos casos, la dispersión que se presenta no obedece a las leyes de Fick (descritas previamente) como sucede en condiciones "normales". De este modo, no es válido incluir la dispersión directamente, sin introducir factores de corrección y adecuación, que permitan una representación más acertada del fenómeno. Esta situación tiene una aplicación directa en medios geológicos en donde predominan velocidades elevadas del agua subterránea (mayores a 1 cm/s), como pueden ser medios calcáreos cársticos, rocas volcánicas fracturadas, sedimentos no consolidados compuestos por partículas del tamaño de la grava. En estas condiciones, los tiempos de viaje del agua subterránea son muy cortos, además de que se presenta la limitación relacionada con la difícil representación de la dispersión. Los medios geológicos con estas características requieren de la utilización de un criterio diferente al de tiempo de viaje presentado previamente.

4.2.4 Límites de sistemas de flujo

Una de las hipótesis de trabajo utilizadas para el establecimiento de zonas de protección de pozos, es que cualquier contaminante que se introduzca dentro de la zona de contribución de un pozo, si las condiciones no cambian drásticamente, tarde o temprano alcanzará el pozo. El criterio de definición de **límites de sistemas de flujo** está basado en definir una protección efectiva a la zona de contribución de un pozo a partir del establecimiento de los límites físicos o hidráulicos que controlan la distribución del flujo subterráneo. Los límites físicos de un sistema de agua subterránea están constituidos por la presencia de barreras tangibles al flujo, como puede ser la frontera del acuífero con material de muy baja permeabilidad, o la presencia de un gran cuerpo de agua superficial en conexión hidráulica con el flujo subterráneo. Los límites hidráulicos constituyen fronteras "invisibles" que incluyen divisorias de aguas subterráneas y líneas de flujo. A diferencia de la mayoría de las fronteras de tipo físico, los límites hidráulicos pueden ser modificados por la introducción de estímulos (extracción o inyección de agua) al sistema de agua subterránea.

En la Figura 4.5 se presentan dos sistemas de flujo limitados por fronteras de tipo físico, la presencia de un horizonte de baja permeabilidad en el fondo del acuífero y el nivel freático en su porción superior (Anderson y Woessner, 1992). También se presentan ríos como parte de las fronteras físicas laterales. Las divisorias de aguas subterráneas conforman límites hidráulicos que en la mayoría de las ocasiones están influenciados por la presencia de expresiones topográficas. Otro tipo de límites hidráulicos es originado por líneas de flujo que separan sistemas de flujo de diferente jerarquía. Para efectos prácticos, estos límites hidráulicos conforman fronteras de flujo nulo (barreras impermeables), aunque como se mencionó previamente, su

posición puede ser variable de acuerdo con los estímulos que se apliquen al sistema. En un caso extremo, estos límites pueden desaparecer totalmente.

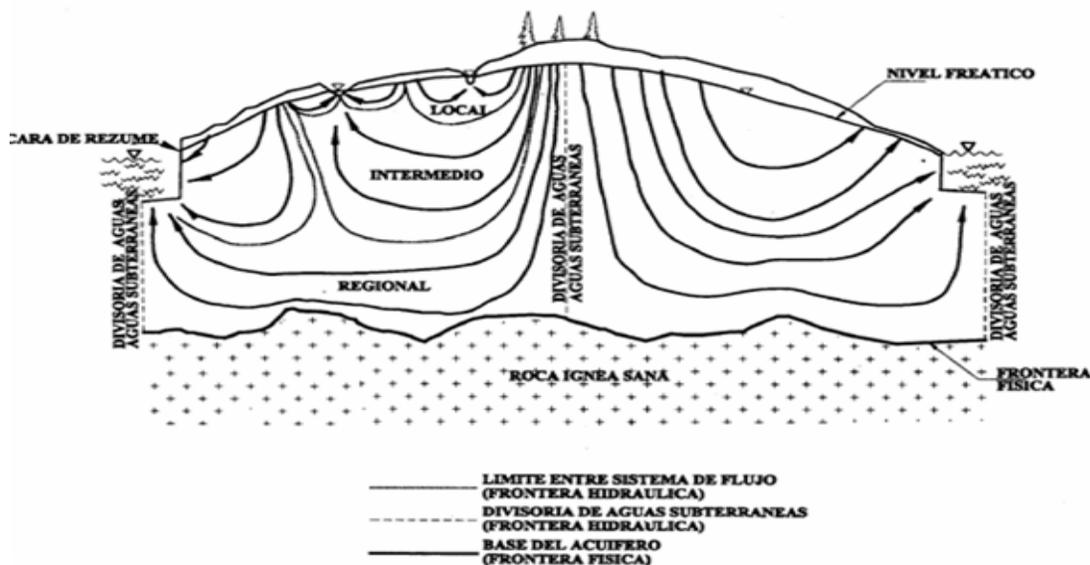


Figura 4.5 Sistemas de flujo regional que presentan diferentes tipos de fronteras (físicas e hidráulicas)

La aplicación del criterio de límites de sistemas de flujo es adecuado para acuíferos de pequeñas dimensiones o para pozos que se abastecen de sistemas de flujo locales. En estos casos, los tiempos de viaje son muy cortos, por lo que es necesario proteger la totalidad de la zona de contribución de agua al pozo. En acuíferos de grandes dimensiones o en el caso de explotación de sistemas de flujo intermedios o regionales, la aplicación de este criterio conlleva a la delimitación de zonas de protección de grandes dimensiones que pueden ser muy difíciles de establecer y/o manejar. Sin embargo, cuando los pozos se encuentran ubicados en las inmediaciones de límites físicos y/o hidráulicos, aunque exploten un sistema de flujo regional o pertenezcan a un acuífero de grandes dimensiones, el criterio de límites de flujo puede aplicarse fácilmente.

4.2.5 Capacidad de asimilación

Una vez que los contaminantes escapan de la fuente y se desplazan por los materiales geológicos del subsuelo, tienen que atravesar la zona vadosa para llegar a la zona saturada. En su recorrido tienden a ser removidos o a disminuir en su concentración conforme avanza el tiempo o se incrementa la distancia recorrida. Los mecanismos son variables y dependen de la naturaleza del contaminante y del material geológico con el que están en contacto, además de las condiciones de pH, Eh y calidad original del agua subterránea en la que estén disueltos. Entre los principales mecanismos es posible reconocer genéricamente: i) decaimiento radiactivo, ii) procesos químicos y iii) dilución. El grado o intensidad de la atenuación es función del tipo de contaminante y del ambiente hidrogeológico local. La predicción cuantitativa de la intensidad de atenuación es uno de los más difíciles,

pero también de los más importantes problemas en el estudio del transporte de solutos en el agua subterránea.

El criterio denominado **capacidad de asimilación** o atenuación se basa en los conceptos anteriores. Efectivamente, tanto la zona saturada como la vadosa tienen la capacidad (finita) de atenuar o disminuir las concentraciones de contaminantes. La concepción de este criterio es calcular el volumen mínimo necesario de material geológico, para que la concentración de un contaminante se encuentre por abajo de un valor de referencia específico cuando sea extraído por el pozo de bombeo (Figura 4.6). El valor de referencia (concentración del contaminante) a establecer deberá estar acorde con las recomendaciones reportadas en los estándares de calidad del agua vigentes para uso potable.

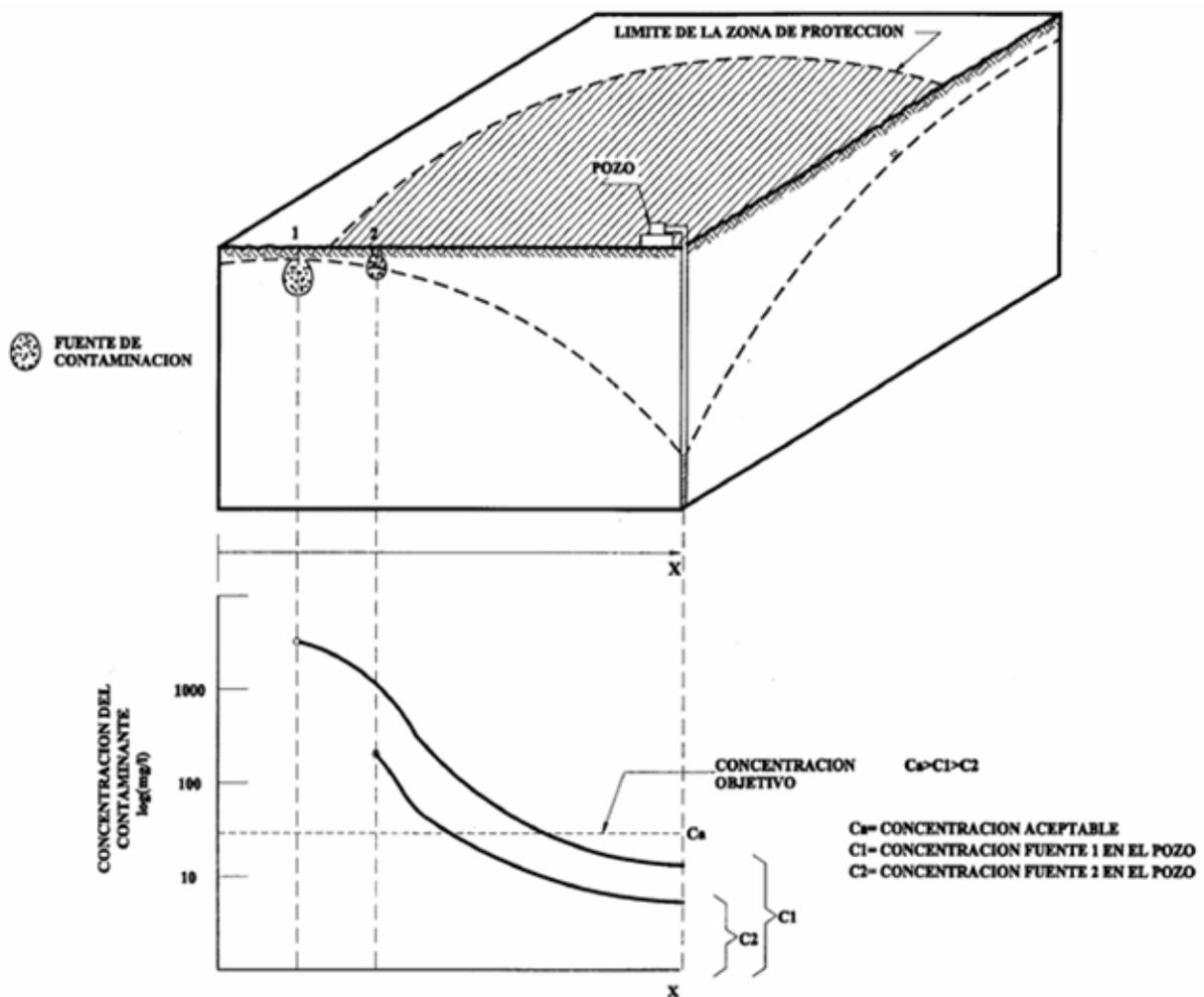


Figura 4.6 Definición conceptual del criterio de capacidades de asimilación

Este tipo de criterio de cálculo de la capacidad de asimilación es adecuado de aplicar cuando los problemas de contaminación se reducen a uno o dos contaminantes específicos. Cuando las fuentes potenciales de contaminación liberan varios tipos de contaminantes, es necesario calcular para cada uno de los solutos, el volumen de

material geológico capaz de asimilar dicha carga contaminante. Por ejemplo, en la Figura 4.7 se presenta una serie de curvas de isovalores de concentración para especies químicas cuya fuente es un relleno sanitario. Es obvio que el volumen de acuífero necesario para amortiguar las concentraciones es variable para cada una de las especies. Ante este panorama, el problema se torna complejo, ya que además no existe información disponible relacionada con las reacciones que afectan a algunos tipos de contaminantes en medios geológicos específicos. Esta situación ocasiona que los mecanismos de atenuación factibles de considerar pueden ser muy simples y no representar en forma congruente la situación real de campo. Por lo tanto, los resultados del ejercicio realizado presentan un grado de incertidumbre mayor al deseable en la estimación de zonas de protección de pozos.

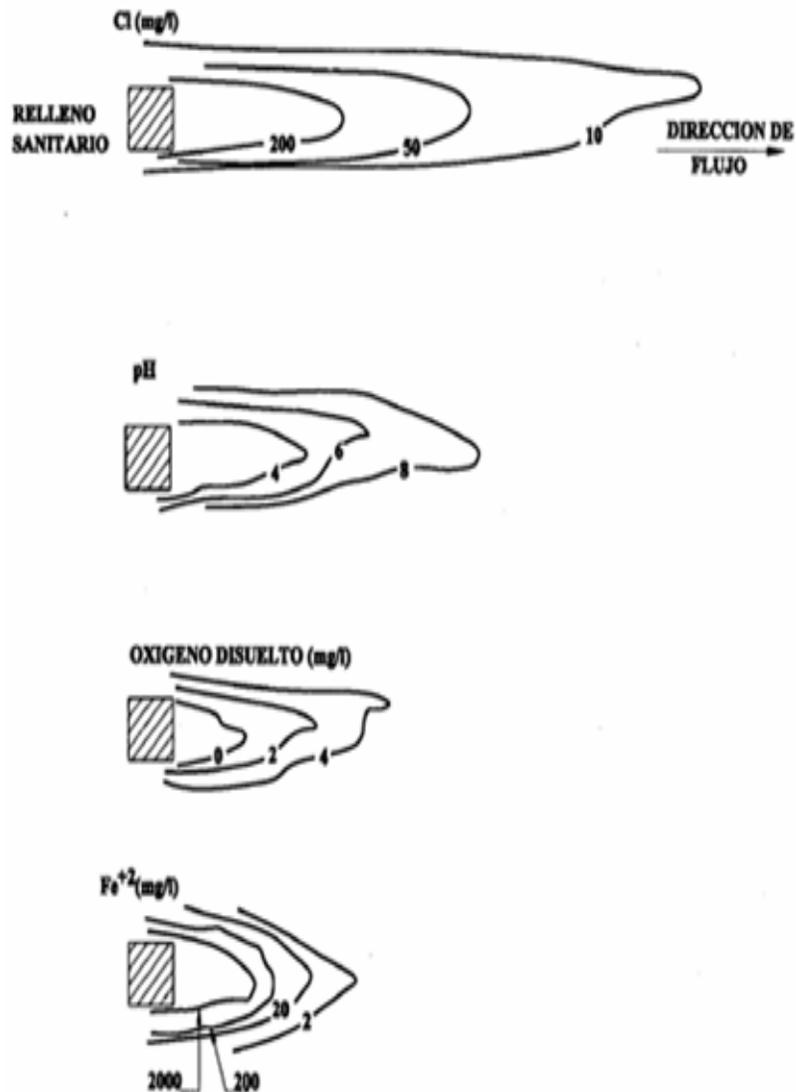


Figura 4.7 Curva de isovalores para diferentes parámetros químicos que se originan apartir de lixiviados producidos en un relleno sanitario observar como el volumen de acuífero que neutraliza diferentes parámetros químicos es variable

4.3 MÉTODOS PARA LA DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN DE POZOS

Una vez establecidos los criterios base para llevar a cabo la delimitación de las zonas de protección de pozos, es necesario proponer las técnicas o metodologías que se utilizarán para aplicarlos. Los resultados de dichas técnicas deben tener la cualidad de ser cuantitativos, además de presentar facilidad de transferencia de los productos al mapa base. De acuerdo con los trabajos realizados por la Agencia de Protección del Ambiente en los Estados Unidos de América, 6 métodos generales fueron estudiados y probados como adecuados para representar los criterios previamente discutidos. Cada uno de los métodos se basa en al menos uno de dichos criterios, pero la filosofía inherente en la selección era que se incluyeran tantos criterios como fuera posible. Otra característica que se buscó, fue que cubrieran la amplia gama de capacidades técnicas y/o económicas que se presentan en los diferentes organismos interesados en la delimitación de las zonas de protección de pozos. De este modo, aún en las condiciones técnicas y económicas menos favorables, es posible seleccionar y utilizar al menos una de las metodologías propuestas.

Considerando un estricto orden de incremento en la complejidad de su aplicación, y por lo tanto también aumento en los costos asociados, los seis métodos establecidos como útiles por la US Environmental Protection Agency para la delimitación de zonas de protección de pozos son los siguientes:

- Radio arbitrario fijo
- Radio calculado fijo
- Formas simplificadas de tipo estándar
- Métodos analíticos
- Cartografía hidrogeológica
- Modelos numéricos

4.3.1 Radio arbitrario fijo

El trazado de una zona de protección de pozos por medio de la técnica de radio arbitrario se basa en la propuesta de una cantidad específica (metros) como valor de referencia, utilizando el criterio de distancia (Figura 4.8). La teoría tradicional del flujo de agua subterránea saturado hacia un pozo de bombeo considera que, en la mayoría de los casos, es válida la aproximación de suponer flujo radial hacia el pozo. Entonces tiene sentido suponer que la distancia que se determina por medio de esta metodología es efectivamente el radio, de una circunferencia en cuyo centro se encuentra el pozo de bombeo. Es conveniente establecer el valor de referencia para la distancia a partir de un análisis, si se quiere simple y genérico, pero que considere de alguna manera las condiciones hidrogeológicas locales. También es deseable que en la propuesta de dicho valor de referencia participe un hidrogeólogo con experiencia, para que valide las observaciones realizadas. Adicionalmente, la propuesta del valor de referencia para el radio fijo puede realizarse con base en

experiencias de otras regiones de condiciones hidrogeológicas similares que utilizaron métodos más elaborados, como los que se detallarán posteriormente.

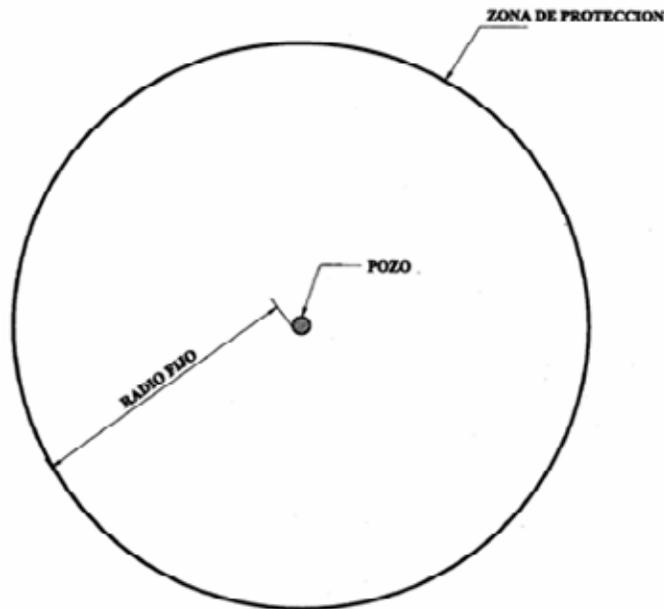


Figura 4.8 Delimitación de zonas de protección de pozos con el método de radio arbitrario fijo

Sin lugar a dudas, este método es el más simple que se puede encontrar utilizando el criterio de distancia. Por esta razón, su aplicación es muy económica y la información requerida muy asequible, pues en la práctica únicamente se requiere un mapa topográfico base y algunas observaciones de tipo hidrogeológico que validen la propuesta del valor de referencia. Si se desea un alto grado de protección o factor de seguridad elevado, entonces conviene proponer un gran valor de referencia para la distancia. Otra de las ventajas es que puede utilizarse como un primer paso durante el desarrollo de un programa de delimitación de zonas de protección de pozos. Conforme el programa se consolida y adquiere una mayor cantidad de recursos, puede ser adecuado optar por una interpretación más detallada y tal vez más precisa, utilizando una metodología alterna.

4.3.2 Radio calculado fijo

Este método es similar al anterior en el sentido de que consiste en el trazado de una circunferencia con el pozo ubicado en el centro. Sin embargo, la principal diferencia se establece en el criterio utilizado, ya que en este caso se consideran los criterios de: i) tiempo de viaje y ii) abatimiento. Se recomienda calcular la distancia de recorrido para un determinado valor de referencia del tiempo de viaje, utilizando alguna ecuación de tipo analítico (Figura 4.9). Los datos necesarios para la aplicación del método son variables, dependiendo de la ecuación analítica que se desee aplicar, pero en forma genérica se menciona que los principales serán: i) gasto de extracción del pozo y ii) parámetros hidráulicos del acuífero (conductividad hidráulica, coeficiente de almacenamiento, porosidad). Por supuesto, también es

indispensable la proposición de los valores de referencia para el tiempo de viaje o abatimiento, esto acorde con la ecuación analítica empleada. Cuando se considere el criterio de abatimiento, la distancia también se calcula con una ecuación de tipo analítico. El valor de referencia para el abatimiento se recomienda que sea menor a 0.05 metros, para que la distancia calculada efectivamente represente el cono de abatimiento del pozo.

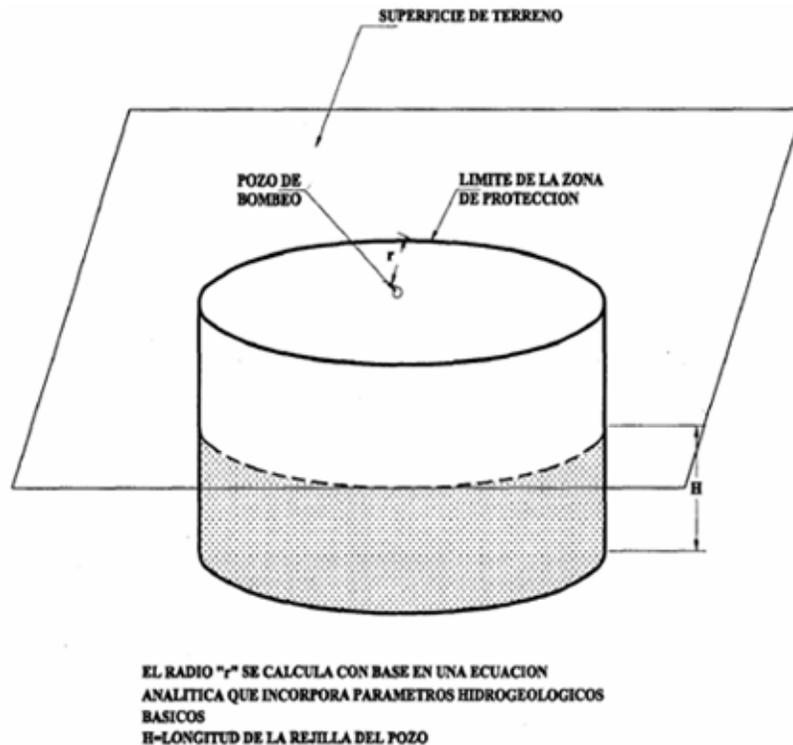


Figura 4.9 Delimitación de zonas de protección de pozos con el método de radio fijo calculado

Este método, aunque requiere que sea aplicado por personal especializado con conocimientos de hidrogeología, es relativamente sencillo de aplicar y económico. Si los parámetros hidráulicos necesarios fueron estimados por algún estudio previo, entonces es posible calcular las zonas de protección para muchos pozos en un tiempo relativamente corto. En forma conceptual, este método tiene más fundamentos técnicos que el de radio arbitrario fijo, por lo que requiere de una mayor inversión de tiempo y económica. Sin embargo, tampoco considera en detalle muchos de los factores que determinan el transporte de solutos, por lo que en acuíferos heterogéneos y anisotrópicos es elevada la incertidumbre asociada con los resultados obtenidos. Por lo tanto, se recomienda en la medida de lo posible, incluir la influencia de controles de tipo geológico y las fronteras hidrogeológicas existentes.

4.3.3 Formas variables simplificadas

En cualquier tipo de acuífero, la condición de superficie piezométrica horizontal es poco frecuente, por lo que durante el bombeo de un pozo, en condiciones reales de

campo, la zona de influencia no será circular y tampoco coincidirá con la zona de contribución del pozo. La forma de la zona de contribución de un pozo depende de varios factores, entre los que se pueden mencionar: i) gasto de extracción, ii) recarga (directa e indirecta), iii) conductividad hidráulica, iv) porosidad efectiva, v) espesor del acuífero y vi) gradiente hidráulico y dirección del flujo de agua subterránea. En la Figura 4.10 se presentan algunas formas de zonas de contribución reales.

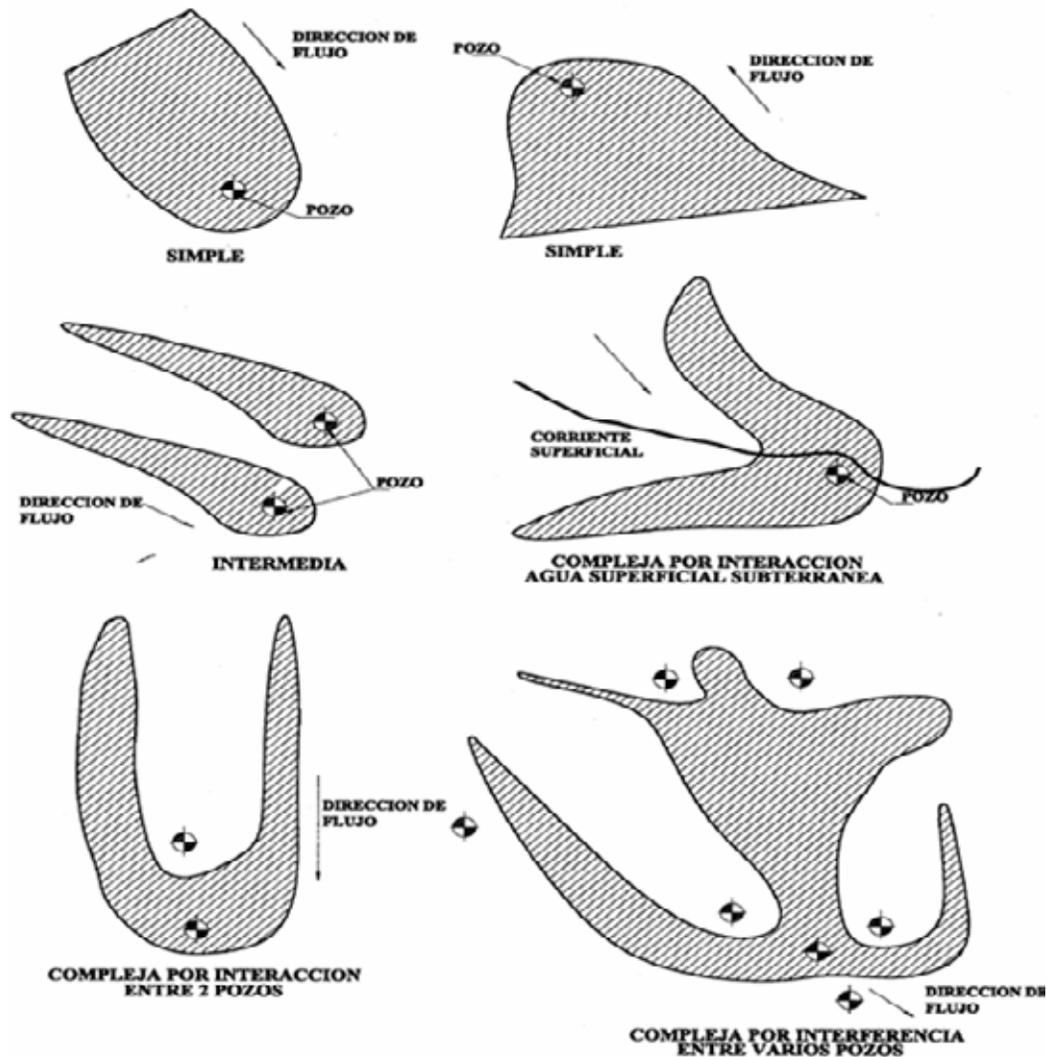


Figura 4.10 Ejemplos de zonas de contribución de pozos

Un paso inicial previo a la aplicación del método de las **formas variables simplificadas** es la generación de "zonas de contribución tipo", utilizando modelos analíticos que consideren, en la medida de lo posible, los factores señalados previamente. Para que sean útiles, es condición que las "zonas de contribución tipo" calculadas, incluyan una gran variedad de condiciones hidrogeológicas y de bombeo. La gama de opciones debe ser acotada por las condiciones hidrogeológicas que se presentan en la región en donde se desea realizar la delimitación de la zona de protección. En esta fase del análisis es muy conveniente la asistencia de

hidrogeólogos expertos que colaboren en el establecimiento de los diferentes modelos conceptuales vigentes en la zona de estudio. Una vez establecida la "zona de contribución tipo" para las opciones hidrogeológicas y de bombeo más factibles, deben afinarse utilizando criterios como límites de sistemas de flujo o tiempo de viaje, con lo que se tiene como resultado una serie de **formas variables simplificadas**, que teóricamente representan las diferentes opciones de configuraciones reales que se pueden presentar en campo.

Una de las principales ventajas de este método, es que seleccionando unas cuantas zonas de contribución tipo representativas del abanico de opciones posibles en una región, se simplifica en gran medida el trabajo asociado con la delimitación de las zonas de protección. Aunque la aplicación es sencilla, el método de formas variables simplificadas incluye un análisis más completo que los métodos previamente señalados. El rigor del análisis reside en el cálculo de las zonas de contribución tipo y posteriormente en el tipo de método utilizado para el cálculo del tiempo de viaje propuesto.

4.3.4 Modelos analíticos

Los métodos manuales como los de radio arbitrario fijo o radio calculado fijo, generalmente se aplican cuando no existe suficiente información hidrogeológica de la zona de estudio y se desea realizar una delimitación rápida y aproximada de una zona de protección. En situaciones en que existe información relacionada con el gradiente hidráulico, conductividad hidráulica, porosidad y espesor del acuífero, se tiene la posibilidad de utilizar métodos más detallados y exactos. En este aspecto, existen ecuaciones que resueltas con determinadas condiciones de frontera, dan lugar a fórmulas analíticas que describen el flujo en estado estacionario alrededor de un pozo de bombeo (Bear y Jacobs, 1965), por lo que pueden utilizarse para la delimitación de las zonas de protección de pozos.

Los **modelos analíticos** disponibles calculan la distancia a la divisoria de agua subterránea producida por la extracción en el pozo de bombeo y al punto de estancamiento, además del espesor de la zona de contribución asociada al pozo. Estos conceptos se presentan en forma gráfica en la Figura 4.11. La longitud de la zona de captura en dirección contraria al gradiente regional del flujo de agua subterránea se calcula con base en el criterio de tiempo de viaje o de límites de sistemas de flujo.

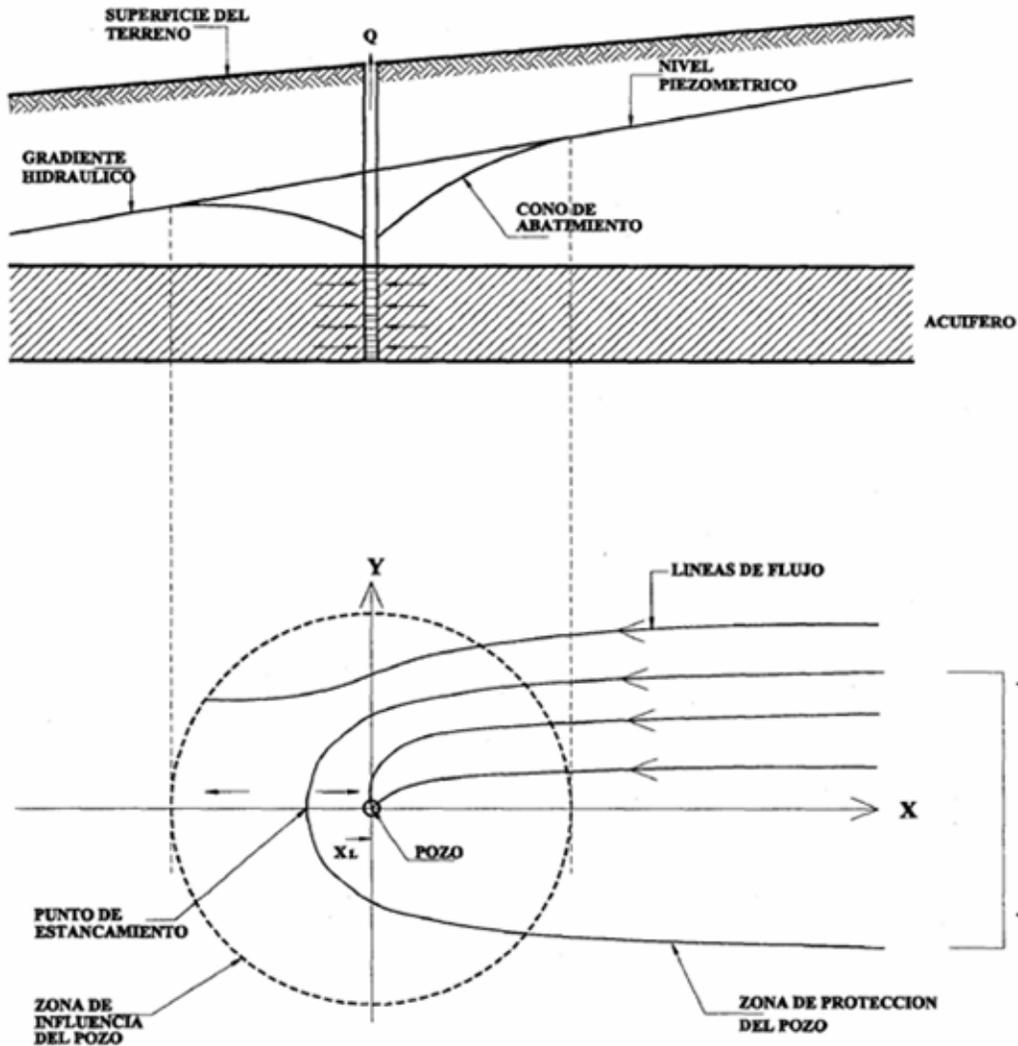


Figura 4.11 Delimitación de zonas de protección de pozos por medio de la paliación de métodos analíticos

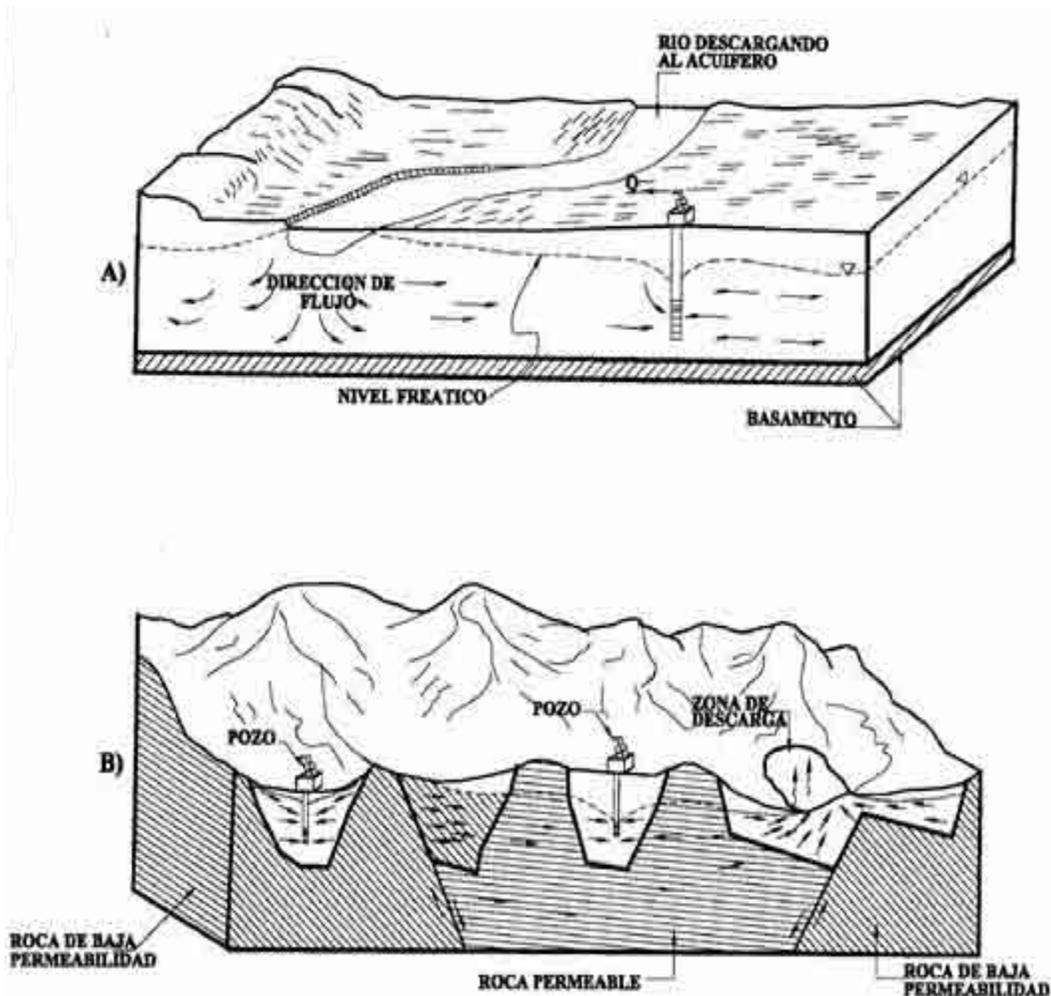
Por medio de las ecuaciones analíticas de flujo uniforme propuestas para este método, se calcula la zona de contribución del pozo, pero no es posible definir la zona de influencia, ya que generalmente no se utilizan para calcular abatimientos. Debido a esta situación, la zona de influencia únicamente se puede calcular cuando el nivel piezométrico es relativamente horizontal, situación en la que la zona de contribución coincide aproximadamente con la zona de influencia. La aplicación de este método tiene la ventaja de que requiere de la aplicación de ecuaciones relativamente sencillas de comprender y resolver, además de que considera algunos parámetros hidrogeológicos específicos del sitio en investigación, por lo que los resultados obtenidos son relativamente confiables. Además, si se desea realizar un análisis más detallado, existe disponible un modelo semi-analítico denominado WHPA que será descrito detalladamente en el próximo capítulo.

Es recomendable utilizar los modelos analíticos cuando las zonas de protección resultarán de pequeñas dimensiones, como sería el caso de pozos de bombeo con bajo caudal de extracción. La experiencia de otros países señala que la aplicación de este método es un reflejo de que si bien existe información disponible, no se tiene tanto en cantidad como en calidad. En estos casos es importante promover acciones para la obtención de datos adicionales. La experiencia indica que en la mayoría de las ocasiones, que las zonas de protección que resultan de la aplicación en primera instancia de este método necesita de adaptarse o calcularse nuevamente cuando se tiene mayor cantidad de información. Una recomendación adicional es en el sentido de adaptar, con base en la cartografía hidrogeológica, las zonas de protección obtenidas de la aplicación de métodos analíticos. Este ejercicio es necesario, ya que los métodos analíticos no incorporan fácilmente condiciones de frontera complejas.

Cuando se utilizan modelos para la definición de zonas de protección, es conveniente analizar la incertidumbre en la forma y tamaño de la zona de protección, ocasionada por la imprecisión asociada con la información hidrogeológica utilizada. Un ejemplo de este análisis lo realizó Bahtt (1993) quien utilizando el modelo WHPA (módulo RESSQC) demostró que las variaciones en los valores de parámetros como gradiente hidráulico, espesor, transmisividad y porosidad, tienden a producir efectos importantes en la forma y tamaño de las zonas de protección delineadas. Un análisis más formal de la evaluación de la incertidumbre en las zonas de captura por medio de simulación condicional de la conductividad hidráulica, basada en técnicas de Monte Carlo, fue realizado por Varljen y Shafer, (1991). La principal ventaja de este método es que utiliza los datos disponibles no sólo considerando sus valores, sino también sus atributos espaciales (ubicación y estructura de correlación).

4.3.5 Cartografía hidrogeológica

El método de **cartografía hidrogeológica** consiste en identificar las zonas de contribución de los pozos con base en el análisis geológico, hidrogeológico, geofísico, utilización de trazadores naturales y artificiales. Cuando se conjugan varios de los procedimientos señalados se logra un mayor detalle y confianza. Los criterios que colaboran en la delimitación de zonas de protección cuando se utiliza cartografía hidrogeológica, son los de límites de sistemas de flujo y tiempos de viaje principalmente. En la Figura 4.12 se presenta un ejemplo de como la cartografía hidrogeológica se utiliza para la delimitación de zonas de protección.



A) LA DIVISORIA DE AGUAS SUBTERRANEAS ESTA REPRESENTADA POR LA CORRIENTE SUPERFICIAL.

B) LA FRONTERA FISICA SE REPRESENTA ENTRE EL SISTEMA LOCAL Y EL SISTEMA REGIONAL.

Figura 4.12 Representación esquemática del criterio de límites de flujo en el método de cartografía hidrogeológica

El análisis de la geología superficial y del subsuelo de una región, colabora en la definición de los materiales geológicos que conforman el acuífero o sistema acuífero en explotación. La identificación en superficie de las características litológicas, estratigráficas y estructurales de las diferentes unidades geológicas, y el conocimiento de su comportamiento en el subsuelo, permitirán la identificación del acuífero en la zona de estudio. De este modo, la interpretación geológica conjuntada con el examen hidrogeológico, que incluye la determinación de fronteras hidráulicas y manifestaciones superficiales de agua subterránea (topografía, calidad del agua, manantiales, caudal base, suelos salinos, etc.) y las direcciones del flujo subterráneo permiten delimitar con buena aproximación las zonas de recarga del sistema de flujo investigado.

El criterio de tiempo de viaje se aplica en el método de cartografía hidrogeológica con base en la determinación de la edad absoluta del agua subterránea, que se estima

con base en la concentración de tritio. Este punto de vista es únicamente válido para aplicarse en acuíferos de tipo confinado, ya sean en medio granular o fracturado. En efecto, la presencia de cantidades importantes de tritio en el agua subterránea derivada de un acuífero confinado sugiere la presencia de infiltración de agua reciente por zonas con flujo preferencial, por lo que en este caso la zona de protección del pozo debe adaptarse a la ubicación de dichas estructuras, que permiten la rápida incorporación del agua desde la superficie.

En resumen, una de las ventajas del método de cartografía hidrogeológica es que proporciona buenos resultados en sistemas de pequeñas dimensiones y en medios hidrogeológicos heterogéneos, en donde la velocidad del agua subterránea está por arriba del promedio y por lo tanto no son válidas las suposiciones de los métodos analíticos. Entre las desventajas que presenta se menciona que requiere ser aplicado por personal entrenado en hidrogeología, con amplia experiencia en la cartografía geológica e hidrogeológica. Además este método no es adecuado para delimitar zonas de protección en acuíferos regionales de grandes dimensiones.

Los costos de la implementación de zonas de protección de pozos utilizando el método de cartografía hidrogeológica son variables, ya que dependen de la cantidad de información geológica, geomorfológica e hidrogeológica que se encuentre disponible. Si existe suficiente información, entonces la aplicación del método es relativamente económico. Otro factor importante es qué tipo o tipos de herramienta de cartografía hidrogeológica se utilizará. Aunque puede ser variable, los métodos geofísicos son los más caros, seguido por la cartografía para la definición de contactos geológicos, utilización de trazadores, definición de la superficie piezométrica regional y delimitación de las cuencas superficiales utilizando mapas topográficos.

4.3.6 Modelos numéricos

Las ecuaciones diferenciales que gobiernan el flujo subterráneo saturado o el transporté de solutos, pueden resolverse en forma aproximada descomponiéndolas en ecuaciones algebraicas, que relacionan las variables no conocidas en algunos puntos dentro del dominio de flujo y en diferentes tiempos. El sistema de ecuaciones algebraicas que es resuelto con un método numérico, posteriormente se traduce a un programa de computadora para realizar rápidamente las operaciones necesarias. El producto final se denomina modelo numérico y puede utilizarse para delimitar la zona de protección de un pozo ubicado en un ambiente hidrogeológico complejo, utilizando diferentes condiciones de frontera.

Actualmente existe en el mercado una gran variedad de modelos numéricos para utilizarse en la delimitación de zonas de protección de pozos. En general, todos son relativamente fáciles de utilizar, ya que incluyen pre-procesadores para la creación de los archivos necesarios para alimentar el código principal. Los resultados de la simulación se visualizan en forma gráfica en el monitor de una computadora, además de que es posible imprimirlos en papel utilizando una gran cantidad de periféricos. Los datos necesarios para alimentar un modelo numérico de esta naturaleza

incluyen: i) conductividad hidráulica, ii) porosidad, iii) coeficiente de almacenamiento, iv) geometría del acuífero, v) magnitud y distribución de la recarga, vi) distribución de condiciones iniciales y de frontera y vii) magnitud y distribución espacial y temporal de la recarga de agua subterránea. Cuando se analiza el transporte de solutos entonces son necesarios datos como la dispersividad de los materiales geológicos por donde se desplaza el agua subterránea.

Para que sean efectivos los resultados de la simulación del flujo con base en modelos numéricos, deben utilizarse en forma paralela con criterios como abatimiento, límites de sistemas de flujo y tiempos de viaje, para la delimitación de las zonas de protección. En general, esto se realiza de la siguiente manera. Con base en los parámetros hidrogeológicos y condiciones iniciales y de frontera que se introdujeron como información básica al modelo numérico de flujo, se realiza una simulación, cuya solución es la distribución de cargas hidráulicas dentro del dominio de flujo discretizado. El objetivo de esta primera parte es tratar de simular condiciones controladas, por lo que el campo de flujo generado debe corresponder a un lapso ocurrido previamente, en condiciones reales de campo.

Por ejemplo, es común el análisis de la información histórica de extracciones y distribución de cargas hidráulicas, por lo que se tratan de reproducir en el modelo. Las distribuciones de cargas hidráulicas calculada y observada deben de ser similares, si esto no ocurre será necesario realizar ajustes a los parámetros hidrogeológicos del modelo. Cuando este proceso de comparación (observado vs. calculado) que se denomina calibración del modelo se considere satisfactorio, entonces se lleva a cabo el siguiente paso que consiste en utilizar el campo de flujo generado junto con un modelo numérico de transporte de solutos, para calcular la zona de protección con base en el criterio o criterios seleccionados.

Son varios los modelos numéricos reconocidos y validados para la delimitación de las zonas de contribución a un pozo, que se encuentran disponibles en el mercado; sin embargo los más utilizados son FLOWPATH (Franz y Guiguer, 1990), MODFLOW (McDonald y Harbaugh, 1988), MODPATH (Pollock, 1989) y PATH3D (Zheng, 1992). Existen otros programas que utilizan los códigos MODFLOW (McDonald y Harbaugh, 1988) y el PATH3D (Zheng, 1992) como base para realizar las simulaciones. La ventaja que tienen es la gran variedad de herramientas visuales que tienen para construir los archivos necesarios para alimentar los "códigos base" y para visualizar en forma espectacular los resultados de las simulaciones. En esta categoría se pueden mencionar paquetes como VISUALMODFLOW (McDonald y Harbaugh 1988), Visual Groundwater, Groundwater Modeling System, Groundwater Vistas, ModIME, Processing Modflow for Windows, entre otros.

En general, se considera que los modelos numéricos son las herramientas más precisas para la delimitación de zonas de protección de pozos. Sin embargo, únicamente es recomendable su aplicación cuando se tiene suficiente información geológica, hidrogeológica o hidrogeoquímica, es decir, se tiene la información suficiente para la elaboración de un modelo conceptual adecuado para las condiciones de campo. Además de la información anterior, se requiere tener a la

mano un registro histórico de las extracciones por bombeo en el área, y distribuciones de las cargas hidráulicas para diferentes periodos de tiempo. Si no es posible obtener la totalidad de dicha información, ya sea por que no se generó en su momento, o por no estar disponible, se recomienda que hidrogeólogos con destreza comprobada en la modelación de flujo subterráneo, analicen las carencias y sugieran si es conveniente tratar de realizar el ejercicio de modelación para la delimitación de las zonas de protección.

4.4 ANÁLISIS COMPARATIVO DE LOS MÉTODOS DISPONIBLES

Una técnica que colabora en la selección del método más apropiado para la delimitación de zonas de protección, consiste en realizar un análisis comparativo de los resultados de la implementación de diferentes métodos. Además de las áreas incluidas en las zonas de protección, la comparación debe considerar la exactitud, facilidad de implementación y los costos económicos asociados. Una premisa básica que se incluye en la comparación, es que uno de los métodos aplicados es el que suministra los mejores resultados. En este aspecto, la experiencia indica que es conveniente considerar como punto de partida en el cotejo al método que incluye la aplicación de modelos numéricos, ya que sus resultados se consideran los más exactos y representativos de las condiciones reales.

En general, la comparación entre los métodos disponibles se realiza por medio de alguno de los siguientes procedimientos: i) comparar las zonas de protección que resultan de la aplicación de un método en regiones con diferentes condiciones hidrogeológicas y ii) comparar las zonas de protección que resultan de la aplicación de diferentes métodos en un mismo ambiente hidrogeológico. El segundo esquema es el más adecuado, considerando que se lleve a cabo aplicando diversos métodos en un mismo pozo o campo de pozos, situación que facilita la comparación directa de los resultados. Por supuesto que en la aplicación de los diferentes métodos para la delimitación de las zonas de protección que se compararán entre sí, se deberán de utilizar los mismos parámetros hidrogeológicos. Otro aspecto que se tiene que tomar en cuenta cuando se realice la comparación entre métodos, es que los resultados de algunos métodos incluyen diferentes tipos de zonas. Por ejemplo, los resultados de un método pueden ser la totalidad de la zona de contribución del pozo, mientras que otro (métodos numéricos por ejemplo) considera zonas de transporte con diferente período de tiempo.

En la Tabla 4.1 se presenta una comparación entre las diferentes metodologías disponibles para la delimitación de zonas de protección de pozos. Los costos de la aplicación de cada uno de los métodos están en función directa de los parámetros que pueden ser representados. En los modelos numéricos pueden ser tomados en cuenta todas las variables hidrogeológicas posibles, por lo que es el método más caro pero con la ventaja de que es el más preciso. Para una zona específica, usualmente no es posible establecer a priori cual o cuales métodos rinden resultados comparables con los que se obtienen de la aplicación de modelos numéricos. Esta limitación esta asociada al hecho de que cada ambiente hidrogeológico es único y especial, por lo que las generalizaciones no son válidas.

Con base en lo anterior, se deduce que la comparación entre los métodos tiene que llevarse a cabo de manera individual. La técnica ideal de comparación sería aplicar en forma paralela a unos cuantos pozos, el método de modelación numérica y un método relativamente más sencillo, como pudiera ser modelación analítica o formas variables simplificadas. La comparación directa de los resultados permite definir si los resultados del método más simple son equiparables a los de la modelación numérica. Si es el caso, entonces las zonas de protección de los pozos restantes serán establecidas directamente con base en la metodología más simple. Si los resultados obtenidos de los métodos independientes no son similares, entonces la estrategia sugiere analizar cual es la razón que motiva la disparidad e inferir los escenarios posibles; es decir, determinar si las zonas de protección delineadas con el método más sencillo tienen tendencia a la subprotección o a la sobreprotección. Una posibilidad para tratar de solventar las diferencias, es el establecimiento de diferentes valores de referencia (mayor o menor) o el cambio de criterio en el método (abatimiento por tiempo de viaje por ejemplo).

Tabla 4.1 Comparación de las metodologías disponibles para la delimitación de zona de protección de pozos.

MÉTODO PARA LA DELIMITACIÓN DE LA ZONA DE PROTECCIÓN	PARÁMETROS QUE PUEDEN SER REPRESENTADOS	PRINCIPALES VENTAJAS EN SU APLICACIÓN	PRINCIPALES DESVENTAJAS EN SU APLICACIÓN
Radio arbitrario fijo	* Ninguno	* Bajo costo * Facilidad y rapidez de implementación * Es posible aplicarlo con mínima información	* Sus bases técnicas son mínimas * No toma en cuenta las condiciones hidrogeológicas locales
Radio calculado fijo	* Recarga * Tiempo de viaje * Gasto de extracción del pozo	* Bajo costo * Facilidad y rapidez de implementación con base en una cantidad de información mínima * Tiene algunas bases técnicas	* No toma en cuenta las condiciones hidrogeológicas locales * No representa las zonas de contribución o de tiempo de viaje
Formas variables simplificadas	* Gradiente hidráulico * Conductividad hidráulica * Espesor del acuífero * Porosidad efectiva * Recarga Pero todos incluidos en un valor	* Puede representar un sistema simple * Facilidad y rapidez de implementación * Es un método semicuantitativo	* Las condiciones hidrogeológicas locales pueden ser diferentes de las utilizadas para la generación de las formas variables simplificadas * La información puede no estar disponible
Cartografía Hidrogeológica	* Fronteras físicas del sistema * Fronteras hidráulicas del sistema	* Puede combinarse con otras técnicas * Es el método más adecuado para acuíferos fracturados y cársticos en donde el control geológico es muy importante	* Poca resolución en áreas con fronteras diversas * No es cuantitativo
Modelos matriciales	* Gradiente hidráulico * Conductividad hidráulica * Espesor del acuífero * Porosidad efectiva * Recarga * Condiciones de frontera simples * Variación ligera en los parámetros	* Se obtienen zonas de captación basadas en representaciones idealizadas de las condiciones hidrogeológicas locales * Puede representar un sistema simple * Es cuantitativo	* Supone flujo laminar (Ley de Darcy válida) * Supone que el acuífero es de extensión infinita * No permite la incorporación de fronteras complejas ni tampoco distribución irregular de la recarga
Modelos numéricos	* Todos los parámetros hidrogeológicos posibles	* Puede representar la mayoría de las condiciones de frontera existentes	* Se requiere la definición completa del modelo conceptual de funcionamiento del sistema * Supone flujo laminar (Ley de Darcy válida) * Puede presentar dificultades prácticas en la obtención de una buena resolución del campo de flujo

4.5 CONSIDERACIONES EN LA SELECCIÓN DE LA METODOLOGÍA MÁS APROPIADA

La definición de la metodología más apropiada para la delimitación de zonas de protección de pozos en una zona determinada depende de varios factores, entre los que se pueden mencionar:

La disponibilidad de información hidrogeológica para los aprovechamientos existentes y para el medio hidrogeológico de referencia. Este es un factor determinante en la definición de la metodología que, en el mejor de los casos, es conveniente aplicar. Como se ha señalado en forma reiterada, uno de los principios fundamentales en la definición de las zonas de captación es la recopilación, análisis y utilización de la información disponible. El realizar trabajos (campo y gabinete) de tipo hidrogeológico detallado, para obtención de parámetros hidrogeológicos es una actividad que normalmente no se contempla durante el desarrollo de un programa de delimitación de zonas de captación de pozos. De este modo, si no existe suficiente información hidrogeológica del área, las posibilidades de aplicación se reducen a métodos que no requieran de datos detallados y específicos de las propiedades hidráulicas del acuífero. En este grupo se mencionan los métodos de radio arbitrario fijo, radio calculado fijo o en el mejor de los casos, adaptación de formas variables simplificadas utilizadas en otras regiones con similares características hidrogeológicas. Cuando el análisis de la información disponible indica una amplia variedad de datos de buena calidad, entonces no existe restricción por lo que la decisión de cual método se utilizará, debe de tomarse con base en el análisis de otros factores.

La complejidad del medio hidrogeológico, particularmente en relación con la cantidad de datos disponibles. El análisis de este factor requiere de la colaboración de un hidrogeólogo experto con amplia experiencia en la zona de estudio u otras con características hidrogeológicas similares. La suficiencia, de los resultados está en función directa del grado en que los fundamentos que la sustentan, representen las condiciones reales de campo. En otras palabras, la certidumbre en los resultados está en función directa de la comprensión del modelo conceptual de funcionamiento del sistema real y de como es representado por la metodología utilizada. Sistemas hidrogeológicos complejos como son los constituidos por medios cársticos o medios fracturados, generalmente no pueden ser analizados por medio de la teoría convencional de flujo subterráneo saturado en un medio poroso, por lo que la única posibilidad que existe es la utilización de la metodología de cartografía hidrogeológica. Adicionalmente, existen acuíferos en medios porosos que presentan alto grado de heterogeneidad y anisotropía que estarían en la misma posición que los de medio fracturado y cárstico. La experiencia y conocimientos de un hidrogeólogo son muy necesarios para identificar cual o cuales de las simplificaciones utilizadas en los métodos son válidas, y además seleccionar la más adecuada para representar de la manera más fiel posible los mecanismos de flujo subterráneo observados en campo.

La existencia de modelos de flujo subterráneo realizados con una finalidad diferente a la delimitación de zonas de protección. En los últimos años, la Comisión Nacional del Agua se ha dado a la tarea de diseñar y calibrar modelos de

flujo subterráneo en la mayoría de los principales acuíferos de nuestro país. Muchas ciudades importantes están asentadas en las inmediaciones o sobre de dichos acuíferos. Adicionalmente, algunos investigadores han llevado a cabo simulaciones de flujo subterráneo en diferentes regiones de nuestro país. Si el objetivo es definir las zonas de protección de los pozos de agua potable que abastecen una ciudad, incluida en la región en donde se desarrolló un modelo de simulación, entonces la opción más lógica es utilizar dicho modelo de flujo para realizar la encomienda. Sin embargo, es necesario realizar una revisión completa del modelo que incluya cuando menos la definición positiva de respuestas a las siguientes preguntas: i) ¿representa el modelo numérico al modelo conceptual de funcionamiento del sistema de agua subterránea?, ii) ¿el diseño e implementación del modelo es adecuado?, iii) ¿la distribución y el volumen de extracción por bombeo son correctos? y iv) ¿el procedimiento de calibración es satisfactorio? Si después del examen se considera que el modelo simulan adecuadamente el flujo subterráneo en la zona de estudio, entonces se recomienda tomarlo como base para realizar la delimitación de la zona de protección.

El tiempo y recursos disponibles y necesarios para lograr un resultado aceptable. Tal vez este factor es, desde el punto de vista práctico y efectivo, el que más influencia tiene en la toma de decisiones sobre cual método seleccionar para la delimitación de la zona de protección. En este aspecto, si el tiempo y recursos disponibles son amplios, se recomienda tratar de utilizar el método más detallado y certero posible de acuerdo con la cantidad de información disponible. Si existen limitaciones en el tiempo y recursos, la recomendación va en el sentido de utilizar una metodología más simple, haciendo énfasis en los resultados obtenidos en relación con las limitaciones que se afrontaron. En este último caso, es una práctica sana establecer una recomendación sobre el método más conveniente de aplicar en esa zona, de acuerdo con las características hidrogeológicas detectadas. De este modo, cuando se disponga de mayor cantidad de recursos, la recomendación puede seguirse para obtener resultados más detallados.

De acuerdo con la experiencia que se tiene en los trabajos que realiza la Comisión Nacional del Agua en la República Mexicana, se considera que la mayoría de las situaciones en donde se requiera realizar una delimitación de zonas de protección de pozos, serán similares a cualquiera de los siguientes tres escenarios:

1. Se trata de un área relativamente aislada en donde existe poca información hidrogeológica disponible.
2. Es una región en donde se ha realizado cuando menos un estudio hidrogeológico
3. Se trata de un acuífero muy importante por el volumen de agua subterránea que provee, ya que es la principal fuente de abastecimiento de una ciudad de más de 500,000 habitantes o de un Distrito de Riego de grandes dimensiones. Por esta razón, ha sido ampliamente estudiado, al punto de que se ha realizado un modelo de simulación en el área.

En el primero de los casos tipo propuestos, la selección de la opción menos costosa, pero a la vez más efectiva dependerá definitivamente de la experiencia del

hidrogeólogo encargado de la delimitación de la zona de protección. Si de acuerdo con su análisis, la zona de estudio es relativamente homogénea y no presenta mayores complicaciones de tipo hidrogeológico, entonces los métodos de radio calculado fijo o de formas simplificadas variables pueden ser una buena opción. Cuando el análisis hidrogeológico señale que se trata de una zona compleja como pudiera ser un medio cárstico o fracturado, entonces la metodología más adecuada para delimitación de la zona de protección, es considerar en conjunto técnicas manuales y de cartografía hidrogeológica. Este proceso puede ser acompañado por la utilización de modelos analíticos simples para confirmar si la selección de la geometría de la zona de protección propuesta, es consistente con los valores probables de las propiedades hidráulicas del acuífero.

En la segunda de las opciones, la mejor de las alternativas es realizar el análisis de la información disponible (calidad y cantidad). En caso de resultar de buena calidad, y si las condiciones hidrogeológicas lo permiten, la resolución más directa será utilizar un modelo analítico para la delimitación de la zona de protección. Para la situación de medio hidrogeológico complejo, la solución es utilizar el método de cartografía hidrogeológica. Una última posibilidad surge si el análisis de la información indica la existencia de calidad y cantidad suficientes como para alimentar un modelo numérico. En este caso, el tiempo y recursos disponibles, junto con la recomendación de un hidrogeólogo con experiencia en modelación, decidirán si es una opción digna de tomarse en cuenta.

La tercera posibilidad es probablemente la que siempre se desearía que se presentara. Con relación a la utilización de la modelación numérica del flujo de agua subterránea está cada vez más al alcance de los hidrogeólogos. En efecto, actualmente la preparación académica de los hidrogeólogos ha mejorado, además de la facilidad de obtención de un gran número de herramientas (computadoras, programas, etc.) a un precio razonable. En esta situación, si después del análisis realizado se considera que el modelo numérico existente es adecuado, la pregunta que surge es ¿cual modelo es el más apropiado para lograr la definición precisa de las zonas de protección?. En los siguientes párrafos se realizará una amplia descripción de los criterios a utilizar para la definición del modelo numérico más adecuado.

De acuerdo con la experiencia de otras partes del mundo, FLOWPATH (Franz y Guiguer, 1990) fue uno de los primeros modelos numéricos disponibles y probablemente es el más ampliamente utilizado para simular el flujo de agua subterránea y delimitar zonas de protección de agua subterránea. La principal razón por la cual FLOWPATH se ha mantenido como una de las mejores opciones disponibles, es que el nivel de conocimiento requerido para lograr un resultado aceptable, es similar al disponible en situaciones reales de trabajo. Además, los autores del código continuamente han realizado mejoras, de tal modo que la nueva versión siempre es mucho mejor que la previa. Actualmente existen varios modelos numéricos que realizan cálculos similares a los de FLOWPATH, como es el caso de MODFLOW (McDonald y Harbaugh, 1988)/MODPATH (Pollock, 1989). A

continuación se señalan algunos lineamientos que pueden considerarse para identificar cual es la mejor opción para la resolución de un problema específico.

FLOWPATH es un modelo numérico de simulación bidimensional para estado estacionario. En algunas situaciones la utilización de un modelo de estas características puede ser una simplificación no conveniente del problema real. Por esta razón, cuando la hidrogeología señala la presencia de componentes verticales importantes, y además existe suficiente información (calidad y cantidad) disponible, el modelo numérico más adecuado para la delimitación de las zonas de captura será MODFLOW/MODPATH, ya que tiene un mayor número de opciones que FLOWPATH, como es el de simular flujo subterráneo saturado tridimensional, en estado transitorio, con una gran variedad de condiciones de frontera.

Los casos en que MODFLOW/MODPATH es adecuado para utilizarse en la definición de zonas de protección incluyen:

Cuando el modelo existente para una región sea FLOWPATH

En donde el acuífero es heterogéneo y es necesario dividirlo en varias capas.

Cuando se espera una variación tridimensional de las cargas hidráulicas y en algunas de las propiedades hidráulicas.

Cuando se tienen que considerar variaciones en los caudales de las descargas naturales.

En donde existe una importante interacción agua superficial-subterránea.

Acuíferos de almacenamiento bajo y alta permeabilidad, en donde las diferencias en la forma y tamaño de las zonas de captura pueden ser importantes.

Cuando se presentan evaluaciones en donde es necesario un análisis detallado.

Por último, es conveniente señalar que la selección de un modelo es una decisión difícil y siempre existe el impulso de adoptar el más complicado, porque se tiene la creencia de que en la medida de la sofisticación del modelo, mayor será la confianza que se puede otorgar a sus resultados. Sin embargo, no debe de olvidarse que existe una consigna muy clara cuando se utilizan modelos para la simulación del flujo subterráneo, si entra basura, sale basura. En efecto, si la información disponible no es adecuada o completa, el utilizar un modelo complicado no solventará la situación de la falta de datos, sino que al contrario, la agudizará.

Otra situación importante que siempre se tiene que tener en mente, es que en determinados medios hidrogeológicos, los contaminantes conservativos pueden entrar en pozos de extracción, aunque de acuerdo con la delimitación de la zona de protección realizada con cualquiera de las metodologías previamente señaladas, se considere que están protegidos (Seiler y Lindner, 1995). Este hecho es especialmente válido cuando se interceptan sistemas de flujo regionales, ya que en este caso se ocasionan modificaciones importantes de las condiciones estacionarias, que prevalecían previo al inicio de la explotación, y que ocasionan la interacción con sistemas locales o intermedios. En estos casos es difícil aplicar en forma convencional el concepto de zonas de protección de pozos para prevenir la

contaminación, ya que la presencia de componentes verticales en el movimiento del agua subterránea, no puede ser considerado con las metodologías disponibles.

4.6 REFERENCIAS DEL CAPÍTULO 4

Anderson, M.P. and Woessner, W. W. 1992. Applied groundwater modeling. Academic Press, Harcourt Brace Jovanovich, Publishers. 381 p.

Bhatt, K. 1993. Uncertainty in wellhead protection area delineation due to uncertainty in aquifer parameter values. *Journal of Hydrology*, v.149, 1-8.

Domenico, P.A. and F.M. Schwartz. 1997. Physical and chemical hydrogeology. Second Edition. John Wiley & Sons, Inc. 506 p.

Franz, T. and N. Guiguer. 1990. FLOWPATH, two-dimensional horizontal aquifer simulation model, Waterloo Hydrogeologic Software, Waterloo, Ontario, 74 p.

Fetter, C.M. 1994. Applied hydrogeology. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J., 3rd ed. 691 p.

Freeze, R.A., and Cherry, J., 1979. Groundwater. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs. 604 p.

Javandel, I, C. Doughty and C.F. Tsang. 1984. Groundwater transport: Handbook of mathematical models. Water Resources Monograph Series 10. American Geophysical Union, Washington, D.C. 228 p.

McDonald, M.G. and A.M. Harbaugh. 1988. A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model. Techniques of Water-Resources Investigations 06-A1, USGS, 576 p.

Pollock, D.W. 1989. Documentation of computer programs to compute and display pathlines using results from the U. S. Geological Survey modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model. U. S. Geol. Surv., Open-File Report 89-381, 181 p.

Seiler, K.P. and W. Lindner. 1995. Near-surface and deep groundwaters. *Journal of Hydrology*, v.165, 33-44.

5 ZONAS DE PROTECCIÓN DE POZOS EN ACUÍFEROS LIBRES

La protección y limpieza del agua subterránea son temas cada vez más prioritarios en nuestro país. Como se ha manifestado en forma reiterada, en el renglón de la protección del agua subterránea la definición de zonas de protección de pozos, implementada dentro de un programa de protección de fuentes de abastecimiento, es una metodología muy eficiente. La determinación de zonas de protección se refiere a todo el proceso de especificación de una región aledaña al aprovechamiento, con la finalidad de limitar al máximo un posible evento que conduzca a la contaminación de los recursos hidráulicos subterráneos. Incluye varios pasos, que van desde la búsqueda y recopilación de información y selección del método más apropiado, hasta la creación de mapas en donde se delimite la ubicación y amplitud de cada una de las zonas de protección calculadas. En la Figura 5.1 se presenta una propuesta general de los pasos que es conveniente realizar para la delimitación de zonas de protección de pozos.



Figura 5.1 Propuesta general del procedimiento para la delimitación de zonas de protección de pozos

Un punto muy importante de tomar en consideración es recordar que la delimitación de zonas de protección, al igual que los sistemas de agua subterránea utilizados, es un proceso dinámico. Es decir, no existe una última palabra en la delimitación de las zonas de protección para una zona, ya que es relativamente común que las condiciones que se presentan en el agua subterránea cambien año con año. Esta situación es especialmente válida para zonas con abundante número de pozos y gran volumen de extracción anual. Además, conforme pasa el tiempo se descubre y genera nueva información del subsuelo, situación que permite retroalimentar el panorama de conocimiento previo, logrando de este modo representar los sistemas de flujo en forma más acertada. Sin embargo, en algunas regiones se llegará al punto en que el conocimiento del sistema de agua subterránea será tan completo, que cualquier esfuerzo en la generación de nueva información, logrará únicamente un pequeño incremento en la certidumbre asociada con la zona de protección delineada. Es difícil decidir cuando se alcanzó este parteaguas en el conocimiento, ya que es una decisión subjetiva basada en los resultados obtenidos y en el análisis de los costos asociados con la generación de nueva información.

Con base en lo anterior, se puede concebir a la delimitación de zonas de protección para aprovechamientos de agua subterránea como un proceso iterativo, en donde la información se recopila y analiza, se crea un modelo conceptual de funcionamiento del sistema, se selecciona una metodología para la delimitación de la zona de protección y se obtiene un resultado. Posteriormente, se comparan los resultados obtenidos con las condiciones reales, cotejo que cuando no es satisfactorio invita a la generación de información adicional. Los nuevos datos pueden modificar el modelo conceptual de funcionamiento, con lo que el ciclo comienza nuevamente.

Adicionalmente, la definición de zonas de protección de pozos o zonas de captura como también se les conoce, es un concepto aplicable tanto para situaciones de prevención de la contaminación, como en la etapa de limpieza y rehabilitación de zonas con agua subterránea contaminada. En el capítulo previo se realizó la definición de los criterios recomendados para la definición de zonas de protección de pozos, así como las metodologías que, en forma genérica, pueden emplearse con base en dichos criterios. A continuación se presentan las metodologías aplicables para la delimitación de zonas de protección de pozos emplazados en acuíferos de tipo libre.

5.1 MÉTODOS APLICABLES EN MEDIOS GRANULARES

De acuerdo con la disposición vertical de los materiales geológicos en el subsuelo, los acuíferos de tipo libre son los que generalmente presentan menor protección natural a la contaminación, por lo que son muy vulnerables a ser afectados por fuentes de contaminación ubicadas en la superficie del terreno. Como se mencionó en el capítulo correspondiente, un acuífero libre consiste de material permeable que se extiende desde la superficie del terreno hasta la zona de saturación y aún más abajo. La única protección natural que presentan estos acuíferos se establece en la zona no saturada, región en donde diferentes mecanismos físicos, químicos y biológicos pueden actuar atenuando los contaminantes durante su movimiento

vertical hacia la zona saturada. Por esta razón es muy importante la delimitación acertada de las zonas de protección en acuíferos libres, ya que es necesario proteger al máximo los recursos de agua subterránea cuando se utilizan para abastecimiento poblacional.

5.1.1 Radio arbitrario fijo

El método de radio arbitrario fijo consiste en el establecimiento de una circunferencia en cuyo centro se ubica el pozo en investigación. La zona de protección delineada consiste de la circunferencia de radio igual al valor de referencia designado. El establecimiento del valor de referencia para el criterio de distancia puede proponerse con base en experiencia en otras zonas, a partir de cálculos preliminares o a partir de parámetros generalizados de acuerdo con las características de los materiales que constituyen el acuífero.

Sin lugar a dudas, este método es el más simple que se puede aplicar utilizando el criterio de distancia. Además su empleo es muy económico y la información requerida muy asequible, pues prácticamente lo único que se requiere es un mapa topográfico base, y algunas observaciones de tipo hidrogeológico que validen la propuesta del valor de referencia. Si se desea un alto grado de protección o factor de seguridad elevado, entonces puede proponerse un gran valor de referencia para la distancia. Otra de las ventajas es que puede utilizarse como un primer paso durante el desarrollo de un programa de delimitación de zonas de protección de pozos. Conforme el programa se consolida y se adquiere una mayor cantidad de recursos, se puede optar por una interpretación más detallada y tal vez más precisa, utilizando otra metodología.

5.1.2 Radio calculado fijo

El método de radio calculado fijo consiste en trazar una circunferencia alrededor del pozo. Existen dos criterios generales, que se utilizan de manera independiente para fijar la longitud del radio de la circunferencia: i) tiempo de viaje y ii) abatimiento. En el caso del criterio de tiempo de viaje se utiliza una ecuación de tipo analítico para el cálculo de la distancia que tiene que recorrer un contaminante, de acuerdo con el valor de referencia establecido para el criterio de tiempo de viaje. En principio el método se basa en la evaluación del volumen de agua subterránea contenida en un cilindro de radio Y y altura (b) igual al espesor saturado del acuífero, de la siguiente manera (Figura 5.2):

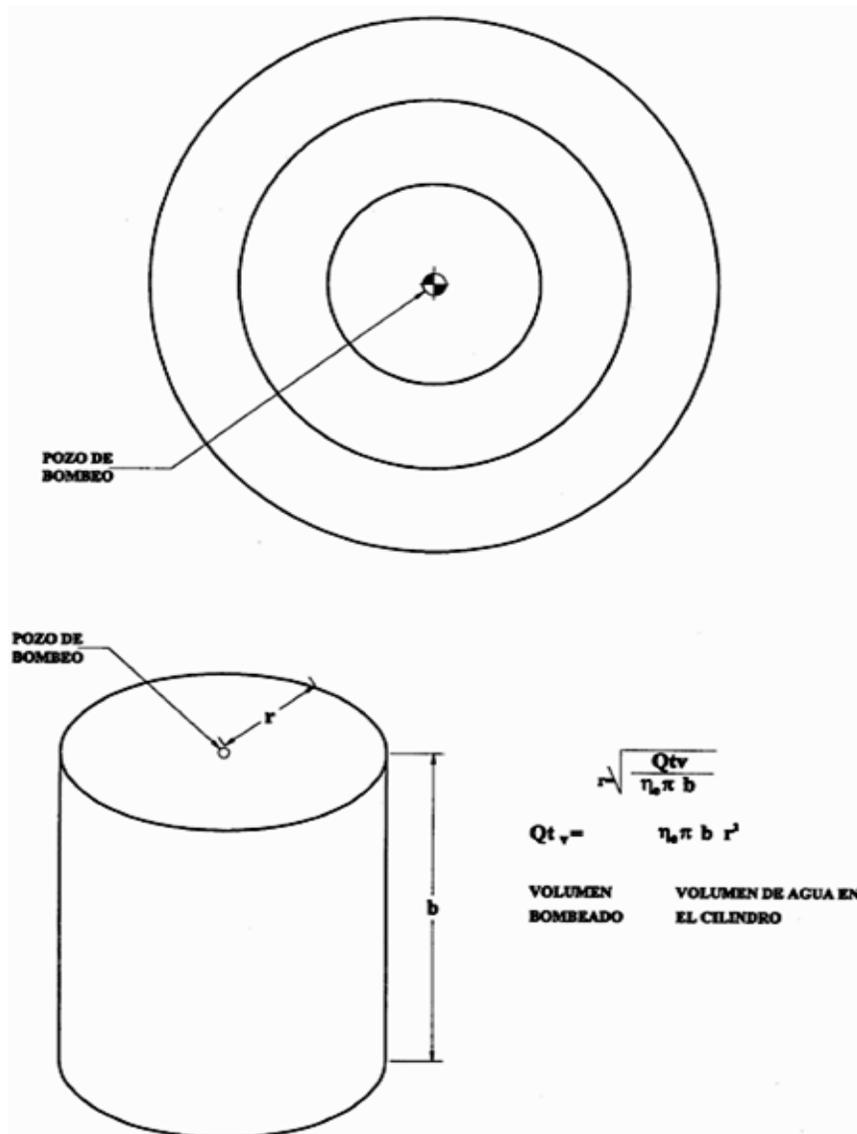


Figura 5.2 Especificaciones para el método de radio calculado fijo utilizando el criterio de tiempo de viaje

$$V = \pi r^2 b \eta_e$$

en donde V es el volumen de agua subterránea contenido en el cilindro de radio "r"; altura "b" y porosidad efectiva " η_e ". Si el pozo que se ubica en el centro del cilindro y se bombea a caudal constante (Q) durante un tiempo (t_v), entonces:

$$Qt_v = \pi r^2 b \eta_e$$

El tiempo que tarda una partícula que viaja a la misma velocidad del agua subterránea en recorrer una distancia "r" hacia el pozo de bombeo es igual a " t_v ", tiempo que será equivalente al valor de referencia propuesto para el criterio tiempo de viaje. El término del lado izquierdo de la ecuación es equivalente al volumen de

agua subterránea bombeado y el de la derecha al volumen de agua en el cilindro con dimensiones establecidas previamente. Son varias las condiciones de validez de la fórmula anterior. Las más importantes que se pueden mencionar son:

La velocidad del agua subterránea originada por el gradiente hidráulico natural de la zona de estudio debe ser mucho menor que la velocidad causada por el bombeo del pozo. En otras palabras esto significa que la superficie piezométrica tiene que ser prácticamente horizontal.

En este caso se considera que el flujo hacia el pozo es radial, por lo que es importante que el acuífero pueda considerarse como homogéneo con conductividad hidráulica horizontal independiente de la orientación.

Que se trate de un pozo totalmente penetrante. En caso de que no sea así, se recomienda que en lugar del espesor del acuífero (b) se considere la longitud de la rejilla del pozo o en su caso, el espesor del acuífero cortado por el pozo.

La resolución de la ecuación anterior para definir la distancia (radio de la circunferencia) que tiene que recorrer el contaminante en el tiempo t_v es la siguiente:

$$r = \sqrt{\frac{Qt_v}{\pi b \eta_e}}$$

En la ecuación anterior el parámetro “ r ” es el radio de la zona de protección calculada para el pozo. El cálculo del radio con base en el criterio de tiempo de viaje es muy sencillo, ya que no considera la conductividad hidráulica del acuífero. Tal vez el término más difícil de estimar en el caso anterior sea la porosidad efectiva, valor que en este caso teóricamente debe representar un valor promedio dentro de la zona de protección delineada. Una técnica alterna para delimitar el radio calculado fijo es la que se basa en la propuesta de un valor de referencia para el criterio de abatimiento (Figura 5.3). Sin embargo, en este caso necesariamente se requiere del conocimiento de la conductividad hidráulica del acuífero. Resolviendo analíticamente la ecuación de flujo subterráneo para determinadas condiciones de frontera, se obtiene la ecuación de Theis (1935), que calcula el abatimiento producido en un acuífero por el bombeo de un pozo en régimen transitorio:

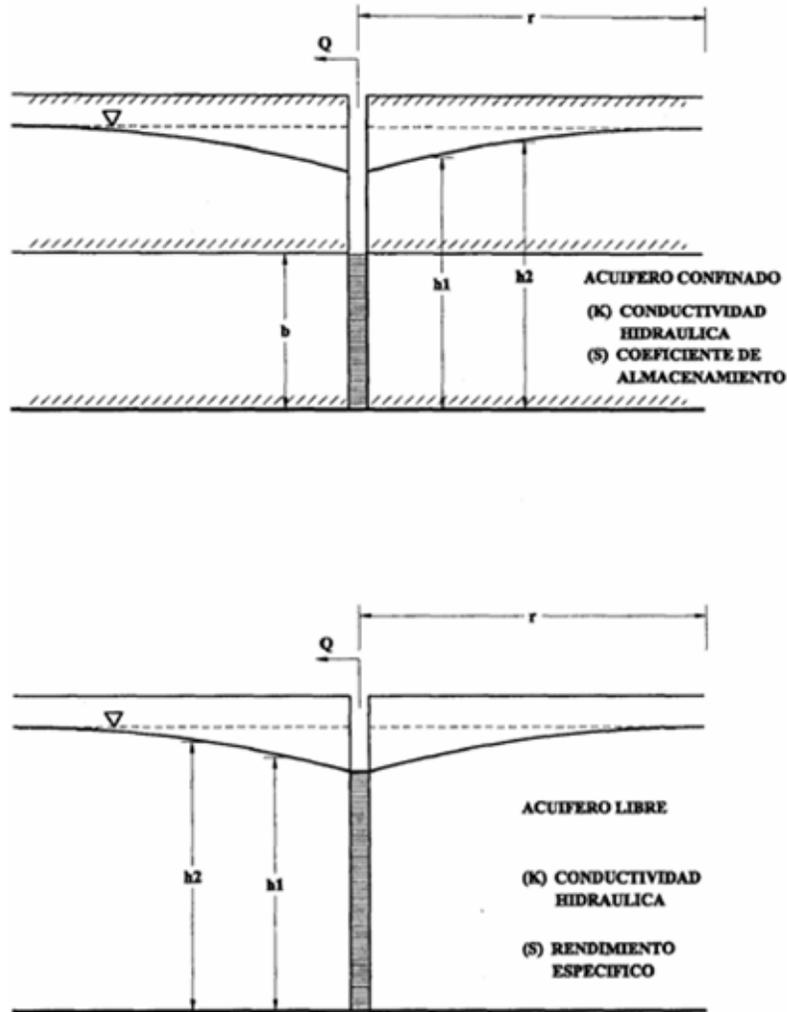


Figura 5.3 Especificaciones para el método de radio fijo calculado utilizando el criterio de abatimiento

$$r = \sqrt{\frac{u4Tt}{S}}$$

en donde "r" es el radio de la circunferencia con centro en el pozo que delimitará la zona de protección, "T" es la transmisividad, "t" el tiempo en alcanzar un estado cuasi-estacionario, "S" es el rendimiento específico de un acuífero libre y "u" es un parámetro adimensional relacionado con la función de pozo $W(u)$.

$$W(u) = \frac{4Tts}{Q}$$

En la ecuación anterior "s" es el abatimiento propuesto en el valor de referencia (el que se produce a la distancia "r" del pozo de bombeo) y Q es el gasto de extracción del pozo. Una vez calculado el valor de $W(u)$, el dato de "u" se obtiene por medio de

una tabla (Kruseman y de Ridder, 1990). Además de los supuestos señalados para el caso anterior, es necesario el cumplimiento de otros adicionales:

La ecuación de Theis es estrictamente válida para acuíferos confinados, por lo que como en este caso se analizan métodos para la delimitación de zonas de protección de acuíferos libres, es indispensable que el abatimiento registrado en el pozo de bombeo, sea mínimo (menor de 0.25 veces el espesor saturado; Custodio y Llamas, 1976) comparado con relación al espesor del acuífero.

El drenaje del agua es instantáneo y proporcional al descenso producido en el pozo. Esto significa que no se presenta el efecto del drenaje diferido en el acuífero durante el bombeo del pozo.

Cuando las condiciones establecidas en los supuestos anteriores no se satisfacen en forma adecuada, existe la posibilidad de aplicar un método numérico para estimar la distancia "r" a la que se produce el abatimiento "s" equivalente al valor del nivel de referencia. El modelo numérico que se puede utilizar en este caso es el propuesto por Rathod y Rushton (1991) que consiste de un modelo de dos capas con flujo radial. Este modelo numérico considera varias componentes que los métodos analíticos tradicionales no incluyen. Una ventaja adicional es que el modelo tiene la factibilidad de incorporar en forma específica y directa la distribución de la geología local, pozos parcialmente penetrantes, radio finito del pozo, componentes verticales, efecto de drenaje diferido, entre otros. Sin embargo, requiere de mayor información que en los casos anteriores, situación que pudiera constituir una limitación importante en la aplicación del método.

Se considera que en la mayoría de los casos las limitaciones en la información se solventarán, si durante la recopilación de la información se obtienen los datos del aforo que se realizó en el pozo para el cálculo del equipo de bombeo. En efecto, la experiencia indica que para la mayoría de los pozos de agua potable, existe disponible cuando menos el diseño del pozo y los datos del aforo o aforos que se han realizado en el aprovechamiento. Esta información, aunque no es la óptima, es suficiente para calibrar el modelo numérico de Rathod y Rushton (1991), con lo que se estimarán los parámetros hidráulicos del acuífero explotado. A partir del modelo calibrado se realizan simulaciones a un tiempo largo de bombeo o considerando explícitamente el régimen de operación (horas de bombeo al día, o días de bombeo a la semana, etc.). A partir del análisis de los resultados de las predicciones realizadas, es posible definir sin ningún problema la distancia "r", para la que se cumple el valor de referencia propuesto para el criterio de abatimiento "s".

Como una información adicional relativa al modelo de flujo radial de dos capas, se menciona que la Gerencia de Aguas Subterráneas de la Comisión Nacional del Agua tiene a la disposición de las personas interesadas, varias versiones del modelo numérico de Rathod y Rushton (1991). Algunas versiones tienen integrados pre-procesadores para la generación de los archivos para alimentar el modelo y post-procesadores para la visualización de los datos abatimiento-tiempo, utilidades que lo transforman en una herramienta muy fácil de utilizar. A la fecha, la utilización de este modelo es un requisito básico en la interpretación de cualquier prueba de bombeo

que sea parte de los estudios que realiza la Gerencia de Aguas Subterráneas. Para mayores detalles relativos con el modelo de flujo radial, se recomienda al lector consultar la referencia original (Rathod y Rushton, 1991).

Un método que se utiliza en Europa y que en esencia es similar al método de radio fijo calculado, propone la estimación del área de contribución efectiva a un pozo. Cuando en un acuífero se presenta una superficie piezométrica horizontal, la zona de contribución a un pozo es circular y por lo tanto con base en el área de contribución es posible calcular un radio fijo. El área de contribución a un pozo se estima con base en una relación que considera un balance de agua simple, entre la recarga anual y el volumen de extracción anual del pozo. La relación anterior se expresa matemáticamente de la siguiente manera:

$$A = \frac{Q}{R_e}$$

En la ecuación anterior, A es el área de contribución efectiva al pozo, Q es el gasto de extracción y R_e es la recarga efectiva, con los volúmenes establecidos en forma anual. Se supone que el volumen de agua extraído por el pozo no excede los límites naturales de los recursos de agua subterránea disponibles en la región. Si se dispone de la información relacionada con la recarga natural de agua subterránea, este método es económico y relativamente sencillo de aplicar. Al igual que la técnica de radio calculado fijo, se recomienda utilizarlo cuando no existe toda la información que se requiere para aplicar técnicas más sofisticadas como los modelos numéricos. Tiene la desventaja de que en muchas regiones la recarga no se distribuye uniformemente ni en tiempo ni espacio, situación que en ocasiones invalida los resultados obtenidos por la aplicación de la fórmula.

5.1.3 Formas variables simplificadas

Considerando los dos métodos previamente señalados, la utilización del método de formas variables simplificadas es un paso adelante en la delimitación de zonas de protección. Efectivamente, a diferencia de los métodos de radio arbitrario fijo y radio fijo calculado, las formas variables simplificadas consideran de manera conjunta los siguientes parámetros: i) gasto de extracción, ii) recarga (directa e indirecta), iii) conductividad hidráulica, iv) porosidad efectiva, v) espesor del acuífero y vi) gradiente hidráulico y dirección del flujo de agua subterránea. La metodología incluye la aplicación de modelos analíticos, como los descritos en Bear y Jacobs (1965) y Todd (1980) y que junto con los valores de los parámetros señalados previamente, generan los datos necesarios para la definición de la zona de contribución del pozo. Posteriormente, la "forma variable" se establece utilizando como criterios a límites de flujo y tiempo de viaje.

Con base en el método analítico que propone la ecuación de flujo uniforme para estado estacionario (Bear y Jacobs, 1965; Todd, 1980) se calcula la zona de contribución del pozo para el caudal de diseño. Básicamente son dos los datos

necesarios para realizar dicha definición, la distancia al punto de estancamiento que se genera aguas abajo del pozo de bombeo, y el ancho de la región que contribuye con flujo de agua subterránea al bombeo del pozo. A partir del análisis hidrogeológico de la región en donde se ubican los pozos a los que se desea calcular la zona de protección, se evalúan y obtienen los parámetros hidrogeológicos necesarios para representar diversas condiciones típicas de la región. Con las fórmulas correspondientes y los valores de los parámetros hidrogeológicos, se generan diversas zonas de contribución de los pozos. La forma variable simplificada se obtiene aplicando sobre la zona de contribución, un factor como puede ser límites de sistemas de flujo o tiempos de viaje.

El criterio de límites de sistemas de flujo puede aplicarse cuando en las inmediaciones del pozo se presenta un límite físico o hidráulico, como pudieran ser barreras de baja permeabilidad al flujo subterráneo, divisorias de agua subterránea, corrientes o cuerpos de agua superficial en contacto hidráulico con el acuífero, entre otros. Cuando se tiene en mente utilizar el criterio de tiempo de viaje para la definición de la zona de protección, una vez seleccionado el valor de referencia, es posible aplicar la siguiente fórmula para establecer la extensión, aguas arriba del pozo, de la zona de contribución que interesa:

$$t_x = \frac{S}{v} \left[\pm (r_x - r_w) + Z \ln \frac{(Z \pm r_w)}{Z \pm r_x} \right]$$

en donde:

$$Z = \frac{Q}{2\pi Kbi}$$

Ecuación en la que "v" es la velocidad real promedio del agua subterránea, "t_x" es el tiempo de viaje desde el punto "x" hasta el pozo de bombeo, "S" es el rendimiento específico, "K" es la conductividad hidráulica, "b" es espesor saturado del acuífero, "i" es el gradiente hidráulico, "r_w" es el radio del pozo y "r_x" es la distancia desde el punto x hasta el pozo de bombeo. El signo más-menos (±) se refiere a que el punto "x" se encuentra aguas arriba (+) o aguas abajo (-) del pozo de bombeo. Esta ecuación se tiene que resolver por medio de una aproximación de ensayo y error, proponiendo valores de "r_x" hasta obtener un resultado de "t_x" igual o muy cercano al propuesto como valor de referencia para el criterio de tiempo de viaje.

La ecuación anterior es válida para calcular la zona de contribución de un pozo totalmente penetrante, ubicado en un acuífero confinado, constituido por un medio poroso homogéneo, con flujo uniforme (gradiente hidráulico constante) y condiciones de flujo establecido. Este caso particular sugiere la aplicación de la ecuación a un acuífero de tipo libre, por lo que el espesor del acuífero se considera como el espesor saturado. Previamente se analizaron las limitaciones que se presentan cuando se simplifica una ecuación para acuíferos confinados aplicándola a un acuífero libre, por lo que se recomienda que un hidrogeólogo experto analice las

condiciones locales para establecer las condiciones de validez de las formas variables simplificadas producidas. En la Figura 5.4 se presentan algunos ejemplos reales de formas variables simplificadas que se utilizaron en la delimitación de zonas de protección de pozos.

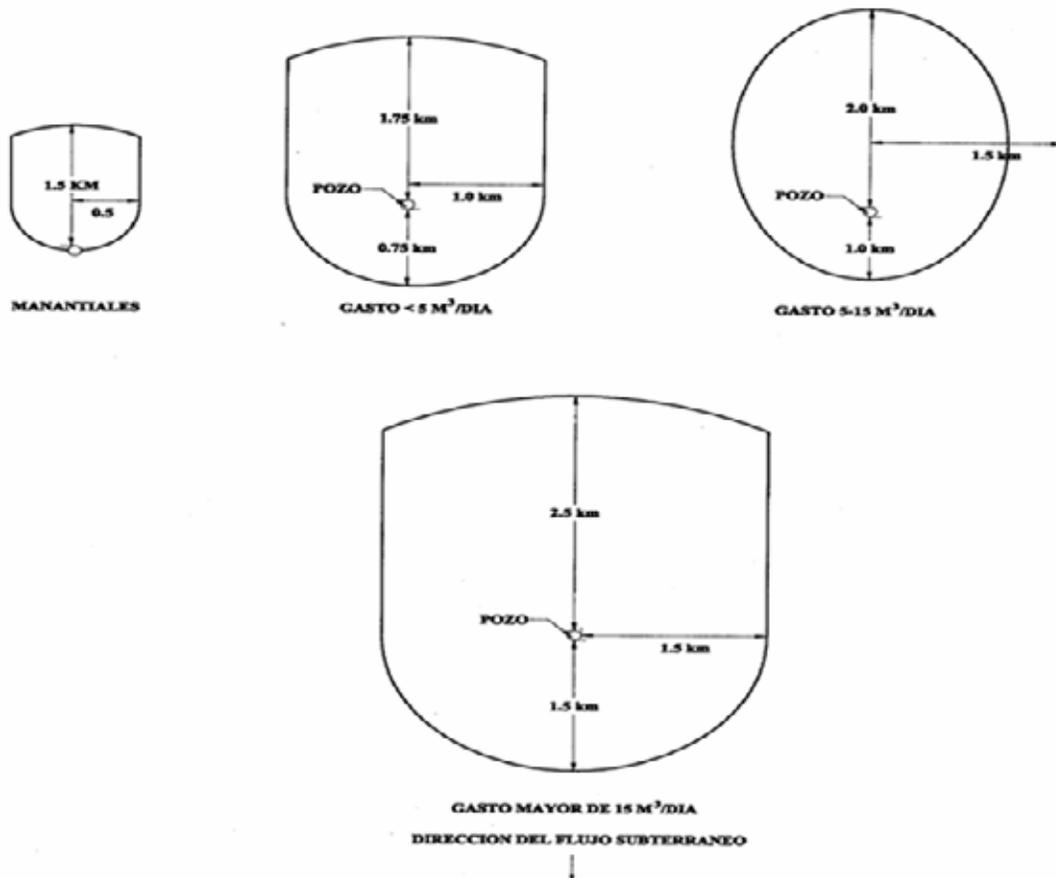
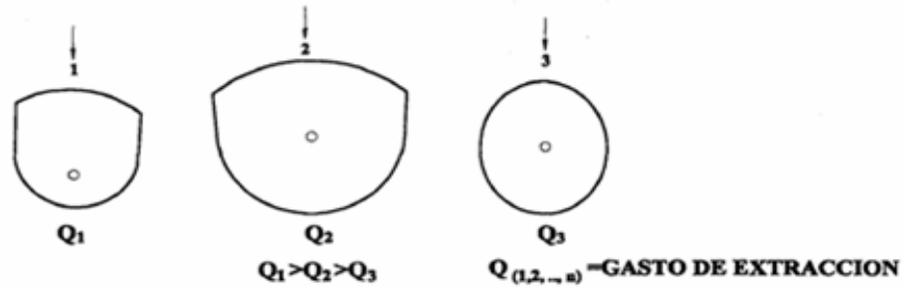


Figura 5.4 Ejemplo de formas variables simplificadas que se utilizan para delimitación de zonas de protección

Una vez concebido el número de formas variables simplificadas necesario para representar la gama de posibilidades existentes en la zona de estudio, el procedimiento a seguir (Figura 5.5) incluye: i) la selección de la forma simplificada más apropiada de acuerdo con las condiciones hidrogeológicas locales y de bombeo del pozo y ii) orientación de la forma simplificada de acuerdo con la dirección del flujo subterráneo. Por este motivo, ya que las formas simplificadas fueron calculadas, la aplicación del método es relativamente simple. Entre la información mínima a obtener para la aplicación del método se tiene: i) gasto de extracción del pozo, ii) dirección de flujo del agua subterránea y iii) tipo de material geológico o de acuífero. Esta última información sólo es necesaria si existen diferencias en el material geológico del subsuelo y que las formas variables simplificadas hayan sido calculadas para cada uno de ellos.

PASO 1.- CREACION DE FORMAS VARIABLES SIMPLIFICADAS PARA CIERTO TIPO DE ACUIFEROS



PASO 2.- APLICAR LA FORMA VARIABLE SIMPLIFICADA PARA LA DELIMITACION DE LA ZONA DE PROTECCION

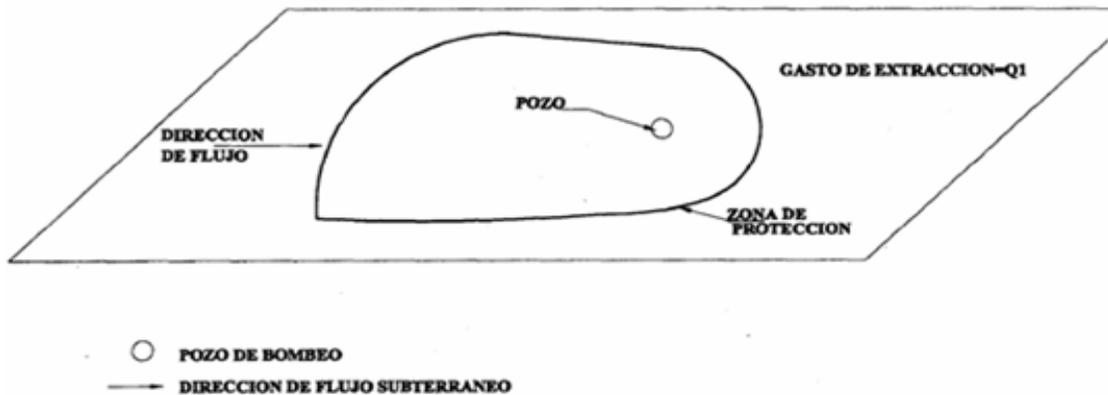


Figura 5.5 Procedimiento para aplicación del método de formas variables simplificadas

5.1.4 Métodos analíticos

Cuando se tiene una razonable cantidad de recursos (económicos, personal y tiempo) para la realización de la delimitación de zonas de protección y además existe un conocimiento apropiado de la zona de estudio, es posible lograr un buen resultado aplicando métodos analíticos. En efecto, con los métodos analíticos se obtiene una mayor certidumbre en los resultados que el que se consigue con el método de formas variables simplificadas, ya que los modelos analíticos calculan, con base en los parámetros hidrogeológicos, una zona de contribución para cada uno de los pozos en investigación.

Los métodos disponibles permiten el cálculo, para condiciones de flujo establecido, del campo de flujo alrededor de un pozo de bombeo emplazado en un acuífero confinado, compuesto por material granular homogéneo e isótropo. Para simplificar el problema, el pozo de bombeo se ubica en el origen de las coordenadas y existe un

gradiente hidráulico uniforme en las condiciones naturales del flujo (Figura 4.11). La ecuación que describe las condiciones anteriores es (Bear y Jacobs, 1965):

$$\frac{y}{x} + \tan\left(\frac{2\pi Kbiy}{Q}\right) = 0$$

- Q = gasto de extracción del pozo
- K = conductividad hidráulica
- y = gradiente hidráulico
- b = espesor del acuífero
- x, y = coordenadas del punto de interés

La ecuación anterior puede ser resuelta para el cálculo del ancho máximo (Y_L) de la zona de captura, aguas arriba del pozo. La ecuación resultante es la siguiente:

$$Y_L = \frac{Q}{Kbi}$$

La máxima distancia X_L aguas abajo del pozo hacia donde se extiende la zona de captura, define la posición de un punto de estancamiento. La ecuación que describe la posición de ese punto es la que a continuación se describe:

$$X_L = \frac{Q}{2\pi Kbi}$$

Las coordenadas de los puntos (x, y) a lo largo de la isócrona, o línea de partículas en el acuífero para las cuales los tiempos de viaje (t_v) al pozo de bombeo son idénticos, es descrita por la siguiente ecuación:

$$e^{-t^*} = e^{-z} \left(\cos w + \frac{z \operatorname{sen} w}{w} \right)$$

en donde "z", "w" y "t" son cantidades adimensionales definidas por:

$$z = \frac{x}{X_L} \qquad w = \frac{y}{X_L} \qquad t^* = \frac{Kit_v}{\eta X_L}$$

Para los puntos a lo largo de "x"; que en realidad es una línea en la dirección de flujo natural, con sentido hacia el pozo de bombeo, la ecuación del tiempo de viaje se reduce a:

$$t^* = z - \ln(1 + z)$$

El tiempo de viaje desde cualquier punto hasta el pozo puede ser calculado a partir de las ecuaciones anteriores, pero el problema inverso (que en este caso es el que interesa) de determinar las coordenadas (x, y) para un tiempo de viaje (t_v) específico, requiere de una aproximación por tanteos, o de la aplicación de un método numérico. Observando con cuidado la ecuación anterior para calcular t_v^* , se advierte que es equivalente a la ecuación para calcular t_v propuesta en el apartado de formas variables simplificadas. Otra manera de resolver el problema inverso planteado es utilizar métodos numéricos. Estos métodos están incluidos en el paquete WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991) que con una aproximación semi-analítica, calcula las zonas de captura con base en las ecuaciones anteriores.

El modelo WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991) es un modelo de flujo subterráneo saturado semi-analítico que consiste de varios módulos que se relacionan entre sí. Este modelo fue desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América para facilitar la determinación de zonas de protección de pozos. WHPA son las siglas en inglés de **Well Head Protection Areas** (zonas de protección de pozos). Este modelo tiene la gran ventaja de que es interactivo y relativamente fácil de utilizar, situación que lo constituye como una buena herramienta en la delimitación de zonas de protección. Las hipótesis de trabajo que utilizan los módulos del modelo WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991) incluyen: i) el acuífero es homogéneo e isótropo, aunque con el módulo GPTRAC se puede incluir efectos de heterogeneidad en el acuífero, ii) el acuífero es de área infinita, iii) la dirección y gradiente del flujo de agua subterránea son uniformes, iv) el pozo de bombeo es totalmente penetrante y v) el flujo de agua subterránea es bidimensional.

Una restricción importante es que está basado en ecuaciones válidas para un acuífero confinado, por lo que cuando se desea aplicar en acuíferos de tipo libre, que es precisamente la situación que se maneja en este caso, los resultados deben de tomarse con las reservas del caso. Se debe poner mucha atención cuando se presenta el efecto de drenaje diferido. Al igual que con los métodos anteriores, la experiencia del hidrogeólogo que realiza el trabajo es muy importante, sobre todo para otorgar la confiabilidad que se merecen los resultados obtenidos, a partir de la comparación entre el modelo conceptual real y las condiciones que establece el modelo analítico.

Los 4 módulos incluidos en el modelo WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991) se denominan: RESSQC, MWCAP, GPTRAC y MONTEC. Las últimas versiones del módulo GPTRAC, tienen la ventaja de que incluyen recarga distribuida al sistema de flujo de agua subterránea. Esto se logra con base en la resolución de la solución analítica para el flujo hacia el pozo en un acuífero libre con recarga uniforme. Incluye dos componentes: i) opción semi-analítica y ii) opción numérica. La opción semi-analítica delinea las zonas de captura para diferentes tiempos de viaje, utilizando técnicas analíticas para el cálculo de la velocidad. Este módulo puede simular interferencia entre pozos, y fronteras como ríos y barreras impermeables, pero orientados a lo largo de uno de los extremos de la zona de estudio. La opción numérica delimita las zonas de captura utilizando una técnica numérica para el cálculo de la velocidad, por lo que requiere del conocimiento de cargas hidráulicas en

los nodos de una malla rectangular. Con esta opción numérica es posible simular acuíferos heterogéneos, con múltiples zonas de transmisividad, porosidad y espesor variables.

El módulo MONTEC contiene un algoritmo para el análisis de Monte Carlo, con lo que es posible incluir los efectos de la incertidumbre que introducen los parámetros hidráulicos utilizados, en la forma y tamaño de la zona de captura de un pozo que penetra un acuífero homogéneo. Los datos que se representan como funciones de probabilidad incluyen: i) gasto de extracción del pozo, ii) conductividad hidráulica, iii) gradiente hidráulico, iv) porosidad efectiva, v) espesor del acuífero. Entre los tipos de distribución que se pueden utilizar con el módulo MONTEC se mencionan: i) normal, ii) lognormal, iii) exponencial, iv) uniforme, v) logro uniforme y vi) empírica.

El módulo RESSQC es una versión modificada del código, RESSQ (Keely y Tsang, 1983; Javandel et al. 1984), que fue diseñado originalmente para la delineación de frentes de contaminación alrededor de pozos de inyección. La "C" representa que se realizó una modificación al código para incluir la delimitación de zonas de captura relacionada con determinado tiempo de viaje, en pozos que penetran totalmente un acuífero homogéneo. El módulo MWCAP genera zonas de captura híbridas, en estado estacionario utilizando el criterio de tiempo de viaje en acuíferos homogéneos. La principal desventaja que presenta MWCAP es que considera que los pozos existentes funcionan de manera independientemente y por lo tanto, no toma en cuenta el efecto de la interferencia de pozos.

En forma simple, los procesos que realizan los módulos del modelo WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991) son los siguientes: i) calcular el régimen del flujo subterráneo predominante, ii) calcular el abatimiento alrededor del pozo de bombeo, iii) restar los abatimientos calculados a la distribución de cargas hidráulicas iniciales, iv) calcular el campo de velocidades utilizando las cargas hidráulicas y v) determinar como se mueven las partículas dentro del campo de velocidades y de ese modo calcular la trayectoria que seguirán en un tiempo determinado. Las operaciones que es posible realizar con el modelo WHPA se presentan en la Figura 5.6; en a) aparece la distribución de cargas hidráulicas justo antes del inicio del bombeo en el pozo, en b) se muestra la distribución de cargas hidráulicas en un acuífero homogéneo e isotrópico producida por el bombeo de un pozo a caudal constante, por último, en c) se presenta la zona de captura para un tiempo de 20 años (Shafer, 1987).

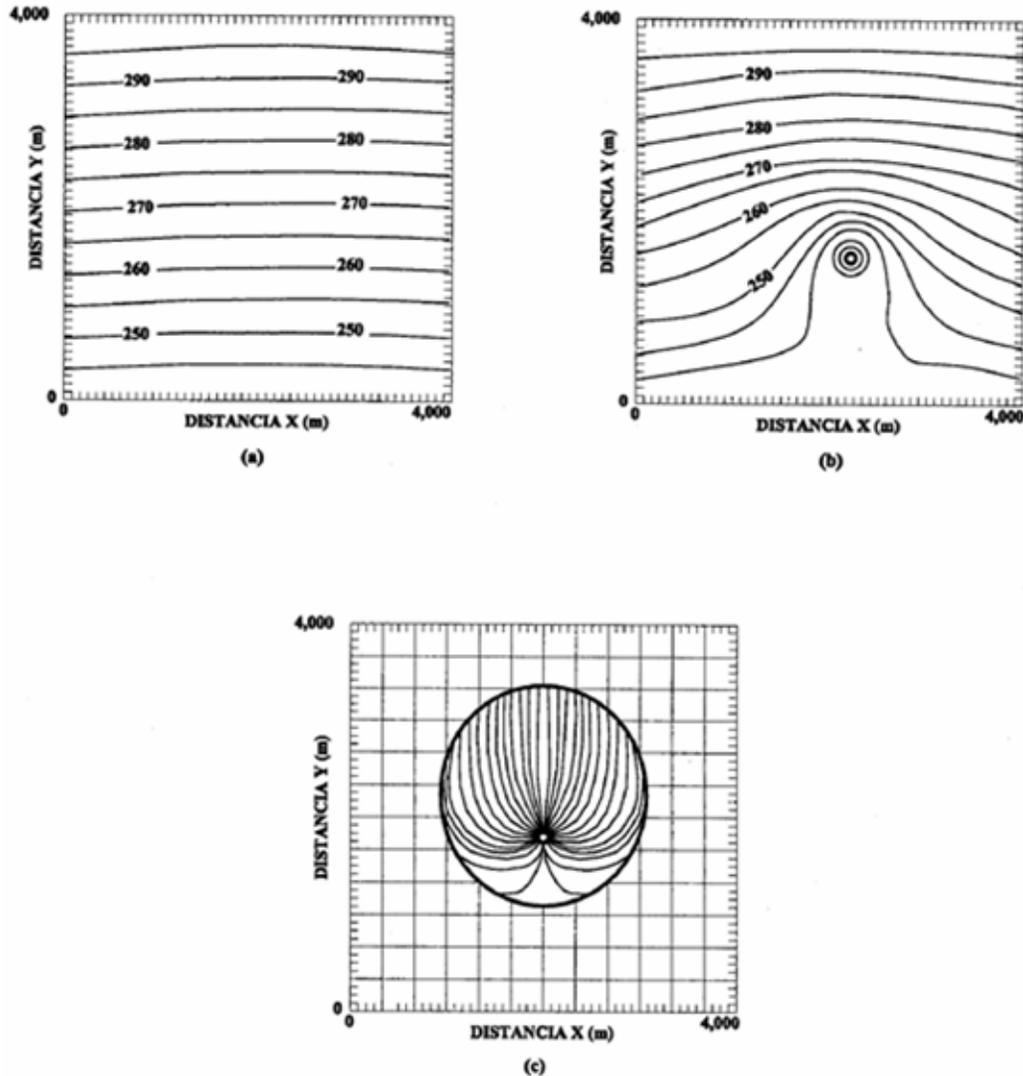


Figura 5.6 Ejemplo de la delimitación de zonas de protección de pozos con el modelo analítico WHPA, utilizando el criterio de tiempo de viaje

A pesar de todas las bondades que el modelo WHPA tiene, se ha descubierto que presenta ciertas desventajas entre las que se mencionan: i) únicamente puede ser aplicado en forma realista a medios hidrogeológicos relativamente simples, en donde la distribución del flujo subterráneo sea lineal (horizontal), con fronteras cuya dimensión vertical equivale al espesor del acuífero y ii) los módulos tienen limitaciones en la delimitación de zonas de captura, ya que es necesario especificar un gradiente hidráulico uniforme, situación que generalmente no se satisface. Como conclusión se menciona que los módulos del modelo WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991) sólo producirán resultados adecuados cuando se apliquen a situaciones hidrogeológicas relativamente simples, en acuíferos con campos de flujo uniforme. Cuando estas condiciones no se cumplan, los resultados obtenidos deben de analizarse con las reservas del caso.

Lerner (1992) estableció un modelo semi-analítico que considera la existencia de recarga natural difusa y que calcula la forma y dimensiones de las zonas de captura para diferentes tiempos de viaje. Su modelo denominado ROSE, incluye nuevas expresiones para el cálculo de la velocidad real promedio del agua subterránea, permite la inclusión de recarga, y la presencia de barreras de carga constante o impermeables. Señala que las zonas de protección de pozos delineadas con los modelos analíticos que no pueden incorporar el efecto de la recarga natural de agua subterránea, en general son más angostas y de mayor longitud que las que se calculan con el modelo ROSE, que efectivamente considera el efecto de la recarga natural. De acuerdo con su análisis, la comparación del modelo ROSE con el módulo GPTRAC del modelo WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991), muestra que el último produce resultados poco satisfactorios, debido a que no mantiene un balance entre la recarga y la extracción dentro de la zona analizada.

Alternativamente al programa analítico WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991), varios autores han desarrollado algunos algoritmos para el cálculo de zonas de protección de pozos. Por ejemplo Bakker y Strack (1996) presentan un procedimiento para la delimitación de zonas de captura, determinándolas por medio de: i) la ubicación de los puntos de estancamiento, ii) utilizarlos para construir la envolvente de la zona de captura y las líneas de flujo divisorias y iii) por medio de esta información generar los límites de la zona de captura para cualquier tiempo. Lo anterior fue implementado en un programa de cómputo basado en el método del elemento analítico, y que se denomina CZAEM (Strack et al. 1994). Al igual que el WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991) el programa CZAEM se utiliza para la delimitación de zonas de protección de pozos, programa que permite una definición más exacta de zona de captura, sobre todo en los alrededores de los puntos de estancamiento.

5.1.5 Cartografía hidrogeológica

Como se señaló en el capítulo anterior, el método de cartografía hidrogeológica es muy adecuado para la delimitación de zonas de protección en regiones en donde, por la complejidad del flujo subterráneo, no es conveniente tratar de analizarlo con base en ecuaciones analíticas o modelos numéricos, ya que los resultados seguramente no representarán las condiciones de campo. En el grupo de medios en donde el flujo subterráneo no es caracterizado por las ecuaciones de flujo convencionales, se incluyen los medios de tipo fracturado y cárstico.

En acuíferos compuestos por medios fracturados o cársticos, la aplicación de métodos analíticos no es muy recomendable, ya que no es posible incluir concisa y fácilmente los efectos de la heterogeneidad y anisotropía que comúnmente presentan las propiedades hidráulicas. Además, la velocidad del agua subterránea puede ser muy elevada, por lo que la teoría tradicional para el transporte de solutos y la ley de Darcy no son aplicables directamente. Por esta razón, es conveniente que la delimitación de zonas de protección en estos medios, se realice con el método de cartografía hidrogeológica. El procedimiento más adecuado para la situación de medios cársticos, es la definición en primera instancia de las zonas de contribución de los pozos, con base en un análisis topográfico complementado con interpretación

de la superficie freática o piezométrica, según sea el caso. Posteriormente pueden aplicarse trazadores artificiales (colorantes, cloruro de sodio, etc.) para una delimitación más detallada.

Existen disponibles diferentes técnicas para realizar la aplicación del método de cartografía hidrogeológica y definir la zona de protección de un pozo o campo de pozos. Estas técnicas incluyen: i) geología, ii) geofísica, iii) hidrogeología, iv) trazadores naturales y artificiales. En general, los resultados que rinda el método de cartografía hidrogeológica serán más realistas y congruentes en la medida de que se utilice el mayor número de técnicas posibles y los resultados independientes se conjunten. Las técnicas geológicas incluyen la identificación de las características litológicas, estratigráficas y estructurales de las unidades geológicas que se presentan en la superficie del terreno. Con base en la interpretación de fotografías aéreas, complementado con recorridos de campo, se obtiene la información que se vaciará posteriormente a un plano topográfico. En dicho plano se señalan los contactos entre las unidades geológicas diferenciadas en la zona de estudio. Finalmente, con base en la interpretación de registros litológicos y la geología superficial, se realiza una interpretación del comportamiento de las unidades geológicas en el subsuelo. La delimitación de la zona de protección se realiza con base en los contactos geológicos. Los contaminantes pueden incorporarse fácilmente al acuífero en las regiones en donde no está cubierto por otra unidad geológica de menor permeabilidad, por lo que una práctica común es coincidir la zona de protección con los afloramientos de las unidades geológicas que componen el acuífero.

Las técnicas geofísicas aprovechan algunas propiedades de los materiales geológicos del subsuelo (resistividad, densidad, elasticidad) para cuantificarlas de manera indirecta desde la superficie, logrando realizar una interpretación de su distribución a profundidad. El tipo de propiedad del material geológico que conviene registrar depende de su naturaleza intrínseca y de la profundidad de investigación que se desea alcanzar. En estudios relacionados con la identificación de acuíferos, que son depósitos que en general se ubican a profundidades someras, la resistividad de los materiales geológicos es la propiedad que se registra. Las interpretaciones geofísicas se complementan con la información geológica directa, ya que su correlación permite realizar la calibración de datos geofísicos contra los geológicos, ejercicio que facilita la extrapolación de la información directa para proponer el patrón que siguen los materiales geológicos en el subsuelo.

El objetivo primordial de la aplicación de técnicas hidrogeológicas en el método de cartografía hidrogeológica, tiene que ser la identificación de la geometría del acuífero en explotación y los sistemas de flujo involucrados. La identificación de la geometría del acuífero se realiza con base en la geología superficial, de preferencia complementada con información geofísica. Para la identificación de sistemas de flujo es necesario analizar dentro de la zona de estudio, las manifestaciones superficiales de agua subterránea. En el Capítulo 2 se realizó una amplia descripción de estas manifestaciones, por lo que no se mencionarán aquí.

La importancia del manejo conjunto de las técnicas geológicas, geofísicas e hidrogeológicas se ilustrará por medio del siguiente ejemplo hipotético. Mediante la identificación de contactos geológicos se puede definir que un pozo está emplazado en un acuífero libre compuesto por material granular, por lo que su zona de protección pudiera delimitarse con base en la trayectoria del contacto geológico con otras unidades geológicas de menor permeabilidad. Sin embargo, si el análisis hidrogeológico señala que el acuífero granular aloja un sistema de flujo local y otro de jerarquía regional, es menester identificar cual de esos sistemas de flujo es el explotado por el pozo. En caso de que se trate del sistema de flujo regional, la propuesta de la delimitación de zona de protección con base en los afloramientos del material granular únicamente no tiene sentido, ya que está protegiendo una zona de recarga diferente a la que abastece al pozo de agua subterránea.

La utilización de trazadores como una técnica que colabore en la definición de zonas de protección de acuíferos de tipo libre, únicamente es recomendable en acuíferos calcáreos cársticos, en donde la velocidad del agua subterránea es elevada. De este modo, es probable que el tiempo que sea necesario esperar para la aparición del trazador no será muy largo. En general, se utilizan para identificar la presencia de conductos preferenciales en terrenos cársticos. Consisten de la aplicación directa a la zona saturada de colorantes, esporas o un elemento químico que pueda identificarse con facilidad posteriormente en el agua subterránea. La zona de aplicación, que se definirá con base en técnicas geológicas e hidrogeológicas, deberá estar ubicada dentro de la región que se sospecha forma parte de la zona de contribución del aprovechamiento investigado. Posteriormente a la aplicación, el agua del aprovechamiento se observará por un tiempo razonable para detectar la aparición del trazador. Si después de algún tiempo se detecta la presencia del trazador en el agua subterránea que se obtiene del aprovechamiento, entonces la zona en donde se aplicó pasa a formar parte de la zona de protección del pozo. Esta técnica es muy útil para la delimitación de zonas de protección de manantiales cársticos que se utilicen como fuente de abastecimiento poblacional.

5.1.6 Modelos numéricos

Un método adicional para la delimitación de zonas de protección de pozos, es mediante la aplicación de modelos matemáticos, que aproximan con base en métodos numéricos las ecuaciones diferenciales que gobiernan tanto el flujo como el transporte de solutos en el agua subterránea. Por las características de los modelos numéricos, el dominio de flujo se discretiza en elementos prismáticos de tamaños regulares o variables. A cada una de las celdas se le asignan parámetros hidrogeológicos “promedio”; por lo que con base en esta aproximación es posible manejar condiciones hidrogeológicas más complejas que con los métodos analíticos. Entre los parámetros hidrogeológicos necesarios para los modelos de flujo subterráneo saturado se incluyen: i) geometría de las capas que componen el medio o medios por donde se desplaza el agua subterránea, ii) conductividad hidráulica, iii) porosidad y/o coeficiente de almacenamiento, iv) magnitud y distribución de la recarga y v) condiciones iniciales (distribución espacial de las cargas hidráulicas para cada una de las capas en que se dividió verticalmente el modelo) y de frontera (de

flujo, no-flujo, flujo especificado, carga constante, carga variable, etc.). Por supuesto que la implementación de la información anterior en el modelo requiere de su integración ordenada a partir de un modelo conceptual de funcionamiento hidrodinámico.

Los resultados de la aplicación de modelos de flujo subterráneo saturado incluyen, entre otras cosas, la distribución de cargas hidráulicas en la zona de modelación. Esta única información no es suficiente para la delimitación de zonas de protección, por lo que es necesario utilizar criterios como abatimiento, límites de sistemas de flujo o tiempos de viaje en forma conjunta con la modelación. Los modelos numéricos que se utilizan para la delimitación de zonas de protección, generalmente aplican un método de trayectoria de partículas (particle tracking) para incluir el criterio de tiempo de viaje. Este método no resuelve la ecuación de transporte de solutos directamente, pero simula la propagación de la masa disuelta en el agua subterránea, por medio de una técnica de movimiento aleatorio de partículas. El transporte de los solutos se simula añadiendo un número determinado de partículas, que posteriormente se desplazan de manera aleatoria. Para considerar el proceso de advección, cada partícula se mueve en la dirección del flujo del agua subterránea una distancia que está definida por la magnitud de la velocidad y la longitud del paso de tiempo utilizado en este modelo. Por esta razón, cuando se consideran pasos de tiempo cortos, la partícula efectivamente describe la forma de una línea de flujo. La dispersión se considera en el movimiento de la partícula añadiendo una componente aleatoria al movimiento determinístico, mismo que es función de la dispersividad del medio.

Una descripción detallada de las bases de los modelos numéricos, los métodos de resolución del sistema de ecuaciones resultante, y los procedimientos para incorporar los datos de campo al modelo, queda fuera del alcance del presente manual. Sin embargo, se considera conveniente presentar una descripción breve de las principales características de los modelos FLOWPATH y MODFLOW/MODPATH, que son los más aceptados y utilizados a escala mundial para la delimitación de zonas de protección de pozos. De este modo el lector interesado, puede tener una idea preliminar y abundarla si lo desea, consultando los manuales de dichos modelos o textos especializados en modelación.

Entre los primeros modelos que se diseñaron específicamente para la delimitación de zonas de captura de pozos, se señala a FLOWPATH (Franz y Guiguer, 1990), que es un modelo que está basado en un método numérico ampliamente validado y reconocido por los hidrogeólogos de todo el mundo. Además de que posee una interfaz simple para introducir los datos, por lo que es relativamente rápido de utilizar. Tiene la gran ventaja de que puede incorporar situaciones hidrogeológicas más complejas que el modelo semi-analítico WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991). Asimismo los resultados de la simulación pueden convertirse en archivos *.DXF (drawing exchange format) para exportarse directamente a programas de ambiente CAD (computen assisted drawing). Esta herramienta es muy importante para la generación de los planos con las zonas de protección delimitadas. Entre las principales desventajas que presenta es que simula flujo bidimensional y estado

estacionario únicamente. Si dentro del dominio de flujo se presentan situaciones de acuífero libre y confinado, el modelo no puede incluirlas en forma conjunta. Además la descripción del modelo para la interacción agua subterránea-superficial es deficiente.

El modelo FLOWPATH (Franz y Guiguer, 1990) es un modelo numérico que la compañía Waterloo Hydrogeologic Software tiene a la venta. Resuelve las ecuaciones de flujo utilizando un método de diferencias finitas y calcula cargas hidráulicas y velocidades, datos que permiten delinear las líneas de flujo, tiempos de viaje de partículas y zonas de contribución o captura para uno o varios pozos. El paquete incluye todos los programas necesarios para llevar a cabo la introducción de datos y la visualización de los resultados por medio de una plataforma gráfica muy conveniente, situación que facilita la creación y/o modificación de modelos. Permite la incorporación de un gran número de periféricos para impresión de los archivos generados, además de tener la facilidad de creación de archivos que posteriormente se pueden procesar con programas que utilicen ambientes CAD como pudiera ser un sistema de información geográfica.

En el desarrollo de la malla de diferencias finitas en que se dividirá el dominio de flujo, es conveniente señalar que las dimensiones de las celdas (Δx y Δy) deben ser lo suficientemente pequeñas como para considerar variaciones en el flujo, sobre todo en las inmediaciones de los puntos de interés, en este caso los pozos. En regiones en donde se requiere menor detalle, las dimensiones de las celdas, pueden ser un poco mayores. También es importante considerar que la relación $\Delta x/\Delta y$, debe de tratar de mantenerse cercana a la unidad, ya que cuando esto ocurre las soluciones obtenidas son más exactas y por lo tanto la definición de las zonas de protección será más acertada. Como se señaló previamente, FLOWPATH resuelve la ecuación de flujo subterráneo bidimensional en estado estacionario, de acuerdo con determinadas condiciones de frontera. Las condiciones de frontera que se incorporan indicándolas en los nodos correspondientes (los nodos son la intersección de la malla) incluyen los siguientes tipos:

Carga constante o elevación fija
No-flujo, que es la condición de frontera inicial
Flujo especificado o de flujo

Por requerimientos inherentes al desarrollo del programa, FLOWPATH impone que al menos se especifique un nodo de carga fija. Este es un punto clave del programa, por lo que debe tenerse cuidado en el lugar en donde se establece dicho nodo de carga fija. No se recomienda ubicarlo en la porción central de la malla, porque su presencia puede distorsionar la dirección de flujo del agua subterránea. Se recomienda ubicar el nodo de carga fija en los límites de la zona modelada, en donde tengan el menor efecto posible sobre las zonas en donde se encuentran los pozos. En lo que se refiere a los pozos, es posible ubicarlos con base en sus coordenadas (x, y) reales. Sin embargo, por exigencia del modelo, para efectos de la simulación el pozo es desplazado al nodo más cercano, por lo que las soluciones se calculan para

un sitio que puede estar hasta $1.4 \cdot \Delta x$ de la posición real. Cuando se utiliza una malla de amplias dimensiones, lo anterior puede acarrear diferencias importantes. Para evitar este problema, es conveniente colocar una intersección de la malla, justo en donde se ubica la posición real del pozo. Una limitación adicional es que este modelo no es capaz de representar un acuífero que en una porción es confinado y en otra se comporta como de tipo libre.

La resolución de las ecuaciones resultantes de la aplicación del método de diferencias finitas, se realiza por medio de un procedimiento modificado implícito de dirección alternante, que tiene la ventaja de ser iterativo incondicionalmente estable. Una característica adicional, es que el modelo incorpora un balance de agua, que se utiliza para probar la exactitud de la solución. Se recomienda que los resultados del modelo no se tomen como correctos, si la diferencia observada en el balance de agua (entradas-salidas) es mayor al 1%. Los resultados de la modelación incluyen contornos de cargas hidráulicas dentro del dominio de flujo y vectores de velocidad. Para realizar el proceso de calibración, se deben especificar algunos puntos en donde se tenga conocimiento de las cargas hidráulicas de campo, para compararlas con los resultados del modelo. En este aspecto, FLOWPATH tiene algunas herramientas que facilitan el proceso de comparación entre las cargas hidráulicas observadas y calculadas. En la Tabla 5.1 se presentan algunas de las limitaciones que se presentan en la delimitación de zonas de protección, cuando se utiliza el modelo FLOWPATH.

Tabla 5.1 Problemas comunes y limitaciones en la delimitación de zonas de captura cuando se utiliza el modelo FLOWPATH

PROBLEMA	DESCRIPCIÓN
Ubicación de los pozos de extracción	FLOWPATH automáticamente mueve los pozos de extracción a la intersección de la malla más cercana. Esto se evita poniendo una intersección de la malla exactamente en el lugar en donde se encuentra el pozo de interés.
Espaciamiento de la malla	El espaciamiento de la malla tiene influencia directa en la precisión de representación de la delimitación de la zona de protección.
Radio del círculo de liberación de partículas	Círculos de liberación de partículas muy pequeños tienden a producir zonas de protección incorrectas. Una situación similar se observa cuando el radio es demasiado grande.
Convergencia del modelo	Si el modelo FLOWPATH no converge, entonces el balance de agua puede ser erróneo, además de las cargas hidráulicas calculadas.
Acuífero confinado/libre	FLOWPATH sólo permite la representación de acuífero libre o confinado, pero las dos condiciones no pueden estar presentes en un mismo modelo.
Infiltración de ríos	La infiltración a partir de la corriente superficial es dependiente de la carga, pero no existe forma de incorporar una restricción para considerar el volumen real de escurrimiento del río.

Para la delimitación de las zonas de contribución, FLOWPATH permite la incorporación de partículas que serán liberadas en los puntos específicos que se desee dentro del dominio de flujo. El seguimiento de la trayectoria de las partículas se realiza por un periodo de tiempo específico (tiempo de viaje) y puede ser hacia adelante (directo) o hacia atrás (inverso). En el seguimiento hacia adelante de la trayectoria de las partículas, se predice su ubicación en el tiempo, mientras que en el procedimiento hacia atrás, se determina su ubicación en el paso de tiempo anterior. De este modo, las zonas de contribución se determinan proponiendo un valor de referencia para el tiempo de viaje, observando la aplicación del procedimiento inverso a las trayectorias de partículas que se originaron en un punto alrededor de la fuente. La experiencia indica que si la malla no es lo suficientemente densa en las inmediaciones del pozo, es común que los resultados de la delimitación de la zona de protección sean erróneos. En la Figura 5.7 se presenta un ejemplo de la delimitación de zonas de protección utilizando el modelo de simulación FLOWPATH.

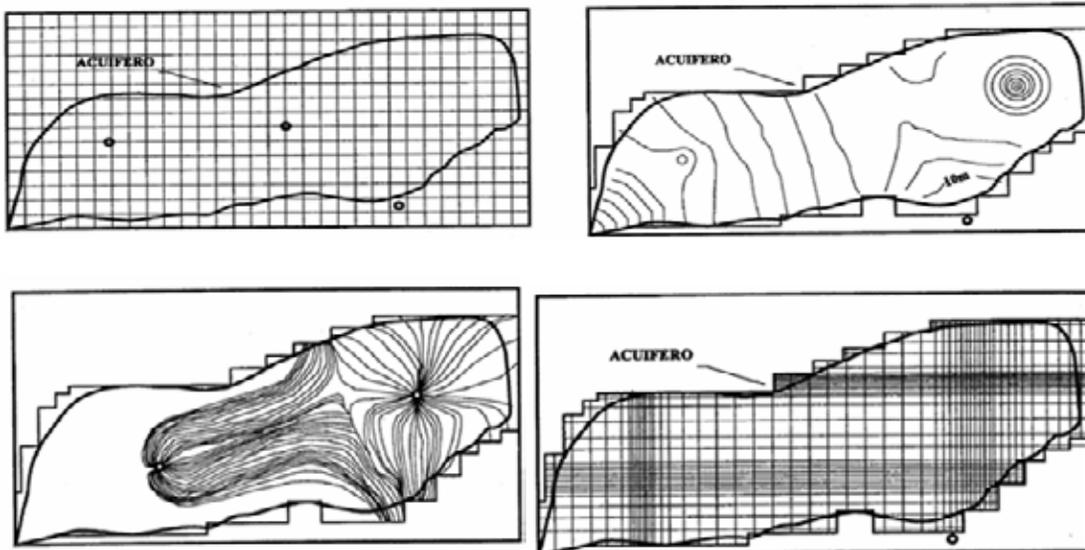


Figura 5.7 Ejemplo de la delimitación de zonas de protección utilizando el programa FLOWPATH

La primera versión del programa para simulación de flujo subterráneo saturado denominado MODFLOW, fue expedida en 1984, con una versión posterior en 1988, logrando a la fecha ser uno de los modelos más reconocidos y utilizados a escala mundial. De acuerdo con Domenico y Schwartz (1996), su popularidad puede atribuirse a 4 factores principales: i) el código ha demostrado ser una herramienta poderosa y bien confeccionada, por lo que puede aplicarse en una amplia gama de problemas prácticos, ii) el manual del usuario es muy detallado y conciso, iii) el programa es de dominio público, ya que su desarrollo fue apoyado por la US Geological Survey y iv) se han desarrollado numerosos cursos de entrenamiento para su utilización, además de que algunas compañías han desarrollado productos que lo toman como base. MODPATH es un producto adicional que se acopla a los resultados de MODFLOW para seguir la trayectoria de partículas y delinear zonas de protección de pozos.

El código MODFLOW es un modelo de diferencias finitas capaz de: i) realizar simulaciones del flujo subterráneo en estados transitorio y estacionario, ii) manejar modelos de una sola capa o de varias capas y iii) representar condiciones de acuífero libre y confinado al mismo tiempo en la misma capa. Otra de sus ventajas es que tiene un diseño "modular" que consiste de un programa principal con varios paquetes. Estos paquetes consisten de sub-rutinas que realizan acciones específicas necesarias durante la modelación, como es adición de recarga a la capa superior y cálculo de la evapotranspiración. El diseño modular permite una organización lógica entre los elementos del programa, además de que facilita la integración de nuevos módulos para realizar tareas específicas. Las sub-rutinas principales de MODFLOW se presentan en la Tabla 5.2.

Algunos de los aspectos importantes en la operación del programa incluyen la definición del tamaño de los pasos de tiempo, entre otros. La selección de un paso de tiempo muy grande ocasiona grandes errores, sobre todo en los primeros incrementos cuando el bombeo se inicia. Por esta razón, es conveniente utilizar la opción que tiene MODFLOW de incremento gradual de pasos de tiempo, situación que minimiza los errores. Otro asunto importante en los modelos numéricos es el relacionado con la comparación entre las cargas medidas en los pozos y aquellas que calcula el modelo en los nodos de "bombeo". La carga o abatimiento en los nodos de bombeo no representa la carga en un pozo, porque en el primer caso la carga hidráulica corresponde a un valor promedio en la totalidad del volumen incluido en la celda.

Un ejemplo de delimitación de zonas de protección de pozos por medio de la modelación numérica del flujo subterráneo utilizando el código MODFLOW, lo presentan Papatolios y Lerner (1993). El modelo numérico se desarrolló en un acuífero de tipo libre, constituido por areniscas del Permo-Triásico que se extiende en la porción central y norte de Inglaterra. Por sus características litológicas y químicas, el acuífero es especialmente vulnerable a la contaminación por nitratos, por lo que se requirió realizar la delimitación de la zona de protección para un nuevo campo de pozos que se perforaron para abastecimiento público. Posteriormente a la calibración en estado estacionario (condiciones previas al inicio de las nuevas extracciones), procedieron a la introducción del bombeo adicional, calculando la distribución de cargas hidráulicas a diferentes tiempos. Para condiciones de flujo establecido, la zona de captura delimitada para la extracción ($12,500 \text{ m}^3/\text{día}$) resultó de 18.7 km^2 .

Cuando se utilizan modelos numéricos, la delimitación de zonas de protección para pozos de bajo caudal en acuíferos productivos produce ciertos problemas, debido a que no se produce una afectación notable en la distribución de las cargas hidráulicas. En estos casos, se considera que la zona de captura está conformada por la línea de flujo que viene gradiente arriba directamente hacia el pozo. De acuerdo con Cole y Silliman (1997), la certeza asociada con la predicción de la geometría de dicha línea de flujo, depende de la incertidumbre existente en el conocimiento de la distribución espacial de la conductividad hidráulica. Dichos autores proponen el cálculo de una zona de captura basada en un análisis estadístico denominado "percentil capture

contour"; que se define cuantificando para un tiempo de viaje específico, la variación de la longitud y orientación de la línea de flujo que constituye la zona de captura. Por medio de un análisis de Monte Carlo se determinó que el campo aleatorio de segundo orden de la conductividad hidráulica, produce las variaciones que se observan en la zona de captura. Cole y Silliman (1977) señalan que el tamaño de las zafias de captura se incrementó en la medida de que aumenta la varianza en el logaritmo de la conductividad hidráulica, pero disminuyó a medida que el ángulo entre la dirección principal de la estructura de correlación y la dirección de flujo regional se incrementó.

Tabla 5.2 Resumen de los principales módulos incluidos en MODFLOW

NOMBRE DE LA SUBROUTINA	DESCRIPCIÓN
Básica (BAS)	Sirve para organizar el modelo. Aquí se establecen las fronteras, longitud de los pasos de tiempo, condiciones iniciales, entre otras.
Flujo entre bloques (BCF)	Es indispensable en cualquier simulación. Establece la información de la malla, número de capas, tipos de acuíferos, parámetros hidráulicos.
Pozos (WELL)	Se utiliza para simular los efectos de inyección o extracción por pozos
Recarga (RCH)	Este paquete simula la acción de la recarga natural de agua subterránea.
Ríos (RIV)	Se utiliza para simular la interacción del agua superficial con el agua subterránea.
Drenes (DRN)	Es similar al paquete de ríos, con la diferencia que únicamente considera el flujo hacia el dren.
Evapotranspiración (EVT)	Se utiliza para simular la evapotranspiración por presencia de freatofitas cuando existen niveles freáticos someros.
Frontera de carga general (GHB)	Se utiliza para especificar un flujo en una frontera que sea función de la carga hidráulica y de la conductancia de los materiales.
Procedimiento fuertemente implícito (SIP)	Programa iterativo que se utiliza para la resolución del sistema de ecuaciones de diferencias finitas
Método de sobrerrelajación sucesiva (SOR)	Programa iterativo que se utiliza para la resolución del sistema de ecuaciones de diferencias finitas.
Control de salida (OC)	Sirve para especificar cuales son los datos que se desean imprimir.

5.2 MÉTODOS APLICABLES EN MEDIOS FRACTURADOS

Amplias regiones de nuestro país se abastecen de agua subterránea derivada de acuíferos compuestos por rocas fracturadas o rocas carbonatadas con aberturas de disolución, que comúnmente se denominan acuíferos cársticos. Entre los materiales consolidados fracturados que conforman acuíferos de importancia, se mencionan aquellos compuestos por rocas volcánicas de la Sierra Madre Occidental. Importantes ciudades de la región norte y centro del país, basan parcial o totalmente su abastecimiento en este tipo de acuíferos compuestos por rocas volcánicas

fracturadas. En algunas regiones de la Sierra Madre Oriental existen formaciones de origen sedimentario elástico (areniscas y lutitas) que por el grado de fracturamiento que presentan, constituyen acuíferos fracturados de mediana potencialidad. La región que tradicionalmente se abastece de un acuífero cárstico de grandes dimensiones es la Península de Yucatán, aunque en algunas regiones de los estados de Tamaulipas, Nuevo León Durango, Chihuahua y Coahuila también existen algunos acuíferos cársticos de relativa importancia.

Por esta razón, es de gran importancia analizar los métodos aplicables para la delimitación de zonas de protección en acuíferos compuestos por rocas consolidadas fracturadas. Previo a la descripción de los métodos, se realizará una breve síntesis de algunos fundamentos básicos de la teoría que sostiene el análisis del flujo subterráneo saturado en medios fracturados. Se hace especial énfasis en los aspectos que se deben de tomar en cuenta para definir las condiciones en que un medio fracturado puede analizarse por medio de la teoría tradicional de flujo en medios granulares. Este aspecto es de primordial importancia en la definición del método a aplicar, ya que todos, con excepción del método de cartografía hidrogeológica, se basan en mayor o menor medida en que el flujo subterráneo cumple con la Ley de Darcy.

Cuando se investiga el flujo subterráneo en rocas consolidadas fracturadas, se juzga que las discontinuidades estructurales interconectadas constituyen las principales vías por donde circula el agua subterránea. En general, el flujo en el interior de los bloques que limitan las fracturas se considera mínimo, con la excepción de los medios de doble porosidad, en donde el flujo intergranular en dichos bloques puede ser importante. De acuerdo con Domenico y Schwartz (1997) además de Freeze y Cherry (1979), es posible realizar la investigación del flujo de fluidos en medios fracturados utilizando diferentes aproximaciones: i) considerar el medio continuo y ii) considerar el medio discontinuo o discreto. La primera aproximación supone que el volumen de roca fracturada analizado es equivalente a un medio poroso. Esto significa que la Ley de Darcy puede aplicarse directamente, por lo que son válidas la mayoría de las ecuaciones que hasta el momento se han descrito en los capítulos previos. Si de acuerdo con las investigaciones de campo, el medio fracturado no presenta las características de medio continuo, el flujo debe describirse por medio de otro tipo de teoría.

Medio continuo. En la aproximación que considera el medio continuo se considera que las propiedades del medio, únicamente son función de la posición del sitio de medición y del tiempo, pero no varían de acuerdo con el tamaño del volumen investigado. Un medio fracturado se considera continuo cuando la densidad de fracturamiento es lo suficientemente densa que se comporta de manera similar a un medio poroso granular. Si el espaciamiento de las fracturas es irregular en una dirección determinada, el medio presentará heterogeneidad, pero si el espaciamiento de las fracturas está en función de la dirección, entonces el medio será anisotrópico. Long et al. (1982) sugieren que los sistemas fracturados se comportan como medios porosos cuando: i) la densidad de fracturas se incrementa, ii) las aberturas son

relativamente constantes, iii) las orientaciones se distribuyen de manera aleatoria y iv) las pruebas se realizan en grandes volúmenes de muestras de acuífero.

Snow (1968, 1969) ha demostrado que muchos problemas de flujo en fracturas pueden ser tratados con la teoría tradicional de flujo subterráneo que incluye la Ley de Darcy y un tensor anisotrópico para la conductividad. Bradbury et al. (1991) sugirió que existen algunos criterios para determinar cuando un acuífero compuesto por roca fracturada puede ser analizada como medio poroso, a la escala de una zona de protección de pozos. Entre estos criterios se incluyen la relación entre la escala del fracturamiento y la escala del problema, mediciones de la conductividad hidráulica que se ajustan a una distribución log-normal, variaciones mínimas en la composición química del agua subterránea, una configuración piezométrica suave y pruebas de bombeo que presentan conos de abatimiento circulares o elípticos, con incremento lineal en el abatimiento cuando se aumenta el gasto de bombeo.

Sin embargo, aún en un medio continuo la velocidad del agua subterránea puede ser tal que la Ley de Darcy no sea válida (Hubbert, 1956). Esto generalmente sucede en fracturas que son bastante amplias y el agua subterránea se desplaza en régimen turbulento, similar al que se presenta en una tubería. Una situación similar se presenta en medios granulares en donde las partículas son de gran tamaño (gravas limpias) y por lo tanto los poros son de grandes dimensiones. A medida de que la velocidad se incrementa, la energía cinética del fluido también aumenta, hasta que el efecto de la inercia por el efecto de la velocidad, es mayor que la viscosidad, por lo que las partículas se comienzan a desplazar de la manera errática que caracteriza al flujo turbulento.

El número de Reynolds relaciona los cuatro factores que determinan si el flujo es turbulento o laminar

$$R = \frac{\rho_w v d}{\mu}$$

En esta relación, R es el número de Reynolds, ρ_w es la densidad del fluido, agua subterránea en este caso particular, v es la velocidad del fluido, d es el diámetro de la abertura por donde se desplaza el fluido y μ la viscosidad. En rocas fracturadas con aberturas amplias la descarga específica y el número de Reynolds son elevados (en general mayores de 10) las fuerzas de viscosidad son menores que las de la inercia de las partículas, por lo que la Ley de Darcy no es válida. Cuando se analiza el número de Reynolds en un medio granular, el valor del parámetro d no es fácil de determinar. Una práctica común es considerar el diámetro promedio de las partículas, más que el promedio del diámetro de los poros. En este caso, Bear (1972) establece que la Ley de Darcy únicamente es válida para valores del número de Reynolds comprendidos entre 1 y 10.

Las velocidades del flujo subterráneo que comúnmente ocasionan valores del número de Reynolds mayores a 10, generalmente se presentan en rocas calcáreas

en donde las fracturas y planos de estratificación han incrementado su abertura original debido a fenómenos de disolución. Esto también ocurre en algunas rocas volcánicas como las coladas de basaltos, que tienen la característica de presentar estructuras cavernosas, producto del irregular desplazamiento de las coladas sobre la superficie del terreno. Como se mencionó previamente, algunos sedimentos están compuestos por partículas homogéneas del tamaño de la grava o mayor, ocasionalmente pueden presentar también un régimen turbulento en el desplazamiento del agua subterránea. En contraste con los casos previamente descritos, la gran mayoría de los sedimentos no consolidados (arenas, limos, etc.) presentan valores del número de Reynolds menores a 1, por lo que su desplazamiento ocurre en régimen laminar.

Medio discontinuo. El otro extremo se presenta cuando la densidad de las fracturas es muy baja, por lo que el flujo se analiza en las fracturas individuales o en arreglos de fracturas. En este caso, los métodos disponibles se basan en los principios de la mecánica de fluidos y en las ecuaciones de Navier-Stokes. La Ley Cúbica es un ejemplo de una ecuación que describe el flujo en una fractura. Establece que para un gradiente hidráulico dado, el flujo a través de una fractura es proporcional al cubo de la abertura de la fractura. Para flujo laminar entre dos placas paralelas, el flujo volumétrico puede expresarse de la siguiente manera:

$$Q = \frac{\rho_w g b^2}{12\mu} (bw) \frac{\delta h}{\delta L}$$

En donde Q es el gasto volumétrico, ρ_w es la densidad del agua, g es la aceleración de la gravedad, μ es la viscosidad, b es la abertura de la fractura, w el ancho de la fractura perpendicular a la dirección de flujo y $\delta h/\delta L$ es el gradiente en la dirección de flujo. Esta ecuación es de la forma de $Q = KiA$, en donde "i" es el gradiente hidráulico y "A" el área (bw). De este modo, la conductividad hidráulica para este modelo de placas paralelas es:

$$K = \frac{\rho_w g b^2}{12\mu}$$

Cuando se considera un arreglo paralelo de N fracturas de abertura b, entonces la porosidad μ de las fracturas es iguala Nb y la conductividad hidráulica será:

$$K = \frac{\rho_w g Nb^3}{12\mu}$$

En la mayoría de los casos prácticos, los datos necesarios para la aplicación de la Ley Cúbica son difíciles de obtener, por lo que su empleo no está muy difundido entre la comunidad hidrogeológica que investiga el flujo en medios fracturados.

5.2.1 Cartografía de zonas vulnerables

En general se reconoce que el grado de atenuación de muchos contaminantes dependerá del tiempo de recorrido o de residencia (intensidad de interacción) en la zona no saturada. En rocas fracturadas el flujo de agua desde la superficie del terreno, es mucho más rápido que aquel en un medio granular, por lo que en el primer caso, el peligro potencial a la contaminación es comparativamente mayor. Adicionalmente, en el caso especial de medios fracturados en donde de acuerdo con la distribución y tamaño de las aberturas no es válida la aplicación de métodos que consideren la Ley de Darcy, la cartografía de zonas vulnerables es una buena opción para la delimitación de las zonas de protección. Se considera muy apropiado en este caso, conjuntar la delimitación de la zona de protección, con la aplicación de un método de evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación. En el capítulo VII se presenta una metodología para realizar dicha evaluación.

El principio de la cartografía de zonas vulnerables se basa en suponer que protegiendo la zona inmediata al pozo, se limitará la contaminación del agua subterránea que se bombea en dicho aprovechamiento. El método de cartografía de zonas vulnerables consiste en analizar los mapas geológicos, hidrogeológicos, topográficos, distribución de suelos y fotografías aéreas para identificar zonas locales (aberturas en el terreno, suelos muy permeables, fracturas importantes, sumideros, etc.) en los alrededores inmediatos del pozo, que faciliten la entrada de la contaminación al acuífero desde la superficie del terreno. La mayoría de las ocasiones, estas oquedades se presentan en donde la roca que constituye el acuífero, aflora o se encuentra a una profundidad somera. La primera parte del trabajo consiste en identificar con técnicas geológicas e hidrogeológicas, las unidades consolidadas que constituyen el acuífero en explotación. Posteriormente, identificar la presencia de dichas rocas en la superficie y realizar recorridos de campo para visualizar directamente el estado físico de los sitios identificados en gabinete.

Sin embargo, este método por sí sólo no delimita estrictamente la zona de contribución del agua subterránea que se extrae en el aprovechamiento. Por esta razón, es conveniente incorporar en forma paralela a la cartografía hidrogeológica, un método de preferencia relativamente sencillo, pero que tome en consideración alguna o varias de las características hidrogeológicas de la zona de estudio. Entre las propiedades que pueden tomarse en cuenta se mencionan la dirección del flujo subterráneo, gradiente y conductividad hidráulica. Es conveniente recordar que en este caso se analiza un medio fracturado en donde la aplicación de la Ley de Darcy no es estrictamente válida. La filosofía de aplicación de métodos como el de radio calculado fijo o formas simplificadas variables es en el sentido de obtener un resultado aproximado, que coadyuve con la cartografía de zonas vulnerables a establecer una zona de protección más apegada a la realidad.

5.2.2 Cartografía de sistemas de flujo con cálculo de tiempos de viaje

La cartografía de sistemas de flujo es una derivación del método de cartografía hidrogeológica que se analizó previamente para acuíferos libres en medio granular.

Consiste en la definición de fronteras hidráulicas y físicas que condicionan el movimiento del agua subterránea. En este tipo de fronteras hidráulicas se incluyen divisorias de aguas subterráneas y límites entre sistemas de flujo. Las fronteras físicas pueden ser la presencia de materiales geológicos de conductividad hidráulica muy baja, o representaciones hidrológicas como pueden ser ríos, lagos y lagunas. En condiciones ideales, este método requiere de la identificación tridimensional de la distribución de cargas hidráulicas en la zona de estudio. Para ello, además de la determinación de la distribución espacial de las unidades geológicas, es necesario realizar mediciones de la profundidad al nivel del agua en pozos y piezómetros existentes, información que se transformará en cargas hidráulicas.

El siguiente paso consiste en la definición de una red de flujo en el plano horizontal. Si la información es adecuada, es muy recomendable la realización de una red de flujo en el plano vertical. La dirección de la red de flujo en perfil estará señalada por la dirección preferencial del flujo subterráneo, como se determinó en el análisis horizontal. Las técnicas para el trazado de redes de flujo se analizaron previamente, por lo que no se discutirán aquí. Analizando las manifestaciones superficiales de agua subterránea que se estudiaron en el capítulo 2, se logra una mayor comprensión de la distribución vertical de las cargas hidráulicas. Con base en dichas manifestaciones y las redes de flujo, se delimitan los diferentes sistemas de flujo que existen en la zona de estudio. Adicionalmente, es posible definir en forma bastante apropiada la zona de contribución del pozo analizado. Sin embargo, es conveniente utilizar un criterio adicional para la delimitación de la zona de protección del pozo.

Considerando que el medio fracturado pueda ser tratado como un medio continuo en donde es válida la Ley de Darcy, conviene utilizar el criterio de tiempo de viaje. Para una región en donde predomine flujo subterráneo horizontal, la siguiente expresión es válida para determinar la velocidad real promedio del agua subterránea:

$$v = (K/\eta_e) i$$

La velocidad del agua subterránea puede utilizarse en forma conjunta con un periodo de tiempo específico, para limitar la zona de protección del pozo a aquella porción de la zona de contribución que cooperará con agua al pozo, durante el periodo de tiempo señalado. Los contornos de tiempos de viaje se dibujan con base en la suposición de que los contaminantes en el agua subterránea se desplazan en la misma dirección y a la misma velocidad que el agua subterránea. Los tiempos de viaje se estiman con base en la siguiente ecuación:

$$d = vt$$

En la ecuación anterior, "d" es la distancia aguas arriba desde el pozo hasta la línea de tiempo de viaje, u es la velocidad real promedio del agua subterránea y "t" el valor de referencia propuesto para el criterio tiempo de viaje. Para el caso de acuíferos de grandes dimensiones, las zonas de contribución pueden ser muy grandes, por lo que con base en la definición de líneas de tiempo de viaje, el tamaño de la zona de

contribución toma dimensiones reales. Cuando existe incertidumbre en los parámetros del acuífero, es conveniente que el valor de referencia para el criterio de tiempo de viaje sea lo suficientemente grande como para permitir un factor de seguridad (cuya magnitud dependerá del criterio del hidrogeólogo) en la delimitación de la zona de protección.

5.2.3 Cartografía de sistemas de flujo utilizando la ecuación de flujo

Una vez que se realizó la cartografía de los sistemas de flujo, este método incorpora la delimitación de la zona de contribución a partir de la aplicación de la ecuación de flujo uniforme que se describió en la sección previa de métodos analíticos para la definición de zonas de contribución en un acuífero de tipo libre. Al igual que en el método previo, se supone que el medio fracturado puede ser representado por un medio granular equivalente. En este caso se tiene la ventaja de que las dimensiones de la zona de contribución son estimadas con base en los parámetros hidráulicos locales, por lo que se considera de mayor exactitud que el método previo, en donde la zona de contribución se delimita en forma manual. Posteriormente, la definición de las líneas de igual tiempo de viaje, se realiza con base en las fórmulas analíticas correspondientes.

5.2.4 Aproximación basada en el tiempo de residencia del agua en el acuífero

Esta aproximación para la delimitación de zonas de protección utiliza la composición química del agua subterránea para identificar las trayectorias de viaje del agua y su velocidad. Para la aplicación de este método se considera en forma conjunta la composición química del agua subterránea (elementos mayores y menores) y algunos isótopos (trino, deuterio y oxígeno-18). El trino es un isótopo radiactivo que en condiciones ideales puede utilizarse para establecer la edad absoluta del agua subterránea bombeada por un pozo. Después de 1953 se presentaron elevadas concentraciones de trino en la atmósfera, ya que en ese tiempo se comenzaron a realizar pruebas nucleares que incrementaron los valores existentes en la atmósfera (menores a 10 Unidades de Trino).

Por esta razón las mediciones de trino en el agua subterránea, son una buena herramienta en investigaciones relacionadas con la determinación de su edad absoluta. Si una muestra de agua subterránea de una zona presenta valores elevados de trino (por ejemplo mayores a 100 U.T.), entonces es evidente que su recarga ocurrió después de 1953. Si la muestra contiene valores bajos de trino (menores de 5 U.T.) entonces es lógico suponer que la recarga ocurrió antes de 1953. La determinación de la edad del agua y el establecimiento de grupos químicos de agua subterránea permite verificar la efectividad de los cálculos de tiempos de viaje y definir la eficacia de la definición de la zona de contribución; ya que en donde el agua sea muy antigua, la zona de contribución será muy grande y por lo tanto no conviene tomarla como la zona de protección del pozo. Adicionalmente, la identificación de la edad del agua subterránea y la definición de su contenido químico e isotópico permite determinar zonas de recarga natural rápida o inducida dentro del acuífero. Por ejemplo, si el agua de un pozo tiene similar composición química e

isotópica a la de una corriente superficial que se ubica en sus inmediaciones, eso indica una directa interacción entre el agua superficial y el agua subterránea.

Los isótopos estables más interesantes de la molécula de agua son el oxígeno-18 y deuterio. La relación entre estos isótopos ambientales se puede utilizar para establecer de manera cualitativa las condiciones climáticas que prevalecían en el momento de la recarga del agua subterránea. En latitudes boreales se ha establecido que valores de oxígeno-18 y deuterio correspondientes a un clima más frío que el actual, son comunes en aguas subterráneas antiguas, por lo que son indicadores indirectos de la edad del agua subterránea. Para el caso de México las condiciones son diferentes, ya que la influencia de las glaciaciones en la relación oxígeno-18 y deuterio no se manifiesta de igual manera que en las latitudes de Estados Unidos de América y Canadá o Europa. En México algunas aguas antiguas pueden relacionarse con valores específicos de exceso de deuterio, diferentes a los que se registran actualmente.

En efecto, el exceso de deuterio está relacionado con las condiciones de humedad en las que ocurrió la evaporación. De manera global, el valor del exceso de deuterio actualmente es del orden de 10‰, pero regionalmente presenta variaciones debido a las diferentes condiciones de humedad. Esto es particularmente válido para regiones áridas. Los climas en latitudes correspondientes a Norteamérica y Europa han experimentado cambios en temperatura, cuando menos desde el Pleistoceno. En regiones sub-tropicales, los cambios de clima han provocado modificaciones en los patrones de la precipitación. Este efecto "paleoclimático" se refleja en el contenido isotópico de la precipitación. Adicionalmente, el "exceso de deuterio"; como es función del contenido de humedad, es una de las herramientas más importantes para identificar "paleo-aguas" en las zonas áridas y semiáridas del mundo (Clark, et al., 1995). A diferencia de un cambio en la posición a lo largo de la línea global de aguas meteóricas (GMWL por sus siglas en inglés; Craig, 1961) que se observa en las "paleo-aguas" de Estados Unidos, Canadá y Europa, el efecto paleoclimático en regiones subtropicales como México se refleja por un desplazamiento de la línea meteórica, debido a un decremento en el exceso de deuterio.

Por ejemplo, en las regiones áridas del Norte de África, la línea meteórica moderna se caracteriza por excesos de deuterio entre 15 y 30 ‰. Sin embargo, en esta región existieron en el pasado climas más húmedos y lluviosos que produjeron valores de exceso de deuterio menores. En estas condiciones, la línea meteórica se ubica cerca o abajo de la GMWL. Esto se ha observado en muchas regiones, en donde el agua subterránea se ha identificado como antigua utilizando dataciones absolutas con ^{14}C . En México, aguas antiguas con valores de exceso de deuterio han sido reportadas por Issar et al. (1984), quienes detectaron este efecto en aguas subterráneas antiguas derivadas de acuíferos calcáreos regionales de la Sierra Madre Oriental. En la zona de Villa de Reyes, S.L.P, Quijano (1980) reporta que el agua subterránea de acuíferos volcánicos fracturados, presentan un exceso de deuterio de 5 ‰. En la misma zona de Villa de Reyes, Carrillo-Rivera et al., (1992), con el método de ^{14}C dataron agua subterránea termal de sistemas de flujo regional y exceso de deuterio de 4.8 ‰ (promedio aritmético para las muestras con

30°C > temp. < 40°C). La edad absoluta calculada para el grupo de aguas termales es de cuando menos de 10,000 años, por lo que corresponde al Pleistoceno Tardío. Cuando la relación entre los isótopos estables manifiesta el conocido efecto de altitud, también colabora en la definición de las diferentes zonas de recarga de los sistemas de flujo.

El método que se basa en la estimación del tiempo de residencia del agua en el acuífero requiere de una gran cantidad de información de alta calidad. Para realizar una interpretación adecuada se requiere que el hidrogeólogo encargado posea amplia experiencia en hidrogeoquímica e hidrología isotópica. En general, el costo de los análisis isotópicos y químicos tenderá a ser elevado, situación que aunado a los costos de la interpretación, hacen que éste sea un método caro. Adicionalmente, este método tiene la desventaja de que no delimita la zona de contribución del pozo. Entre las ventajas que tiene, puede mencionarse que es muy útil para confirmar la efectividad en la delineación de las zonas de contribución y los tiempos de viaje realizados con metodologías alternas.

5.2.5 Modelos numéricos

La utilización de modelos numéricos y de transporte para la delimitación de zonas de protección, fue discutida previamente cuando se analizaron las técnicas aplicables a un acuífero de tipo libre de medio granular. La mayoría de los modelos numéricos suponen un medio granular, por lo que para aplicar un modelo numérico con relativa certidumbre en un medio fracturado se requiere que a la escala analizada pueda ser tratado como un medio continuo equivalente a un medio granular (U. S. EPA, 1991). Los parámetros se seleccionan de tal modo que el patrón de flujo en el medio poroso equivalente sea similar a aquel del medio fracturado. La simulación del flujo en medios fracturados utilizando este modelo conceptual requiere de la definición de los *valores efectivos* de conductividad hidráulica, almacenamiento y porosidad. El significado de las palabras *valores efectivos* significa que la evaluación debe realizarse con base en métodos especialmente diseñados para flujo en medios fracturados. No es válido interpretar una prueba de bombeo en un pozo emplazado en un medio fracturado, utilizando un método diseñado para medio granular.

Los valores efectivos para los parámetros se obtienen de la interpretación de pruebas de bombeo con métodos específicos para medios fracturados, como los de Sauveplane, (1984), Gringarten, (1982), estimados con métodos de balance de aguas o calculados de la descripción de campo de la distribución de las fracturas, aberturas, longitud e interconexiones. Cuando los parámetros efectivos fueron definidos, entonces es posible aplicar modelos de simulación de diferencias finitas al medio poroso equivalente que representa el medio fracturado.

La dificultad que comúnmente se enfrenta en la aplicación del concepto de medio poroso equivalente, se relaciona con la definición del tamaño apropiado del volumen elemental representativo, en donde se definirán las propiedades hidráulicas equivalentes. En general, cuando la determinación de las propiedades hidráulicas se realiza con base en métodos de campo (pruebas de bombeo, inyección de

trazadores), se considera que los resultados son adecuados para utilizarse como valores efectivos equivalentes. La definición de las propiedades hidráulicas realizada en laboratorio involucra un volumen demasiado pequeño, por lo que no es representativo de las condiciones de campo y por lo tanto en la mayoría de los casos prácticos no es válida su utilización.

Por medio de un modelo de flujo estocástico con fracturas discretas (SDF por sus siglas en inglés) elaborado por Rouleau (1988) acoplado con un programa de trayectoria de partículas, Bradbury y Muldoon (1994) investigaron el efecto de la densidad del fracturamiento y su orientación, sobre la forma de la zona de contribución de un pozo de bombeo en un acuífero fracturado. El modelo SDF es un programa para la simulación de flujo bidimensional de agua subterránea en sistemas de fracturas discontinuas. El programa genera los sistemas de fracturamiento con base en una aproximación del método de Monte Carlo, que utiliza parámetros estadísticos calculados a partir de mediciones de campo como longitud de fracturas, orientaciones, aberturas y densidades. El flujo subterráneo en las fracturas se calcula por medio de las ecuaciones de Navier-Stokes para flujo estacionario incompresible entre dos placas paralelas.

Los resultados de Bradbury y Muldoon (1994) señalan que aún en acuíferos con alta densidad de fracturamiento y condiciones de frontera simples, la zona de contribución determinada con el modelo de flujo en fracturas es mucho mayor que la zona de captura determinada con base en modelos válidos para flujo en medio poroso (MODFLOW en este caso). Adicionalmente, puntualizan que en general, los modelos para medio poroso tenderán a subestimar las dimensiones de las zonas de captura de pozos en acuíferos fracturados, debido a la diseminación de la zona de captura en la dirección de los sistemas de fracturamiento principales. Por lo tanto, consideran que es conveniente utilizar un factor de seguridad cuando se calculan zonas de protección en acuíferos fracturados por medio de modelos específicos para medio poroso.

5.2.6 Métodos aplicables en acuíferos cársticos

Los sistemas de agua subterránea en calizas, dolomitas, mármol y otras rocas solubles, pueden comportarse como flujo en fracturas o pueden estar influenciadas por otro tipo de flujo. En general las rocas solubles con elevada porosidad primaria desarrollan un sistema de flujo difuso con mínimas características de carsticidad; mientras que las rocas con porosidad primaria muy baja desarrollan un medio de tipo cárstico. El principal aspecto de un medio cárstico es que está constituido por rocas calcáreas con flujo libre, en donde la mayor parte del agua subterránea se desplaza a lo largo de canales de disolución bien desarrollados. En la mayoría de los casos, el flujo está controlado por la orientación de los planos de estratificación y fracturas que afectan a la roca, que son las estructuras que determinan la ubicación de los conductos de disolución. Debido al tamaño que logran alcanzar los conductos de disolución (mayores de un centímetro), el flujo se comporta prácticamente como en una tubería, alcanzando velocidades mucho mayores a las que normalmente se

registran en el agua subterránea, situación que origina la presencia de flujo turbulento.

Las características anteriores ocasionan problemas en el cálculo de zonas de protección para los medios cársticos. La presencia de cavidades de disolución en la superficie y subsuelo, ocasiona que el flujo superficial presente una integración mínima, situación que complica la determinación de la zona de recarga. Como la mayoría del flujo subterráneo se concentra en canales de disolución bien definidos, generalmente no es válida la aplicación de modelos numéricos o modelos analíticos, técnicas convencionales para la estimación de zonas de protección.

Como se mencionó previamente, no todos los acuíferos calcáreos desarrollan características propias de un sistema de conductos. En determinado tipo de acuíferos que se denominan como de flujo difuso, la actividad de disolución de fracturas y planos de estratificación no se ha desarrollado, por lo que hasta determinado punto se consideran homogéneos (Figura 5.8). Previamente a la disolución de las aberturas, éstas pueden ser tan pequeñas como 2×10^{-3} centímetros (Davies, 1968). Cuando se presenta flujo de tipo difuso, la velocidad del agua subterránea es pequeña, del orden de 10^{-3} m/s, por lo que el flujo es de tipo laminar y entonces es aplicable la Ley de Darcy. En acuíferos de este tipo es perfectamente válida la aplicación de un medio poroso equivalente, por lo que es posible utilizar las metodologías para la delimitación de zonas de protección en acuíferos libres y medio granular.

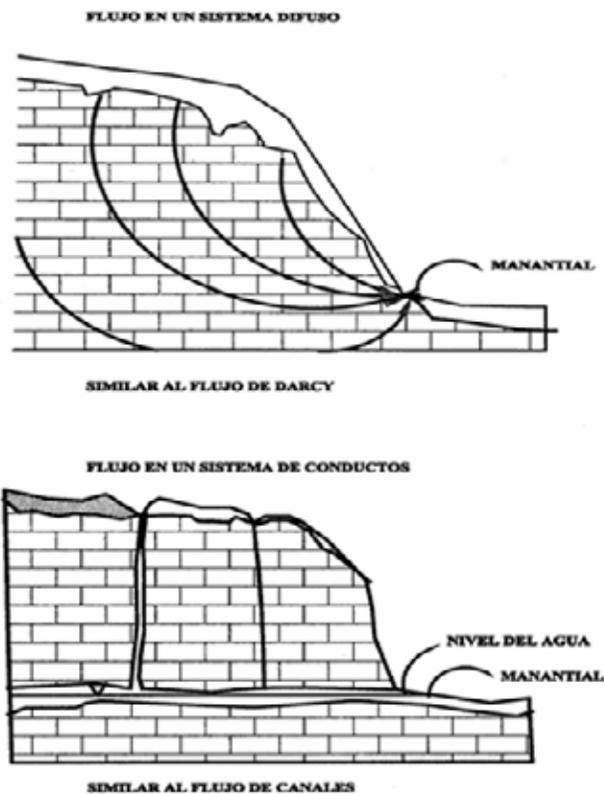


Figura 5.8 Comparación esquemática entre las características de flujo difuso y flujo por conductos localizados en acuíferos calcáreos

El proceso de decisión si un acuífero calcáreo funciona como sistema de flujo difuso o sistema de flujo en conductos es en ocasiones subjetivo. Se basa en los datos disponibles y en la percepción del grado de desviación del flujo con relación a la validez de la ley de Darcy. Una técnica para definir la velocidad del agua subterránea en acuíferos calcáreos, consiste en la inyección de trazadores en la zona saturada. Si la velocidad definida es relativamente baja y (menor de 0.1 cm/s) y las características litológicas de la roca en superficie no presentan el desarrollo de evidencias importantes de fenómenos de carstificación, entonces el flujo se considera de tipo difuso. En caso contrario, cuando la velocidad del agua es elevada (mayor de 1 cm/s) y se detecta la presencia de carsticidad (estructuras de disolución de la roca) en la superficie y en el subsuelo, entonces el flujo del agua subterránea seguramente tiene lugar a lo largo de un sistema de conductos. A continuación se describe la metodología para la delimitación de zonas de protección en medios cársticos con flujo en sistemas de conductos.

Los métodos de delimitación de zonas de protección de pozos aplicables a acuíferos cársticos, en donde el flujo se presenta en sistemas de conductos, incluyen cartografía de zonas vulnerables, cartografía hidrogeológica y la aproximación basada en el tiempo de residencia del agua en el acuífero. Todos estos métodos fueron discutidos ampliamente en las secciones previas, por lo que no se abundará más al respecto. Se considera que el punto medular en la delimitación de zonas de protección en acuíferos compuestos por rocas calcáreas es la identificación del tipo de flujo que predomina en la zona de estudio. En este aspecto, las técnicas de geología superficial y del subsuelo, así como la cartografía geomorfológica, son sin duda elementos clave en la identificación de los mecanismos de flujo subterráneo.

5.3 REFERENCIAS DEL CAPÍTULO 5

Anderson, M.P. and Woessner, W. W. 1992. Applied groundwater modeling. Academic Press, Harcourt Brace Jovanovich, Publishers. 381 p.

Bakker, M. and O.D.L. Strack. 1996. Capture zone delineation in two-dimensional groundwater flow models. Water Resources Research, 32-5, 1309-1315.

Bear J. 1972. Dynamics of fluids in porous media American Elsevier New York. 764 p.

Bear, J and M. Jacobs. 1965. On the movement of water bodies injected into aquifers. J. Hydrol., 3, 37-57.

Blandford T,N, and P. S. Huyakorn. 1991. WHPA. A modular semi-analytical model for the delineation of wellhead protection areas. Prepared by Hydrogeologic Inc, for U.S. Environmental Protection Agency, Office of Ground-Water protection, under contract No. 68-08-0003,

Bradbury, K.R., M.A. Muldoon, A. Zaporazec and J. Levy. 1991. Delineation of wellhead protection areas in fractured rocks. Technical guidance document. U. S. Environmental Protection Agency, 144 p.

Bradbury, K.R. and M.A. Muldoon. 1994. Effects of fracture density and anisotropy on delineation of wellhead-protection areas in fractured-rock aquifers. *Applied Hydrogeology*, v.3, 17-23.

Carrillo-Rivera, J.J., LD. Clark, and P. Fritz. 1992. Investigating recharge of shallow and paleo- groundwaters in the Villa de Reyes Basin, SLP, Mexico, with environmental isotopes. *Applied Hydrogeology*, 4, 35-48.

Clark, LD., P. Fritz and R. Drimmie. 1995. Environmental isotopes in hydrogeology. *Apuntes del curso Isotope Hydrogeology*. University of Ottawa, Canada.

Cole B.E. and Silliman, S.E. 1997. Capture zones for passive wells in heterogeneous unconfined aquifers. *Groundwater*, v.25-1, 92-98.

Craig, H. (1961) Isotopic variations in meteoric waters. *Science*, 133, 1702-1703.

Custodio, E. y MR.. Llamas. 1976. *Hidrología subterránea*, Tomo 1. Primera edición. Editorial Omega, Barcelona. 1157 p.

Davies, S.N. 1968. Initiation of groundwater flow in jointed limestone. *Natl. Speleol. Soc. Bull.* 28, 111-117.

Domenico, P.A. and FM. Schwartz. 1997. *Physical and chemical hydrogeology*. Second, Edition. John Wiley & Sons, Inc. 506 p.

Dreybrodt, W. 1988. *Processes in karst systems*. Springer-Verlag. 287 p.

Franz, T. and N. Guiguer. 1990. FLOWPATH, two-dimensional horizontal aquifer simulation model, Waterloo Hydrogeologic Software, Waterloo, Ontario, 74 p.

Fetter, C.W. 1994. *Applied hydrogeology*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J., 3rd. ed. 691 p.

Freeze, R.A., and Cherry, J., 1979. *Groundwater*. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs. 604 p.

Gringarten, A.C. 1982. Flow test evaluation of fractured reservoirs. *Geol. Soc. of Amer. Spec. Paper* 189, 237-263.

Hubbert, M.K. 1956. Darcy's Law and the fields equations of the flow of underground fluids. *Trans. Amer. Inst. Min. Met. Eng.*, 207, 222-239.

Issar, A., J.L. Quijano, J.R. Gat and M. Castro. (1984). The isotope hydrology of the groundwaters of Central Mexico. *Journal of Hydrology*, 71, 201-224.

Keely, J.F. and Ch. F. Tsang. 1983. Velocity plots and capture zones of pumping centers for groundwater investigations. *Groundwater*, 21-6, 701-714.

Kruseman, G.P. and N.A. de Ridder. 1990. Analysis and Evaluation of Pumping Test Data. Publication 47, International Institute for Land Reclamation and Improvement, Second Edition, 377

Lerner, D.N. 1992. Well catchments and time-of-travel zones in aquifers with recharge. *Water Resources Research*, 28, 2621-2628.

Long, J.C.S., J.S. Remer, C.R. Wilson and P.A. Witherspoon. 1982. Porous media equivalents for networks of discontinuous fractures. *Water Resources Research*, v. 18-3, 645-658.

Papatolios, K.T. and D.N. Lerner. 1993. Defining a borehole capture zone in a complex sandstone aquifer: a modelling case study from Shropshire, UK. *Quarterly Journal of Engineering Geology*, v.26, 193-204.

Quijano, L. (1980). Isotope analysis done by Earth Science Department, University of Waterloo, Canada. Chemical analysis done by S.A.R.H. (unpublished).

Rathod, K. S. and K.R. Rushton. 1991. Interpretation of pumping from two-zone layered aquifers using a numerical model. *Groundwater*, v.29 (4). 499-509.

Sauvaplaine, C. 1984. Pumping test analysis in fractured rocks formations: state of the art and some perspectives, In: *groundwater hydraulics* (J. Rosensheim y G.D. Bennet, eds.), Am. Geophys. Union, Washington, D.C., 171-206.

Shafer, J.M., 1987. Reverse pathline calculation of time-related capture zones in nonuniform flow. *Groundwater*, v. 25-3. 283-289.

Snow, D.T. 1968. Rock fracture spacings, openings and porosities. *J. Soil Mech. Found. Div., Proc. Amer. Soc. Civil Engrs.*, 94, 73-91.

Snow, D.T. 1969. Anisotropic permeability of fractured media. *Water Resources Res.*, 5, 1273-1289.

Strack, O.D.L., E.I. Anderson, M. Bakker, W.C. Olsen, J.C. Panda, R.W. Pennings and DR. Steward. CZAEM. User's guide: Modeling capture zones of groundwater-wells using analytic elements. Rep. EPA/600IR-94/174. Roben S. Kerr Environ, Res. Lab., Ada, Okla.

Theis, C.V. 1935. The relation between the lowering of the piezometric surface and the rate and duration of discharge of a well using groundwater storage. *Trans. Amer. Geophys. Union*, 2, 519-524.

Todd, D.K. 1980. *Groundwater hydrology*, 2nd edition, John Wiley, New York.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. 1987. Guidelines for delineation of wellhead protection areas. Office of groundwater Protection. 139 p.

6 ZONAS DE PROTECCIÓN DE POZOS EN ACUÍFEROS CONFINADOS

6.1 INTRODUCCIÓN

Como se mencionó en capítulos previos, los acuíferos se clasifican con base en las características de su frontera superior. Un acuífero limitado en su porción superior por un acuitardo se cataloga como acuífero confinado. La teoría tradicional señala que el caso más general de acuífero confinado presenta acuitardos en sus márgenes superior e inferior, pero en este caso únicamente es de relevancia la situación en donde existe un acuitardo superior, ya que esta unidad geológica es la que provee la protección contra la contaminación originada en la superficie del terreno. La presencia del acuitardo en la porción superior del acuífero ocasiona que, en general, su vulnerabilidad a la contaminación sea mucho menor que para un acuífero libre. Sin embargo, es necesario recordar que de acuerdo con el concepto de continuidad hidráulica (Tóth, 1995), no existen materiales geológicos totalmente impermeables. De este modo, la presencia de un horizonte arcilloso superior de baja permeabilidad no es una garantía de protección total para el acuífero subyacente.

Esta situación permite establecer que en los acuíferos confinados se presentan varias categorías o "*grados de confinamiento*"; dependiendo de los valores que exhiban las propiedades hidráulicas del acuitardo que lo sobreyace. Para la finalidad de la delimitación de zonas de protección de pozos, se define como **acuífero semiconfinado** a aquel en donde las propiedades del acuitardo superior, condicionan la presencia de flujo vertical significativo en cualquier dirección (hacia arriba o hacia abajo), ya que esto depende de la relación entre las cargas hidráulicas del acuífero y del acuitardo. Se supone que en este caso, el movimiento vertical en el acuitardo está distribuido en el área en donde existen contrastes entre las cargas hidráulicas. En un **acuífero confinado propiamente dicho**, el flujo vertical es imperceptible y cuando no lo es, se asocia a zonas localizadas como fracturas, y pozos mal construidos. Por estas zonas puntuales el agua puede desplazarse rápidamente desde la superficie hasta el acuífero confinado, sin atenuación de los contaminantes en el acuitardo. Con base en lo anterior, un acuífero semiconfinado es más vulnerable a la contaminación que un acuífero confinado.

Es importante definir el "*grado de confinamiento*" de un acuífero cuando se selecciona el método para la delimitación de zonas de protección. Esto es debido a que algunos de los métodos consideran la existencia de flujo vertical en el acuitardo, mientras que otros no lo toman en cuenta. Con base en la distribución de las unidades geológicas en el subsuelo, es relativamente sencillo definir si en la zona de estudio se explota un acuífero libre o uno confinado. Sin embargo, en condiciones reales de campo no es muy fácil distinguir el grado de confinamiento de dicho acuífero. Es decir, es necesario utilizar ciertas técnicas especiales para distinguir si se trata de un acuífero semiconfinado o de uno confinado en el sentido de la definición utilizada con la finalidad de delineación de zonas de protección.

El empeño que se tiene en definir el grado de confinamiento de un acuífero es debido a que entre mayor sea éste, menor será el nivel de vulnerabilidad que presente a la

contaminación. Las técnicas básicas que existen para evaluar la presencia y/o el grado de confinamiento de un acuífero son: i) geológicas, ii) hidrogeológicas y iii) hidrogeoquímicas. La geología identifica la litología, estratigrafía y estructuras de los materiales geológicos, por lo que la presencia de horizontes que funcionen como capas confinantes puede inferirse de su análisis. Adicionalmente, el examen geológico produce información para deducir de manera aproximada el grado de confinamiento que se presenta. Las técnicas hidrológicas identifican el tipo de acuífero y únicamente con cierto tipo de pruebas, el grado de confinamiento. Las técnicas hidroquímicas, en general, únicamente producen información relativa a la edad del agua subterránea, dato que permite realizar suposiciones relacionadas con la presencia de acuíferos confinados. No obstante, en circunstancias específicas la hidrogeoquímica puede ser una técnica directa para la definición del grado de confinamiento de un acuífero. Es importante recordar que cuando se realiza la evaluación de la presencia y/o grado de confinamiento, es fundamental que la valoración se realice utilizando un enfoque multidisciplinario que considere técnicas geológicas, hidrogeológicas e hidrogeoquímicas. A continuación se presenta un breve repaso de las técnicas propuestas para la identificación del grado de confinamiento de un acuífero.

Técnicas geológicas. La identificación de las unidades geológicas susceptibles de comportarse como confinantes se realiza con base en sus características litológicas y la estratigrafía local. En general, los materiales geológicos que tradicionalmente funcionan como acuitardos incluyen sedimentos en donde predominan partículas de la arcilla con escaso contenido de limo o arenas. Adicionalmente, las estructuras existentes (plegamientos, cabalgaduras, etc.) permiten conocer si las unidades geológicas que funcionan como acuitardo, sobreyacen a otra unidad o grupo de unidades que formen parte de un acuífero.

Para la creación de mapas geológicos que muestren la distribución de zonas en donde potencialmente pueden encontrarse acuíferos confinados, se requiere de la identificación de los tipos de rocas que están expuestas, mapas con la distribución de suelos, interpretación de fotografías aéreas, además de información (directa e indirecta) de los materiales geológicos presentes en el subsuelo. La información del subsuelo con mayor utilidad en este caso incluye registros litológicos de pozos, registros eléctricos o de cualquier otro tipo. La información de estudios geofísicos realizados en la región también es muy valiosa, porque generalmente permite extrapolar con mayor certidumbre los datos geológicos del subsuelo. Con base en esta información es posible describir el comportamiento de los horizontes de baja conductividad hidráulica en el subsuelo, aunque no exista evidencia directa de ellos en superficie debido a que por la estructura geológica presente, no afloran dentro del área de estudio. Cuando existe suficiente información, es conveniente realizar varias secciones verticales transversales en donde se representen los diferentes espesores y la profundidad a la base del acuitarlo, además de las discontinuidades estructurales o litológicas. De este modo, la integración de la geología superficial y del subsuelo permite una mejor evaluación de la presencia del horizonte confinante.

Como se señaló previamente, todos los pozos son aberturas realizadas por el hombre, que cuando son perforados en un acuífero confinado, constituyen una vía preferencial para que, si las condiciones se presentan, cualquier tipo de fluido se desplace sin necesidad de atravesar directamente los horizontes confinantes. Al igual que la presencia de fracturas, los pozos que tienen ademe ranurado en la mayor parte de su extensión constituyen vías preferenciales para la contaminación, por lo que es necesario identificar su presencia para la delimitación de zonas de protección. En general, se piensa que el mayor peligro potencial relacionado con los pozos perforados en acuíferos confinados proviene de la superficie del terreno natural. Sin embargo, en zonas petroleras, pozos profundos para exploración y/o explotación de hidrocarburos, pueden conectar yacimientos profundos con acuíferos someros. La identificación de los pozos abandonados o en operación pero mal construidos generalmente es muy difícil. Es necesario realizar recopilación de información en lugares muy diferentes, sobre todo cuando existen pozos que se dedican a explotación de recursos diversos (agua, petróleo). Un parámetro esencial es la definición de la profundidad del pozo con relación a la profundidad de la base del acuitarlo superior. También es necesario realizar visitas de campo para tratar de identificar pozos abandonados. En este caso, las entrevistas con personas locales es de gran ayuda, ya que la mayoría de las veces los pozos abandonados pueden estar ocultos por maleza, lo que impide su identificación expedita.

Técnicas hidrogeológicas. Las técnicas hidrogeológicas para precisar la existencia y grado de confinamiento, básicamente consisten en: i) la identificación de las cargas hidráulicas con relación a la ubicación de la cima del acuitarlo y ii) observación de la respuesta hidráulica (abatimiento vs. tiempo) en un pozo de bombeo y/o en pozos de observación. Con respecto al primer rubro, la presencia de confinamiento se determina observando la profundidad al nivel del agua en el pozo que se sospecha atraviesa un acuífero confinado. Si la elevación del nivel estático en el pozo es mayor que la elevación de la base del horizonte que se considera funciona como acuitarlo, entonces efectivamente el acuífero es confinado. Obsérvese la relación que existe en esta técnica con la geológica previamente descrita. Es necesario evaluar en primera instancia la presencia de un horizonte que potencialmente funcione como acuitarlo y posteriormente utilizar la técnica hidrogeológica. Sin embargo, es conveniente anotar que si la elevación del nivel del agua en el pozo de observación es menor que la elevación de la base del material que se considera acuitarlo, esta técnica no considerará al acuífero como confinado, ya que efectivamente funcionará como acuífero libre. Sin embargo, para propósitos de la delimitación de zonas de protección de pozos, dicho acuífero se considera como confinado, ya que existe una capa superior de baja conductividad hidráulica, que lo protege de la contaminación.

Cuando se realiza una interpolación entre la información de medidas de la elevación del nivel piezométrico en diversos pozos, se obtiene la configuración de la superficie potenciométrica. A diferencia de la observación en un único pozo, la ventaja de esta técnica es que permite la visualización de la interrelación entre varios pozos del área de estudio. Al igual que en el caso anterior, cuando la superficie potenciométrica sea más baja que la base del acuitardo, no se identificará como acuífero confinado.

Cuando ocurre la disminución de la carga hidráulica en un acuífero confinado, la liberación del agua se produce por dos mecanismos principales: i) compactación del acuífero ocasionado por el incremento del esfuerzo efectivo y ii) expansión del agua por disminución de la presión. El primer mecanismo está controlado por la compresibilidad del acuífero y el segundo por la compresibilidad del agua. En un acuífero libre el efecto de la compactación del acuífero es mínimo comparado con el volumen de agua drenada por gravedad cuando la carga hidráulica disminuye. La diferencia en los mecanismos condiciona que los valores del almacenamiento, cuando se evalúan por medio de pruebas de bombeo, puedan utilizarse para diferenciar entre acuíferos confinados y acuíferos libres. Los valores de almacenamiento en acuíferos confinados generalmente son menores a 10^{-3} , mientras que el almacenamiento para acuíferos libres será del orden de 10^{-2} o mayor. El análisis tradicional en estado transitorio de pruebas de bombeo con mediciones en un pozo de observación permite la evaluación del almacenamiento de un acuífero (Kruseman y de Ridder, 1990). Esta técnica no permite la evaluación directa del grado de confinamiento del acuífero.

Además del almacenamiento del acuífero, durante una prueba de bombeo se recolecta información útil para la definición del grado de confinamiento de un acuífero. La presencia de escurrimiento vertical derivado del acuífero superior durante el bombeo de un pozo se evalúa fácilmente cuando se integra la información geológica con la respuesta del abatimiento con relación al tiempo. Hantush y Jacob (1955) fueron los primeros que formalmente incluyeron la comunicación entre estratos confinantes por medio de un "factor de goteo"; que se incorporó en la ecuación de Theis (1935). Este concepto fue extendido y mejorado por Neuman y Witherspoon (1971), quienes claramente demostraron que la respuesta hidráulica en acuíferos en donde se presenta flujo vertical en los acuíferos es dependiente del tiempo. Efectivamente, en un acuífero semiconfinado el abatimiento para pequeños periodos de tiempo es muy similar al que se registraría si fuera de tipo confinado. Conforme avanza el tiempo, se observa que la respuesta en el abatimiento se aparta de la de un acuífero confinado, hasta que eventualmente para tiempos largos, toda el agua que se bombea es proporcionada por el acuífero. De este modo, es claro que si durante la prueba el bombeo se detiene en la primera porción de la curva, al análisis indicará que el acuífero se comporta como confinado.

La interpretación de pruebas de bombeo utilizando un modelo numérico de flujo radial a un pozo (Rathod y Rushton, 1991) permite identificar cuantitativamente el grado de confinamiento de un acuífero. El procedimiento normal es el calibrar la información de una prueba de bombeo, proponiendo parámetros hidráulicos acordes a la naturaleza litológica tanto del acuífero como del acuífero superior. La utilización de un modelo numérico, en este caso de flujo radial hacia un pozo, es una buena manera de probar en forma cuantitativa si el modelo conceptual de funcionamiento propuesto es adecuado. La interpretación de pruebas de bombeo utilizando un modelo numérico con la única finalidad de probar si un acuífero es confinado o para evaluar el grado de confinamiento, puede parecer superfluo. Sin embargo, es una estrategia adecuada si dicho modelo también se utiliza para la delimitación de la zona de protección del pozo.

El cálculo de la conductividad hidráulica vertical del acuitarlo es la mejor técnica para evaluar el potencial de contaminación y diferenciar entre un acuífero confinado y otro semiconfinado. Sin embargo, deben tenerse en cuenta dos aspectos principales: i) los métodos tradicionales de interpretación de pruebas de bombeo producen valores promedio de los parámetros hidráulicos dentro del área de influencia de la prueba y ii) el agua que libera el acuitardo no necesariamente se deriva de un acuífero libre que lo sobreyace y que constituye la fuente potencial de la contaminación. En efecto, tanto Hantush (1959) como Neuman y Witherspoon (1969) demostraron que la fuente de agua de un acuífero semiconfinado puede ser el almacenamiento del acuitando, situación válida sobre todo cuando está constituido por una interrelación de lentes discretos de arenas incluidos en un cuerpo de material arcilloso. Para la identificación de este mecanismo de flujo es necesario realizar observaciones detalladas de la evolución de los abatimientos tanto en el acuífero como en el acuitando (Neuman y Witherspoon, 1972).

Como se mencionó previamente, los acuíferos confinados no son cuerpos rígidos, sino que se comportan de manera elástica. Por lo tanto, cuando se presentan fluctuaciones en la presión atmosférica, se producen oscilaciones en la carga hidráulica medida en pozos perforados en acuíferos confinados. Se debe tomar en cuenta que los cambios en la presión atmosférica no actúan sólo sobre el esqueleto de material granular que compone el acuífero, sino también sobre el nivel del agua subterránea en el pozo de observación en donde se registran las fluctuaciones. En un acuífero libre las variaciones en la presión atmosférica se transmiten de igual manera en la columna de agua del pozo de observación, como en el nivel freático, en este caso por intermedio de la zona vadosa. En un acuífero confinado, cuando la presión atmosférica se incrementa, la presión en la columna de agua del pozo aumenta, situación que ocasiona una disminución en la profundidad al nivel del agua. Cuando la presión atmosférica disminuye, se presenta el fenómeno inverso. De este modo, el registro de las variaciones diarias en el nivel del agua en pozos y su relación con la presión atmosférica, permite establecer la presencia de confinamiento en un acuífero. En la Figura 6.1 se observa la respuesta en el nivel del agua de un pozo en un acuífero confinado, producida por cambios en la presión atmosférica.

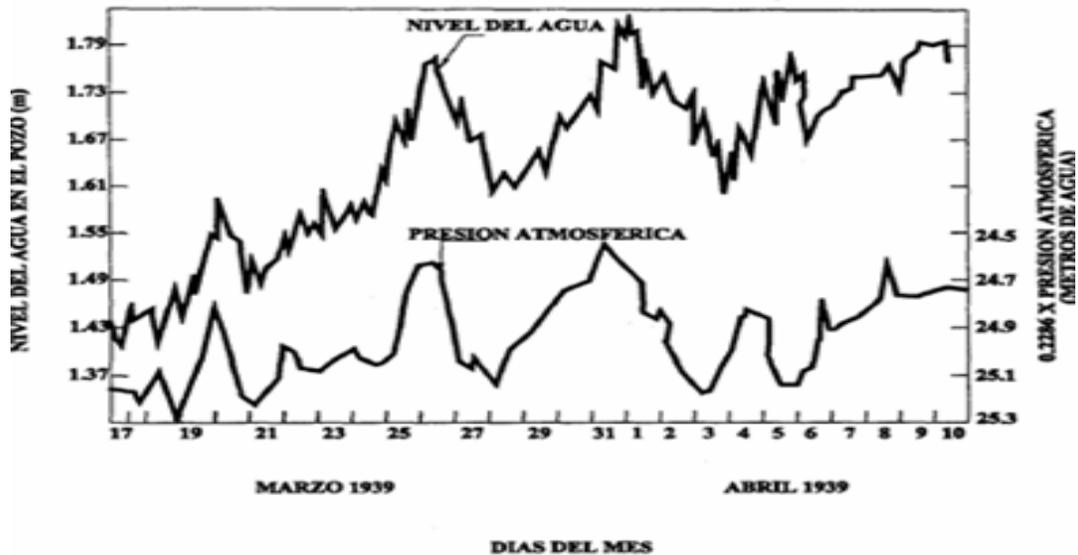


Figura 6.1 Fluctuaciones del nivel de agua en un pozo de observación perforado en un acuífero confinado debido a las variaciones diarias de la presión atmosférica local

Técnicas hidrogeoquímicas. En general las técnicas hidrogeoquímicas útiles para evaluar la presencia de confinamiento en un acuífero se basan en: i) definición de las características físicas y químicas del agua y ii) determinación de la edad absoluta con base en isótopos radiactivos. Cuando las calidades del agua del acuífero y del acuitando son diferentes, la estimación del grado de confinamiento se puede determinar con base en un modelo de mezcla conservativo.

Cuando a lo largo de la trayectoria de flujo el agua subterránea pasa de condiciones de acuífero libre a acuífero confinado, generalmente se producen una serie de cambios que ocasionan modificaciones en la calidad del agua. La mayoría de las ocasiones, las zonas en donde el acuífero es de tipo libre, los valores del potencial de óxido-reducción indican condiciones oxidantes, con presencia de cantidades variables de oxígeno disuelto. Esto condiciona la presencia de concentraciones de nitrato, sulfato y muy bajos valores de hierro disuelto. En determinadas condiciones los valores de pH son menores de 7.0 y baja concentración de STD como generalmente sucede en las inmediaciones de las zonas de recarga. A medida que el agua fluye gradiente abajo reacciona con los minerales que componen el acuífero y eventualmente pasa a condiciones de acuífero confinado, con lo que su composición química cambia. La evolución química en la mayoría de las ocasiones se refleja en una disminución marcada del potencial óxido-reducción y en las concentraciones de sulfato y nitrato disueltos. En forma paralela, se observa un notable aumento del pH, bicarbonato y algunos elementos traza como hierro y manganeso. La mayor interacción agua-acuífero también produce mayores valores de sodio, cloruro y en ocasiones de magnesio.

Estos cambios de la composición química del agua subterránea cuando el flujo pasa de una zona que funciona como acuífero libre a otra de tipo confinado, han sido

documentados en varios lugares. En este aspecto, son clásicos los trabajos de Edmunds (1973) y Edmunds y Walton (1983) quienes los evidenciaron en el acuífero calcáreo Lincolnshire ubicado en Gran Bretaña. En nuestro país, Cardona y Hernández (1995) observaron cambios significativos en la calidad del agua subterránea en el Valle de México, a lo largo de la dirección de flujo cuando se tiene el paso de condiciones de acuífero libre a acuífero confinado (Figura 6.2). Tanto para el acuífero calcáreo de Edmunds (1973) como para el acuífero granular derivado del intemperismo de rocas volcánicas máficas estudiado por Cardona y Hernández (1995), los cambios en la calidad del agua fueron muy similares, con disminución notable del potencial de óxido-reducción, incremento de hierro y manganeso y reducción de nitrato y sulfato.

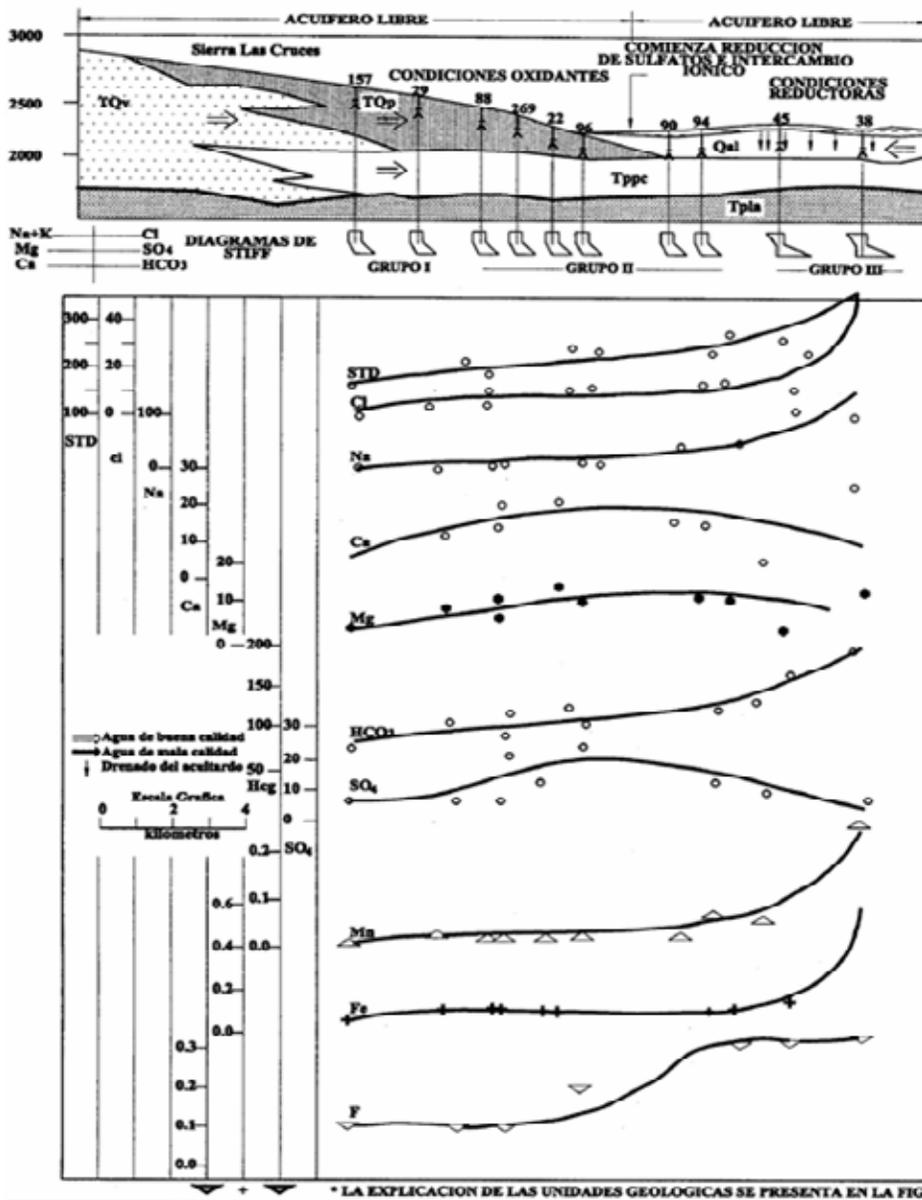


Figura 6.2 Evolucion de la calidad del agua subterranea en el valle de México a medida que se pasa de acuífero libre a semiconfinado

Con la única observación de la calidad del agua subterránea que se mencionó previamente, no es posible definir el grado de confinamiento de un acuífero. En el caso específico de que la calidad del agua del acuífero y la del acuitarlo sean muy diferentes, con la observación de la calidad del agua producida con una prueba de bombeo, es posible establecer un simple modelo de mezcla conservativa, para estimar el porcentaje de agua que se deriva del acuitarlo superior. En efecto, si durante el bombeo del pozo se induce verticalmente hacia abajo agua del acuitarlo hacia el acuífero, se mezclará con el agua del acuífero. El agua de mezcla será bombeada paulatinamente por el pozo durante la prueba de bombeo, por lo que la calidad del agua no será constante en el tiempo. La evaluación cuantitativa de los porcentajes de mezcla del acuífero y acuitardo se estiman con base en el siguiente modelo de mezcla conservativa:

$$C_i = A_i X_{\text{acuitardo}} + B_i (1 - X_{\text{acuitardo}})$$

Ecuación en donde $X_{\text{acuitardo}}$ es el porcentaje de agua derivada del acuitarlo presente en el agua bombeada por el pozo, A_i es la concentración del soluto conservativo "i" presente en el acuitarlo previo al inicio de la prueba, B_i es la concentración del soluto conservativo "i" en el acuífero y C_i la concentración del soluto conservativo "i" en el agua bombeada por el pozo. En la medida que el porcentaje de agua derivada del acuitarlo se incrementa, menor será el grado de confinamiento del acuífero y por lo tanto mayor su vulnerabilidad a la contaminación.

En la mayoría de los casos, el agua subterránea derivada de acuíferos confinados consiste de agua antigua o cuando menos relativamente antigua. Por lo tanto, si no existen vías o patrones preferenciales de flujo que permitan el desplazamiento de agua de recarga reciente hacia el acuífero confinado, será notable la ausencia de isótopos radiactivos como el tritio o compuestos orgánicos como los fluorocarbonos. La presencia de tritio permite el establecimiento de la edad absoluta del agua subterránea, así como una estimación de la susceptibilidad del acuífero a la contaminación por infiltración vertical desde la superficie. Desgraciadamente, esta técnica es relativamente costosa, además de que actualmente no existen en nuestro país laboratorios para la determinación de tritio en agua, por lo que su utilización no es recomendable.

6.2 MÉTODOS APLICABLES A ACUÍFEROS CONFINADOS CON SUPERFICIE POTENCIOMÉTRICA DE GRADIENTE SUAVE

6.2.1 Introducción

El gradiente hidráulico que ocasiona el flujo de agua subterránea en acuíferos confinados en ocasiones puede ser muy pequeño, por lo que la velocidad del flujo también es relativamente baja. Un valor común para el gradiente hidráulico en acuíferos confinados es del orden de 10^{-4} o menor. La presencia de una superficie potenciométrica relativamente horizontal, condiciona que las zonas de contribución y

de influencia sean iguales (Figura 4.4), situación que facilita la estipulación de métodos para la delimitación de zonas de protección.

De acuerdo con USEPA (1991) el parámetro más apropiado para el establecimiento de métodos para la delimitación de zonas de protección de pozos en acuíferos confinados es el de tiempo de viaje. Los criterios de distancia y de límites de sistemas de flujo no son recomendables porque en acuíferos confinados no permiten el establecimiento de las zonas de recarga o porque los límites hidráulicos pueden ser difíciles de identificar. La utilización del criterio de capacidad de asimilación es un concepto útil pero difícil de establecer de manera práctica, por lo que tampoco se recomienda. El criterio de abatimiento que incluye el establecimiento del cono producido por el bombeo del pozo produce zonas de protección cada vez mayores en la medida de que el grado de confinamiento aumenta. Esta situación es ilógica de acuerdo con las bases que sustentan la delimitación de zonas de protección de pozos, que señalan que un acuífero perfectamente confinado es menos vulnerable a la contaminación que otro semiconfinado. Sin embargo, para el caso de la utilización del concepto de tiempo de viaje también se presenta dicha situación, ya que entre mayor sea el grado de confinamiento, menor será el volumen de agua derivado del acuitardo y mayor la cantidad de agua relacionada con flujo lateral horizontal.

6.2.2 Cono de abatimiento

El primer grupo de métodos que se utilizan, incorpora el criterio de abatimiento definiendo la extensión de la zona de influencia. En estos métodos, la delimitación de la zona de protección se realiza con base en la definición de la extensión lateral del cono de abatimiento producido por el bombeo del pozo, con lo que se determina la zona de influencia del pozo. Para efectos prácticos, el límite del cono se ubica en donde el abatimiento es menor a dos centímetros. El tiempo de bombeo es muy importante, ya que condiciona las dimensiones de la zona de influencia. Para la delimitación de zonas de protección se considera que el tiempo es el necesario para llegar a condiciones de flujo establecido o un estado muy cercano que para efectos prácticos pueda considerarse como equivalente. A continuación se presentan los tres principales métodos que utilizan la identificación del cono de abatimiento para establecer la zona de protección del pozo. En general, estos métodos se recomiendan para la situación que incorpore acuíferos semiconfinados, porque las zonas de protección que resultan de acuíferos confinados propiamente dichos resultan muy grandes.

6.2.3 Abatimiento vs Distancia

Este método involucra la medida del abatimiento de diferentes pozos de observación ubicados en los alrededores del pozo de bombeo. Las mediciones se deben de realizar al mismo tiempo, de preferencia cuando el flujo se encuentre en condiciones de régimen establecido, o cuando menos un buen tiempo después del inicio de bombeo, cuando la variación en los abatimientos sea mínima (dos centímetros o menos). La siguiente expresión es válida para calcular el abatimiento en un acuífero semiconfinado en estado estacionario:

$$s = \frac{Q}{2\pi T} K_0(r/\beta)$$

En donde "s" es el abatimiento, "Q" el gasto de bombeo constante, T es la transmisividad, K_0 es una función, "r" es la distancia y β es el factor de goteo que indica cuantitativamente el grado de confinamiento y que es igual a:

$$\beta = \sqrt{\frac{T}{k' b'}}$$

En este caso, k' es la conductividad hidráulica vertical del acuitardo y b' su espesor. La representación del abatimiento (eje aritmético) en función de la distancia radial desde el pozo (eje logarítmico), resulta en una recta para valores de r/β menores de 0.1, pero para valores mayores se desvía sensiblemente a consecuencia del efecto de recarga (Custodio y Llamas, 1976). La prolongación de la porción rectilínea de esta curva corta al eje de la distancia en punto equivalente al radio de influencia del pozo, que será igual a 1.123β . De este modo, para acuíferos semiconfinados el cono de descensos sigue la ley de Thiem ($s=0.366(Q/T) (\text{Log } R/r)$) si se toma como radio de influencia $R=1.123 \beta$.

De este modo, con la información de los abatimientos registrados en los diversos pozos de observación, se realiza una gráfica de abatimiento vs el logaritmo de la distancias entre el pozo de bombeo y los pozos de observación en donde se realizaron las mediciones de abatimiento. La extensión lateral del cono de abatimiento se estima leyendo en la gráfica lineal resultante la correspondiente distancia para un abatimiento de cero metros. Sólo en condiciones donde β es muy pequeño se producen desviaciones de importancia en el comportamiento lineal de la curva. Sin embargo, β únicamente será pequeño en el caso de acuíferos con alto grado de confinamiento, por lo que este método se recomienda especialmente para la delimitación de zonas de protección en acuíferos semiconfinados.

6.2.4 Abatimiento vs tiempo

Cooper y Jacob (1946) realizaron una simplificación de la ecuación de Theis (1935), puntualizando que cuando los valores de la variable "u" son suficientemente pequeños, entonces la ecuación de Theis puede modificarse de la siguiente manera:

$$s = \frac{0.183 Q}{T} \text{Log} \frac{2.25 T t}{r^2 S}$$

en una gráfica de abatimiento en el eje vertical contra el logaritmo del tiempo, la ecuación anterior es una línea recta cuya pendiente (Δs) es igual a:

$$\Delta s = \frac{0.183 Q}{T}$$

si basados en la ecuación de Cooper y Jacob (1946) se crea una gráfica del abatimiento con relación al logaritmo de la distancia, el valor absoluto de la pendiente resulta:

$$\Delta s = \frac{0.366 Q}{T}$$

Obsérvese que en esta segunda ecuación, la pendiente de la recta es exactamente el doble de aquella en la línea que resulta cuando se dibuja la gráfica de abatimiento vs tiempo de bombeo. Esto es ocasionado porque en la ecuación de Cooper y Jacob (1946) el tiempo aparece a la primera potencia, mientras que la distancia está afectada por un exponente cuadrático (Driscoll, 1986). Para un mismo acuífero y gasto de extracción, la relación entre las pendientes de ambas líneas es constante. Por lo tanto, si se determina la pendiente Δs para la línea de abatimiento vs tiempo, la pendiente de la línea de abatimiento vs distancia será el doble, siempre y cuando el gasto de extracción no cambie. Esto permite la construcción de una gráfica de abatimiento-distancia utilizando un único punto.

Con base en lo anterior, el método de abatimiento vs tiempo incluye la definición de la línea que resulta a partir de considerar el abatimiento contra el tiempo de bombeo en una gráfica semi-logarítmica. Posteriormente se determina su pendiente como la distancia vertical de la línea trazada, a lo largo de un ciclo logarítmico. Esta información se utiliza en una gráfica abatimiento contra logaritmo de la distancia (igual a la del método previo). Se coloca el punto correspondiente al abatimiento registrado a la distancia que se encuentra el pozo de observación. Se traza una línea con el doble de la pendiente de la línea abatimiento-tiempo y se desplaza en forma paralela hasta que pase por el punto correspondiente al dato abatimiento-distancia que se tiene. La extrapolación de la línea al abatimiento nulo indica la distancia hasta la que se extiende el cono de abatimiento del pozo, o sea su radio de influencia. Como este método utiliza la ecuación de flujo en estado transitorio de Theis, es válida tanto para acuíferos confinados como para la primera porción de la curva abatimiento-tiempo de acuíferos semiconfinados, región en donde los efectos del drenado del acuífero todavía no son muy importantes como para producir desviaciones en el abatimiento registrado. Cuando los datos de abatimiento-tiempo de un acuífero semiconfinado incluyan los efectos del drenaje vertical, en el trazo de la línea únicamente deben tomarse en cuenta los tiempos cortos, previos a la inflexión de la curva.

6.2.5 Abatimiento vs distancia utilizando modelos analíticos y modelos de computadora simples

Para estimar la extensión horizontal del cono de abatimiento se puede intentar resolver las ecuaciones analíticas que describen el flujo en estado transitorio o establecido en un acuífero confinado. Sin embargo, se requiere de más información que para los métodos previos, ya que para la resolución de las ecuaciones es necesario el conocimiento de los parámetros hidráulicos del acuífero. Esta

información se obtiene de la interpretación de pruebas de bombeo realizadas con la finalidad específica de la delimitación de la zona de protección, o de datos en el ámbito regional calculados por otras personas en el mismo acuífero investigado. En general, el método involucra la utilización de una ecuación seleccionada dependiendo si la información de abatimiento se obtuvo en un pozo de observación cuando estaba el régimen establecido o flujo transitorio.

En el primer caso, cuando la información del abatimiento a una distancia dada del pozo se obtuvo cuando para efectos prácticos el régimen de flujo era de tipo permanente, se utiliza la ecuación de Thiem (1960) para el cálculo de la distancia radial al punto de abatimiento nulo (radio de influencia R).

$$s = \frac{Q}{2\pi Kb} \ln \frac{R}{r}$$

En esta ecuación "s" es el abatimiento medido en un pozo de observación ubicado a una distancia "r" del pozo de bombeo. Cuando las condiciones del flujo subterráneo impuestas por el pozo de bombeo corresponden a las de un régimen transitorio, la ecuación de Theis (1935) es válida:

$$s = \frac{Q}{4\pi T} W(u)$$

En donde W(u) es llamada función de pozo de "u".

$$u = \frac{r^2 S}{4 T t}$$

Actualmente existen disponibles varios programas que resuelven ecuaciones analíticas como las anteriores (Walton, 1987). Con base en estos programas, fácilmente se calcula la extensión del cono de abatimiento de un pozo, pero requieren del conocimiento de algunos parámetros hidráulicos como almacenamiento, conductividad hidráulica y factor de goteo, principalmente. El modelo numérico de flujo radial hacia un pozo elaborado por Rathod y Rushton (1991) es un modelo más poderoso que los de tipo semi-analítico, ya que pueden incluirse gran variedad de condiciones. Cuando se analizaron en el capítulo previo la delimitación de zonas de protección en acuíferos libres, se realizó una amplia descripción de este modelo de flujo radial que es aplicable para esta situación de acuífero confinado. La diferencia estriba únicamente en la magnitud de los parámetros (almacenamiento y conductividad hidráulica vertical del acuífero) que se utilizan para la estimación de la extensión del cono de abatimiento.

6.2.6 Tiempo de viaje

Cuando se utiliza este criterio en la delimitación de zonas de protección de pozos, se calcula: i) el tiempo de viaje para una distancia dada que tiene que recorrer el flujo

subterráneo, o ii) la distancia que se recorre durante un determinado periodo de tiempo. En este caso, es imprescindible tener, como mínimo, una estimación aproximada de los parámetros hidráulicos del acuífero, incluyendo la porosidad y el gradiente hidráulico.

6.2.7 Cono de abatimiento-tiempo de viaje

Este método es el que se considera más apropiado para acuíferos confinados con superficie potenciométrica de gradiente suave. Calcula el tiempo de viaje con base en el gradiente hidráulico del cono de abatimiento del pozo. El gradiente hidráulico está en función de la distancia, disminuyendo rápidamente en dirección opuesta al pozo de bombeo. Los contornos de tiempo de viaje, se establecen resolviendo ecuaciones analíticas simples o por medio de programas como el WHPA, que resuelven la ecuación de flujo en un campo de flujo con gradiente hidráulico constante.

El tiempo de viaje se puede calcular por medio de la siguiente expresión:

$$v = \frac{\Delta l}{t_v}$$

En donde v es la velocidad real promedio del agua subterránea, Δl es la distancia de viaje para el periodo de tiempo t_v . Despejando el valor del tiempo de viaje y substituyendo la expresión para calcular la velocidad real promedio del agua subterránea se tiene:

$$t_v = \frac{\Delta l \eta}{K \frac{\Delta h}{\Delta l}}$$

En la relación anterior, t_v es el tiempo de viaje establecido como valor de referencia, K es la conductividad hidráulica, η es la porosidad y $\Delta h / \Delta l$ es el gradiente hidráulico del cono de abatimiento entre los dos puntos de referencia. Para el cálculo de contornos de igual tiempo de viaje, la ecuación anterior se transforma en:

$$\Delta l = \frac{TVK \frac{\Delta h}{\Delta i}}{\eta}$$

El gradiente hidráulico no es constante, ya que disminuye rápidamente en dirección opuesta a donde se ubica el pozo de bombeo, por lo que el tiempo de viaje debe calcularse por medio del siguiente procedimiento: i) se estima el tiempo de viaje para varios segmentos discretos (por ejemplo de 1-10 metros, 11-100 metros, 101-200 metros) con base en el gradiente hidráulico estimado de información de abatimiento-distancia; ii) el tiempo de viaje total es la suma de los tiempos de cada incremento.

Posteriormente, se realiza una gráfica de tiempo de viaje contra distancia, y como la curva que resulta es aproximadamente lineal, entonces es posible estimar las distancias para diferentes tiempos de viaje. Cuando se realizan interpolaciones no existe mucho problema, pero cuando se extrapola se debe tener cuidado, además de que se recomienda ser conservador en la estimación. Posteriormente, la distancia estimada para el valor de referencia del tiempo de viaje se dibuja alrededor del pozo, con lo que se obtiene la zona de protección del pozo.

Como se mencionó previamente, existen disponibles algunos programas de computadora para calcular el área de recarga de un pozo, así como los contornos de tiempo de viaje. Estos programas utilizan técnicas numéricas para definir la superficie potenciométrica y calcular las líneas de flujo en dirección contraria al sentido del flujo, lo que permite determinar la zona de contribución del pozo. Entre los programas que pueden realizar estos cálculos se tiene a GWPATH (Shafer, 1987) y WHPA (USEPA, 1991b). El programa WHPA es un modelo semi-analítico para la delimitación de zonas de protección de pozos, que fue creado por la US Environmental Protection Agency. El cálculo de las zonas de protección se realiza con la estimación de contornos de tiempos de viaje, considerando una superficie potenciométrica muy pequeña o pronunciada, según sea el caso.

El modelo WHPA delimita zonas de captura alrededor de pozos de bombeo utilizando una técnica de seguimiento de partículas. En este caso específico, el término partícula se utiliza sólo en términos conceptuales. Una partícula se puede definir como una molécula de agua o un trazador conservativo que se mueve en el acuífero a la velocidad promedio del agua subterránea. Se considera que los fenómenos de dispersión o difusión no afectan el desplazamiento de la partícula. Para el cálculo de las zonas de captura, se liberan partículas desde algunos puntos dentro del sistema. Las zonas de captura relacionadas con un tiempo de viaje específico se obtienen siguiendo las trayectorias formadas por una serie de partículas ubicadas alrededor del pozo de bombeo. El programa puede utilizar seguimiento de partículas directo o inverso dependiendo del problema que se desea resolver. El seguimiento directo de partículas consiste en rastrear las partículas en la dirección del flujo de agua subterránea, mientras que el seguimiento inverso involucra perseguir las partículas en la dirección opuesta al flujo de agua subterránea.

La modelación con el seguimiento inverso de partículas es la opción que se utiliza para la delimitación de las zonas de protección de pozos, porque establece la zona de recarga del pozo y el tiempo de viaje desde un punto específico hasta el pozo. La estimación de zonas de protección utilizando trayectoria inversa de partículas requiere del cálculo del nivel del agua en el pozo así como de la superficie potenciométrica en su alrededor. La ventaja de este método en el caso de acuíferos confinados, es que las ecuaciones que resuelven los programas, son específicamente para este tipo de acuífero, por lo que los resultados que se obtienen se consideran relativamente aceptables, sobre todo cuando no existen complejidades hidrogeológicas importantes dentro de la zona de estudio.

6.2.8 Método del cilindro (radio calculado fijo)

Este método es el mismo que el del radio calculado fijo establecido para un acuífero libre en el capítulo previo. Utiliza una ecuación de flujo volumétrico para calcular el radio (r) de un cilindro dentro del cual toda el agua será bombeada después de un determinado periodo de tiempo (tiempo de viaje, t_v). La ecuación que se utiliza es la siguiente:

$$r = \sqrt{\frac{Qt_v}{\mu\eta_c b}}$$

Ecuación en donde Q es el gasto de extracción y “ b ” el intervalo de rejilla del pozo de bombeo. Esta aproximación tiene ciertas limitaciones. Como supone que la totalidad del flujo es horizontal, únicamente es recomendable para acuíferos confinados con alto grado de confinamiento. Sin embargo, generalmente produce zonas de protección demasiado grandes como para ser manejadas apropiadamente.

6.3 MÉTODOS APLICABLES A ACUÍFEROS CONFINADOS CON SUPERFICIE POTENCIOMÉTRICA DE GRADIENTE NORMAL O PRONUNCIADO

En los acuíferos confinados es muy común que la superficie potenciométrica se caracterice por ser de gradiente suave. Sin embargo, es posible la presencia de gradientes un poco mayores, que sin lugar a dudas afectarán la forma del cono de abatimiento, ya que esta no será una circunferencia. En este caso, la forma y tamaño del cono de abatimiento está condicionada por el gradiente hidráulico regional, la conductividad hidráulica y la descarga del pozo. Los métodos que se analizarán a continuación deben utilizarse en la definición de zonas de protección en acuíferos confinados con un gradiente hidráulico entre 0.0005 y 0.001. Existen dos métodos principales: i) zona de contribución con identificación de límites de flujo y ii) configuración de tiempos de viaje utilizando ecuaciones analíticas simples o métodos numéricos.

6.3.1 Zona de contribución con identificación de límites de flujo

Este método es el mismo que se describió en el capítulo anterior en el apartado de métodos analíticos para delimitación de zonas de protección de pozos en acuíferos libres. Utiliza la ecuación de flujo uniforme (Bear y Jacobs, 1965; Todd, 1980) para definir la zona de contribución de un pozo de bombeo en una región en donde existe una superficie potenciométrica en una dirección determinada. Esta ecuación no considera flujo vertical del acuitardo, por lo que no es directamente válida para la delimitación de zonas de protección en acuíferos semiconfinados. Si se utiliza para acuíferos semiconfinados no debe olvidarse que la zona de protección delineada será mayor que la que realmente corresponde, de acuerdo con la naturaleza del acuífero semiconfinado.

Como se determinó previamente, la ecuación que describe las condiciones de flujo uniforme alrededor de un pozo de bombeo es (Bear y Jacobs, 1965):

$$\frac{y}{x} + \tan\left(\frac{2\pi Kbiy}{Q}\right) = 0$$

- Q = gasto de extracción del pozo
- K = conductividad hidráulica
- y = gradiente hidráulico
- b = espesor del acuífero
- x, y = coordenadas del punto de interés

La ecuación anterior puede resolverse para el cálculo del ancho máximo (Y_L) de la zona de captura, aguas arriba del pozo. La ecuación resultante es la siguiente:

$$Y_L = \frac{Q}{Kbi}$$

La máxima distancia X_L aguas abajo del pozo hacia donde se extiende la zona de captura define la posición de un punto de estancamiento. La ecuación que describe la posición de ese punto es la que a continuación se describe:

$$X_L = \frac{Q}{2\pi Kbi}$$

Con las ecuaciones anteriores no se establece el límite de la zona de protección aguas arriba del pozo, por lo que éste se define con base en límites hidráulicos y/o físicos que existan en los alrededores del pozo. Otra opción es estimar la distancia para un determinado tiempo de viaje, utilizando la expresión analítica apropiada que se presentó previamente en el apartado 6.2.6.

6.3.2 Aproximación de la configuración de tiempos de viaje (soluciones con métodos analíticos y numéricos)

La configuración de tiempos de viaje para el establecimiento de zonas de protección puede realizarse con base en tres métodos: i) método con solución analítica simple, ii) método semi-analítico y iii) métodos numéricos. Los tres métodos calculan tiempos de viaje con los que es posible realizar configuraciones de igual tiempo de viaje.

Método con solución analítica simple. El tiempo de viaje para una partícula que se desplaza a la misma velocidad del agua subterránea a lo largo de una línea de flujo desde un punto hasta el pozo de bombeo puede calcularse con base en la siguiente ecuación (Bear y Jacobs, 1965):

$$T_x = \frac{\eta}{K_i} \left[\frac{Q}{2\pi K_b} \ln \left(1 + \frac{2\pi K_b}{Q} X_L \right) \right]$$

En donde T_x es el tiempo desde el punto X hasta el pozo de bombeo, X_L es la distancia desde el pozo de bombeo hasta el punto en donde el agua viajó durante el tiempo T_x , es positiva o negativa dependiendo de que si el punto se ubica aguas arriba (+) o aguas abajo (-) del pozo de bombeo. Con esta ecuación se calcula el tiempo de viaje desde un punto dado hasta el pozo de bombeo. El cálculo de las distancias para tiempos de viaje específicos se puede realizar por medio de ensayo y error, utilizando una hoja de cálculo en una computadora para facilitar el proceso. Es importante recordar que esta ecuación únicamente calcula el tiempo de viaje en una línea que pasa por el pozo y que es paralela la dirección general del flujo subterráneo. Tampoco considera la incorporación de flujo vertical desde el acuitardo superior si el acuífero es semiconfinado.

La principal ventaja de utilizar este método es que determina la importancia del gradiente hidráulico regional sobre la forma del cono de abatimiento producido por el bombeo del pozo. Para un tiempo de viaje específico, la relación entre la distancia de viaje del agua subterránea aguas abajo y aguas arriba del pozo, es una indicación directa de cómo la proyección horizontal del cono de abatimiento diferirá de la forma circular. A medida de que dicha proyección se acerque a un círculo, menor será la influencia del gradiente regional en los contornos de tiempo de viaje.

Método semi-analítico. Cuando se tiene suficiente información hidrogeológica del sitio en estudio, es conveniente utilizar el modelo semi-analítico WHPA para el cálculo de zonas de protección de pozos. El WHPA es útil para el cálculo de contornos de tiempos de viaje para acuíferos confinados con una superficie potenciométrica que presenta un gradiente hidráulico regional. Se recomienda que se utilice en lugar del método analítico anterior, porque el programa WHPA calcula los contornos de tiempo de viaje en forma completa, a diferencia de la ecuación analítica que únicamente lo calcula para una línea que pasa por el pozo y que es paralela a la dirección de flujo. Los conceptos señalados para el programa semi-analítico WHPA en el capítulo correspondiente a delimitación de zonas de protección para acuíferos libres, o en este capítulo para acuíferos confinados con superficie piezométrica con gradiente muy pequeño, son aplicables en este caso.

Actualmente existe disponible un modelo analítico denominado CAPZONE (Bair et al., 1991) que se basa en las ecuaciones de Theis y Hantush-Jacob, además de la teoría de las imágenes, principio de superposición y análisis de seguimiento de partículas. Este modelo analítico puede utilizarse para simular la respuesta de un acuífero al bombeo de pozos, incorporando valores de: i) los parámetros hidráulicos medidos en el sitio de estudio, ii) los efectos de la geología y de las fronteras hidrogeológicas, iii) gradiente hidráulico no-uniforme y iv) efectos de la interferencia de pozos. Esto se logra incorporando una solución basada en pozos imagen (si se requiere), calculando los abatimientos en las intersecciones de una malla rectangular

en que se divide la zona de interés o restando los abatimientos de las cargas hidráulicas de la superficie potenciométrica original.

A diferencia de otro tipo de modelos analíticos como el WHPA, los resultados del modelo CAPZONE pueden compararse con valores de cargas hidráulicas observadas, con lo que se realiza un ejercicio de calibración del modelo. La solución calibrada se utiliza para realizar un análisis de seguimiento de partículas para determinar las trayectorias de flujo y las áreas de contribución relacionadas con diferentes tiempos de viaje. Como se incorpora la ecuación de Hantush-Jacob, este modelo puede incorporar directamente el efecto de infiltración vertical a partir de estratos semiconfinantes, situación que lo convierte en la herramienta ideal para realizar la delimitación de zonas de protección de pozos en este tipo de acuíferos.

Métodos numéricos. En capítulos previos se ha realizado una amplia descripción de los principales programas que, por medio de métodos numéricos variables, resuelven la ecuación de flujo y establecen las zonas de contribución de pozos de bombeo utilizando la técnica de rastreo de partículas. Las opciones principales son FLOWPATH (Franz y Guiguer, 1990), MODFLOW (McDonald y Harbaugh, 1988)/MODPATH (Pollock, 1989) y PATH3D (Zheng, 1992). El primero es un modelo numérico de una sola capa para estado estacionario, por lo que se recomienda utilizarlo cuando se tiene la necesidad de delimitar en forma precisa una zona de protección, pero la información disponible no es muy abundante (tiempo y espacio). MODFLOW (McDonald y Harbaugh, 1988)/MODPATH (Pollock, 1989) es un modelo tridimensional para simulación de flujo en estado transitorio que conviene aplicarlo cuando la información hidrogeológica del área de estudio es de buena calidad y muy abundante. Todas las consideraciones establecidas para el caso de acuíferos libres respecto a estos modelos, son perfectamente válidas para este caso de acuífero confinado o semiconfinado.

6.4 REFERENCIAS DEL CAPÍTULO 6

Bair, E.S., A.E. Springer and G.S. Roadcap. 1991. Delineation of traveltime-related capture areas of wells using analytical flow models and particle-tracking analysis. *Groundwater*, 29-3, 387-397.

Bear, J and M. Jacobs. 1965. On the movement of water bodies injected into aquifers. *J. Hydrol.*, 3, 37-57.

Cardona B., A. y N. Hernández L. 1995. Modelo Geoquímico Conceptual de la Evolución del Agua Subterránea en el Valle de México. *Ingeniería Hidráulica en México*. Vol. X, Num. 3, p. 71-90.

Cooper, H.H. and C.E. Jacob. 1946. A generalized graphical method for evaluating formation constants and summarizing well field story. *Transactions Am. Geophysical Union*. 27, 526-534.

Custodio, E. y M.R. Llamas. 1976. Hidrología subterránea, Tomo 1. Primera edición. Editorial Omega, Barcelona. 1157 p.

Domenico, P.A. and F.W. Schwartz. 1997. Physical and chemical hydrogeology. Second Edition. John Wiley & Sons, Inc. 506 p.

Driscoll, F.G. 1986. Groundwater and Wells. Johnson Division, St. Paul, Minn.

Edmunds, W.M. 1973. Trace elements variations across an oxidation-reduction barrier in a limestones aquifer. In: Proc. Symp. On Hydrochemistry and Biochemistry (E. Ingerson Editor). Tokyo, 1970. Clarke, Washington, D.C. 1, 500-529.

Edmunds, W.M., and N.R.G. Walton. 1983. The Lincolnshire limestone-hydrogeochemical evolution over a ten-year period. Journal of Hydrology, 61, 201-211.

Franz, T. and N. Guiguer. 1990. FLOWPATH, two-dimensional horizontal aquifer simulation model, Waterloo Hydrogeologic Software, Waterloo, Ontario, 74 p.

Fetter, C.W. 1994. Applied hydrogeology. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, N.J., 3rd. ed. 691 p.

Freeze, R.A. and Cherry, J., 1979. Groundwater. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs. 604 p.

Hantush, M. S. 1959. Non-steady flow to flowing wells in leaky aquifers. Journal of Geophysical Research, 64, 1043-1052.

Hantush, M.S. and C.E. Jacob. 1955. Non-steady radial flow in an infinite leaky aquifer.

Transactions Am. Geophysical Union. 36, 95-100.

Javandel, L, C. Doughty and C.F. Tsang. 1984. Groundwater transport: Handbook of mathematical models. Water Resources Monograph Series 10. American Geophysical Union, Washington, D.C. 228 p.

Kruseman, G.P. and N.A. de Ridder. 1990. Analysis and Evaluation of Pumping Test Data.

Publication 47, International Institute for Land Reclamation and Improvement, Second Edition, 377 p.

McDonald, M.G. and A.W. Harbaugh. 1988. A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model. Techniques of Water-Resources Investigations 06-A1, USGS, 576 p.

Neuman, S.P. and P.A. Witherspoon. 1969. Theory of flow in a confined two-aquifer system. *Water Resources Research*, 5, 803-816.

Neuman, S.P. and P.A. Witherspoon. 1972. Field determination of the hydraulic properties of leaky multiple aquifer systems. *Water Resources Research*, 8, 1284-1298.

Pollock, D.W. 1989. Documentation of computer programs to compute and display pathlines using results from the U. S. Geological Survey modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model. U. S. Geol. Surv., Open-File Report 89-381, 181 p.

Rathod, K.S. and K.R. Rushton. 1991. Interpretation of pumping from two-zone layered aquifers using a numerical model. *Groundwater*, v.29(4). 499-509.

Shafer, J.M. 1987. GWPATH: Interactive groundwater flow path analysis: Illinois State Water Survey, Champaign, Bulletin 69, 42 p.

Theis, C.V. 1935. The relation between the lowering of the piezometric surface and the rate and duration of discharge of a well using groundwater storage. *Trans. Amer. Geophys. Union*, 2, 519-524.

Todd, D.K. 1980. *Groundwater hydrology*, 2nd edition, John Wiley, New York.

Tóth, J., 1995. Hydraulic continuity in large sedimentary basins. *Hydrogeology Journal*, v.3, No4. 4-16.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. 1987. Guidelines for delineation of wellhead protection areas. Office of groundwater Protection. 139 p.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. 1991 a. Wellhead protection strategies for confined-aquifer settings. Bureau of Economic Geology, The University of Texas at Austin. 168 p.

USEPA, United States Environmental Protection Agency. 1991b.WHPA. A modular semianalytical model for the delineation of well head protection areas, version 2.0. Prepared by T. Neil Blandford and Peter S. Huyakorn of Hydrogeologic, Inc.

Walton, W.C. 1987. *Groundwater pumping tests: designs and analysis*: Chelsea, Michigan, Lewis Publishers, 201 p.

Zheng, C. 1992. PATH3D. Particle tracking program for calculating groundwater paths and travel times in steady-state or transient, two- or three-dimensional flow fields (v.3.2). S. S. Papadopoulos & Assoc. Rockville, MD.59 p.

7 VULNERABILIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA

7.1 DEFINICIÓN DEL CONCEPTO DE VULNERABILIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA

7.1.1 Introducción

El potencial de contaminación del agua subterránea depende, entre otros factores, de la atenuación natural que pudiera presentarse en el trayecto que tiene que recorrer el contaminante de interés, desde su origen (fuente contaminante) hasta que llega a la zona saturada (acuífero) y se incorpora a un sistema de flujo específico. Existen varios procesos naturales y reacciones químicas y/o biológicas que pueden atenuar, disminuir o retardar el contaminante durante el proceso de infiltración y trayecto a la zona saturada; sin embargo, dicha capacidad no es constante en el tiempo ni en el espacio, debido a que es función de las características de las unidades geológicas que componen el acuífero por donde circula el agua subterránea. En este aspecto, el grado o intensidad de atenuación que, eventualmente modificaría la concentración original de un contaminante específico y para una carga contaminante dada, depende sobre todo de: i) distancia entre la superficie del terreno y el nivel freático local, ii) la composición química y/o mineralógica de los materiales geológicos que componen el acuífero, iii) mecanismos de flujo en la zona no saturada y iv) tipo y concentración del contaminante o contaminantes participantes.

La evaluación cuantitativa del esquema de atenuación natural de la contaminación descrito previamente, constituye la base de los métodos para registrar la capacidad de atenuación de solutos que pueden afectar la calidad física y química de los sistemas de flujo subterráneo. Por lo tanto, se fundamenta en la suposición de que el ambiente físico es capaz de proporcionar algún tipo de protección al agua subterránea contra los impactos, naturales y antropogénicos, en especial contra solutos que se pueden considerar como contaminantes debido a que su presencia en el agua en concentraciones mayores a las establecidas por Estándares de Calidad del Agua, es nociva para la salud de la población (Zaporazec, 1994).

Adicionalmente, la ejecución de dicha evaluación se considera importante y fundamental, por que es información básica para la planeación y desarrollo de estrategias de protección del agua subterránea. Su utilidad estriba en que permite identificar, en una base cartográfica y desde un punto de vista preliminar, las zonas o regiones en donde es factible o no realizar acciones diversas, como aquellas que pueden constituir una fuente potencial de contaminación. El ejercicio a realizar con base en dicha metodología, tiene la ventaja de llevarse a cabo con un mínimo de costos, debido a que generalmente utiliza información que en forma rutinaria está incluida y por lo tanto disponible, a partir de diversos tipos de estudios (geológicos, hidrogeológicos y climatológicos, entre otros).

Desde el punto de vista de las metodologías que a la fecha se han aplicado en diversos países, la premisa fundamental es que la totalidad del agua subterránea es

vulnerable, en mayor o menor proporción, a la contaminación. Además, es importante apuntar que no se considera a la vulnerabilidad como una propiedad absoluta, si no más bien como un indicador relativo de las regiones en donde es más posible que, de presentarse una fuente contaminante en la superficie, se origine posteriormente la contaminación del agua subterránea. De este modo, la concepción básica del concepto de vulnerabilidad señala que, de acuerdo con ciertas características específicas, algunas regiones o zonas de la superficie del terreno son más vulnerables a la contaminación del agua subterránea que otras ubicadas dentro de la misma área de interés.

La definición cuantitativa o semi-cuantitativa de la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación es muy importante en la planeación de actividades o programas de observación de calidad del agua. En efecto, la identificación de zonas geográficas que de acuerdo con el análisis de vulnerabilidad son altamente susceptibles a la contaminación, permite la implementación de una red de observación más detallada en esos sitios. Adicionalmente, cuando este análisis se realiza previo al desarrollo industrial, permite proponer las zonas menos vulnerables a la contaminación como las más adecuadas para el establecimiento de industrias con alta carga contaminante.

En el tema relacionado con las zonas de protección de pozos, que es el esquema básico del presente manual, la evaluación cartográfica de zonas con diferentes grados de vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación, es de primordial importancia, pues permitirá establecer en forma organizada y jerárquica, las acciones preventivas dentro de las zonas de protección definidas con base en las metodologías presentadas en capítulos previos. Por ejemplo, las acciones de prevención y/o protección a realizar, deberán de ser más escrupulosas en las zonas con pozos de abastecimiento de agua potable que coinciden con una región definida como muy vulnerable a la contaminación, que en aquellas áreas en donde el agua subterránea presenta una vulnerabilidad mínima al impacto ocasionado por la disposición superficial de desechos sólidos y/o líquidos.

7.1.2 Definición del concepto vulnerabilidad del agua subterránea

Se reconoce que el concepto de "sobre-explotación del agua subterránea" no tiene una acepción específica reconocida a escala mundial por la comunidad hidrogeológica, por lo que los investigadores de diferentes países la mencionan, utilizan y/o aplican de acuerdo con diferentes criterios, muchos de los cuales no tienen fundamento hidrogeológico, sino más bien de tipo político (Custodio, 1992). De manera análoga, se admite que el concepto de "vulnerabilidad del agua subterránea", que se ha empleado y evaluado en diferentes partes del mundo desde que dicha concepción fue mencionada por primera vez por el hidrogeólogo francés Jean Margat a finales de la década de los 60's (Margat, 1968), no tiene una definición reconocida y aceptada en el ámbito mundial (Zaporazec, 1994).

Entre los primeros intentos realizados para establecer formalmente una definición para el concepto de vulnerabilidad del agua subterránea se tiene la de Albinet y

Margat (1970) quienes propusieron que la vulnerabilidad del agua subterránea es cuando bajo condiciones naturales se presenta la posibilidad de percolación y difusión de contaminantes desde la superficie del terreno natural hacia los depósitos naturales de agua subterránea. El análisis de evolución histórica de las diversas propuestas de definición del concepto vulnerabilidad del agua subterránea, señala que en un principio se reconocían únicamente la evaluación de las propiedades físicas de los materiales geológicos que tenían que atravesar los contaminantes para llegar a la zona saturada. Por ejemplo, Olmer y Rezac (1974) propusieron que la vulnerabilidad del agua subterránea es "el grado de peligro, determinado por las condiciones naturales de una zona específica, por lo que es independiente de la fuente de contaminación". Señalan que las condiciones naturales importantes incluyen la permeabilidad vertical de la zona vadosa, además del gradiente hidráulico y la velocidad del flujo subterráneo en la zona saturada.

Otros autores que consideraron en sus propuestas las propiedades de los materiales que componen la zona vadosa y la saturada únicamente, incluyen a Villumsen et al. (1983) quienes propusieron que la composición química del agua subterránea puede ser utilizada como un indicador de la vulnerabilidad, por lo que señalan que análisis químicos pueden ser una herramienta importante en la evaluación de mapas de vulnerabilidad. En la evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea, diversos autores han planteado una multitud de circunstancias como los más importantes en sus zonas de trabajo. En este esquema, como se consideran en la evaluación factores inherentes a la naturaleza de los materiales geológicos, la diversidad de ambientes hidrogeológicos que se presentan en los diversos países, seguramente es el elemento que condiciona dicha variabilidad.

Por ejemplo Klauco (1987) considera de mucha importancia la variabilidad del flujo de agua subterránea en la cuantificación de su vulnerabilidad, a diferencia de Vierhuff et al. (1981), quienes basan su análisis en dos aspectos principales: i) presencia o ausencia de un horizonte superficial que impida o retarde la entrada de los contaminantes y ii) el potencial de auto-purificación (procesos naturales de atenuación) del agua contaminada dentro del acuífero. Para Friesel (1987) un factor de capital importancia en el análisis de vulnerabilidad es la cantidad de recarga y su distribución dentro de la zona de estudio, mientras que Johnston (1988) define que la vulnerabilidad a la contaminación depende del sistema de flujo de agua subterránea, del sistema hidrogeológico básico y del clima.

Una segunda corriente de ideas relacionadas con el concepto de vulnerabilidad del agua subterránea se establece cuando se incluye en forma paralela una evaluación del riesgo a la contaminación ocasionado por las actividades humanas. En síntesis, esta tendencia de ideas implica una relación directa entre las características físicas del medio geológico y las características de los contaminantes (concentración, movilidad, toxicidad y peligrosidad potencial para los humanos). Entre los primeros que establecen dicha relación aparece Foster (1987) quien define como riesgo de contaminación del agua subterránea a la interacción entre la vulnerabilidad natural de un acuífero y la carga contaminante que es o será aplicada en la superficie del terreno como resultado de las actividades humanas; además de que específicamente

acuña el término "vulnerabilidad de un acuífero a la contaminación", concepto que representa a las características intrínsecas que determinan la sensibilidad de un acuífero, cuando es afectado por una carga contaminante dada. Otra definición alterna, es la expuesta por Palmquist (1991) quien define la vulnerabilidad del agua subterránea como "una medida del riesgo ocasionado a las aguas subterráneas, debido a la presencia de contaminantes producto de actividades humanas", definición que implica que si no existe una carga contaminante estipulada o involucrada, el agua subterránea de esa región no está en riesgo y por lo tanto no es vulnerable.

En el caso específico de pesticidas como contaminantes del agua subterránea, la US. Environmental Agency (USEPA, 1991) distingue dos términos: i) sensibilidad del acuífero, que define la susceptibilidad intrínseca del acuífero a la contaminación con base en sus características hidrogeológicas y ii) vulnerabilidad del acuífero, término que se utiliza para incorporar tanto la "sensibilidad del acuífero" como el uso al que se dedica la tierra y las prácticas específicas que se utilizan en su trabajo, además de las características del contaminante y su concentración.

De acuerdo con el Comité de Técnicas para la Evaluación de la Vulnerabilidad del Agua Subterránea (1993; CTAGWV por sus siglas en inglés) la vulnerabilidad del agua subterránea puede definirse como la tendencia o facilidad de la contaminación para alcanzar una región o posición en el sistema de agua subterránea, cuando existe una fuente contaminante en la superficie del terreno. También proponen dos tipos diferentes de vulnerabilidad: i) aquella que se relaciona a un contaminante, tipo de contaminantes o actividad humana y que denominan como *vulnerabilidad específica* y ii) la que no considera las características y/o comportamiento de contaminantes específicos, por lo que la denominan como *vulnerabilidad intrínseca*. Una de las definiciones más recientes es la establecida por Zaporazec (1994), quien señala a la vulnerabilidad como una propiedad intrínseca de un sistema de agua subterránea que depende de su sensibilidad a los impactos naturales y/o ambientales. En este contexto, puntualiza que existe más de un tipo de vulnerabilidad del agua subterránea, por lo que propone como "*vulnerabilidad intrínseca o natural*" a aquella que es función de factores hidrogeológicos únicamente. Adicionalmente, para considerar el tipo y concentración de contaminantes específicos, define el término "*vulnerabilidad específica*", concepto que incorpora los impactos potenciales ocasionados por prácticas de manejo de tierra o por un determinado tipo de contaminantes.

La revisión de la evolución de las diferentes propuestas de definición de vulnerabilidad del agua subterránea sugiere que si bien no se tiene unificación de conceptos, los fundamentos de las propuestas más recientes son básicamente las mismas, diferenciar entre las características del medio físico (materiales geológicos) y el tipo y propiedades del contaminante o tipos de contaminantes que se aplican en la superficie del terreno. Esta aproximación permite establecer las bases de la cartografía de la vulnerabilidad del agua subterránea en una región determinada.

7.2 EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA

De acuerdo con el CTAGWV (1993) es posible agrupar en tres rubros principales a los métodos disponibles para la evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea: i) métodos que consideran la combinación de características físicas específicas que afectan la vulnerabilidad, incluyendo a menudo una valoración numérica, ii) métodos que se basan en los procesos que condicionan la atenuación de la contaminación, utilizando para ello modelos matemáticos que simulan el comportamiento de las sustancias en el subsuelo (zonas saturada y/o no saturada) y iii) métodos estadísticos que realizan correlaciones con zonas en donde se tienen evidencias directas de la presencia de contaminación en el agua subterránea.

Los métodos reconocidos en la primera denominación incorporan la definición de factores diversos (tipo de materiales geológicos que componen el acuífero y el espesor del material geológico que compone la zona vadosa, entre otros) que se utilizan en la evaluación del potencial natural del ambiente hidrogeológico para atenuar el paso de los contaminantes. A cada uno de los factores se le asigna un valor o un índice numérico específico, dependiendo de la facilidad para permitir el paso de la contaminación o de la atenuación que pueden ocasionar en la carga contaminante, aspecto que delimitado en forma espacial, permite realizar la cartografía de la vulnerabilidad del agua subterránea.

El procedimiento general incluye la combinación de varios tipos de mapas con atributos fisiográficos definidos (geología, suelos, profundidad al nivel freático, entre otros), asignando un índice numérico o una calificación a cada uno de dichos atributos. En su forma más simple, todos los atributos se consideran de igual importancia, por lo que se les asigna el mismo peso ponderado, situación que puede variar dependiendo del análisis hidrogeológico realizado. Este tipo de metodologías trata de ser de tipo cuantitativo, por lo que desarrolla o propone diferentes niveles de vulnerabilidad asignando calificaciones numéricas a los diversos atributos considerados, mismos que fácilmente pueden representarse en un mapa. Actualmente, con base en la facilidad de manejo de información gráfica y bases de datos por medio de técnicas de sistemas de información geográfica, los métodos de combinación de características físicas para la evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea son muy populares en diversas partes del mundo.

En la segunda categoría se incluyen modelos matemáticos que describen el transporte y destrucción o atenuación de contaminantes en el subsuelo, por lo que requieren de soluciones analíticas o numéricas para las ecuaciones diferenciales, que describen tanto los procesos que gobiernan el transporte de solutos como el campo de flujo. Los métodos de esta clasificación tienen diferentes categorías, que van desde modelos analíticos simples para transporte de solutos en una dimensión en la zona no saturada, hasta modelos bidimensionales o tridimensionales de flujo saturado y no-saturado, con flujo multifase.

Por último se menciona que los métodos estadísticos se basan en relacionar con base en análisis estadísticos específicos (coeficientes de correlación derivados de

análisis bivariados y/o multivariados) cuales son los factores que se relacionan directamente con la presencia de contaminación en el agua subterránea. En otros casos pueden considerarse como variable dependiente a la concentración del contaminante, o a la probabilidad de contaminación. Adicionalmente, se puntualiza que estos métodos también pueden incorporar información real de la distribución de la contaminación en un área específica, para estimar el potencial de contaminación en zonas específicas dentro de la región de donde provienen los datos utilizados. En el presente capítulo se presentará un procedimiento (DRASTIC) que se incluye en aquellos métodos de tipo 1 para evaluación cuantitativa de la vulnerabilidad del agua subterránea.

Como se señaló previamente, la concepción básica de la vulnerabilidad del agua subterránea, es que algunas regiones de la superficie del terreno (zona vadosa) pueden permitir, en mayor proporción que otras, el paso de contaminantes a porciones más profundas (zona saturada) del sistema analizado. Con base en esta premisa, el propósito fundamental y final de las metodologías de evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea disponibles actualmente, es la generación de mapas en donde la zona de estudio se fracciona en entidades diversas, cada una de las cuales representa una región homogénea en lo que a vulnerabilidad del agua subterránea se refiere. De este modo, los mapas de vulnerabilidad del agua subterránea muestran, en forma cuantitativa o cualitativa, las principales características del medio hidrogeológico relacionadas con permitir o retardar el paso de la contaminación.

Existen diversas técnicas para la evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea. Sin embargo, en general los procedimientos disponibles consideran los procesos que afectan a los contaminantes en conjunto con las propiedades naturales de protección que los materiales geológicos pueden ofrecer. Los procesos que eventualmente pueden ocasionar atenuación natural de los contaminantes en los sistemas de agua subterránea se revisarán en un capítulo especial, por lo que a continuación se presenta una descripción detallada de las propiedades de los materiales geológicos que protegen de la contaminación en forma natural al agua subterránea.

El suelo o terreno natural es la primera de las capas con las que un contaminante se pone en contacto cuando inicia su trayectoria en el subsuelo. Por lo tanto, es necesario analizar detalladamente cuales son los factores que normalmente se utilizan para evaluar la capacidad de protección que el suelo o materiales de la zona vadosa pueden brindar al agua subterránea. Entre los principales factores se tienen (Canter, 1997): 1) textura del material, 2) permeabilidad, 3) espesor, 4) pH, 5) contenido de materia orgánica, 6) capacidad de adsorción (*sorption* en inglés), 7) capacidad de intercambio catiónico y 8) capacidad de neutralizar la acidez. A continuación se describen detalladamente cada uno de estos factores, con la finalidad de que sea patente cuales fueron los criterios que se utilizaron en la propuesta de clasificación utilizada en la metodología DRASTIC para la evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea.

La **textura del suelo o material no consolidado** se refiere a las proporciones relativas de arena (entre 0.1 y 2 mm de diámetro), limo (entre 0.002 y 0.1 mm de diámetro) y arcilla (menor de 0.002 mm de diámetro) en una muestra representativa. Se reconoce que la capacidad de atenuación natural de contaminantes en un suelo será mayor en relación con el contenido de material arcilloso. Por medio del mecanismo de filtración, algunos de los constituyentes de la fuente contaminante son atrapados físicamente entre los poros del suelo, proceso que será más eficiente en proporción directa con la cantidad de material arcilloso (poros de menor tamaño). Adicionalmente, la porción arcillosa facilita la presencia de reacciones de intercambio y precipitación. También es importante las estructuras o discontinuidades que se pueden presentar en el suelo, ya que la presencia de fracturas o macroporos en el suelo facilitan un paso rápido de los contaminantes a porciones más profundas del sistema de agua subterránea.

La **permeabilidad**, definida en un capítulo previo, es la propiedad de un material geológico que cuantifica la facilidad de transmisión de un fluido por los poros o espacios abiertos que posee. En este caso el fluido en cuestión es agua y de acuerdo con su rapidez de movimiento en el acuífero o zona no saturada, se manifestará la capacidad de atenuación de la contaminación, ya que a medida que la velocidad sea menor, mayor será la oportunidad de que se presenten reacciones que disminuirán la carga contaminante disuelta en el agua subterránea.

El **espesor de la zona no saturada**, factor de fácil registro, es importante de considerar en este tipo de evaluaciones, debido a que la efectividad de remoción o amortiguamiento de la carga contaminante disuelta está en función del tiempo de contacto con los minerales y/o materia orgánica presentes. La cinética de las reacciones de atenuación (adsorción, incorporación biológica, intercambio de tipo catiónico y amónico así como precipitación) señala que es necesario un tiempo de residencia prolongado (no estipulado cuantitativamente), pero de forma cualitativa se establece que a medida que sea mayor el tiempo de residencia en la zona no saturada (mayor espesor), más significativa será la degradación de los contaminantes.

El **contenido de materia orgánica** provee sitios para que se presenten reacciones de adsorción de contaminantes (metales pesados por ejemplo), además de que constituye una fuente de energía para microorganismos que por medio de reacciones biológicas pueden atenuar y/o degradar determinado tipo de contaminantes como los orgánicos (hidrocarburos y pesticidas).

El **pH** del suelo es importante porque la mayoría de los procesos de degradación son más efectivos cuando se tiene un pH cercano al neutro (entre 6 y 7). Adicionalmente, las reacciones de adsorción y/o intercambio en arcillas son dependientes del pH, pues está bien establecido que la capacidad de intercambio amónico se incrementa en la medida de que el pH disminuye.

En la definición de la **capacidad de adsorción** de un suelo se considera la atracción física (absorción) y química (adsorción). La capacidad de adsorción es el proceso por

el cual las moléculas se adhieren a la superficie de los minerales que componen el suelo, por lo que está en función del tipo de contaminante y de las características del suelo.

La **capacidad de intercambio catiónico** son reacciones que involucran a los minerales arcillosos y que se definen como intercambio de iones de un tipo por otros diferentes, pero sin causar cambios en la estructura del mineral en donde se realiza el intercambio.

La **capacidad de neutralización de ácidos** de un suelo se define como la suma de cationes menos la suma de aniones asociados con ácidos fuertes y expresados como el potencial para consumir o producir protones por arriba de pH igual a 3.

Otro tipo de factores hidrogeológicos que generalmente se toman en cuenta en la evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación incluye los siguientes: i) recarga natural neta, ii) profundidad al nivel freático, iii) gradiente hidráulico, iv) mecanismos de infiltración y v) distancia entre la fuente de contaminación y los abastecimientos de agua. El medio que en primera instancia disuelve y posteriormente transporta los contaminantes presentes en la superficie del terreno, es el volumen de agua que se mueve verticalmente hacia abajo en la zona no saturada (recarga). De este modo, en la medida que la recarga sea mayor, el peligro potencial de disolución y por consiguiente de movilización de contaminantes será mayor. La profundidad al nivel freático en un acuífero está en relación directa con el espesor de la zona no saturada, y por lo tanto, como se señaló previamente, es una medida cualitativa del tiempo de residencia del contaminante en la zona no saturada. En general, a medida que es mayor el tiempo de residencia, mayores son las posibilidades de dilución, además de que las reacciones de adsorción y procesos de absorción son más efectivas. El gradiente hidráulico condiciona el flujo del agua subterránea, tanto en dirección como en magnitud y sentido, por lo que es de primordial trascendencia en la definición del peligro potencial de contaminación por efecto de una fuente establecida. Los mecanismos de infiltración son relevantes en el sentido que describen la capacidad de interacción entre el contaminante y el material geológico. Cuando la infiltración se produce por los espacios intergranulares de un medio poroso, el tiempo de interacción será mayor que cuando la infiltración se produce en un medio fracturado o por macroporos. En este último caso, la velocidad del contaminante disuelto será mayor, por lo que los mecanismos de atenuación no serán efectivos. Por último, una gran distancia entre la fuente de contaminación y la ubicación de abastecimientos de agua subterránea se considera un factor favorable, debido a que en este panorama los mecanismos naturales de atenuación tienen mayor facilidad de desarrollo.

7.3 MÉTODO DRASTIC PARA EVALUACIÓN DEL POTENCIAL DE CONTAMINACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América (USEPA por sus siglas en inglés) ha propuesto una metodología para la evaluación cuantitativa del potencial de contaminación del agua subterránea en una región determinada. Este procedimiento, denominado DRASTIC (Aller et al., 1980, clasifica diversas regiones dentro de la zona de estudio con base en un esquema numérico de calificación que considera las variaciones (horizontales y verticales) de las condiciones hidrogeológicas locales. El esquema de evaluación se basa en siete factores, que fueron seleccionados por un numeroso grupo de investigadores del campo de las aguas subterráneas en los Estados Unidos de América. Uno de los criterios que se utilizaron en la elección de dichos factores supone la existencia de información suficiente para evaluarlos cuantitativamente, misma que se puede consultar y adquirir en diversas Instituciones (Gubernamentales, Educativas, Privadas). Otra de las aportaciones realizadas por el grupo de hidrogeólogos investigadores, es que establecieron un esquema ponderado de importancia relativa para los factores, así como una calificación para las variaciones, tipos de materiales y/o posibilidades dentro de cada uno de los mismos.

El nombre del método de evaluación se deriva de las primeras letras (en inglés) de cada uno de los siete factores seleccionados:

- **D** = Profundidad al nivel del agua subterránea
- **R** = Cantidad de recarga neta
- **A** = Tipo de medio que compone el acuífero
- **S** = Tipo de medio que compone el suelo
- **T** = Topografía (pendiente)
- **I** = Impacto de acuerdo con tipo de medio que compone la zona vadosa
- **C** = Conductividad hidráulica del acuífero

El procedimiento numérico que se utiliza en la identificación del índice DRASTIC para una zona determinada, implica multiplicar el peso ponderado del factor por su calificación y posteriormente obtener la sumatoria de todos los factores. De acuerdo con las calificaciones asignadas, el peligro potencial de contaminación del agua subterránea (vulnerabilidad) aumenta en la medida de que se incrementa la numeración obtenida por el índice DRASTIC. Las diferentes calificaciones para las diversas opciones, así como los pesos ponderados de cada uno de los factores, que se pueden consultar en la publicación original (Aller et al., 1987), para facilidad del lector se reproducen en páginas subsiguientes del presente capítulo. En general, se señala que las opciones disponibles para cada uno de los siete factores, fueron calificadas de acuerdo con el potencial relativo de contaminación del agua subterránea en la zona analizada, en una escala de 1 al 10. Con base en el análisis de las condiciones hidrogeológicas locales, se asigna una calificación para todos los factores, misma que posteriormente se multiplica por su peso ponderado. El peso ponderado de cada factor con respecto a los restantes, se estableció en una escala

de 1 al 5. Los números resultantes de la multiplicación del peso del factor por su calificación, se suman de la siguiente manera:

$$\text{Potencial de Contaminación} = D_r D_w + R_r R_w + A_r A_w + S_r S_w + T_r T_w + I_r I_w + C_r C_w$$

(Índice DRASTIC)

en donde: "r" significa la calificación del área evaluada y "w" el peso ponderado de acuerdo con la importancia de cada factor. El peso ponderado de cada uno de los factores se presenta en la Tabla 7.1, mientras que en la Tabla 7.2 se presentan aquellos correspondientes a una versión paralela de la metodología DRASTIC, que se utiliza en forma específica para la evaluación del potencial de contaminación del agua subterránea, debido a la utilización de pesticidas en zonas agrícolas.

Como se observa en la Tabla 7.1, los factores que se consideran de mayor importancia para la evaluación del potencial de contaminación del agua subterránea son la profundidad al nivel freático (D) y el impacto de acuerdo con tipo de medio que compone la zona vadosa (I). La distancia que tiene que recorrer el contaminante en un tipo de medio específico, es el factor que condiciona la rapidez de los solutos dispuestos en la superficie terrestre, para alcanzar la zona saturada.

Tabla 7.1 Pesos ponderados para cada uno de los factores incluidos en la metodología DRASTIC

FACTORES	PESO PONDERADO
Profundidad al nivel del agua subterránea (D)	5
Cantidad de recarga neta (R)	4
Tipo de medio que compone el acuífero (A)	3
Tipo de medio que compone el suelo (S)	2
Topografía (pendiente) (T)	1
Impacto de acuerdo con tipo de medio que compone la zona vadosa (I)	5
Conductividad hidráulica del acuífero (C)	3

Adaptado de Aller et al., 1987. "DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeological settings, EPA/600/2-87/035, U. S. Environmental Protection Agency.

De este modo, la metodología DRASTIC reconoce que a menor tiempo de contacto (distancia) en la zona vadosa, menor será la atenuación que sufrirán los contaminantes y por lo tanto mayor será la vulnerabilidad de dicha región. En orden de importancia le sigue la recarga neta (R), porque la metodología supone que el agua (cualquiera que sea su origen) durante su recorrido en la infiltración, es el principal agente que disuelve y transporta las especies químicas que pueden considerarse como contaminantes.

El tipo de acuífero (A) y la conductividad hidráulica (C) del mismo, se consideran factores de mediana importancia en la propuesta de los autores de DRASTIC, seguramente debido a que se espera que la principal atenuación de la contaminación se realice previamente, o sea en la zona no saturada. En efecto, se puede realizar

una atenuación adicional de la contaminación en la zona saturada, por lo que en este caso la vulnerabilidad se relaciona con la velocidad potencial del agua subterránea. Los factores de menor peso ponderado son en orden descendente, el tipo de medio que compone el suelo (S) y la topografía (T). Como el suelo se relaciona con los primeros 2-3 metros superficiales, aún en las condiciones más favorables el grado de atenuación de los contaminantes será limitado por su pequeño espesor. Para el caso de la pendiente topográfica, se supone que en a medida de que se incrementa, el escurrimiento superficial será mayor y por lo tanto, existirá menos agua disponible para la infiltración. Se estima que este factor se consideró como una especie de corrección o ajuste para distribución espacial de aquel definido como recarga neta (R), ya que este último consideró únicamente el volumen total de agua involucrado en la cuota de renovación natural del acuífero.

7.3.1 Profundidad al nivel del agua subterránea (D)

Como se estableció previamente, la profundidad al nivel freático es factor de capital importancia, porque considera en forma indirecta el tiempo de viaje que utilizarán los contaminantes en la zona vadosa, en su trayectoria hacia la zona saturada (acuífero). Se presume que entre menor sea la distancia al nivel freático, menor será el volumen de zona no saturada disponible para atenuar el paso de la contaminación. Para acuíferos de tipo libre, la profundidad al nivel del agua corresponde a la profundidad al nivel freático, mientras que en la situación de que el primer acuífero existente es de tipo confinado, se relaciona con la profundidad a la base de la capa confinante superior. En el análisis no se consideran directamente las fluctuaciones del nivel del agua subterránea que se presentan en acuíferos libres someros a lo largo del año, por lo que, con la finalidad de obtener resultados conservadores, se recomienda utilizar las menores profundidades registradas.

Tabla 7.2 Pesos ponderados asignados para cada uno de los factores incluidos en la metodología DRASTIC, versión para pesticidas

FACTORES	PESO PONDERADO
Profundidad al nivel del agua subterránea (D)	5
Cantidad de recarga neta (R)	4
Tipo de medio que compone el acuífero (A)	3
Tipo de medio que compone el suelo (S)	5
Topografía (pendiente) (T)	3
Impacto de acuerdo con tipo de medio que compone la zona vadosa (I)	4
Conductividad hidráulica del acuífero (C)	2

Adaptado de Aller et al., 1987. "DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeological settings, EPA/600/2-87/035, U. S. Environmental Protection Agency.

En la Tabla 7.3, se presentan las calificaciones establecidas en el método DRASTIC para diferentes valores de profundidad al nivel freático. Se supone que dichas categorías fueron establecidas con base en límites donde se establecen cambios significativos en el potencial de contaminación del agua subterránea. Las mayores calificaciones se asignan a zonas de descarga natural de agua subterránea, por lo que corresponden a profundidades someras; y las menores a regiones que se pueden considerar como de tránsito (flujo horizontal) o zonas de recarga. La información para evaluar este factor en una región determinada puede recopilarse de estudios hidrogeológicos realizados por la Comisión Nacional del Agua o el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, en donde es una práctica común que presenten mapas de configuración de la profundidad al nivel estático medido en pozos. Entre las precauciones que se deben de tener en cuenta durante la evaluación de este factor, es el no mezclar información derivada de acuíferos diferentes y en las zonas de descarga natural de agua subterránea, considerar únicamente las profundidades al nivel estático medidas en norias o pozos someros.

Tabla 7.3 Evaluación del factor profundidad al nivel del agua subterránea en el método DRASTIC

PROFUNDIDAD AL NIVEL DEL AGUA SUBTERRÁNEA	
INTERVALO (metros)	CALIFICACIÓN
0.000 -1.524	10
1.524 - 4.572	9
4.572 - 9.144	7
9.144 - 15.240	5
15.240 - 22.860	3
22.86 - 30.480	2
30.480 +	1

Adaptado de Aller et al., 1987. "DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeological settings, EPA/600/2-87/035, U. S. Environmental Protection Agency.

7.3.2 Cantidad de recarga neta (R)

La cantidad de recarga neta se refiere al volumen total de agua que se infiltra en una región determinada desde la superficie del terreno y que finalmente alcanza la zona saturada del acuífero. En el análisis de este factor se debe considerar únicamente la cantidad o volumen total anual de agua que se infiltra y no tomar en consideración la intensidad, distribución o duración de los eventos de recarga dentro de una región específica. Aunque los autores de DRASTIC no lo mencionan explícitamente, se infiere que consideran únicamente estimaciones de la recarga promedio, por que es reconocido a escala mundial que este factor es uno de los más difíciles de estimar dentro de cualquier estudio hidrogeológico. Por lo tanto, el tratar de considerar distribución espacial o duración de los eventos de recarga complicaría a tal grado su evaluación, que en muchas zonas de estudio sería necesario realizar estudios específicos adicionales, contraviniendo una de las premisas principales de la

metodología DRASTIC, la cual señala que debe existir suficiente información hidrogeológica disponible para su aplicación.

Adicionalmente, la identificación de zonas de recarga y descarga naturales es de particular importancia en la evaluación de la vulnerabilidad de zonas profundas del sistema cuando la contaminación alcanza el nivel freático. La evaluación de estas zonas de recarga y descarga en ocasiones es difícil, sobre todo cuando se tienen superpuestos varios sistemas de flujo de diferente jerarquía. Por ejemplo, en una área específica es posible encontrar sistemas de flujo locales con zonas de recarga a unos cientos de metros de sus zonas de descarga, sistemas de flujo intermedio con recorrido de uno o varios kilómetros y que abarcan o incluyen dos o más sistemas locales y sistemas de flujo regional de varias decenas de kilómetros de trayectoria, que inician en las porciones más elevadas de la divisoria regional de la cuenca de agua subterránea y que atraviesan la totalidad de la región hasta un dren o zona de descarga principal. En general, se estima que existirán limitaciones en la exactitud o detalle que es posible lograr durante un análisis de vulnerabilidad, en la diferenciación de los sistemas de flujo de diferentes escalas. Sin embargo, no existe ninguna duda de que la identificación de zonas de recarga y descarga principales es uno de los elementos más importantes en la evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea.

En la Tabla 7.4 se presentan los valores propuestos por DRASTIC para evaluación del factor denominado cantidad de recarga neta. Es conveniente señalar que considerando la disponibilidad de información existente en México, los valores de recarga neta calculados por la Comisión Nacional del Agua corresponden a la totalidad de una zona geohidrológica o acuífero identificado e incluyen recargas originadas por flujos verticales (infiltración) y horizontales (flujo subterráneo lateral). De este modo, durante la evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea, en algunos casos será necesario diferenciar dichas componentes, además de discretizar en subregiones la zona geohidrológica o acuífero analizado, por lo que la evaluación de este factor no será tan directa como se desearía.

Tabla 7.4 Evaluación del factor cantidad de recarga neta en el método DRASTIC

CANTIDAD DE RECARGA NETA EN EL ÁREA DE ESTUDIO	
INTERVALO (metros/año)	CALIFICACIÓN
0.000 - 0.0508	1
0.0508 - 0.1016	3
0.1016 - 0.1778	6
0.1778 - 0.254	8
0.254 +	9

Adaptado de Aller et al., 1987. "DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeological settings, EPA/600/2-87/035, U. S. Environmental Protection Agency.

7.3.3 Tipo de medio que compone el acuífero (A)

Las calificaciones establecidas para el factor denominado "tipo de medio que compone el acuífero", fueron establecidas con base en la capacidad de atenuación natural que pueden ofrecer los materiales geológicos debido al tamaño de las partículas, presencia o ausencia de fracturas y/o cavidades de disolución. Específicamente, el tipo de medio que compone el acuífero definirá la extensión lateral de la contaminación una vez que ésta llegó a la zona saturada, por lo que las categorías incluidas en este factor (Tabla 7.5) fueron seleccionadas con base en la longitud y tortuosidad de la ruta que tienen que seguir los contaminantes cuando se desplazan disueltos en el agua subterránea, el potencial de adsorción y absorción de acuerdo con los minerales que componen el acuífero, además de su dispersión, reactividad y grado de fracturamiento.

Tabla 7.5 Calificaciones utilizadas en la evaluación cuantitativa del factor tipo de medio que compone en acuífero en el método DRASTIC

TIPO DE MEDIO QUE COMPONE EL ACUÍFERO		
CATEGORÍA	CALIFICACIÓN	CALIFICACIÓN TÍPICA
Arcilla masiva	1 - 3	2
Rocas ígneas/metamórficas	2 - 5	3
Rocas ígneas/metamórficas intemperizadas	3 - 5	4
Secuencias estratificadas de calizas, areniscas y lutitas	5 - 9	6
Areniscas masivas	4 - 9	6
Caliza masiva	4 - 9	6
Arenas y gravas	4 - 9	8
Basalto	2 - 10	9
Caliza cárstica	9 - 10	10

Adaptado de Aller et al., 1987. "DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeological settings, EPA/600/2-87/035, U. S. Environmental Protection Agency.

Los factores primarios que controlan la calificación otorgada a cada uno de las categorías establecidas por los autores de DRASTIC son: i) reactividad, ii) grado de fracturamiento, iii) tamaño de las partículas, distribución y empaquetamiento, iv) estratificación y fracturamiento, v) adsorción, absorción y dispersión, vi) relaciones intergranulares y vii) solubilidad. En la Tabla 7.5 se menciona que los menores valores corresponden a arcillas masivas y a rocas ígneas y metamórficas, unidades geológicas que, salvo contadas ocasiones, no son formaciones o materiales que rindan agua en cantidades económicamente explotables, y por lo tanto, no se pueden considerar como acuíferos. De este modo, es claro que la metodología DRASTIC no debe de aplicarse a las regiones definidas como zonas geohidrológicas o acuíferos únicamente, sino a áreas completas. De acuerdo con las calificaciones establecidas por DRASTIC los acuíferos compuestos por calizas cársticas (fracturadas y con cavidades de disolución) son los que menor capacidad de atenuación natural

presentan, por lo que se les asigna la mayor calificación. Las arcillas masivas, que si bien generalmente no constituyen acuíferos, fueron calificadas con la puntuación menor en vista de su gran capacidad de atenuación natural de la contaminación. En este aspecto vale la pena recalcar para el caso de las arcillas, en ocasiones existen fracturas que funcionan como conductos preferenciales para el flujo de agua subterránea, ocasionando una notable disminución de su capacidad de atenuación natural de la contaminación.

En la Tabla 7.6 se presenta la clasificación por categorías propuesta por los autores de DRASTIC, que servirá para uniformizar criterios durante el proceso de evaluación de vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea (Aller et al., 1987).

7.3.4 Tipo de medio que compone el suelo (S)

Para el caso específico de aplicación de la metodología DRASTIC, se considera como suelo a la zona intemperizada de la porción superior de la superficie del terreno natural, por lo que se consideran únicamente los primeros 180 centímetros de material. El tipo de medio que compone el suelo se evalúa con base en el tipo de arcilla presente, su capacidad de contracción/expansión, además del tamaño de las partículas que componen dicho suelo. En la Tabla 7.7 se presentan las calificaciones para las diferentes categorías de suelo propuestas por los autores de DRASTIC.

Como es lógico, los mayores valores se aplican a regiones en donde no existe un suelo propiamente dicho, como puede ser en una zona de roca fracturada o regiones cársticas. En el caso de presencia de partículas de tamaño de la grava o arena, la capacidad de atenuación del suelo es mínima, al igual que cuando consiste de arcillas presentes en forma de agregados, hecho que se refleja en la calificación otorgada (entre 6 y 10). En la Tabla 7.8 (Aller et al, 1987) se presenta una descripción de los tipos de medios que pueden constituir un suelo, ordenados de menor a mayor potencial de contaminación.

7.3.5 Topografía (pendiente, T)

En el método DRASTIC, la distribución de la topografía se relaciona con la pendiente y su distribución espacial dentro de la zona analizada. El principio que se utiliza en este factor, es que en la medida de que la pendiente sea mayor, el agua disponible para infiltrarse (recarga natural), será menor, ya que tenderá a escurrir rápidamente a las porciones de menor elevación y menor pendiente, en donde tiene mejores condiciones para infiltración y/o evaporación, dependiendo de la naturaleza del material geológico que exista en esa región. Por esta razón, la topografía es de suma importancia en regiones en donde los contaminantes tienden a acumularse en el suelo, como pueden ser en zonas agrícolas (salinización y/o presencia de pesticidas o herbicidas). En la Tabla 7.9 se presentan las categorías de pendiente seleccionadas como de significado relativo en el potencial de contaminación del agua subterránea.

De manera general, es posible considerar que las propiedades de la zona vadosa condicionan el transporte vertical de la contaminación, por lo que se evalúa con base en la distribución del tamaño de sus partículas, presencia o ausencia de fracturas y cavidades de disolución y potencial de adsorción o absorción de contaminantes. En el caso de acuíferos libres, la zona vadosa se refiere al volumen de material parcialmente saturado que se extiende por arriba del nivel freático. Para la situación de análisis de un acuífero de tipo confinado, el método DRASTIC incluye además de la zona no saturada superior, cualquier zona saturada que se encuentre por arriba de la base de la capa confinante superior.

7.3.6 Impacto de acuerdo con el tipo de medio que compone la zona vadosa (I)

Los procesos que pueden tener lugar en la zona vadosa y que contribuyen en la atenuación de contaminantes incluyen: filtración mecánica de partículas en suspensión, degradación de compuestos orgánicos por acción de bacterias u otro tipo de organismos, volatilización de compuestos orgánicos incluidos en derivados del petróleo, reacciones químicas entre el agua contaminada y los minerales que componen la zona no saturada produciendo precipitación o adsorción de contaminantes inorgánicos, fenómenos de dispersión ocasionados por las diferentes rutas que tiene que recorrer el agua en los espacios intersticiales de las partículas elásticas. En la Tabla 7.10 se muestran los niveles y calificaciones propuestos por DRASTIC para el factor denominado como impacto de acuerdo con tipo de medio que compone la zona vadosa.

Tabla 7.6 Clasificación de categorías para el factor tipo de medio que compone el acuífero

CATEGORÍA	CARACTERÍSTICAS DESCRIPTIVAS
Lulitas masivas	Como se señaló previamente, generalmente no constituyen acuíferos porque únicamente pueden liberar cantidades limitadas de agua subterránea. El potencial de contaminación que presentan está condicionado por la presencia o ausencia de fracturas.
Rocas ígneas y metamórficas	Rocas de origen ígneo o metamórfico que no contienen porosidad primaria significativa. En general, los rendimientos que se pueden obtener son relativamente bajos, sobre todo cuando se trata de rocas ígneas intrusivas. Para el caso de rocas ígneas extrusivas afectadas por fracturamiento, los rendimientos de los pozos pueden ser muy importantes, con lo que el potencial de contaminación se incrementa notablemente.
Rocas ígneas o metamórficas intemperizadas	Material producto del intemperismo de la roca subyacente. El potencial de contaminación es elevado, determinado por la cantidad de arcilla presente: a mayor contenido de arcilla, menor el potencial de contaminación
Secuencias estratificadas de calizas, areniscas y lutitas	Secuencias de rocas sedimentarias de estratificación delgada, que contienen cierta porosidad primaria, pero que el principal factor que controla el potencial de contaminación es el grado de fracturamiento.
Areniscas masivas	Roca sedimentaria consolidada que contiene tanto porosidad primaria como secundaria que se presenta en estratos de mayor espesor que las secuencias interestratificadas de areniscas y lutitas. El potencial de contaminación está controlado principalmente por la intensidad de fracturamiento y la porosidad primaria de la arenisca.
Caliza masiva	Roca sedimentaria calcárea consolidada que se presenta en estratos de mayor espesor que las secuencias estratificadas de caliza, areniscas y lutitas. El potencial de Contaminación se relaciona directamente con la intensidad de fracturamiento y la cantidad de procesos de disolución que han afectado a la roca caliza.
Arenas y gravas	Depósitos de granulometría variable (entre arena y grava) que contienen cantidades variable de material arcilloso más fino. Las arenas y gravas con mínima proporción de material arcilloso se denominan "limpias". En general, entre más "limpio" sea un depósito de esta naturaleza, mayor será el peligro potencial de contaminación.
Basalto	Roca ígnea extrusiva que contiene una variedad de estructuras primarias y secundarias que facilitan el paso de la contaminación. Las principales estructuras son líneas de flujo, fracturas de diferentes orígenes y vesículas de tamaño variable. El potencial de contaminación está en función del grado de aberturas interconectadas existentes.
Caliza cárstica	Roca calcárea consolidada cuyos planos de fracturas han sido disueltas a tal grado que se han formado cavidades de disolución interconectadas de tamaño variable. Este es un caso especial de calizas masivas en donde el potencial de contaminación es mayor.

Tabla 7.7 Evaluación cuantitativa propuesta por DRASTIC para el factor tipo de medio que compone el suelo

TIPO DE MEDIO QUE COMPONE EL SUELO	
CATEGORÍA	CALIFICACIÓN
Muy delgado o no presente	10
Grava	10
Arenas	9
Arcillas expansivas	7
Arena arcillosa	6
Arcilla plástica	5
Arcilla arenosa	3
Arcilla	2
Arcillas no expansivas	1

Adaptado de Allcr et al., 1987. "DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeological settings, EPA/600/2-87/035, U. S. Environmental Protection Agency.

Tabla 7.8 Clasificación de categorías para el factor tipo de medio que compone el suelo

CATEGORÍA	CARACTERÍSTICAS DESCRIPTIVAS
Arcillas no expansivas	Arcillas de tipo illita o kaolinita que no se expanden o contraen de acuerdo con su contenido de humedad, en la cual no se desarrollan grietas o fracturas verticales (permeabilidad secundaria) que faciliten el paso de la contaminación
Arcilla	Se trata de una clasificación de tipo de textura de un suelo que se caracteriza por un 15-55% de limo arcilloso, 27-40% de arcilla y 20-45% de arena. Debido a la alta proporción de arcilla y limo presentes, el potencial de contaminación que presenta es relativamente bajo.
Arcilla arenosa	Esta clasificación textural consiste de un porcentaje de 50-85% de arcilla arenosa, 12-27% de arcilla y 0-50% de arena. El potencial de protección de contaminación a la contaminación es función del contenido de arena, siendo más vulnerable en la medida de que se incremente en contenido de arena.
Arcilla plástica	Consiste de una clasificación de textura del suelo que se caracteriza por la presencia de un 25-50% de limo arcilloso, 7-27% de arcilla y 0-50% de arena. El potencial de permitir la entrada de contaminantes es todavía relativamente bajo.
Arena arcillosa	Incluye aquellos suelos que contienen una textura que incluye un 0-50% de limo arcilloso, 0-20% de arcilla y 15-50% de arena. El peligro potencial de contaminación se incrementa en relación con la proporción de arena presente.
Arcillas expansivas	Este tipo de suelo se caracteriza por la presencia de arcillas de tipo de montmorillonita o esmectitas que se expanden y contraen dependiendo de su contenido de humedad. Aunque las grietas de desecación, que se forman cuando el contenido de humedad disminuye, pueden cerrarse cuando la arcilla se hidrata, el peligro potencial de contaminación es relativamente alto, pues la permeabilidad vertical secundaria que se desarrolla permite el rápido movimiento vertical de los contaminantes.
Arenas	En esta clasificación textural se incluyen aquellos suelos compuestos por partículas cuyo tamaño oscila entre 1/16 mm y 2 mm de diámetro. Como las este tipo de suelos generalmente están libres de la presencia de limos y arcillas, el peligro potencial de contaminación que presentan es alto.
Grava	Esta clasificación abarca aquellos suelos que tienen partículas con tamaño mayor a 2 mm de diámetro, aunque generalmente consisten de suelos con cantidades variables de grava, arena, limo y arcilla, con predominio de partículas de grava. La permeabilidad de este suelo es alta, por lo que el potencial de contaminación también se considera importante.
Suelo muy delgado o ausente	Cuando un suelo es muy delgado o está ausente, los contaminantes pueden pasar directamente de la superficie del terreno a la zona no saturada, por lo que no sufren ningún tipo de atenuación.

Para fines descriptivos y de uniformidad en la definición del tipo de material que compone la zona vadosa, a continuación se presenta la explicación presentada por los autores de DRASTIC para cada una de las categorías en que dividió este factor. En la Tabla 7.11 se presentan cada uno de los medios, en orden de incremento del potencial de contaminación.

Tabla 7.9 Evaluación del factor topografía (pendiente del terreno) en el método DRASTIC

PENDIENTE DEL TERRENO NATURAL	
CATEGORÍA (% DE LA PENDIENTE)	CALIFICACIÓN
0-2	10
2-6	9
6-12	5
12-18	3
18+	1

Adaptado de Aller et al., 1987. "DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeological settings, EPA/600/2-87/035, U. S. Environmental Protection Agency

7.3.7 Conductividad hidráulica del acuífero (C)

Como se estableció en capítulos previos, la conductividad hidráulica se refiere a la facilidad de un material geológico para permitir el paso del agua, por lo que en forma conjunta con el gradiente hidráulico y la porosidad, es un componente que condiciona la velocidad del agua subterránea. De la magnitud de este factor será la facilidad de movimiento de los contaminantes una vez que atravesaron la zona vadosa y llegan a la zona saturada, por lo que está en relación directa con la facilidad de movimiento horizontal de la contaminación dentro del acuífero. De acuerdo con los autores de DRASTIC (Aller et al., 1987) las calificaciones otorgadas a las diferentes categorías en que se dividió la conductividad hidráulica, dependen de su valor cuantitativo. De este modo, las mayores estimaciones de calificación corresponden a los mayores valores de conductividad hidráulica, en relación directa con la facilidad de expansión de la contaminación.

En la Tabla 7.12 se presentan diferentes valores de conductividad hidráulica y la calificación propuesta de acuerdo con el método DRASTIC.

7.4 PRECAUCIONES QUE HAY QUE CONSIDERAR DURANTE LA UTILIZACIÓN DE DRASTIC

De acuerdo con los autores (Aller et al., 1987) es muy importante no olvidar que la metodología DRASTIC de ninguna manera está diseñada para reemplazar investigaciones específicas en una región determinada, o para que con base en sus resultados únicamente, se defina un sitio para implantar una industria, relleno sanitario, o en general cualquier empresa o actividad cuyo desarrollo pudiera ser nociva, a corto, mediano o largo plazo, para la calidad del agua subterránea que subyace dicha región.

Tabla 7.10 Calificaciones utilizadas en la evaluación cuantitativa del factor impacto de acuerdo con el tipo de medio que compone la zona vadosa en el método DRASTIC

IMPACTO DE ACUERDO CON EL TIPO DE MEDIO QUE COMPONE LA ZONA VADOSA		
CATEGORÍA	CALIFICACIÓN	CALIFICACIÓN TÍPICA
Presencia de un estrato confinante	1	1
Limo/Arcilla	2-6	3
Lutita	2-5	3
Caliza	2-7	6
Arenisca	4-8	6
Secuencias estratificadas de calizas, areniscas y lutitas	4-8	6
Arenas y gravas con matriz limo arcillosa	4-8	6
Rocas ígneas y metamórficas	2-8	4
Arenas y gravas	6-9	8
Basalto	2-10	9
Caliza cárstica	8-10	10

Adaptado de Aller et al., 1987. "DRAS'riC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeological settings, EPA/G00/2-87/035, U. S. Environmental Protection Agency.

Sin embargo, si puede (y debe) utilizarse como una de las muchas herramientas disponibles para seleccionar sitios apropiados para este fin, en donde la vulnerabilidad del agua subterránea sea la más baja dentro de la zona investigada. En este aspecto la consigna es clara, la metodología DRASTIC no debe ser la única herramienta que se utilice en la investigación.

Adicionalmente, es muy conveniente emplear la metodología DRASTIC como una herramienta preventiva, estableciendo áreas de protección prioritarias en donde el peligro potencial de contaminación o la vulnerabilidad del agua sean mayores. En este aspecto, la aplicación de DRASTIC permite identificar áreas, en donde es necesario atender detalladamente o utilizar técnicas especiales de protección del agua subterránea. Otro de los aspectos que se tienen que considerar es que durante el desarrollo de una evaluación con esta metodología se puede dar el caso de que no existe información disponible (en forma total o parcial) referente a alguno de los factores. En este caso, se tiene la justificación necesaria para llevar a cabo estudios hidrogeológicos específicos que coadyuven en su identificación. De este modo, las bases de datos se mejoran y actualizan de tal modo que pueden utilizarse en forma correcta cuando se realice otro análisis DRASTIC.

Tabla 7.11 Categorías de clasificación para el factor tipo de medio que compone la zona vadosa

CATEGORÍA	CARACTERÍSTICAS DESCRIPTIVAS
Limo/Arcilla	En general los depósitos con partículas del tamaño del limo/arcilla tienen el potencial de retardar el movimiento de los líquidos en la zona no saturada. En la medida de que el contenido arcilloso sea mayor, menor será el potencial de vulnerabilidad a la contaminación.
Lutita	Consiste de un depósito potente de roca arcillosa que puede estar fracturada. El potencial de contaminación, en general bajo, está en función directa de la densidad de fracturamiento
Caliza	En este apartado se incluye a calizas o dolomias que se presentan en forma masiva, por lo que contienen pocos planos de estratificación. Similarmente con el caso anterior, el potencial de contaminación está en relación con grado de fracturamiento, ya que una elevada densidad favorece la migración de los contaminantes.
Arenisca	Es una roca estratificada consolidada compuesta por partículas del tamaño de la arena. Contiene porosidad tanto primaria como secundaria por fracturamiento. El potencial de contaminación está controlado por el grado de fracturamiento y la porosidad de tipo primario.
Secuencias estratificadas de calizas, areniscas y lutitas	Aquí se incluyen secuencias de estratificación de menos de 20 centímetros de espesor, que pueden presentar una pequeña porosidad de tipo primario, pero que en general el potencial de contaminación está condicionado a la presencia de porosidad secundaria por fracturamiento.
Arenas y gravas	Depósitos no consolidados de arenas y gravas que contienen una cantidad importante, pero con matriz limo- variable, de material fino (limos/arcillas). Se conocen como depósitos "sucios" por la arcillosa presencia de material fino y presentan menor peligro potencial a la contaminación que aquellos depósitos "limpios". En general, las arenas finas con elevado contenido de arcillas manifiestan menor potencial de contaminación que las arenas gruesas o gravas limpias.
Rocas ígneas y metamórficas	Rocas consolidadas de origen ígneo o metamórfico que no contienen porosidad primaria significativa. Por lo tanto, revelan un potencial a la contaminación que depende de la densidad de fracturamiento y/o grado de intemperismo que las afecta.
Arenas y gravas	Depósitos de granulometría variable (entre arena y grava) que contienen una porción mínima de material arcilloso. El peligro potencial a la contaminación que exhiben dependerá de la distribución en el tamaño de las partículas que componen el depósito. Aquellos sin clasificar compuestos por partículas de arena fina tienen menor peligro potencial a la contaminación que los bien clasificados compuestos por partículas de grava.
Basalto	Roca ígnea extrusiva consolidada que contiene una variedad de estructuras primarias y secundarias que facilitan el paso de la contaminación. Las principales estructuras son líneas de flujo, fracturas de diferentes orígenes y vesículas de tamaño variable. El potencial de contaminación está en función del grado de aberturas interconectadas existentes. El potencial de contaminación es elevado, porque una vez que los contaminantes ingresan al sistema de aberturas, es mínimo el grado de atenuación que se presenta.
Caliza cárstica	Caliza cuyos planos de fracturas han sido disueltas a tal grado de que se han formado cavidades de disolución interconectadas de tamaño variable. Este es un caso especial de calizas en donde el potencial de contaminación es mayor.

Tabla 7.12 Evaluación del factor conductividad hidráulica del acuífero en el método DRASTIC

CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA	
CATEGORÍA (m/s)	CALIFICACIÓN
0.00000212-0.000212	1
0.000212-0.000636	2
0.000636-0.001484	4
0.001484-0.00212	6
0.00212-0.00424	8
0.00424 +	10

Adaptado de Aller et al., 1987. "DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeological settings, EPA/600/2-87/035, U. S. Environmental Protection Agency.

7.5 VENTAJAS Y LIMITACIONES DE LAS METODOLOGÍAS PARA EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA

Entre las principales ventajas de la cartografía de la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación, es posible mencionar que es una herramienta, en el contexto geográfico, que permite definir, dentro del ámbito regional, las subregiones o áreas de un acuífero más susceptibles a la contaminación. Por lo tanto, este tipo de análisis es de primordial importancia en la planeación e implementación de programas de observación de la calidad del agua subterránea y en la evaluación de cargas contaminantes, que en este caso, deben enfocarse con mayor detalle a aquellas regiones definidas como las más vulnerables a la contaminación.

Una de las principales limitaciones del método DRASTIC es que no es posible calibrar o probar directamente los resultados, con la información de campo. Esto es ocasionado por el hecho de que la evaluación de la vulnerabilidad da como resultado un índice o número que no puede compararse directamente con las concentraciones de una determinada especie disuelta en el agua subterránea. Por otro lado, los datos de calidad del agua subterránea utilizados para examinar las disparidades entre las diferentes categorías de vulnerabilidad establecidas, deben tomarse con mucha cautela, ya que existen diferentes causas que pueden ocasionar errores en la interpretación.

Por ejemplo, la zona de producción de un determinado pozo o aprovechamiento puede ser diferente de aquella zona productora a la que se le realizó el análisis de evaluación de la vulnerabilidad. Adicionalmente, en la mayoría de los casos no existe información disponible referente al diseño y construcción de los pozos estudiados, por lo que no puede ser detectada la presencia de deficiencias en la construcción de los pozos (cementaciones mal realizadas, sellos sanitarios inadecuados). Esta situación puede facilitar la migración de contaminantes por la zona anular del pozo, lo que eventualmente ocasiona la presencia de resultados contradictorios entre el análisis de vulnerabilidad y las observaciones de calidad del agua.

Cuando se presentan variaciones temporales de la calidad del agua, se complica la interpretación del análisis de vulnerabilidad, sobre todo cuando se trata de acuíferos someros con pozos de régimen de operación que presenta variaciones importantes. La aplicación de protocolos obsoletos de toma de muestras de agua subterránea (conservación inadecuada de las especies por analizar, por mencionar algo) provoca un incremento en la incertidumbre de las concentraciones de las especies analizadas, situación que repercute directamente en las comparaciones con los resultados del análisis de vulnerabilidad.

De acuerdo con CTAGWV (1993) los problemas previamente señalados, y probablemente otros adicionales, son los responsables en la mínima correlación detectada entre las calificaciones otorgadas durante la aplicación de DRASTIC a los programas específicos para la detección de contaminación del agua subterránea, realizados en el ámbito nacional por el Gobierno de los Estados Unidos de América, denominados National Pesticide Survey (USEPA, 1992) y National Alachlor Well Water Survey (Holden et al. 1992). En ambos casos, la relación entre las zonas contaminadas detectadas y las calificaciones otorgadas por DRASTIC fue mínima, situación que también puede ser un reflejo de que DRASTIC tiene limitaciones serias en su aplicación como un método de evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea.

7.6 REFERENCIAS DEL CAPÍTULO 7

Albinet, M. and J. Margat. 1970. Mapping of ground water vulnerability to contamination, Orleans, France. Bull. BRGM, 2^{ème} serie, section 3, n.4, 13-22.

Aller, L., T. Bennet, J.H. Lehr and R.J. Petty. 1985. DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeological settings, Ada, Oklahoma. U. S. Environmental Protection Agency

Aller, L., T. Bennet, J.H. Lehr, R.J. Petty and G. Hackett. 1987. DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeological settings, Ada, Oklahoma. EPA/600/2-87/035, U. S. Environmental Protection Agency.

Canten L. W. 1997. Nitrates in groundwater. CRC Press, Lewis Publishers.

CTAGWV (Committee on Techniques for Assessing Ground Water Vulnerability). 1993. Ground Water Vulnerability Assessment. Predicting relative contamination potential under conditions of uncertainty. National Research Council. National Academic Press.

Custodio, E. 1992. Hydrogeological and hydrochemical aspects of aquifer overexploitation. In: Selected papers on aquifer overexploitation (Simmers L, Villarroya F. and Rebollo L.F. eds.). International Association of Hydrogeologists, 3, 3-28.

Holden, L.R., J.A. Graham, R.W. Whitmore, W.J. Alexander, R.W. Pratt, S.F. Liddle, L.L. Piper. 1992. Results of the nationalalachlor well water survey. *Environmental Science and Technology* 26(S), 935-943.

Foster, S.S.D. 1987. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. . In: *Vulnerability of soil and groundwater to pollutants* (W. Van Duijvenbooden and H.G. van Waegeningh, eds.) TNO Committee on Hydrological Research, The Hague, Proceedings and Information, No.38, 69-86.

Friesel, P. 1987. Vulnerability of groundwater in relation to subsurface behavior of organic pollutants. . In: *Vulnerability of soil and groundwater to pollutants* (W. Van Duijvenbooden and H.G. van Waegeningh, eds.) TNO Committee on Hydrological Research, The Hague, Proceedings and Information, No. 38, 729-740.

Johnston, R.H. 1988. Factors affecting ground-water quality. National Water summary 1986Hydrologic events and groundwater quality. U. S. Geol. Survey Water-Supply Paper 2325, 71-86.

Klauco, S. 1987. Motion of pollutants in the groundwater as factor of their vulnerability. In: *Vulnerability of soil and groundwater to pollutants* (W. Van Duijvenbooden and H.G. van Waegeningh, eds.) TNO Comrnittee on Hydrological Research, The Hague, Proceedings and Information, No.38, 403-407.

Margat, J. 1968. Ground water vulnerability to contamination. Bases le la cartographie. BRGM, 68, SGL 198 HYD, Orleans, France.

Olmer, M. and B. Rezac. 1974. Methodological principles of maps for protection of groundwater in Bohemia and Moravia, scale 1: 200 000. Intl. Assoc. Hydrogeologists, Memoirs, Tome X, Congres de Montpellier, 1. Communications, 105-107.

Palmquist, R.C. 1991. Ground water vulnerability: a DRASTIC approach. Washington Departament of Ecology, Olympia, WA 98504, unpublished paper presented at the 84t" Annual Meeting, Air & Waste Management Association, Vancouver, BC, Canada, June 16-21.

USEPA (U. S. Environmental Protection Agency). 1992. Another look: National Survey of Pesticides in drinking water wells phase II report. Washington, D. C., U. S. Environmental Protection Agency.

Vierhuff, H. W. Wagner, and H. Aust. 1981. The groundwater resources of the Federal Republic of Germany. Bundesanstalt für Geowissenschaften und RohstofJ'e, Hannover, Germany, Geologisches Jahrbuch C30.

Villumsen, A., O.S. Jacobsen and C. Sonderskov. 1983. Mapping the vulnerability of groundwater reservoirs with regard to surface pollution. Geological Survey of Denmark, Yearbook 1982, Copenhagen, 17-38.

8 EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA A LA CONTAMINACIÓN

8.1 INTRODUCCIÓN

8.1.1 Antecedentes

El inicio de la evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea en México, por parte de la Comisión Nacional del Agua (CNA) se dio a través de un método paramétrico de tipo Sistemas de Calificación (Escolero, 1992), dicha metodología se encuentra dividida básicamente en tres etapas, a) Periodo relativo de atraso para el acceso del contaminante, b) Capacidad de retención y reacción físico-química con respecto al contaminante y c) Potencial general de dilución del medio hidrogeológico. La primera analiza cuatro parámetros (condiciones del acuífero, profundidad del nivel freático o techo superior de la capa confinante o semiconfinante, condiciones de explotación y litología de la zona no saturada); la segunda analiza tres parámetros (estratificación del medio acuífero, litología del acuífero y conductividad hidráulica horizontal del medio acuífero) y finalmente la tercera etapa incorpora tres parámetros (Longitud horizontal más reducida del acuífero, precipitación media anual y procedencia de la recarga).

Al final del análisis de vulnerabilidad, se obtiene un índice que varía de 0 a 10, esto define el grado de vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación. Dicho índice dividido en intervalos expresa un grado de vulnerabilidad relativa con un enfoque cualitativo. Posteriormente para hacer más práctico el resultado de los índices de vulnerabilidad, esta metodología propuso una escala de colores en la que el color verde indica una vulnerabilidad mínima, el amarillo una vulnerabilidad moderada y el rojo una vulnerabilidad extrema, quedando un mapa "semáforo" donde se pueden clasificar áreas basadas en una composición de factores de vulnerabilidad.

Con base en dicha metodología, la Gerencia de Aguas Subterráneas desarrolló un programa de computadora denominado CIV (Cálculo del índice de Vulnerabilidad), para evaluar la vulnerabilidad del agua subterránea con mayor facilidad.

Con la metodología descrita se ha estado evaluando la vulnerabilidad en México, y a la fecha existen ya editadas diez cartas de vulnerabilidad estatales, catorce que ya iniciaron el análisis y ocho sin iniciar.

Como una acción de mejora, la Gerencia de Aguas Subterráneas desarrolla el presente trabajo con la intención de complementar la metodología de referencia, a fin de estandarizar el análisis, para con ello tener un índice de vulnerabilidad que pueda ser comparativo a nivel nacional.

8.1.2 Objetivos

El presente trabajo tiene como objetivos:

Presentar un esquema práctico de evaluación de la vulnerabilidad intrínseca del agua subterránea a la contaminación;

Establecer las bases teóricas y prácticas que sustenten la metodología propuesta para la evaluación de la vulnerabilidad intrínseca del agua subterránea a la contaminación.

El esquema de evaluación tiene como punto de partida la metodología ya usada en la Comisión Nacional del Agua para análisis de vulnerabilidad (Escolero 1992), un análisis de metodologías usadas a nivel internacional y las condiciones hidrogeológicas y de disponibilidad de información propias de México.

8.1.3 Alcance

La propuesta está enfocada a proponer una metodología de evaluación de la vulnerabilidad intrínseca, que además se adecúe a las condiciones propias de nuestro país. Para casos específicos, deberán realizarse estudios de vulnerabilidad detallados.

En el planteamiento de esta metodología, para evaluar cada uno de los parámetros involucrados en el análisis de vulnerabilidad, por su nivel de información, necesariamente se consideraron simplificaciones del sistema hidrogeológico. Por lo que la vulnerabilidad que resulte de la aplicación de esta propuesta, deberá considerarse como información preliminar en análisis específicos de contaminación puntual.

8.2 MARCO TEÓRICO

8.2.1 Protección natural del agua subterránea

Originalmente el concepto de vulnerabilidad del agua subterránea se basó en la suposición de que el material del subsuelo que atraviesa el agua antes de llegar al acuífero puede proteger en cierto grado al agua subterránea de los contaminantes que entran al subsuelo (Zaporozec, 1994). De esta manera, el agua que se infiltra desde la superficie del suelo puede contener algunos contaminantes, pero éstos pueden eliminarse o disminuir su concentración, dependiendo de los procesos que ocurran durante la percolación del agua a través de los materiales del subsuelo de la zona no saturada. Efectivamente, el medio geológico tiene la propiedad de remover en forma natural algunos contaminantes o reducir su concentración; esta capacidad, denominada atenuación, es la habilidad de los materiales geológicos arriba de la zona saturada y en la misma zona saturada de adsorber, dispersar o retardar los contaminantes debido a diversos procesos físicos, químicos y biológicos.

El grado de atenuación que ocurre entre la fuente contaminante y el acuífero determina la contaminación potencial relativa del agua subterránea. La capacidad de atenuación o capacidad de purificación de los materiales del subsuelo depende de numerosos procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren en el sistema suelo, roca, agua subterránea y está significativamente afectado por mecanismos de transporte de solutos, así como por las condiciones hidrogeológicas (Golwer, 1983).

Las principales reacciones y procesos geoquímicos que atenúan los contaminantes son: adsorción, absorción, solución, precipitación y oxidación-reducción. Los procesos físicos más importantes que participan en la atenuación son: advección, dispersión, retardación y filtración. Además ocurren procesos bioquímicos como descomposición orgánica y síntesis celular y procesos biofísicos como filtración y transporte de patógenos.

El potencial de protección natural del agua subterránea es limitado y extremadamente variable. Para distintas partes del subsuelo se tienen diferentes capacidades de atenuación de los contaminantes. Cartografiar la vulnerabilidad o sensibilidad del medio ambiente físico permite identificar áreas con mayor o menor sensibilidad a la contaminación debido a los materiales que sobreyacen al acuífero.

8.2.2 Definición de la vulnerabilidad del agua subterránea

El concepto originalmente denominado "vulnerabilidad del agua subterránea" desde su introducción en Francia a finales de los 60s (Margat, 1968), ha estado evolucionando constantemente, de hecho el término vulnerabilidad no tiene una definición reconocida y aceptada a nivel mundial (Zaporozec, 1994), pero cabe mencionar que los principios de las propuestas más recientes son los mismos.

La definición de vulnerabilidad del agua subterránea en la que este capítulo está basado es la establecida por Zaporozec en 1994: la vulnerabilidad del acuífero es una propiedad intrínseca de un sistema de agua subterránea que depende de la sensibilidad de dicho sistema a impactos naturales y/o humanos. En este sentido podemos decir que la vulnerabilidad intrínseca es únicamente función de factores hidrogeológicos (las características de un acuífero, suelos y materiales geológicos subyacentes).

8.2.3 Atributos

Independientemente de los diversos métodos que existen para evaluar la vulnerabilidad, en general los procedimientos consideran la capacidad de atenuación o capacidad de purificación de los materiales del subsuelo, que consiste en la interacción de numerosos procesos físicos, químicos y biológicos en un sistema suelo-roca-agua subterránea. Estos procesos se dan a través de las propiedades hidrogeológicas de los materiales, representadas por atributos primarios y secundarios.

8.2.3.1. Atributos primarios

Los atributos de importancia primaria de la vulnerabilidad intrínseca son recarga, propiedades del suelo y características de la zona no saturada (vadosa) y saturada (acuífero), estos a su vez incluyen parámetros principales y suplementarios. Ver Tabla 8.1.

a) Recarga

La recarga es la cantidad de agua que pasa a través de la zona no saturada e ingresa al acuífero durante un periodo de tiempo definido, usualmente se expresa como recarga neta anual. La cantidad y calidad de la recarga afectan significativamente los procesos físicos y químicos en el sistema suelo-roca-agua subterránea.

La recarga es un atributo de importancia primaria, ya que es la principal vía de acceso del contaminante al acuífero. Siempre se debería considerar en la evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea, particularmente en mapas de escala pequeña y media. La recarga se puede evaluar con base en mediciones de campo, derivada de la ecuación de balance de agua o estimada con la ayuda de fotografías aéreas o imágenes de satélite. En este caso, también se necesitarán los datos de precipitación, temperatura del aire y evaporación, los cuales tienen significativa influencia en la cantidad de recarga.

b) Suelo

Los procesos que causan la atenuación y eliminación de contaminantes en el subsuelo son mucho más activos en la zona del suelo biológicamente activa, como resultado de su mayor contenido de arcilla y materia orgánica, y de su población bacteriana mucho más grande.

El suelo tiene una posición específica entre los atributos de vulnerabilidad del agua subterránea porque éste por sí solo es muy vulnerable. La función del suelo como un filtro natural protector en la retardación y degradación de contaminantes puede ser dañado relativamente fácil. El daño puede dirigirse a la pérdida de su control sobre la calidad del agua subterránea. Por consiguiente, la evaluación de las propiedades del suelo debería siempre tomarse en consideración si el suelo en el área de estudio está en condiciones naturales o bajo esfuerzos de actividades agrícolas, acumulación de ácidos, etc. Los parámetros principales del suelo relacionados a la vulnerabilidad incluyen textura, estructura, espesor y contenido de materia orgánica y minerales arcillosos, ver Tabla 8.1. Otros parámetros del suelo, tales como humedad del suelo se deberían evaluar de ser posible. El suelo tiene una importante función de atenuación (Zaporozec, 1985) y es un factor crítico cuando se evalúa la vulnerabilidad del agua subterránea para fuentes de contaminación difusa.

Sin embargo en muchas fuentes puntuales de contaminación, la carga contaminante al subsuelo es aplicada bajo esta zona, en la base de excavaciones tales como

pozos, zanjas, lagos, lagunas, sumideros y canteras y la capacidad de atenuación de esta zona no contribuye a la reducción de la vulnerabilidad del acuífero. Además en nuestro país es difícil conseguir información referente a las características del suelo a nivel nacional que pudieran auxiliarnos a evaluar de manera adecuada la atenuación que permite el suelo en una zona dada. Por todo ello es preferible no incorporar la capacidad de atenuación del suelo como tal a la vulnerabilidad del acuífero, sin embargo deberá tomarse en cuenta indirectamente dentro de la zona no saturada, especialmente al evaluar la carga contaminante al subsuelo de diversas fuentes de contaminación difusa.

c) Zona no saturada

La zona no saturada normalmente juega el papel más importante al detener la llegada de los contaminantes al acuífero, por lo que la protección que ofrece al agua subterránea es fundamental, especialmente en regiones montañosas y en áreas donde el perfil de suelo no está bien desarrollado. Además, el carácter de la zona no saturada y su capacidad de atenuación potencial determinan en forma decisiva el grado de vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación. Si la zona no saturada está compuesta de rocas de baja permeabilidad, éstas crean un estrato confinante para acuíferos subyacentes y reducen significativamente su vulnerabilidad.

La zona no saturada tiene un mayor potencial para la intercepción, sorción y eliminación de bacterias y virus, atenuación de metales pesados y otros químicos inorgánicos a través de reacciones de precipitación, sorción o intercambio catiónico. Así como la sorción y biodegradación de muchos hidrocarburos y compuestos orgánicos sintéticos.

Los parámetros principales incluidos en la evaluación de la vulnerabilidad son el espesor, la litología y la conductividad hidráulica vertical y condiciones del acuífero, ver Tabla 8.1. El espesor de la zona no saturada depende de la posición del nivel freático, el cual no es estable y frecuentemente fluctúa. Por esta razón se debería incluir en la evaluación de la vulnerabilidad un análisis de las fluctuaciones del nivel del agua subterránea. El espesor mínimo de la zona no saturada estará dado por la máxima elevación del nivel del agua subterránea alcanzado para el periodo de registro. Dentro de los parámetros suplementarios, se pueden incluir el grado de desgaste de la parte superior de la zona no saturada.

Para evaluar la zona no saturada en el mejor de los casos es necesario contar con pozos exploratorios y de monitoreo, observaciones y mediciones de campo y laboratorio y estudios isotópicos.

d) Zona saturada

Un acuífero (zona saturada) no es una unidad homogénea, por el contrario, es un sistema heterogéneo. Su vulnerabilidad varía espacialmente y con la profundidad. En este sentido, la vulnerabilidad del acuífero debe ser diferenciada horizontalmente

(áreas de recarga y descarga), verticalmente (zonas de reducción, oxidación e intermedias) y acorde a la variación en extensión geográfica de los sistemas de flujo de agua subterránea existentes (local, intermedio o regional) y a la profundidad (somero o profundo). Es muy importante la definición de condiciones no confinadas, confinadas y semiconfinadas y deben ser siempre consideradas cuando se evalúe la vulnerabilidad del acuífero.

Los parámetros principales para evaluar la vulnerabilidad de un acuífero incluyen la geometría y naturaleza del acuífero, porosidad, conductividad hidráulica, propiedades del almacenamiento, transmisividad y dirección de flujo del agua subterránea, ver Tabla 8.1 de estos parámetros, se debe enfatizar especialmente la importancia de la conductividad hidráulica.

Tabla 8.1 Atributos intrínsecos y específicos de la vulnerabilidad del agua subterránea y sus parámetros (modificada de Vra, 1991)

ATRIBUTO	INTRINSECO (NATURAL)			
	Importancia Primaria			
PARÁMETROS	Suelo	Zona no saturada (vadosa)	Acuífero (zona saturada)	Recarga
PRINCIPAL,	Textura Estructura Espesor Contenido de materia orgánica en el suelo Contenido de arcilla mineral Permeabilidad	Espesor (relacionada al nivel del agua subterránea) Litología (con observación a la consolidación y estratificación de la roca) tiempo de viaje del agua	Litología (con observación a la consolidación y estratificación de la roca) Espesor Porosidad efectiva Conductividad hidráulica Dirección del flujo subterráneo Edad y tiempo de residencia del agua subterránea	
SUPLEMENTAL	Capacidad de intercambio canónico Capacidad reducción y sorción Carbonato +Densidad de volumen +Capacidad de saturación Captación de agua por las raíces de la planta +Reacciones de transferencia de Nitrógeno	Velocidad de intemperismo Permeabilidad	Inaccesibilidad hidráulica Capacidad de almacenamiento Transmisividad	Evaporación 1:vapotranspiración temperatura del aire
ATRIBUTO	INTRINSECO (NATURAL)			
	Importancia Secundaria _			
PARÁMETROS	Topografía	Unidad geológica de acuífero subyacente	Contacto con la superficie y el agua de mar	

PRINCIPAL	Variabilidad de la pendiente superficie de la tierra	Permeabilidad Estructura y tectónica Recarga potencial/ descarga	Desviando el arroyo para el ganado Evaluación de la infiltración de un banco potencial Interfase de agua salada agua dulce en áreas costeras
SECUNDARIO	Cubierta vegetativa	En el caso de acuíferos confinados los mismos parámetros aplican para unidades del acuífero subyacentes	

Comúnmente evaluado solamente cuando es estudiada la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación difusa desde actividades agrícolas

8.2.3.2. Atributos secundarios

Los atributos de importancia secundaria incluyen: topografía, agua superficial y unidades geológicas subyacentes al acuífero, ver Tabla 8.1. Su importancia para la evaluación de la vulnerabilidad varía con el área. Dependiendo de las condiciones naturales, la importancia puede ser mayor en algunas áreas tales como: áreas de recarga plana, infiltración de represas de una corriente superficial en un acuífero poco profundo, agua subterránea en contacto con estratos subyacentes de alta capacidad de intercambio iónico y otras áreas (áreas de recarga con pendientes excesivas, bajo nivel de intercambio iónico o capacidad de adsorción de estratos subyacentes). En esta clasificación, la topografía es un atributo importante que influye en la recarga, el desarrollo del suelo y el flujo y velocidad del agua subterránea.

8.2.4 Criterios Internacionales de evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación

Existen diferentes técnicas y metodologías de evaluación, estas difieren en su estructura dependiendo de la finalidad de la evaluación y la complejidad con la que se aborda un escenario hidrogeológico.

8.2.4.1. Criterios de evaluación

En la literatura consultada se reconoce que las técnicas de evaluación varían de acuerdo a diferentes factores, los cuales son: la fisiografía del área de estudio, la cantidad y calidad de datos, y el propósito del estudio. En general pueden ser subdivididas en dos clases distintas:

UNIVERSAL. Esta clase de técnicas se pueden usar para cualquier escenario fisiográfico, es decir, que podemos aplicar la misma metodología de evaluación en áreas que no cuentan con características muy semejantes.

LOCAL. Estas técnicas sólo pueden aplicarse en áreas específicas en particular. Aquí se entiende que una metodología que se ha adaptado a un área no se puede emplear en otra área que cuente con características diferentes.

8.2.4.2. Métodos de evaluación

Los distintos métodos existentes para evaluar la vulnerabilidad del agua subterránea pueden ser agrupados en tres categorías: 1) métodos de escenario y complejo hidrogeológico, 2) métodos paramétricos y 3) métodos de relación analógica y modelos numéricos. A continuación se mencionan brevemente dichos métodos y sus sistemas; describiendo a detalle los métodos en los que se basa la metodología propuesta.

1) MÉTODOS DE ESCENARIO Y COMPLEJO HIDROGEOLÓGICO.- Estos métodos de evaluación consisten en la comparación de un área objeto a un criterio previamente establecido que represente las condiciones que se encontraron que son vulnerables en otras áreas. Generalmente, un sistema jerárquico de dos o más clases son establecidos para medir la continuidad de la vulnerabilidad. Estos métodos ampliamente usados evalúan la vulnerabilidad de complejos y escenarios hidrogeológicos usando un método cartográfico de sobreposición. Estos métodos pertenecen a la categoría de sistemas de tipo universal, por lo tanto son convenientes para áreas largas con una variabilidad de elementos hidrogeológicos, hidroestructurales y morfológicos. De aquí en adelante, son los más convenientes para producir mapas temáticos en mediana y gran escala, o para cubrir territorios nacionales completos. La evaluación de la vulnerabilidad está dada solamente en términos cualitativos.

2) MÉTODOS PARAMÉTRICOS.- Estos métodos consisten en la selección de factores naturales (parámetros) a ser juzgados y que son representativos para evaluar la vulnerabilidad del agua subterránea, luego cada uno tiene un intervalo natural definido, el cual es a su vez subdividido en intervalos jerárquicos discretos. A cada intervalo es asignado un valor que refleja el grado relativo de la sensibilidad a la contaminación. Este grupo de metodologías es de tipo local e incluye una variedad de sistemas paramétricos:

a) Sistema de Matrices. Con los intervalos naturales de cada parámetro se construye el sistema matricial que consiste en el acomodo horizontal y vertical de dichas clases, posteriormente se relacionan los intervalos de cada parámetro a evaluar, las posibles combinaciones son representadas en forma que la relación refleje el grado de vulnerabilidad del área analizada y directamente se obtienen la clasificación de la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación. Estos sistemas están basados en un número ilimitado de parámetros cuidadosamente escogidos.

b) Sistema de Calificación. Un intervalo arreglado está dado para cualquier parámetro que es necesariamente juzgado y adecuado para la evaluación de la vulnerabilidad. El intervalo es dividido apropiadamente, acorde a la variación del intervalo de cada parámetro. La suma o el producto de los puntos de calificación da la evaluación requerida para cualquier punto o área. El marcador numérico final está dividido en segmentos (del mínimo al máximo) expresando un grado de vulnerabilidad relativa.

b₁) Uno de los sistemas de calificación más conocido ha sido el propuesto por Foster, 1987, y es una metodología empírica que involucra la indexación de los siguientes parámetros en tres faces discretas:

(a) El tipo de ocurrencia del agua subterránea.

(b) Las características, en términos de litología y grado de consolidación, de los estratos sobre la zona saturada.

(c) La profundidad del nivel estático o techo del acuífero confinado.

Es llamado con las siglas en inglés por GOD (Groundwater occurrence, Overall aquifer class and Depth to groundwater table or strike). El cual es un sistema empírico para una rápida evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación.

Primero se identifica el tipo de ocurrencia de aguas subterráneas dentro de un intervalo, para este parámetro es de 0 a 1. Después se caracterizan los estratos que se encuentran por encima de la zona saturada del acuífero y se puede hacer en términos de (i) el grado de consolidación y de esta forma, la presencia o ausencia de permeabilidad por fisuras y (ii) el carácter litológico, e indirectamente de esta forma, la porosidad relativa, permeabilidad y contenido de humedad o retención específica de la zona no saturada. Esto conduce a un segundo punto en una escala de 0.4 a 1.0, reteniendo un sufijo calificativo en el caso de tipos litológicos presentando fisuras y/o baja capacidad de atenuación, porque estas características pueden interactuar con elementos correspondientes de la carga contaminante al subsuelo.

El paso final es la determinación de la profundidad del nivel estático en el caso de acuíferos no confinados, o la profundidad del techo de acuíferos confinados, origina un tercer punto en la escala de 0.4 a 1.0

En la Figura 8.1 se ilustra el esquema de combinación de parámetros relevantes (GOD). El índice de vulnerabilidad del acuífero es el producto de los componentes indicados y se recomienda mantener los sufijos mencionados.

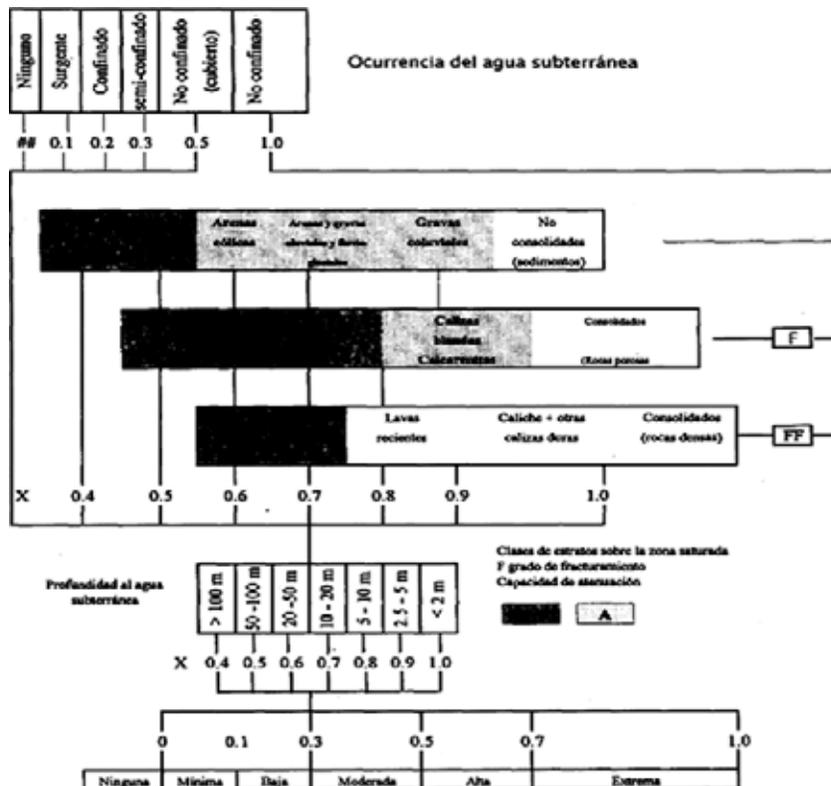


Figura 8.1 Vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea mediante el sistema GOD

b₂) En México, por parte de la CNA para la evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea se ha utilizado un programa de computadora denominado CIV (cálculo del índice de vulnerabilidad) desarrollado por la Gerencia de Aguas Subterráneas, este programa trabaja mediante mallas rectangulares o cuadradas, por lo que es necesario incluir todos los datos de los nodos que se forman por la mencionada malla. Los datos que se deben introducir al programa en nodos que queden por fuera del área a evaluar y que queden incluidos en la malla se estiman y extrapolan, a fin de hacer funcionar el programa; sin embargo los resultados de esta porción no serán utilizados para configurar los diferentes índices de vulnerabilidad de la zona.

La metodología de evaluación (Escolero, 1992) pertenece al tipo de sistemas de calificación, dicha metodología se encuentra dividida en tres etapas, donde la primera incluye 4 parámetros y la segunda y tercera etapas incorporan 3 parámetros cada una, como se muestra en la Tabla 8.2.

Cada parámetro tiene asignado un intervalo natural de valores dividido apropiadamente; la suma de los puntos de calificación da la evaluación que requerimos para cualquier punto o área. De acuerdo con los resultados de cada nodo se trazan curvas de igual valor del índice, haciendo interpolaciones de nodo a nodo, con lo que quedan definidas las zonas con diferentes índices de vulnerabilidad. El valor total del índice varía de 3 a 10, esto nos define los grados de vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación, este valor está dividido en segmentos (del mínimo al máximo) expresando un grado de vulnerabilidad relativa con un enfoque cualitativo, quedando como se muestra en la Figura 8.2.

Posteriormente para hacer más práctico el resultado de los índices de vulnerabilidad, se propuso una escala de colores (verde, amarillo y rojo) que abarque todo el intervalo de resultados, quedando un mapa "semáforo" donde se pueda clasificar áreas con base en una composición de factores de vulnerabilidad.

Tabla 8.2 Método de evaluación del tipo de sistemas de calificación (Escolero, 1991)

Etapas	Parámetros	Intervalos de calificación
Periodo relativo de retraso para el acceso del contaminante	Condición del acuífero	0.0 a 1.0
	Profundidad del nivel estático	0.3 a 1.0
	Condiciones de explotación	0.3 a 1.0
	Conductividad hidráulica de la zona no saturada	0.2 a 1.0
Capacidad para retención y reacción físico-química	Estratificación del medio acuífero	0.5 a 1.0
	Litología global del acuífero	0.4 a 1.0
	Conductividad hidráulica del medio acuífero	0.2 a 1.0
Potencial general de dilución del medio hidrogeológico	Dimensión más corta del acuífero	0.3 a 1.0
	Precipitación media anual	0.4 a 1.0
	Origen de la recarga	0.4 a 1.0

c) Modelos de Sistemas de Conteo de Puntaje. También llamados métodos de parámetros calificados y ponderados, estos métodos difieren de los anteriores en que además de una calificación, existe un multiplicador identificado como un peso de importancia que es asignado a cada parámetro para reflejar la relación entre los parámetros y su importancia en la evaluación de la vulnerabilidad. La calificación para cada uno de los intervalos es multiplicada por el peso asignado al parámetro y el producto es sumado para obtener el marcador numérico final que provee la medida relativa de la vulnerabilidad de un área comparada a otras áreas. La suma más alta representa la mayor sensibilidad de un área a la contaminación. Figura 8.2 Escala de colores (Escolero, 1992)

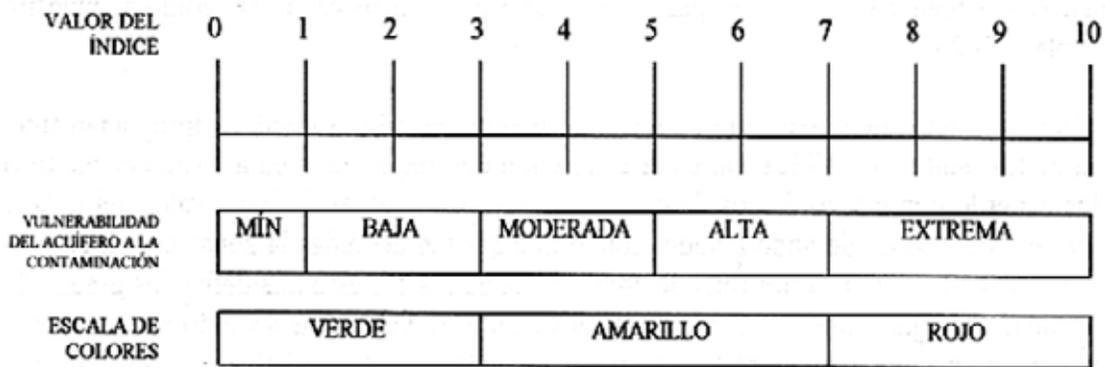


Figura 8.2 Escala de colores (Escolero, 1992)

Uno de los primeros y más conocidos métodos fue desarrollado para la USEPA (Agencia de Protección al Ambiente de los Estados Unidos de Norteamérica) por Aller et al (1987), con las siglas DRASTIC. Es un modelo empírico que evalúa el potencial de contaminación del agua subterránea. Este modelo incluye varios escenarios hidrogeológicos cuyas características físicas afectan la calidad del agua subterránea sobre una base regional (Aller et al, 1990). Este es un sistema de clasificación numérica que aplica un esquema de clasificación relativo para el escenario hidrogeológico para obtener una medida del potencial de contaminación relativa.

Para cada parámetro se da un intervalo de clasificación de 1 a 10, con dos hileras de pesos relativos (variando de 1 a 5). Los parámetros más significantes tienen pesos de 5, los menos significantes, un peso de 1. La segunda hilera de peso se desarrolló para reflejar el efecto de las actividades agrícolas, en particular, pesticidas. En ambos casos, el índice se obtiene por la suma de los productos de la clasificación por el peso de los siete parámetros.

Una vez que el índice DRASTIC ha sido evaluado, es posible identificar las áreas más susceptibles a la contaminación relativa del agua subterránea de otras. El índice DRASTIC provee únicamente una herramienta de evaluación relativa y no está diseñado para proporcionar respuestas absolutas.

3) MÉTODOS DE RELACIÓN ANALÓGICA Y MODELOS NUMÉRICOS. Estos métodos están basados en "símbolos o expresiones" matemáticas simples u complejas que dan como resultado un índice de vulnerabilidad.

Hay que recordar que el índice de vulnerabilidad que obtenemos provee una herramienta de evaluación relativa y no está diseñada para proveer respuestas absolutas. Es muy importante tener claro que la selección de una metodología depende fundamentalmente de los propósitos de la evaluación y de los recursos disponibles para su realización.

En la Tabla 8.3 se muestran algunos métodos relacionados con los parámetros que se consideran.

8.3 METODOLOGÍA PROPUESTA PARA LA EVALUACIÓN DE LA VULNERABILIDAD INTRÍNSECA

La metodología propuesta es un esquema práctico de evaluación de la vulnerabilidad intrínseca del agua subterránea a la contaminación, que considera las condiciones propias de México, referente a disponibilidad de información y condiciones hidrogeológicas. La propuesta de evaluación está basada básicamente en una metodología desarrollada en México al respecto (Escolero, 1992), en la metodología propuesta por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norteamérica (USEPA) denominada DRASTIC (Aller et al., 1987) y en un sistema empírico de rápida evaluación de la vulnerabilidad propuesto por Foster, 1987 denominado por sus siglas en inglés GOD (Groundwater occurrence, Overall aquifer class and Depth to ground water table or strike).

El método de evaluación de la vulnerabilidad propuesto es paramétrico, del tipo de modelos de sistemas de conteo por puntaje, también denominados métodos de parámetros calificados y ponderados.

8.3.1 Recopilación de información

Para poder obtener una evaluación más precisa de la vulnerabilidad es necesario tener un amplio conocimiento de la hidrogeología local, la hidrogeoquímica, y contar con datos hidrogeológicos, hidrológicos, e información ambiental. La recopilación de tales datos puede convertirse en una actividad bastante difícil y costosa, pero es la base de la evaluación. Si no se cuenta con bastante información entonces es imperativo usar toda la información disponible y dedicarle tanto tiempo y esfuerzo como sea posible para obtener nuevos datos o información.

En la Tabla 8.4 se muestra una relación de la información básica que es necesaria para la evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea. Gran parte de esta información es suministrada por la propia Comisión Nacional del Agua a través de la Gerencia de Aguas Subterráneas, las Jefaturas de proyecto de Aguas Subterráneas de las Gerencias Regionales y las Jefaturas de Departamento de Aguas Subterráneas de las Gerencias Estatales. Así también, se puede conseguir

información en los Organismos Operadores de los Sistemas de Agua Potable, el Servicio Meteorológico Nacional, el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática, en Aeropuertos, en la Procuraduría Federal de Protección al Ambiente, en SEDESOL, en la Secretaría de Agricultura, Ganadería y Desarrollo Rural, en la Secretaría de la Reforma Agraria, en la Comisión Federal de Electricidad, en Petróleos Mexicanos, en el Instituto Nacional de Ecología, en universidades, en institutos, etc.

8.3.2 Discretización

Para el cálculo de los índices de Vulnerabilidad a la Contaminación (descrito en el siguiente inciso), el área de estudio se deberá representar mediante un dominio discretizado, el cual es representado por un arreglo de celdas. Dicha discretización deberá realizarse mediante una malla regular con celdas cuadradas de longitud constante (malla uniforme). La longitud de las celdas deberá considerar como base la retícula UTM, con la finalidad de manejar los datos georreferenciados, con base en ello la retícula podrá dividirse tantas veces como sea necesario. La discretización del dominio se hará de acuerdo al nivel de información y la complejidad del medio hidrogeológico.

8.3.3 Cálculo del índice de Vulnerabilidad a la Contaminación

El cálculo de los índices de vulnerabilidad es la parte técnica más importante en el análisis, por lo que en este subcapítulo después de realizar una descripción general del método, se describen de manera detallada los conceptos, las consideraciones y los aspectos más relevantes, así como la forma de asignar las calificaciones (valores índice) al evaluar cada parámetro.

Tabla 8.3 Principales métodos para la evaluación de la vulnerabilidad intrínseca del agua subterránea (modificada de Civita, 1993)

MÉTODO		PARÁMETROS BÁSICOS											
REFERENCIA	TIPO	VALOR DE PRECIPITACIÓN Y COMPOSICIÓN QUÍMICA	VARIABILIDAD DE LA PENDIENTE TOPOGRÁFICA	DENSIDAD DE LA RED DE FLUJO DE RÍOS Y ARROYOS	CARACTERÍSTICAS DE LOS SUELOS				CONEXIÓN DEL ACUÍFERO CON LA RECARGA NETA	CARACTERÍSTICAS DE LA ZONA NO SATURADA	PROFUNDIDAD AL ACUÍFERO SUBTERRÁNEO	CAMBIOS EN EL ELEMENTOS	CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA
					ESPESOR, TEXTURA Y MINERALOGÍA	HUMEDAD EFECTIVA	PERMEABILIDAD	PROPIEDADES					
Albinet & Margat (1970) B.R.G.M. (1976)	HCS								X			X	X
Vrana (1968) Olmer & Rezac (1974)	HCS									X		X	
Fenge (1976)	RS				X					X	X	X	X
Josopait & Schwerdtfeger (1979)	HCS									X	X	X	X
Zampetti (1983) Fried (1987)	AR									X	X		
Villumsen et al (1983)	RS				X					X	X	X	X
HaeNe (1983)	MS									X	X		
Vrana (1984b)	HCS	X			X					X		X	
Subirana Asturias & Casas Ponsati (1984)	HCS								X	X	X	X	X
Engelen(1985)	MS								X	X	X	X	
Zaporozec (1985)	RS				X	X	X			X	X	X	
Breeuwsma et al (1986)	HCS				X	X	X	X	X	X	X		X
Sotomikova & Vrba (1987)	RS						X				X	X	
Ostry et al (198'1)	HCS				X		X				X	X	
Ministry Flemish Comm. (1986) Goossens & Van Damme (1987)	MS				X		X				X	X	
Carter et al (1987) Palmer (1988)	MS				X	X	X					X	
Marcolongo & Pretto (1987) Method 1	RS				X			X	X	X			
Marcolongo & Pretto (1987) Method 2	AR					X			X	X	X		
GOD-Foster(1987)	RS									X	X	X	

Schmidt (1987)	RS				X				X		X	X			
Trojan & Peny (1988)	PCSM	X	X			X				X	X	X		X	
Civita in Benecclrio et al (1988)	HCS								X		X	X		X	X
DRASTIC-Allerelal(1987)	PCSM		X	X						X	X	X		X	X
SINTACS-Civita(1990)a	PCSM		X	X	X				X	X	X	X		X	X

Explicación: AR - relación analógica, HCS - complejo y escenario hidrogeológico,
MS - sistema de matrices, PCSM - modelo sistema de tonteo de puntos, RS - sistema de

Tabla 8.4 Información básica para el análisis de vulnerabilidad intrínseca

CAMPO DE RECURSOS BÁSICOS	TIPO DE INFORMACIÓN
TOPOGRAFÍA	Elevación, variabilidad de la pendiente de la superficie de la tierra; rutas del escurrimiento superficial, densidad de la red de ríos y arroyos.
CUBIERTA VEGETAL	Uso del suelo, áreas de recarga y descarga, trazo de fracturas y lineamiento, potencial de contaminación.
CLIMATOLOGÍA	Valores de precipitación, temperatura promedio, humedad, radiación solar, eva oración, eva otrans iración; evaluación de la precipitación efectiva.
SUELOS	Espesor, estructura, textura, mineralogía, propiedades químicas y físicas, porosidad, ermeabilidad, humedad, capacidad de infiltracion.
HIDROLOGÍA	Descarga del flujo de ríos y/o arroyos, análisis de hidrógrafos, flujo base, relación de flujo, cambios de agua con sistema de aguas subterráneas subyacentes.
ZONA NO SATURADA	Profundidad al agua; espesor, litoestratigrafía, mineralogía, geometría, índice de fracturas, índice kárstico , porosidad efectiva, permeabilidad efectiva vertical, velocidad de flujo efectiva, índice de infiltración, recarga neta
ZONA SATURADA	Litoestratigrafía, estructura geológica, geometría, porosidad efectiva, tipo de permeabilidad (primaria o secundaria), transmisividad, coeficiente de almacenamiento y conductividad de un acuífero; tipo de acuífero (no confinado, semiconfmado, confinado); fluctuación del nivel del agua, gradiente hidráulico, direcciones de flujo, velocidad de flujo efectiva y descarga, parteaguas subterráneo, intercambio con cuerpos de agua superficial /o acuíferos adjuntos.
USO DEL AGUA	Puntos de descarga de agua (manantiales, pozos); fuentes de agua subterránea y superficial, distribución y uso; rendimiento y abatimiento del bombeo/perdida de agua en las plantas, localización y valor de las entradas del sistema de recarga.
HIDROGEOQUÍMICA	Propiedades físicas y químicas del agua superficial y subterránea, trazadores químicos, contenido de isótopos, edad y tiempo de residencia del agua, relación de características; superficie natural y distribución de la calidad del agua subterránea.
ELEMENTOS CONTAMINANTES	Cambios en la calidad del agua; contaminantes presentes y sus características físicas y químicas, concentración, vida media, persistencia, movilidad, dis ersividad, capacidad de cambio canónico, biode radabilidad.

IMPACTOS HUMANOS EN EL MEDIO AMBIENTE	Extensión de áreas urbanas, localización y tipo de complejos industriales, mentes potenciales de contaminación y existentes, entradas de contaminación potencial, principales objetos de protección.
---	--

8.3.3.1. Descripción General

El esquema de evaluación se basa en estimar tres atributos de la vulnerabilidad (Recarga, Zona No Saturada y Zona Saturada), a través de la evaluación de ocho parámetros. Para el caso del atributo Recarga, únicamente se consideró el parámetro Valor de la Recarga Vertical; para la Zona No Saturada, se consideró la Profundidad del Nivel Freático, la Litología y las Condiciones del Acuífero; finalmente para la Zona Saturada se consideró la Conductividad Hidráulica del Acuífero, la Litología, la Longitud Horizontal del Acuífero y la Estratificación del Medio Acuífero. Cada parámetro tiene un intervalo de clasificación de 1 a 10 para un área dada evaluada (celda). Por otra parte, debido a que la importancia de cada parámetro en la evaluación de la vulnerabilidad es diferente, a estos parámetros se les asignó un factor ponderado relativo entre 1 y 5. El resultado de sumar cada uno de los productos del factor ponderado del parámetro por su clasificación, da el índice de vulnerabilidad a la contaminación (IVC) para el área evaluada, como se indica en la siguiente fórmula:

$$IVC = 4(RV)+5(PNF)+5(LZNS)+2(EZNS)+5(CA)+2(CHA)+3(LZS)+(LHA) \quad (1)$$

donde:

- RV = Valor de la Recarga Vertical
- PNF = Profundidad al Nivel Freático
- LZNS = Litología de la Zona No Saturada
- EZNS = Estratificación de la Zona No Saturada
- CA = Condiciones del Acuífero
- CHA = Conductividad Hidráulica del Acuífero
- LZS = Litología de la Zona Saturada
- LHA = Longitud Horizontal del Acuífero
- 1, 2, 3, 4 y 5 = Factores ponderados

Los factores ponderados asignados a cada uno de los parámetros (entre 1 y 5) determinan la importancia relativa de cada parámetro con respecto a los otros y se asignó con base en la revisión de la experiencia internacional, ver Tabla 8.5.

Tabla 8.5 Factores ponderados

ATRIBUTO	PARÁMETRO	FACTOR PONDERADO
Recarga	Valor de la Recarga Vertical	4
Zona no Saturada	Profundidad del Nivel Freático	5
	Litología de la Zona No Saturada	5
	Condiciones del Acuífero	5
	Estratificación de la Zona No Saturada	2
Zona saturada (acuífero)	Conductividad Hidráulica del Acuífero	2
	Litología	3
	Longitud Horizontal del Acuífero	1
	Estratificación del Medio Acuífero	1

La selección de parámetros y atributos de la propuesta de evaluación de la vulnerabilidad intrínseca debería estar respaldada técnicamente. En este caso, en dicha selección, se consideraron además de los aspectos técnicos, el nivel de información y los datos con lo que se cuenta a nivel nacional, ya que algunos parámetros no están comúnmente disponibles ni se estiman fácilmente. Uno de los parámetros que inevitablemente no se consideró es el tipo de suelo, ello debido a la escasez de los datos necesarios, lo difícil de evaluar y lo vulnerable que por sí sólo es. Por otro lado, uno de los objetivos de la presente propuesta es presentar un esquema práctico de evaluación de la vulnerabilidad. Cabe mencionar que aún así los atributos y parámetros más relevantes están considerados en la propuesta de evaluación.

8.3.3.2. Evaluación de parámetros

A continuación se describe cada uno de sus parámetros, las consideraciones de evaluación, sus valores y calificaciones de cada atributo (Recarga, Zona No Saturada y Zona Saturada).

a) Recarga

Este atributo considera únicamente la evaluación del parámetro recarga vertical, por ser de los principales canales de acceso del contaminante al acuífero y debido a que en nuestro país es de suma importancia la variedad extrema de valores de precipitación, lo que lo hace un parámetro que diferencia la vulnerabilidad.

Recarga vertical

La recarga vertical es la cantidad total de agua que se infiltra desde la superficie del terreno hasta alcanzar la zona saturada (acuífero). En la evaluación de este

parámetro se incluye solamente la cantidad anual promedio de infiltración de agua sin considerar la distribución, intensidad o duración de los eventos de recarga.

La recarga vertical es un parámetro de importancia primaria, por lo que se consideró en este capítulo de evaluación de la vulnerabilidad con un factor ponderado de 4, el cual lo estima como de mayor importancia que cualquier parámetro de la zona saturada y ligeramente de menor importancia que los parámetros de la zona no saturada.

La recarga se puede evaluar con base en mediciones de campo y a través de la ecuación de balance de agua subterránea. En la práctica común en México, el balance hidrogeológico se expresa de manera semejante al principio de conservación de la masa o ecuación de continuidad. Es importante mencionar que los valores de recarga definidos a partir de dicha evaluación comúnmente corresponde a la recarga total de un acuífero e incluyen recargas originadas por flujos verticales (infiltración) y horizontales (flujo subterráneo lateral). De este modo, en la evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea, para el parámetro recarga, es necesario tener por separado dichos flujos, ya que sólo se debe considerar como recarga vertical a la recarga total vertical por precipitación, retorno de riego, infiltración de canales, infiltración de almacenamientos superficiales, etc.; de esta manera se podrá definir por cada celda el valor de recarga vertical de manera independiente, al sumar cada componente de recarga vertical por celda. La recarga vertical deberá evaluarse como lámina de agua en milímetros, para finalmente clasificarla al intervalo correspondiente de la Figura 8.3 y relacionarla a un índice de vulnerabilidad

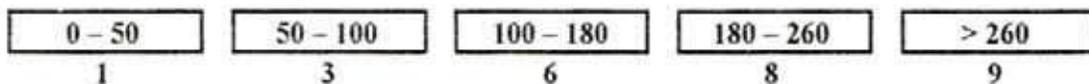


Figura 8.3 Recarga neta anual (mm), (adaptado de Allen et al., 1987, DRASTIC)

b) Zona no saturada

El grado de atenuación de los contaminantes en la zona no saturada dependerá del tiempo de recorrido o residencia en la zona no saturada y este a su vez dependerá de sus características hidráulicas y de la distancia que tenga que recorrer. Esta zona merece especial atención, ya que representa la primera y más importante defensa natural contra la contaminación de las aguas subterráneas (Foster, 1985a). En este atributo la metodología considera la existencia de capas protectoras evaluadas a través de la profundidad al nivel estático o profundidad al techo del acuífero, la litología de la zona no saturada y las condiciones del acuífero.

Profundidad al nivel freático o techo del acuífero

La zona no saturada se extiende desde la superficie del terreno hasta donde comienza la denominada franja capilar. Esta franja es la transición entre las zonas no saturadas y la saturada, su superficie es irregular y su posición varía al cambiar el nivel freático. El límite inferior de la franja capilar es la superficie freática, punto donde se alcanza la saturación total. La superficie freática es el límite superior de la zona saturada o de aguas subterráneas, en la cual la presión hidrostática es igual a la atmosférica y está definida por los niveles de agua en los pozos perforados en acuíferos no confinados.

La profundidad al nivel de saturación es un factor muy importante en la definición de la vulnerabilidad debido a que la zona no saturada representa la primera y más importante defensa natural contra la contaminación de las aguas subterráneas, no sólo por su posición estratégica entre la superficie del terreno y el nivel freático, sino también porque su ambiente es generalmente más favorable para la atenuación y eliminación de los contaminantes. Entre más profundo se encuentra el nivel de saturación mayor es el espesor de la zona no saturada y por lo tanto, mayor su capacidad de atenuación, es decir, la vulnerabilidad a la contaminación se reduce conforme aumenta la profundidad al nivel de saturación del agua subterránea, principalmente porque ésta determina el espesor del material a través del cual un contaminante deberá viajar antes de alcanzar el acuífero. Por otro lado este factor considera en forma indirecta que la efectividad de remoción o amortiguación de la carga contaminante disuelta está en función del tiempo de contacto con los minerales y/o materia orgánica presentes. La cinética de las reacciones de atenuación señala que es necesario un tiempo de residencia prolongado, a medida de que sea mayor el tiempo de residencia en la zona no saturada, más significativa será la degradación de los contaminantes.

Este factor se refiere a la profundidad del nivel freático en el caso de acuíferos libres y a la profundidad del techo del acuífero en el caso de ser confinado, por lo que se requiere contar con mapas lo más reciente posible de las configuraciones del nivel de saturación en el caso de acuíferos libres y de la cartografía del techo del acuífero en el caso de acuíferos confinados para definir la profundidad al nivel de saturación.

Dada su importancia, la profundidad del nivel freático se consideró con un factor ponderado de 5, el cual lo estima como uno de los parámetros de mayor importancia entre todos los parámetros de evaluación de la vulnerabilidad.

La profundidad de los niveles estáticos en el caso de los acuíferos libres o de los techos de la zona saturada en el caso de acuíferos confinados presenta una gran variedad en los acuíferos del país, por lo que en la Figura 8.4 se presentan las calificaciones por categoría para diferentes valores de profundidad al nivel freático. Dichas categorías fueron establecidas con base en límites en donde se establecen cambios significativos en el potencial de contaminación del agua subterránea. Las mayores calificaciones se asignan a zonas donde la profundidad del nivel de

saturación es somera, como en zonas de descarga natural de agua subterránea; y las menores a regiones que se pueden considerar como zonas de tránsito o flujo horizontal donde la profundidad al nivel sea grande.

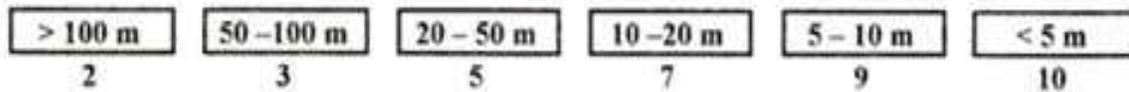


Figura 8.4 Profundidad al nivel de saturación o al techo del acuífero (m), (modificado de Escolero, 1992)

Si existen diferentes acuíferos debe evaluarse la vulnerabilidad del acuífero menos profundo. En el análisis no se consideran directamente las fluctuaciones del nivel del agua subterránea que se presentan en acuíferos libres someros a lo largo del año, por lo que, con la finalidad de obtener resultados conservadores, se recomienda utilizar las menores profundidades del agua subterránea, para considerar la situación más crítica o vulnerable.

Se debe tener especial cuidado en no mezclar datos de acuíferos diferentes. Por otra parte, en zonas de descarga y recarga natural de agua subterránea, es muy importante considerar únicamente las profundidades al nivel estático medidas en norias o pozos someros, debido a que la componente de flujo vertical es importante, por lo que existe un gradiente hidráulico vertical considerable y las mediciones en pozos o piezómetros profundos no representan el nivel freático.

Litología de la zona no saturada

La capacidad de atenuación de la zona no saturada depende del tamaño de grano, de la presencia de fracturas y aperturas de disolución, así como del potencial de adsorción y absorción del material geológico. Por ello la capacidad de atenuación de la zona no saturada depende de la litología que la conforma.

La conductividad hidráulica de la zona no saturada definirá que tan fácil es el acceso de los contaminantes al agua subterránea, así como el tiempo de interacción agua-roca y por tanto la atenuación ocurrida antes de llegar al acuífero.

Para evaluar este parámetro es necesario consultar mapas geológicos, registros de perforación, registros geofísicos, cortes litológicos, núcleos o cualquier información de geología del subsuelo de que se disponga con la finalidad de definir la litología de la zona no saturada. Se recomienda usar la litología predominante de la zona no saturada.

La litología de la zona no saturada permitirá estimar la conductividad hidráulica de la zona no saturada y por tanto la capacidad de retraso. Asimismo, indicará su

capacidad de atenuación dada por la reactividad o solubilidad, adsorción, absorción y fracturamiento.

A continuación se enuncian los factores de los diferentes materiales geológicos que más influyen en la atenuación de los contaminantes: en limos y arcillas la capacidad de absorción y adsorción; en lutitas el fracturamiento y la reactividad; en areniscas, limolitas, conglomerados, rocas ígneas intrusivas, volcánicas y metamórficas el fracturamiento y la longitud de recorrido influenciado por relaciones intergranulares; en las intercalaciones de lutitas, calizas y areniscas el fracturamiento, la longitud de recorrido y tortuosidad dados por los planos de estratificación, además de la sorción y reactividad. En arenas y gravas con significativo contenido de limo y arcilla, así como en depósitos piroclásticos y tobas la longitud del recorrido y tortuosidad dados por la estratificación, tamaño de grano, clasificación, empaque y capacidad de sorción. Las gravas y arenas por la longitud de recorrido y tortuosidad dadas por el tamaño de grano, clasificación y empaque del sedimento. Las calizas por el fracturamiento y la reactividad o solubilidad.

La metodología propone clasificar la litología predominante de la zona no saturada, dándole un índice de acuerdo a la Figura 8.5, dependiendo de la capacidad de retraso de los contaminantes. Por ejemplo, las arcillas, sedimentos limo-arcillosos, limos o lutitas son los materiales que más dificultarán el paso de los contaminantes, por su muy baja conductividad hidráulica y por su alta capacidad de intercambio catiónico y sorción, por lo que tendrán los índices de vulnerabilidad menores, mientras que las rocas fracturadas o karstificadas propiciarán el rápido acceso de los contaminantes hacia el acuífero, lo que impide la reacción del agua con el medio geológico, y a su vez la atenuación, por lo que a estos materiales se les asignará la más alta calificación de vulnerabilidad.



Figura 8.5 Litología de la zona no saturada

Condiciones del acuífero

Es importante considerar la presencia o ausencia de capas protectoras tanto en el suelo superficial como en la zona no saturada, que retardarían de manera importante el acceso del contaminante al acuífero.

Un acuífero puede presentar diversos grados de confinamiento hasta llegar al acuífero libre o no cubierto, es claro que entre mayor sea el nivel de confinamiento, más difícil será para el contaminante entrar en contacto con las aguas del subsuelo (Escolero, 1992).

La caracterización de los estratos encima de la zona saturada del acuífero se puede hacer en términos de i) grado de consolidación y presencia o ausencia de conductividad hidráulica por fisuración y ii) carácter litológico e indirectamente, de la porosidad relativa, permeabilidad y contenido de humedad o retención de la zona no saturada.

Si existe alguna duda sobre la continuidad y propiedades de la presumible capa confinante, es recomendable que las aguas subterráneas sean consideradas como no confinadas, para prever la situación más vulnerable.

Para la evaluación del parámetro condiciones del acuífero, se consideraron cinco categorías, las cuales tienen una calificación de uno a diez, Figura 8.6. Como ya se ha mencionado, dicho parámetro pertenece a un atributo clasificado como principal y juega un papel de gran importancia al retardar o no el acceso de un agente contaminante al acuífero, por lo que se le asignó un factor ponderado de cinco. La metodología propuesta incluye las siguientes categorías en las condiciones del acuífero:

Brotante: cuando el gradiente hidráulico es tal que la componente de flujo vertical ascendente es muy importante y el pozo corta una equipotencial mayor que el nivel topográfico o bien, cuando la carga hidráulica del acuífero confinado supera el nivel topográfico.

Confinado: cuando existen capas protectoras que a su vez confinan al acuífero de tal modo que la carga hidráulica es mayor que la elevación del techo del acuífero, o bien la presión en la cima del acuífero es mayor a la presión atmosférica.

Semiconfinado: Si existen capas semiprotectoras o acuitardos en la zona no saturada, que tienen conductividad hidráulica muy baja, pero que a largo plazo aporta un volumen importante al acuífero.

No confinado cubierto: Si existen capas protectoras de muy baja conductividad hidráulica pero que no estén confinando al acuífero, por lo que la carga hidráulica no

es mayor a la elevación de la base de la capa protectora y en el techo del acuífero la presión es la atmosférica.

Libre no cubierto: Si la carga hidráulica en el límite superior del acuífero es igual a la presión atmosférica pero las capas protectoras están ausentes, lo que implica mayor vulnerabilidad del acuífero.

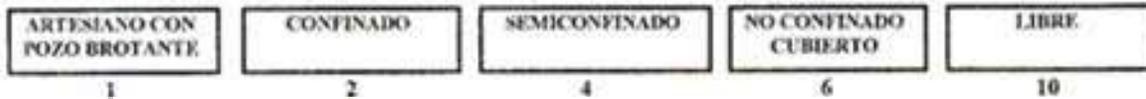


Figura 8.6 Condiciones del acuífero (Modificado de Foster, 1987)

Estratificación de la zona no saturada

La estratificación de la zona no saturada es un parámetro que debe considerarse en la evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación, debido a que los contaminantes tenderán a desplazarse en direcciones preferenciales en función de la conductividad hidráulica de los diferentes estratos que conformen la zona no saturada, haciendo más tortuoso el camino hacia la zona saturada. Por lo que si los estratos son prácticamente horizontales, entre más estratificada sea la zona no saturada, la propagación vertical del agente contaminante hacia la zona saturada se verá limitada, y por tanto la vulnerabilidad será menor que si se trata de un medio sin estratificación.

La estratificación ha sido evaluada con un valor ponderado y calificaciones numéricamente bajas debido a que en ocasiones no se cuenta con información de la litología de la zona no saturada con el detalle necesario para evaluar este parámetro con la objetividad necesaria (Ver Figura 8.7).

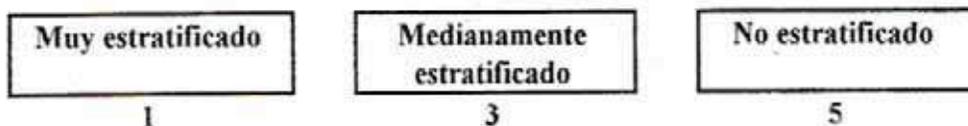


Figura 8.7 Estratificación del medio acuífero (Escolero, 1992)

c) Zona saturada (acuífero)

Pocos procesos tienen lugar en la zona saturada, donde la solución, dilución y dispersión hidrodinámica son los procesos más efectivos. Los fenómenos de difusión y dispersión de los agentes contaminantes son función de la granulometría, textura, fracturamiento, etc., así como los procesos químicos que se pudieran dar a partir de la estructura química de la matriz del acuífero, de ahí la importancia de considerar la litología y la conductividad hidráulica del acuífero para evaluar estos parámetros.

Conductividad hidráulica del acuífero

La permeabilidad intrínseca (coeficiente de permeabilidad) es una propiedad que depende de factores inherentes al medio geológico que constituye a los acuíferos, algunos de estos factores son: tamaño y forma de granos, distribución granulométrica, tamaño y forma de los poros, orientación y forma de las partículas, grado de consolidación, densidad y abertura del fracturamiento, disolución, etc.

La conductividad hidráulica (K) es la cantidad de agua que circula a través de una sección de área unitaria normal al sentido de flujo, bajo un gradiente hidráulico unitario. Si en la ley de Darcy se adopta que el gradiente hidráulico sea igual a uno, entonces la velocidad de Darcy es igual a la conductividad hidráulica, lo cual indica que en este caso ambas son numérica y dimensionalmente iguales.

La conductividad hidráulica es una propiedad que caracteriza cuantitativamente la capacidad de un acuífero para dejar pasar el agua y depende de las características del fluido y del medio poroso a través del cual circula. De tal forma que algunas propiedades del fluido, como el peso específico, viscosidad dinámica y temperatura influyen en el valor de K, de mismo modo que algunas propiedades de la permeabilidad intrínseca (tamaño de los granos del acuífero, estratificación, disposición de los granos, distribución de tamaños, etc., considerados a través de un factor de forma y la porosidad).

Si se tiene una conductividad hidráulica alta, la facilidad de movimiento de los contaminantes una vez que atravesaron la zona no saturada y llegaron a la zona saturada (acuífero) es alta. Es decir, existe una relación directa de la vulnerabilidad con la facilidad de movimiento horizontal de la contaminación dentro del acuífero.

La conductividad hidráulica del acuífero comúnmente se obtiene a través de métodos indirectos como son las pruebas de bombeo, basadas en la teoría de la hidráulica de pozos; lo cual implica no obtener directamente la conductividad hidráulica, sino un parámetro asociado que recibe el nombre de transmisividad, el cual teóricamente está definido como el producto de la conductividad hidráulica del acuífero por el espesor saturado de dicho acuífero, considerando que los pozos penetran el acuífero en su totalidad hasta el basamento, cosa que no necesariamente es cierta, por lo que en la práctica la conductividad hidráulica deberá calcularse considerando el espesor saturado en la vecindad del pozo de bombeo, es decir, el espesor entre el nivel freático y la profundidad total del ademe ranurado en el pozo.

$$T = Kb$$

donde:

- T = Transmisividad del acuífero
- K = Conductividad hidráulica

- b = Espesor saturado del acuífero, en caso de penetración total o el espesor saturado en la vecindad del pozo donde se realiza la prueba de bombeo.

La transmisividad del agua se define como el caudal de agua que pasa a través de una sección de altura igual al espesor saturado del acuífero y de ancho unitario, bajo un gradiente hidráulico unitario.

Finalmente, si conocemos el espesor saturado del acuífero o el espesor saturado en la vecindad del pozo y la transmisividad de una zona dada, como consecuencia se conocerá la conductividad hidráulica para dicha zona.

En la evaluación del parámetro conductividad hidráulica del acuífero, se consideraron seis intervalos, los cuales tienen una calificación del uno al diez, Figura 8.8. Este parámetro define la facilidad del movimiento horizontal del contaminante una vez que atravesó la zona no saturada e ingresó al acuífero, de ahí que a este parámetro se le asignó un factor ponderado de dos. La metodología propuesta incluye en este parámetro las siguientes categorías:

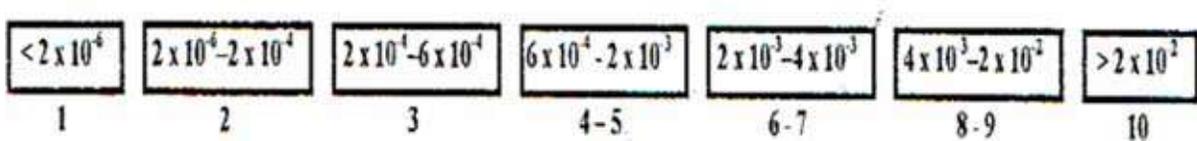


Figura 8.8 Conductividad hidráulica del acuífero (m/s)

Litología del acuífero

La litología proporciona información acerca de la granulometría, textura, fracturamiento, así como la posibilidad de que ocurran reacciones químicas entre el agua subterránea y la matriz del acuífero; todo ello es indispensable para entender los fenómenos de difusión y dispersión de los agentes contaminantes, por lo que se han clasificado los distintos materiales geológicos en función de estas propiedades.

Las características que básicamente determinan la capacidad de atenuación del acuífero son: tipo de material geológico, tipo de porosidad y conductividad hidráulica. Esta última será analizada independientemente, por lo que no es considerada en este atributo. Los factores que se consideran más importantes en la definición de la vulnerabilidad, relacionados a la litología son: la capacidad de absorción y adsorción, la reactividad, la solubilidad y la tortuosidad, esta última determinada por el tamaño de grano, la clasificación y empaque de los sedimentos, la estratificación y el fracturamiento.

Los grupos en los que se dividirá la litología global del acuífero para definir la vulnerabilidad, estarán basados primordialmente en los factores mencionados, de

cuyo análisis se obtiene la clasificación de la litología del acuífero, de acuerdo con el esquema propuesto en la Figura 8.9.

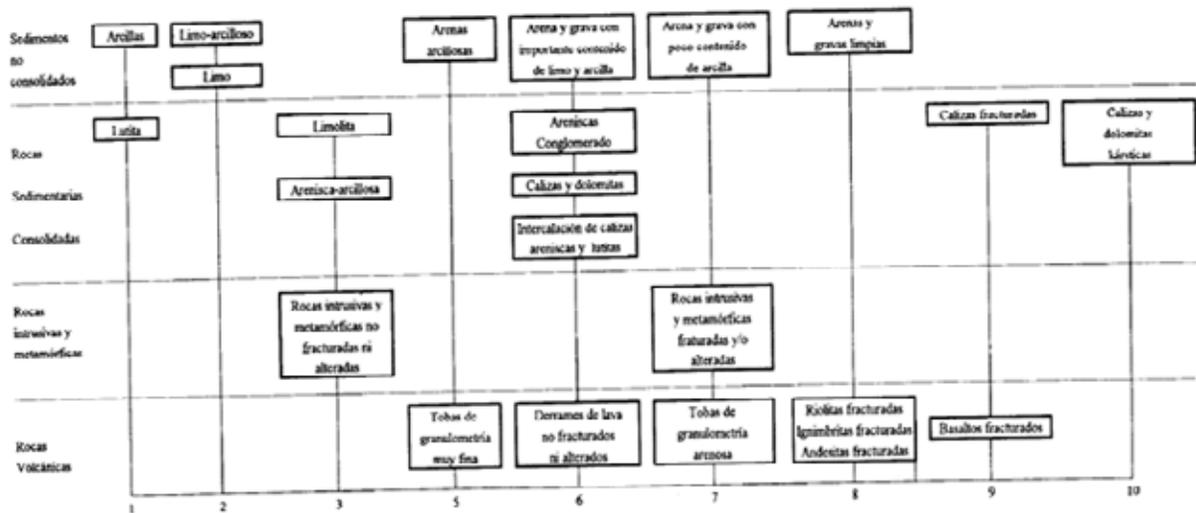


Figura 8.9 Litología del acuífero

Longitud horizontal del acuífero

La longitud horizontal del acuífero se define como la dimensión más corta del acuífero, la cual sucede generalmente en la dirección normal al flujo subterráneo. Este parámetro nos permite tener una idea del potencial de dilución del medio acuífero. En caso de ser éste de dimensiones muy pequeñas, con una sola descarga puntual sería suficiente para dañar toda la zona de explotación, no así en el caso de grandes dimensiones. Ver Figura 8.10.

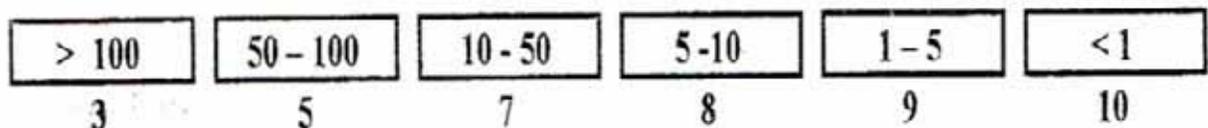


Figura 8.10 Longitud horizontal más reducida del acuífero (km) (Escolero, 1992)

8.3.4 Grados de vulnerabilidad y escala de colores

A partir de los valores de los índices de vulnerabilidad calculados con las calificaciones asignadas a los distintos parámetros mediante la fórmula (1) se definen los distintos grados de vulnerabilidad a la contaminación del acuífero: mínima, baja, moderada, alta y extrema. Para hacer práctica la presentación de resultados, se define una escala de colores, en la que el color verde se asigna a una vulnerabilidad a la contaminación del acuífero mínima a baja; el color amarillo incluye una vulnerabilidad de moderada a alta y el color rojo una vulnerabilidad extrema, con lo que se conforma un mapa de vulnerabilidad también denominado mapa semáforo de vulnerabilidad. Ver Figura 8.11.

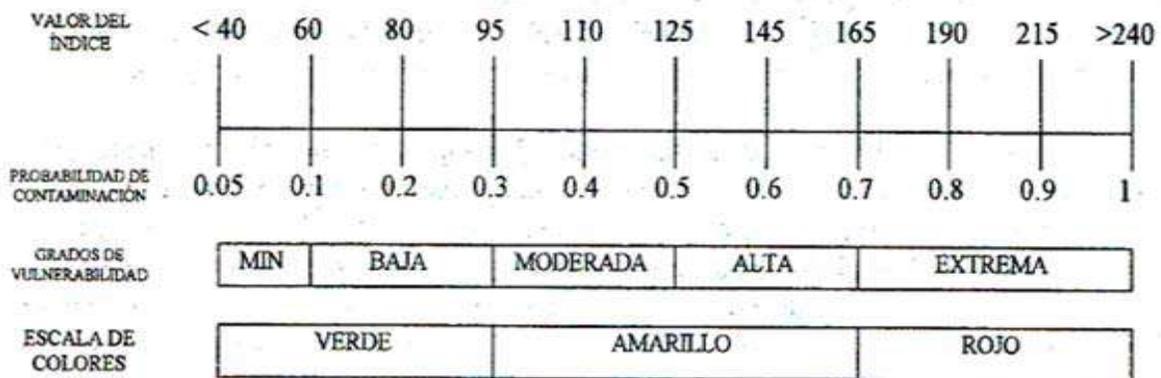


Figura 8.11 Grados de vulnerabilidad y escala de colores, (modificado de Escolero, 1992)

8.4 USOS Y LIMITACIONES DE LOS MAPAS DE VULNERABILIDAD

Para el análisis y la descripción de los usos y limitaciones de los mapas de vulnerabilidad se tomó como referencia a Vrba, 1994.

8.4.1 Propósitos

Los mapas de vulnerabilidad representan una gran aportación a las técnicas de presentación de información hidrogeológica, pues ellos expresan en forma sencilla y fácil de interpretar información compleja, resultado del análisis integral de la información hidrogeológica.

Los mapas de vulnerabilidad son valiosas herramientas derivadas del análisis de otros mapas y muestran cuantitativa o cualitativamente ciertas características del subsuelo que determinan la vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación. Los mapas de vulnerabilidad son particularmente útiles para propósitos de planeación, regulación, dirección y toma de decisiones en todos los niveles del gobierno. Su propósito principal es servir como guía para la zonificación de usos del

suelo y el desarrollo de políticas y estrategias para la protección y manejo del agua subterránea. La evaluación de la vulnerabilidad y la construcción de mapas de vulnerabilidad es el primer paso, esencial para la protección del agua subterránea como una fuente potencial de abastecimiento de agua potable.

Los mapas de vulnerabilidad, cuando son usados apropiadamente, son herramientas valiosas para el manejo ambiental. Sin embargo, cabe señalar que los mapas de vulnerabilidad a pequeña escala, sea a nivel estatal o de cuenca, no deben emplearse para resolver problemas específicos o casos particulares, ya que se requieren estudios mucho más detallados. Estos mapas se deben considerar como una de las muchas herramientas para el manejo ambiental, que sin embargo no reemplaza la información proporcionada por otros mapas, ni la información a detalle de alguna zona.

Debido a las características del suelo y subsuelo, algunas zonas permiten el fácil acceso de la contaminación al agua subterránea y entonces son más vulnerables que otras zonas. El resultado de la evaluación de la vulnerabilidad se traduce en la representación de un mapa que muestra varias áreas homogéneas (celdas o polígonos), con diferentes niveles de vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación. La diferenciación entre las celdas es sin embargo arbitraria, porque los mapas de vulnerabilidad sólo muestran la vulnerabilidad relativa de ciertas áreas con respecto a otras y no representan valores absolutos de vulnerabilidad.

Cuando se compila un mapa de vulnerabilidad siempre se debe tener en mente que la evaluación de la vulnerabilidad y la cartografía resultante generalmente será usada en conjunto con otras actividades relacionadas, como un muestreo de la calidad del agua o el análisis de riesgo a la salud o al ambiente, para tomar decisiones en casos específicos; estas decisiones basadas en los mapas de vulnerabilidad generalmente requerirán contar con información adicional más detallada o datos de más alta calidad, que permitirán una reevaluación de la vulnerabilidad.

Los mapas de vulnerabilidad son sólo una guía que los funcionarios gubernamentales pueden usar para decidir donde es conveniente enfocar la atención para estudiar, atender y resolver problemas potenciales del agua subterránea de manera específica o local. Los mapas de vulnerabilidad pueden ser combinados con mapas de uso del suelo, datos de calidad del agua e inventarios de fuentes de contaminación para dirigir el presupuesto disponible y los recursos humanos a las zonas más vulnerables. Sin embargo, hay que hacer notar que el mapa de vulnerabilidad es solamente una herramienta complementaria en programas de protección de agua subterránea. El objetivo final de los mapas de vulnerabilidad es controlar el impacto de la actividad humana al agua subterránea, concentrando los esfuerzos en regular el uso de suelos para minimizar las fuentes existentes o potenciales de contaminación.

8.4.2 Usos

Los mapas de vulnerabilidad son usados para tres propósitos principales: planeación, evaluación de la contaminación y educación.

8.4.2.1. Planeación

Los mapas de vulnerabilidad son particularmente útiles para propósitos de regulación, dirección y toma de decisiones en todos los niveles de gobierno. Los mapas de vulnerabilidad son especialmente valiosos porque pueden ser usados como una herramienta preliminar para la planeación, política y procesos de toma de decisiones a nivel operacional concerniente al manejo de los recursos y la protección del agua subterránea.

En primer lugar los mapas de vulnerabilidad son guías valiosas para planear, ayudando a los planeadores y reguladores a tomar decisiones ambientales respecto al uso del suelo y la protección de la calidad del agua subterránea. En segundo lugar los mapas de vulnerabilidad pueden ser usados como un primer criterio para seleccionar qué áreas requieren mayor vigilancia o son prioritarias.

Los mapas de vulnerabilidad son un componente muy importante en la jerarquización de las metas de las políticas de protección de las aguas subterráneas. Ellos proveen un método para seleccionar las prioridades en que los esfuerzos de protección y los recursos humanos normalmente limitados deberán ser encaminados. Asimismo los mapas de vulnerabilidad permiten identificar aquellas zonas más vulnerables a la contaminación, donde se deben maximizar los esfuerzos de la sociedad para prevenir problemas de contaminación y proteger los recursos de agua subterránea. Si las actividades contaminantes no pueden ser evitadas, ellas deben localizarse donde el potencial de deterioro del ambiente sea menor, mientras que estas actividades deben prohibirse en ciertas áreas, ya sea porque los mecanismos de protección de ese sitio son inadecuados o porque el valor del agua subterránea en ese sitio es demasiado alto como para correr cualquier riesgo de contaminarla.

8.4.2.2. Evaluación de la contaminación

Los mapas de vulnerabilidad son una buena herramienta que los hidrogeólogos pueden emplear para evaluar local o regionalmente el potencial de vulnerabilidad, para identificar áreas susceptibles a la contaminación y para dar prioridad al esfuerzo que es necesario para una evaluación más detallada. Los mapas de vulnerabilidad ayudan a determinar cuales áreas pueden tener problemas de contaminación del agua subterránea y que tipo de estudios o datos específicos del sitio son necesarios.

Los mapas de vulnerabilidad también pueden ser usados para diseñar las redes de monitoreo y para la evaluación de situaciones de contaminación.

Se gastan grandes cantidades de dinero en las redes de monitoreo de agua subterránea; el número de contaminantes potenciales se han incrementado significativamente durante las últimas décadas y no es posible monitorear todos los contaminantes en todos los lugares. Por lo que es esencial tener un diseño apropiado de las redes de monitoreo y establecer un programa de monitoreo, técnicas y frecuencias de monitoreo, extensión de mediciones, etc. adecuados. Los mapas de vulnerabilidad pueden ayudar particularmente al diseño de las redes de monitoreo para la calidad del agua subterránea afectada por la influencia humana. Típicamente los efectos adversos de las actividades humanas aparecerán primero en las áreas más vulnerables donde el tiempo de transporte desde la superficie al acuífero es más corto.

Los mapas de vulnerabilidad son útiles para la evaluación de casos de contaminación no puntual y los mejores resultados se obtienen de mapas de vulnerabilidad que son construidos para contaminantes específicos, si las relaciones entre los parámetros reflejan la situación real.

La aplicabilidad de los mapas de vulnerabilidad para la evaluación de sitios de contaminación puntual es muy limitada, principalmente debido al gran número de contaminantes potenciales y a la escala de los mapas de vulnerabilidad. Normalmente no será posible distinguir individualmente sitios contaminados en estos mapas. Típicamente las áreas de más alta vulnerabilidad son aquellas donde el transporte de contaminación es más rápido y la atenuación es menor. Las características generales de los mapas de vulnerabilidad pueden ayudar a evaluar el impacto potencial de una contaminación puntual accidental causada, por ejemplo, por un accidente en la carretera de un camión que transporta químicos peligrosos. Sin embargo, no pueden ser interpretados análisis detallados de casos de contaminación puntual usando mapas de vulnerabilidad. Ninguno de los autores de los mapas de vulnerabilidad existentes recomiendan usar los mapas de vulnerabilidad para sitios de contaminación puntual. En estos casos siempre será indispensable realizar estudios específicos en el sitio.

8.4.2.3. Educación

Los mapas también pueden ser usados para educar al público y a los políticos que toman las decisiones acerca del agua subterránea como parte de un sistema ecológico interconectado que es afectado por las actividades humanas. Para los políticos, los mapas de vulnerabilidad son de gran valor en casos administrativos cuando existe riesgo de contaminación del agua subterránea.

Los mapas de vulnerabilidad crean conciencia en el público acerca de la protección ambiental, pues el término vulnerabilidad es muy explícito, por lo que es entendido por la gente aunque no sea especialista. El proceso de creación de mapas de vulnerabilidad es muy educativo y nos enseña acerca de la complejidad de las cuestiones ambientales y sobre las limitaciones que existen para describir el mundo real.

8.4.3 Limitaciones

Las limitaciones de los mapas de vulnerabilidad están dadas generalmente por los propósitos para los cuales fueron elaborados y por su contenido, el cual está controlado por la escala. Dichas limitaciones son principalmente causadas por la falta de datos representativos (en términos tanto de cantidad como de calidad) y su relación con la escala a la que el mapa fue configurado; la descripción inadecuada del sistema físico (particularmente geológico e hidrogeológico); la carencia de una metodología general aceptada; y las limitaciones en la verificación y control de los métodos de evaluación de la vulnerabilidad.

8.4.3.1. Datos disponibles y su relación con la escala del mapa

La mayor restricción de los mapas de vulnerabilidad es la cantidad y calidad de datos necesarios para construir un mapa representativo. La cantidad de datos está estrechamente ligada a la escala del mapa. La utilidad del mapa de vulnerabilidad depende de la escala a la que el mapa ha sido configurado, la escala a la que los datos fueron recolectados y la resolución espacial del mapa. La escala tiene influencia sobre la precisión de la información, el nivel de generalización de los datos y el valor de los atributos y sus parámetros.

8.4.3.2. Descripción inadecuada del sistema

Todos los mapas hidrogeológicos tienen sus limitaciones causadas por nuestra inhabilidad para describir de manera precisa el complicado y heterogéneo mundo físico; nuestras descripciones de él están típicamente basadas en la extrapolación de un número restringido de puntos de observación. Los mapas hidrogeológicos representan las tendencias generales, pero en cuanto a lo concerniente a la información detallada, estos mapas son inadecuados. Los mapas de vulnerabilidad que están basados en mapas hidrogeológicos, definitivamente sufren de las limitaciones y defectos de esos mapas.

El juicio del autor juega un papel importante en la construcción de los mapas de vulnerabilidad. Si adopta un principio de evaluación de la vulnerabilidad conservativo para cada parámetro utilizado en la definición de las clases de vulnerabilidad, entonces el producto final será muy conservativo y por lo tanto de uso limitado.

8.4.3.3. Malta de una metodología general aceptada

Muchos investigadores están de acuerdo en los parámetros que son relevantes, pero están en desacuerdo en la metodología para combinar esos parámetros en una relación de vulnerabilidad; ni la terminología ni en el enfoque está estandarizado; dada la misma base de datos, diferentes autores llegarán a diferentes conclusiones.

Hasta ahora no ha sido posible desarrollar una metodología general aceptada para la construcción de mapas de vulnerabilidad donde sean combinados todo los parámetros y condiciones relevantes en una metodología universal. Los mapas de vulnerabilidad existentes no son totalmente comparables debido a la subjetividad de quien los realiza.

8.4.3.4. Verificación y control de la evaluación de la vulnerabilidad.

La escala del tiempo en las consideraciones de la vulnerabilidad del agua subterránea es frecuentemente tan grande, que tenemos una oportunidad limitada de verificar nuestra evaluación de vulnerabilidad antes de que sea demasiado tarde. Hay ejemplos que prueban que es posible restaurar a su estado original una agua superficial seriamente contaminada (río o lago). Al mismo tiempo, sólo excepcionalmente se ha reportado la restauración exitosa de un acuífero.

8.5 REFERENCIAS DEL CAPÍTULO 8

Escolero O. 1992. Metodología para Evaluar la Vulnerabilidad de un Acuífero a la Contaminación. Memorias del VII Congreso Nacional 1992, Acciones para un Ambiente Limpio, Sociedad Mexicana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, A. C., Cocoyoc, Mor., del 22 al 25 de Septiembre de 1992.

Foster S. 1987. Fundamental Concepts in Aquifer Vulnerability, Pollution Risk and Protection Strategy. In Vulnerability of Soil and Groundwater to Pullutants.

Foster S. e Hirata R. Determinación del Riesgo de Contaminación de Aguas Subterráneas. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente.

Larry W. 1997. Nitrates in Groundwater. Canter (University of Oklahoma) Lewis Publishers.

Matthess G., Foster S. and Skinner Ch., 1985. Theoretical Background, Hydrogeology and Practice of Groundwater Protection Zone. International Contributions to Hydrogeology, Volume 6.

Vrba J. and Zaporozec A. 1994. Guidebook on Mapping Groundwater Vulnerability. International Association of Hydrogeologist, Volume 16.

9 PLANES DE CONTINGENCIA Y SU RELACIÓN CON LAS ZONAS DE PROTECCIÓN DE POZOS

9.1 DEFINICIÓN Y OBJETIVOS DE UN PLAN DE CONTINGENCIA

9.1.1 Introducción

Ante la creciente amenaza de destrucción del medio ambiente que se ha estado presentando en los últimos años en el mundo y muy especialmente las amenazas de contaminación de los sistemas de abastecimiento de agua subterránea de los países, las autoridades relacionadas con el tema han hecho conciencia ante el peligro que esto significa, por lo que han implementado programas de protección a los sistemas de abastecimiento de agua de las comunidades y poblaciones.

También la ocurrencia periódica de fenómenos naturales, contaminación química, amenazas físicas y desórdenes civiles ponen en peligro los sistemas de abastecimiento y distribución de agua de las poblaciones, lo que ha ocasionado que en la actualidad se requiera proteger estos sistemas ante esas acciones.

En México no existe a la fecha un programa de protección de los sistemas de abastecimiento de agua, por lo que resulta muy importante su creación. El programa de protección de los sistemas de abastecimiento de agua potable, consiste en el establecimiento, aprovisionamiento y manejo de actividades de respuesta ante la presencia de una emergencia o eventualidad, que pudiera poner en riesgo la calidad y/o distribución de agua en las poblaciones. El desarrollo e integración de estas actividades o acciones de emergencia constituyen un plan de contingencia.

Un *plan de contingencia* consiste en la identificación de las amenazas o eventos potenciales que pueden causar daño o contaminación a los abastecimientos de agua subterránea de las poblaciones o comunidades, y el desarrollo de acciones o procesos que se deben de seguir antes que esas eventualidades se presenten. Un plan de contingencia debe ayudar a las poblaciones a responderse las siguientes preguntas:

¿Cuáles son los probables eventos o amenazas que en algún momento pueden afectar a los abastecimientos locales de agua subterránea?

¿Cuáles son las acciones específicas que se deben seguir ante la presencia de estas amenazas?

¿Quién es el responsable de cada acción a seguir y quién coordina las acciones que se deben asumir ante esa eventualidad?

¿Dónde se pueden ubicar los abastecimientos de agua alternativos?

¿Dónde pueden obtenerse los recursos técnicos, logísticos y financieros necesarios ante esta amenaza?

El objetivo del establecimiento de un plan de contingencia es la prevención de la contaminación en los sistemas de abastecimientos de agua subterránea que sirven para consumo humano y de los problemas o interrupciones que se puedan presentar en ellos. En años anteriores en algunos países se consideraba igual un plan de contingencia que un programa de protección de pozos; a partir de 1986 en Estados Unidos se estableció que un programa de protección es aquel que sirve para proteger los pozos de agua subterránea de los sistemas de abastecimiento público ante cualquier eventualidad o fenómeno que se presente y que pueda contaminar o dañar dichos pozos. Por lo tanto, un plan de contingencia sirve para proteger los abastecimientos de agua subterránea; lo que viene siendo un elemento de un programa de protección.

De acuerdo a las características presentes en cada zona y a las necesidades requeridas en cada una de ellas, es necesario que el gobierno de la entidad o la propia comunidad establezca un plan de contingencia de acuerdo a sus requerimientos. Para el establecimiento del plan se requiere considerar el tamaño de la localidad, las condiciones hidrológicas, la capacidad técnica, los recursos financieros, institucionales y políticos que existen en la localidad, ya que de acuerdo a estas características se establecerá el plan de contingencia específico.

Pero también es muy importante considerar qué producto químico puede amenazar el sistema de abastecimiento de agua, para así establecer el plan de contingencia más adecuado que evite la contaminación de ese sistema.

En vista de que resultaría muy perjudicial para las poblaciones que se llegara a presentar un problema de contaminación en cualquiera de los sistemas de abastecimiento, y como actualmente existen poblaciones que utilizan fuentes de agua subterránea y superficial para abastecerse, los planes de contingencia sirven para salvaguardar paralelamente dichos sistemas.

Corresponde al gobierno de cada localidad establecer un plan de contingencia de acuerdo a las amenazas o eventos que puedan ocurrir a nivel local y que puedan afectar los sistemas de abastecimiento.

En vista del incremento de la población y de la industria, en México cada vez se requiere más agua para satisfacer la demanda que ellas presentan. Ante esta demanda se ha presentado un creciente peligro en contaminar los sistemas de abastecimiento en forma natural, ya ocasionado por la intrusión de agua salada a la zona de agua dulce en acuíferos costeros, o por la presencia de substancias o minerales que existen en el subsuelo y que en forma natural se presentan en algunos sistemas, y que algunas veces se provoca su desplazamiento hacia la zona de explotación del pozo debido al bombeo excesivo. Otra situación importante que se debe considerar en el país es la instalación de industrias que utilizan materiales resistentes a la degradación, y que son vertidos al subsuelo sin tratamiento previo,

por lo que ponen en peligro los sistemas de abastecimiento de agua. Por ese motivo resulta muy importante que en nuestro país se establezcan planes de contingencia en las poblaciones para proteger sus sistemas de cualquier amenaza de este tipo.

Con la implementación de este tipo de reglamentos México daría un paso muy importante en la protección de sus sistemas de abastecimiento de agua de las poblaciones, lo cuál beneficiaría a los habitantes en todo el país en caso de que se presente una acción que pueda interrumpir el abastecimiento del vital líquido a los pobladores en sus regiones.

9.2 PROGRAMACIÓN DE UN PLAN DE CONTINGENCIA

9.2.1 Organización del plan de contingencia

El establecimiento de un plan de contingencia debe tener un impacto significativo en la población, por lo que su éxito dependerá de su calidad y de la eficiencia de las acciones a desarrollar durante el tiempo que se establezca el plan de contingencia. Para organizar adecuadamente un plan de contingencia, se requiere desarrollar las siguientes acciones:

Formación de grupos locales de planeación

Selección del responsable del grupo de trabajo

Identificación de las prioridades del plan

Identificación de los recursos disponibles para el desarrollo del plan

Asignación y dirección de las responsabilidades durante el establecimiento del plan

Formación de grupos locales de planeación. En cada localidad se integrará un grupo de trabajo, que en caso de aplicar un plan de contingencia trabajará adecuadamente y con el respaldo de las autoridades locales. El proceso de integración del grupo debe iniciarse en forma individual como usuario o como organismo operador de sistemas de agua.

El grupo que integre el plan de contingencia estará formado por personas que tengan habilidad, compromiso, autoridad y recursos para cumplir con el trabajo que se les encargue y lo desarrollen eficazmente. Las personas que conformen el grupo deben conocer a la población, el sistema de agua, el número de usuarios y los mecanismos o acciones de respuesta ante las interrupciones del suministro de agua.

El grupo trabajará en forma independiente a cualquier dependencia de gobierno, para así no tener injerencia ante cualquier acción o proceso que sea necesario realizar; pero debe recibir apoyo logístico y económico de todas las dependencias locales y estatales, en especial de las dependencias relacionadas a los sistemas de abastecimiento de agua, para así desarrollar adecuadamente su trabajo durante el establecimiento del plan de contingencia.

El grupo estará conformado por personas de diferentes disciplinas y experiencias, para que así aporten ideas para el mejor desarrollo de los planes de contingencia. Para que así se solucionen lo más rápido y eficazmente posible las eventualidades que se presenten en los sistemas de abastecimiento de agua. El número de miembros de cada grupo dependerá del tamaño y características de cada población; la participación de cada miembro permitirá cubrir adecuadamente las circunstancias y necesidades que se presenten en cada una de ellas.

Selección del responsable del grupo de trabajo. En cada comunidad se nombrará a una persona del grupo de trabajo que se responsabilice de las actividades que se desarrollen en el plan de contingencia. Esta persona debe tener experiencia en planeación y conocimiento del sistema local de abastecimiento de agua, para así coordinar adecuadamente al grupo ante cualquier eventualidad que se presente en los sistemas. Esta persona debe tener comunicación con las otras oficinas locales y estatales, e interés en que no se presenten problemas en sus sistemas de abastecimiento a la población.

La persona que se designe debe tener el apoyo de las autoridades, de la comunidad y de los miembros del grupo para desarrollar adecuadamente su trabajo. Un plan de contingencia debe ser aceptado como parte importante de las actividades que desarrollen los diferentes niveles de gobierno.

Identificación de las prioridades para el desarrollo del plan. Se identificarán las acciones prioritarias a desarrollar durante el establecimiento del plan de contingencia en cada población, para así realizarlo adecuadamente y poder atender las interrupciones que se presenten en los sistemas de abastecimiento. Para desarrollar adecuadamente un plan de contingencia se debe tener en consideración algunos aspectos importantes como los siguientes:

Conocer las características de los sistemas de abastecimiento de agua.

Conocer la amenaza principal de interrupción del sistema (incluyendo contaminación e interrupción del servicio).

Conocer alternativas de abastecimiento de agua.

Conocer las acciones o procedimientos más fáciles para conseguir recursos financieros.

Conocer a los directores de las oficinas gubernamentales e instituciones de educación que podrían apoyar las acciones del plan.

Después de conocer los aspectos antes mencionados y de acuerdo con las condiciones físicas en que se encuentren los sistemas, se procederá a seleccionar las prioridades que cada población pudiera tener en caso que se presente una

eventualidad o fenómeno; para así especificar las acciones a seguir en caso del establecimiento del plan de contingencia.

Identificación de los recursos disponibles para el desarrollo del plan. Será responsabilidad del grupo encontrar los recursos económicos para desarrollar las actividades necesarias ante el establecimiento del plan y así cubrir las prioridades que se vayan presentando durante el desarrollo del mismo. Este concepto es muy importante, porque a los recursos económicos con que se cuente, servirán para cubrir los posibles requerimientos de equipo, personal y económicos que se vayan presentando en la población durante el establecimiento del plan.

En nuestro país le corresponde al grupo de trabajo solicitar los recursos económicos al gobierno estatal o federal para desarrollar sus actividades durante el establecimiento del plan. Adicionalmente, podrá solicitar los recursos económicos a las empresas particulares e instituciones no gubernamentales, para desarrollar las acciones que considere importantes en el establecimiento de un plan de contingencia y así cubrir adecuadamente las necesidades del grupo.

Asignación y dirección de las responsabilidades durante el establecimiento del plan. Se le asignará a cada uno de los miembros del grupo de trabajo las responsabilidades que debe cumplir durante el establecimiento del plan de contingencia. Estas responsabilidades pueden ser asignadas de dos formas, una para el desarrollo del plan y otra para la implantación del mismo.

La distribución de las actividades ayuda en gran parte al grupo de trabajo, porque existen actividades que se pueden realizar individualmente y se avanzaría eficazmente en el desarrollo del plan. Cada miembro del grupo de trabajo será responsable de las actividades que se le asignen y debe recibir el apoyo de los demás miembros del grupo para desarrollarlas y contar con el soporte económico para cumplirlas adecuadamente. La actividad encargada a cada uno de los miembros del grupo será desarrollada en un tiempo razonable, con una calidad adecuada y se enlazarán con las actividades que desarrollen los demás miembros del grupo.

9.2.2 Desarrollo del plan de contingencia

El desarrollo adecuado de las actividades de un plan de contingencia representa el desglose de las actividades que se deben realizar ante la presencia de una eventualidad o interrupción en los sistemas de abastecimiento de agua. Para el desarrollo del plan es muy importante considerar los siguientes aspectos:

Enfoque principal del plan. Es muy importante considerar para el desarrollo del plan de contingencia mismo, que se establezca el enfoque que se le requiere dar y cuales son los objetivos y metas que se tratarán de alcanzar al establecer dicho plan. El documento del plan debe de ser de fácil lectura, con objetivos claros y concisos, y

con actividades fáciles de desarrollar por cualquier persona de la población que requiera consultarlo.

Instalación del plan de contingencia. Para la elaboración del documento de un plan de contingencia, se tiene que tomar en consideración qué acciones resultan importantes de realizar y cuantos temas van a estar contenidos en el documento, para lograr un buen desempeño del grupo ante cualquier eventualidad en los sistemas de abastecimiento de agua. A continuación se mencionan algunos de esos temas o secciones:

Directorio de información.- Al principio de cualquier documento de un plan de contingencia, se elaborará un índice de los temas de información que estén contenidos en dicho plan; esto facilita el uso del documento en caso de emergencia, se tiene que elaborar una sección en la cuál se explique claramente el uso del mismo en caso de que se establezca un plan de contingencia, lo cuál permitirá una consulta más fácil para beneficio de la comunidad.

Autoridad legal para el plan.- El plan de contingencia tendrá un fondo legal, donde se especifique los requerimientos estatales necesarios, las acciones locales que se deben realizar, las responsabilidades y acciones relevantes de él, y la división de las responsabilidades de fondo para el desarrollo del plan.

Objetivo del plan.- En el documento se establecerá claramente cuál es el objetivo del mismo y las metas que se tienen que cumplir al desarrollar el plan, especificando la dirección y los tipos de actividades que se realizarán para el buen desarrollo del mismo.

Panorama del programa de protección de las fuentes de abastecimiento.- En esta sección se explicará claramente cuál es la relación que guarda la comunidad en un plan de contingencia de los sistemas de abastecimiento de agua. Se indicará a la comunidad cuál es su participación en él, cómo se protegerán los sistemas de abastecimiento, indicándoles la forma de cuidar las áreas de recarga de la contaminación. Con estas actividades se convencerá a los habitantes de las poblaciones a cuidar y proteger los sistemas de abastecimiento de agua pública.

Resumen de las necesidades del plan.- En esta sección se ubicará adecuadamente al lector en las necesidades del desarrollo de un plan de contingencia y se le enseñará a identificar las actividades a seguir en el caso de que se presente una emergencia en los sistemas de abastecimiento y sea necesario establecer un plan de contingencia en su población.

Como fue desarrollado el plan.- En esta sección se presentará un esquema de los procesos desarrollados en la planeación del plan de contingencia, mostrando el papel que desempeña el gobierno del estado y las organizaciones locales; se explicará cada una de las responsabilidades adquiridas por cada una de las partes.

Relación con otros planes de soporte.- Se indicará en esta sección, cuál es la afinidad del plan de contingencia con otros planes establecidos en la comunidad, lo cuál resulta importante porque en algunas poblaciones se desarrollan diversos

planes que pueden tener actividades comunes, las cuales resultarían adecuadas realizarlas en forma conjunta entre los planes.

Distribución del plan.- Será responsabilidad del grupo de trabajo, distribuir en la comunidad las copias del documento, estas copias se distribuirán principalmente en las oficinas públicas o donde tengan acceso las personas de la población para su consulta y aprendizaje. También se entregarán copias del documento a las autoridades locales, estatales y federales para su consulta.

Actividades para revisar y corregir.- Se establecerá un procedimiento mediante el cuál, después de haberse repartido a las dependencias u oficinas relacionadas con el tema, se permitirá un tiempo razonable durante el cual si alguna persona tiene algún comentario o sugerencias sobre el plan lo pueda externar. Después, el grupo de trabajo debe considerar todos los comentarios y sugerencias recibidas, analizarlos y realizar las correcciones o modificaciones necesarias para adecuarlo a las necesidades de la población.

Descripción de las condiciones existentes.- El grupo de trabajo revisará la información existente del área donde se encuentra el sistema de abastecimiento de agua e identificará los recursos locales (personal, equipo y financiamiento) con el que podrá contar a futuro si es necesario para realizar las acciones del plan.

Resulta de mucha ayuda para el grupo la revisión de la información y el análisis de los sistemas de abastecimiento de agua de cada población, ya que permite evaluar los procesos que se tienen establecidos en el plan y así determinar cuales son las necesidades dentro de cada comunidad y permitirá adecuar el plan para que cumpla sus funciones.

Los factores específicos que debe conocer el grupo de trabajo son:

Características de los sistemas de agua.- Los componentes más importantes de un plan de abastecimiento de agua son los procesos físicos que se presentan en el medio en el cuál se encuentra el agua. El plan de contingencia incluirá información básica sobre el área del sistema de abastecimiento, como es:

- a) Localización y capacidad de cada pozo de abastecimiento, así como de los tanques de almacenamiento existentes en la población.
- b) Facilidad para la localización y capacidad de tratamiento de las aguas.
- c) Localización y capacidad de las líneas de distribución del sistema de abastecimiento.
- d) Localización de los puntos clave para aislar en secciones el sistema en caso de que se requiera establecer el plan de contingencia.
- e) El conocimiento de las características de uso del agua de las poblaciones que son servidas. Estas pueden ser críticas en la determinación de las acciones a seguir en el caso del interrumpir el suministro de agua.

Fuentes potenciales de afectación a los abastecimientos de agua.- El grupo de trabajo identificará las posibles fuentes o eventos que puedan afectar a corto o largo plazo los sistemas de abastecimiento. Esta etapa resulta relevante para realizar una planeación adecuada de las acciones a aplicar en caso que se presenten esos eventos.

Estos factores de afectación se pueden deber a las condiciones hidrológicas, al uso local de la tierra, a las fuentes potenciales de contaminación, a las características del abastecimiento de agua y a la red de distribución de la misma. El plan de contingencia debe hacer énfasis en las posibles fuentes de contaminación química proveniente de la transportación, almacenaje y uso de productos químicos peligrosos. Se debe prestar una atención especial a las poblaciones con sistemas de abastecimiento de agua que se encuentren en terrenos vulnerables desde el punto de vista hidrogeológico y que son potencialmente fáciles de contaminar, como son los terrenos cársticos.

Alternativas de restitución de abastecimientos de agua.- El grupo de trabajo tiene que considerar que alternativas de restitución se pueden utilizar en caso de interrumpir el abastecimiento de agua a las poblaciones, de presentarse contaminación en los propios sistemas o por rupturas en las redes de distribución.

Dependiendo de la naturaleza del problema, las fuentes alternativas se pueden requerir por un número determinado de horas, días, semanas, o en algunos casos permanentemente. De acuerdo a las características del sistema de abastecimiento de agua y a las causas de interrupción se puede utilizar algunas de las siguientes alternativas:

- a) Abastecimiento para el sistema
- b) Abastecimiento para el exterior del sistema
- c) Modificación o reducción del uso de agua
- d) Tratamiento al abastecimiento de agua
- e) Remediación del acuífero

Recursos logísticos sostenibles.- El grupo de trabajo tiene que seleccionar en la comunidad con que personal, equipo y recursos técnicos contará para el caso de una interrupción en el abastecimiento de agua. Las componentes básicas en la planeación logística incluye:

- a) Identificación del personal de apoyo.
- b) Identificación de los servicios, equipos y abastecimientos esenciales con el que contará en caso de presentarse la eventualidad.

Se elaborará una lista del personal de apoyo con el que se puede contar; en dicha lista se incluirá el nombre de la persona, número de teléfono, dirección, actividad que puede desarrollar y en que actividad le gustaría participar. También se elaborará una

lista del equipo existente en la comunidad que se encuentre en buen estado para ser utilizado en caso de emergencia.

Recursos financieros.- Este rubro es muy importante, porque hay algunos planes de contingencia que resultan muy costosos para algunas poblaciones; resultando así que se requiere apoyo económico extra para satisfacer las necesidades que se van presentando durante el desarrollo del plan. Por ese motivo, el grupo necesita identificar las posibles fuentes de financiamiento que en algún momento podrían apoyar las actividades que se desarrollarían durante el plan, estas fuentes pueden ser: las empresas particulares, préstamos a corto o largo plazo o como último recurso, se podría establecer algún impuesto para así cubrir los gastos que se realizarían en caso de emergencia.

Definir quién es el encargado de las actividades de respuesta ante una emergencia. El grupo de trabajo tiene que analizar las componentes del sistema de abastecimiento de agua, identificando las amenazas potenciales que actúan sobre el sistema de abastecimiento y definiendo los recursos necesarios para garantizarlo en forma constante. Con esta información se establecerán en forma congruente las actividades a realizar y coordinar las tareas de respuesta ante la presencia de una amenaza. Algunas de las actividades a desarrollar son:

- Identificación de la emergencia.
- Notificación al personal responsable
- Panorama de la dirección y control del incidente.
- Comunicación interna.
- Relaciones públicas comunicación/comunidad.
- Evaluación del impacto producido por el incidente.
- Evaluación de la contaminación.
- Actividades especiales para elementos no contaminantes.
- Obtención de alternativas suplementarias de abastecimiento de agua.
- Restricciones al uso del agua.

Estas actividades constituyen la parte más relevante del plan de contingencia durante la interrupción del abastecimiento de agua a la comunidad y el orden de importancia es de fácil selección durante el evento. Estas actividades deben separarse del resto del plan.

Identificación de la emergencia.- Primeramente se tiene que identificar cuál es la emergencia que se está presentando en ese momento o cuál es el motivo de interrupción del abastecimiento de agua a la comunidad. Al ser identificada la emergencia se tiene que notificar al responsable del grupo y a los demás miembros, para que ellos determinen las acciones a seguir para solucionar el problema eficazmente y lo más rápido posible.

Las poblaciones que consideran que la contaminación química en sus acuíferos representa una amenaza prioritaria, tienen que preparar un plan de contingencia específico para cuando esta eventualidad se presente y así no cause mayores problemas a la comunidad.

Notificación al personal responsable.- Después de haber identificado la amenaza, se tiene que notificar al personal responsable. El responsable del grupo tiene que elaborar una lista con los nombres y número telefónico, de todas las personas que colaborarán para solucionar el incidente. El plan debe incluir las actividades específicas para notificar a los responsables. En algunas poblaciones se puede nombrar a una o dos personas que en caso de presentarse algún incidente o amenaza a los sistemas de abastecimiento se encarguen de avisar a los responsables del plan de contingencia.

Panorama de la dirección y control del incidente.- El responsable del grupo debe tener un panorama general del incidente, para así plantear a los demás miembros del grupo las acciones a seguir durante el incidente o evento. También resulta importante tener definido cuál sería el plan de control para terminar con la eventualidad. Una confusión en el desarrollo del plan puede agravar y dificultar los esfuerzos del grupo para prevenir y solucionar la amenaza que se esté presentando en ese momento.

Comunicación interna.- Se tiene que comunicar a las autoridades locales y estatales de los eventos que amenazan los sistemas de abastecimiento de agua de las poblaciones, específicamente de las situaciones de emergencia; así como de los acciones a seguir en el desarrollo del plan de contingencia que se establezca. Algunos tipos de emergencias que pueden interrumpir las líneas de comunicación o de energía son las avenidas o incendios. La policía local, el cuerpo de bomberos y el ejército (quienes pueden ser miembros del grupo de planeación) pueden indicar que arreglos se tienen que hacer para que la energía y los sistemas de comunicación se restablezcan durante el evento.

Relaciones públicas comunicación/comunidad.- Es importante la comunicación efectiva con el público antes y después de la interrupción del abastecimiento de agua. En algunas ocasiones se requiere notificar a la comunidad lo más pronto posible de algunas normas sanitarias que deben de cumplir durante la interrupción del abastecimiento de agua. La comunicación efectiva minimiza la confusión de la población y aglutina la cooperación pública en la implementación de medidas de respuesta a la conservación del agua.

Para que la comunicación pública sea efectiva, tiene que ser rápida, frecuente, exacta y con un alto grado de credibilidad. Se deben emitir programas educativos para que la población vaya haciendo conciencia en las actividades a realizar en caso de que se presente alguna interrupción en el sistema. De igual forma, comunicar que acciones seguir para resolver tal eventualidad, y ayudar al grupo de trabajo a realizar sus actividades adecuadamente.

Evaluación del impacto producido por el incidente.- Después de haberse iniciado las actividades de respuesta, el organismo operador del sistema de agua requiere

analizar cada una de las actividades desarrolladas durante y después de dicho evento, para evaluar y determinar a corto y largo plazo el impacto producido por el evento al sistema de agua.

Evaluación de la contaminación.- Si la interrupción del abastecimiento de agua es debido a la contaminación en las fuentes de suministro de agua, es necesario realizar una evaluación del estado de los acuíferos para saber cuál es el grado de contaminación y el área que cubre.

La contaminación puede ocurrir por procesos de filtración natural de constituyentes que se encuentran en el subsuelo hacia los sistemas de agua, o por la migración de contaminantes introducidos al acuífero por actividades agrícolas o la disposición de agua residual en el subsuelo a cielo abierto, o por el derrame accidental de sustancias contaminantes al ser transportadas o almacenadas.

Cuando ocurren algunas de estas situaciones, se tiene que establecer un programa de muestreo y observación en el sistema de abastecimiento para detectar qué tipo y nivel de contaminación está presente en las fuentes de abastecimiento. Cuando existe evidencia de contaminación se tiene que:

- Notificar a la población de la situación que se está presentando.
- Identificar y aislar la fuente contaminante, si se conoce; si no se conoce, se tiene que identificar y aislar los abastecimientos de agua contaminados.
- Determinar el área de la contaminación.
- Determinar las actividades apropiadas a realizar.

Después de haber realizado las actividades mencionadas anteriormente, se procederá a establecer las actividades de saneamiento de los abastecimientos contaminados y al establecimiento de procedimientos de observación de la calidad del agua en los sistemas de abastecimiento de agua de la población, para prevenir futuros problemas en ellos.

Actividades especiales para eventos no contaminantes.- Cuando la interrupción en el abastecimiento de agua es causada por fenómenos naturales, como las tormentas, relámpagos, avenidas o inundaciones, o terremotos, se producen problemas físicos en los sistemas de abastecimiento o distribución de agua de las poblaciones. Los planes de contingencia se establecerán de acuerdo con la magnitud del evento y los procesos de prioridad con las necesidades que se presenten en la población.

Obtención de alternativas de abastecimiento de agua.- Los planes de contingencia de abastecimientos de agua tienen que haber identificado las fuentes alternativas de abastecimiento, para que en caso de presentarse alguna eventualidad en los sistemas ordinarios, dichas fuentes alternas se utilicen en forma expedita. Se realizará una lista preliminar de las posibles fuentes provisionales a utilizar y los procedimientos a seguir en caso de que estas se utilicen. La utilización de las fuentes

alternativas se designará de acuerdo al gasto de extracción técnicamente establecido, a la facilidad de acceso, al costo de extracción y a algunas restricciones que se tenga en ellos.

Restricciones al uso del agua.- El grupo de trabajo puede establecer algunas restricciones en el consumo de agua, debido a las interrupciones que se presenten en los sistemas de abastecimiento de agua de las poblaciones. Estas restricciones se establecerán de acuerdo con la categoría o causa de la interrupción. Cuando se establezca una restricción en el uso del agua se le notificará al usuario los procedimientos que se hayan establecido y estas normas tienen que estar contenidas en el documento que contenga al plan de contingencia.

Tratamiento del problema - Acciones futuras que deben considerarse.- La parte central del documento de un plan de contingencia para la interrupción del abastecimiento de agua consiste en las acciones de respuesta ante una eventualidad o fenómeno que interrumpa el abastecimiento de agua a la población.

Los procesos de ayuda típicamente empleados en un plan de contingencia en una población incluyen una variedad de acciones tangibles que pueden ser tomadas para reducir la vulnerabilidad de los sistemas a las interrupciones o a la capacidad de respuesta de las poblaciones ante eventos que se le presentan. Estas acciones generalmente están divididas en cuatro categorías que son las siguientes:

Acciones de emergencia para prevención y mitigación

Adiestramiento al responsable local

Educación al público

Revisar y corregir el plan

Acciones de emergencia para prevención y mitigación.- Las interrupciones de emergencias en los sistemas de abastecimiento de agua pueden resultar impredecibles, pero los procesos de planeación identifican problemas en los planes de contingencia, los cuales sirven posteriormente para mitigar dichas interrupciones. El plan de contingencia tiene que incluir algunas medidas de prevención o mitigación de las interrupciones que se puedan presentar en los sistemas. Un requerimiento esencial es que las medidas de prevención o mitigación deben ser de fácil establecimiento. Asimismo, es necesario determinar claramente quién en el grupo es el responsable de llevar a cabo dichas acciones y como las realizará. Durante el transcurso del tiempo, nuevas medidas pueden ser adoptadas y tienen que ser incluidas en el plan de contingencia.

Se pueden adoptar nuevas medidas e incluirlas en el plan de contingencia.

Adiestramiento al responsable local.- Se tiene que establecer un plan de adiestramiento para el personal en cada una de las poblaciones; este plan debe contener tareas específicas en el caso de presentarse interrupciones en los sistemas de abastecimiento de agua. Este adiestramiento se realizará mediante cursos cortos

en los cuales cada persona relacionada será directamente identificada, explicándole en forma clara y concisa las acciones en las que participará.

Educación al público.- El conocimiento público y confidencial del manejo de sistemas de abastecimiento es esencial en las acciones satisfactorias de respuesta ante una interrupción del sistema de abastecimiento. La educación al público se realizará por medio de conferencias, en las cuales se les informará de las actividades a desarrollar en caso de que sea necesario establecer un plan de contingencia, indicándoles en que actividades podrían participar y como colaborar en el desarrollo del plan.

Revisar y corregir el plan.- El documento de un plan de contingencia siempre se tiene que ir actualizando, ya que de acuerdo al desarrollo que presente la población, serán otras las amenazas o interrupciones que se pueden presentar a los sistemas de abastecimiento de agua. Por lo tanto, que se requiere que después de cierto tiempo se someta a revisión y corrección este documento.

Realización de un consenso para el desarrollo del plan.- Después de que el documento de un plan de contingencia sea oficialmente aprobado y adoptado, puede ser revisado cuidadosamente. Este proceso consiste en evaluar el plan para determinar si resulta adecuado, claro, coherente y completo.

El grupo de trabajo puede participar en esta revisión, teniendo trabajo en partes específicas del documento; el resto de la población también puede participar en esta revisión y dar sus puntos de vista sobre el documento. El objetivo es que en los procesos de revisión pueda participar cualquier persona con sus puntos de vista para mejorar las acciones que se plantean.

9.3 REFERENCIAS DEL CAPÍTULO 9

CTAGWV, Committe on Techniques for Assessing Ground Water Vulnerability. 1993. Ground Water Vulnerability Assessment: Predicting Relative Contamination Potential Under Conditions of Uncertainty.204 p.

USEPA, U. S. Environmental Protection Agency. 1990. Guide To Ground-Water Supply Contingency Planning For Local And State Governments. 83 p.

10 LIMPIEZA DE SUELOS Y AGUA SUBTERRÁNEA CONTAMINADOS

10.1 DESCRIPCIÓN DE MECANISMOS DE MOVIMIENTO Y ATENUACIÓN DE CONTAMINANTES EN EL SUBSUELO

10.1.1 Introducción

Cuando un compuesto químico, que de acuerdo con su naturaleza y origen pueda considerarse como una especie contaminante, se ubica en la parte superior del suelo, para llegar a la zona saturada (acuífero) debe atravesar la zona vadosa. De este modo, los contaminantes, en su camino vertical originado por la fuerza de la gravedad, hacia la zona saturada, al igual que la recarga natural de agua subterránea, se desplazarán en diferentes tipos de medios geológicos (poroso, fracturado, doble porosidad) o por aberturas producto de actividades humanas, En la mayoría de las ocasiones existe un contraste importante entre la composición química original del agua subterránea y suelo con el contaminante o contaminantes de interés, situación válida para el caso de contaminantes de tipo orgánico. Sin embargo, en el caso de contaminación por compuestos inorgánicos, siempre es indispensable establecer, definir y/o proponer el nivel de referencia original con base en el cual se determinará la existencia de contaminación o la presencia de agua de mala calidad de origen natural.

Generalmente se reconoce como contaminante a cualquier sustancia introducida al ambiente por efecto de las actividades humanas, de tal modo que degrade la calidad original, en este caso, del agua subterránea. Un gran número de sustancias han sido reconocidas como contaminantes en el agua subterránea. En la Tabla 10.1 se presenta una relación de los principales grupos de especies químicas que actualmente se consideran como contaminantes. Debido a la diversidad de compuestos químicos existentes, los grupos incluyen compuestos inorgánicos y orgánicos (hidrocarburos, grasas, aceites, solventes industriales, herbicidas y pesticidas, enfriadores, explosivos y desechos químicos producidos por las actividades agrícolas). Las fuentes de estos materiales contaminantes, aunque identificadas, son numerosas por lo que es complicado llevar un control estricto.

Los materiales geológicos ejercen ciertos mecanismos de atenuación sobre los contaminantes, lo que disminuye el peligro potencial de la afectación en el agua subterránea. Es importante reconocer que la efectividad de dichos mecanismos depende del tiempo de contacto entre los contaminantes y el material que compone el subsuelo, del tamaño de las partículas que lo componen, además de sus características físicas y químicas, y de la distancia que han viajado los contaminantes desde su fuente de origen. En general, entre mayor sea la distancia de viaje, mayor será la atenuación producida en la concentración original del contaminante. Son muchos los procesos de atenuación que afectan el destino, transporte y transformación de los contaminantes, ya sea en el suelo o en la zona

saturada. En este aspecto, se reconoce la existencia de procesos: i) físicos, ii) químicos y iii) biológicos. Cuando actúan estos procesos en el subsuelo, se ocasiona un cambio que puede resultar, en el mejor de los casos, en la remoción completa del contaminante del sistema de agua subterránea.

Tabla 10.1 Principales grupos de contaminantes

GRUPO	FUENTE DE LA CONTAMINACIÓN ASOCIADA
Municipal	Tuberías de drenaje, rellenos sanitarios y tiraderos a cielo abierto, pozos de inyección
Industrial	Contenedores superficiales o enterrados, tuberías de conducción, desechos mineros, campos petroleros
Agrícola	Fertilizantes, pesticidas, herbicidas, retornos de riego
Otros	Derrames accidentales, desechos de laboratorio, fosas sépticas

10.1.2 Procesos Físicos

Los procesos físicos que condicionan el transporte, fraccionamiento o atenuación de los contaminantes en el subsuelo son: i) **advección**, ii) **dispersión hidrodinámica**, iii) **difusión molecular**, iv) **volatilización**, v) **filtración** y vi) **densidad** (Testa, 1993; Aller et al. 1987).

La **advección** constituye el proceso físico más importante en el control de la migración de solutos en el subsuelo. Se relaciona con el movimiento de la masa de solutos disueltos, ocasionado por el desplazamiento del agua subterránea entre los poros del medio que constituye el acuífero, por lo que tiene como resultado la disminución de la concentración efectiva del soluto analizado. La **dispersión hidrodinámica** se vincula con la tendencia del soluto o contaminante disuelto en el agua, a esparcirse o propagarse conforme el fluido se desplaza en el subsuelo. La diseminación en el subsuelo es ocasionada por una componente mecánica involucrada en el fenómeno de dispersión, que resulta de variaciones en la velocidad del fluido, cuando se mueve entre los espacios de los poros (de diferente tamaño y forma). Debido a la fricción, la velocidad del fluido en la zona cercana a los límites del poro, es menor que en su porción central, ocasionando mezcla mecánica del soluto disuelto en el fluido, por lo que al igual que el proceso de advección, produce una disminución de la concentración del contaminante (dilución).

La **difusión molecular** también es una tendencia de dispersión de fluidos y solutos disueltos, resultado de la energía térmica y cinética de cada molécula, además de su entropía (medida del desorden interno). En contraste con la dispersión hidrodinámica, la difusión molecular es independiente de la velocidad del fluido. La difusión es un fenómeno importante cuando existen presentes compuestos volátiles o cuando la velocidad del flujo es extremadamente baja. La **volatilización** es la facilidad de un compuesto químico de pasar del estado sólido o líquido a vapor,

situación que requiere de absorción de energía, generalmente de tipo termal, que en la mayoría de los casos toma directamente del medio ambiente. En la medida de que la volatilización sea mayor, mayor será la tendencia de las moléculas para abandonar la superficie. Depende de la temperatura de referencia y de la composición química del compuesto.

El proceso de **filtración** ocurre cuando un fluido que se desplaza a través de un medio poroso, con espacios lo suficientemente pequeños como para afectar el movimiento de algunos de los componentes del fluido, de tal modo que en ocasiones puede incluso detenerlos por completo. El proceso de filtración es especialmente importante para atrapar partículas suspendidas y algunos coloides.

El movimiento particular de un contaminante en la zona saturada está directamente afectado por su **densidad** con relación a la del agua subterránea. Cuando el contaminante tiene una densidad menor a la del agua subterránea, éste tenderá a flotar sobre la franja capilar o directamente sobre el nivel freático. En caso de que la densidad del contaminante sea mayor que la del agua subterránea, la tendencia será a hundirse hasta la base del acuífero o hasta el sitio en donde la presencia de horizontes de menor conductividad hidráulica lo permita o bien fijarse en grietas.

10.1.3 Procesos Químicos

Los procesos químicos que modifican la composición de los contaminantes disueltos en el agua subterránea son muy variados y complejos. En este apartado se revisan y describen los que se consideran más importantes. Se supone que el lector tiene una comprensión básica de los fundamentos de química del agua y termodinámica, por lo que los aspectos elementales no se manejarán aquí. De este modo, los principales procesos químicos que afectan el transporte de solutos disueltos en el agua subterránea son: i) **disolución/precipitación**, ii) **hidrólisis**, iii) **reacciones redox (oxidación/reducción)**, iv) complejación, v) degradación termal, vi) **reacciones fotoquímicas**, vii) **intercambio iónico** y viii) **sorción**. A continuación se realiza una breve descripción de cada uno de estos procesos químicos.

El proceso químico de **disolución** se inicia cuando el agua se pone en contacto con un mineral y continúa hasta que se alcanza una condición de equilibrio entre el mineral y la concentración de las especies disueltas en el agua. En el caso extremo, el mineral es consumido totalmente antes de lograr el estado de equilibrio. Con base en lo anterior, se define la solubilidad de un mineral como la masa de material que se disolverá en una unidad de volumen de agua, bajo condiciones específicas. De la misma forma, si la solución está saturada con relación a alguna o algunas especies minerales, puede producirse la **precipitación** de un sólido, con lo que se conseguirá llegar nuevamente a la condición de equilibrio sólido/solución. Cualquier reacción de **disolución/precipitación** debe detallarse de acuerdo con una constante de equilibrio, o en el caso particular de la disolución de un mineral, con relación a una

constante de solubilidad (K_S). Por ejemplo, la disolución de calcita se expresa de la siguiente manera:



$$K_S = [\text{Ca}^{+2}] [\text{CO}_3^{-2}] / [\text{CaCO}_3] = 10^{-8.35} @ 25 \text{ }^\circ\text{C}$$

Se reconocen dos tipos de categorías en la disolución de sólidos. *Disolución congruente* significa que los productos de disolución consisten en su totalidad de especies en solución, por lo que no se producen sólidos en el proceso. La disolución de cloruro de sodio es un buen ejemplo de disolución congruente. El otro tipo, denominado *disolución incongruente*, implica que no todos los productos de la disolución consisten de especies disueltas, por lo que es posible identificar residuos minerales o sólidos amorfos, diferentes a los disueltos originalmente. La disolución incongruente es muy común que se presente en la naturaleza, ya que la mayoría de los silicatos formadores de rocas se disuelven de esta manera. Por ejemplo, la albita se disuelve liberando cationes, bicarbonato y dejando caolinita como residuo insoluble. La importancia de las reacciones de **disolución/precipitación** reside en que colaboran en la inmovilización parcial de una especie química, considerada como contaminante, si ésta parte de un mineral que se encuentra en condiciones de saturación, con relación a las concentraciones del agua subterránea.

Una reacción muy importante en la degradación de compuestos orgánicos se conoce como **hidrólisis**. Consiste de una reacción de sustitución en donde un compuesto halogenado se degrada a alcohol. El proceso se realiza por medio de la sustitución de un radical OH^- por un halógeno de un compuesto halogenado. Las reacciones de hidrólisis pueden ocurrir con o sin la presencia de un catalizador biológico (bacterias), ocurriendo más rápidamente en los compuestos monohalogenados. A medida que el número de halógenos se incrementa, las reacciones de sustitución tardan mucho más tiempo en completarse. En condiciones de soluciones en ambientes reductores, otros radicales como el HS^- pueden ser los agentes que substituyen al halógeno. Una reacción clásica de hidrólisis es la siguiente:



Para reacciones que incluyen componentes inorgánicos, la hidrólisis ocasiona la descomposición de minerales, lo que ocasiona la formación de nuevos minerales (disolución incongruente) además de que en el proceso se liberan especies iónicas al agua subterránea. En este aspecto, la importancia de la hidrólisis en los compuestos inorgánicos, es que constituye la reacción básica del proceso de intemperismo químico, condicionando la formación de arcillas. Posteriormente, por intermedio de procesos químicos y/o físicos, los minerales arcillosos pueden retardar el movimiento de contaminantes en el subsuelo.

Las **reacciones redox** involucran la transferencia de electrones entre especies oxidadas y reducidas. La oxidación se refiere al hecho de remoción de electrones de una sustancia, mientras que reducción es el proceso contrario, o sea el de aceptar electrones. Las aguas superficiales sin contaminación aparente, generalmente son medios oxidantes debido a su mezcla con el oxígeno atmosférico. Sin embargo, a medida que el agua se infiltra en el subsuelo y se separa de la atmósfera, el contenido de oxígeno disuelto disminuye gradualmente, hasta que finalmente el agua se torna de tipo reductor (sin oxígeno). La disminución de oxígeno es ocasionada por su consumo en reacciones con materia orgánica o en otras reacciones hidroquímicas, como oxidación de sulfuros, oxidación de hierro, nitrificación u oxidación de nitrógeno. Es importante mencionar que la mayoría de las reacciones redox están catalizadas por microorganismos, ya que utilizan sus enzimas en los procesos redox para generar la energía que sustenta su mantenimiento y síntesis celular.

La importancia de las reacciones redox en los componentes inorgánicos, es que en forma paralela con el pH, condicionan la solubilidad de muchos compuestos y complejos en el agua subterránea. Un ejemplo de la importancia de este tipo de reacciones se tiene en el caso del hierro, que para un pH entre 5 y 8 y potencial redox elevado (presencia de oxígeno disuelto), es relativamente inmóvil (se presenta en bajas concentraciones). Esta situación está condicionada a que la especie de hierro que predomina en este ambiente (Fe^{+3}), tiene un control de solubilidad muy importante con relación a óxidos e hidróxidos de hierro, por lo que rápidamente precipita. Sin embargo, en la medida de que el potencial redox de la solución disminuye (oxígeno agotado), la movilidad del hierro aumenta, ya que la especie iónica libre predominante (Fe^{+2}) no resulta afectada por la solubilidad de los óxidos o hidróxidos de hierro.

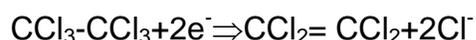
Las oxidaciones y reducciones también son reacciones importantes en la degradación de compuestos orgánicos. En el renglón de reacciones de oxidación se tiene la denominada como hidroxilación $-\alpha$, que consiste en la adición de un radical OH^- a un alcano, en lugar de un átomo de hidrógeno o de un carbón que también contenía un halógeno. El resultado de esta reacción de oxidación, es la degradación del alcano en un alcohol clorinado. Por ejemplo la hidroxilación $-\alpha$ del 1.1 dicloroetano ocasiona su degradación a 1.1 dicloroetanol.



A partir de esta degradación, el alcohol halogenado posteriormente puede sufrir pérdidas adicionales de hidrógeno a partir del radical hidroxilo para degradarse a un aldehído.



Las reacciones de reducción que colaboran en la degradación de compuestos orgánicos comienzan con la remoción de un haluro por una especie reducida, como pudiera ser un metal de transición o un complejo que lo incluya. La especie reducida posteriormente se oxida, formando un radical alquil que puede reaccionar con el H^+ , mismo que posteriormente substituye al radical X^- que fue liberado. También pueden ocurrir reacciones de reducción cuando existen haluros adyacentes a átomos de carbono. En este caso, la pérdida de un halógeno a partir de cada átomo de carbón crea un alqueno, por lo que a esta reacción de reducción se le denomina dihaloeliminación y degrada un alcanoclorinado en un alquenoclorinado. Como ejemplo se tiene la degradación de hexacloroetano en tetracloroetano



Se denomina **complejación** o quelatación al proceso de combinación de iones metálicos con moléculas orgánicas o simplemente moléculas no metálicas (denominadas ligandos), formando complejos metal-ligando estables. Un complejo de este tipo consiste de un átomo central rodeado cercanamente por un número variable de átomos o moléculas que donan electrones al átomo central. Estos complejos son muy importantes en la migración de contaminantes, porque muchos metales rápidamente forman complejos sumamente móviles. Una vez complejado cualquier metal, generalmente elude las reacciones o interacciones que sufre o que lo afectan cuando se encuentra como ion libre, por lo que esta reacción química facilita la migración de los contaminantes disueltos en el agua subterránea. En el caso de iones monovalentes, existe sólo un sitio en donde el ligando puede enlazarse con el ion metálico. Si el ligando tiene más de un sitio que puede utilizar en el enlace, entonces se forma lo que se conoce como **agente quelatante**.

La **degradación termal** es el proceso mediante el cual muchos compuestos orgánicos y algunos compuestos inorgánicos se degradan debido a la presencia de energía térmica. Dependiendo de las especies, la temperatura necesaria para la degradación puede ser relativamente baja, como en el caso de compuestos orgánicos de gran peso molecular, o ser relativamente alta como sería en el caso de degradación de compuestos estables. En el subsuelo la degradación termal es un proceso químico lento pero constante, que afecta a la mayoría de los compuestos orgánicos. Cuando no existen procesos químicos alternos, la degradación termal se considera de primordial importancia como agente de atenuación de contaminantes en el subsuelo.

Una fuente de energía alterna a la energía termal cinética, que colabora en el desarrollo de la mayoría de las reacciones químicas, es la energía lumínica, que también colabora, en el desarrollo de un determinado tipo de reacciones, denominadas **reacciones fotoquímicas**. En este caso, la energía necesaria para disociar moléculas o para crear estados de excitación molecular que facilitan reacciones posteriores, proviene de los quantums de energía lumínica, mismos que son función de la frecuencia de la fuente luminosa. Las reacciones fotoquímicas son

muy importantes en la porción superior del suelo expuesto, por lo que los compuestos orgánicos depositados en la superficie pueden degradarse efectivamente en los primeros milímetros de suelo.

Cuando una especie originalmente en solución la abandona para adherirse a la superficie de un sólido, se dice que la afectó un proceso de **sorción**. Se reconocen tres tipos de procesos de sorción: i) **adsorción**, ii) **absorción** y iii) **intercambio iónico**. De este modo, un contaminante que originalmente se encontraba en el agua subterránea pasa a "contaminar" el suelo o la zona vadosa, de donde posteriormente puede ser removido. Un caso especial de este proceso es cuando la especie en solución se intercambia por una especie que originalmente se encontraba en la fase sólida.

El proceso de sorción, que estrictamente consiste de la combinación de dos procesos (adsorción y absorción), se presenta en algunos materiales del subsuelo como los minerales arcillosos, hidróxidos de hierro y manganeso, óxidos de aluminio, en algunas sustancias orgánicas como el humus, así como en algunos minerales primarios de rocas volcánicas como las micas, feldspatos, augita y hornblenda. La adsorción ocurre cuando las moléculas o iones se adhieren a la superficie cargada del sólido por medio de fuerzas electrostáticas de tipo Van der Waals o enlaces covalentes. El proceso de absorción se presenta cuando el soluto no sólo se adhiere a la superficie del sólido cargado, sino que se introduce por difusión a su interior.

El intercambio iónico produce un enlace iónico más fuerte de la partícula en la superficie del sólido. En la mayoría de los ambientes naturales debido a la presencia de aniones como el oxígeno, la superficie de los minerales está cargada negativamente. Sin embargo, cuando ocurre el fenómeno de hidratación, se forman grupos OH^- en la superficie del sólido, por lo que la tendencia natural de neutralización se presenta cuando los cationes como el Na^+ , K^+ , Ca^{+2} se adhieren a la superficie.

La existencia de superficies cargadas en los minerales, es función del tamaño de las partículas, por lo que se reconoce que los procesos de sorción e intercambio iónico únicamente son importantes en partículas coloidales (10^{-3} a 10^{-6} mm de diámetro). El tipo de intercambio iónico más común es el asociado con el intercambio de cationes. Los minerales arcillosos que tienen el tamaño de partículas coloidales están compuestos por láminas estratificadas que en ocasiones presentan especies como el Na^+ , Ca^{+2} , K^+ , y H_2O en los espacios inter-láminas. Estos cationes en las arcillas, pueden intercambiarse posteriormente por cationes presentes en la solución, con lo que se obtiene un proceso de atenuación natural de metales muy efectivo.

10.1.4 Procesos Biológicos

Los procesos biológicos que ocurren en el subsuelo son ocasionados por la presencia de organismos microscópicos (bacterias u hongos) que pueden sobrevivir a grandes profundidades. Para que los organismos sobrevivan, necesariamente tiene que existir una fuente de energía y una fuente de carbono en dicho ambiente, que actúan como sustrato para su mantenimiento. En el subsuelo, los microorganismos pueden utilizar oxígeno (aeróbicos) o pueden no emplearlo (anaerobios), sin embargo existen algunos organismos anaerobios que pueden no ser afectados por la presencia de oxígeno en el medio. Otro tipo de microorganismos crece indistintamente en ambas condiciones (aerobias o anaerobias). Los procesos biológicos de mayor interés en la movilización de contaminantes en el subsuelo son: i) **biodegradación**, ii) **bioasimilación**, iii) **biovolatilización**, iv) **bioacumulación** y v) **biomineralización**.

La **biodegradación** es el proceso por medio del cual algunos organismos como bacterias u hongos pueden degradar (descomponer) algunos compuestos orgánicos. Durante el proceso de degradación, las bacterias toman a los compuestos orgánicos como fuentes de carbón y de energía. En ocasiones el compuesto orgánico es totalmente metabolizado a bióxido de carbono, mientras que en otros la degradación ocurre en forma parcial. Este tipo de proceso biológico es importante para la degradación de los compuestos xenobióticos, que son compuestos sintéticos como los herbicidas y pesticidas.

Se denomina **bioasimilación y bioacumulación** a los procesos de incorporación de contaminantes dentro de una célula. El organismo acumula el contaminante en la porción exterior o interior de la célula. La precipitación de metales fuera de las células ocurre cuando el organismo genera productos metabólicos que excreta, situación que ocasiona la inmovilización del metal. Uno de los ejemplos típicos de esta clase de procesos lo presentan las bacterias reductoras de sulfatos. En un ambiente reductor, estas bacterias excretan ácido sulfhídrico (H_2S), que reacciona con los metales presentes en la solución. La reacción con los metales produce la aparición de sulfuros insolubles como la pirita (FeS_2), esfalerita (ZnS), galena (PbS) y cobelita (CuS). El mineral precipitado dependerá del tipo de metales que se encuentre en solución. Algunos microorganismos excretan agentes quelatantes que atrapan al hierro y catalizan su entrada a la célula.

La **biovolatilización** se refiere a la remoción de contaminantes por medio de organismos como bacterias, moho u hongos que volatilizan los metales. Este proceso, denominado metilación, consiste en vincular un grupo metil ($-CH_3$) con el metal, ocasionado que el metal metilado se torne muy volátil. Este proceso puede remover iones metálicos como el mercurio, selenio y arsénico. Sin embargo, el problema de este proceso es que los metales metilados, por su alta volatilidad, son muy móviles, además de que son sumamente tóxicos.

El proceso de precipitación de minerales por la acción de organismos se denomina **biomineralización**. Son muchos los organismos que utilizan este recurso para generar partes internas duras o estructuras protectoras externas. La biomineralización generalmente se presenta en los organismos cuando tienen esqueletos, conchas o conforman arrecifes. Efectivamente, es un proceso capaz de recoger gran cantidad de especies contaminantes, al incorporarlas en los minerales precipitados. Sin embargo, la mayoría de los organismos que realizan este proceso no se presentan en el subsuelo, por lo que son de limitada utilidad para liberar de la contaminación al agua subterránea.

10.2 TÉCNICAS PARA LA IDENTIFICACIÓN DE CONTAMINANTES EN EL SUBSUELO

Una vez que se tiene registrada la fuente y el tipo de contaminantes que se han infiltrado en el subsuelo, el siguiente paso es la definición de su extensión. En las condiciones que se establecen en el agua superficial, la mayoría de las ocasiones es posible observar la contaminación directamente, o cuando menos se tiene relativa facilidad para realizar una toma de muestras que colabore en la identificación de la zona con problemas. Con el agua subterránea, la delimitación de la contaminación es mucho más difícil de realizar, ya que no se tiene acceso visual.

El agua subterránea y los contaminantes presentes se desplazan en el marco de referencia que brinda la geología del subsuelo del sitio. Se considera que, por la naturaleza de las investigaciones del subsuelo necesarias para definir la presencia y extensión de zonas de agua subterránea contaminada, los trabajos son eminentemente de tipo geológico. Cada sitio es diferente, por lo que la comprensión cabal de la geología local, tanto superficial como del subsuelo, es un requisito básico en el entendimiento de la hidrogeología y mecanismos que controlan el transporte de contaminantes en la zona analizada. Adicionalmente, esta información es fundamental en la definición de un modelo (analítico o numérico) para predecir cuantitativamente el destino de los contaminantes y, finalmente, realizar la planeación de la limpieza del sitio.

Considerando que la contaminación se originó a partir de una fuente ubicada en la superficie del terreno, la limpieza de los sitios contaminados debe incluir tanto al agua subterránea, como al material geológico que sobreyace al nivel freático. De este modo, es necesario que las investigaciones que se realizan en el sitio en donde se sospecha la presencia de contaminación en el subsuelo, incluyan tanto la zona vadosa como la zona saturada. En la zona vadosa es necesario establecer: i) espesor, ii) porosidad, iii) densidad volumétrica, iv) contenido de humedad, v) características del agua/suelo y vi) capacidad de campo (retención específica), además de la identificación de rutas preferenciales para los contaminantes. En la zona saturada es esencial reconocer con el mayor detalle posible: i) la geometría del acuífero, ii) medios en los que se desplaza el agua, iii) dirección de flujo y gradiente

hidráulico, iv) características químicas y físicas del agua y del medio que constituye el acuífero y v) propiedades hidráulicas del acuífero. Adicionalmente, el modelo hidrogeológico de referencia debe incluir relaciones acuíferos/acuitardos, velocidad del flujo subterráneo, identificación de la relación agua superficial/subterránea y mecanismos de recarga, entre otros.

La obtención de la información necesaria se realiza por medio de diferentes técnicas. De manera general, las técnicas de investigación del subsuelo para establecer la extensión de la contaminación pueden ser divididas en dos grandes rubros: i) **técnicas indirectas** y ii) **técnicas directas**. Las **técnicas indirectas** abarcan la cartografía geológica superficial con base en caminamientos de campo y examen de fotografías aéreas, mapas y planos geológicos publicados, recorridos de medición de vapores en la zona del suelo y métodos geofísicos superficiales. Los **métodos directos** incluyen la penetración del subsuelo utilizando maquinaria diversa (manual o con fuente de poder), con la finalidad de: i) tomar muestras de suelo y roca, ii) instalar de pozos de observación, piezómetros y celdas de registros de vapores, iii) realizar registros geofísicos y iv) registros de penetración estándar. A continuación se describirán brevemente las técnicas más importantes que se utilizan para la caracterización del subsuelo e investigación de la extensión de la contaminación.

Técnicas indirectas. Los *métodos geológicos de superficie* tienen como objetivo la determinación de la naturaleza y distribución de las unidades geológicas que pueden constituir acuíferos y acuitardos. Para ello se realizan recorridos de campo en donde se analizan la litología, estratigrafía y estructura de los depósitos geológicos que afloran dentro de la zona de estudio y alrededores inmediatos. La litología consiste de las características físicas exteriores de la unidad geológica e incluye la determinación de la composición mineralógica, tamaño de las partículas y arreglo geométrico, grado de compactación y cementación. La estratigrafía describe las relaciones de las edades entre las diferentes capas y materiales geológicos. Las características estructurales son propiedades geométricas de los sistemas geológicos, producidos por esfuerzos externos diversos a los que son sometidos posteriormente a que son depositados o cristalizados.

Con base en los resultados de la cartografía geológica únicamente, no es posible definir la ubicación y extensión de la contaminación en el subsuelo. Afortunadamente existen otros métodos indirectos, que con el apoyo de la cartografía geológica permiten la delimitación de zonas contaminadas. El registro de vapores en la superficie y los métodos geofísicos, son una técnica relativamente económica y rápida para evaluaciones preliminares. La caracterización y registro de vapores en la zona del suelo es una técnica excelente para la detección de compuestos orgánicos en el agua subterránea, sobre todo en el caso de contaminación por hidrocarburos. Se fundamenta en definir la zona contaminada en el acuífero con base en los compuestos orgánicos presentes en fase volátil en el suelo. En efecto, cualquier compuesto orgánico volátil presente en la zona capilar se fraccionará hacia el aire

que rellena los huecos de la zona vadosa y gradualmente se difundirá hacia la superficie del terreno.

La presencia y movimiento de los compuestos orgánicos volátiles en la zona vadosa depende de varios factores que incluyen: i) distribución granulométrica de las partículas, ii) forma y tamaño de los poros, iii) contenido de humedad, iv) presencia de hidrocarburos residuales y v) profundidad al nivel freático. La presencia de los volátiles se establece tomando muestras del aire con dos procedimientos diferentes: i) pasivo o estático y ii) dinámico o activo. En el sistema estático la toma de la muestra se realiza por medio de un dispositivo que se coloca justo por debajo de la superficie del terreno y que atrapa los vapores del suelo. El artefacto que atrapa los vapores consiste de un material absorbente, generalmente carbón activado. Existe en el mercado un detector pasivo de gases en el suelo que se denomina GORE-TEX®, que consiste de un material expansible de politetrafluoroetileno relleno con carbón activado y que se entierra en el suelo. Como todos los detectores pasivos, el material absorbente colecta los gases que se difunden en el suelo. Después de un tiempo variable que oscila entre unos cuantos días y dos semanas, el dispositivo se recoge y analiza el contenido en un espectrómetro de masas, con lo que se obtienen las características químicas del vapor que estuvo en contacto con el dispositivo.

La facilidad y rapidez de operación caracterizan a los sistemas activos, por lo que son muy populares. La toma de muestras del vapor en condiciones dinámicas se lleva a cabo colocando pequeños electrodos o sondas colectoras a una profundidad específica. Después de que se realiza una extracción de aire con una bomba de vacío para inducir los vapores al dispositivo colector de la muestra, ésta se traslada a otro recipiente para su transporte a laboratorio, o es inyectada directamente al dispositivo de medición. Cuando las muestras se remiten al laboratorio, el procedimiento utilizado es cromatografía de gases o espectrometría de masas convencional. Si se requieren resultados expeditos, los exámenes se realizan en campo. En este caso los análisis se realizan con fotoionizadores de amplio espectro, ionizadores de flama, o cromatógrafos de gases portátiles. Las instalaciones que se requieren para la toma de las muestras de vapor pueden incluir pozos de observación permanentes especialmente diseñados, si el objetivo es observar el avance de la contaminación en lugares aledaños a rellenos sanitarios o fuentes potenciales de contaminación. Sin embargo, el caso más común incluye la construcción manual de pequeños orificios de 20-50 cm de profundidad para la toma de muestras de vapor en el suelo. Una de las propiedades más importantes que se tienen que evaluar en la zona no saturada, es la distribución vertical del contenido de humedad. Los métodos geofísicos que se aplican en la superficie del terreno son una herramienta valiosa para lograr dicha definición. En forma complementaria, una ventaja adicional es que algunos son capaces de colaborar en la caracterización geológica del subsuelo y en la detección y delimitación de algunas áreas contaminadas en la zona saturada, así como tanques de almacenamiento enterrados que pudieran constituir fuentes de contaminación. Está bien establecido que la

combinación de diferentes técnicas geofísicas colabora en el abatimiento de los costos asociados con los programas de exploración directa, ya que permiten definir las zonas óptimas para emplazar los pozos de exploración y observación.

Entre los métodos eléctricos más recomendables para la exploración geofísica relacionada con detección de contaminación se tienen los de Inducción Electromagnética (EM por sus siglas en inglés). Este método se utiliza para realizar estimaciones de la conductividad aparente del suelo a profundidades variables (máxima alrededor de 60 metros) que dependen del espaciamiento de las bobinas que se utilizan, además de su disposición geométrica. Este método tiene muy buena respuesta a contrastes de conductividad eléctrica del suelo, sobre todo cuando se origina por la presencia de algunos constituyentes disueltos en el agua subterránea. Por ejemplo, la presencia de algunos constituyentes inorgánicos (contaminación) puede ocasionar el incremento de la conductancia específica de los fluidos de saturación (incremento de EM); mientras que la aparición de compuestos orgánicos la disminuye (decremento de EM). Cuando se comparan estos registros con los valores de fondo del agua subterránea del acuífero sin efectos notables de contaminación, es posible definir la extensión lateral y vertical de los contaminantes.

El equipo que se utiliza para las campañas de campo es relativamente sencillo y consiste de dos bobinas con separación fija o variable. El principio de operación es que una bobina transmite una corriente alterna a frecuencia de audio, que genera un campo magnético primario y otro secundario, que son detectados por la bobina receptora. La relación de los campos magnéticos generados con la frecuencia de la corriente alterna aplicada y el espaciamiento entre las bobinas se utiliza para calcular la conductividad aparente del suelo. La conductividad registrada para los materiales del subsuelo corresponde a un agrupamiento de factores, entre los que se reconocen la composición química del material geológico, porosidad, permeabilidad y contenido de humedad. Entre las limitaciones que presenta es que puede ser afectado por líneas de alta tensión, cables enterrados y cercas de alambre.

Un *método geofísico* muy popular en las investigaciones de extensión de la contaminación en el subsuelo es el *Método Eléctrico de Resistividad*. En este caso, una corriente eléctrica se introduce al terreno por medio de un par de electrodos de corriente y el voltaje resultante se registra en la superficie con otro par de electrodos denominados de potencial. A diferencia del método de inducción electromagnética, en este caso el parámetro útil es la resistividad, que se calcula a partir de la geometría del arreglo de electrodos de corriente y potencial, de la intensidad de la corriente aplicada y del voltaje registrado. Como la mayoría de los minerales no conducen en forma efectiva la corriente eléctrica, ésta se desplaza en el subsuelo por la humedad que se encuentra en los espacios porosos. De este modo, las variables que condicionan la resistividad son la porosidad, permeabilidad, cantidad de agua en los poros y su concentración de STD. Este método es capaz de definir variaciones en la salinidad de los materiales del subsuelo cuando se encuentran

saturados. Además es posible delimitar la presencia de compuestos orgánicos inmiscibles en el subsuelo, pero con la condición de que se presenten asociados a fluidos de elevada conductividad.

La técnica del *Radar de Penetración* (GPR, por sus siglas en inglés) se utiliza para diferenciar anomalías a poca profundidad y para refinar los datos generados por otros sistemas. Además es muy eficaz en la localización de tanques de almacenamiento enterrados a profundidades someras. Esta técnica se basa en la transmisión de un pulso de energía electromagnético en el suelo a partir de un transmisor que opera frecuencias de radio entre 10 y 1000 MHz. Un receptor (antena) móvil ubicado en la superficie detecta el pulso de energía reflejada, situación que se presenta cuando cambia la velocidad de desplazamiento de la onda de radio en el subsuelo. Las variaciones en la señal reflejada son registradas en forma continua para generar un perfil vertical de las condiciones del subsuelo. La energía reflejada por los materiales del subsuelo depende del contraste entre sus propiedades eléctricas, densidad y contenido de agua. La profundidad del sitio en donde ocurrió la reflexión se estima a partir del tiempo de viaje que toma la onda para moverse verticalmente hacia abajo y posteriormente hacia arriba. La profundidad efectiva de penetración para este método es variable, dependiendo de la textura del suelo. La presencia de horizontes arcillosos disminuye en gran medida la profundidad efectiva de penetración. Por sus características es sensitivo a la resistividad eléctrica de los materiales del subsuelo, por lo que puede utilizarse para la detección de compuestos orgánicos sobre el nivel freático. En contraste con los métodos eléctricos, los cables y tubería enterrada y las líneas de transmisión no afectan la resolución del método.

Técnicas directas. La planeación del programa de *exploración directa del subsuelo* para caracterizar las condiciones geológicas, hidrogeológicas y ambientales debe llevarse a cabo a partir de la información generada e interpretada con base en las técnicas indirectas aplicadas. Durante la exploración indirecta generalmente se obtiene una comprensión preliminar de ubicación y extensión de la contaminación en el subsuelo. De este modo, los sitios propuestos para las perforaciones exploratorias estarán encaminados a la detección depurada de la zona contaminada. También es primordial planear las exploraciones directas con base en los reglamentos y normas, que en materia de protección ambiental están vigentes en nuestro país. Esta condición permitirá que las dependencias encargadas de la revisión del proyecto de limpieza de la contaminación, tengan los elementos suficientes para considerar el reporte técnico en forma y tener las condiciones apropiadas para emitir un dictamen.

En la mayoría de las ocasiones, el procedimiento normal posterior a la perforación exploratoria, es el diseño y construcción de un pozo de observación o de un pozo que por sus características pueda ser utilizado durante las labores de limpieza de la contaminación existente en el subsuelo. El diseño y construcción de los pozos de observación dependerá de los objetivos específicos y del presupuesto disponible. Es

muy amplia la gama de posibilidades de diseño, que se adaptan a los diferentes requerimientos de las opciones de comportamiento de los contaminantes en el subsuelo. No es el objetivo de este manual realizar una discusión amplia de la gran cantidad de opciones disponibles, ya que existe tema para un manual específico. Sin embargo se señalarán de manera general las principales posibilidades. Por esta razón, tampoco se profundizará en los aspectos relacionados con las técnicas de perforación existentes, pues pueden ser consultadas en publicaciones especializadas.

Como se mencionó previamente, el objetivo fundamental del programa de exploraciones directas es obtener la información necesaria para: i) establecer la geología del subsuelo en el sitio, ii) definir el modelo conceptual de funcionamiento hidrogeológico y iii) tomar muestras de agua subterránea y material geológico en las zonas saturada y vadosa, para definir, en lo posible, la ubicación tridimensional de las zonas contaminadas. Las muestras obtenidas también se utilizan para colaborar en el conocimiento de algunas propiedades físicas y químicas de los materiales geológicos locales. Posteriormente algunos o todos los pozos exploratorios son habilitados como pozos de observación, en donde se realizarán mediciones de carga hidráulica, toma de muestras de agua y registros varios (temperatura y conductividad eléctrica, entre otros) cuando sea necesario. En condiciones ideales, el número de pozos exploratorios está condicionado por la cantidad de información que pueden otorgar para dar respuesta adecuada a los planteamientos señalados. Sin embargo, en la mayoría de los casos que se presentan en nuestro país, el número de pozos estará restringido por el presupuesto disponible, por lo que es muy importante que el número de pozos de exploración que se realicen, provea la mayor cantidad (y calidad) de información posible. De este modo, para optimizar los gastos realizados, se requiere una ubicación y supervisión adecuadas de los pozos de exploración.

Las técnicas de perforación de los pozos de exploración se seleccionan de acuerdo con las características de los materiales geológicos que componen el sitio, considerando el tipo de muestras que se requieren (inalteradas, muestras de ripio, núcleos) y el presupuesto disponible. En general, para propósitos de perforación de pozos exploratorios en estudios de delimitación de zonas contaminadas y en donde el material geológico del subsuelo consiste de sedimentos con grado de compactación variable, las técnicas más recomendables son las de *perforación con barrenas huecas*, *perforación de percusión* y *perforación rolaría*. Cuando el material geológico a perforar consiste de roca consolidada se recomienda la *perforación con brocas de diamante* para obtención de núcleos de roca.

Previo a la descripción de las diferentes técnicas de perforación, se realizará una breve reseña relacionada con los procedimientos de limpieza del equipo de perforación y de las herramientas de muestreo. Este protocolo es muy importante cuando se realizan estudios relacionados con detección de zonas contaminadas, ya que minimiza la posibilidad de errores en la interpretación de los resultados. En

resumen, si no se considera la limpieza de las herramientas, los residuos de material sobre el equipo pueden "contaminar" las muestras de otro pozo o a las de la misma perforación pero a diferente profundidad. Se recomienda colocar una lona o material plástico resistente en el suelo de la zona en donde se realizará la limpieza de las herramientas, que de preferencia se ubicará en los alrededores inmediatos del sitio de perforación. Es importante considerar una fuente del agua limpia que se utilizará para el lavado de la herramienta. Los fluidos que resultan de la limpieza del equipo se deben desechar de acuerdo con sus características de peligrosidad. Es habitual la utilización de lavado manual y lavado mecánico. El lavado a mano es adecuado para herramientas de tamaño pequeño, utilizando soluciones suaves como jabones e hipoclorito disuelto en agua. En el lavado mecánico se utiliza agua caliente y/o vapor a presión, y se aplica para remover lodo y partículas producto de la perforación a las herramientas de mayor tamaño (tuberías, barrenas) y a la perforadora.

La *perforación con barrena hueca* tiene una gran ventaja cuando se utiliza en trabajos de exploración relacionados con zonas contaminadas. Consiste de un método de perforación "en seco" por lo que no se introduce agua en la perforación, para no afectar la concentración de los contaminantes en el agua subterránea. Con el movimiento de rotación que se imprime a la barrena hueca, los materiales geológicos desplazados a medida de que la perforación avanza, son desplazados hacia arriba por la acción de las protuberancias helicoidales continuas que tienen las barras de perforación. Los diámetros disponibles oscilan entre 3 y 8 pulgadas, con profundidades máximas del orden de 30-50 metros. La prevención del derrumbe de la pared del pozo se produce por la misma tubería helicoidal hueca, por lo que no es necesario ademar el pozo a medida de que la perforación avanza.

Otra ventaja importante de la perforación con este método, es que las herramientas para la toma de muestras y para la instalación del pozo de observación, se instalan introduciéndolas por el interior de la tubería. Esta acción es posible en forma rápida con la previa remoción de las herramientas que comúnmente se colocan en el interior de la tubería, durante las maniobras de perforación. En caso de que sea necesario, también es posible la toma de muestras en forma continua, aunque por facilidad de manejo práctico, generalmente se toman a intervalos de 1.5 metros o cuando se presentan cambios significativos en la litología atravesada. Cuando los materiales a atravesar sean poco compactos, en ocasiones es posible utilizar barrenas huecas con operación de tipo manual, técnica que abate en gran medida los costos de la perforación. Sin embargo, se presentan problemas cuando existen formaciones deleznable arenosas y las partículas pasan al interior de las tuberías huecas, ocasionando que la barrena se atore. En estas condiciones la remoción de la tubería es difícil, pues la pared del pozo se colapsa sobre la tubería de perforación.

La *perforación a percusión* o con herramientas de cable como también se le conoce, es una técnica cuyos principios han sido aplicados desde tiempos inmemoriales. Cuando se utiliza en medios geológicos no consolidados, la perforación se adema en

forma continua. El ademe consiste de tubería lisa de diámetro variable (generalmente de 8 pulgadas de diámetro) que tiene una zapata en su extremo inferior. El otro extremo de la tubería de ademe se amarra al cable que se sostiene pasándolo por la porción superior de la torre de perforación. El proceso consiste de empujar la tubería de ademe un máximo de 1-1.5 metros con la posterior extracción del material de su interior con una herramienta de cuchara. Cuando la perforación avanza sobre la zona no saturada, es necesario agregar agua para crear un lodo que pueda ser extraído con la cuchara. Una gran ventaja que presenta cuando la perforación alcanza la zona saturada, es que es posible la toma de muestras de agua subterránea a intervalos discretos, previo a la instalación del pozo de observación. En este caso, es recomendable analizar las muestras de agua directamente en campo con un cromatógrafo de gases portátil. De este modo, la información obtenida rápidamente puede utilizarse para tomar decisiones relativas con el diseño del pozo de observación.

La *perforación de tipo rotario* puede tener diferentes variantes, de acuerdo con la disposición de la circulación del fluido utilizado. Una ventaja de esta técnica de perforación es que el diámetro puede variar entre 4 y 16 pulgadas, prácticamente sin restricciones en cuanto a la profundidad. Durante la perforación de tipo rotario con circulación directa, el fluido de perforación puede consistir de: i) lodo orgánico, ii) lodo inorgánico, iii) aire, iv) agua o iv) una mezcla de agua y espumante. El fluido seleccionado se bombea desde la superficie por el interior de la tubería de perforación, saliendo en el fondo del agujero por la barrena, colaborando en su lubricación y enfriamiento. En su recorrido hacia la superficie, el fluido viaja por el espacio anular entre la pared del pozo y la tubería de perforación, arrastrando el material triturado por el empuje y la acción rotativa que se imprime a la barrena.

En la perforación rotaria de tipo inverso se utiliza doble tubería o bien, el fluido de perforación se inyecta por el espacio anular entre la pared del pozo (que puede estar ademada o no) y la tubería de perforación, circula hacia abajo y entra por la barrena, ascendiendo por el interior de la tubería de perforación. Aunque la perforación rotaria también puede utilizarse en roca consolidada, generalmente se emplea en materiales no consolidados. Su aplicación no es recomendable en trabajos para detectar zonas contaminadas, ya que limita en gran medida la efectividad en la toma de las muestras de agua subterránea y material geológico. En estos casos, la integridad original de las muestras de agua siempre es cuestionada, debido a la gran cantidad de líquidos diversos que se introducen durante la perforación (Testa, 1994). Otra de las desventajas es que la acción de revestimiento que el lodo produce en la pared del pozo, disminuye la permeabilidad natural del medio geológico. Sin embargo, Palmer (1992) considera que las técnicas de perforación rotarias son apropiadas para su empleo en estudios ambientales. Señala que es muy importante que el lodo enjarre la pared del pozo en forma apropiada y cuando no se logra un enjarre adecuado, debe introducirse una tubería de ademe liso sobre la zona que se desea aislar. Una

ventaja es que la utilización de lodos durante la perforación permite aplicar técnicas geofísicas de tipo eléctrico (resistividad y potencial espontáneo por ejemplo).

La información que se utiliza en las evaluaciones geológicas relacionadas con estudios ambientales debe ser congruente con dos requerimientos básicos: i) tiene que estar de acuerdo con los estándares que se utilizan en estudios geológicos y ii) el tipo de información registrada debe ser la correcta para cumplir con el objetivo específico planteado. El primer caso se refiere a que es necesario realizar ciertas pruebas y mediciones específicas para establecer las propiedades de las muestras tomadas durante la perforación. Por ejemplo, el geólogo encargado de la supervisión del pozo no debe clasificar una muestra de sedimento como arena-limosa, porque su apreciación visual así lo sugiere, sino porque después de efectuar un análisis granulométrico el tamaño efectivo de la muestra indica que corresponde a la arena-limosa. En el segundo caso se puede mencionar que si se mide la porosidad de una muestra para estimar su conductividad hidráulica se ha utilizado un procedimiento erróneo. En ocasiones es posible medir un parámetro para estimar otro, pero se tiene que tener cuidado en la selección realizada.

Entre las actividades que se desarrollarán en forma paralela con la supervisión de la perforación se incluyen al análisis granulométrico de las muestras de material no consolidado. El método más ampliamente utilizado para obtener información de la distribución del tamaño de las partículas consiste en hacer pasar la muestra por un juego de mallas con diferentes aberturas, que se colocan en una máquina vibradora especial. Cada una de las mallas retiene un porcentaje de la muestra, valores que colocados en una gráfica "x-y" con relación a la abertura nominal de las mallas, producen la curva de distribución del tamaño de las partículas. Varios son los parámetros que se calculan con base en la curva, el *tamaño efectivo*, que se define como el tamaño de partícula en donde el 10% de la muestra es más fino y el 90% más grueso. El tamaño efectivo se utiliza para establecer la clasificación de tamaño que corresponde a la muestra, con base en la escala de Wentworth o en el Sistema Unificado de Clasificación de Suelos. Otro parámetro importante se denomina *coeficiente de uniformidad*, que se define como el tamaño de partícula correspondiente al 40% retenido, dividido entre el tamaño equivalente para el 90% retenido. Entre menor sea el valor del coeficiente de uniformidad, mayor será la uniformidad del tamaño de las partículas que componen la muestra.

Los *registros eléctricos* que se realizan en los pozos se emplean para investigar a detalle la litología de los materiales del subsuelo. Generalmente se utilizan para complementar la información que no fue posible obtener con el registro litológico, o para regiones donde no se obtuvieron muestras por problemas durante la perforación. Un buen registro permite definir, junto con el registro litológico, los espesores de las diferentes unidades geológicas atravesadas por la perforación. A diferencia de los análisis granulométricos que otorgan datos puntuales, los registros eléctricos consisten de lecturas continuas a todo lo largo de la perforación, por lo que

colaboran en forma especial para la posterior elaboración de secciones geológicas verticales. Los registros de resistividad junto con los de potencial espontáneo son registros eléctricos muy comunes en los trabajos de perforación de pozos para abastecimiento.

Un registro de resistividad se genera suspendiendo uno o más electrodos de un cable conductor y bajándolos por la perforación cuando está llena de lodo. En este tipo de registros eléctricos se mide la resistividad aparente de la formación geológica y del lodo de perforación. Se introduce un flujo de corriente que fluye desde estos electrodos a otros, que pueden estar en la superficie o introducidos también en la perforación. El instrumento registra la pérdida de corriente entre los electrodos. Los cambios en la resistencia eléctrica del circuito se registran con relación a la profundidad, produciendo una gráfica compuesta por una serie de curvas que se denomina gráfica de resistividad eléctrica. Los registros de potencial espontáneo consignan las diferencias de voltaje de los potenciales naturales que ocurren entre electrodos que se desplazan en el interior de la perforación y el potencial en un electrodo fijo en la superficie. Estos registros se utilizan para diferenciar entre las zonas permeables (acuíferos) y las de menor permeabilidad (acuitardos). Adicionalmente, estos registros pueden utilizarse para determinar la resistividad del agua del acuífero y para la detección de compuestos orgánicos no miscibles en el subsuelo.

Existen muchos otros tipos de registros geofísicos que se pueden realizar en perforaciones. Los registros nucleares pueden realizarse aunque el pozo se encuentre ademado. Por esta razón, la gran utilidad de estos registros reside en que se utilizan para situaciones donde no existen las descripciones litológicas originales de los pozos. Los principales tipos de registros nucleares incluyen a los registros de gamma natural, que miden la radiación gamma total que generan las unidades geológicas atravesadas por la perforación. En general las arcillas contienen una mayor distribución de isótopos radiactivos que emiten rayos gamma. El carbón, rocas ígneas básicas, areniscas y carbonatos generalmente tienen bajos niveles de radiactividad. Otro tipo de registro nuclear es el denominado gamma-gamma natural o también llamado registro de densidad, porque esta propiedad de los materiales geológicos es inferida a partir del registro. El registro gamma-gamma natural mide la radiación recibida por un detector y originada por una fuente situada en el electrodo, es decir, registra radiación artificial después de ser rebotada y atenuada por la formación geológica.

Una vez terminada la perforación y realizados los registros geofísicos posibles, el siguiente paso es habilitarla como pozo de observación. Este dispositivo proveerá información relacionada con la distribución de cargas hidráulicas y con la calidad del agua subterránea en el acuífero. Como se desea que la vida útil de los pozos de observación se prolongue el mayor tiempo posible, la selección de los materiales para su construcción e instalación es importante. El costo de un pozo de observación

debe verse como una inversión necesaria para obtener información de buena calidad durante varios años. Un pozo de observación construido con materiales de dudosa calidad y/o escatimando recursos en su diseño y construcción, es más económico que su contraparte bien diseñada y construida con materiales seleccionados; sin embargo, esto no debe tener la perspectiva de un ahorro de recursos, porque en el primer caso, seguramente que tarde o temprano se presentarán problemas como ubicación deficiente de la zona contaminada, interconexión de acuíferos en el sentido vertical y datos potenciométricos y de calidad del agua cuestionables, problemas que finalmente se reflejarán en un costo adicional.

De este modo, se recomienda que los pozos de observación se ubiquen y construyan para estar en condiciones de realizar una adecuada toma de muestras y de registrar mediciones adecuadas de cargas hidráulicas. Es importante no olvidar que el diseño siempre considerará las condiciones hidrogeológicas locales. Además, se debe tomar en cuenta el tipo de contaminantes a observar, así como las condiciones en las que se encuentran en el subsuelo, para la selección de los materiales y en la ubicación de la rejilla del pozo. La perforación y subsiguiente construcción del pozo de observación son actividades complejas que el hidrogeólogo supervisor debe observar atentamente. Si no se realizan inspecciones cercanas, el personal que realiza las maniobras manuales de instalación puede tener poco cuidado y cometer errores que obviamente no reportará. Por ejemplo, durante la construcción del pozo generalmente se presentan multitud de imprevistos, alguno del los cuales puede ocasionar que la rejilla no se coloque a la profundidad que dicta el diseño. Si los perforistas no reportan este incidente y el hidrogeólogo supervisor no se percata, las mediciones realizadas y/o la toma de muestras de agua será referida a una profundidad diferente de la real, con las consecuencias que este hecho puede ocasionar en la interpretación. En fin, la experiencia de campo del hidrogeólogo y su habilidad en el manejo del personal que ejecuta las acciones de construcción, son sin duda la clave del éxito en la instalación de pozos de observación.

Los pozos de observación y/o piezómetros se instalan inmediatamente después de que se terminaron los registros en la perforación exploratoria. Entre los materiales que se utilizan como ademe y rejilla se mencionan fluoropolímeros que incluyen politetrafluoroetileno y tetrafluoroetileno principalmente. La principal ventaja de este material es que son prácticamente inertes, por lo que no existe restricción alguna con referencia al tipo de contaminantes en el agua subterránea. Sin embargo son muy caros y difíciles de maniobrar por personal sin experiencia previa en su manejo. Otro tipo de ademes son los de acero al carbón, galvanizados, acero inoxidable y de hierro. Entre las ventajas que presentan se menciona su resistencia, pero pueden sufrir efectos de corrosión en ciertos ambientes geoquímicos y potencialmente pueden afectar la integridad de las muestras de agua, causando cambios en los metales en suspensión o en los compuestos orgánicos. Un tipo de material muy popular en la construcción de pozos de observación son los termoplásticos, tienen la

ventaja de ser resistentes a la corrosión, son livianos y durables, además de requerir mínimo mantenimiento y ser, relativamente, de bajo costo.

Una vez instalada la tubería lisa y la rejilla del pozo de observación, es necesaria la instalación de un filtro de arena. La utilización de un filtro de arena es útil en situaciones en donde el acuífero consiste de arenas finas, poco coherentes o cementadas. Otra ventaja del filtro de arena es que estabiliza la formación en la medida de que el agua es extraída y pasa por la rejilla del pozo. El filtro de arena se coloca en el espacio anular entre la pared del pozo y la tubería, justo alrededor de la rejilla del pozo. En condiciones normales, el filtro de arena se extiende 0.50 metros por arriba del extremo superior de la rejilla. Posteriormente, se coloca un sello que consiste de bentonita o lechada de cemento sobre el filtro de arena, para aislar la porción ranurada del pozo y evitar la entrada de líquidos por el espacio anular del pozo. Existen diferentes técnicas para la selección apropiada de la ranura de la rejilla, tamaño de la arena para el filtro y emplazamiento de la bentonita y de la lechada de cemento en el espacio anular del pozo. Se recomienda al lector interesado en profundizar en el tema, la consulta de textos especializados (Libro 5.3.3.1; Perforación de Pozos del Manual de Diseño de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento).

Los dispositivos denominados en forma genérica como pozos de observación (Figuras 10.1 y 10.2) se clasifican en varias categorías de acuerdo con la longitud y disposición de la rejilla. Los correctamente llamados pozos de observación poseen la característica de una amplia longitud de la rejilla. Dependiendo del espesor del acuífero, la longitud de la rejilla de los pozos de observación puede ser hasta de 100 metros o más. La rejilla se coloca desde un poco más abajo del nivel freático, hasta la profundidad total del pozo. Las cargas hidráulicas registradas en este tipo de pozos de observación, reflejan la distribución total de aquellas que se presentan a todo lo largo de la rejilla. Aunque son un tipo de pozos de observación muy comunes en México, su utilidad efectiva en estudios de definición de zonas contaminadas es muy limitada, ya que no son adecuados para la observación de la calidad del agua en situaciones en donde se presentan cambios en el sentido vertical (Cherry et al., 1983; Testa, 1994; Domenico y Schwartz, 1996). Tampoco son de provecho en situaciones en donde existen variaciones de las cargas hidráulicas en el sentido vertical, por lo que se recomiendan únicamente en casos especiales.

Otro tipo de dispositivo se denomina piezómetro. En este caso, la longitud de la rejilla es mucho menor en comparación con la longitud total del pozo. Dependiendo de las condiciones locales y de la profundidad total, en el caso de los piezómetros la longitud de la rejilla varía desde menos de 0.20 metros hasta 1.5 metros máximo. Los piezómetros se instalan con alguno o algunos de los tres siguientes propósitos generales: i) registro de cargas hidráulicas en porciones discretas del acuífero y a diferentes profundidades, ii) realización de pruebas para determinación de la conductividad hidráulica puntual del material geológico, generalmente con el método

de Hvorslev (1951) y iii) toma de muestras de agua subterránea en una zona discreta del acuífero. Aunque un piezómetro en donde se puedan realizar estas tres actividades en forma independiente, es generalmente un poco más caro que los convencionales, es deseable y posible construir dispositivos con esas características.

La mayoría de los piezómetros que actualmente se construyen pueden clasificarse en alguna de las siguientes tres categorías: i) piezómetros individuales, ii) grupos de piezómetros y iii) piezómetro de entradas múltiples o piezómetro multinivel (Figura 10.1). Los piezómetros individuales se recomiendan cuando se tiene especial interés en realizar mediciones en la vecindad del nivel freático, acuíferos colgados, o a una profundidad específica. Cuando se desea realizar un análisis tridimensional entonces se recomienda utilizar los grupos de piezómetros o los piezómetros multinivel. Realizar una investigación tridimensional también es posible con los piezómetros individuales, pero el costo se incrementa en forma importante, porque es necesario realizar una perforación por cada uno de los piezómetros que se deseen. Como se puede observar en la Figura 10.2, se requiere únicamente una perforación para la instalación de un grupo de piezómetros a diferentes profundidades. Esto también es válido para el caso de los piezómetros multinivel.

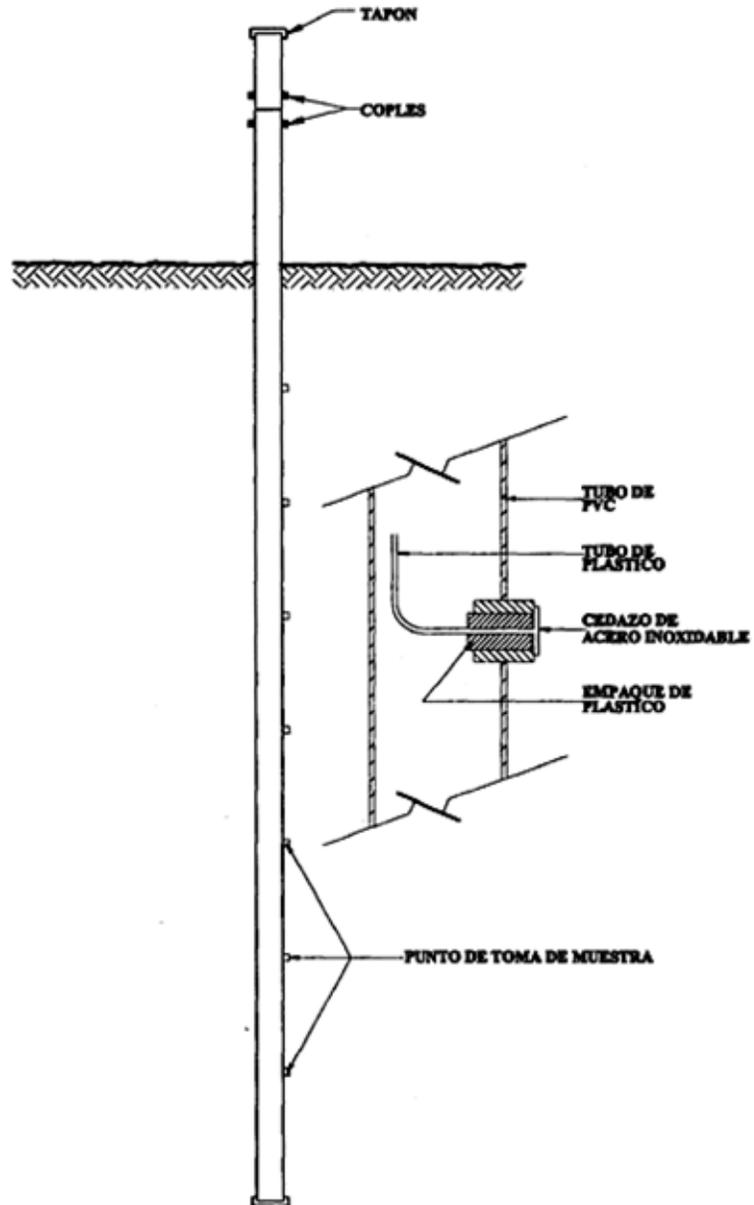


Figura 10.1 Piezometro multinivel

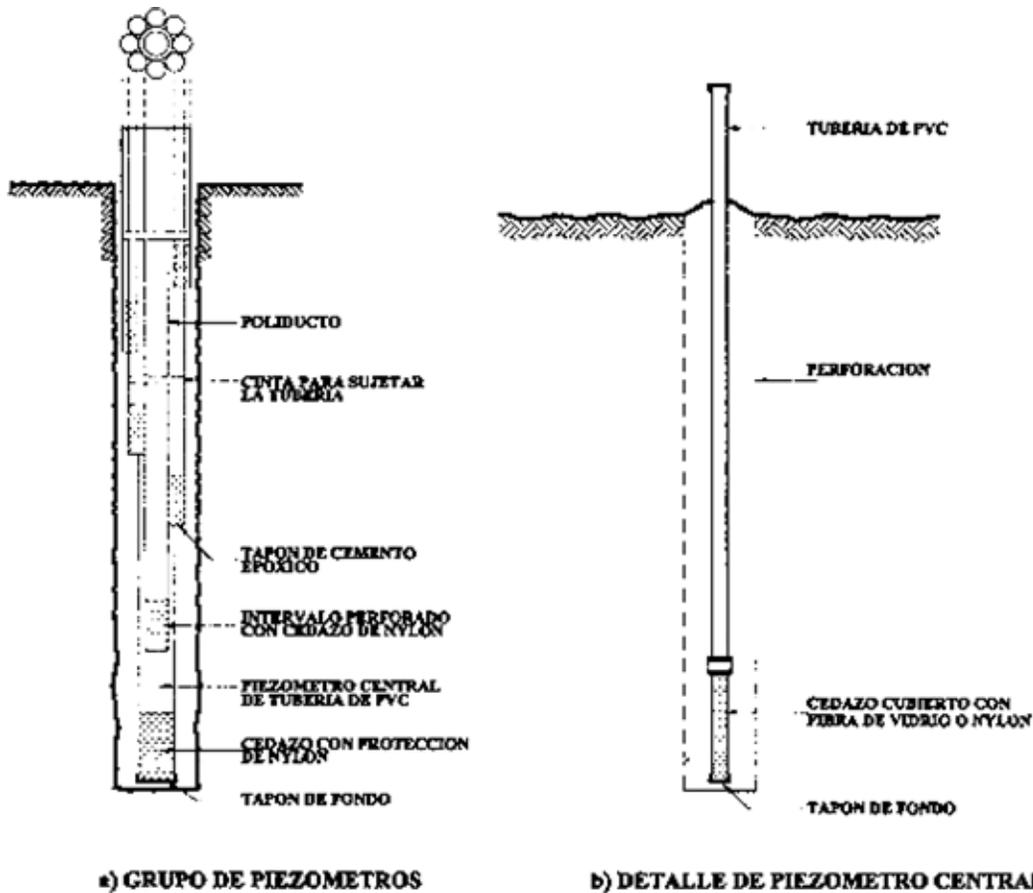


Figura 10.2 Grupo de piezómetros

En esencia, los grupos de piezómetros son dispositivos relativamente sencillos. Sin embargo, tienen la desventaja de que en la práctica, su construcción puede presentar problemas. Específicamente, en ocasiones es difícil y/o cara la colocación de sellos eficientes entre los diferentes piezómetros. Los piezómetros de entradas múltiples fueron diseñados para proporcionar información relacionada con cargas hidráulicas y muestras de agua subterránea a diferentes profundidades dentro de una única perforación (Cherry et al. 1983). Actualmente existen disponibles en el mercado varias marcas de piezómetros multinivel que permiten aislar por medio de empaques inflables, intervalos discretos dentro de la perforación. Entre las ventajas que presentan es que el volumen de agua de purga que es necesario desalojar para la toma de la muestra es mínimo. Además, pueden utilizarse para realizar pruebas de medición de conductividad hidráulica en el pozo (pruebas Hvorslev).

Una vez instalados los piezómetros que se utilizarán para investigar la extensión de la contaminación en el subsuelo, se procede a la toma de muestras de agua subterránea. Previo a la realización del trabajo de campo, es conveniente establecer un protocolo de toma de muestras y de parámetros de campo. El protocolo incluirá toda la información de importancia relacionada con el proyecto, definirá los

procedimientos específicos a seguir, el manejo de las muestras y las formas para la toma de la información a obtener en el campo. En general, el protocolo de toma de muestras consiste de: i) diseño y preparación de las formas de campo que tienen que llenarse, ii) planeación de los recorridos durante la toma de muestras, se recomienda que sea de los pozos menos contaminados a los más contaminados, iii) métodos de limpieza del equipo utilizado, iv) establecimiento de las técnicas de purgado de los pozos, así como el volumen de agua de purga necesaria, v) metodología para la toma de la muestra, vi) técnicas para la determinación de parámetros de campo (temperatura, pH, Eh, oxígeno disuelto, alcalinidad y gases), vii) preparación de blancos de campo (muestras de agua tri-destilada que se llenan en campo como un control para el muestreo) y duplicados y viii) cuidados para el almacenamiento y transporte de las muestras. Un mayor detalle en la descripción de aspectos relacionados con la toma de muestras e interpretación de resultados está fuera del alcance de este manual. Se reitera la invitación al lector para que consulte textos y artículos especializados en el tema. Algunos de los artículos y libros que se presentan en la bibliografía constituyen una buena fuente de información.

10.3 PROCEDIMIENTOS CORRECTIVOS CON BASE EN BIODEGRADACIÓN DE CONTAMINANTES

Los procedimientos correctivos y de limpieza que se llevan a cabo en sitios contaminados en donde se incluye contaminación de suelo y agua subterránea, tienen como objetivo principal regresar el suelo y agua subterránea a sus condiciones naturales, por lo tanto tratan de eliminar la totalidad de contaminación presente. Sin embargo, en muchas situaciones esto es prácticamente imposible, por lo que entonces los objetivos se limitan a eliminar la cantidad necesaria de contaminación como para que tanto el suelo como el agua puedan utilizarse sin ningún perjuicio para los usuarios.

En los últimos 15-20 años se han desarrollado una gran variedad de técnicas tanto para contener la contaminación como para limpiar el suelo y el agua subterránea. En general, los procedimientos correctivos y de limpieza de un sitio deben de atender dos aspectos principales. En primera instancia, si existe una fuente de contaminación activa, el primer paso es eliminarla para evitar que continúe liberando contaminantes al ambiente. Ejemplos de estas fuentes de contaminación incluyen rellenos sanitarios, derrames de sustancias químicas almacenadas, etc. La segunda parte de los procedimientos correctivos que se tienen que realizar, es el tratamiento o limpieza del agua subterránea y suelo contaminados. Como se mencionó previamente, si por dificultades técnicas o de costos no es posible eliminar la totalidad de la contaminación, el objetivo de esta fase puede ser reducir las concentraciones de los contaminantes por abajo de los estándares aplicables de calidad de agua y suelo.

Los procedimientos correctivos disponibles para eliminar o controlar la contaminación en el suelo y agua subterránea son varios. En general existen cuatro acciones correctivas principales: i) retención de los contaminantes en el sitio, ii) remoción de los contaminantes del suelo y agua, iii) tratamiento *in situ* de los contaminantes y iv) atenuación de los peligros potenciales de la contaminación utilizando diferentes opciones de manejo.

La opción de retención de contaminantes en el sitio en donde se encuentran, incluye una serie de medidas dirigidas a evitar y/o prevenir una mayor diseminación de la contaminación. Para este fin se utilizan fronteras físicas o hidrodinámicas. Entre las fronteras físicas más comunes se tienen paredes enterradas que encierran la zona contaminada, o instalación de geomembranas con la misma finalidad. El control hidrodinámico consiste de inyectar o bombear agua o vapor para evitar una mayor propagación de la contaminación. Por ejemplo, el aislamiento hidrodinámico se logra ubicando un pozo de extracción aguas abajo de una zona contaminada. La red de flujo que se desarrolla por el bombeo del pozo estabiliza la zona contaminada, pero el agua extraída estará contaminada y necesitará tratamiento. Wilson (1984) utilizó una técnica que incluyó tanto bombeo como inyección de agua, para estabilizar en forma hidrodinámica una zona contaminada por gasolina.

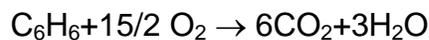
La alternativa de remoción de los contaminantes del suelo casi siempre forma una parte integral de la estrategia de corrección y limpieza de sitios contaminados. Existen procedimientos generales para lograr la remoción: i) bombeo, ii) sistemas de intercepción, iii) extracción de vapores en la zona vadosa y iv) excavación. En el bombeo se utilizan pozos para la remoción de contaminantes de la zona saturada. Los sistemas de intercepción utilizan drenes y/o trincheras para recolectar los contaminantes que se ubican cercanos al nivel freático. La extracción de vapores de la zona vadosa se realiza por medio de bombeo con creación de vacío, con lo que se eliminan compuestos orgánicos volátiles. La excavación consiste de extraer por medios mecánicos o manuales la zona de suelo contaminada.

El tratamiento *in situ* de contaminantes ha sido uno de los tópicos en donde se ha realizado mayor cantidad de investigación en los últimos años, ya que ofrecen grandes ventajas para determinado tipo de contaminantes. Consiste en el desarrollo de técnicas para degradar o inmovilizar los contaminantes sin removerlos de su sitio. En general existen dos técnicas principales: i) técnicas químicas y ii) técnicas de degradación biológica. Las primeras consisten de la inyección de ciertos químicos para tratar o inmovilizar la contaminación. La degradación biológica involucra la utilización de contaminantes orgánicos como una fuente de energía para bacterias y otros microorganismos, con lo que se producen compuestos simples como agua y bióxido de carbono. A continuación se realiza una breve descripción de los procedimientos correctivos con base en la biodegradación de contaminantes.

La biodegradación utiliza poblaciones naturales o introducidas de bacterias para transformar contaminantes orgánicos en compuestos menos peligrosos. Esta

estrategia es importante porque permite reducir la concentración de los contaminantes a niveles muy bajos. La mayoría de las otras opciones de corrección (bombeo, sistemas de intercepción) simplemente no tienen la capacidad de lograr resultados similares en cuanto a la disminución de la contaminación se refiere. Por ejemplo, por medio de bombeo puede extraerse una gran cantidad de gasolina de una zona contaminada. Sin embargo, la porción adherida a las partículas de acuífero no puede eliminarse por medio de bombeo. En este caso, la biodegradación es una buena alternativa para eliminar esa fuente de contaminación, que si no es removida, afectará la calidad del agua subterránea durante mucho tiempo.

La esencia básica de una reacción de biodegradación consiste en la oxidación de un compuesto orgánico por medio de la presencia de un compuesto que acepte electrones, como puede ser O_2 , NO_3^- , SO_4^{2-} , o CO_2 . Para incrementar la rapidez de la reacción, las bacterias funcionan como catalizadores. Cuando se utiliza la biodegradación para limpiar los derivados del petróleo como gasolina, desperdicio de refinerías o aceite mineral, los constituyentes monoaromáticos y alifáticos de estos hidrocarburos se degradan completamente por medio de reacciones aeróbicas como la siguiente:



Otros compuestos que también se pueden biodegradar son algunos alcoholes (isopropanol, metanol, etanol), cetonas (acetona, metiletilcetona) y glicoles (etilenglicol). La mayoría de las técnicas desarrolladas actualmente involucran condiciones aeróbicas, sin embargo muchos de estos compuestos se degradan en forma anaeróbica con otras especies diferentes al oxígeno que aceptan electrones. Otros contaminantes como los compuestos alifáticos halogenados también se pueden degradar con técnicas biológicas, sin embargo esto ocurre de manera limitada en condiciones aeróbicas. Por esta razón, en la biodegradación de este tipo de compuestos se utilizan unas bacterias creadas en laboratorio, que se desarrollan oxidando metano (compuesto que se añade) y que al mismo tiempo oxidan los compuestos alifáticos halogenados.

El tratamiento de biodegradación se puede realizar tanto en la superficie como en el subsuelo. La biodegradación de un contaminante derivado del petróleo en el suelo y/o agua subterránea, consiste esencialmente de una serie de actividades ingenieriles para crear condiciones favorables para la degradación aeróbica. De este modo, la porción más importante del tratamiento incluye la aereación para generar el incremento de la acción biológica de las bacterias. La efectividad del proceso de biodegradación está gobernada por la eficiencia en el suministro de oxígeno a los microorganismos que realizan el trabajo, por lo que la mayor parte de los trabajos a realizar involucran el trasladar oxígeno y nutrientes al lugar y en cantidades apropiadas. Sin embargo, como se explicará en el siguiente ejemplo, el principal problema que se tiene es la relativa baja solubilidad del oxígeno en el agua. La

solubilidad del oxígeno puro en agua es de alrededor de 40 mg/l, sin embargo si se inyecta aire para introducir el oxígeno, la solubilidad disminuye entre 8 y 12 mg/l aproximadamente. Para tratar con el método de biodegradación un derrame hipotético de 3,785 litros de combustible, se utiliza un volumen de 1,097,650 m³ agua con un contenido de oxígeno de 8 mg/l. En la Tabla 10.2 se presentan algunas estimaciones del tiempo que tardaría la biodegradación dependiendo del tipo de material geológico en donde ocurrió el derrame.

Como se observa en la Tabla 10.2, una estrategia para reducir en forma importante el problema del abastecimiento del oxígeno, es utilizar peróxido de hidrógeno. La táctica utilizada para que el peróxido trabaje consiste en añadir una gran cantidad de agua e introducir el oxígeno en una forma controlada en la medida de que el agua avanza en el acuífero (Hinchee et al., 1987). Existen varios problemas asociados con el uso de peróxido de hidrógeno. Cuando el peróxido de hidrógeno se desestabiliza, el oxígeno escapará de la solución como un gas. La pérdida del oxígeno disponible disminuirá la eficiencia del proceso de biodegradación, con lo que se requerirá una mayor cantidad de tiempo. Otro problema es que elevadas concentraciones de peróxido de hidrógeno son nocivas para los microorganismos, además de su alto costo.

El otro aspecto importante en la biodegradación es la introducción de nutrientes para los microorganismos que degradarán los compuestos orgánicos. Las mezclas de nutrientes deberán contener nitrógeno, fósforo y otros nutrientes específicos dependiendo del tipo de bacterias. Las fuentes inorgánicas más comunes de estos nutrientes son el nitrato, amoníaco y fosfato. Otros elementos que requieren las bacterias para crecer incluyen potasio, magnesio, calcio y sodio, así como algunos elementos traza.

Entre las técnicas existentes para introducir el oxígeno y los nutrientes a los sitios en donde son requeridos por las bacterias, se tiene la de inyección de aire en pozos por medio de un compresor que se coloca en la superficie. Este método funciona bien para derrames de pequeñas dimensiones, ya que no es un medio muy efectivo para introducir oxígeno. El peróxido de hidrógeno y los nutrientes se pueden inyectar por medio de pozos especialmente diseñados, por galerías de infiltración o por irrigación en la superficie.

Tabla 10.2 Tiempos de bombeo requeridos para la biodegradación de un derrame de combustible de 3,785 litros

Condición	Forma de inyección del oxidante				
	Agua saturada de aire normal	Agua saturada de oxígeno	100 mg/l de peróxido	300 mg/l de peróxido	500 mg/l de peróxido
Oxígeno disponible	8 mg/l	40 mg/l	50 mg/l	150 mg/l	250 mg/l

Volumen mínimo de agua (m ³) para biodcgradar 3,785 litros de combustible	1,097,650	219,530	174,110	56,775	37,850
---	-----------	---------	---------	--------	--------

Tiempo teórico de bombeo (años) que se requiere para tratar 3,785 litros de combustible

Grava (K = 407.5 m/d)	0.4	0.08	0.063	0.02	0.014
Arena (K = 4.075 m/d)	40	8	6.3	2	1.4
Limo (K = 0.04075 m/d)	4000	800	630	200	140
Arcilla (K = 0.00004 m/d)	4x10 ⁶	8x10 ⁵	6.3x10 ⁵	2x10 ⁵	1.4x10 ⁵

Supone un área de tratamiento de 30x30 metros con un gradiente hidráulico inducido de 0.2. Modificado de Hinchee et al. 1987.

De manera general, un sistema para tratamiento correctivo de agua subterránea por derivados del petróleo con base en técnicas de biodegradación incluye los siguientes aspectos: i) de acuerdo con la distribución piezométrica del sitio, introducir peróxido de hidrógeno y nutrientes aguas arriba de la zona contaminada; la introducción puede ser mediante pozos de inyección o por trincheras, dependiendo de la profundidad al nivel freático, ii) inyección de aire por medio de una red de pozos para ayudar a mantener las concentraciones adecuadas de oxígeno, iii) remoción de parte del agua contaminada para biodegradación en superficie y iv) recolección de los remanentes de contaminación que escaparon del tratamiento en una porción aguas abajo de la zona contaminada. Es importante mantener la distribución de los gradientes hidráulicos en forma controlada para en efecto forzar el peróxido de hidrógeno y los nutrientes por la zona contaminada. El agua tratada en la superficie es la que se utiliza para inyectar los nutrientes y el peróxido de hidrógeno, con lo que se cierra el ciclo de tratamiento.

10.4 MÉTODOS DE CIERRE DE POZOS INACTIVOS

En general, los pozos para explotación de aguas subterráneas pueden clasificarse de acuerdo a que si están activos o no lo están. Las categorías de los pozos incluyen: i) perforado pero que nunca se utilizó, ii) pozo activo, iii) pozo inactivo pero que no está sellado y iv) pozo inactivo sellado. En un determinado momento, por razones técnicas, económicas o por la reglamentación vigente, todos los pozos terminarán su vida útil y serán abandonados. Cuando esto sucede, es necesario taponar el pozo, con lo que técnicamente puede considerarse como abandonado.

Sin importar las causas, cuando un pozo se convierte en inactivo, es necesario que sea sellado (NOM-004-CNA), con lo que se cumplen los siguientes objetivos (Custodio y Llamas, 1976): i) prevenir la contaminación del acuífero por aguas residuales u otras sustancias indeseables que eventualmente pueden introducirse al pozo, ii) eliminar los riesgos físicos potenciales (caídas de personas o animales), iii) en caso de pozos surgentes, evitar la pérdida de agua y iv) evitar que el pozo funcione como un canal de intercomunicación entre diferentes acuíferos. Durante las operaciones de sellado de un pozo, siempre se debe tener en mente que la idea es tratar de restablecer las condiciones hidrogeológicas originales.

Previo a iniciar las operaciones de sellado es muy importante investigar el estado del pozo, determinar los detalles de su construcción y verificar que no existan obstrucciones dentro del mismo que potencialmente interfieran con las operaciones de sellado. En caso de que se detecten obstrucciones, el procedimiento más conveniente es eliminarlas. Si durante la construcción del pozo el ademe no fue fijado permanentemente con concreto, es recomendable removerlo utilizando gatos hidráulicos o martillos vibradores. Cuando la rejilla del pozo no está conectada directamente con el ademe, ésta puede extraerse por el método de crear un acoplamiento de arena (Driscoll, 1987).

Cuando no se puede remover el ademe, es necesario asegurarse que el material de sellado llene el interior del ademe y el espacio anular entre el ademe y la pared de la perforación. Para esto, se perfora el ademe y así se asegura que el material que se utilizará para sellar se introduzca hacia el espacio anular. También es conveniente remover la porción superior del ademe para asegurar que el material de sellado se ponga en contacto con la pared del pozo, formando de esta manera un tapón impermeable que no permita el paso de líquidos en los primeros 5 metros de profundidad. Este procedimiento no se llevará a cabo cuando la porción superior del ademe del pozo tenga sello sanitario bien elaborado, es decir, la porción superior del pozo tiene ademe, contra ademe y sello de cemento.

Los materiales que se utilizan para las operaciones de cierre de pozos inactivos incluyen: i) lechada de cemento, ii) concreto, iii) arcilla y arena y iv) arcilla. El material para el sellado del pozo debe introducirse con tubería especial desde abajo hacia arriba. Frente a la formación que se considera como acuífero, primero debe de introducirse arena o grava limpia, y posteriormente se coloca la lechada de cemento o el material arcilloso. Cuando no se puede remover el ademe, el procedimiento consiste en perforar las paredes en tramos de dos metros máximo, comenzando por la parte inferior. Posteriormente, introducir el tubo de inyección y colocar el material a presión esperando hasta que el cemento se fragüe para repetir la operación en el siguiente tramo. En el caso de pozos surgentes o acuíferos confinados con presión elevada, la disposición de materiales previamente descrita no funciona, por lo que es necesario utilizar gravas gruesas, virutas de plomo u obturadores de madera o plomo. Una vez colocados los tapones, la presión disminuye y se pueden efectuar las

labores normales de sellado. En esta situación es muy importante impedir la comunicación entre acuíferos, por lo que se recomienda una técnica de cementación a presión con cemento puro, usando la cantidad mínima de agua para mantener la fluidez que permita la manipulación (Custodio y Llamas, 1976).

A continuación se presentan las recomendaciones de la American Water Works Association para el sellado de pozos inactivos (AWWA Standard for Water Wells, AWWA A100.84).

Sec 13.1 General

Todas las perforaciones abandonadas, incluyendo pozos exploratorios, pozos no terminados y pozos inactivos, deben sellarse.

13.1.1 *Las necesidades del sellado de pozos incluyen:*

1. Eliminar el peligro físico.
2. Prevenir la contaminación del agua subterránea.
3. Conservar el rendimiento y carga hidráulica de los acuíferos..
4. Prevenir mezcla de agua de buena y mala calidad

13.1.2 *Restauración de las condiciones geológicas.* El principio que tiene que seguir el contratista durante el sellado de pozos abandonados es la restauración, en la medida de lo posible, de las condiciones geológicas que existían antes de que el pozo se perforara o construyera.

Sec. 13.2 Requerimientos del sellado

Previo al sellado del pozo, es necesario verificar que esté libre de obstrucciones que puedan interferir con las operaciones de cierre del pozo.

13.2.1 *Remoción del ademe liso.* En algunos casos puede ser necesario remover el ademe liso del pozo para asegurar que el sellado que se realiza es efectivo.

13.2.2 *Excepciones para la remoción del ademe liso.* Si por las condiciones del pozo no es posible remover el ademe liso, éste debe ser perforado para asegurar un sellado efectivo del pozo.

13.2.3 *Materiales para sellado y su colocación.* Como materiales para el cierre del pozo puede utilizarse concreto o cemento. Deben colocarse de abajo hacia arriba con técnicas que eviten la segregación o dilución de los materiales.

Sec. 13.3 Registro de los procedimientos del cierre del pozo

Se debe realizar un registro completo de los procedimientos del cierre del pozo, con la finalidad de proveer una referencia futura y demostrar a quien lo requiera que el pozo fue cerrado en forma adecuada.

13.3.1 *Profundidades.* Se debe registrar la profundidad de cada estrato y de todos los tipos de materiales que se utilizaron.

13.3.2 *Cantidad de material utilizado en la operación de sellado.* Debe registrarse la cantidad de materiales utilizados. También se deben anotar las mediciones de la profundidad al nivel del agua y profundidad del pozo.

13.3.3 *Cambios observados.* Se debe anotar con detalle cualquier cambio realizado durante la operación, como la perforación del ademe.

10.5 REFERENCIAS DEL CAPÍTULO 10

Aller, L., T. Bennet, J.H. Lehr, R.J. Petty and G. Hackett. 1987. DRASTIC: : A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeological settings, Ada, Oklahoma. EPA/600/2-87/035, U. S. Environmental Protection Agency.

Cherry, J.A., R.W. Guillham; E.G. Anderson and P.E. Johnson. 1983. Migration of contaminants in groundwater at a landfill: A case of study. 2. Groundwater monitoring devices. Journal of Hydrology, 63, 31-49.

Custodio, E. y M.R. Llamas. 1976. Hidrología subterránea, Tomo 1. Primera edición. Editorial Omega, Barcelona. 1157 p.

Domenico, P.A. and F.W. Schwartz. 1997. Physical and chemical hydrogeology. Second Edition. John Wiley & Sons, Inc. 506 p.

Driscoll, F.G. 1986. Groundwater and Wells. Johnson Division, St. Paul, Minn.
Fetter, C.W. 1994. Applied Hydrogeology. Prentice Hall, Englewood Cliffs, NJ, Third Edition, 691 p.

Hinchee, R.E., D.C. Downey and E.J. Coleman. 1987. Enhanced bioreclamation soil venting and groundwater extraction; a cost-effectiveness and feasibility comparison. NWWA/API Conference on Petroleum Hydrocarbons and Organic Chemicals in groundwater- Prevention, detection and restoration, Dublin, Ohio, Proc.: National Water Well Assoc. 147-164.

Hvorslev, MI 1951. Time lag and soil permeability in groundwater observations. U.S. Army Corps Eng., Waterway Exp. Stn., Bull. No.36.

Palmer, C.M. 1992. Principles of contaminant hydrogeology. Lewis Publishers. 211 p.

Testa, S.M. 1994. Geological aspects of hazardous waste management. Lewis Publishers. 537 p.

Wilson, J.L. 1984. Double cell hydraulic containment of pollutant plumes. Proceedings of the Fourth National Symposium and Exposition on aquifer restoration and groundwater monitoring, 65-70. Dublin, Ohio, National Water Well Association.

11 CASOS DE ESTUDIO: EJEMPLOS PRÁCTICOS DEL CÁLCULO DE LA ZONA DE PROTECCIÓN DE POZOS

11.1 INTRODUCCIÓN

En este capítulo se presentan cuatro casos de estudio en donde se calculan las zonas de protección para pozos de agua potable que reflejan diferentes ambientes hidrogeológicos y problemáticas particulares. El primer caso se refiere a la definición de zonas de protección de un pozo de agua potable ubicado en el acuífero del Valle de León, Guanajuato; con la característica que el acuífero se considera de tipo libre homogéneo. El segundo caso examina el mismo acuífero del Valle de León, Guanajuato, pero se incluyen los efectos de la heterogeneidad, en el sentido de una distribución variable de la conductividad hidráulica del acuífero. Posteriormente, se analiza la determinación de la zona de protección para un pozo de agua potable ubicado en el Valle de Aguascalientes, que constituye un ejemplo de un acuífero libre en medio fracturado. Por último, se investiga el caso de estudio que involucra la definición de la zona de protección de un pozo emplazado en el Valle de México, en la región en donde se considera que el acuífero en explotación es de tipo confinado.

En vista de la cantidad de información hidrogeológica disponible, los métodos seleccionados para llevar a cabo la delimitación de zonas de protección fueron: i) modelos analíticos y ii) modelos numéricos. Los modelos analíticos utilizados fueron los incluidos en el paquete WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991) en su versión 2.0, que son: RESSQC, MWCAP, GPTRAC y MONTEC. Por otra parte, el modelo numérico que se utilizó fue FLOWPATH (Franz y Guiger, 1990). El modelo analítico WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991) es uno de los programas de cómputo oficiales para la delimitación de zonas de protección de pozos en países como Estados Unidos de América e Inglaterra, entre otros. Contiene 4 módulos principales: RESSQC, MWCAP; GPTRAC y MONTEO.

Las principales características de los módulos del modelo WHPA se mencionan en la Tabla 11.1. El módulo RESSQC es una versión modificada del modelo RESSQ (Javandel et al. 1984), pero los restantes fueron creados específicamente para la Environmental Protection Agency Office of Ground-Water Protection por Blandford y Huyakorn (1991) con base en algunos algoritmos seleccionados de varias publicaciones recientes como Newsom y Wilson (1988) y Pollock (1988). En la Tabla 11.2 se presentan los requerimientos de información necesaria para cada uno de los módulos. El módulo MONTEO que no se presenta en la Tabla 11.2, requiere de la misma información que MWCAP o GPTRAC (semi-analítico), pero adicionalmente necesita las distribuciones de probabilidad que reflejen la incertidumbre que existe en el conocimiento de los parámetros hidráulicos del acuífero. Una característica importante es que los diferentes módulos funcionan de manera independiente uno de otro.

Tabla 11.1 Principales características de los módulos que componen el modelo WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991)

NOMBRE DEL MÓDULO	DESCRIPCIÓN
RESSQC	Delimita zonas de captura con el criterio de tiempo de viaje Alrededor de pozo, o frentes de contaminantes alrededor de pozos de inyección. Permite la incorporación de varios pozos de bombeo o inyección en acuíferos homogéneos de extensión distribuida infinita, con flujo uniforme de agua subterránea en estado estacionario. Toma en cuenta los efectos de la interferencia entre pozos de bombeo
MWCAP	Delimita zonas de captura en estado estacionario, con criterio de tiempo de viaje o híbridas, para pozos de bombeo en acuíferos homogéneos con flujo de agua subterránea uniforme en estado estacionario. El acuífero puede ser de extensión distribuida infinita o puede considerar los efectos de fronteras (impermeables o de flujo) cercanas. No considera los efectos de la interferencia entre pozos de bombeo.
GPTRAC	<p>Opción Semi-analítica: Delimita zonas de captura con criterio de tiempo de viaje para pozos de bombeo en acuíferos homogéneos con flujo uniforme y estado estacionario. El acuífero puede ser de extensión infinita o puede estar limitado por una o dos fronteras paralelas. Maneja acuíferos de tipo confinado, semi-confinado o libre con recarga uniforme. Incluye efectos de interferencias entre pozos.</p> <p>Opción Numérica: Delimita zonas de captura con el criterio de tiempo de viaje alrededor de pozos en un campo de flujo uniforme y en estado estacionario. Esta opción permite la incorporación de trayectoria de partículas utilizando un campo de cargas hidráulicas calculado con un modelo numérico (diferencias finitas o elemento finito) de flujo subterráneo, por lo que se pueden incorporar condiciones de frontera diversas, heterogeneidad del acuífero y anisotropía</p>
MONTEC	Realiza un análisis de incertidumbre para las zonas de captura delineadas con el criterio de tiempo de viaje para un pozo de bombeo en un acuífero homogéneo y extensión infinita. El acuífero puede ser de tipo confinado o semi-confinado.

11.2 CASO DE ESTUDIO. DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN EN UN ACUÍFERO LIBRE (MEDIO HOMOGÉNEO)

11.2.1 Problemática

El Valle de León, Guanajuato, se localiza en la margen sur de la Sierra de Guanajuato, en lo que se conoce como Bajío Guanajuatense (Figura 11.1). En este valle se emplaza la ciudad de León de Los Aldama, que con alrededor de 1'000,000 habitantes es una de las zonas de mayor desarrollo económico del estado. Desde hace varios lustros la región es escenario de un acelerado crecimiento comercial, industrial y agrícola, que la convierte en uno de los polos de desarrollo más importantes del centro-occidente de la República Mexicana.

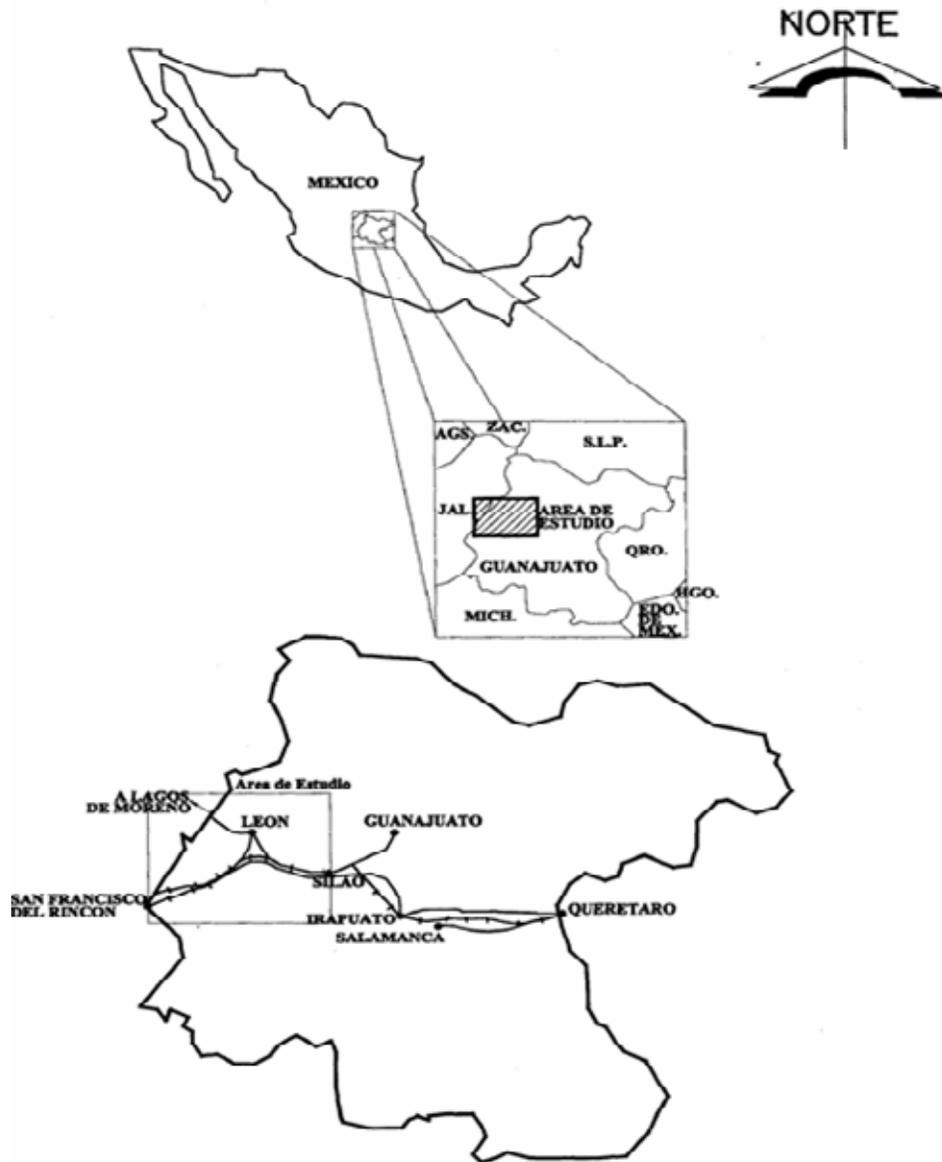


Figura 11.1 Localización del Valle de León, Guanajuato

Tabla 11.2 Información necesaria para cada uno de los módulos del modelo WHPA (Blandford y Huyakorn, 1991)

DATOS REQUERIDOS	RESSQC	MWCAP	GPTRAC	
			SEMI-ANALÍTICO	NUMÉRICO
Tipo de unidades que se utilizarán	X	X	X	X
Tipo de acuífero			X	
Límites del área de estudio	X	X	X	X
Longitud máxima del espaciamiento	X	X	X	
No. de pozos de bombeo	X	X	X	X
No. de pozos de inyección	X		X	X
Posición de los pozos	X	X	X	X
Gastos de extracción o inyección	X	X	X	X
Transmisividad del acuífero	X	X	X	X
Porosidad del acuífero	X	X	X	X
Espesor del acuífero	X	X	X	X
Ángulo de la dirección de flujo	X	X	X	
Recarga distribuida			X	
Cond. Hidráulica del estrato confinante			X	
Espesor del estrato confinante			X	
Condiciones de frontera		X	X	
Distancia entre el pozo y la frontera		X		
Orientación de la Frontera		X	X	
Tipo de zona de captura		X		
No. De líneas usadas para la delimitación de la zona de captura	X	X	X	X
Tiempo de simulación	X		X	X
Tiempo de la zona de captura	X	X	X	X
Parámetros de la malla rectangular				X
Número de líneas para la trayectoria de partículas hacia adelante o hacia atrás	X		X	X
Coordenadas en donde comienza la trayectoria de partículas	X		X	X
Valores de carga hidráulica en los nodos				X

No. de zonas con diferentes valores de los parámetros hidráulicos				X
Propiedades hidráulicas de acuíferos heterogéneos				X

Debido a este auge, la densidad poblacional se ha incrementado en las últimas décadas, lo que ha provocado una demanda mayor de agua para consumo humano. Actualmente la ciudad de León se abastece casi en su totalidad de aguas subterráneas (110' 148,192 m³/año), con un volumen mínimo de aguas superficiales (4'257,360 m³/año). Las fuentes de aguas subterráneas son administradas por el Organismo Operador identificado como Sistema de Agua Potable y Alcantarillado de León, mejor conocido como SAPAL. Sus pozos de abastecimiento se distribuyen en seis baterías de pozos, localizados en las zonas urbana y rural del valle (Figura 11.2) y se denominan:

- Sistema Centro (ciudad)
- Sistema Oriente (ciudad)
- Sistema Sur (al sur de la zona industrial)
- Sistema Río Turbio (zona rural)
- Sistema Poniente (zona rural, carretera León-San Francisco del Rincón)
- Sistema de La Muralla (zona rural al sur del Valle de León. No aparece en la Figura 11.2).

Paralelo al crecimiento poblacional se presenta la problemática de mayores volúmenes de aguas negras que se desechan en el Río Turbio o Los Gómez, que cruza la ciudad de León, hasta conducirlos a las lagunas de oxidación Mastranzo, Trinidad y San Germán (Figura 11.2). A este respecto, al sur-occidente de la ciudad de León, se localizan las fuentes de abastecimiento de agua potable Poniente y Turbio, con la cercanía de cinco fuentes contaminantes que son: i) relleno sanitario, ii) fábrica de productos de cromo, iii) cementerio de desechos de cromita, iv) área de riego con aguas residuales y v) cauce del Río Turbio y lagunas de oxidación de aguas residuales e industrias de fuerte carga contaminante. Debido a la proximidad entre los aprovechamientos de aguas subterráneas con uso potable y fuentes contaminantes, se seleccionó el acuífero del Valle de León como caso de estudio para el manual de delimitación de zonas de protección para pozos de abastecimiento; además de ser una zona con información hidrogeológica abundante y de buena calidad.

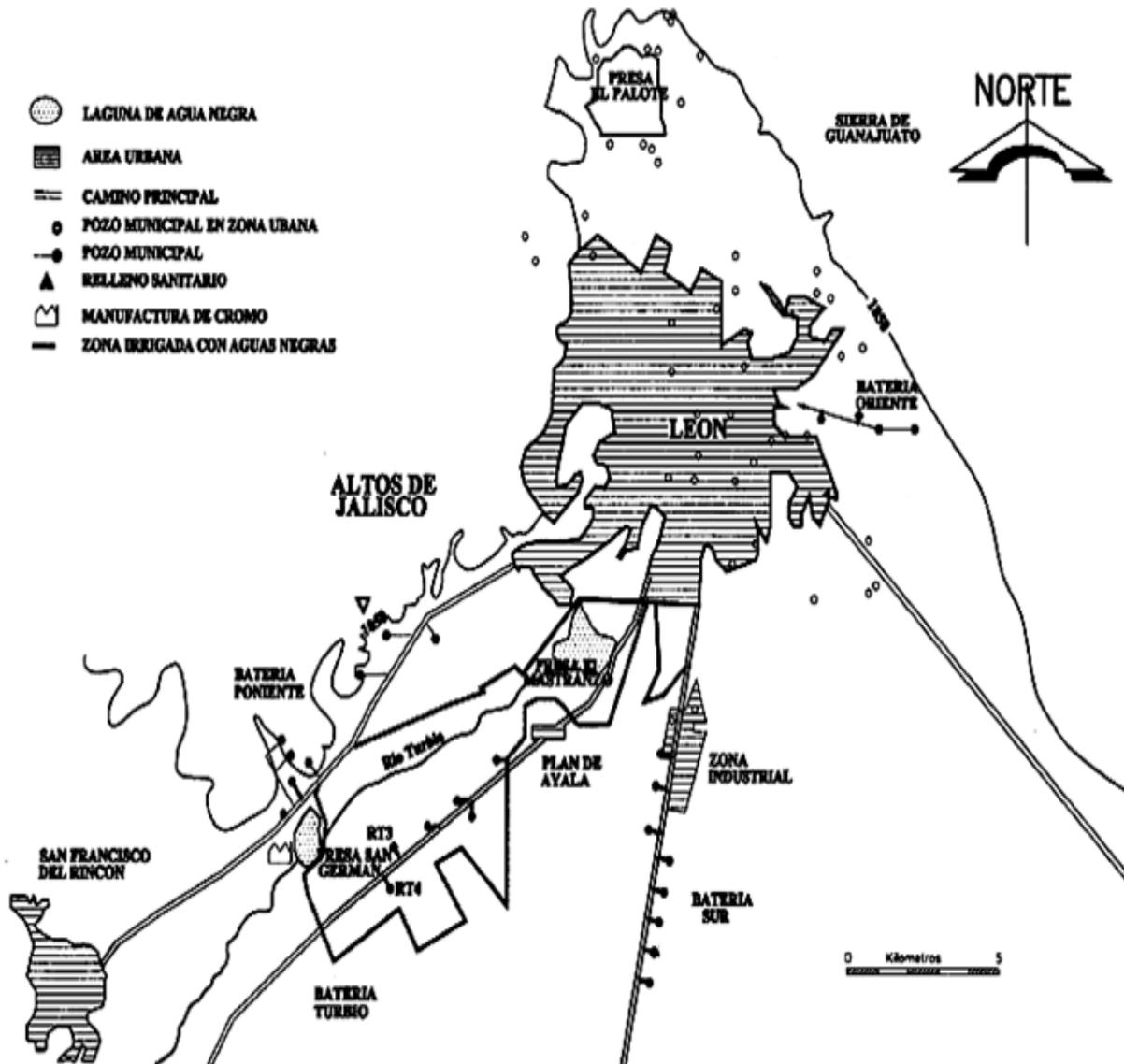


Figura 11.2 Ubicación de las diferentes baterías de pozos para abastecimiento de agua potable de la ciudad de León, Guanajuato

11.2.2 Contexto geológico e hidrogeológico

El sistema de aguas subterráneas que existe en el Valle de León pertenece a la zona del Bajío y se localiza al occidente del estado de Guanajuato. La hidrodinámica del sistema del subsuelo ocurre en rocas fracturadas afectadas por una fosa tectónica, que además contiene depósitos sedimentarios diversos de origen continental. En el esquema de la Figura 11.3, se presenta una sección geológica simplificada de la geología del subsuelo en el Valle de León. La orientación de las secciones se presenta en la Figura 11.4.

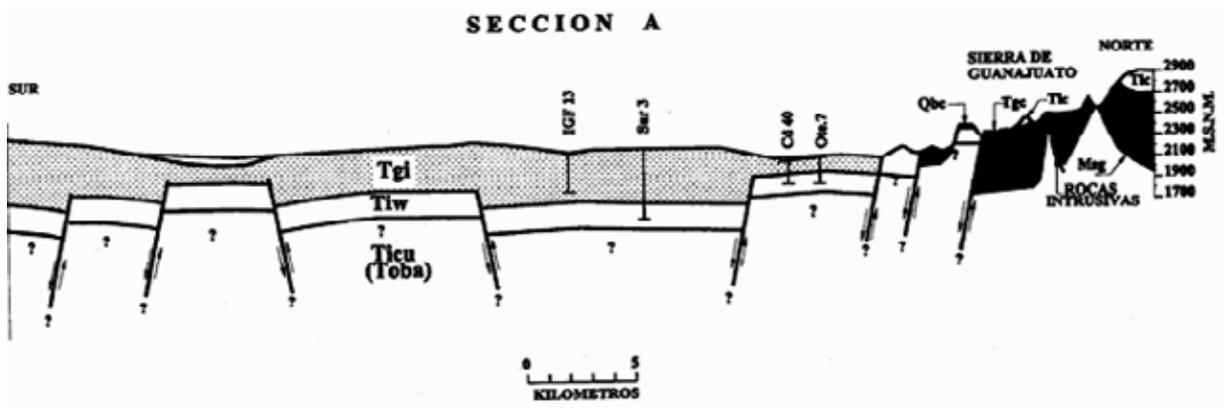


Figura 11.3 Sección geológica vertical simplificada del Valle de León, Guanajuato

El Valle de León está limitado al sur-oeste por la discontinuidad fisiográfica denominada Valles Paralelos, al noreste por la Sierra de Guanajuato. Al noroeste del Valle de León se presenta la Subprovincia Altos de Jalisco, compuesta por mesetas lávicas con elevaciones que varían de 1750 a 1850 msnm, que pertenecen a la Provincia Fisiográfica Eje Neovolcánico. En la porción sur se detecta el Bajío Guanajuatense, que consiste de lomeríos asociados a mesetas y llanuras de aluviones, con elevaciones del orden de 1,750 a 2,000 msnm. La precipitación media anual en el centro del valle es del orden de los 650 mm. La conformación geológica del subsuelo del Valle de León, se resume con los eventos geológicos que a continuación se presentan (Figura 11.4).

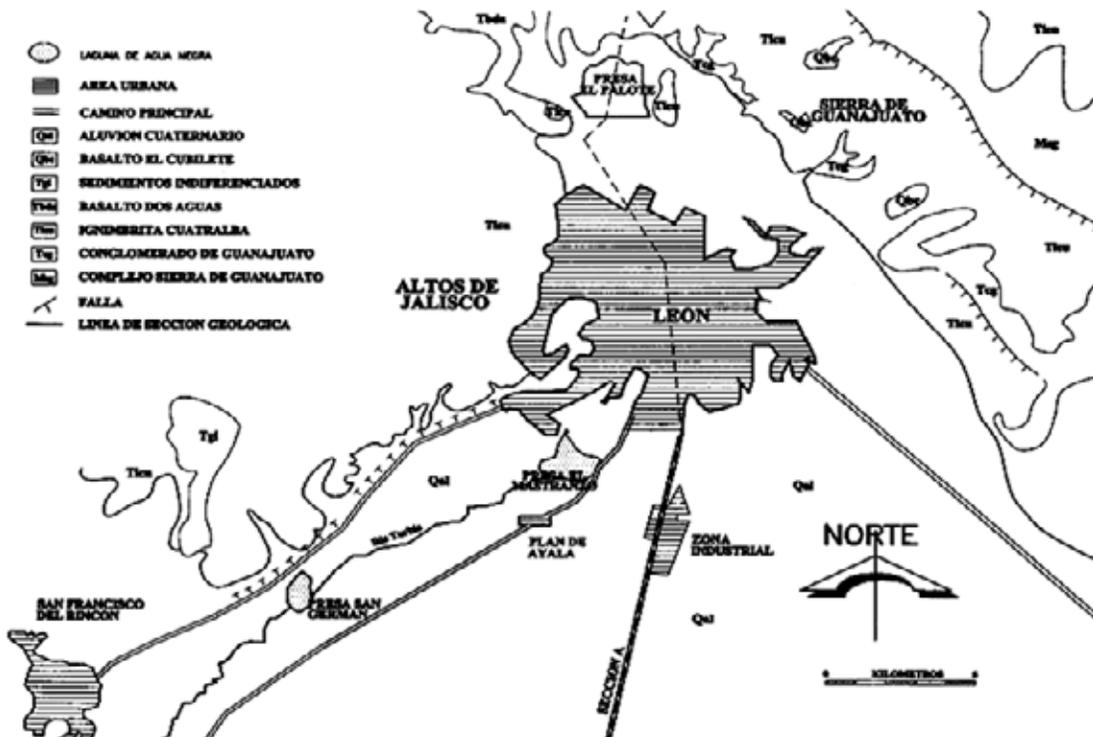


Figura 11.4 Geología superficial simplificada del Valle de León, Guanajuato

El basamento está constituido por tres tipos de rocas de origen y edad muy variados, que además presentan muy baja permeabilidad. Estas son: i) rocas volcanosedimentarias marinas de arco volcánico insular con metamorfismo regional, en facies de esquistos verdes. Afloran extensamente en la Sierra de Guanajuato y se conocen localmente con el nombre de Complejo Volcanosedimentario Sierra de Guanajuato, ii) rocas graníticas post-laramídicas de importante extensión en el subsuelo que afloran en el centro de la Sierra de Guanajuato, se denominan formalmente como Granito Comanja y iii) depósito de conglomerados rojos sedimentados en paleo-depresiones topográficas, identificado como unidad Conglomerado de Guanajuato (Tcg).

Rocas tobáceas e ignimbríticas de composición félsica. La componente ignimbrítica presenta una amplia densidad de fracturamiento. Ambos componentes pertenecen a la unidad denominada como Ignimbrita Cuatralba (Tic).

Depósito de material sedimentario (Terciario Granular Indiferenciado) en una fosa tectónica formada por esfuerzos distensivos. El espesor del material granular es variable, según sea su posición geográfica dentro de la fosa (Tgi).

Rocas volcánicas máficas (Basalto El Cubilete) relacionadas con el Cinturón Volcánico Mexicano, algunos distribuidos en forma aislada en el subsuelo del Valle de León (Qbc).

Finalmente, depósito de elásticos del Cuaternario (Aluvión) formados a partir de la erosión de rocas que afloran en la Sierra de Guanajuato y Altos de Jalisco (Qal).

Debido al origen y características geológicas del subsuelo previamente señaladas, el agua subterránea se almacena y transmite a través de un acuífero libre de medio granular heterogéneo y anisotrópico. La heterogeneidad es ocasionada por la diferencia totalmente identificable entre los dos medios por donde se desplaza el agua subterránea (Tabla 11.3), ya que existe un medio granular, representado por las unidades Ignimbrita Cuatralba (componente tobáceo), Terciario Granular Indiferenciado y el Aluvión, y un medio fracturado que conjunta a las unidades Ignimbrita Cuatralba (componente ignimbrítico) y Basalto El Cubilete.

Tabla 11.3 Tipos de medios por donde se desplaza el agua subterránea en el Valle de León, Guanajuato

TIPO DE MEDIO POR DONDE FLUYE EL AGUA	UNIDAD LITOESTRATIGRÁFICA
Granular	Aluvión Terciario Granular Indiferenciado Ignimbrita Cuatralba (componente tobáceo)
Fracturado	Ignimbrita Cuatralba (componente ignimbrítico) Basalto El Cubilete

En cuanto a unidades hidrogeológicas y valores de los parámetros hidráulicos se refiere, la clasificación se presenta en la Tabla 11.4. La profundidad al nivel estático

en pozos varía en los alrededores del valle desde unos cuantos metros, hasta más de 100 metros. Los menores valores se detectan en la porción occidental del Valle de León, en donde se ubican las lagunas de oxidación que reciben las aguas negras de la ciudad de León y las zonas agrícolas que irrigan con aguas negras domésticas e industriales sin tratar. Los niveles más profundos detectados se localizan en el centro del valle, conformando un cono con profundidades que alcanzan más de 110 metros. Las elevaciones del nivel estático en los pozos del valle varían desde 1,820 hasta 1,720 msnm, creando un cono de abatimiento regional que abarca una amplia porción del valle, lo que provoca que gran parte del agua subterránea se mueva concéntricamente. Existen otras direcciones de flujo que probablemente escapan del gradiente generado por el cono de abatimiento regional, como es la zona sur-occidente del valle, donde la dirección preferencia) es aproximadamente norte-sur.

Tabla 11.4 Parámetros hidráulicos para las diferentes unidades geológicas del subsuelo en el Valle de León

UNIDAD HIDROGEOLOGICA	ESPESOR(metros)	CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA(m/s)	COEF. DE ALMACENAMIENTO	OBSERVACIONES
Aluvión (Qal)	Decenas	?	0.2 - .05	Anisotrópico
Basalto El Cubilete (Qbe)	Variable (?)	7	?	Isotrópico
Terciario Granular Indiferenciado (Tgi)	Desde varios metros hasta 500	$K_h = 0.2 \times 10^{-4}$ $K_v = 0.009 \times 10^{-7}$	0.2 - .05	Anisotrópico
Ignimbrita Cuatralba (Ignimbrita, Tic)	60 en promedio	$K = 0.1 \times 10^{-4}$?	Isotrópico
Ignimbrita Cuatralba (Toba, Tic)	Variable (150)*	$K_h = 0.2 \times 10^{-4}$ $K_v = 0.008 \times 10^{-7}$	0.2-0.1	Anisotrópico

* Valor estimado. Adaptado de Hernández (1991)

11.2.3 Modelo conceptual

La zona analizada corresponde a un acuífero en donde en su porción inferior se detectan rocas volcánicas (ignimbritas y tobas) con espesor del orden de 200 metros, que subyacen a material limo-arenoso de espesor similar (200 metros). El relieve topográfico es relativamente plano, con cota de alrededor de los 1,800 msnm y niveles potenciométricos que varían entre 1,690-1,770 msnm. De este modo, regionalmente se definió la presencia de un acuífero libre compuesto por un medio granular homogéneo de consolidación variable y un medio fracturado conformado por rocas volcánicas. Los valores estimados para los parámetros del subsuelo son los señalados en la Tabla 11.4. La configuración del nivel del agua a partir de la elevación de los niveles estáticos medidos en pozos genera una red de flujo en planta con dirección del flujo subterráneo hacia el centro del valle. La zona seleccionada para la modelación corresponde a la porción occidental del valle, donde se emplazan los pozos de la batería Río Turbio. En este caso, se consideró el análisis conjunto de los pozos RT-3 y RT-4. A pesar de que de antemano se conoce que la distribución la conductividad hidráulica (sentidos vertical y horizontal), es heterogénea. En este primer caso se consideró un valor promedio para este

parámetro hidráulico del acuífero, con lo que se define en la zona de estudio, un acuífero homogéneo e isótropo.

11.2.4 Utilización de métodos analíticos con cálculos manuales

En el apartado 5.1.4 se presentaron las ecuaciones que permiten realizar la delimitación de las zonas de captura de pozos cuando se tiene un conocimiento apropiado de la hidrogeología de la zona de estudio. En la Tabla 11.5 se presentan las características del acuífero investigado en el Valle de León, reportándose la información necesaria, así como el gasto de extracción del pozo RT-3 que se utilizará para ejemplificar el cálculo de zonas de protección con los métodos analíticos. La delimitación de zonas de protección incluye el cálculo del ancho máximo (YL) de la zona de captura aguas arriba del pozo y de la máxima distancia (XL) aguas abajo del pozo hasta donde se extiende la zona de captura (punto de estancamiento).

$$Y_L = \frac{Q}{Kbi} = \frac{3.888}{1 \times 400 \times 0.008} = 1.215 \text{m}$$

$$X_L = \frac{Q}{2\pi Kbi} = \frac{3.888}{2 \times 3.14159 \times 1 \times 4000 \times 0.008} = 193.4$$

Para el cálculo de la longitud de la zona de captura se tiene que considerar el criterio de tiempo de viaje, que en este caso se propone en forma preliminar como de 40 años (14600 días, Tabla 11.5). Para los puntos a lo largo de la línea de flujo que coincide con el eje X (Figura 4.11) que en realidad es la línea de la dirección del flujo subterráneo que pasa por el pozo, se utiliza la ecuación siguiente.

$$z = \frac{x}{X_L} \qquad t^* = \frac{Kit_v}{\eta X_L} \qquad t^* = z - \ln(1 + z)$$

El tiempo de viaje desde cualquier punto hasta el pozo se calcula fácilmente con la ecuación anterior, pero el problema inverso que consiste en la determinación de la distancia para un tiempo de viaje específico requiere de la aplicación de métodos numéricos o de la resolución de la ecuación por tanteos. En este caso, para el tiempo de viaje propuesto (14,600 días) se calculó por tanteos una distancia de 1,598.5 m. Las ecuaciones anteriores también se pueden resolver con el modelo analítico WHPA como se describe a continuación.

11.2.5 Aplicación del Modelo Analítico WHPA

En primera instancia se utilizó el módulo RESSQC del modelo analítico WHPA para realizar la definición de la zona de protección de los pozos señalados previamente. Este módulo utiliza el criterio de tiempo de viaje, por lo que es posible delinear las zonas de protección para el número de años que se requiera. Se considera que no

existen fronteras de ningún tipo dentro de la región de influencia de la zona de protección de los pozos. En la Tabla 11.5 se presentan los datos que se utilizaron para alimentar al módulo RESSQC. La zona de modelación que se utilizó en los modelos analítico y numérico fue de 8,000 x, 7,000 metros. Para simplificar el trabajo de implementación de los modelos, la dirección de los ejes de referencia se consideró aproximadamente perpendicular (eje Y) y paralelo (eje X) a las líneas equipotenciales de la superficie del agua subterránea en el acuífero, como se presenta en la Figura 11.5. Las zonas de protección de los pozos se definieron para un tiempo de viaje de 40 años. En la Figura 11.6 se presentan las zonas de protección que resultaron de la utilización del módulo RESSQC a partir de la información hidrogeológica disponible.

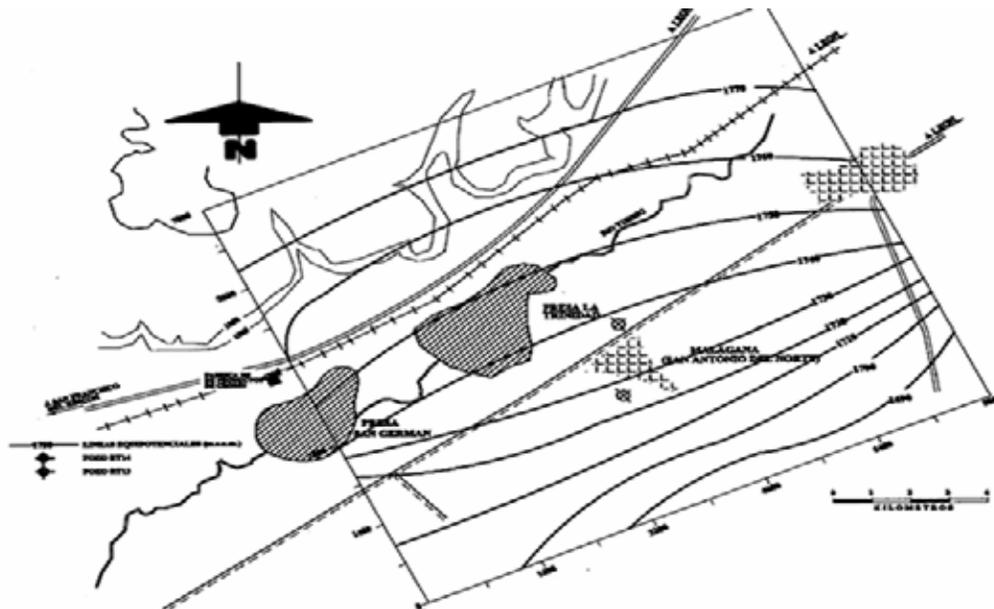


Figura 11.5 Distribución de equipotenciales de la zona seleccionada para realizar la modelación

Tabla 11.5 Datos para la simulación del caso de León, Guanajuato, con el módulo RESSQC del modelo WHPA

OPCIONES DE SIMULACIÓN	PROPIEDADES DEL ACUÍFERO	POZO RT3	POZO RT4
Unidades = metros (m) y días (d)	Transmisividad = 400 m ² /d	X = 3,000 m	X = 3,100 m
Longitud del espacio = 20 m	Espesor = 400 m	Y = 3,000 m	Y = 3,800 m
No. Pozos de bombeo = 2	Porosidad = 0.1	Q = 3,888 m ³ /d	Q = 3,888 m ³ /d
Tiempo = 14,600 (d)	Grad. Hidráulico = 0.008	r = 0.20 m	R = 0.20 m
Xmax=8,000m	Ángulo del flujo = 270°		

Y _{max} =7,000 m			
---------------------------	--	--	--

De acuerdo con las características del módulo MWCAP (Tabla 11.1), no es conveniente aplicarlo en este caso, ya que no considera los efectos de interferencia entre pozos de extracción, que se presentaría entre los pozos RT3 y RT4. En lo referente al módulo GPTRAC, se utilizó la opción semi-analítica que tiene la facultad de delineación de zonas de protección con base en trayectorias de partículas o definidas con base en el criterio de tiempo de viaje. De forma similar que los módulos RESSQC y MWCAP, el cálculo de la velocidad en el módulo GPTRAC se realiza por medio de técnicas analíticas. Únicamente permite acuíferos confinados o acuíferos libres con abatimiento menor al 10% del espesor saturado inicial (limitación que también se presenta en RESSQC y MWCAP), pero tiene la ventaja de que es posible incorporar condiciones de frontera variables. En la Tabla 11.6 se presentan los valores y que se utilizaron en la aplicación del módulo GPTRAC. En la Figura 11.6 se presenta la zona de protección calculada con el módulo GPTRAC.

El módulo MONTEC se utilizó para evaluar el efecto de la incertidumbre asociada con el conocimiento de los diversos valores y parámetros que condicionan la geometría de las zonas de protección. En general, los valores y distribución espacial de parámetros hidráulicos del acuífero, como la conductividad hidráulica y porosidad, no se conocen exactamente debido a las limitaciones inherentes de las pruebas realizadas para determinar sus valores. También es muy común que exista una variación espacial de dichos parámetros, por lo que la proposición de un valor promedio en ocasiones no es adecuada. En este aspecto, Bradbury et al. (1992) sugirieron que en los medios porosos la distribución de la conductividad hidráulica se ajusta a una distribución de tipo log-normal. De este modo, cuando se desea considerar la incertidumbre asociada a una o varias variables, es apropiado expresarla en un contexto aleatorio, con base en ciertos parámetros estadísticos. Las variables aleatorias pueden imaginarse como variables con más de un valor potencial, por lo que son descritas por funciones de probabilidad. El valor más probable que asumirá dicha variable, será precisamente el asignado como valor promedio de la función de probabilidad. Sin embargo, la desviación estándar de una función de probabilidad es una medida de los valores que la variable puede asumir dentro de la zona analizada.

Tabla 11.6 Datos para la simulación del caso de León, Guanajuato, con el módulo GPTRAC del modelo WHPA

OPCIONES DE SIMULACIÓN	PROPIEDADES DEL ACUÍFERO	POZO RT3	POZO RT4
Unidades = metros (m) y días (d)	Transmisividad = 400 m ² /d	X = 3,000 m	X = 3,100 m
Longitud del espac. = 100 m	Espesor = 400 m	Y = 3,000 m	Y = 3,800 m
No. Pozos de	Porosidad = 0.1	Q = 3,888 m ³ /d	Q = 3,888 m ³ /d

bombeo = 2			
Tiempo = 14,600 (d)	Grad. Hidráulico = 0.008	r = 0.20 m	R = 0.20 m
Tipo de acuífero = libre	Ángulo del flujo = 270°		

En este contexto, el propósito del módulo MONTEC es estimar la incertidumbre en la forma y tamaño de la zona de protección debida a la incertidumbre en los valores de los parámetros hidráulicos por medio de la aproximación de Monte Carlo. Los pasos en que desarrolla el análisis de Monte Carlo son: i) selección de distribuciones de probabilidad para cuando menos uno de los parámetros que se presentan en la Tabla 11.7, ii) generación de números pseudos-aleatorios para las distribuciones seleccionadas, iii) aplicación del modelo WHPA para calcular la zona de captura, iv) repetición de los pasos ii) y iii) para un gran número de iteraciones (valores aleatorios), v) presentación de los valores generados en el paso iii) como función de una distribución de probabilidad acumulativa y vi) análisis y aplicación de las distribuciones de probabilidad acumulativa como una herramienta para tomar decisiones.

Para cada zona de captura calculada, se generan y registran una serie de distancias radiales, con el pozo como centro hasta el límite de la zona de protección. Una vez que se calcularon las N (número de iteraciones propuestas por el hidrogeólogo) zonas de protección y se registraron todas las distancias radiales, se obtiene la función de distribución acumulativa. Con esta función de distribución es posible calcular cualquier percentil de las distancias radiales. Por ejemplo, el percentil 70 de distancias radiales implica que el 70% de las distancias radiales son menores o iguales que tal valor. La zona de captura para el percentil 70 se determina calculando la distancia que corresponde al percentil 70 para cada una de las distancias radiales, uniéndose posteriormente los puntos finales de cada una de las líneas.

En el caso del presente ejemplo, a partir de la información presentada en la Tabla 11.7 y utilizando 1000 iteraciones, se calcularon los percentiles 95 y 50, con la salvedad de que únicamente se incorporó un pozo, ya que el módulo MONTEC no es capaz de incorporar los efectos de interferencia de pozos de bombeo. En la Figura 11.6 se presentan los resultados de las zonas de captura para los percentiles 50 y 95 en el pozo RT3.

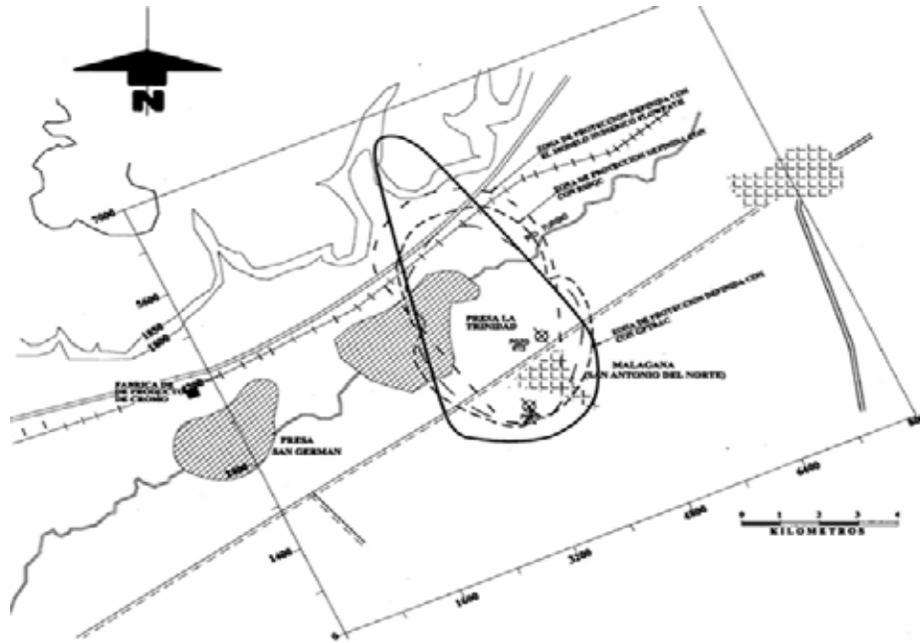


Figura 11.6 Comparación entre las diversas zonas de protección calculadas con los métodos analíticos y numéricos

Tabla 11.7 Datos estadísticos para la simulación del caso de León, Guanajuato, con el módulo MONTEC del modelo WHPA

PARÁMETRO	TIPO	PROMEDIO	DESV. EST.	LIM. INF.	LIM. SUP.
Gasto (m ³ /día)	Constante	3,888	0	-	-
Conductividad Hidráulica (m/día).	Log-normal	1.0	0.5	-	-
Gradiente Hidráulico	Constante	0.008	-	-	-
Porosidad	Log-normal	0.10	0.03	-	-
Espesor (m)	Uniforme	-	-	300	500

11.2.6 Aplicación del modelo numérico FLOWPATH

A continuación se presentan los procedimientos que se utilizaron para la modelación (datos de entrada) y resultados obtenidos en la delimitación de zonas de protección para pozos de abastecimiento por medio del modelo numérico FLOWPATH.

Diseño de la red y ubicación de pozos. Se seleccionó una malla de diferencias finitas de tipo irregular de 100 columnas y 100 renglones, con espaciamento a cada 100 m en general, y con un refinamiento (espaciamento menor) en la zona de ubicación de los pozos RT3 y RT4 ($Q = 3,888 \text{ m}^3/\text{d}$), como se observa en la Figura 11.7. El refinamiento de la malla de diferencias finitas en la zona del pozo, se realizó con el objetivo de obtener una mejor resolución de las trayectorias de las partículas

que definirán las zonas de protección de los pozos. De acuerdo con los requerimientos del programa FLOWPATH, la discretización vertical del acuífero incluyó una capa únicamente.

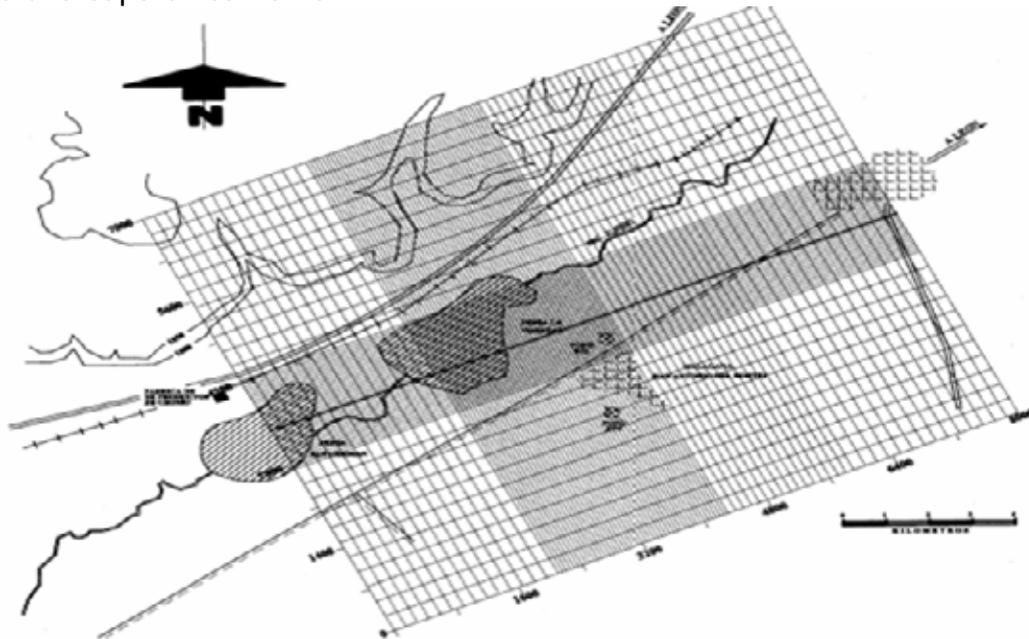


Figura 11.7 Malla de diferencias finitas utilizadas

Condiciones de frontera. Como el presente ejercicio es un ejemplo simplificado que trata de representar las condiciones naturales en que se encuentra el agua subterránea, la zona de modelación se orientó acorde con la dirección de flujo subterráneo, tal y como se señaló previamente. De este modo, en las fronteras superior e inferior, en el sentido perpendicular a la dirección de flujo subterráneo, se establecieron condiciones de frontera de carga constante, con lo que se reprodujo un campo de flujo similar al que se observa en condiciones naturales de campo para el año de 1995 (Figura 11.5; CNA-BGS, 1996). Esta implementación permitió simular la recarga derivada de la zona de los Altos de Jalisco y el flujo subterráneo hacia la zona central del Valle de León. Las fronteras paralelas a la dirección de flujo consisten realmente en líneas de flujo subterráneo. El bombeo de los pozos no se refleja a la distancia a la que se encuentran, por lo que se consideraron como fronteras de no-flujo, condición válida mientras el bombeo de los pozos no se distribuya hasta sus inmediaciones (Anderson y Woessner, 1992).

Propiedades hidráulicas y espesor del acuífero. Los valores de conductividad hidráulica y porosidad se obtuvieron en concordancia con la litología de las unidades geológicas y los valores reportados en la bibliografía, además de los calculados por Hernández (1991). En este primer caso se consideró acuífero homogéneo de $K = 1$ m/ día y $\eta = 0.1$. El espesor del acuífero se consideró variable, ya que es del orden de los 400 metros en la porción sur de la zona de modelación y de 200 metros en la zona norte que corresponde con la región norte (Altos de Jalisco).

Trayectoria de las partículas. A este respecto, se seleccionó un número determinado de partículas alrededor del pozo, cuya trayectoria se seguirá de manera inversa con lo que se definirán las trayectorias del flujo subterráneo. En resumen, información útil para delinear zonas de captura, al liberar un número de partículas imaginarias en un círculo alrededor del pozo de bombeo. En este caso, los valores fueron 15 partículas y liberadas en un radio de 20 metros con centro en cada uno de los pozos.

Después de que el modelo tenía toda la información necesaria, se procedió a ejecutar diversas simulaciones. Primeramente, se calcularon las cargas hidráulicas para flujo en estado estacionario de cada uno de los nodos (Figura 11.5), realizando los ajustes necesarios en los nodos que se consideraron como cargas constantes, hasta que se reprodujo con cierta aproximación la configuración de las cargas hidráulicas del año de 1995 (CNA-BGS, 1996). El criterio de convergencia fue de 0.01% con un límite de 200 iteraciones. Inmediatamente después, se cotejó el balance de aguas subterráneas, el cual tuvo un error menor del 3%, que se considera un valor de tolerancia válido.

Con base en esa distribución de cargas hidráulicas, se comenzó con el bombeo de los pozos y se calculó la trayectoria de las partículas en estado estacionario, para diferentes tiempos de bombeo, como se observa en la Figura 11.8. Al utilizar la opción de zonas de captura con relación al tiempo, se pudo constatar que un contaminante que ingresa a partir de la zona de conducción de aguas residuales, tarda aproximadamente 20 años en alcanzar la zona de pozos de agua potable. Aunque este lapso es aparentemente grande, es necesario reflexionar que esta zona existe desde hace un buen número de años.

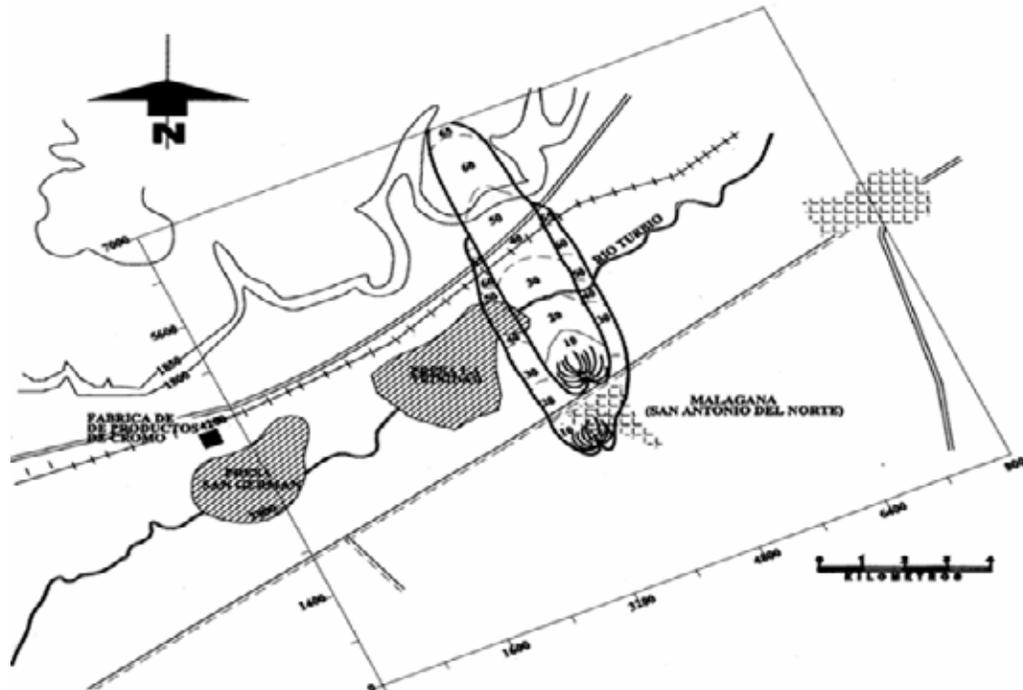


Figura 11.8 Zona de protección para diferentes tiempos de viaje calculadas con FLOWPATH

11.3 CASO DE ESTUDIO. DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN EN UN ACUÍFERO LIBRE (MEDIO HETEROGÉNEO)

A continuación se presenta un segundo ejercicio en donde se realiza la definición de zonas de captura, en un acuífero libre heterogéneo. Para facilitar la comparación entre las condiciones homogéneas y heterogéneas, se tomará como base la información del ejemplo anterior en el Valle de León, Guanajuato. Por lo tanto, se analiza la misma problemática que en el caso de estudio anterior y son válidos los contextos geológico e hidrogeológico; así como el modelo conceptual del flujo hidrodinámico subterráneo.

La diferencia entre los casos de estudio que corresponden a un mismo acuífero, es la distribución espacial de la conductividad hidráulica. En este caso, el acuífero se considera de tipo libre heterogéneo, al presentar valores de conductividad hidráulica de 1, 5 y 10 m/ día, correspondientes al material granular indiferenciado, ignimbritas y material fluvial, respectivamente. En la Figura 11.9 se presenta la distribución de la conductividad hidráulica propuesta con el modelo. El cálculo de las zonas de protección de los pozos RT3 y RT4, cuando el acuífero que explotan se considera heterogéneo, únicamente se realizará con el método numérico que incluye el modelo FLOWPATH, ya que los modelos analíticos disponibles (cálculos manuales y el modelo WHPA) no son capaces de incluir dicho efecto de heterogeneidad.

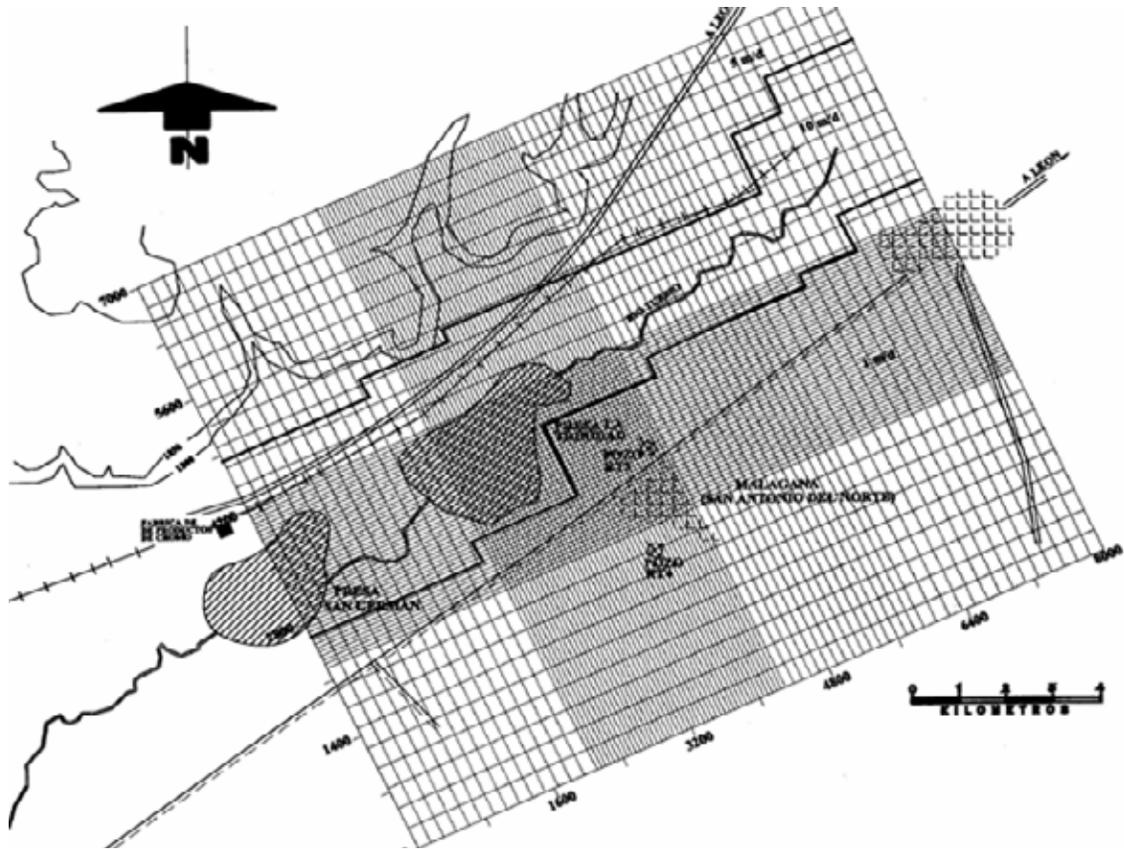


Figura 11.9 Distribución de conductividades hidráulicas para el acuífero heterogéneo del Valle de León, Guanajuato

Utilización del programa FLOWPATH para la definición de zonas de captura. Al aplicar el programa FLOWPATH, se recurrió al menú de modificaciones, para ingresar la variabilidad lateral de la conductividad hidráulica del medio, tomando como base la mayor parte de la información del caso de estudio anterior. Posteriormente, se inició con la etapa de simulación realizando los ajustes necesarios en las condiciones de frontera, hasta que se reprodujo (proceso de calibración) nuevamente en forma aceptable la distribución de las cargas hidráulicas observadas para 1995 (CNA-BGS, 1996). Con base en esa distribución del campo de flujo, se inició con la simulación del bombeo en los pozos y con la opción de trayectoria de partículas en estado estacionario, considerando el criterio de tiempo de viaje, se calcularon las zonas de protección para los pozos (Figura 11.10).

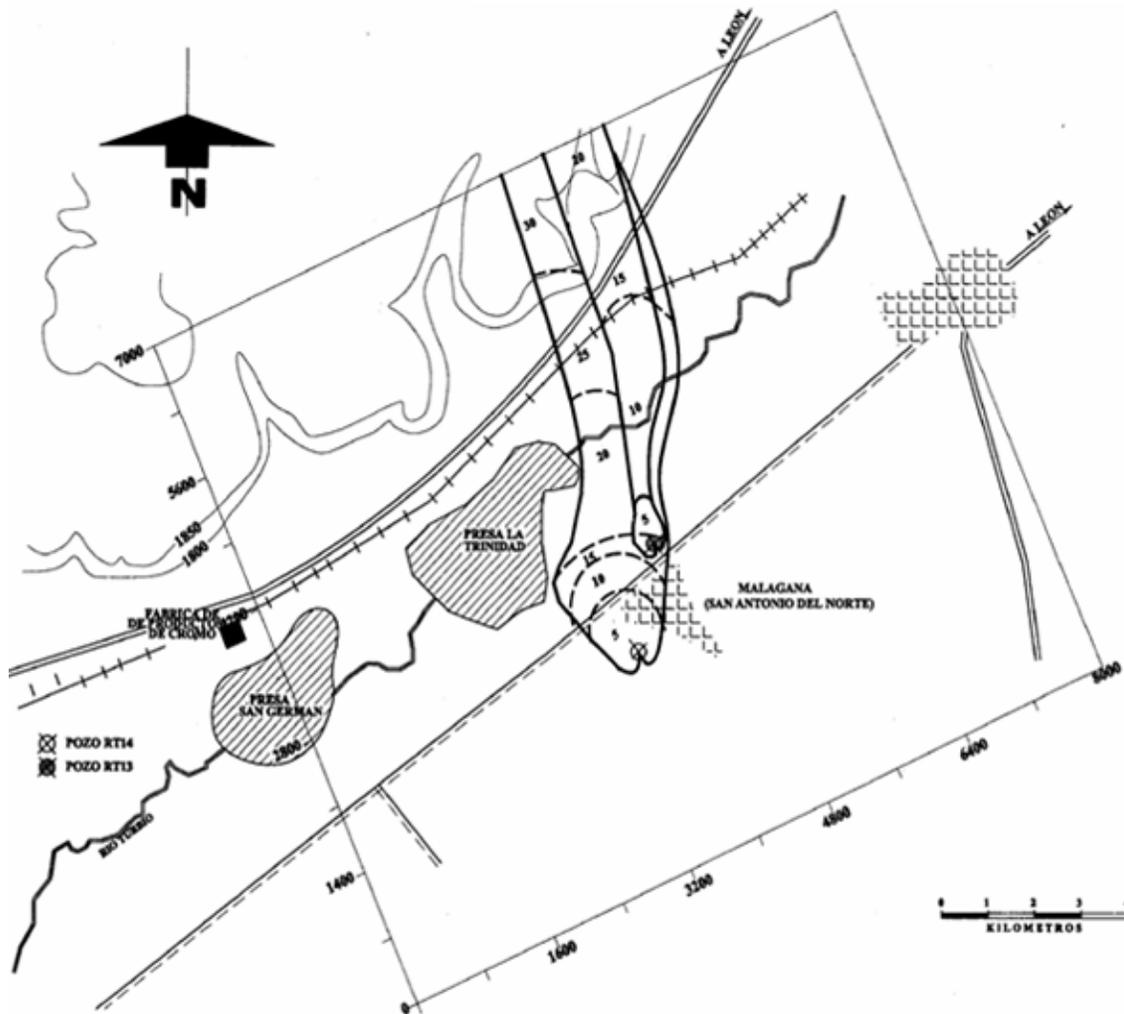


Figura 11.10 Zona de protección para diferentes tiempos de viaje en la situación de acuífero heterogéneo en el Valle de León, Guanajuato

Es importante resaltar la diferencia en la forma y extensión de la zona de captura, cuando se compara con el caso de medio homogéneo (Figura 11.6), diferencia producida por la situación de incluir las variaciones espaciales de la conductividad hidráulica. Como es lógico, la situación de acuífero heterogéneo es el que más probablemente se presente en la realidad. Como se observa en la Figura 11.10, en este caso de acuífero heterogéneo la zona de captura se incrementó en tamaño, especialmente hacia las fronteras laterales.

11.4 CASO DE ESTUDIO. DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN EN UN ACUÍFERO LIBRE (MEDIO FRACTURADO)

11.4.1 Problemática

Al igual que todas las regiones semiáridas de nuestro país, en el Valle de Aguascalientes las fuentes de aguas subterráneas revisten gran importancia, porque sustentan el desarrollo de los sectores industriales además del abastecimiento a la población. Adicionalmente, con base en el agua subterránea se beneficia una superficie mucho mayor que aquélla que se irriga con aguas superficiales. La porción analizada del Valle de Aguascalientes se localiza en la parte centro-sur del estado del mismo nombre (Figura 11.11), con una población de cerca de 1'000,000 de habitantes en la ciudad capital del estado y zona conurbada. El crecimiento poblacional está relacionado a un gran desarrollo industrial, ambos condicionados a la disponibilidad del recurso agua. Actualmente existen muchos pozos profundos que se utilizan para el abastecimiento de la población y que se encuentran diseminados por los alrededores de la ciudad de Aguascalientes. Para este ejemplo en donde se trata de delimitar la zona de protección de un acuífero libre en medio fracturado, se seleccionó el pozo CA-59, que de acuerdo con IGF (1994, 1995), está perforado totalmente en medio fracturado compuesto por rocas volcánicas de composición félsica.

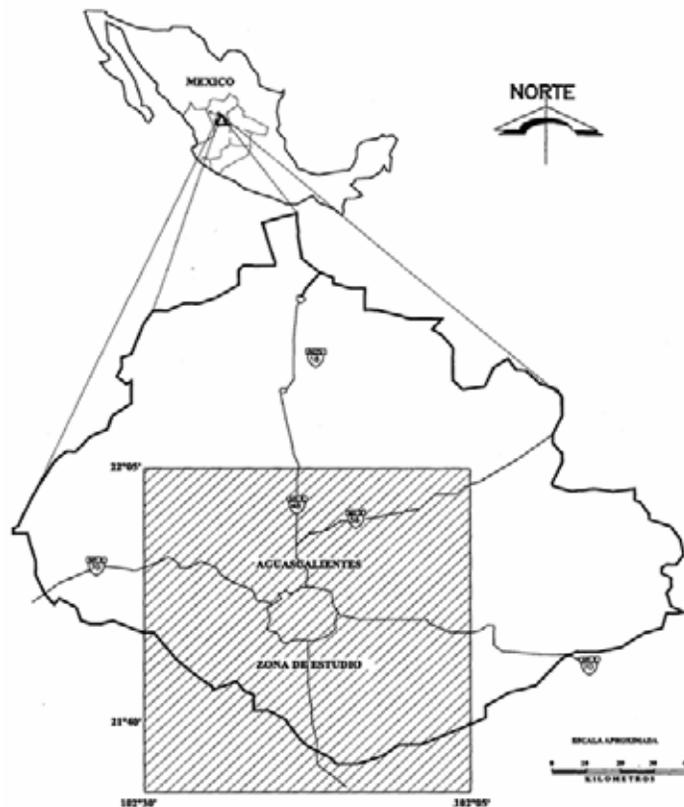


Figura 11.11 Ubicación de la zona de estudio en el Valle de Aguascalientes

11.4.2 Contexto Geológico

La zona de estudio se ubica dentro del Valle de Aguascalientes. Está comprendida en dos Provincias Fisiográficas: i) Meseta Central y ii) Sierra Madre Occidental.

Varios autores (Hernández Lascáres, 1981; Aranda Gómez, 1989, IGF, 1994) han reconocido en el Valle de Aguascalientes, una fosa tectónica que atraviesa la porción central del estado en dirección norte-sur, en donde a lo largo de fallas normales de alto ángulo, varios bloques experimentaron diferentes descensos relativos, resultando que el bloque más hundido no coincide con la porción central del Valle.

La cartografía regional indica que las unidades geológicas de mayor distribución superficial consisten de rocas volcánicas (lavas, tobas e ignimbritas) de composición félsica y edad correspondiente al Oligoceno. Al occidente de la ciudad de Aguascalientes, esta secuencia volcánica sobreyace a rocas ígneas y sedimentarias débilmente metamorfoseadas del Jurásico-Cretácico (Aranda Gómez, 1989). En la porción norte del estado, fuera del área de estudio, la secuencia volcánica sobreyace discordantemente a sedimentos calcáreos del Cretácico. Un paquete de sedimentos continentales no consolidados con intercalaciones de basaltos y varias unidades piroclásticas de magnitud local (Hernández-Lascáres, 1981), sobreyacen a las unidades volcánicas del Terciario Medio. En la Figura 11.12 se presenta una sección geológica de dirección este-oeste, en donde está señalada la porción que corresponde al Valle de Aguascalientes.

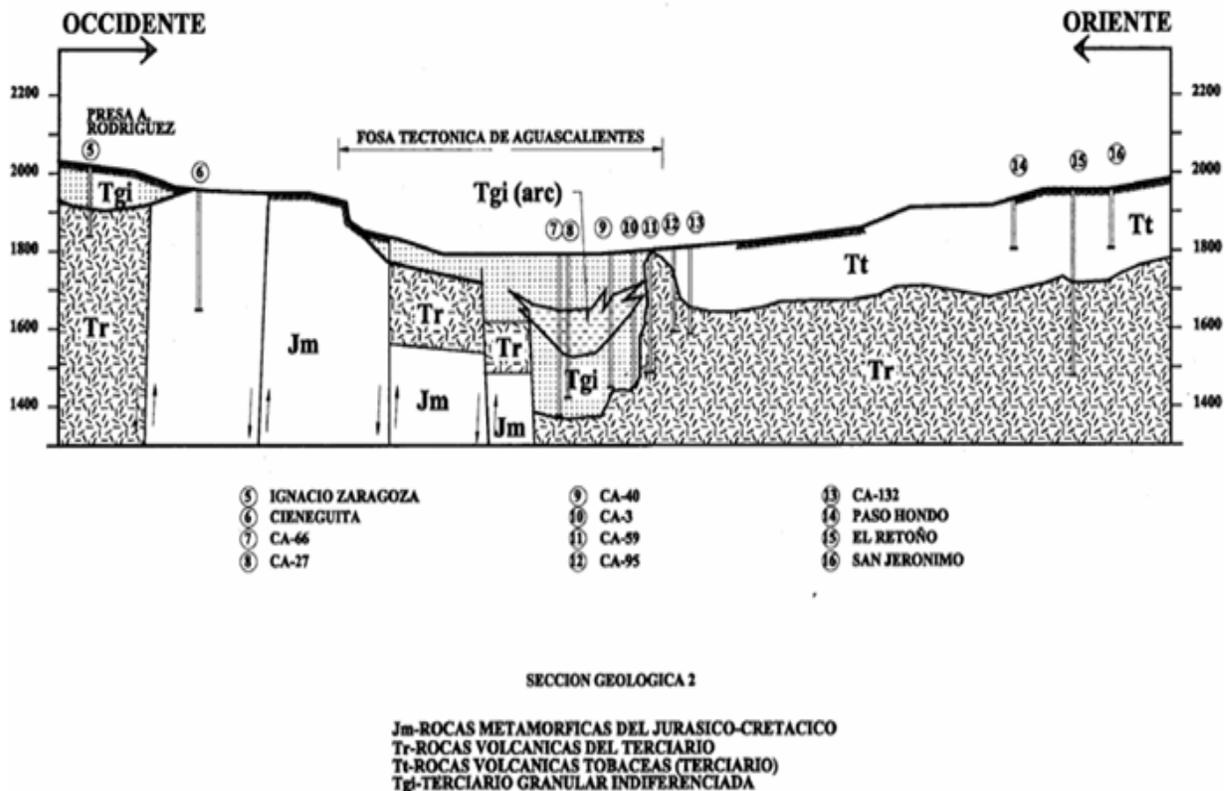


Figura 11.12 Sección geológica transversal simplificada del Valle de Aguascalientes

11.4.3 Contexto Hidrogeológico

Las características litológicas de las unidades geológicas permiten definir tres medios principales por los que circula el agua subterránea: i) medio poroso o granular, ii) medio fracturado y iii) medio de doble porosidad. El medio poroso involucra las unidades granulares no consolidadas del Terciario-Cuaternario. Las lavas e ignimbritas constituyen el medio fracturado, mientras que las unidades tobáceas constituyen el medio de doble porosidad. La disposición de las unidades litológicas agrupadas en los medios poroso, fracturado y doble porosidad, integran el sistema de control de movimiento del agua subterránea. En su conjunto constituyen un acuífero libre, heterogéneo, en donde el movimiento relativo dependerá del medio por donde se desplaza y del sistema de flujo involucrado.

11.4.4 Modelo conceptual

El acuífero analizado se caracteriza por ser de tipo libre en medio granular y/o fracturado. Por esta razón, en este ejemplo se seleccionó la porción del valle constituido por el medio fracturado, o sea la porción ubicada al oriente de la ciudad de Aguascalientes y que en la sección geológica de la Figura 11.12 aparece como una porción de roca volcánica a poca profundidad, en donde se ubica el pozo CA-59. De acuerdo con IGF (1994, 1995) y Molina (1996) dentro de la zona de estudio se detecta la presencia de los tres tipos de sistemas de flujo subterráneo, que son: i) local, ii) intermedio y iii) regional, siendo este último el más importante en cuanto a volumen de agua se refiere. La zona en donde se ubica el pozo CA-59 corresponde a la región denominada localmente como Ojo Caliente, en donde antiguamente descargaban los manantiales termales ($\approx 38^{\circ}\text{C}$) que dieron origen al nombre de la ciudad. Esta región representa la zona de descarga de un sistema regional, que de acuerdo con Molina (1996), tiene su zona de recarga en la porción sur del área de estudio, en las inmediaciones del límite del estado de Aguascalientes con el de Jalisco.

Un análisis geotermométrico realizado por Cardona et al. (1996) al agua termal del pozo CA-59, señala que la temperatura mínima a profundidad del agua subterránea termal de este sistema regional, es del orden de $80\text{-}90^{\circ}\text{C}$. La presencia de esta temperatura a profundidad, seguramente ocasiona la presencia de componentes verticales del flujo de agua subterránea, similares a los reportados por Carrillo Rivera et al. (1995) para el valle de San Luis Potosí, en donde también existen aguas termales. Sin embargo, la incorporación de estos efectos en la definición de las zonas de protección del pozo CA-59, queda fuera de los objetivos del presente ejercicio. Por lo tanto, la delimitación de la zona de protección se realizará con la simplificación de no considerar los efectos de la temperatura del agua subterránea, por lo que básicamente se considera que prevalece flujo horizontal.

11.4.5 Utilización de métodos analíticos con cálculos manuales

En la Tabla 11.8 se presentan los principales parámetros hidrogeológicos definidos para el acuífero del Valle de Aguascalientes. En forma similar a lo que se menciona en el apartado siguiente, la aplicación de los métodos analíticos en acuíferos compuestos por un medio fracturado requiere que dicho medio fracturado se comporte como medio poroso. La delimitación de la zona de protección considera el cálculo del ancho máximo (Y_L) de la zona de captura aguas arriba del pozo y de la máxima distancia (X_L) aguas abajo del pozo hasta donde se extiende la zona de captura (punto de estancamiento).

$$Y_L = \frac{Q}{Kbi} = \frac{3.456}{3 \times 400 \times 0.005} = 576 \text{m}$$

$$X_L = \frac{Q}{2\pi Kbi} = \frac{3.456}{2 \times 3.14159 \times 3400 \times 0.05} = 91.7$$

En forma análoga al caso anterior, para la longitud de la zona de captura se incluye el criterio de un tiempo de viaje de 40 años (14,600 días, Tabla 11.8). La resolución por tanteos de la ecuación correspondiente señala que en 40 años de bombeo, la distancia que recorre una partícula alineada con la dirección del flujo que pasa por el pozo es de 2,500 m.

11.4.6 Aplicación del Modelo Analítico WHPA

En primera instancia, el cálculo de la zona de protección del pozo CA-59 se llevó a cabo por medio de métodos analíticos. Como se analizó en capítulos precedentes, para que un acuífero compuesto por un medio fracturado pueda ser analizado utilizando métodos analíticos como el modelo WHPA, es necesario que el medio fracturado se comporte como medio poroso, cuando menos a la escala del problema que se analiza. En este caso, es necesario suponer que la premisa anterior es válida, por lo que se procedió a aplicar el módulo RESSQC a la zona de estudio. En este caso, el tamaño de la zona de modelación (analítica y numérica) incluye un área de 8,000 x 8,000 metros, con el eje vertical (eje Y) paralelo a la dirección norte. Esto se definió con base en que la dirección general del flujo de agua subterránea, es aproximadamente de oriente a poniente. En La Tabla 11.8 se presentan los datos con los que se alimentó el programa RESSQC para el cálculo de la zona de protección.

Posteriormente se utilizó el módulo MWCAP para la delimitación de la zona de protección del pozo CA-59. De acuerdo con Blandford y Huyakorn (1991) el módulo MWCAP está diseñado para realizar la delimitación de zonas de protección de pozos en estado estacionario, con el criterio de tiempo de viaje, así como zonas de captura híbridas. Tiene capacidad de considerar barreras ya sea de carga constante o

impermeables, cuya dirección con relación a los ejes de referencia no está restringida, aunque si es necesario que se representen por una línea recta. Las zonas de captura delineadas con este módulo representan a pozos totalmente penetrantes en acuíferos homogéneos, de tipo confinado. Cuando se analizan acuíferos de tipo libre, es necesario que el abatimiento sea menor al 0.1 del espesor saturado inicial. En la Tabla 11.9 se presentan los datos que se utilizaron para alimentar el programa del módulo MWCAP.

También se utilizó el módulo GPTRAC en su opción semi-analítica para la definición de la zona de protección del pozo CA-59. Los datos utilizados se presentan en la Tabla 11.10.

De manera similar que para el caso del acuífero del Valle de León, se realizó un análisis de la incertidumbre en la delimitación de las zonas de protección debida a la incertidumbre asociada a los valores utilizados en algunos de los parámetros. En la Tabla 11.11 se presentan los valores y tipos de distribuciones de probabilidad aplicadas. En este caso, los percentiles que se calcularon fueron los de 75 y 95. En la Figura 11.13 se presenta una comparación de las diferentes zonas de protección calculadas con los módulos del modelo analítico WHPA.

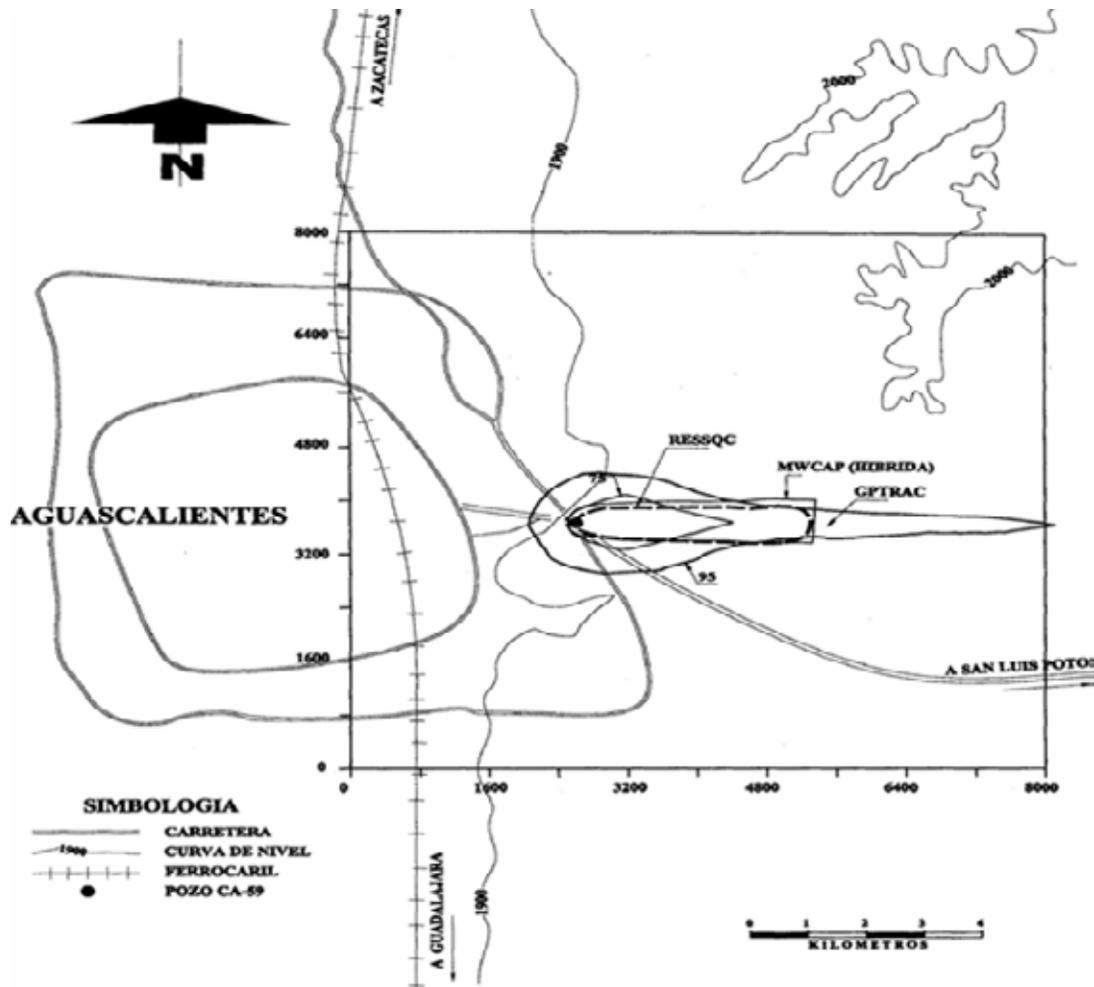


Figura 11.13 Comparación entre diversas zonas de protección calculadas con los módulos del paquete WHPA

11.4.7 Aplicación del modelo numérico FLOWPATH

A continuación, se presentan los procedimientos de modelación y resultados obtenidos en la delimitación de zonas de protección para pozos de abastecimiento.

Diseño de la red y ubicación del pozo. Se seleccionó una malla irregular de 99 columnas y 99 renglones, con espaciamiento variable. Al igual que para los modelos analíticos, la zona de modelación fue de 8,000 x 8,000 metros. Con la finalidad de lograr una buena definición de la zona de protección del pozo, en los alrededores del pozo CA-59, el espaciamiento de la malla de diferencias finitas es menor que para las zonas alejadas. El caudal de bombeo del pozo se consideró de 3,456 m³/día (Figura 11.14). Como se mencionó previamente, cuando se trabaja con FLOWPATH la discretización vertical de la zona de modelación debe de incluir únicamente una capa.

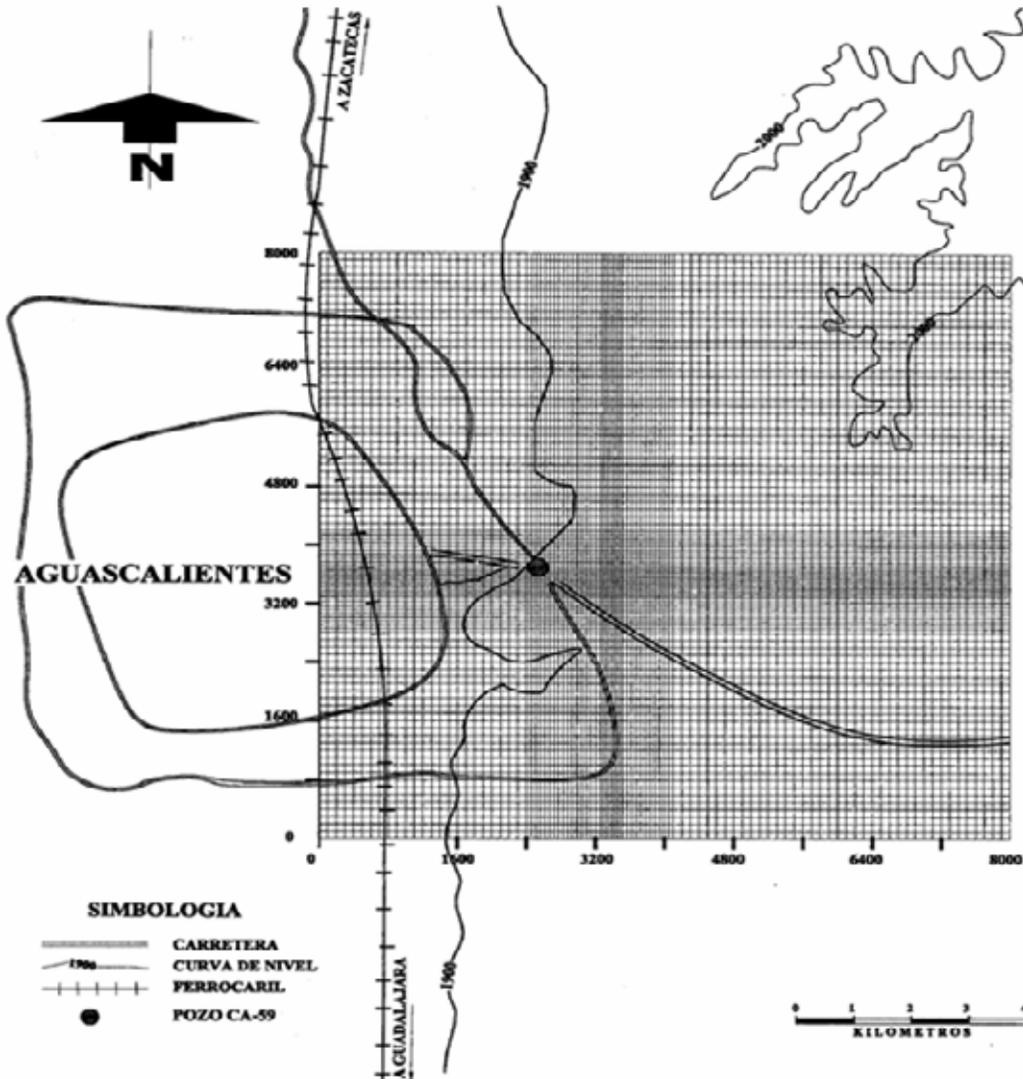


Figura 11.14 Maya de diferencia finitas utilizada para el modelo numérico FLOWPATH

Tabla 11.8 Datos para la simulación del caso de Aguascalientes con el módulo RESSQC del modelo WHPA

OPCIONES DE SIMULACIÓN	PROPIEDADES DEL ACUÍFERO	POZO CA-59
Unidades = metros (m) y días (d)	Transmisividad = 1,200 m ² /d	X = 3,000 m
Longitud del spac. = 20 m	Espesor = 400 m	Y = 4000 m
No. De Pozos de bombeo = 1	Porosidad = 0.1	Q = 3,456 m ³ /d
Tiempo = 14600 d	Grad. Hidráulico = 0.005 Ángulo del flujo = 180°	r = 0.20 m

Tabla 11.9 Datos para la simulación del caso de Aguascalientes con el módulo MWCAP del modelo WHPA

OPCIONES DE SIMULACIÓN	PROPIEDADES DEL ACUÍFERO	POZO CA-59
Unidades = metros (m) y días (d)	Transmisividad = 1,200 m ² /d	X = 3,000 m
Longitud del spac. = 20 m	Espesor = 400 m	Y = 4000 m
No. De Pozos de bombeo = 1	Porosidad = 0.1	Q = 3,456 m ³ /d
Tiempo = 14600 d	Grad. Hidráulico = 0.005	r = 0.20 m
Sin fronteras	Ángulo del flujo = 180°	

Tabla 11.10 Datos para la simulación del caso de Aguascalientes con el módulo GPTRAC del modelo WHPA

OPCIONES DE SIMULACIÓN	PROPIEDADES DEL ACUÍFERO	POZO CA-59
Unidades = metros y días	Transmisividad = 1,200 m ² /d	X = 3,000 m
Longitud del spac. = 20	Espesor = 400 m	Y = 4,000 m
No. de Pozos de bombeo = 1	Porosidad = 0.1	Q = 3,456 m ³ /d
Tiempo = 14,600 d	Grad. Hidráulico = 0.005	r = 0.20 m
Tipo de acuífero = libre	Ángulo del flujo = 180°	
Sin fronteras	Recarga = 0	

Tabla 11.11 Datos para la simulación del caso de Aguascalientes con el módulo MONTEC del modelo WHPA

PARÁMETRO	TIPO	PROMEDIO	DESV. EST.	LIM. INF.	LIM. SUP.
Gasto	Constante	3,456 m ³ /d	0	-	-
Cond. Hidrául	Log-normal	30.0 m/d	10	-	-
Grad. Hidrául.	Constante	0.005	-	-	-
Porosidad	Log-normal	0.10	0.03	-	-
Espesor	Uniforme	-	-	300 m	500 m

Condiciones de frontera. De acuerdo con la distribución de las líneas equipotenciales (Figura 11.15), el eje vertical de la malla de diferencias finitas se

orientó norte-sur, con lo que la dirección de flujo predominante resulta ser de oriente a poniente. De este modo, en las fronteras laterales, en el sentido perpendicular a la dirección de flujo subterráneo, se establecieron condiciones de frontera de carga constante y carga hidráulica diferente, con lo que se reprodujo un campo de flujo similar al que se observa en condiciones de campo para el año de 1985 (SARH, 1987). Con este procedimiento, fue posible simular la recarga horizontal derivada de la zona oriental de la región analizada y el flujo subterráneo hacia la zona central del Valle de Aguascalientes. Las fronteras superior e inferior, paralelas a la dirección de flujo de agua subterránea, se consideraron como fronteras de no-flujo.

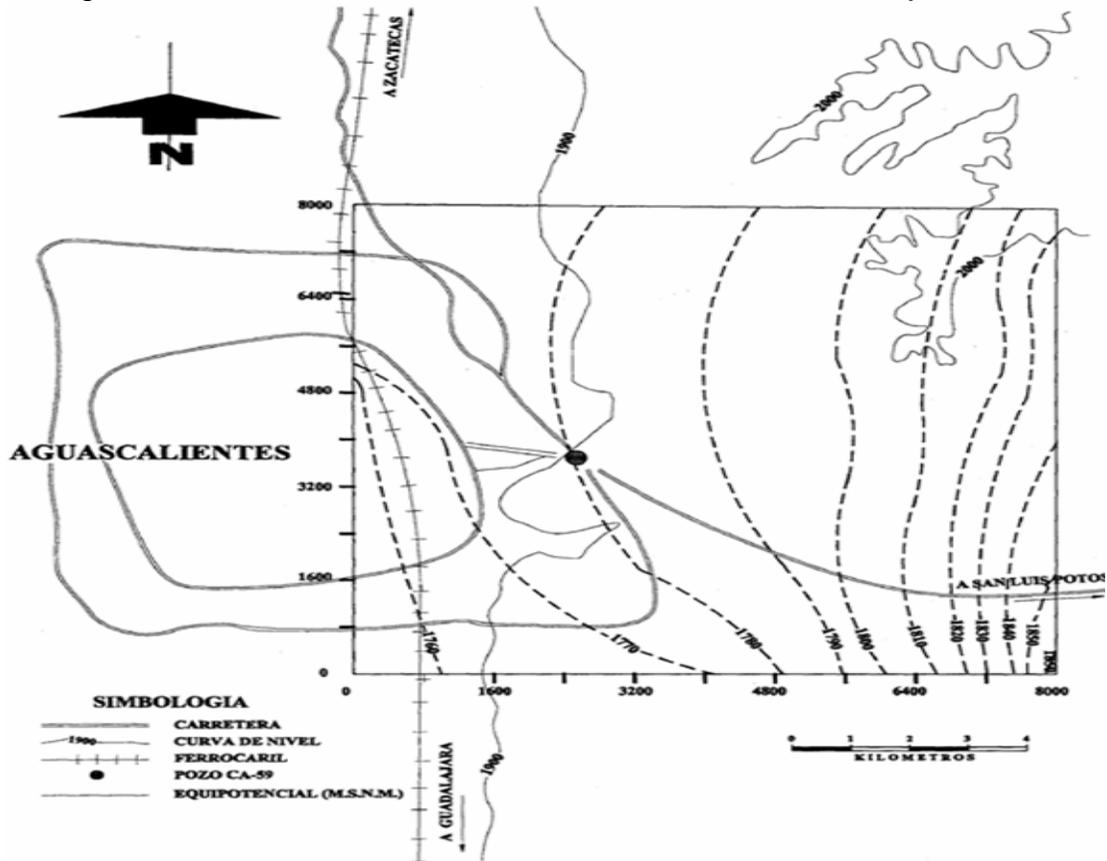


Figura 11.15 Distribución de equipotenciales dentro de la zona seleccionada para la modelación

Propiedades hidráulicas y espesor del acuífero. Los valores de conductividad hidráulica y porosidad se obtuvieron de información de pruebas de bombeo reportadas por IGF (1994); resultando una conductividad hidráulica de 3 m/d y una porosidad de 0.1. El espesor que se consideró es el reportado por Molina (1996), que es del orden de los 400 metros.

Trayectoria de las partículas. El procedimiento que se utilizó para el desarrollo del campo de flujo subterráneo en condiciones previas al inicio del bombeo del pozo CA-59, fue similar al realizado para el caso del Valle de León. Primeramente, se

realizaron diferentes simulaciones modificando las cargas hidráulicas iniciales, hasta que se reprodujo con cierta aproximación la configuración de las cargas hidráulicas reportadas para el año de 1985 (SARH, 1987). El criterio de convergencia utilizado fue de 0.05% con un límite de 200 iteraciones. Posteriormente, se calculó la trayectoria de las partículas en estado estacionario. Como se observa en la Figura 11.16 se presentan varias zonas de protección de acuerdo con el criterio de tiempos de viaje.

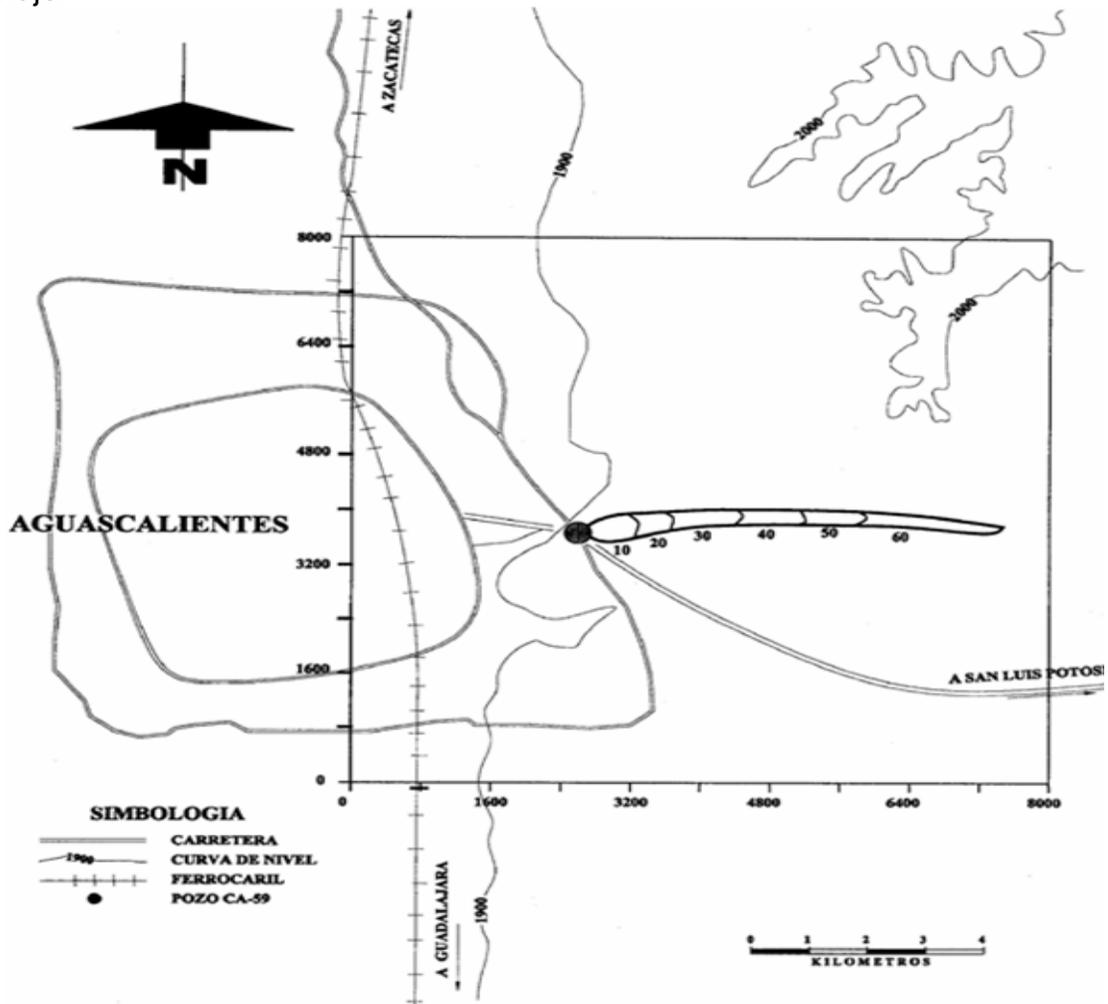


Figura 11.16 Zona de protección para diferentes tiempos de viaje calculadas con FLOWPATH

11.5 CASO DE ESTUDIO. DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN EN UN ACUÍFERO CONFINADO HOMOGÉNEO

11.5.1 Problemática

El acuífero del Valle de México se ubica en el subsuelo de la zona metropolitana de la ciudad de México, uno de los centros de población más grandes del mundo, con

aproximadamente 20'000,000 de habitantes. La cuenca superficial debe su origen a los últimos eventos volcánicos que conforman las sierras que rodean al Valle de México. Dichas montañas alcanzan elevaciones máximas de 5,000 msnm. En contraste, la zona de valle presenta una altitud del orden de los 2,200 msnm. La precipitación media anual en la zona de valle es de 700 mm y en las partes de montaña de 1,200 mm (Figura 11.17).

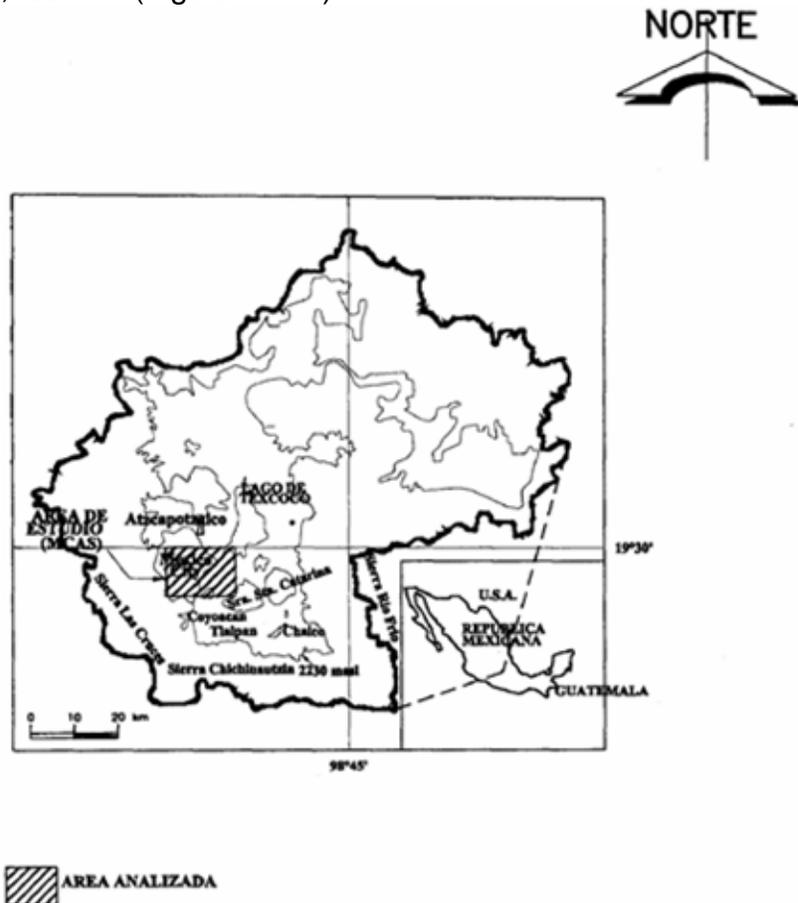


Figura 11.17 Ubicación de la zona analizada en la porcion sur de la cuenta de México

Como en muchas ciudades de nuestro país, la mayoría de los pozos que abastecen de agua potable a la población de la ciudad de México y zona conurbada, se encuentran dentro de la misma ciudad. Esto ocasiona que el riesgo de contaminación se incremente en la medida de la gran cantidad de estaciones de servicio de combustibles, tuberías de drenaje, etc. que se encuentran en las inmediaciones de los pozos de abastecimiento de agua potable. De este modo, para tratar de garantizar la calidad del agua para consumo humano, es necesario delimitar las zonas de captura de los pozos de agua potable, y posteriormente realizar las acciones necesarias para mantener seguras y limpias de contaminación dichas regiones.

11.5.2 Contexto geológico

De acuerdo con la importancia que reviste la ciudad de México en el contexto nacional, numerosos investigadores se han dado a la tarea de definir la geología superficial y del subsuelo en la cuenca de México. Entre los principales trabajos se mencionan los de Vázquez y Jaimes (1989), Mooser (1990), Mooser y Molina (1993), quienes establecieron que la cuenca de México está constituida por una secuencia deformada de rocas cretácicas de origen marino (espesor mayor de 2,000 metros) dispuestas en estructuras tectónicas distensivas producidas durante el Terciario temprano, cubiertas por depósitos volcánicos (lavas, tobas, ignimbritas y brechas) de composición predominantemente intermedia a máñcay edad entre el Paleoceno y el Reciente. Adicionalmente existen sedimentos elásticos de granulometría variada que rellenó las depresiones formadas en el Pleistoceno, época en la que ocurrió la obstrucción del drenaje superficial natural en la porción sur del valle, debido a los eventos volcánicos que dieron lugar a la Sierra Chichinautzin.

11.5.3 Contexto hidrogeológico

En este contexto, es posible dividir las rocas y material no consolidado en tres unidades hidrogeológicas principales:

Rocas y sedimentos consolidados de alta conductividad hidráulica

Rocas de baja conductividad hidráulica

Depósitos lacustres no consolidados de baja conductividad hidráulica

En la Tabla 11.12, aparecen las principales unidades hidrogeológicas del Valle de México y su correspondencia con las unidades geológicas (DGCOH, 1994). Asimismo, la Figura 11.18 muestra una sección geológica representativa del Valle de México. Dicha sección geológica de orientación aproximada oriente-poniente, que fue adaptada de la que presentan Cardona y Hernández (1995), se observa que en la porción occidental el acuífero es de tipo libre, cambiando a confinado en la dirección del flujo subterráneo. De acuerdo con estas condiciones, en la región del Palacio de los Deportes-ciudad Deportiva, se detectan condiciones de acuífero confinado, zona en donde se seleccionó un pozo de agua potable para realizar el análisis de la zona de protección.

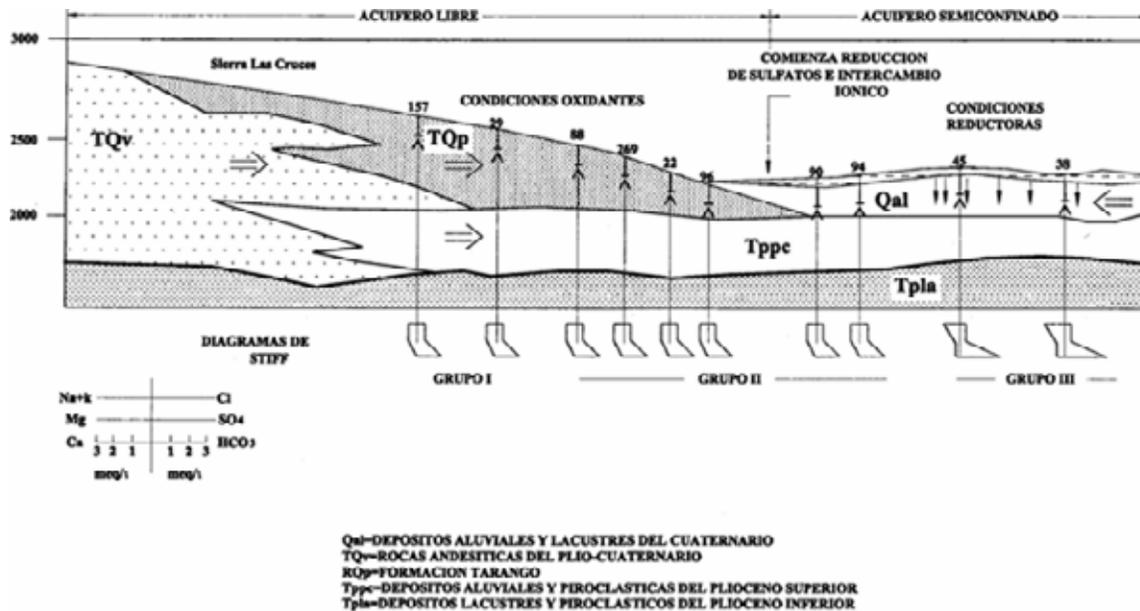


Figura 11.18 Sección geológica representativa de la porción sur de la cuenca de México

11.5.4 Modelo conceptual

La disposición espacial de las unidades hidrogeológicas señala la presencia de un acuífero de tipo libre, que en la porción central del Valle de México se torna confinado a semiconfinado, cuando el nivel piezométrico en el acuífero es mayor que la altitud de la base de la unidad hidrogeológica III. En este acuífero confinado se emplazan algunos de los pozos de abastecimiento que maneja la Dirección General de Construcción y Obras Hidráulicas del Departamento del Distrito Federal. Para los objetivos que se pretenden en este manual, este es un caso que ilustra la delineación de trayectoria de partículas en un medio granular confinado o semiconfinado por material lacustre, en una de las ciudades más pobladas del mundo.

Tabla 11.12 Unidades hidrogeológicas de la cuenca de México

UNIDAD HIDROGEOLOGICA	UNIDAD GEOLOGICA
Unidad I (acuífero principal)	Depósitos lacustres y aluviales del Cuaternario (Qal) Rocas basálticas del Cuaternario (Qb) Rocas andesíticas del Plio-Cuaternario (TQv) Formación Tarango (TQp) Depósitos aluviales iroclásticos del Plioceno Superior (Tppc)
Unidad II (base del acuífero principal)	Depósitos lacustres y piroclásticos del Plioceno Inferior (Tpla) Rocas andes ticas del Mioceno (Tmv)
Unidad III (confinante superior)	Depósitos lacustres (Qla)

En cuanto al del modelo conceptual del flujo de agua subterránea en el Valle de México, se tiene que la principal zona de recarga son las montañas que lo rodean y como zonas de descarga a las zonas de pie de monte y la planicie lacustre del valle. Con base en la modelación de redes de flujo en perfil, Ortega y Farvolden (1989) determinaron que la recarga en las montañas que rodean al valle es del orden de 30 al 50 % de la precipitación promedio. Por otro lado, antes de la construcción del drenaje artificial del valle, existía una serie de lagos y numerosos manantiales que en conjunto con la transpiración de freatofitas, se estima que la descarga era del 50 al 70% en la zona lacustre y 50 al 30% en la zona de transición entre las zonas montañosa y lacustre.

Existen evidencias que demuestran que en el pasado existieron gradientes hidráulicos verticales ascendentes en los depósitos lacustres. Sin embargo, el intenso bombeo para abastecimiento de agua potable ha ocasionado una inversión de este gradiente. Asimismo, los gradientes horizontales también han sufrido modificaciones por la explotación del agua en los últimos cincuenta años. El análisis de las cargas hidráulicas de los pozos de observación indica que la dirección de flujo en el plano horizontal es radial y concéntrica, desde las partes montañosas hacia el centro del valle. Las propiedades hidráulicas del subsuelo, para las diferentes unidades hidroestratigráficas, han sido reportadas en diversos estudios como el de DGCOH (1994) quien define las conductividades hidráulicas y coeficientes de almacenamiento.

11.5.5 Utilización de métodos analíticos con cálculos manuales

En el caso de un acuífero confinado homogéneo como es el que se considera en este caso, la aplicación de los métodos analíticos es el más apropiado porque se apega a las hipótesis en que se basan las ecuaciones. En la Tabla XL 13 aparecen los parámetros hidrogeológicos utilizados para el acuífero del Valle de México. La delimitación de la zona de protección considera el cálculo del ancho máximo (Y_L) de la zona de captura aguas arriba del pozo y de la máxima distancia (X_L) aguas abajo del pozo hasta donde se extiende la zona de captura (punto de estancamiento). En este caso a continuación se presentan los cálculos realizados.

$$Y_L = \frac{Q}{Kbi} = \frac{2.592}{3 \times 300 \times 0.003} = 960\text{m}$$

$$X_L = \frac{Q}{2\pi Kbi} = \frac{2.592}{23.14159 \times 3 \times 300 \times 0.003} = 158.8\text{m}$$

Para la estimación de la longitud de la zona de captura se utilizó el criterio de un tiempo de viaje de 40 años (14,600 días, Tabla 11.13). La resolución por tanteos de la ecuación correspondiente señala que en 40 años de bombeo, la distancia que

recorre una partícula alineada con la dirección del flujo que pasa por el pozo es de 1,694.7 m.

11.5.6 Aplicación del Modelo Analítico WHPA

De acuerdo con la estrategia de trabajo definida en los casos anteriores, en primera instancia se procedió al cálculo de zonas de protección con los diversos módulos del modelo analítico WHPA. En la Tablas 11.13, 11.14 y 11.15 se presenta la información que se utilizó para alimentar los módulos RESSQC, MWCAP, GPTRAC y MONTEC respectivamente. El área de modelación que se utilizó en esta ocasión fue de 6,000x6,000 metros, alineando los ejes de referencia de acuerdo con la dirección del flujo subterráneo, tal y como se observa en la Figura 11.19. A diferencia de los casos de estudio anteriores, para el cálculo, de la zona de protección de un pozo de agua potable en esta porción del Valle de México, se cumple la suposición de que el acuífero es de tipo confinado.

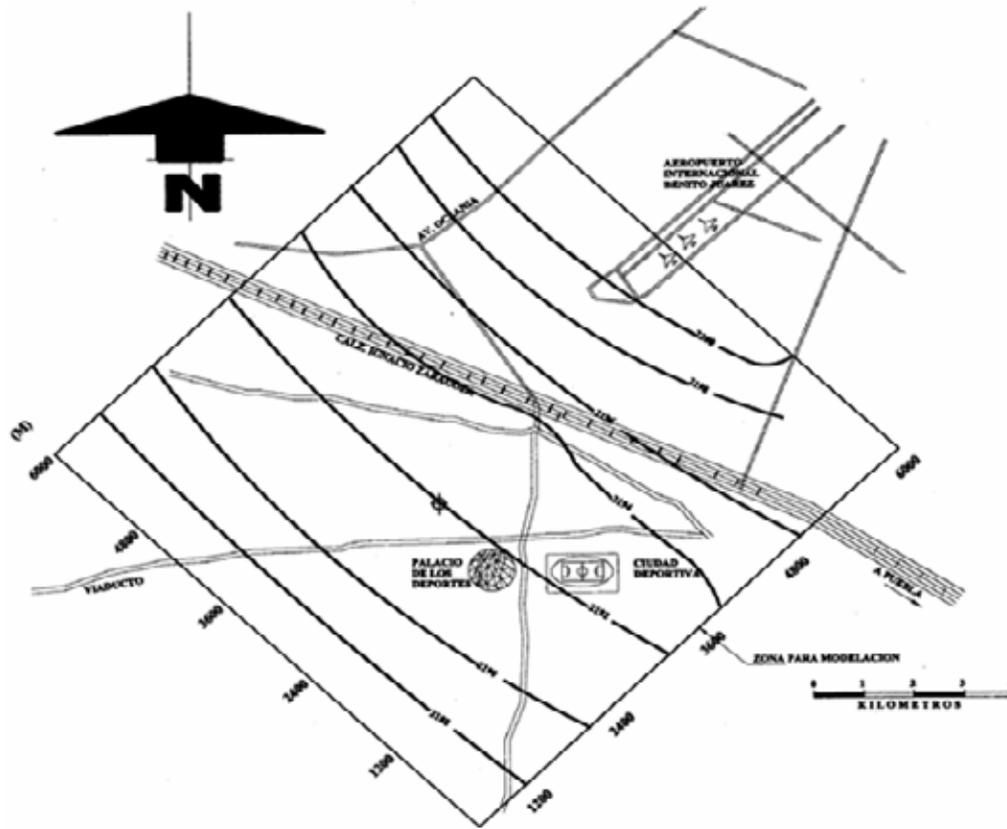


Figura 11.19 Distribución de equipotenciales dentro de la zona seleccionada para la modelación

Tabla 11.13 Datos para la simulación del caso del Valle de México con el módulo RESSQC y MWCAP del modelo WHPA

OPCIONES DE	PROPIEDADES DEL	POZO No. 45
-------------	-----------------	-------------

SIMULACIÓN	ACUÍFERO	
Unidades = metros y días	Transmisividad = $900 \text{ m}^2/\text{d}$	X = 3,000 m
Longitud del espac. = 20 m	Espesor = 300 m	Y = 3,000 m
No. De Pozos de bombeo = 1	Porosidad = 0.1	Q = $2,592 \text{ m}^3/\text{d}$
Tiempo = 14,600 d	Grad. Hidráulico = 0.003	r = 0.20 m
Sin fronteras	Ángulo del flujo = 180°	

En la Figura 11.20 se presentan los resultados de la delimitación de las zonas de protección calculadas con los diversos módulos del modelo analítico WHPA. Los percentiles que se calcularon con el módulo MONTEC fueron los de 50 y 95, utilizando un total de 1,000 iteraciones. Como se observa, los resultados de las zonas de protección calculadas con los módulos RESSQC, MONTEC y GPTRAC son muy similares entre sí y con el percentil 50 calculado con MONTEC. La zona de protección calculada con el percentil 90 es la mayor de las calculadas, ya que toma en cuenta con mayor exactitud, los efectos de la variabilidad espacial propuesta para los valores de conductividad hidráulica, porosidad y espesor del acuífero.

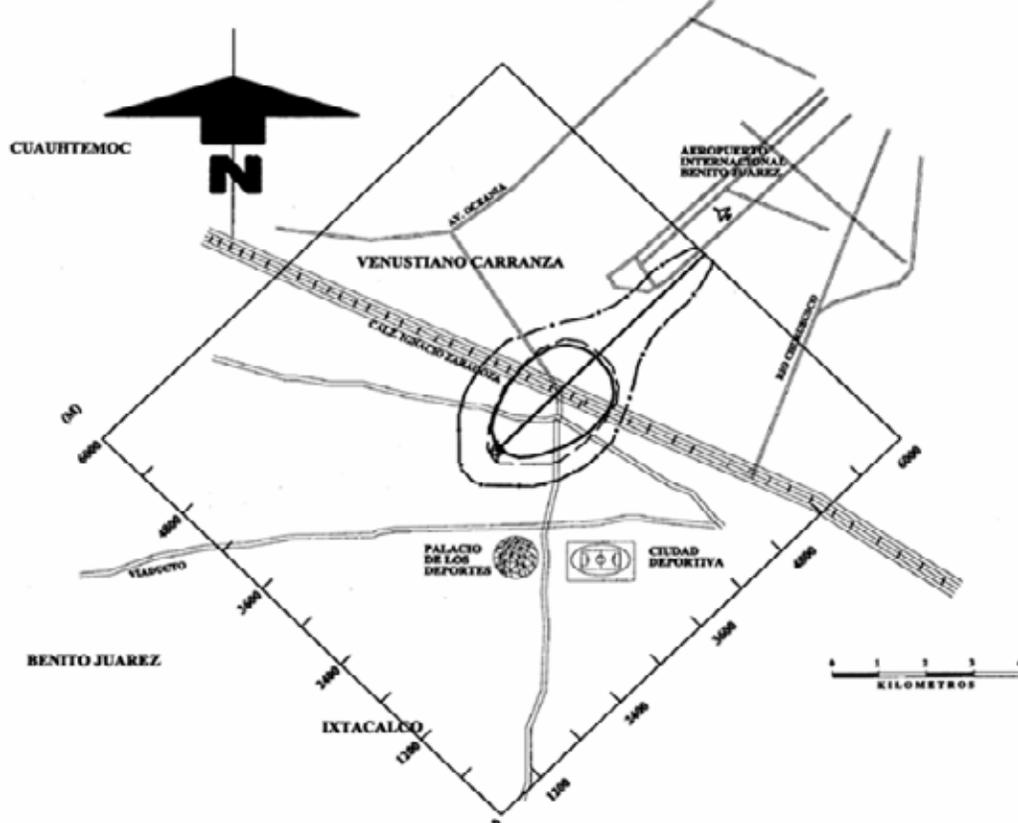


Figura 11.20 Comparación entre las diversas zonas de protección calculadas con los módulos del paquete WHPA

Tabla 11.14 Datos para la simulación del caso del Valle de México con el módulo GPTRAC del modelo WHPA

OPCIONES DE SIMULACIÓN	PROPIEDADES DEL ACUÍFERO	POZO No. 45
Unidades = metros y días	Transmisividad = 900 m ² /d	X = 3000 m
Longitud del spac. = 20	Espesor = 300 m	Y = 3000 m
No. De Pozos de bombeo = 1	Porosidad = 0.1	Q = 2592 m ³ /d
Tiempo = 14600 d	Grad. Hidráulico = 0.003	r = 0.20 m
Tipo de acuífero = libre	Ángulo del flujo = 180°	
Sin fronteras	Recarga = 0	

11.5.7 Aplicación del modelo numérico FLOWPATH

En los siguientes párrafos se presenta el tratamiento de la información hidrogeológica que se requirió para realizar la modelación y el cálculo de la zona de protección del pozo de abastecimiento.

Tabla 11.15 Datos para la simulación del caso del Valle de México con el módulo MONTEC del modelo WHPA

PARÁMETRO	TIPO	PROMEDIO	DESV. EST.	LIM. INF.	LIM. SUP.
Gasto	Constante	2592 m ³ /d	0	-	-
Conductividad Hidráulica	Log-normal	3.0 m/d	1.5 m/d	-	-
Gradiente Hidráulico	Constante	0.003	-	-	
Porosidad	Log-normal	0.10	0.03	-	-
Espesor	Uniforme	-	-	200 m	400 m

Diseño de la red y ubicación del pozo. Se seleccionó una malla de diferencias finitas irregular, con 99 columnas y 99 renglones, con espaciamento variable (Figura 11.21). El espaciamento en las zonas cercanas al pozo se disminuyó hasta 25 metros para obtener una mejor definición de las trayectorias de las partículas. En forma similar que para los diversos módulos del modelo analítico WHPA, la zona de modelación presenta un total de 36'000,000 m², equivalente a un área de 6,000 x 6,000 metros. El caudal de bombeo del pozo denominado como No. 45, se consideró de 2,592 m³/día (30 l/s). Como se mencionó previamente, cuando se trabaja con FLOWPATH la discretización vertical de la zona de modelación debe de incluir únicamente una capa.

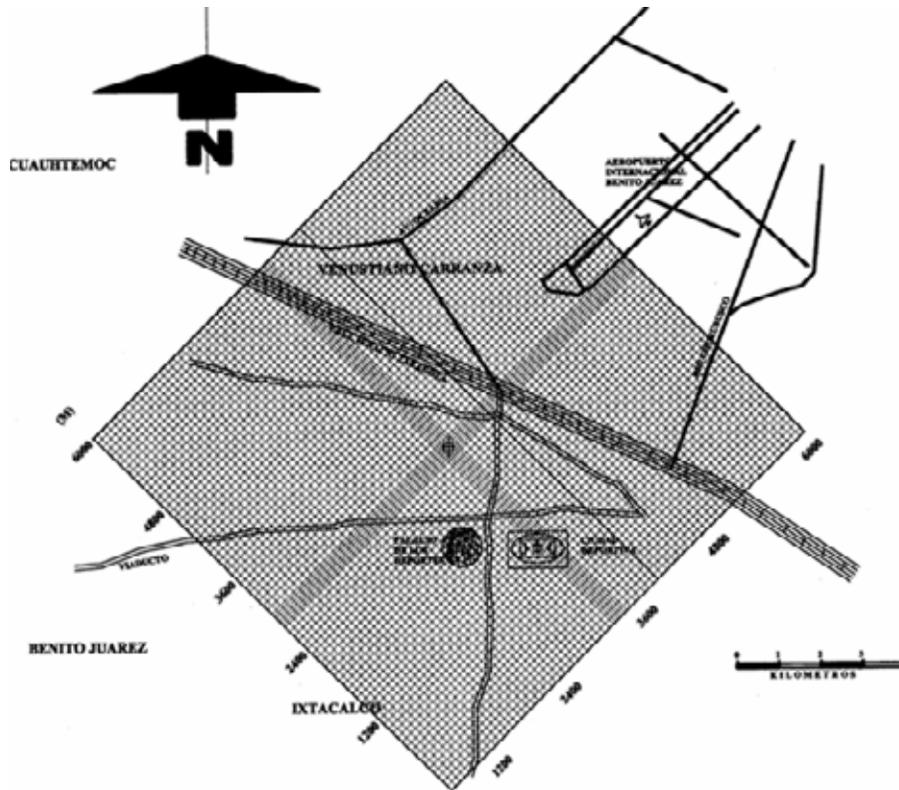


Figura 11.21 Malla de diferencias finitas utilizadas para el modelo numerico FLOWPATH

Condiciones de frontera. En forma análoga a los ejemplos anteriores, se estableció un campo de flujo subterráneo predominantemente horizontal. De acuerdo con la orientación de los ejes de referencia, el flujo de agua subterránea es aproximadamente paralelo al eje de las abscisas, con una dirección de oriente a poniente. El campo de flujo se estableció a partir de proponer condiciones de frontera de carga constante en ambos extremos. La configuración de las curvas equipotenciales se obtuvo a partir de observaciones piezométricas reportadas por la DGCOH (1994).

Propiedades hidráulicas y espesor del acuífero. Los valores de conductividad hidráulica y porosidad se obtuvieron de valores reportados en la bibliografía (DGCOH, 1994). De este modo, la conductividad hidráulica se estableció en 3 m/día y una porosidad aproximada igual a 0.1. El espesor de acuífero que se consideró es el estimado a partir de la sección geológica reportada por Cardona y Hernández (1995), que resultó del orden de 300 metros.

Trayectoria de las partículas. El proceso de calibración previo al cálculo de la zona de protección se realizó por medio de ajustes en las condiciones de frontera, en las zonas de carga constante, hasta que la simulación del modelo reprodujo aproximadamente las condiciones piezométricas observadas para 1995. El criterio de convergencia fue de 0.05% con un límite de 200 iteraciones. Posteriormente, esa configuración se utilizó como condiciones iniciales y se comenzó con el bombeo del

pozo No. 45 en condiciones de estado estacionario. Utilizando el criterio de tiempo de viaje, se calcularon zonas de protección para diversos años (Figura 11.22).

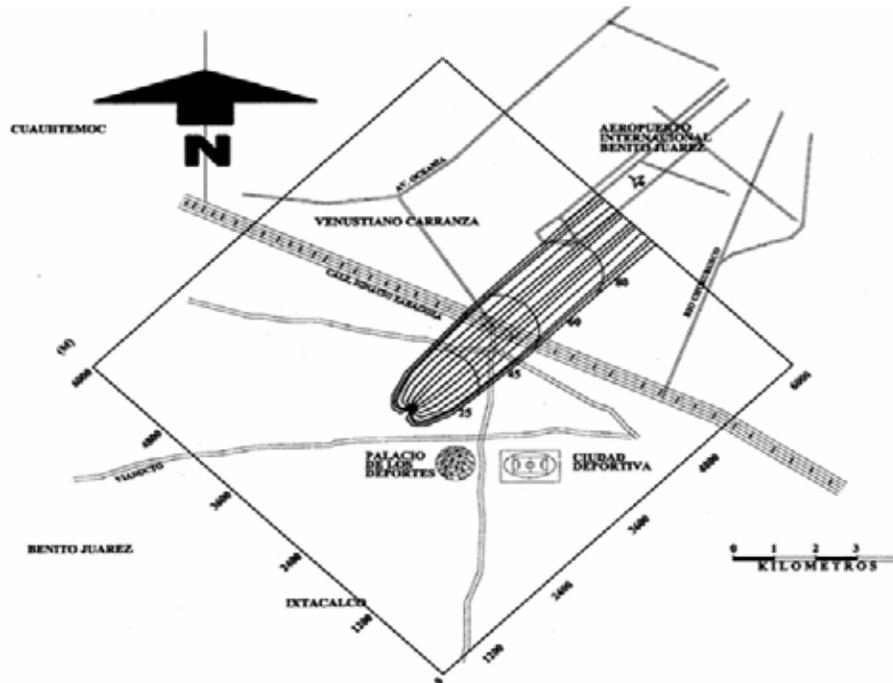


Figura 11.22 Zona de protección calculada para diferentes tiempos de viaje calculadas con FLOWPATH

11.6 COMPARACIÓN ENTRE LAS ZONAS DE CAPTURA CALCULADAS CON LOS DIFERENTES MÉTODOS

A partir del análisis de las diversas figuras, en donde se presentan las diferentes zonas de captura calculadas, es posible realizar una comparación visual entre los diversos métodos utilizados. En general todas las zonas de captura son semejantes en cuanto a su forma, pero cuando se considera el tiempo de viaje de 40 años, se observa una ligera diferencia entre la longitud de las zonas de protección calculadas con los métodos numérico y analítico. La mayor diferencia se detecta entre la zona de captura calculada con el modelo numérico FLOWPATH para el Valle de Aguascalientes y las definidas con el modelo numérico WHPA. Esto es debido a que las velocidades del flujo subterráneo calculadas con el modelo numérico son diferentes a las calculadas con el modelo WHPA. Como las propiedades de conductividad hidráulica y porosidad son iguales en los modelos FLOWPATH y WHPA, esto seguramente es ocasionado por la variación del espesor del acuífero que se considera en el primero pero no en el segundo. El efecto de la distribución del gradiente hidráulico también puede tener influencia, ya que en el modelo WHPA se supone uniforme. En cuanto al análisis de incertidumbre realizado con el módulo MONTEC se observa que el percentil 50 aproximadamente representa las zonas de captura calculadas con RESSQC y GPTRAC. Si se desea un mayor grado de factor

de seguridad en la delimitación de la zona de protección, entonces es recomendable considerar la región delimitada por el percentil 95.

11.7 REFERENCIAS DEL CAPÍTULO 11

Anderson, M.P. and Woessner. 1992. Applied Groundwater Modeling. Academic Press. San Diego, Calif., 381 p.

Aranda-Gómez, J.J. 1989. Geología preliminar del graben de Aguascalientes. Revista del Instituto de geología-UNAM, v.8-1, 22-32.

Bradbury, K.R. and M.A. Muldoon. 1994. Affects of fracture density and anisotropy on delineation of wellhead-protection areas in fractured-rock aquifers. Applied Hydrogeology, v.3, 17-23.

Cardona B., A. y N. Hernández L. 1995. Modelo Geoquímico .Conceptual de la Evolución del Agua Subterránea en el Valle de México. Ingeniería Hidráulica en México, v. X-3, 7190.

Cardona, A, J.J. Carrillo-Rivera y A. Molina. 1996. Evolución de la temperatura del agua subterránea (1971-1995) y geotermometría en el estado de Aguascalientes. Memorias del VI Congreso Nacional de Geoquímica, San Luis Potosí.

Carrillo-Rivera, J.J., A. Cardona and D. Moss. 1995. Importance of vertical flow of groundwater flow: A hydrogeochemical approach in the valley of San Luis Potosi, Mexico. Journal of Hydrology, v.185, 23-44.

Comisión Nacional del Agua. 1994. Pruebas de Bombeo. Libro V, 3.3.2, 112 p. más anexos.

Comisión Nacional del Agua y British Geological Survey. 1996. Efectos del uso de aguas residuales sobre los recursos de agua subterránea para uso urbano en el Valle de León, Gto.

DGCOH (Dirección General de Construcción y Obras Hidráulicas del DDF). 1994. Diagnóstico de las aguas subterráneas y determinación de sus condiciones futuras para la ciudad de México. Estudio a contrato elaborado por el Instituto de Geofísica-LJNAM. 130 p.

Franz, T. and N. Guiguer. 1990. FLOWPATH, two-dimensional horizontal aquifer simulation model, Waterloo Hydrogeologic Software, Waterloo, Ontario, 74 p.

Freeze, R. A. and J. A. Cherry. 1979. Groundwater. PrenticeHall, Inc., Englewood Cliffs, N.J., 604 p.

Hernández-Lascárez D. 1981. Estratigrafía de la región central de Aguascalientes, Ags. México. La Gaceta geológica, v. VI, No.31, 17-38.

Hernández L., N. 1991. Modelo Conceptual de Funcionamiento Hidrodinámico del Sistema Acuífero del Valle de León, Guanajuato. Tesis de Ingeniero Geólogo, 129 p.

Hernández L., N. 1997. Modelos Conceptuales de Funcionamiento. En Resúmenes del Seminario de Modelación de Aguas Subterráneas, organizado por la Comisión Nacional del Agua y el Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit, p. 1-2

IGF (Instituto de Geofísica). 1994. Definición del flujo regional de agua subterránea, su potencialidad y uso en la zona de la ciudad de Aguascalientes, Fase I, Estudio Local. Informe técnico interno.

IGF (Instituto de Geofísica). 1995. Definición del flujo regional de agua subterránea, su potencialidad y uso en la zona de la ciudad de Aguascalientes, Fase II, Estudio Regional. Informe técnico interno.

Kruseman, G.P. and N.A. de Ridder. 1990. Analysis and Evaluation of Pumping Test Data. Publication 47, International Institute for Land Reclamation and Improvement, Second Edition, 377 p.

Molina M., A.. 1996. Diferenciación Hidrogeoquímica de los Sistemas de Flujo de Agua Subterránea en la zona sur-centro del Estado de Aguascalientes, México. Tesis de Licenciatura en Ingeniería Geológica, Facultad de Ingeniería, IJNAM, 121 p.

Mooser, F. 1990. Estratigrafía y estructuras del Valle de México. En: Memorias del Simposio: El subsuelo de la ciudad de México y su relación con la ingeniería de cimentaciones. A 5 años del sismo de 1985. SMSS, México D.F., México.

Mooser, F. y C. Molina. 1993. El nuevo modelo hidrogeológico para la cuenca de México. Bol. Del Centro de la Inv. Sísmica de la Fundación Barros Sierra, México.

Newsom, J.M. and J.L. Wilson. 1988. Flow of groundwater to a well near a stream. Effect of ambient groundwater flow direction. Groundwater, v. 26-6, 703-711.

Ortega, G.A., and R.N. Farvolden. 1989. Computer analysis of regional groundwater flow and boundary conditions in the basin of Mexico. Journal of Hydrology, v. 110, 271-294.

Pollock, D.W. 1988. Semianalytical computation of path lines for finite-difference models. Groundwater, 26-6, 743-750.

Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos. 1987. Sinopsis Geohidrológica del Estado de Aguascalientes. Dirección General de Administración y Control de Sistemas Hidrológicos, 53 p.

Secretaría de Programación y Presupuesto. 1981. Guías para la interpretación de Cartografía. Hidrología. 33 p.

Vázquez, S.E. y R. Jaimes. 1989. Geología de la cuenca de México. Geofísica Internacional, v.28-2, 133-190.

12 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

12.1 CONCLUSIONES

La delimitación de zonas de protección de pozos es una técnica efectiva para prevenir la contaminación de los abastecimientos de agua subterránea. Cuando en forma adicional se implementa un Programa Integral de Protección de Pozos que incorpore las etapas: i) creación de un grupo de trabajo, ii) selección de un método para la delimitación de las zonas de protección, iii) identificar y localizar las fuentes potenciales de contaminación, iv) manejo de la zona de protección y v) planeación para el futuro, se tiene un procedimiento estructurado para la protección de los recursos hidráulicos subterráneos.

La recompensa que se obtiene en las comunidades en donde se lleva a cabo un Programa Integral de Protección de Pozo es variable, incluyen una mejor calidad de vida para los habitantes, ya que sus recursos hidráulicos subterráneos serán de mejor calidad. Además, se evitarán los costos asociados con el tratamiento del agua para hacerla apta para el consumo, y no se incurrirá en gastos relacionados con la limpieza de agua subterránea y suelo contaminados.

El Programa Integral de Protección de Pozos tiene que visualizarse como una actividad permanente en la comunidad. Es conveniente iniciar dicho programa aunque en un principio los recursos (financieros, de personal, tiempo disponible) no sean los óptimos. En las primeras etapas la delimitación puede llevarse a cabo con métodos manuales relativamente simples. Posteriormente, cuando el programa se consolide y obtenga mayor cantidad de recursos, se puede realizar un refinamiento en la delimitación de las zonas de protección, utilizando métodos analíticos y/o numéricos.

Previo a la selección del método a utilizar para la delimitación de las zonas de protección de los pozos, es necesario realizar una evaluación e interpretación de los datos e información hidrogeológica disponible. Esta revisión necesariamente tiene que ser supervisada por un hidrogeólogo calificado y con experiencia comprobada. Entre los factores que se tienen que considerar se incluyen: i) características de los datos y ii) precisión de la información.

Respecto al primer punto se menciona que es crítico analizar la validez y representatividad de los valores obtenidos en las pruebas de bombeo y de laboratorio, con relación a los valores que representarán las condiciones del acuífero en investigación. En las pruebas de bombeo por ejemplo, los valores calculados para las características hidráulicas del acuífero, generalmente corresponden a los valores superiores, porque los pozos siempre se tratan de ubicar en los sitios con las mejores características hidráulicas. De este modo, los valores derivados de la interpretación de pruebas de bombeo, pueden no ser representativos de la totalidad del acuífero.

Cada uno de los métodos disponibles para la delimitación de zonas de protección presenta ventajas y limitaciones. En el caso de las segundas, es necesario

comprenderlas cabalmente para otorgar la confiabilidad y exactitud apropiadas a los resultados obtenidos.

En condiciones ideales, se considera que el método más apropiado para la creación de zonas de protección de pozos es el que se basa en la resolución de la ecuación de flujo subterráneo por medio de un modelo numérico. Sin embargo, la implementación de un método con estas características requiere de una gran cantidad de información hidrogeológica. La cantidad y calidad de información existente para los diferentes acuíferos que existen en nuestro país es extremadamente variable. De este modo, cuando se tenga en mente realizar un ejercicio de modelación con la finalidad de calcular zonas de protección de pozos, en primera instancia debe realizarse un análisis y evaluación de la calidad y cantidad de información disponible. Dicho examen permitirá definir si es conveniente realizar una modelación numérica, o en caso contrario, la opción de una zona de protección derivada de métodos manuales es lo más adecuado.

Es importante considerar las capacidades y limitaciones de los modelos de flujo subterráneo (analíticos o numéricos) que se utilicen para determinar las zonas de protección de pozos, con relación a la complejidad hidrogeológica de la zona de estudio y la cantidad y calidad de información disponible. Adicionalmente, la transferencia del modelo conceptual al modelo de flujo de agua subterránea requiere de un cierto grado de idealización y simplificación que debe quedar muy bien documentado en el reporte correspondiente, de tal modo que cualquier persona que desee analizarlo, pueda hacerlo sin mayor problema.

La precisión y exactitud de los parámetros del acuífero son los factores más importantes en la delimitación de las zonas de protección de pozos. Las desviaciones del valor real en los parámetros utilizados, provocarán que los resultados del modelo empleado tiendan a producir zonas de protección de mayor o menor tamaño que el que efectivamente se requiere. Cuando la zona de protección no ha sido correctamente delimitada, el riesgo de contaminación potencial derivado del inventario de fuentes contaminantes, los planes de contingencia y los propósitos de las restricciones en el uso del suelo, pierden su sentido, con lo que se ocasiona que el programa de protección de pozos tenga mayores posibilidades de fracaso.

El análisis estocástico para la delimitación de zonas de protección utilizando la técnica de simulación condicional de la conductividad hidráulica, es apropiado para evaluar la incertidumbre en la extensión y configuración de las zonas de captura que se basan en el criterio de tiempo de viaje. La simulación condicional de la conductividad hidráulica mantiene la estructura de la correlación espacial de la distribución real de la conductividad hidráulica, por lo que los resultados obtenidos son representativos de las condiciones reales de campo.

La aplicación de los métodos de radio calculado fijo y ecuaciones analíticas, tiene la ventaja de que son relativamente fáciles de aplicar, además de que la cantidad de información requerida es mínima. Sin embargo tienen la desventaja de que implican una gran cantidad de simplificaciones relacionadas con el funcionamiento hidrogeológico del sistema de agua subterránea analizado. Será labor del

hidrogeólogo analizar si las simplificaciones inherentes a estos métodos son válidas en la zona de estudio.

Los métodos de análisis de seguimiento de partículas que utilizan las cargas hidráulicas calculadas con un modelo de flujo analítico, son herramientas efectivas para la delimitación de zonas de protección de pozos. Comparados con los modelos numéricos, los modelos analíticos requieren de una menor cantidad de datos y se implementan más rápidamente. Actualmente existen algunos modelos analíticos como el CAPZONE, que a diferencia del WHPA pueden anexar un régimen de flujo no uniforme e incluir infiltración vertical a partir de una capa confinante, Una ventaja adicional de este modelo, es que a diferencia de otros modelos analíticos puede ser calibrado con información específica del área de estudio. La mayor limitación de este modelo es que se basa en una superficie potenciométrica que se supone en estado estacionario, situación que en algunas ocasiones puede ser no válida.

La incertidumbre asociada con la transferencia de los datos de campo para utilizarlos en el método seleccionado dependerá de: i) cantidad de información disponible y su distribución dentro de la zona de estudio, ii) grado de complejidad (variaciones espaciales de las propiedades hidráulicas) del sistema hidrogeológico real, iii) metodologías utilizadas para la interpretación de las pruebas de bombeo, estimación de la recarga efectiva y definición de las condiciones de frontera.

Existen diversos factores que controlan la geometría de las zonas de protección de pozos de abastecimiento, entre los que se mencionan: i) régimen de operación del pozo, ii) magnitud y distribución de la recarga, iii) conductividad hidráulica y sus variaciones espaciales, iv) espesor del acuífero y v) gradiente hidráulico y dirección del flujo de agua subterránea. La determinación de las zonas de protección se realiza con base en la resolución de ecuaciones de flujo subterráneo considerando régimen estacionario, por lo que los datos de régimen de operación del pozo y la recarga necesariamente tienen que representar condiciones promedio. Sin embargo, sobre todo para el caso de la recarga natural de agua subterránea, la proposición de valores promedio no siempre es representativo de las condiciones reales de campo. En estos casos es necesario analizar cual será el reflejo de la variación espacial y temporal de la recarga en el tamaño y orientación de las zonas de protección de pozos calculadas. Las variaciones en el régimen de operación de los pozos también ocasionan cambios en el tamaño de las zonas de protección. Una complicación adicional se presenta cuando el incremento del bombeo produce interferencia entre pozos vecinos.

Un factor adicional que condiciona la forma de las zonas de protección es el método utilizado para su delimitación. Los métodos de radio fijo calculado o arbitrario siempre producen zonas de protección redondas, mientras que los métodos analíticos generan formas relativamente simples, debido a que se basan en representaciones simplificadas del sistema hidrogeológico. Alternativamente, los métodos que se basan en la resolución numérica de la ecuación de flujo, producen zonas de protección que se considera representan más fielmente el sistema real, porque toman en cuenta una mayor cantidad de variables hidrogeológicas.

Sin embargo, se debe tener cuidado y otorgar la confiabilidad que se merece a los resultados obtenidos, ya que pueden presentarse desviaciones importantes de la realidad, aún cuando se utilicen modelos numéricos en la delimitación de zonas de protección. Esto se debe a: i) limitaciones propias del modelo numérico, por ejemplo, si se utiliza un modelo de flujo bidimensional cuando en la realidad se presentan componentes verticales en el flujo del agua subterránea, ii) implementación errónea del modelo conceptual, como cuando en condiciones de campo una frontera de no-flujo, no se considera de esa manera en el modelo numérico y iii) la calibración deficiente del modelo numérico, entre otras.

Entre los principales factores relacionados con limitaciones propias de los modelos numéricos que tienen influencia en la precisión y exactitud de la delimitación de zonas de protección de pozos se mencionan: i) espaciamiento de la malla de diferencias finitas, ii) extracciones de bajo caudal y iii) efectos de penetración parcial. El espaciamiento de la malla de diferencias finitas tiene un efecto muy marcado en la exactitud de las zonas de protección, en el sentido de la reproducción de la superficie potenciométrica. De particular importancia es el espaciamiento en las inmediaciones de los pozos. Cuando se utilizan mallas de diferencias finitas con gran longitud de espaciamiento alrededor de los pozos, el modelo no es capaz de representar en forma adecuada la zona de protección alrededor del pozo. Las extracciones de bajo caudal son puntos de salida de agua dentro del dominio de flujo, que no causan una distorsión notoria al régimen de flujo, y por lo tanto, con base en el modelo de flujo no es posible definir adecuadamente su zona de protección. En otros casos, los pozos pueden penetrar parcialmente en el acuífero en explotación, por lo que en condiciones reales de campo una parte del flujo aguas arriba del pozo será interceptada por el bombeo, pero otra porción fluirá por el espacio entre el fondo del pozo y la base del acuífero. Esta condición no se puede representar en forma adecuada con un modelo de flujo bidimensional, por lo que la zona de protección resultante no será congruente con la realidad. Las diferencias se acentúan cuando existen pozos de diferentes profundidades, o aprovechamientos cercanos a corrientes superficiales conectados hidráulicamente con el acuífero.

Para el caso de pozos de extracción con bajo caudal que no producen un impacto notable en la distribución del campo de flujo dentro del acuífero, ya que en este caso la zona de captura es una línea de flujo en dirección contraria al gradiente hidráulico, existe la posibilidad de utilizar técnicas estadísticas para la delimitación de zonas de protección. Con este método, la zona de captura se define cuantificando, para un determinado tiempo de viaje, la variación de la longitud y orientación de la línea de flujo que describe la zona de captura. Dicha variación depende del campo aleatorio estacionario de segundo orden de la conductividad hidráulica y se calcula utilizando el análisis de Monte Carlo.

Los métodos de cartografía hidrogeológica son los más apropiados para la delimitación de zonas de protección de pozos en regiones donde el flujo del agua subterránea no cumple con los requerimientos establecidos por la Ley de Darcy. En los casos en que el flujo de agua subterránea se concentra en canales de disolución o zonas fracturadas bien definidas, es necesaria la aplicación de técnicas de

trazadores (naturales y artificiales) para definir las zonas de contribución a la fuente de abastecimiento.

Las zonas de protección utilizando modelos analíticos o numéricos se limitan para condiciones de estado estacionario. Por definición, las condiciones de flujo establecido representan el régimen hidrogeológico a largo plazo. De este modo, los efectos de tomar agua del almacenamiento del acuífero o de fuentes de recarga como ríos, no pueden incorporarse directamente, cuando por la natural variación de las condiciones en algunos parámetros como la recarga, se presentan condiciones diferentes a las establecidas por los valores promedio propuestos. De este modo, las zonas de protección que se calculan con base en estos métodos no representan la totalidad de las variaciones espaciales y temporales que se pueden presentar en condiciones reales de campo.

Los efectos de las condiciones que instaura el análisis en estado transitorio son variables, ya que dependen de las condiciones de cada sitio en particular. Por ejemplo, en una región en la que la recarga natural disminuye notablemente (considerando la estimación promedio a largo plazo) durante 6 meses por efecto de una sequía, el incremento de la zona de protección puede ser del orden del 130-150%; mientras que en otra fuente cuya zona de contribución está sostenida por una frontera de carga constante, la variación en la zona de protección puede ser mínima.

El modelo numérico MODFLOW es capaz de simular la respuesta hidráulica de un acuífero constituido por capas horizontales de conductividad hidráulica variable. En este sentido, es un modelo de tipo tridimensional en el que las componentes verticales del flujo de agua subterránea pueden tomarse en cuenta. Sin embargo, esta capacidad trae consigo una complicación adicional, en el sentido de que a diferencia de la única zona de protección que se obtiene cuando se utilizan modelos analíticos o bidimensionales, con los modelos tridimensionales es posible delimitar zonas de protección para cada una de las capas del modelo de flujo implementado. Opciones para ofrecer una respuesta a este hecho, pueden ser el considerar la zona de protección más amplia, o calcular un promedio con base en todas las opciones posibles. A la fecha no se han realizado trabajos encaminados a la definición del procedimiento a seguir.

Con base en lo anterior se establece que el concepto de delimitación de zonas de protección de pozos fue concebido y definido para acuíferos en donde predomina el flujo horizontal. Otro aspecto que no se puede incorporar directamente en el concepto tradicional de zonas de captura, es cuando un pozo extrae agua subterránea que proviene de sistemas de flujo diferentes. El contraste es mayor cuando se interceptan al mismo tiempo, sistemas de flujo locales y regionales. Por definición, las zonas de recarga para cada sistema serán diferentes, situación que complica la correcta definición de las zonas de protección. 'Es necesario realizar trabajos específicos para definir cual es la mejor opción para obtener una zona de protección acorde con la presencia de componentes verticales (naturales o producidas por el bombeo) en el flujo de agua subterránea.

12.2 RECOMENDACIONES

Para limitar y prevenir la contaminación de las fuentes de agua potable, se recomienda establecer Programas de Protección de Pozos en las diferentes poblaciones del país. Dicho Programa de Protección debe incluir la creación de un reporte que se utilice como base en el seguimiento de las acciones a desarrollar. Entre los aspectos que es necesario incluir en el reporte se tienen los siguientes:

RESUMEN EJECUTIVO

INTRODUCCIÓN

- Descripción general del Programa de Protección de Pozos

- Propósito del reporte

CALIDAD ACTUAL DEL AGUA SUBTERRÁNEA

- Descripción de la infraestructura existente

- Ubicación de los campos de pozos para abastecimiento

- Descripción de los datos de calidad del agua para los diferentes sistemas de abastecimiento

DELIMITACIÓN DE LAS ZONAS DE PROTECCIÓN

- Descripción de los criterios a utilizar para la delimitación de las zonas de protección

- Mecanismos utilizados en la selección del método más apropiado

- Descripción y aplicación del método seleccionado en los pozos de abastecimiento

FUENTES POTENCIALES DE CONTAMINACIÓN

- Descripción del procedimiento utilizado para la identificación de las fuentes potenciales de contaminación

- Tipos de fuentes potenciales de contaminación identificadas

- Resultados del trabajo de campo

- Descripción de los planos en donde se ubicaron las fuentes potenciales

DESCRIPCIÓN DE LAS MEDIDAS DE PROTECCIÓN ACTUALES

- Medidas de protección que no incluyen reglamentos

- Reglamentación vigente para la tenencia de la tierra y uso del suelo

- Medidas de protección del sistema de abastecimiento

- Reglamentación relacionada con las fuentes potenciales de contaminación clasificadas como peligrosas

- Medidas de protección de zonas naturales específicas

MEDIDAS DE PROTECCIÓN QUE ES NECESARIO IMPLEMENTAR

- Medidas de protección que se consideran como prioridad principal

- Creación de un cuerpo coordinador de las zonas de protección

- Asistencia técnica a la industria para prevenir la contaminación

- Implementación de un programa de conservación del agua

- Instalación de una red de observación de la calidad del agua

- Medidas de protección que se consideran como prioridad intermedia

- Desarrollo de un plan integral de tratamiento y reuso del agua

IMPLEMENTACIÓN DEL PLAN DE CONTINGENCIA REFERENCIAS

Una parte importante del Programa de Protección de Pozos es el establecimiento de un plan de contingencia, en donde se listen las acciones que es necesario realizar en el no deseado evento de contaminación de las fuentes de abastecimiento. A continuación se detallan los elementos mínimos que deben de reunirse durante la elaboración del plan de contingencia.

INTRODUCCIÓN

LISTA DE PARTICIPANTES EN EL GRUPO DE TRABAJO MÉTODO DE CONSULTA DEL DOCUMENTO

OBJETIVOS

INFORMACIÓN EXISTENTE

LISTA DE FUENTES DE MATERIALES PELIGROSOS

OPCIONES DE REEMPLAZO A CORTO Y LARGO PLAZO FUENTES POTENCIALES DE RESERVA

EDUCACIÓN DEL PÚBLICO USUARIO

CLASIFICACIÓN DE LOS USOS DEL AGUA Y PROCEDIMIENTOS PARA LOS PROBLEMAS DE ALMACENAJE Y CALIDAD DEL AGUA

EVALUACIÓN DEL SISTEMA DE ABASTECIMIENTO

ACCIONES ESPECÍFICAS DE RESPUESTA

CONCLUSIONES

Se recomienda que para la selección del método a utilizar para la delimitación de las zonas de protección, se considere tanto la calidad como la cantidad de la información hidrogeológica disponible. Se considera que en la mayoría de los casos existirá información disponible para al menos aplicar un modelo analítico simple para la delimitación de las zonas de protección. Se recomienda, en lo posible, evitar la utilización de métodos de radio fijo arbitrario o calculado, ya que consideran menor número de condiciones hidrogeológicas del sitio analizado.

Una vez realizada la delimitación de la zona de protección, se recomienda realizar el procesamiento necesario para la generación de planos específicos en donde se presenten las zonas de protección delineadas. Para esto es necesario digitalizar las zonas de protección delimitadas y realizar ajustes en sus fronteras. Cuando se utilicen modelos analíticos como el WHPA, o numéricos como FLOWPATH o VISUALMODFLOW los resultados se pueden imprimir directamente a archivos compatibles con el ambiente CAD (por ejemplo archivos de formato DXF). Sin embargo, para la correcta importación en el mapa base, es necesario que las coordenadas de referencia sean las mismas. En lo posible se recomienda que en todos los planos (de vulnerabilidad, en donde se presenten las fuentes potenciales de contaminación, etc.) siempre se manejen coordenadas geo-referenciadas, con la finalidad de evitar problemas durante la transferencia de archivos entre aplicaciones (modelos numéricos, sistemas de información geográfica, programas CAD).

Además del reporte que incluye la delimitación de las zonas de protección en el Programa de Protección de Pozos, se recomienda generar un reporte especial en donde se presente un registro del proceso de delimitación de zonas de protección en donde se incluyan todos los datos que se consideren esenciales para la obtención de resultados satisfactorios. De este modo, cuando en una ocasión futura se trate de mejorar y/o refinar las zonas de protección, exista disponible en forma ordenada suficiente información básica que sirva como punto de partida. Se recomienda que el reporte de la delimitación de zonas de protección contenga al menos los siguientes puntos:

INTRODUCCIÓN

- Detalles básicos del proyecto.

- Justificación y objetivos

EL MEDIO HIDROGEOLOGICO DE REFERENCIA

- Mapa base de referencia en coordenadas geo-referenciadas

- El modelo geológico (superficial y del subsuelo)

- Definición de las unidades hidroestratigráficas

- Tipos de acuíferos

- Pruebas para la determinación de las propiedades hidráulicas

- Distribución de la carga hidráulica en tiempo y espacio

- Definición de la recarga natural

- Relación agua superficial-subterránea

- Distribución espacial y temporal de las extracciones

MODELO CONCEPTUAL DE FUNCIONAMIENTO DEL SISTEMA

- Definición de los sistemas de flujo presentes

- Presencia de condiciones de frontera

- Información preliminar del balance de agua subterránea

SELECCIÓN DEL MÉTODO PARA LA DELIMITACIÓN DE ZONAS DE PROTECCIÓN

- Criterios utilizados para la selección del método

Resultados de la aplicación del método.

Cuando se utilice un método basado en un modelo numérico deben incluirse los siguientes apartados:

- Diseño de la malla de diferencias finitas (discretización horizontal y vertical)

- Condiciones iniciales y de frontera

- Propiedades hidráulicas

- Distribución espacial de la recarga Calibración del Modelo Análisis sensitivo

- Generación de las zonas de protección con base en criterio de tiempo de viaje

ANÁLISIS DE LAS LIMITACIONES DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS

AJUSTES MANUALES Y GENERACIÓN DE LOS MAPAS

APÉNDICES

Tabla de conversión de unidades de medida al Sistema Internacional de Unidades (SI)

OTROS SISTEMAS DE UNIDADES			SISTEMA INTERNACIONAL DE UNIDADES (SI)	
UNIDAD	SÍMBOLO	MULTIPLICADO POR	SE CONVIERTE A	
			UNIDAD	SÍMBOLO
LONGITUD				
Pie	pie, ft.,'	0.3048	metro	m
Pulgada	plg., in, "	25.4	milímetro	mm
PRESIÓN/ ESFUERZO				
Kilogramo fuerza/cm²	kg _f /cm ²	98,066.5	Pascal	Pa
Libra/pulgada ²	lb/ plg ² ,PSI	6,894.76	Pascal	Pa
Atmósfera	atm	98,066.5	Pascal	Pa
metro de agua	m H ₂ O (mca)	9,806.65	Pascal	Pa
Mm de mercurio	mm Hg	133.322	Pascal	Pa
Bar	bar	100,000	Pascal	Pa
FUERZA/ PESO				
Kilogramo fuerza	kg _f	9.8066	Newton	N
MASA				
Libra	lb	0.453592	kilogramo	kg
Onza	oz	28.30	gramo	g
PESO VOLUMÉTRICO				
Kilogramo fuerza/m³	kg _f /m ³	9.8066	N/m ³	N/m ³
Libra /ft³	lb/ft ³	157.18085	N/m ³	N/m ³
POTENCIA				
Caballo de potencia, Horse Power	CP, HP	745.699	Watt	W
Caballo de vapor	CV	735	Watt	W
VISCOSIDAD DINÁMICA				
Poise	μ	0.01	Mili Pascal segundo	mPa.s
VISCOSIDAD CINEMÁTICA				
Viscosidad cinemática	v	1	Stoke	m ² /s (St)
ENERGÍA/ CANTIDAD DE CALOR				
Caloría	cal	4.1868	Joule	J
Unidad térmica británica	BTU	1,055.06	Joule	J
TEMPERATURA				
Grado Celsius	°C	tk=tc + 273.15	Grado Kelvin	K

Nota: El valor de la aceleración de la gravedad aceptado internacionalmente es de 9.80665 m/s²