

01177

15
29



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO

DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO DE LA
FACULTAD DE INGENIERIA

"MIGRACION DE COMPUESTOS INORGANICOS
DERIVADOS DE UN CANAL DE AGUAS RESIDUALES
DE ORIGEN URBANO E INDUSTRIAL A TRAVES DE
ARCILLAS FRACTURADAS HACIA EL ACUIFERO
SUBYACENTE, CHALCO-IXTAPALUCA, MEXICO"

T E S I S
PARA OBTENER EL GRADO DE:
MAESTRA EN INGENIERIA
A M B I E N T A L
P R E S E N T A :
DALIA DEL CARMEN ORTIZ ZAMORA



CIUDAD UNIVERSITARIA

1996

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS

RESUMEN.....	1
1.- INTRODUCCIÓN	
1.1.- Antecedentes	2
1.2.- Objetivos y alcances.....	4
2.- METODOLOGÍA	
2.1.- Información hidrogeológica y química previa.....	7
2.2.- Instrumentación y muestreo.....	10
2.3.- Análisis de distribución de parámetros hidráulicos y contaminantes inorgánicos el acuitardo.....	13
2.4.- Modelación matemática.....	14
3.- HIDROGEOLOGÍA DE LA ZONA DE ESTUDIO	
3.1.- Generalidades.....	15
3.2.- Unidades hidrogeológicas en la Subcuenca de Chalco.....	15
3.3.- Historia de la explotación del agua subterránea en la Subcuenca de Chalco.....	21
4.- ANÁLISIS DE RESULTADOS	
4.1.- Evolución de niveles piezométricos en el acuífero.....	24
4.2.- Distribución del gradiente hidráulico en el acuitardo.....	26
4.3.- Distribución de conductividad hidráulica en el acuitardo.....	26
4.4.- Distribución de compuestos inorgánicos en el acuitardo.....	29
4.5.- Modelo conceptual de transporte de contaminantes inorgánicos.....	52
4.6.- Análisis numérico de transporte de compuestos inorgánicos.	
4.6.1.- Parámetros y condiciones de frontera.....	58
4.6.2.- Resultados de las simulaciones numéricas.....	62
5.- CONCLUSIONES.....	72
6.- RECOMENDACIONES.....	74
REFERENCIAS.....	75
BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA.....	78
APÉNDICE 1 ANÁLISIS DE LA VELOCIDAD DEL AGUA SUBTERRÁNEA.....	79
APÉNDICE 2 DESCRIPCIÓN DEL MODELO DE TRANSPORTE.....	83

ÍNDICE DE FIGURAS

1.1	Localización de la Subcuenca de Chalco dentro de la Cuenca de México.....	3
1.2	Localización del canal en el área de estudio.....	6
2.1	Ubicación de las estaciones piezométricas de la CAVM en la Subcuenca de Chalco.....	11
2.2	Estaciones piezométricas en el canal.....	12
3.1	Unidades hidrogeológicas en el área de Chalco.....	17
3.2	Sección hidrogeológica de la Subcuenca de Chalco.....	18
3.3a	Perfil de los depósitos lacustres en el centro de la Planicie de Chalco, detallando la estratigrafía y la resistencia a la perforación.....	19
b	Perfil de un pozo profundo mostrando la estratigrafía y registros geofísicos en el centro de la Planicie de Chalco.....	19
3.4	Espesores del acuitardo lacustre de la Subcuenca de Chalco.....	20
3.5	Historia de la explotación del agua subterránea en la Subcuenca de Chalco.....	23
4.1	Niveles estáticos en el acuífero en la estación 519 Ixtapaluca.....	25
4.2	Distribución de carga hidráulica en el acuitardo (EP19b, 19, 20 y 21).....	27
4.3	Distribución de conductividad hidráulica en el acuitardo (EP19b, 19, 20 y 21).....	28
4.4	Zonas de permeabilidad.....	30
4.5a	Configuración de potencial de Hidrógeno (pH), julio de 1993.....	34
b	octubre de 1994.....	34
c	enero de 1996.....	34
4.6a	Isovalores de Conductividad eléctrica, julio de 1993.....	36
b	octubre de 1994.....	36
c	enero de 1996.....	36
4.7a	Isoconcentraciones de Sodio (Na ⁺), julio de 1993.....	40
b	octubre de 1994.....	40
c	enero de 1996.....	40
4.8a	Isoconcentraciones de (Ca ⁺⁺), julio 1993.....	41
b	octubre de 1994.....	41

c	enero de 1996.....	41
4.9a	Isoconcentraciones de Magnesio (Mg^{++}), julio de 1993.....	42
b	octubre de 1994.....	42
c	enero de 1996.....	42
4.10a	Isoconcentraciones de Manganeso (Mn^{++}), julio de 1993.....	43
b	octubre de 1994.....	43
c	enero de 1996.....	43
4.11a	Isoconcentraciones de Cloruro (Cl), julio de 1993.....	45
b	octubre de 1994.....	45
c	enero de 1996.....	45
4.12a	Isoconcentraciones de Bicarbonato (HCO_3^-), julio de 1993.....	47
b	octubre de 1994.....	47
c	enero de 1996.....	47
4.13a	Isoconcentraciones de Sulfato (SO_4^{--}), julio de 1993.....	48
b	octubre de 1994.....	48
c	enero de 1996.....	48
4.14	Perfiles de ^{18}O en la estación N18, Chalco.....	51
4.15	Modelo conceptual de transporte de contaminantes inorgánicos.....	54
4.16	Modelo de McKay.....	55
4.17	Detalles del sitio de estudio.....	57
4.18	Función intermitente.....	80
4.19	Perfiles de cloruros en EP20 para los años de 1991, 1993, 1994 y 1996.....	61
4.20a	Caso 1 $v= 0.005$ m/a.....	63
4.20b	Caso 1 $v= 0.33$ m/a.....	64
4.20c	Caso 1 $v= 3.30$ m/a.....	65
4.21a	Caso 2 $v= 0.33$ m/a.....	66
4.21b	Caso 2 $v= 3.30$ m/a.....	67
4.21c	Caso 2 $v= 3.30$ m/a.....	68
4.22a	Caso 3 $v= 0.33$ m/a.....	69
4.22b	Caso 3 $v= 3.30$ m/a.....	70
4.22c	Caso 3 $v= 3.30$ m/a.....	71

*Una nebulosa de fuego y un planeta,
un cristal y una célula
una medusa y un saurio
y las cuevas, morada remota del hombre,
De aquí, un sentido de ley y bottega
y una imagen en la lojania de la tierra,
Algunos lo llaman evolución
y otros dicen que es Dios*

William Erbert Carruth

A la memoria de mi querida hermana Violeta guía e inspiración de múltiples actividades y más aún ahora gracias a su legado de fuerza, valentía y amor a la vida.

A mis papás

Nina y Raúl

Por todo el apoyo, el amor, la paciencia y la confianza.

A mis no menos queridas hermanas

Magnolia y Glicinia.

A mis amores

Francisco, Victoria, Aurelio y Eugenio.

Con mucho cariño

a Juanito.

sin olvidar a Amaranta y a Catarina.

AGRADECIMIENTOS

La presente tesis fue realizada gracias al financiamiento por parte de los proyectos internos: Proyecto 4311 (1994) del Instituto de Ingeniería y "Contaminación del acuífero de la Cd. de México" (1995-1996) del Instituto de Geología de la UNAM, ambos a cargo del Dr. Marcos Adrián Ortega Guerrero.

De manera muy especial al Dr. Marcos Adrián Ortega Guerrero, no solamente por la invaluable dirección del presente trabajo, sino por el apoyo, la confianza y la amistad brindada a lo largo del presente.

Al Dr. Pedro Martínez Pereda, M. en I. Rosario Iturbe Argüelles, M. en I. Manuel Heredia Durán y M. en I. Ana Elisa Silva Martínez, por sus aportaciones a esta tesis.

Al Dr. John Cherry del Waterloo Centre for Groundwater Research, quien supervisó el presente trabajo en todas sus etapas, además de haberme brindado el apoyo necesario para realizar mi estancia en el WCGR en Canadá.

A Robert Ingleton por compartir con nuestro grupo toda su experiencia en instrumentación, por el apoyo brindado y por su amistad.

Al Dr. Luis Marin Stillman por el interés mostrado en la revisión de este trabajo así como los valiosos comentarios realizados para mejorarlo.

Al Ing. Roberto Ortega Guerrero (el rey mago), sin su rescate en los momentos oportunos aún esto sería un proyecto.

Al flamante hidrogeólogo de contaminantes Luis Lesser por haber tenido la paciencia de auxiliarme en las más de mil veces que lo requerí y haberme brindado su valiosa amistad.

A los Ings. Raúl Ortiz Asiain y Ernesto López Ramos por sus brillantes comentarios generosamente brindados al presente trabajo, basados en toda una vida de experiencia profesional.

Al M. en C. Juan S. Payero de Jesús por todo el apoyo brindado a lo largo de mis estudios de maestría y finalmente en la realización del presente trabajo, por su ejemplo de tenacidad y solidaridad siempre al pasito.

Al Biólogo Mardocheo Palma por el apoyo brindado en el uso de todo lo relacionado con equipo de cómputo, habiendo estado siempre disponible cuando lo requerí.

A mis amigos Elo y Charlys por el compañerismo mostrado a todo lo largo de la elaboración de esta tesis, por la tolerancia mostrada y por haberme ayudado a sostener el ritmo hasta en los momentos más difíciles con optimismo y alegría.

Al grupo de "Ingenieros de filtrado" del equipo de hidrogeología del Instituto de Geología por el apoyo brindado en la última etapa de muestreo.

Finalmente, a todos los amigos y personas que de alguna manera intervinieron en la realización de esta tesis, no los olvido...

...muchas gracias.

RESUMEN

La Subcuenca de Chalco contribuye con un porcentaje muy importante ($8\text{m}^3/\text{s}$) al suministro de agua para la Ciudad de México y área conurbada, la cual se abastece principalmente de la explotación del acuífero granular regional subyacente a depósitos lacustres. Tanto en la Ciudad de México como en la zona lacustre de Chalco, existen diversas fuentes de contaminación, entre ellas, numerosos canales de aguas residuales que cruzan toda la extensión lacustre, las que potencialmente pueden llegar al acuífero subyacente y afectar su calidad. Con el fin de evaluar la migración de contaminantes inorgánicos derivados de un canal de aguas residuales de origen doméstico e industrial hacia el acuífero subyacente, se llevó a cabo un estudio sistemático de campo complementado con modelación matemática en la porción nororiental de la Subcuenca de Chalco, donde el espesor del acuitardo llega a tener 14 m. En el sitio se instrumentaron 26 puntos de monitoreo químico e hidráulico tanto en la parte inferior del canal como en tres sitios ubicados a ambos lados de éste. Se realizaron tres etapas de muestreo para los años 1993, 1994 y 1996, con los cuales se elaboraron configuraciones de distribución de diferentes contaminantes inorgánicos en el subsuelo. Los resultados muestran una gran actividad hidrológica, la cual está asociada a la presencia de fracturas, acompañada de una gran movilidad de los contaminantes en tiempo y espacio. Algunos de los contaminantes sobrepasan las normas de calidad para uso de agua potable. Simulaciones numéricas, de transporte de contaminantes no reactivos, confirman esta gran movilidad, observándose que el destino de estos compuestos es el acuífero subyacente, los que se mueven con una velocidad de 3.3 m/a. El tiempo de arribo de los contaminantes inorgánicos no reactivos al acuífero es del orden de 3.5 a 4 años.

CAPÍTULO 1

*Si vis scire, docet.
expresión latina*

1.- INTRODUCCIÓN

1.1.- Antecedentes.

Habitada por una población de aproximadamente 25 millones de habitantes, la Ciudad de México y área conurbada se abastece de agua principalmente de la explotación de un acuífero granular regional que subyace a depósitos lacustres, del cual se extraen aproximadamente 43 m³/s (Sahab, 1992). La Cuenca de México es de tipo endorreico y en ella se desarrolló un ambiente lacustre con el depósito de sedimentos fundamentalmente arcillosos que cubren el acuífero en explotación (Fig. 1.1). Esta cuenca estuvo ocupada por lagos someros hasta finales del siglo XVIII, cuando fueron desaguados artificialmente hacia el norte de la ciudad a través del Tajo de Nochistongo (Bribiesca, 1960).

La extracción de agua del acuífero regional se inició a principios de la década de 1840 y se incrementó en la parte central de la Ciudad de México entre las décadas de 1940 y 1960 (Hiriart y Marsal, 1969). El intenso bombeo ha causado despresurización y consolidación en los depósitos lacustres, denominado acuitardo en términos hidrogeológicos, dando como resultado un hundimiento en la parte central de la Ciudad de México de aproximadamente 7.5 m, el cual ha ocurrido en un promedio de 30 años (1930-1960) (Marsal y Mazari, 1959; Hiriart y Marsal, 1969).

La contaminación del acuífero en el área metropolitana y sus alrededores es un problema latente debido a la presencia de numerosos efluentes industriales y urbanos, así como de tiraderos de residuos sólidos clandestinos. Al igual que en el área metropolitana, dentro de la planicie de Chalco, ubicada al Sureste de la Ciudad de México, existen diversas fuentes de contaminación entre las que destacan canales con aguas residuales de origen urbano e industrial, los cuales representan un problema potencial de contaminación para el acuífero subyacente.

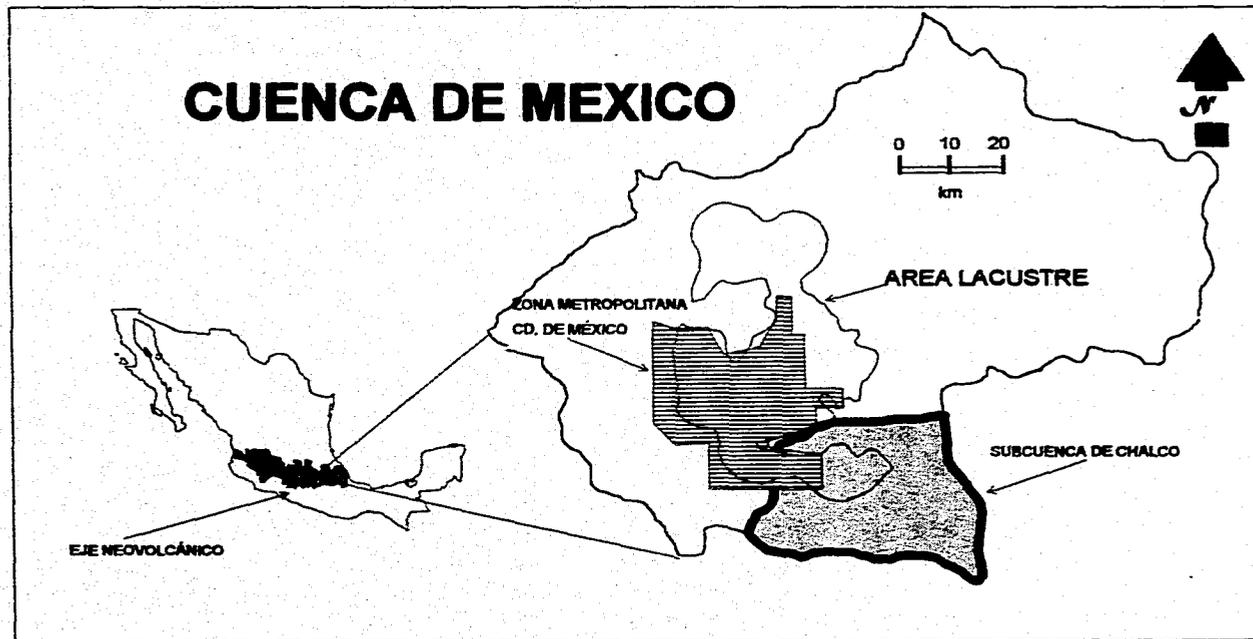


Fig. 1.1 Localización de la Subcuenca de Chalco dentro de la Cuenca de México (Ortega, 1993).

Actualmente, el acuífero de la Subcuenca de Chalco aporta 8 m³/s de agua subterránea, lo que representa aproximadamente un 18% del total de la demanda de la Ciudad de México, que es de 62 m³/s (Sahab, 1992). Por tanto, es necesario cuantificar la velocidad de migración de contaminantes hacia el acuífero derivados de dichos canales y evaluar el riesgo de contaminación al acuífero.

En esta tesis se incluye un capítulo de metodología en donde se presentan los datos químicos e hidráulicos previos del sitio de estudio, así como la instrumentación de una nueva estación piezométrica y la manera de como se realizó el muestreo.

En el capítulo de hidrogeología, se presentan generalidades sobre el área, en el cual se destacan trabajos realizados en la región, las unidades hidrogeológicas que definen el sistema acuífero regional y una breve historia de la explotación del agua subterránea en la Subcuenca de Chalco.

En el capítulo de resultados, se analiza la evolución de niveles piezométricos en el acuífero, la distribución de parámetros hidráulicos así como de los compuestos inorgánicos distribuidos en el acuitardo. Para concluir con este capítulo, se presentan los resultados de la modelación numérica, analizando el caso que más se ajusta a los resultados tomados en campo.

1.2.- Objetivos y alcances.

1.2.1.- Conocer la distribución y movilidad de diferentes compuestos inorgánicos (Na⁺, Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, Mn⁺⁺, Cl⁻, HCO₃⁻, SO₄⁻) disueltos en el agua subterránea del acuitardo lacustre, que incluye la parte inferior del canal y sus inmediaciones.

1.2.2.- Cuantificar la velocidad de migración y destino de contaminantes inorgánicos derivados del canal de aguas residuales y evaluar el tiempo de impacto al acuífero subyacente.

Con el fin de cumplir dichos objetivos, se seleccionó un canal de aguas residuales de origen doméstico e industrial, localizado en la porción noreste de la Subcuenca de Chalco, donde el espesor del acuitardo lacustre es de 14 m (Fig. 1.2); este sitio fue estudiado desde 1990 por Ortega (1993) y cuenta con mucha información previa, la cual no ha sido interpretada en su totalidad.

La información existente se complementó con la instalación de una nueva estación piezométrica colocada en uno de los lados del canal con el fin de obtener muestras de agua subterránea, cargas y conductividad hidráulica, para tener un mejor control en el comportamiento bidimensional del flujo del agua y de la distribución de contaminantes inorgánicos en el subsuelo, derivados de aguas residuales de origen urbano e industrial en tres diferentes periodos de muestreo, uno existente (1993) y dos como parte de esta tesis 1994 y 1996.

Por medio de la aplicación de un modelo unidimensional de transporte, se analizó la velocidad de migración de contaminantes y tipo de frontera en la fuente a partir de los perfiles de concentración de contaminantes no reactivos (cloruro).

En este trabajo se dará un pronóstico de la distribución y movilidad de la ruta seguida por los contaminantes inorgánicos, derivados de un canal de aguas residuales, a partir de su ingreso al acuitardo lacustre donde el espesor es de 14 m, así como la velocidad de migración, hasta su llegada al acuífero granular que lo subyace; es en esta etapa de la migración de contaminantes cuando se alcanzan los objetivos propuestos anteriormente.

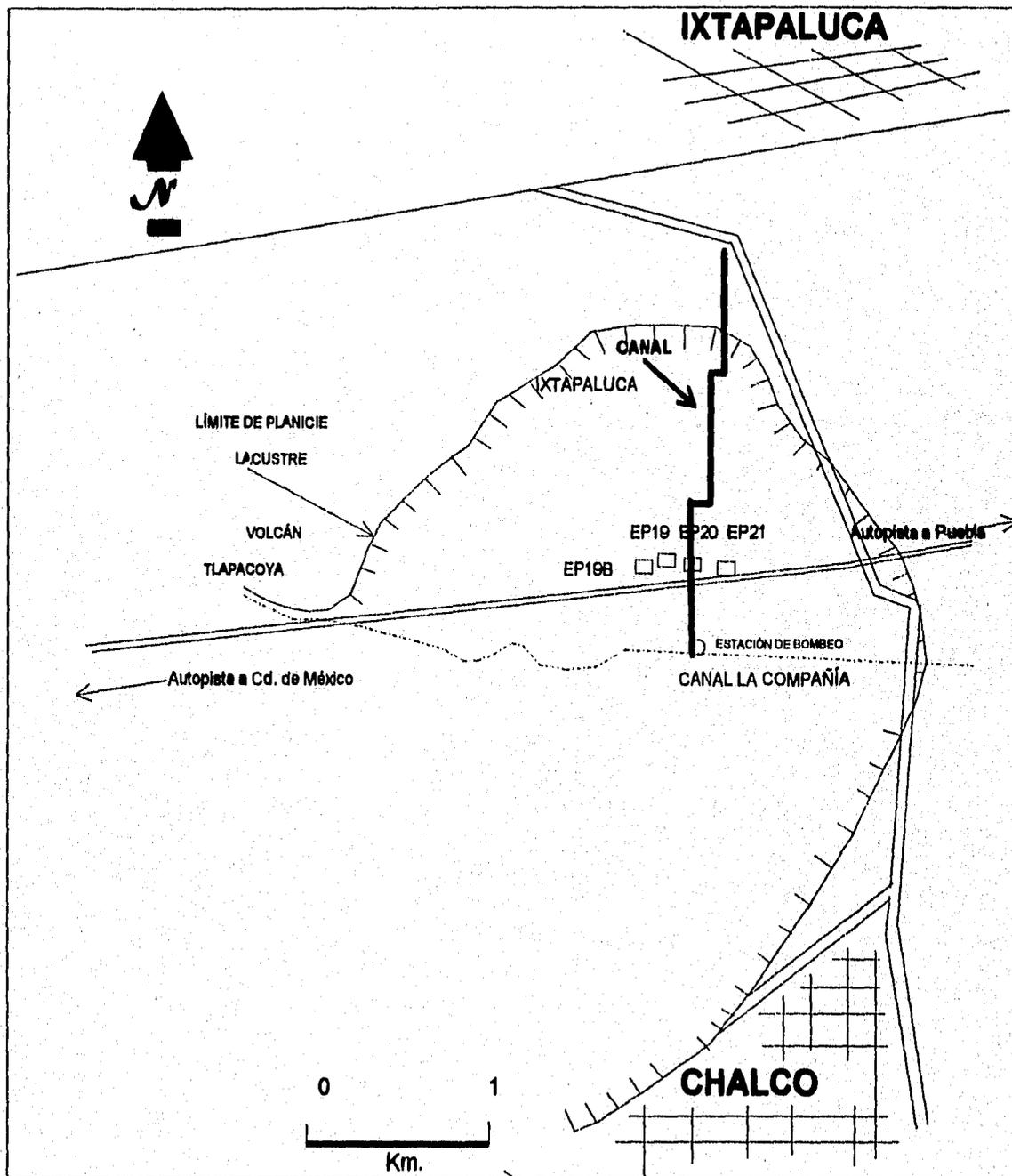


Fig. 1.2 Localización del canal, mostrando las estaciones piezométricas en el área de estudio

CAPÍTULO 2

*Vis unita fortior
Horacio*

2.- METODOLOGÍA

La metodología consistió en cuatro partes: 1) recopilación de información de tipo hidrogeológico existente en el área; 2) ampliación de la instrumentación piezométrica con el fin de realizar muestreos periódicos de agua subterránea para análisis químicos; 3) elaboración de configuraciones de la distribución de diferentes iones y 4) realización de simulaciones numéricas de transporte para evaluar la migración de compuestos inorgánicos derivados del canal hacia el acuífero subyacente.

2.1.- Información hidrogeológica y química previa.

Se cuenta con varios trabajos publicados sobre la Subcuenca de Chalco, así como información obtenida de oficinas gubernamentales como son: Secretaría de Agricultura y Recursos Hidráulicos (SARH), Comisión de Aguas del Valle de México (CAVM) y datos químicos inéditos obtenidos por Ortega (1991 y 1993) (Tablas 1a-c), y de conductividad hidráulica, (Vargas, 1995) (Tabla 2).

TABLA 1a
ESTACIÓN PIEZOMÉTRICA 19

Variación de parámetros químicos y físicos con respecto a la profundidad (Ortega, 1993).

Prof. (m)	mes/año	época	Na (mg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	SO ₄ (mg/l)	Cl (mg/l)	Mn (mg/l)	HCO ₃ (mg/l)	pH	Cond. elect. (μmhos/cm)
6	mayo/93	lluvias	293	26.0	128.0	2.00	76.0	0.01	1190	8.2	2450
8	mayo/93	lluvias	275	42.0	265.0	2.00	23.0	0.01	1880	8.2	3580
10	mayo/93	lluvias	127	28.0	44.0	2.00	20.0	0.01	547	7.8	1170

TABLA 1b
ESTACIÓN PIEZOMÉTRICA 20

Variación de parámetros químicos y físicos con respecto a la profundidad (Ortega, 1993).

Prof. (m)	mes/año	época	Na (mg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	SO ₄ (mg/l)	Cl (mg/l)	Mn (mg/l)	HCO ₃ (mg/l)	pH	Cond. elect. (µmhos/cm)
2	julio/91	lluvias	364.0	47.7	213.0	0.24	70.7	0.58	233	9.4	
4	julio/91	lluvias	271.0	62.9	108.0	0.73	93.6	0.63	250	8.5	
6	julio/91	lluvias	133.0	26.7	43.4	28.3	69.0	0.37	1130	9.0	
8	julio/91	lluvias	145.0	29.4	63.9	2.12	30.2	0.07	295	8.8	
10	julio/91	lluvias	60.0	25.5	45.7	1.18	13.5	0.23	713	9.0	
12	julio/91	lluvias	61.1	21.1	25.6	0.83	7.33	0	536	9.4	
14	julio/91	lluvias	70.3	31.1	50.1	0.28	8.81	0.13	289	9.0	
4	mayo/93	lluvias	393.0	57.3	241.0	25.8	63.9	0	2370	7.9	
6	mayo/93	lluvias	340.0	13.0	104.0	75.5	70.7	0	1440	8.0	
12	mayo/93	lluvias	65.8	32.8	51.4	0.23	7.2	0.02	536	7.2	
14	mayo/93	lluvias	72.9	92.6	61.6	13.2	16.1	0.1	605	7.0	

TABLA 1c
ESTACIÓN PIEZOMÉTRICA 21

Variación de parámetros químicos y físicos con respecto a la profundidad (Ortega, 1993).

Prof. (m)	mes/año	época	Na (mg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	SO ₄ (mg/l)	Cl (mg/l)	Mn (mg/l)	HCO ₃ (mg/l)	pH	Cond. elect. (µmhos/cm)
2	mayo/93	lluvias	47.0	20.6	20.4	4.0	8.1	0.01	233	8.6	526
3	mayo/93	lluvias	18.0	7.5	3.6	6.0	6.1	0.01	81.8	7.4	196
4	mayo/93	lluvias	64.3	20.0	12.4	4.0	13.2	0.01	250	9.0	550
6	mayo/93	lluvias	126.0	16.0	85.5	2.0	11.0	0.01	1130	8.7	3940
8	mayo/93	lluvias	140.0	5.9	44.7	6.0	65.8	0.01	295	9.9	1410
10	mayo/93	lluvias	289.0	18.3	88.7	9.0	51.9	0.01	713	9.4	2290
12	mayo/93	lluvias	264.0	30.9	11.5	3.0	36.6	0.01	536	8.2	1130
14	mayo/93	lluvias	73.3	11.5	26.5	4.0	9.2	0.04	289	8.2	574

TABLA 2
Variación de la conductividad hidráulica en las cuatro estaciones
piezométricas a diferentes profundidades

Estación	Piezómetro	Prof. (m)	K (m/s)
19	1	4	4.86×10^{-11}
	2	6	2.25×10^{-08}
	3	8	6.23×10^{-09}
	4	10	3.30×10^{-10}
19b	1	2	9.92×10^{-08}
	2	4	3.87×10^{-09}
	3	6	7.78×10^{-09}
	4	8	3.00×10^{-08}
	5	10	2.37×10^{-09}
	6	12	1.71×10^{-08}
20	1	8	7.60×10^{-09}
	2	6	4.10×10^{-09}
	3	10	6.19×10^{-11}
	4	4	1.30×10^{-08}
	5	12	2.70×10^{-10}
	6	14	*
	7	16	*
21	1	14	5.09×10^{-11}
	2	12	4.50×10^{-11}
	3	10	1.40×10^{-10}
	4	8	2.15×10^{-10}
	5	6	5.33×10^{-10}
	6	4	1.05×10^{-08}
	7	3	1.05×10^{-08}
	8	2	*

Vargas, 1995

* No se pudo realizar la prueba

Entre los trabajos previos de tipo hidrogeológico están los siguientes: Molina (1956), Un estudio regional de la Subcuenca de Chalco; Ortega y Farvolden (1989), con el estudio del sistema de flujo regional y condiciones de frontera hidráulicas a lo largo de una sección cerca de la Subcuenca de Chalco; un estudio hidrogeológico

regional realizado por Huizar (1989), y estudios de mecanismos de migración de contaminantes en el acuitardo de Chalco por Ortega (1993). Entre los estudios realizados sobre la contaminación de agua subterránea en la Cuenca de México, se tiene un estudio sobre el potencial de contaminación del agua subterránea en la Ciudad de México (Mazari, 1992) y el análisis de recarga inducida de un canal de aguas residuales a través de arcillas fracturadas en la Ciudad de México (Pitre, 1994).

La información obtenida de las oficinas gubernamentales consiste en descripciones geológicas de los sedimentos lacustres y evolución de niveles estáticos en los sitios Chalco, Ayotla e Ixtapaluca, correspondiente a los años comprendidos entre 1968 y 1992 (SRH, 1968-1992) ubicados en la figura 2.1 además de nivelaciones de precisión en el área metropolitana del Valle de México (SARH-CAVM, 1986).

En el área de estudio se cuenta con tres estaciones piezométricas de las cuales una fue colocada en 1991 (EP20) y otras dos en 1993 (EP19 y EP21). Dos de las estaciones se ubican a ambos lados del canal (EP19 y EP21) y la tercera (EP20) abajo del mismo; en esta última los piezómetros fueron instalados en forma inclinada desde una orilla del canal. Cada estación cuenta con un número variable de cuatro a ocho piezómetros y están instalados a una profundidad entre 2 m y 14 m. (Fig. 2.2).

2.2.- Instrumentación y muestreo.

Como complemento a la instrumentación existente y a fin de obtener mayor número de muestras de agua, así como, la medición de cargas y conductividad hidráulica se instaló una estación piezométrica más en el área de estudio, la cual fue construida de forma similar a las instaladas por Ortega en 1991 y 1993; esta estación (EP19b) consta de siete piezómetros colocados cada dos metros, hasta llegar a una profundidad total de 13.8 m en el contacto acuitardo-acuífero, partiendo de dos metros (Fig. 2.2).

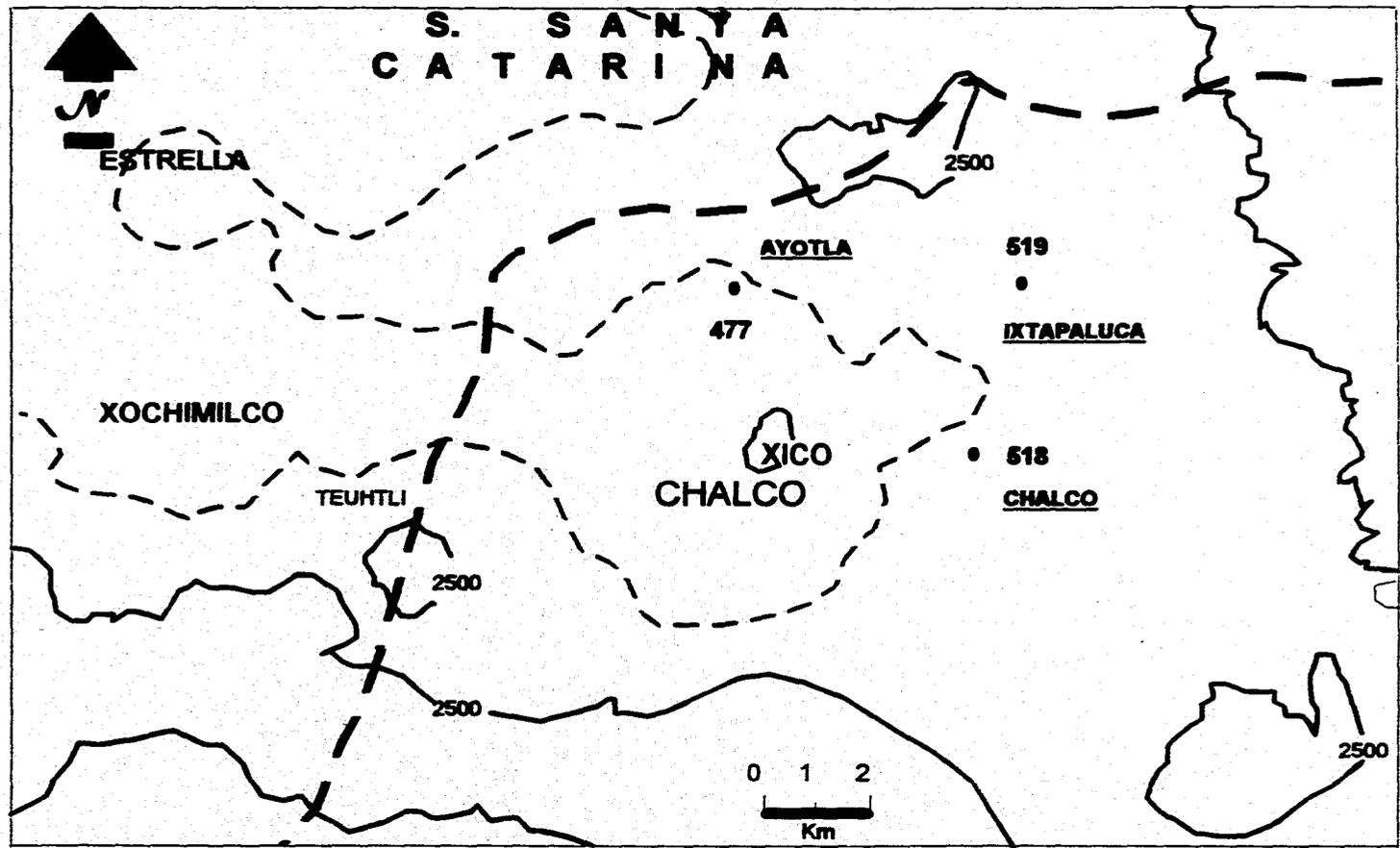


Fig. 2.1 Ubicación de las estaciones piezométricas de la CAVM en la Subcuenca de Chalco.

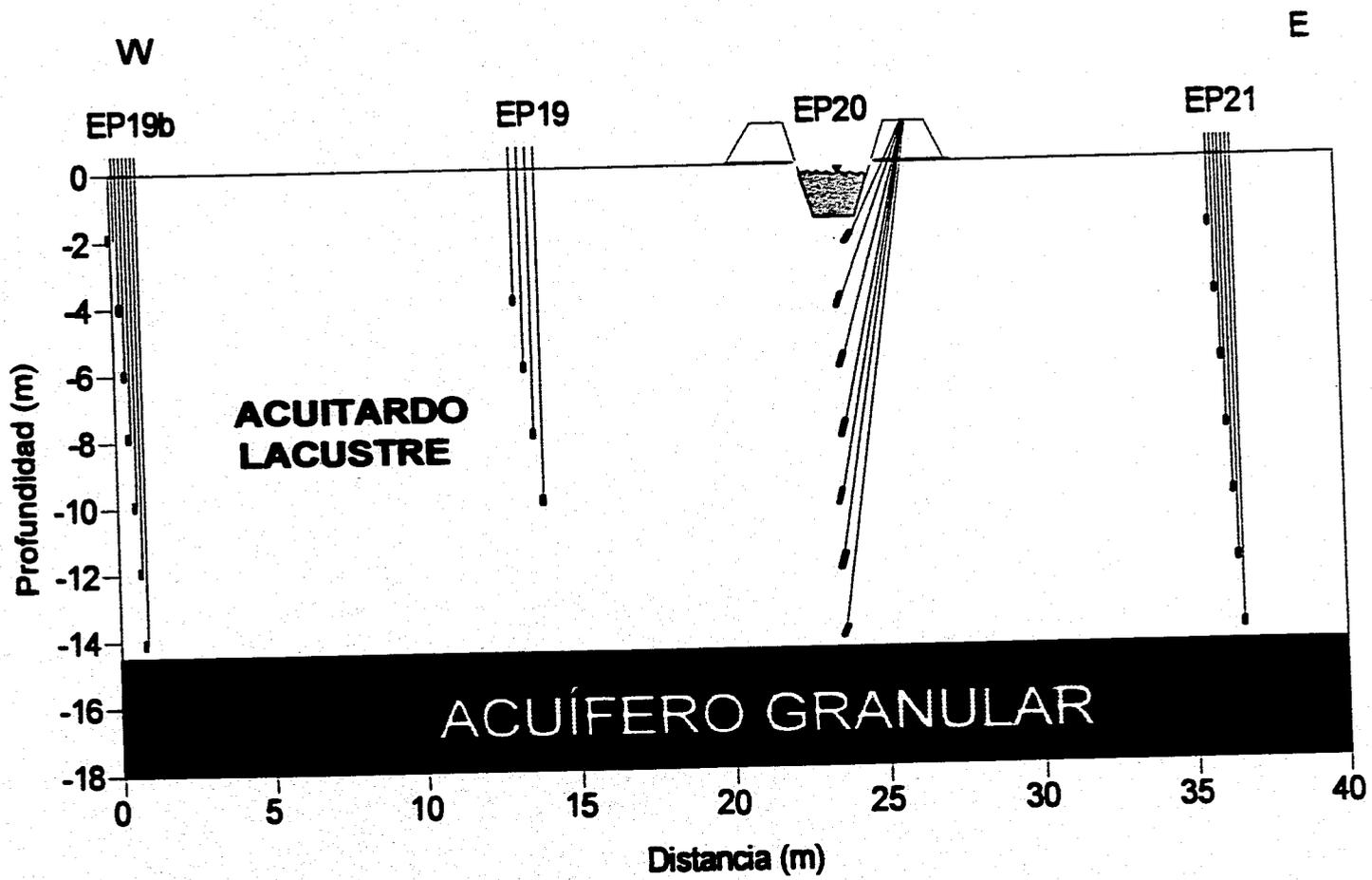


Fig. 2.2 Sección transversal del canal mostrando las estaciones piezométricas

Posterior a la instalación de la estación EP19b, se extrajo el agua de los piezómetros en las cuatro estaciones y se dejó recuperar el nivel piezométrico. Una vez ocurrido esto, se tomaron muestras de agua en cada uno de los piezómetros usando una bomba peristáltica conectada a una batería de 12 volts. El volumen de agua obtenido en cada uno de los piezómetros fue dividido en tres partes. Una destinada a la determinación de cationes, la cual se acidificó con HNO_3 hasta un $\text{pH} \approx 2$ y filtrada con membranas de $0.45\mu\text{m}$. Otra parte de la muestra, para la determinación de aniones, fue únicamente filtrada y la tercera para determinación de isótopos ambientales. Al momento del muestreo se realizaron mediciones de pH , temperatura (T) y conductividad eléctrica.

El pH se midió manteniendo un electrodo de inmersión aproximadamente por 5 minutos hasta estabilizar la lectura; el electrodo fue calibrado con soluciones buffer de 7 y 10. La conductividad eléctrica y la temperatura fueron medidos con un dispositivo marca Conductronic Mod. PC18, calibrado en campo con solución de KCl.

Las muestras de aniones y cationes se conservaron a temperatura de 4°C hasta ser enviadas a los laboratorios Fenwick de Nueva Escocia, Canadá para su análisis. Los cationes fueron determinados por el métodos de ICP-OES (Inductively Coupled Plasma, Optical Emission Spectrometer) y los aniones mediante COBAS-FARA, (un colorímetro automatizado).

2.3.- Análisis de distribución de parámetros hidráulicos y de contaminantes inorgánicos en el acuitardo.

En las cuatro estaciones piezométricas se midieron la carga y la conductividad hidráulica (Vargas, 1995) en cada uno de los piezómetros, las cuales fueron dibujadas en perfiles verticales que fueron utilizados para calcular la velocidad del agua subterránea en el acuitardo aplicando la Ley de Darcy (Apéndice 1).

Con los resultados de concentraciones de iones obtenidos en el laboratorio, se elaboraron configuraciones de isoconcentraciones de los diferentes compuestos inorgánicos a lo largo del acuitardo con el fin de conocer la distribución y evolución de los mismos. Estas configuraciones fueron realizadas mediante el uso del programa de cómputo SURFER versión 5.00, con la opción de interpolación lineal por triangulación.

Debido a que el destino final de los contaminantes inorgánicos transportados a través del acuitardo lacustre, es el acuífero granular que lo subyace, que a su vez representa una fuente importante de abasto de agua para la Ciudad de México, se hizo una comparación entre las concentraciones obtenidas a lo largo de los muestreos contra los límites máximos permisibles establecidos en la "Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA-1994, Salud Ambiental, agua para uso y consumo humano-Límites permisibles de calidad y tratamiento a que debe someterse el agua para su potabilización".

Se hace referencia a la norma con el fin de mostrar el riesgo de contaminación al que está expuesto el acuífero.

2.4.- Modelación matemática.

Con la información hidráulica y química obtenida se calibró un modelo unidimensional de transporte, el cual es una modificación de Sudicky (1982) a la solución analítica de Ogata y Banks (1969). En este modelo se resuelve la ecuación diferencial de advección-dispersión en medios porosos, utilizando condiciones de frontera variables o constantes en la fuente de contaminación. La descripción del modelo matemático se presenta en el Apéndice 2.

CAPÍTULO 3

Virtutem doctrina parim

3.- HIDROGEOLOGÍA DE LA ZONA DE ESTUDIO

3.1.- Generalidades.

El crecimiento desordenado de la Ciudad de México trajo como consecuencia la sobreexplotación del acuífero y problemas asociados de hundimientos (Carrillo, 1947). Estos problemas motivaron la búsqueda de opciones alternas de abasto de agua subterránea, entre las cuales se seleccionó a la Subcuenca de Chalco, a principios de los años 60's. El sistema acuífero local está constituido por sedimentos lacustres que definen un acuitardo y un acuífero granular semi-confinado similar a las condiciones de la Ciudad de México.

Datos obtenidos en la planicie lacustre de Chalco, muestran que antes de la sobreexplotación, el agua subterránea tenía una tendencia de flujo ascendente, lo cual fue confirmado a partir de evidencias hidrogeológicas y modelado matemático (Ortega y Farvolden, 1989). Además Ortega *et al.* (1993), mostraron que, el gradiente hidráulico se ha invertido en los primeros cien metros de espesor del acuitardo lacustre de Chalco y que se encuentra en condiciones transitorias donde el espesor es mayor a los 100 m.

Como parte de las investigaciones de Ortega (1993), existe una instrumentación hidrogeológica muy importante en la planicie lacustre de Chalco, parte de la cual se utilizó para la presente tesis.

3.2.- Unidades Hidrogeológicas en la Subcuenca de Chalco.

El sistema acuífero de la Subcuenca de Chalco se encuentra definido por cuatro unidades hidrogeológicas (Ortega *et al.*, 1993) (Fig. 3.1 y 3.2):

- a) Sedimentos lacustres cuaternarios, los cuales constituyen un acuitardo superficial.
- b) Depósitos cuaternarios volcánicos, que forman un importante acuífero en basaltos y

material piroclástico en las faldas de las sierras de Chichinautzin y Sta. Catarina.

c) Depósitos aluviales piroclásticos, los cuales forman también un importante acuífero confinado desde los límites orientales de la planicie lacustre y un acuífero semiconfinado bajo el acuitardo lacustre.

d) Rocas terciarias volcánicas que constituyen el límite inferior del sistema hidrogeológico.

A partir de resultados de núcleos y de registros geofísicos y geológicos en el pozo profundo Xico II hasta una profundidad de 400 m, se muestra la información estratigráfica del subsuelo de la planicie de Chalco en las figuras 3.3a y 3.3b.

Los sedimentos lacustres consisten en una secuencia de capas arcillosas de 10 a 30 m de espesor, intercaladas con capas de arena fina volcánica de uno a tres metros de espesor denominadas "capas duras". El espesor del acuitardo lacustre en la planicie Chalco se incrementa gradualmente desde la periferia hasta un máximo de 300 m en la parte central (Ortega *et al.*, 1993), (Fig. 3.4).

En el acuitardo lacustre de Texcoco, ha sido identificada la presencia de fracturas verticales (Marsal y Mazari, 1959; Reséndiz y Solana, 1969; Rudolph *et al.*, 1991). En la Subcuenca de Chalco, el fracturamiento en el acuitardo lacustre ha sido observado en perforaciones someras y en la superficie del suelo. Las fracturas locales presentan una apertura de 0.02 m a 0.2 m y son continuas en las excavaciones someras. Las fracturas a escala regional están a partir de un metro desde la superficie del suelo y continúan hasta 200 m de longitud en superficie. La profundidad de las microfracturas hidráulicamente activas se extiende hasta una profundidad de 20-25 m (Ortega, 1993) y hasta aproximadamente 35 m en el caso de las fracturas regionales (Ramírez, 1995; Zawadski, 1996).

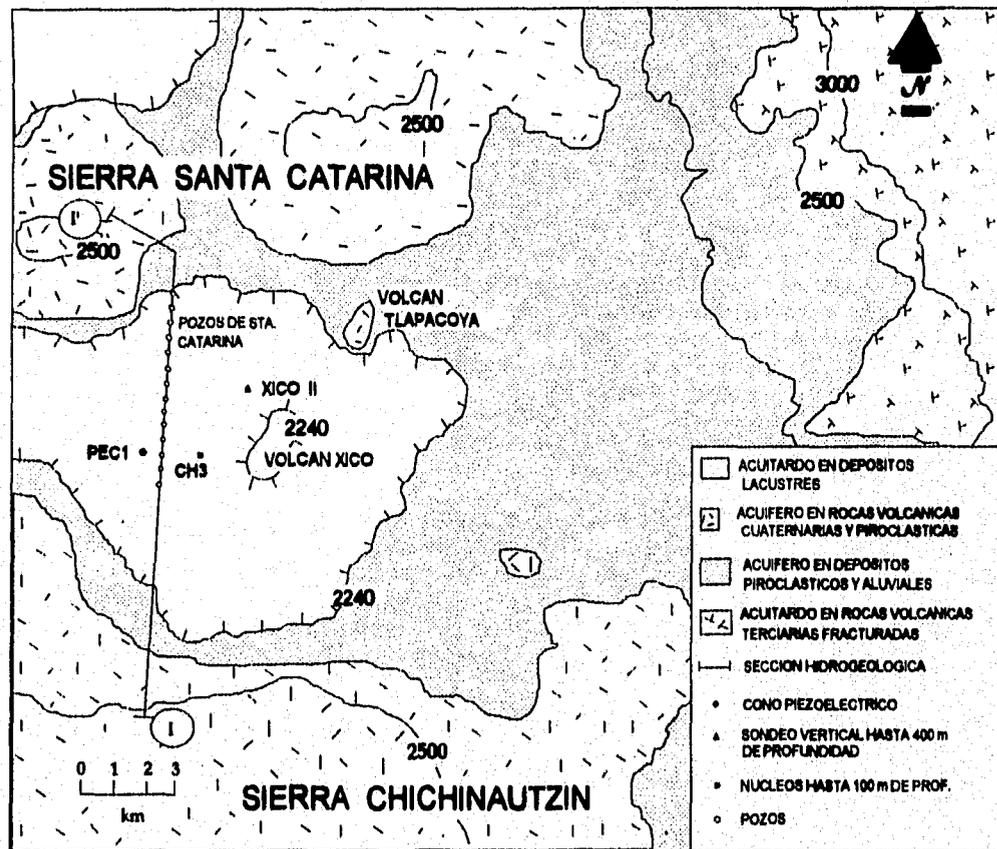


Fig. 3.1 Unidades hidrogeológicas en el área de Chalco (Tomado de Ortega, 1993).

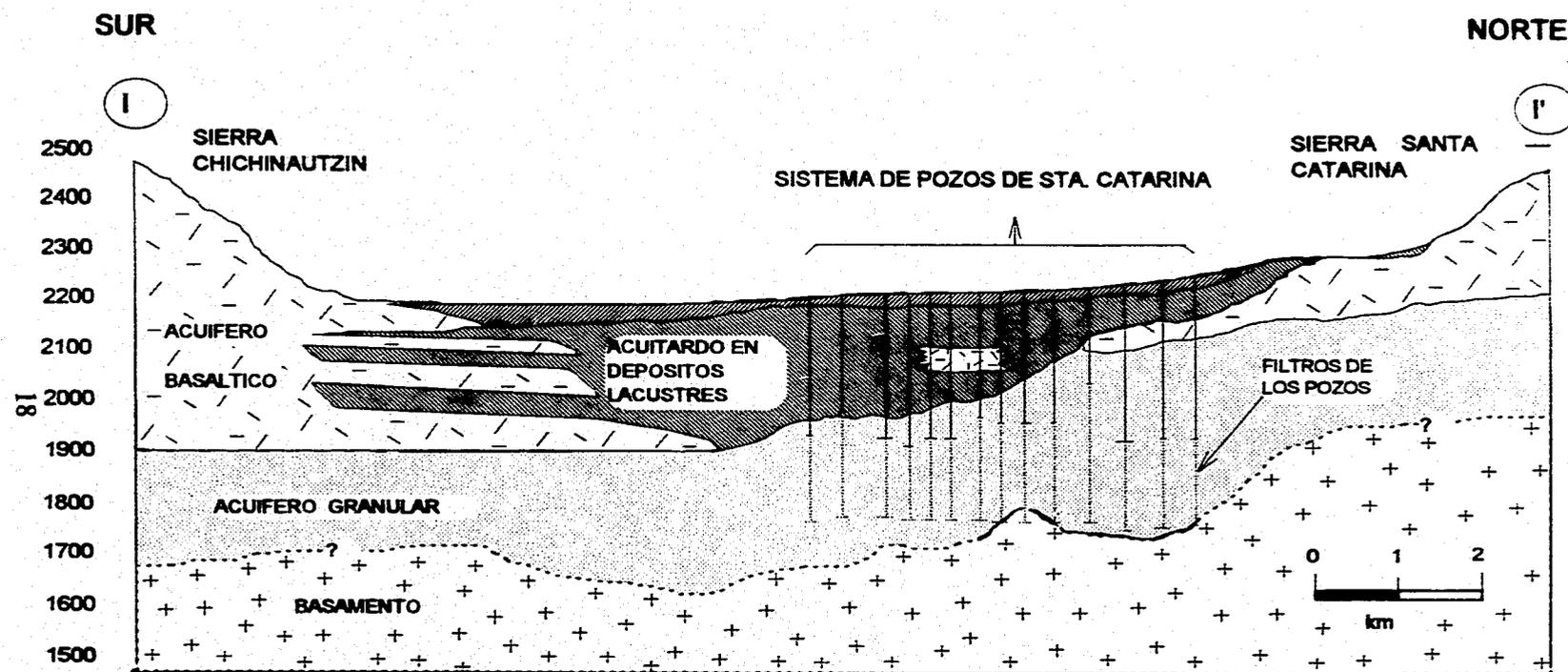


Fig. 3.2 Sección transversal mostrando las unidades hidrogeológicas de la Subcuenca de Chalco (Tomado de Ortega, 1963).

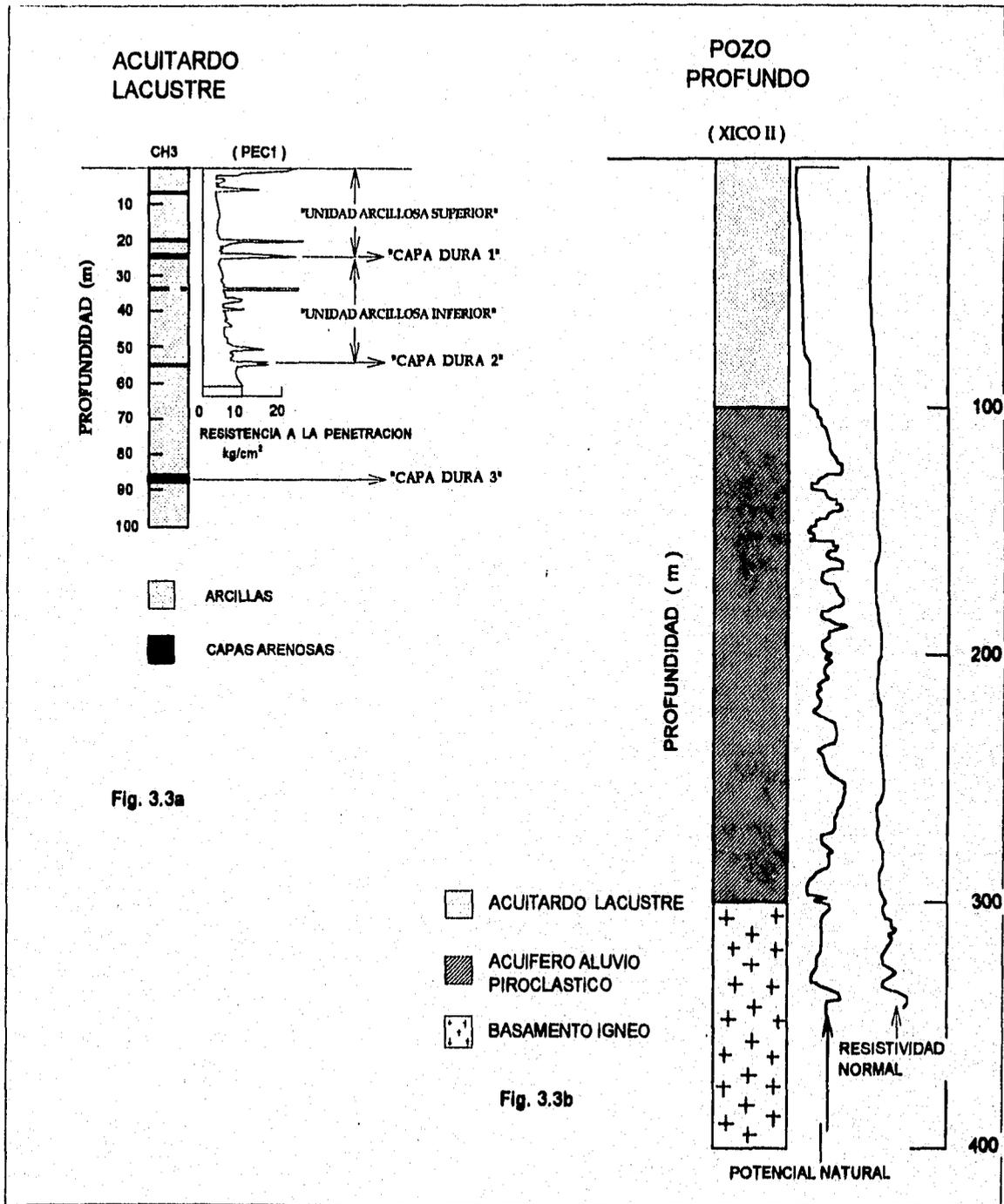


Fig. 3.3.a Perfil de los depósitos lacustres en el centro de la Planicie de Chalco.
Fig. 3.3.b Perfil de un pozo profundo mostrando la estratigrafía. (Tomado de Ortega, 1993).

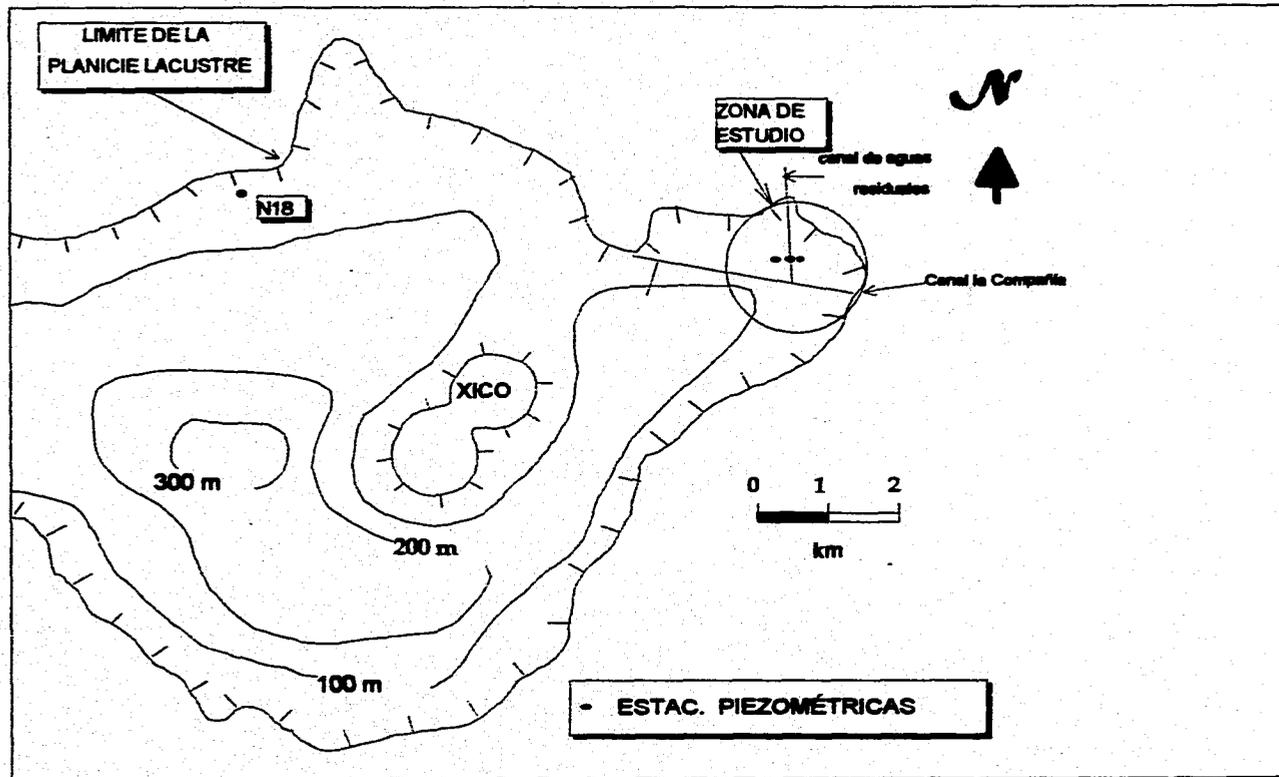


Fig. 3.4 Espesores del acuitardo lacustre en la Subcuenca de Chalco mostrando la ubicación de estaciones piezométricas existentes en la zona NE, (Ortega, 1993).

3.3.- Historia de la explotación del agua subterránea en la Subcuenca de Chalco.

Los primeros informes de pozos en el acuífero granular de la Subcuenca de Chalco datan de 1922 (SARH, 1972). En 1950, se mencionan cerca de 150 pozos de bombeo con una producción de aproximadamente $1.3 \text{ m}^3/\text{s}$ para abastecimiento de agua potable y riego (Fig. 3.5). En 1960, se tienen los primeros pozos perforados en el acuífero basáltico para conducir agua potable a la Ciudad de México, y más tarde, en 1970, se perforaron más pozos en el acuífero basáltico, causando un incremento en la extracción hasta de $5 \text{ m}^3/\text{s}$ (Fig. 3.5). La explotación continuó y, al principio de la década de los 80's, se perforaron 14 pozos de 400 m de profundidad (Santa Catarina), para satisfacer la demanda de agua de la Ciudad de México, aportando un promedio de $1.4 \text{ m}^3/\text{s}$ a $1.75 \text{ m}^3/\text{s}$ en conjunto. La extracción total de agua en la Subcuenca de Chalco en el año de 1988 alcanzaba un gasto de $7.75 \text{ m}^3/\text{s}$ (Fig. 3.5). En el año de 1989 se perforaron tres pozos profundos más en la Subcuenca de Chalco para abastecimiento local de agua, aumentando la extracción de agua subterránea del acuífero a $8 \text{ m}^3/\text{s}$ (Fig. 3.5). En 1994, en base a datos piezométricos, se apreciaron descensos de niveles de agua del acuífero no confinado, en un rango de 0.5 m/año (m/a) a 1 m/a (SARH-CAVM, 1981 CNA-CAVM, 1991).

Antes de iniciarse la explotación del acuífero regional, la dirección de flujo del agua subterránea en el acuitardo era ascendente, como lo demuestran las numerosas estaciones piezométricas de la Comisión de Aguas del Valle de México (CAVM) desde principios de los años 50's. El intenso bombeo del acuífero provocó una modificación en el régimen de flujo en el acuitardo lacustre. Como resultado del bombeo, se inició la inversión de los gradientes hidráulicos en el acuitardo lacustre, observándose que en las zonas donde el espesor del acuitardo es menor a los 100 m, el gradiente es descendente, mientras que en las zonas donde los espesores son mayores a los 100 m, los gradientes hidráulicos naturales aún se conservan. La inversión del gradiente se efectuó primero en zonas donde el acuitardo es muy delgado y esta inversión ha sido

progresiva a medida que el espesor del acuitardo se incrementa. Por tal motivo, en zonas donde el espesor es mayor a 100 m, la carga hidráulica en el acuitardo se encuentra en estado transitorio y se espera que la inversión total del gradiente se lleve a cabo en el futuro.

El canal estudiado está ubicado en la zona donde los espesores del acuitardo son del orden de 15 m, por lo que el flujo de agua subterráneo es descendente. De acuerdo con modelaciones numéricas realizadas por Ortega (1993), la inversión del gradiente hidráulico en el sitio de canal se llevó a cabo a finales de la década de los 50's, fecha a partir de la cual es de esperarse que todo contaminante dispuesto en el canal se mueva en forma descendente hacia el acuífero subyacente. Esta fecha se consideró como el tiempo de inicio de migración de contaminantes hacia el acuífero en el modelo de transporte.

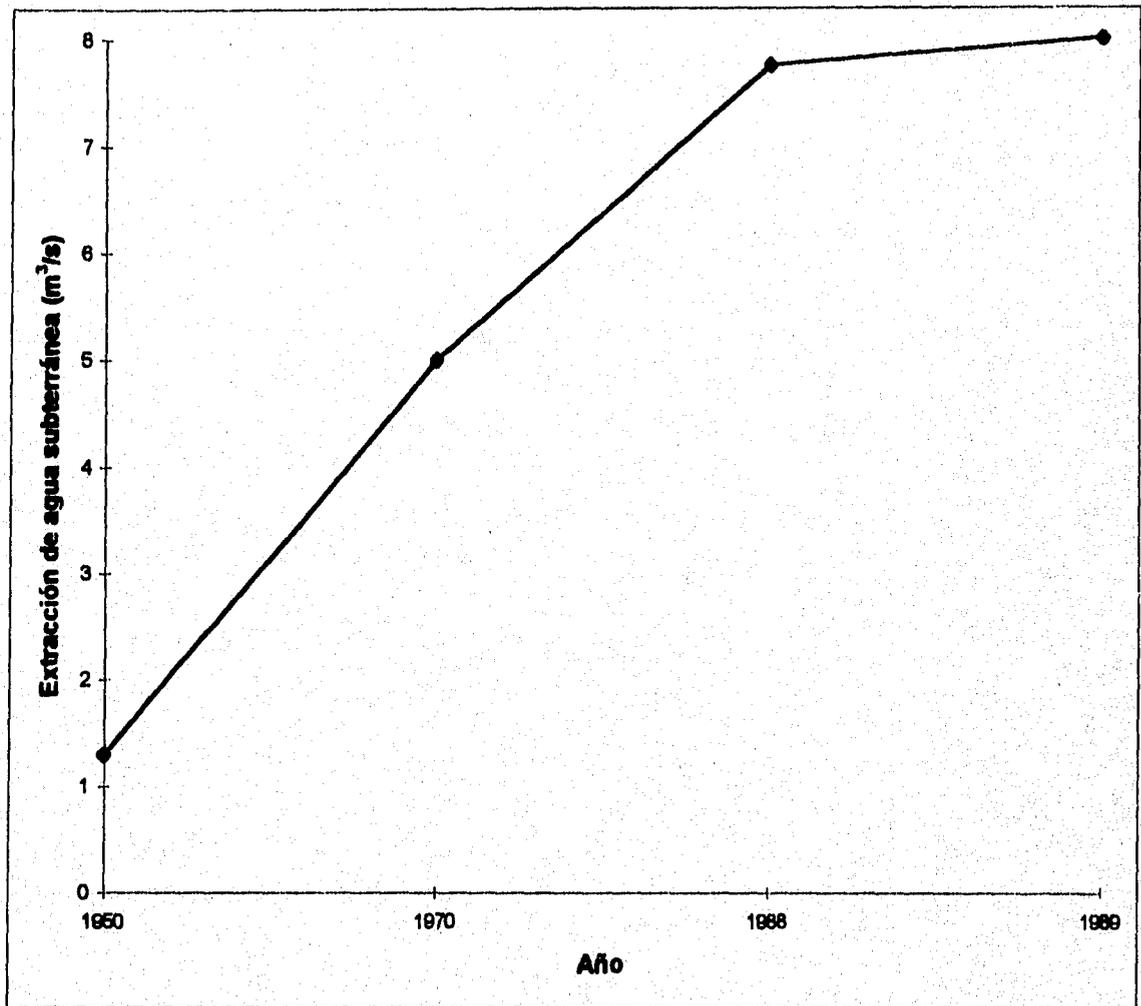


Fig. 3.5 Historia de la explotación del agua subterránea en la Subcuenca de Chalco; extracción de agua subterránea (m³/s) en el periodo 1950-1989.

CAPÍTULO 4

Universitas magistrorum et scholarium

4.- ANÁLISIS DE RESULTADOS

4.1.- Evolución de niveles piezométricos en el acuífero.

El intenso bombeo en el acuífero granular ha provocado variaciones importantes en los niveles piezométricos. El análisis realizado en los pozos ubicados en el área de Ixtapaluca y, en particular, en la sonda número IV de la estación piezométrica 519 de la SRH, Comisión Hidrogeológica de la Cuenca del Valle de México (1968-1992) la cual tiene una profundidad de 46.5 m, muestra un claro descenso en los niveles estáticos hasta de casi 40 m, provocado por el volumen de agua extraída por el bombeo regional, lo cual se hace patente en la figura 4.1; las otras sondas de esta misma estación, las cuales varían sus profundidades entre 46 m y 77.5 m, presentan un comportamiento muy parecido. En la misma figura se pueden apreciar cuatro etapas de evolución del abatimiento: La primera, anterior al año de 1922, fecha en la cual se tienen los primeros informes de pozos en el acuífero granular de la Subcuenca de Chalco, muestran que, el nivel estático estaba prácticamente en la superficie del terreno (SARH, 1972); La segunda etapa, se aprecia con el inicio de la explotación en la década de los años '20s, los niveles comienzan a disminuir a razón de 0.25 m/a hasta el año de 1950, cuando se incrementa el bombeo; los siguientes 18 años, es decir, hasta 1968, dan lugar a una tercera etapa, periodo en que el descenso de niveles alcanza los 0.39 m/a; la cuarta etapa se considera a partir del año 1968 hasta 1992, llegando a descender los niveles hasta 1.33 m/a (Fig. 4.1). En consecuencia, el abatimiento total en los niveles estáticos en la zona de Ixtapaluca comprendido entre los años 1922 y 1992, fue de aproximadamente 37 m.

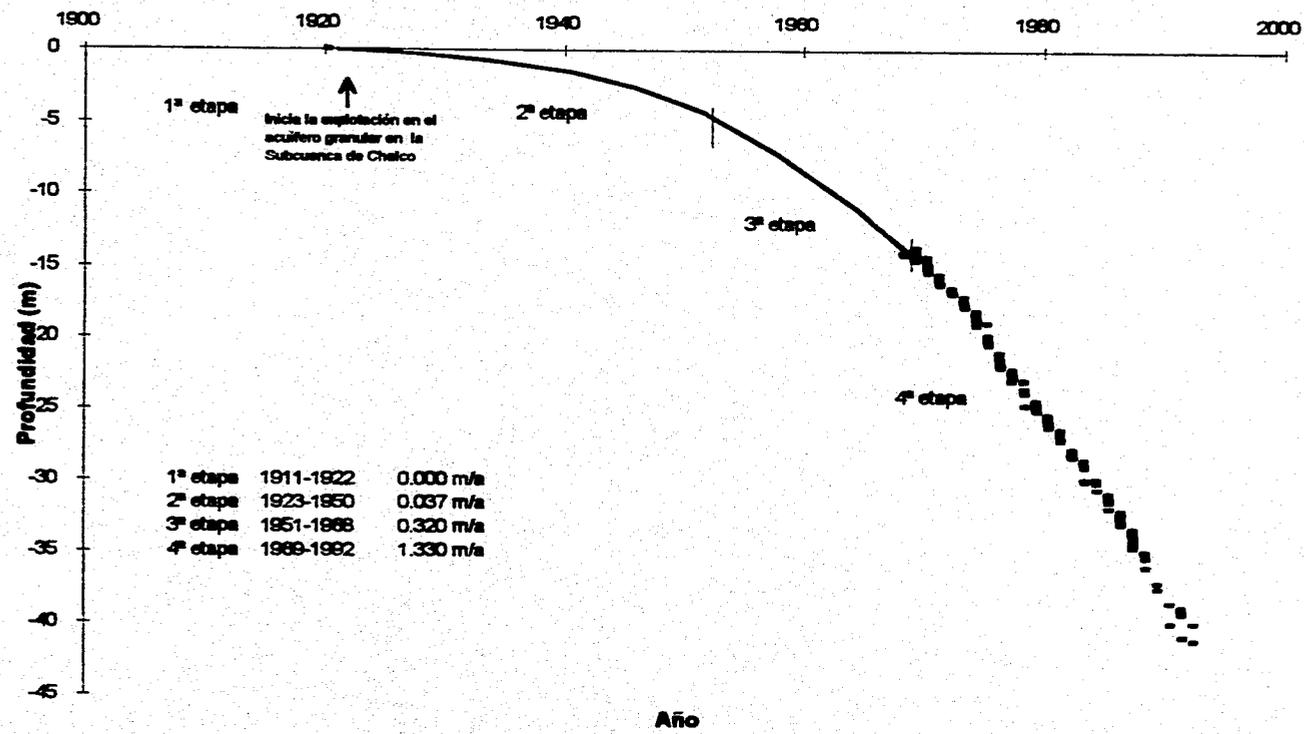


Fig. 4.1 Niveles estáticos en Ixtapaluca P519 sonda IV (46.5 m)

En las estaciones de Ayotla (477-2) y Chalco (518), el comportamiento piezométrico es diferente, se puede apreciar que para el mismo periodo en estas estaciones la variación de niveles llega a ser, en el caso de Ayotla, de un máximo de 15 m, teniendo profundidades de sondas que varían en un rango de entre 20 m y 75 m; y en Chalco, una variación máxima de seis metros, teniendo profundidades de sondas comprendidas entre 5 m y 46 m. La diferencia se debe a que la estación de Ixtapaluca se ubica en el acuífero libre mientras que las de Ayotla y Chalco en la zona de transición entre el acuífero granular y los sedimentos lacustres, sin embargo regionalmente Ixtapaluca es más representativa.

4.2.- Distribución del gradiente hidráulico en el acuitardo.

La distribución de la carga hidráulica en función de la profundidad en el acuitardo para las cuatro estaciones piezométricas instaladas en el canal y en sus inmediaciones, se ilustran en las figuras 4.2a-d; se observa claramente un gradiente hidráulico descendente, es decir, el flujo del agua subterránea va desde la superficie hacia el acuífero subyacente. En estos perfiles se pueden apreciar dos zonas; una superior en los primeros ocho metros de profundidad donde el gradiente hidráulico varía en forma casi imperceptible en un intervalo entre 0.001 y 0.005 m/m, y una zona inferior donde el gradiente se incrementa progresivamente, llegando a ser hasta de 1 m/m entre ocho metros y la base del acuitardo. El gradiente total a través de los 14 m del acuitardo es de 1.3 m/m

4.3.- Distribución de la conductividad hidráulica en el acuitardo.

Los valores de la conductividad hidráulica en el acuitardo, medidos en cada uno de los piezómetros en el sitio del canal, varían entre los 1×10^{-8} m/s y 1×10^{-10} m/s. Se puede apreciar que en la parte superior del acuitardo los valores son altos, y a medida que se incrementa la profundidad los valores disminuyen hasta en dos órdenes de magnitud con respecto a la parte más somera (Fig. 4.3a-d).

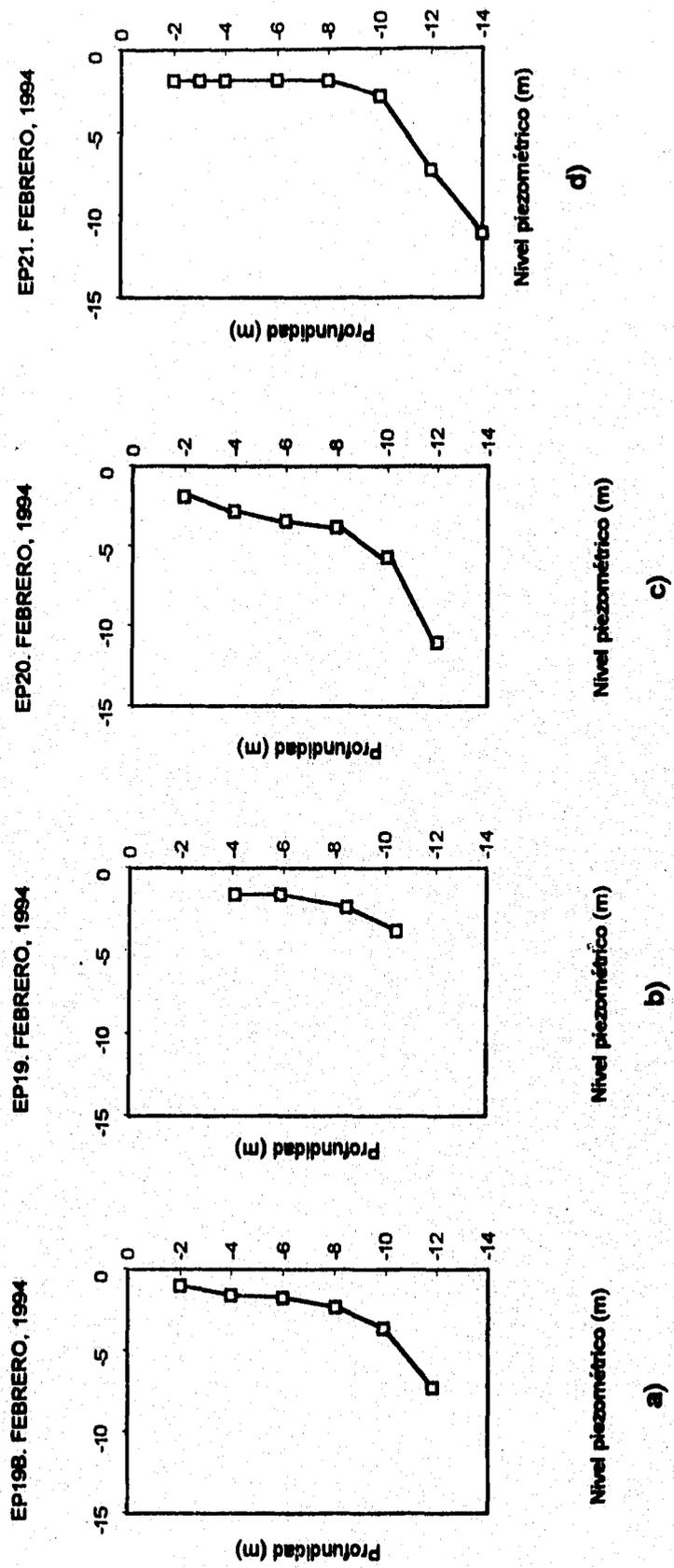


Fig. 4.2 Distribución de carga hidráulica en el acuífero (EP198, 19, 20 y 21)

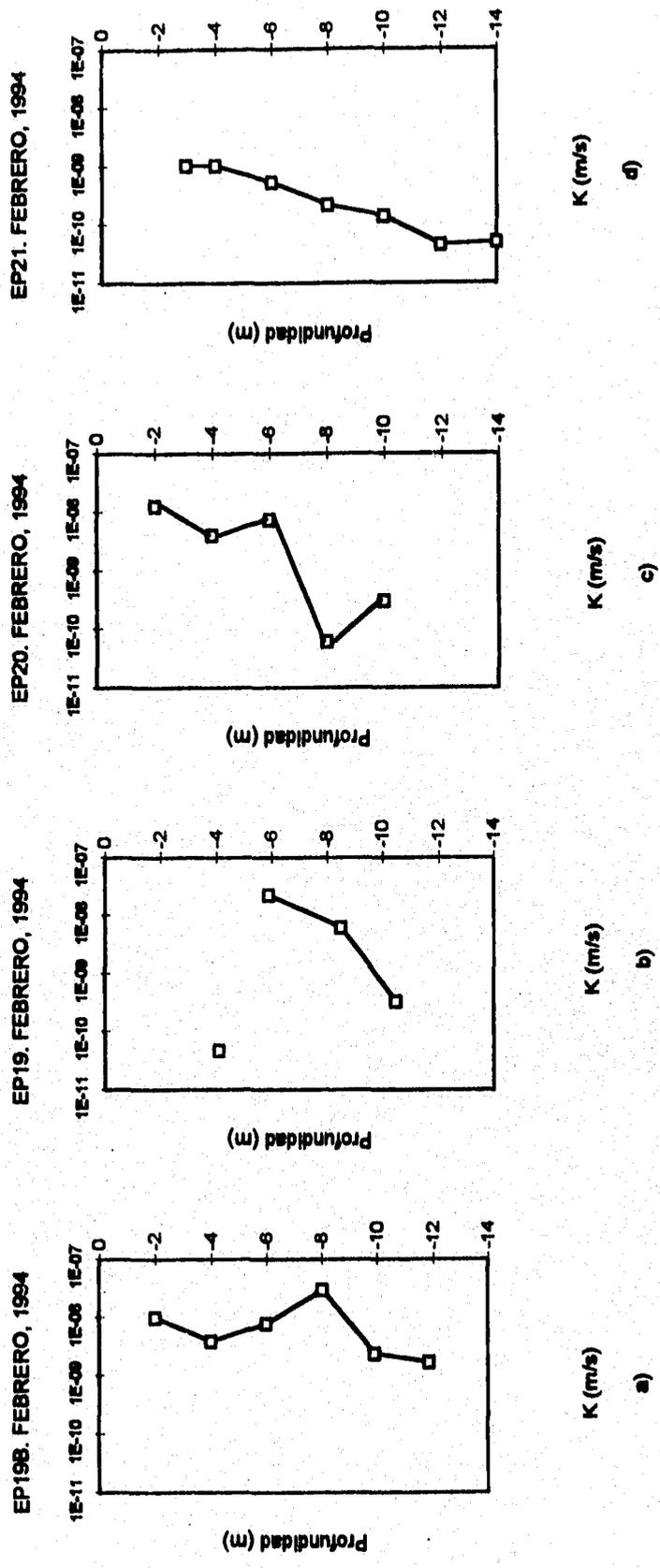


Fig. 4.3 Distribución de conductividad hidráulica en el acuífero (EP198, 19, 20 y 21)

Con base en estos perfiles se diferenciaron cuatro zonas de permeabilidad; la primera, en la parte superior del acuitardo, con valores superiores a 1×10^{-8} m/s el cual alcanza un pequeño espesor en la parte oriental de la sección, incrementándose el espesor hasta 8 metros en la parte occidental. La segunda zona incluye los valores de 1×10^{-8} m/s y 1×10^{-9} m/s manteniendo un espesor aproximadamente constante en todo lo ancho de la sección, cercano a los 2 m. La tercera, definida por los valores 1×10^{-9} m/s y 1×10^{-10} m/s, presenta su parte más gruesa en la parte oriental de la sección, estando casi ausente en la porción occidental. Finalmente, la cuarta, se encuentra en la parte más cercana a la base del acuitardo, donde los valores son menores a 1×10^{-10} m/s (Fig. 4.4).

Los valores de gradientes hidráulicos pequeños y conductividades hidráulicas altas ($K > 1 \times 10^{-9}$ m/s) en los primeros 8 m de profundidad son consistentes con la presencia de alta densidad de fracturas, mientras que los valores de gradiente hidráulico altos y conductividad hidráulica bajas ($K < 1 \times 10^{-9}$ m/s) se asocian a una menor densidad de fracturas hasta la base del acuitardo, consistente con estudios de Ortega, (1993); Vargas, (1995) y Ramírez, (1995).

4.4.- Distribución de compuestos inorgánicos en el acuitardo.

Los resultados de las mediciones de pH y conductividad eléctrica, así como de químicos (Na^+ , Ca^{++} , Mg^{++} , Mn^{++} , Cl^- , HCO_3^- y SO_4^{--}) para los años de 1993, 1994 y 1996 se presentan en las figuras 4.5 a 4.13, las cuales representan secciones transversales con valores de isoconcentraciones. Para fines descriptivos, a la máxima concentración de un soluto para un determinado tiempo y espacio se le denominará centro de masa. Los resultados de los muestreos realizados en 1994 y 1996 se presentan en las Tablas 3a-d.

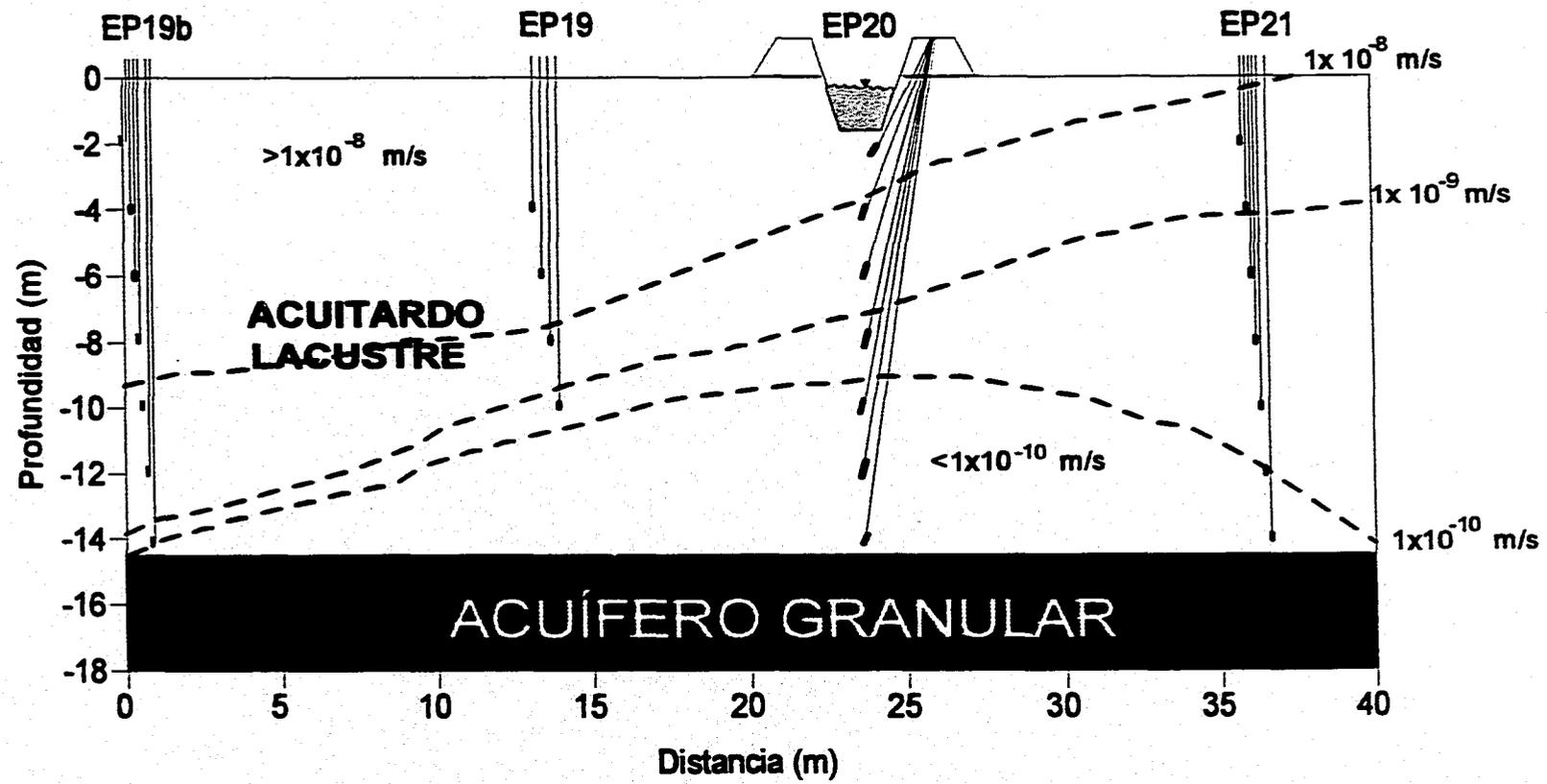


Fig. 4.4 Zonas de permeabilidad

TABLA 3a
ESTACIÓN PIEZOMÉTRICA 19b

Variación de parámetros químicos y físicos con respecto a la profundidad.

Prof. (m)	mes/año	época	Na (mg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	SO ₄ (mg/l)	Cl (mg/l)	Mn (mg/l)	HCO ₃ (mg/l)	pH	Cond. elect. (µmhos/cm)
4	ago/94	lluvias	289.0	47.8	107.0	9	104.0	0.43	1110	8.3	2430
6	ago/94	lluvias	209.0	39.8	87.0	5	49.2	0.24	917	8.0	1860
8	ago/94	lluvias	120.0	33.0	71.0	2	8.8	0.36	689	8.1	1270
10	ago/94	lluvias	94.7	31.9	59.0	2	5.0	0.24	558	8.0	1040
12	ago/94	lluvias	85.1	29.5	44.7	40	12.2	0.31	451	7.9	922
2	ene/96	estiaje	451.0	29.9	109.0	44	166.0	0.02	1060	8.7	3160
4	ene/96	estiaje	402.0	11.8	128.0	21	111.0	0.01	1130	8.8	3030
6	ene/96	estiaje	241.0	22.2	112.0	4	44.8	0.04	910	8.5	2150
8	ene/96	estiaje	131.0	19.0	70.2	4	14.9	0.02	607	8.9	1420
10	ene/96	estiaje	85.5	26.0	61.6	7	11.6	0.01	536	8.6	1200
12	ene/96	estiaje	77.0	18.5	43.7	7	10.0	0.01	423	8.9	976

TABLA 3b
ESTACIÓN PIEZOMÉTRICA 19

Variación de parámetros químicos y físicos con respecto a la profundidad.

Prof. (m)	mes/año	época	Na (mg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	SO ₄ (mg/l)	Cl (mg/l)	Mn (mg/l)	HCO ₃ (mg/l)	pH	Cond. elect. (µmhos/cm)
4	ago/94	lluvias	303	42.6	164.0	7.21	79.2	0.09	1350	8.1	2810
6	ago/94	lluvias	234	28.4	115.0	5.14	65.1	0.05	981	8.1	1900
8	ago/94	lluvias	169	20.8	73.2	8.25	7.5	0.01	747	8.5	1360
10	ago/94	lluvias	168	16.2	244.0	3.43	94.9	0.10	1520	8.3	2840
4	ene/96	estiaje	371	59.8	118.0	4.00	92.8	0.29	1160	8.2	2870
6	ene/96	estiaje	269	40.5	123.0	2.00	73.0	0.10	959	8.0	2450
8	ene/96	estiaje	126	22.6	83.2	2.00	13.7	0.01	560	7.8	1190
10	ene/96	estiaje	135	19.5	171.0	4.00	8.8	0.02	924	8.2	2120

TABLA 3c
ESTACIÓN PIEZOMÉTRICA 20
Variación de parámetros químicos y físicos con respecto a la profundidad.

Prof. (m)	mes/año	época	Na (mg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	SO ₄ (mg/l)	Cl (mg/l)	Mn (mg/l)	HCO ₃ (mg/l)	pH	Cond. elect. (µmhos/cm)
2	ago/94	lluvias	267.0	57.8	197.0	6	35.1	0.09	1570	8.5	3050
4	ago/94	lluvias	295.0	45.0	141.0	4	89.2	0.07	1190	8.4	2660
6	ago/94	lluvias	177.0	46.6	153.0	11	56.9	0.24	1110	7.8	2290
8	ago/94	lluvias	108.0	32.7	67.5	2	6.0	0.15	619	8.1	1190
10	ago/94	lluvias	100.0	20.1	70.2	2	1.0	0.08	584	8.1	1190
12	ago/94	lluvias	137.0	16.0	163.0	2	23.3	0.1	919	8.8	1840
14	ago/94	lluvias	68.1	31.5	37.2	9	40.5	0.15	339	8.1	917
2	ene/96	estiaje	338.0	114.0	290.0	2	68.9	0.09	2130	8.1	4350
4	ene/96	estiaje	321.0	57.0	150.0	12	112.0	0.08	1310	8.3	3090
6	ene/96	estiaje	180.0	42.8	82.2	34	45.0	0.13	753	8.1	1830
8	ene/96	estiaje	153.0	26.0	70.7	7	25.5	0.05	812	7.9	1760
10	ene/96	estiaje	164.0	29.2	182.0	8	23.9	0.01	1290	8.2	2860

TABLA 3d
ESTACIÓN PIEZOMÉTRICA 21
Variación de parámetros químicos y físicos con respecto a la profundidad.

Prof. (m)	mes/año	época	Na (mg/l)	Ca (mg/l)	Mg (mg/l)	SO ₄ (mg/l)	Cl (mg/l)	Mn (mg/l)	HCO ₃ (mg/l)	pH	Cond. elect. (µmhos/cm)
4	ago/94	lluvias	290.0	37.6	140.0	2	66.2	0.04	1170	8.2	2420
6	ago/94	lluvias	262.0	18.4	135.0	2	67.4	0.03	950	8.5	2430
8	ago/94	lluvias	137.0	25.0	103.0	2	5.1	0.03	804	8.1	1580
10	ago/94	lluvias	92.2	28.4	69.0	2	1.0	0.03	572	8.0	1120
3	ene/96	estiaje	260.0	63.8	127.0	4	36.0	0.08	1180	8.3	2630
4	ene/96	estiaje	323.0	39.3	135.0	8	62.6	0.09	1200	8.6	2840
6	ene/96	estiaje	311.0	25.1	123.0	6	64.9	0.09	1130	8.6	2540
10	ene/96	estiaje	103.0	20.4	54.6	5	13.2	0.03	557	8.0	1090
12	ene/96	estiaje	77.0	19.2	35.3	7	12.5	0.03	388	8.0	801
14	ene/96	estiaje	41.5	60.7	22.2	7	19.5	0.22	380	7.8	796

4.4.1.- Potencial de Hidrógeno (pH).

La figura 4.5a muestra los perfiles de isoconcentración de pH en 1993, en la que se puede observar que el valor máximo es de 9.8 y el mínimo de 7.2. Los valores más altos se localizan en la estación 21, a una profundidad de 8 m, a partir de la cual disminuyen progresivamente hacia la parte occidental de la sección hasta llegar al mínimo valor encontrado bajo el canal a 14 m de profundidad.

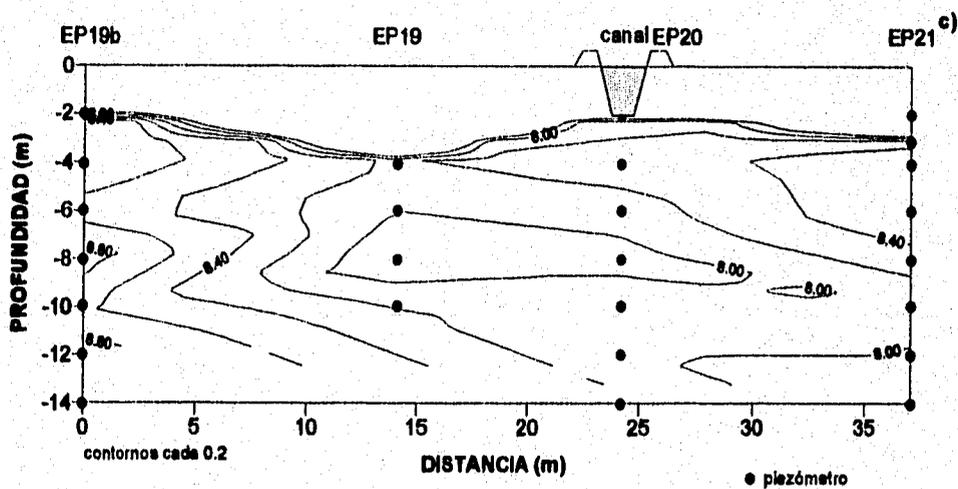
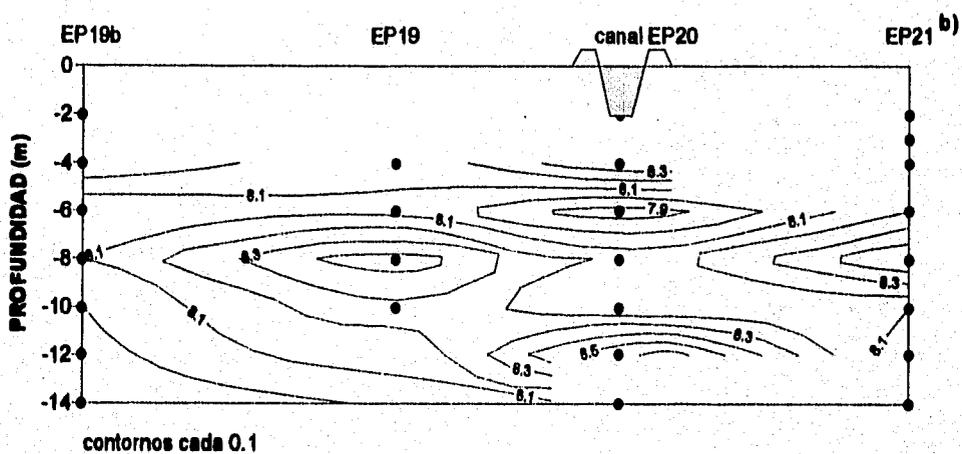
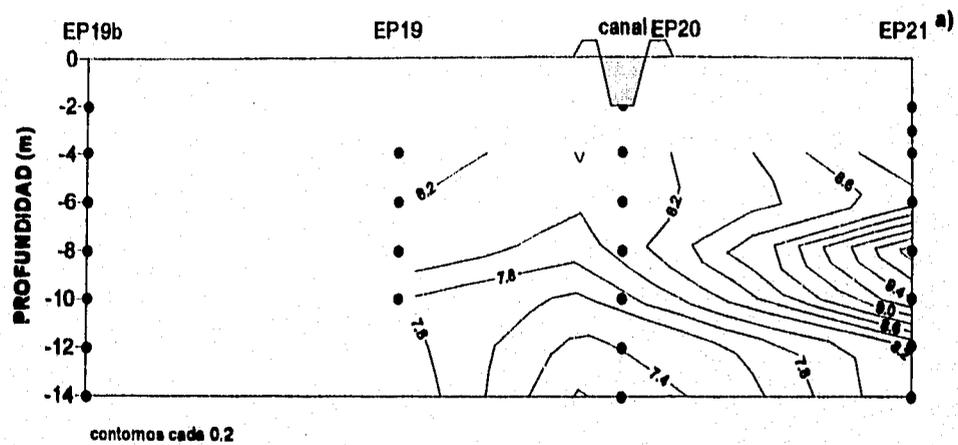


Fig. 4.5 Configuraciones de potencial de Hidrógeno (pH)

- a) 1993
- b) 1994
- c) 1996

En la figura 4.5b se tienen los valores de pH en 1994, donde se aprecian tres zonas con la siguiente distribución: La primera ubicada a 6 m de profundidad abajo de EP20 con valor de 7.9, siendo este el valor del centro, aumentando radialmente hasta llegar a 8.3 en la parte superior y a 8.1 a ambos lados y en la parte inferior; la segunda a 8 m de profundidad situada abajo de la EP19 con valor de 8.4 al centro y una disminución en forma radial hasta llegar a 8.1; y la tercera a 12 m de profundidad ubicada bajo el canal, con valor de 8.6 al centro y apreciándose también una disminución de valores en forma radial hasta llegar a 8.1.

Con los valores de pH para 1996 (Fig. 4.5c) se observa que en el sitio 21 a 4 m de profundidad se tiene un valor de 8.5 como máximo, el cual disminuye en forma radial hasta llegar a un valor de 8 en la base, la parte superior del acuitardo y la zona debajo del canal, que presenta valores de 8, volviéndose a incrementar en esa misma dirección hasta llegar a la zona abajo de la estación 19b donde el valor alcanza 8.6.

La "Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA-1994, Salud Ambiental, agua para uso y consumo humano-Límites permisibles de calidad y tratamiento a que debe someterse el agua para su potabilización", establece un valor límite permisible para pH (potencial de hidrógeno) en unidades de pH en un intervalo de 6.5-8.5, este parámetro rebasa el límite de la norma en un 27% de los casos, teniendo una proporción de 1.09 veces en relación con el valor máximo permisible.

4.4.2.- Conductividad eléctrica.

La distribución de conductividad eléctrica para 1993, ilustrada en la figura 4.6a, muestra una zona con los valores más altos (2800 $\mu\text{mho/cm}$) entre los 6 y 8 m de profundidad, a partir de esta zona, los valores descienden progresivamente hacia la superficie y hacia la base del acuitardo hasta llegar a un valor de 1200 $\mu\text{mho/cm}$.

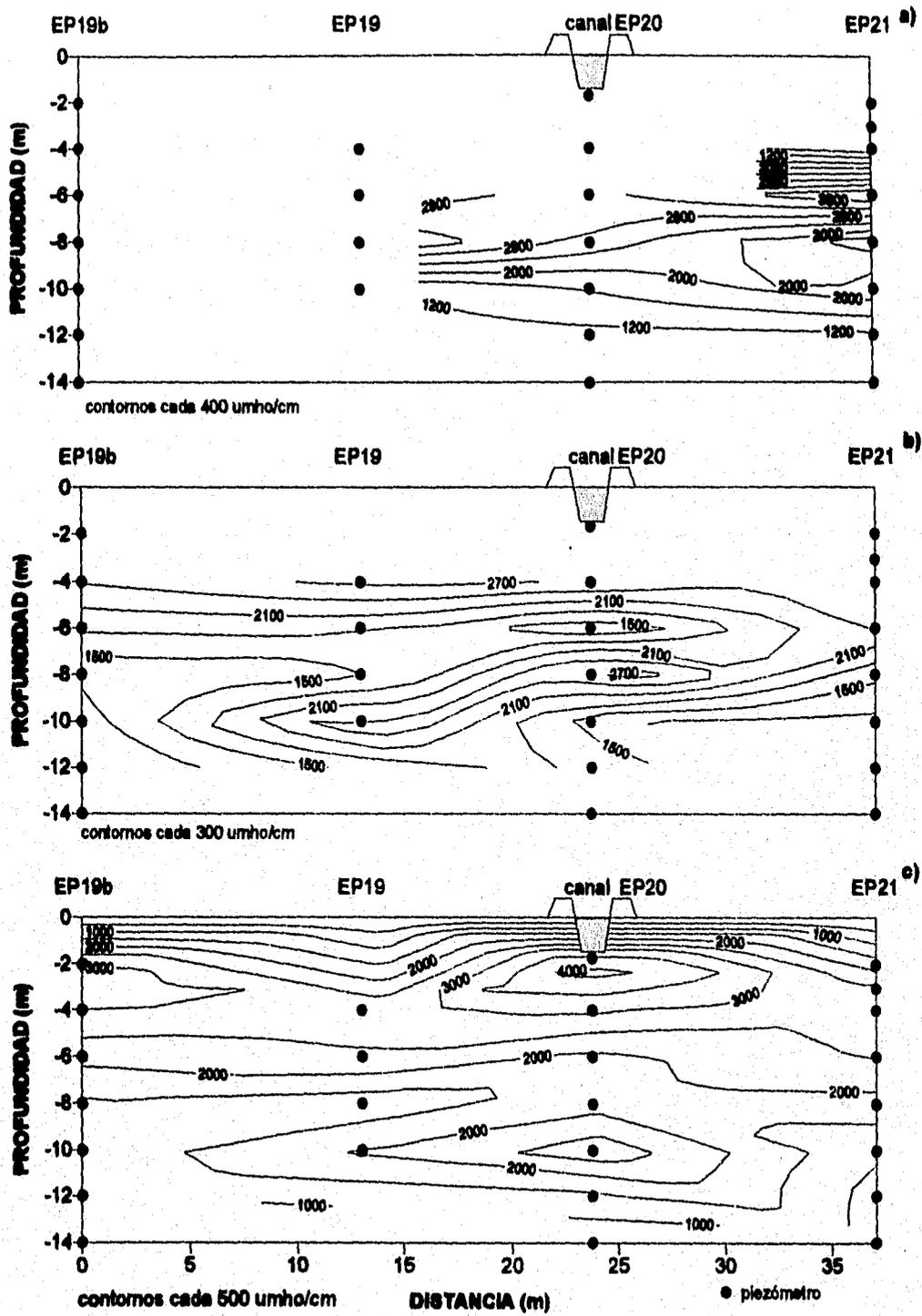


Fig. 4.6 Isovalores de conductividad eléctrica

- a) 1993
- b) 1994
- c) 1996

En 1994 (Fig. 4.6b), se aprecia una zona de altos valores de conductividad eléctrica (2700 $\mu\text{mho/cm}$) a una profundidad de 8 m, estos valores disminuyen de manera radial hasta llegar a alcanzar los 1500 $\mu\text{mho/cm}$ en la base del acuitardo; hacia arriba se tiene este mismo valor a la profundidad de 6 m pero se aprecia a partir de este punto un incremento en valores hasta llegar a tener en la parte más cercana a la superficie valores de 2700 $\mu\text{mho/cm}$.

La figura 4.6c muestra la distribución de conductividad eléctrica para el año de 1996, en ella se aprecia una distribución homogénea en la superficie del acuitardo con valores ascendentes desde 1000 $\mu\text{mho/cm}$ en la superficie, hasta 4000 $\mu\text{mho/cm}$ debajo del canal a la profundidad de 2 m; a partir de este punto se nota una disminución en los valores hasta llegar a una profundidad de 10 m donde se aprecia un valor de 2500 $\mu\text{mho/cm}$ debajo del canal y se tiene una disminución hacia la base hasta alcanzar valores de 1000 $\mu\text{mho/cm}$.

4.4.3.- Sodio (Na^+)

Las líneas de isoconcentración de Na^+ en 1993 (Fig. 4.7a) muestran para 1993 un centro de masa (360 mg/l) a una profundidad de 4 m localizado entre las estaciones 19 y 20. A partir de este centro, las concentraciones disminuyen en forma radial hasta valores de 80 mg/l.

En 1994 (Fig. 4.7b), se aprecia una zona donde las concentraciones de Na^+ son de 280 mg/l debajo del canal, a una profundidad entre 3 m y 8 m. A partir de esta profundidad las concentraciones disminuyen hacia arriba y hacia la base del acuitardo hasta alcanzar concentraciones de 40 mg/l.

El perfil de isoconcentraciones correspondiente al año de 1996 (Fig. 4.7c), muestra un centro de masa (400 mg/l) localizado entre las estaciones 19 y 19b a una

profundidad de entre 2 m y 4 m. En el resto del perfil, las concentraciones varían entre 200 y 300 mg/l, siendo de 100 mg/l a los 10 m de profundidad.

La "Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA-1994, Salud Ambiental, agua para uso y consumo humano-Límites permisibles de calidad y tratamiento a que debe someterse el agua para su potabilización", establece una concentración límite permisible para sodio de 200 mg/l. En el 41% de los casos, este parámetro rebasa el límite permisible en una relación de 1.65 veces, para diferentes tiempos y profundidades, según se observa en las secciones.

4.4.4.- Calcio (Ca^{++})

La figura 4.8a muestra la distribución de Ca^{++} para 1993, en la cual se distinguen dos centros de masa con una concentración de 70 mg/l a 4 m y 14 m de profundidad, el primero de ellos se localiza entre las estaciones EP19 y EP20, mientras que el segundo, se localiza abajo del canal.

En la figura 4.8b se muestra el perfil de isoconcentraciones correspondiente al año de 1994 en el que se distingue una zona donde se incrementa la concentración de Ca^{++} a una profundidad de 2 m abajo del canal con una concentración de 50 mg/l y en el resto de la sección, las concentraciones disminuyen hasta 5-10 mg/l hacia la superficie y hacia la base del acuitardo.

En 1996 (Fig. 4.8c), la concentración de Ca^{++} disminuye progresivamente con la profundidad desde 80-90 mg/l a una profundidad de entre 2 m y 4 m, hasta 20 mg/l en la base del acuitardo.

4.4.5.- Magnesio (Mg^{++})

La figura 4.9a muestra las isoconcentraciones de Mg^{++} en el año de 1993, en ella se aprecian dos centros de masa, los cuales se encuentran localizados entre la

estación 19 y 20 a profundidades de 4 m y 8 m con valores de 220 mg/l y 300 mg/l respectivamente. A partir de estos centros de masa, las concentraciones disminuyen radialmente hasta 50 mg/l.

En la figura 4.9b se observan las isoconcentraciones en el año de 1994, la distribución Mg^{++} muestra un centro de masa (210 mg/l) abajo de la estación 19 a una profundidad de 10 m, y otro, de 90 mg/l a 6 m de profundidad. Los valores mínimos de 50 mg/l se observan hacia la superficie y la base del acuitardo.

En 1996 (Fig. 4.9c), se aprecian dos centros de masa, el primero (240 mg/l) localizado inmediatamente abajo del canal a una profundidad de 2 m, y el segundo (150 mg/l) ampliamente distribuido entre las estaciones 19 y 21 a una profundidad de 10 m.

4.4.6.- Manganeso (Mn^{++})

En la figura 4.10a se tiene los valores de Mn^{++} para 1993, en esta sección se aprecia un centro de masa (0.05 mg/l), ubicado abajo del canal a una profundidad de 10 m. Alrededor de este centro las concentraciones disminuyen hasta 0.01 hacia la superficie y 0.02 a 12 m, a partir de este lugar, las concentraciones se incrementan nuevamente hacia la base del acuitardo, hasta un valor de 0.08 mg/l también abajo del canal.

La figura 4.10b muestra la configuración para 1994 en donde se pueden apreciar dos centros de masa, el primero abajo del canal a 6 m de profundidad con concentración máxima de 0.20 mg/l y el segundo a 8 m entre las estaciones EP19b y EP20 con valor máximo de 0.12 mg/l. Los valores se incrementan hacia la zona ubicada debajo de la estación 19b donde se aprecian los valores más altos, llegando a ser entre los 4 y 6 m de hasta 0.32 mg/l.

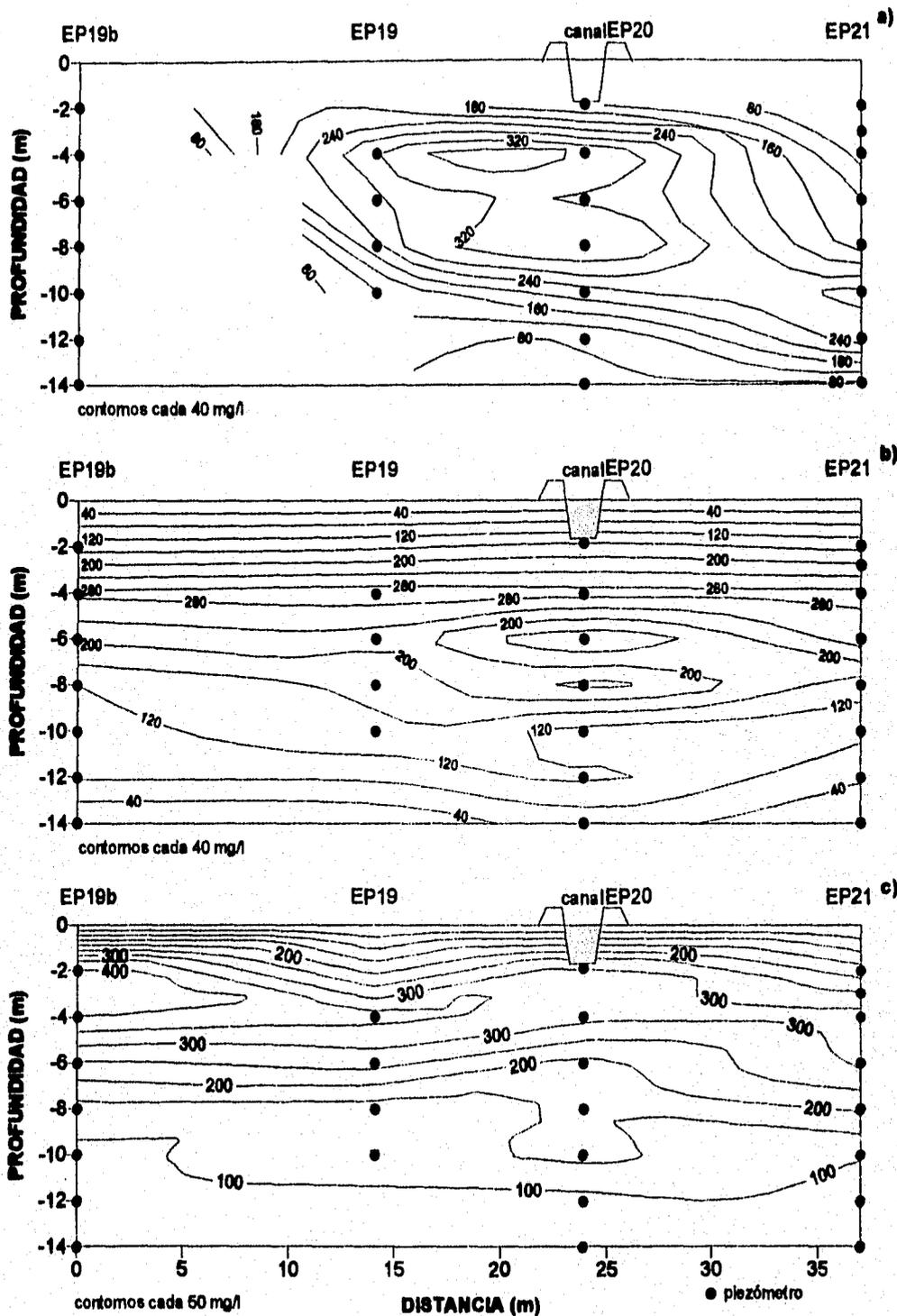
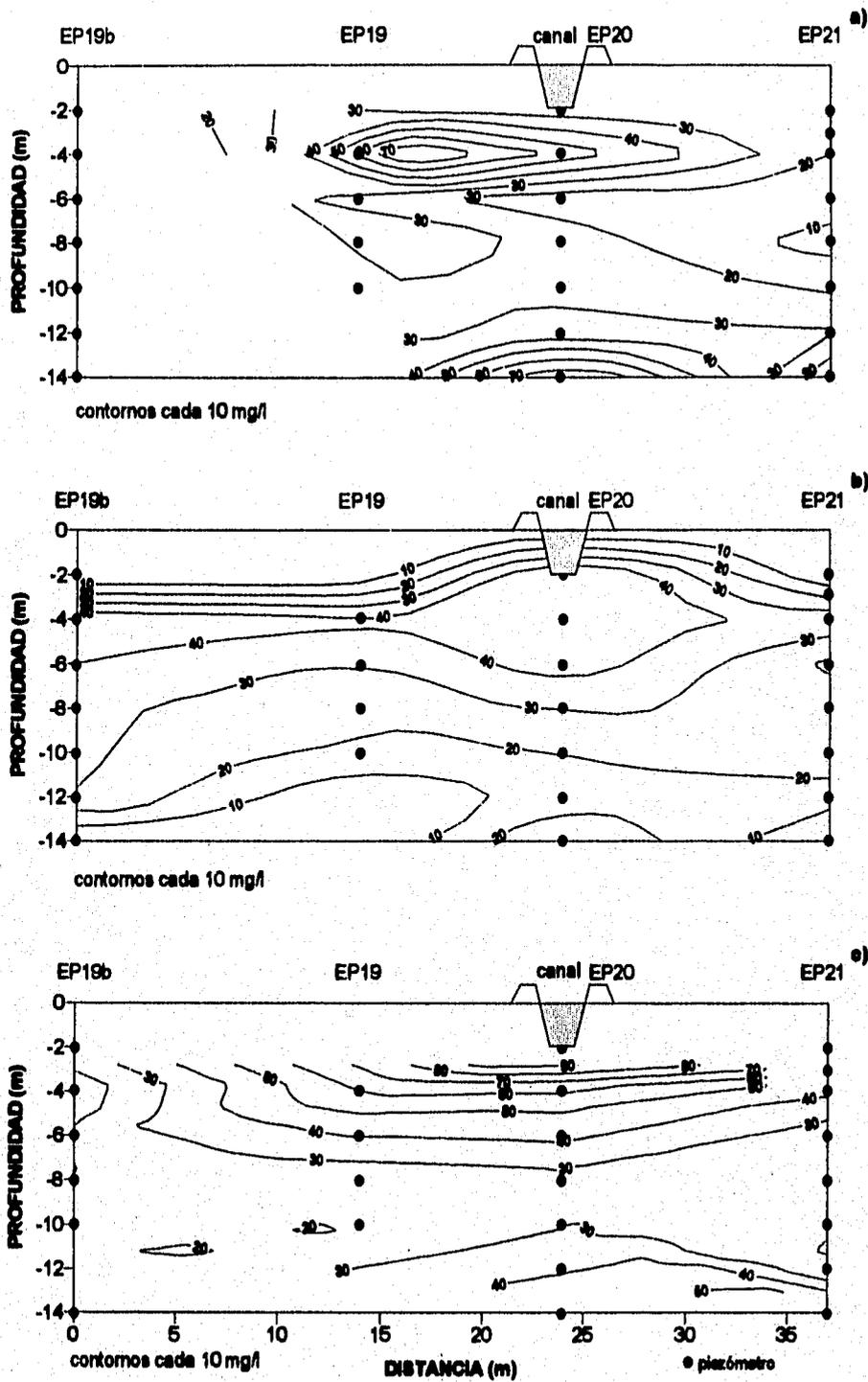


Fig. 4.7 Isoconcentraciones de Sodio (Na^+)

a) 1993

b) 1994

c) 1996



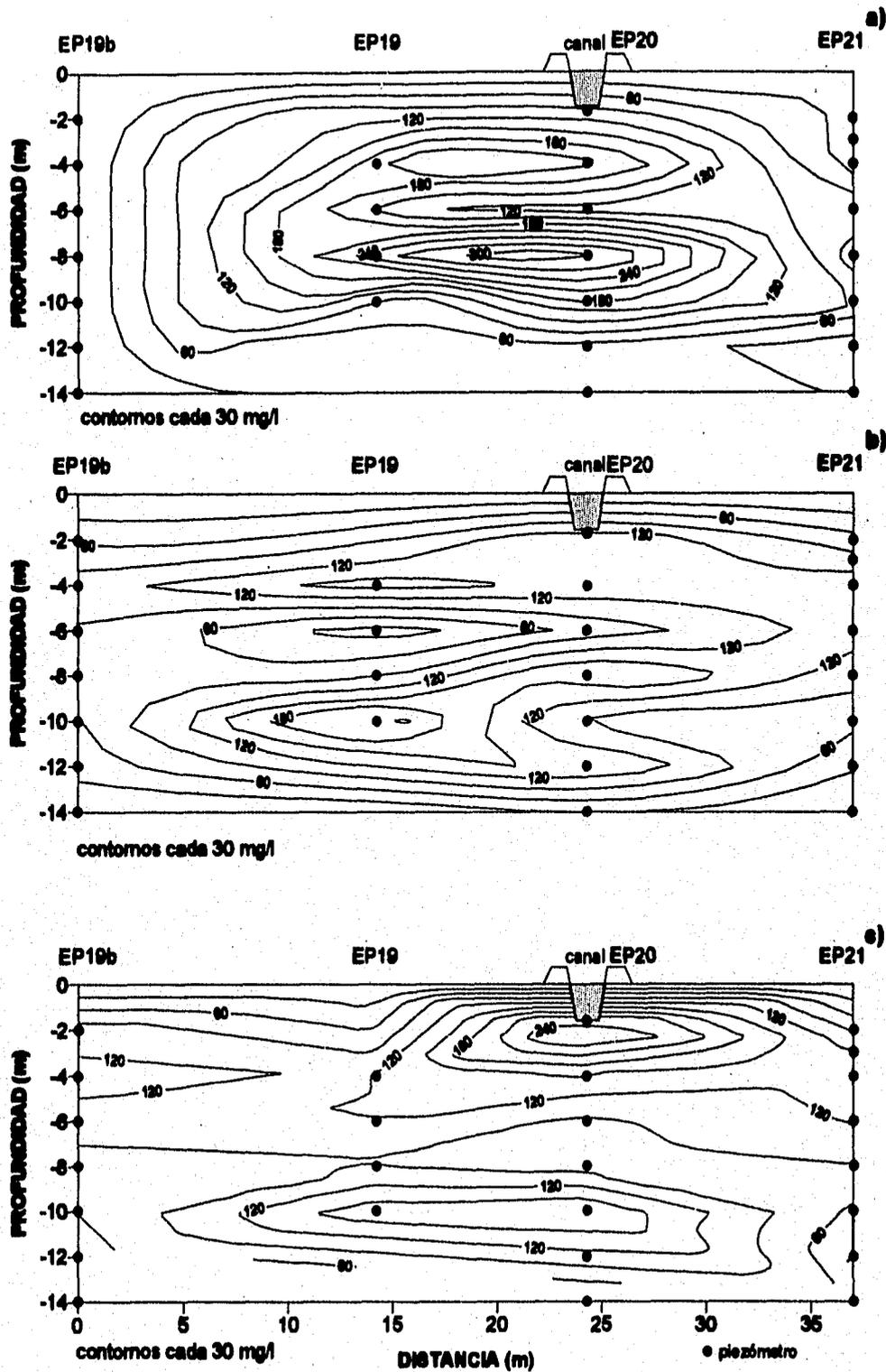


Fig. 4.9 Isoconcentraciones de Magnesio (Mg^{++})

- a) 1993
- b) 1994
- c) 1996

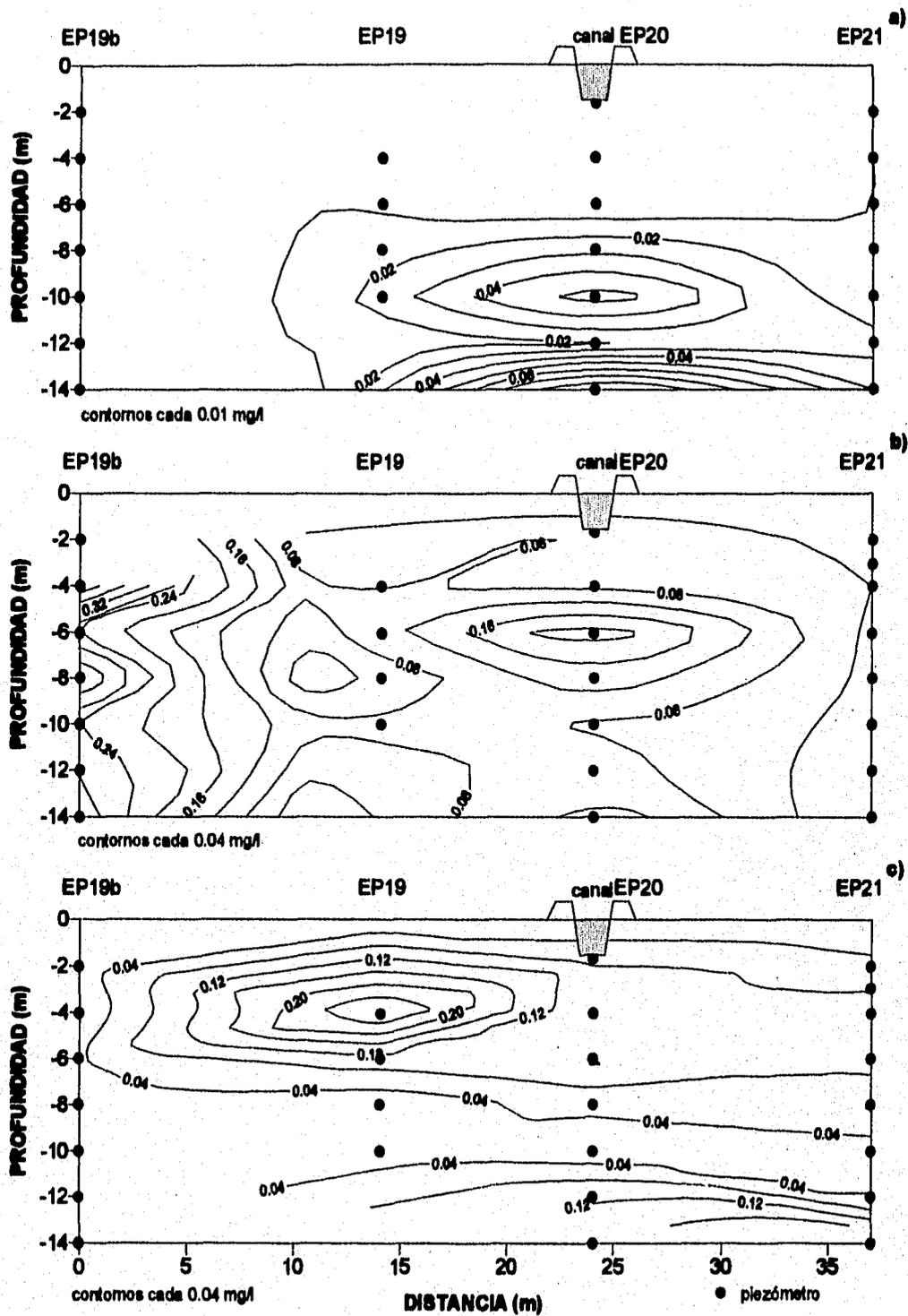


Fig. 4.10 Isoconcentraciones de Manganeso (Mn^{++})

- a) 1993
- b) 1994
- c) 1995

En la figura 4.10c se muestra la configuración de Mn^{++} para valores de 1996, en la cual se aprecia un centro de masa ubicado en la estación 19 a una profundidad de 4 m con una concentración de 0.24 mg/l. A partir de este centro, la concentración disminuye en forma radial hasta llegar a valores de 0.04 tanto en la zona ubicada entre las estaciones 20 y 21, como en la superficie y en la base del acuitardo.

La "Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA-1994, Salud Ambiental, agua para uso y consumo humano-Límites permisibles de calidad y tratamiento a que debe someterse el agua para su potabilización", establece un valor límite permisible para manganeso de 0.15 mg/l. El 19% de las muestras rebasan la concentración límite de la norma en diferentes períodos, con una proporción de 2.8.

4.4.7.- Cloruro (Cl^-)

Los valores de Cl^- en 1993 (Fig. 4.11a) muestran un centro de masa entre los 6 m entre las estaciones 19 y 20, con una concentración de 80 mg/l, notándose una disminución radial en la concentración hasta llegar a un valor mínimo de 20 mg/l. En 1994 (Fig. 4.11b) se observan dos centros de masa, el primero a 4 m de profundidad, localizado abajo de la estación 19b, con una concentración de 160 mg/l y el segundo a 10 m de profundidad entre las estaciones 19 y 20 con una concentración de 90 mg/l, en ambos casos, las concentraciones disminuyen en forma radial, hasta llegar a un valor mínimo de 30 mg/l. En 1996 se definen dos centros de masa, el primero en el sitio 20 a una profundidad de 4 m y concentración de 90 mg/l y el segundo a 2 m de profundidad con un valor máximo de concentración de 150 mg/l. Los mínimos valores de concentración se observan distribuidos en todo lo largo de la sección a partir de los 7 metros los cuales presentan valores de 30 mg/l (Fig. 4.11c).

La "Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA-1994, Salud Ambiental, agua para uso y consumo humano-Límites permisibles de calidad y tratamiento a que debe someterse el agua para su potabilización", establece un valor límite permisible para

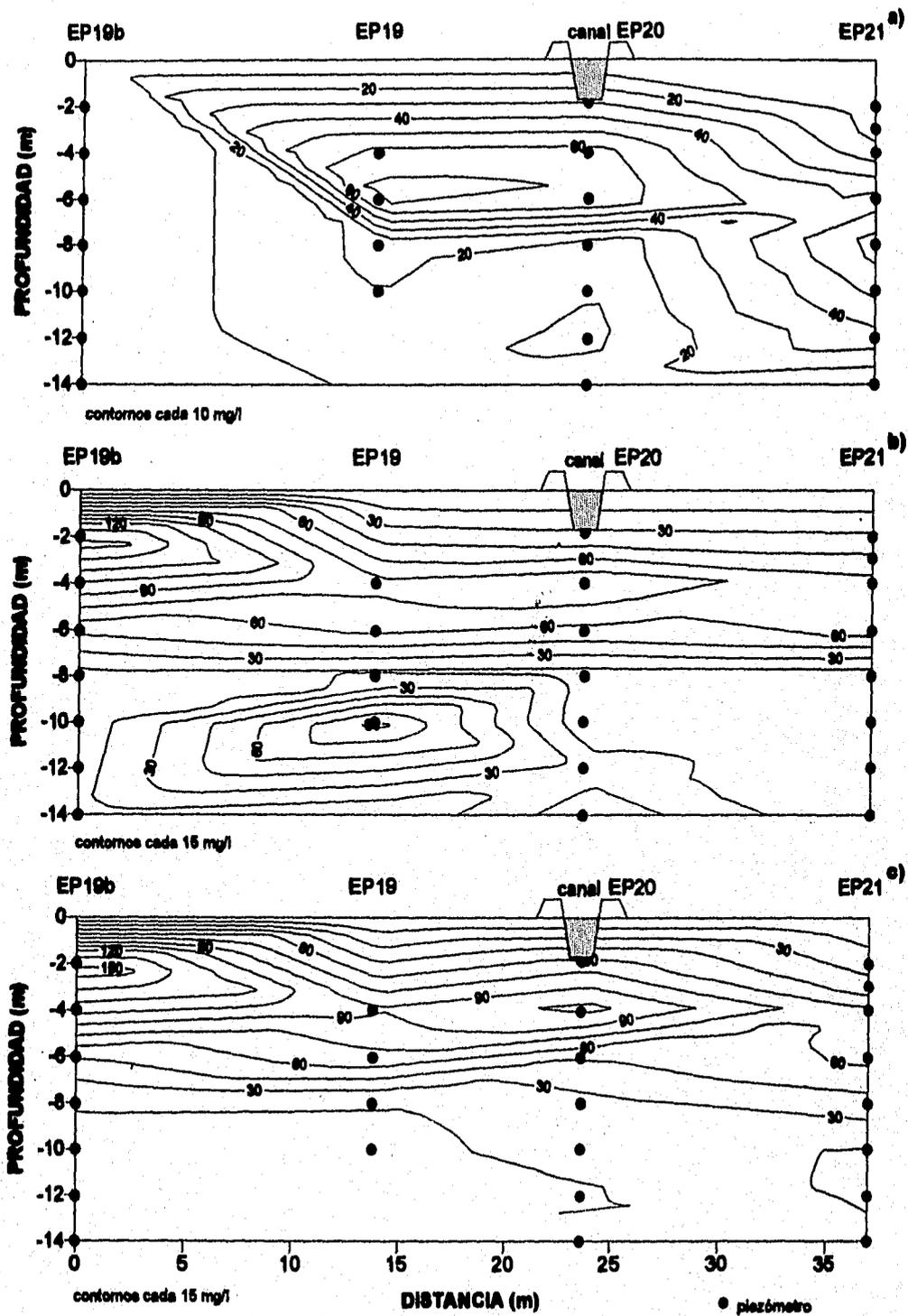


Fig. 4.11 Isoconcentraciones de Cloruro (Cl⁻)

- a) 1993
- b) 1994
- c) 1996

cloruros (como Cl^-) de 250 mg/l. Este parámetro no rebasa el límite de la norma en ninguna etapa del muestreo.

4.4.8.- Bicarbonatos (HCO_3^-)

Los valores de igual concentración de HCO_3^- en el año de 1993, se muestran en la figura 4.12a en la cual se aprecian dos centros de masa localizados abajo del canal a profundidades de 4 m y 8 m con concentraciones de 2200 mg/l y 2600 mg/l respectivamente. A partir de estos centros, las concentraciones disminuyen en dirección radial, hasta llegar a valores de 600 mg/l.

En 1994, se aprecia únicamente un centro de masa localizado entre las estaciones 19 y 20 a una profundidad de 10 m y un valor máximo de 1300 mg/l (Fig. 4.12b).

El perfil de isoconcentraciones de 1996, muestra la presencia de dos centros de masa, ambos localizados en el sitio 20, el primero a una profundidad de 2 m con un valor máximo de 1800 mg/l y el segundo a 10 m de profundidad con una máxima concentración de 1200 mg/l (Fig. 4.12c). A partir de estos centros, las concentraciones disminuyen en forma radial hasta llegar a valores de 600 mg/l en la base del acuitardo y de 200 mg/l en la superficie del mismo.

4.4.9.- Sulfatos (SO_4^{2-})

La figura 4.13a muestra los valores de SO_4^{2-} para el año 1993, en esta sección se observa únicamente un centro de masa con una concentración de 50 mg/l, localizado abajo del canal a una profundidad de 6 m. A partir de este centro, la concentración aumenta progresivamente hacia arriba hasta llegar a 200 mg/l en la superficie y disminuyendo hacia abajo hasta 5 mg/l en la base del acuitardo.

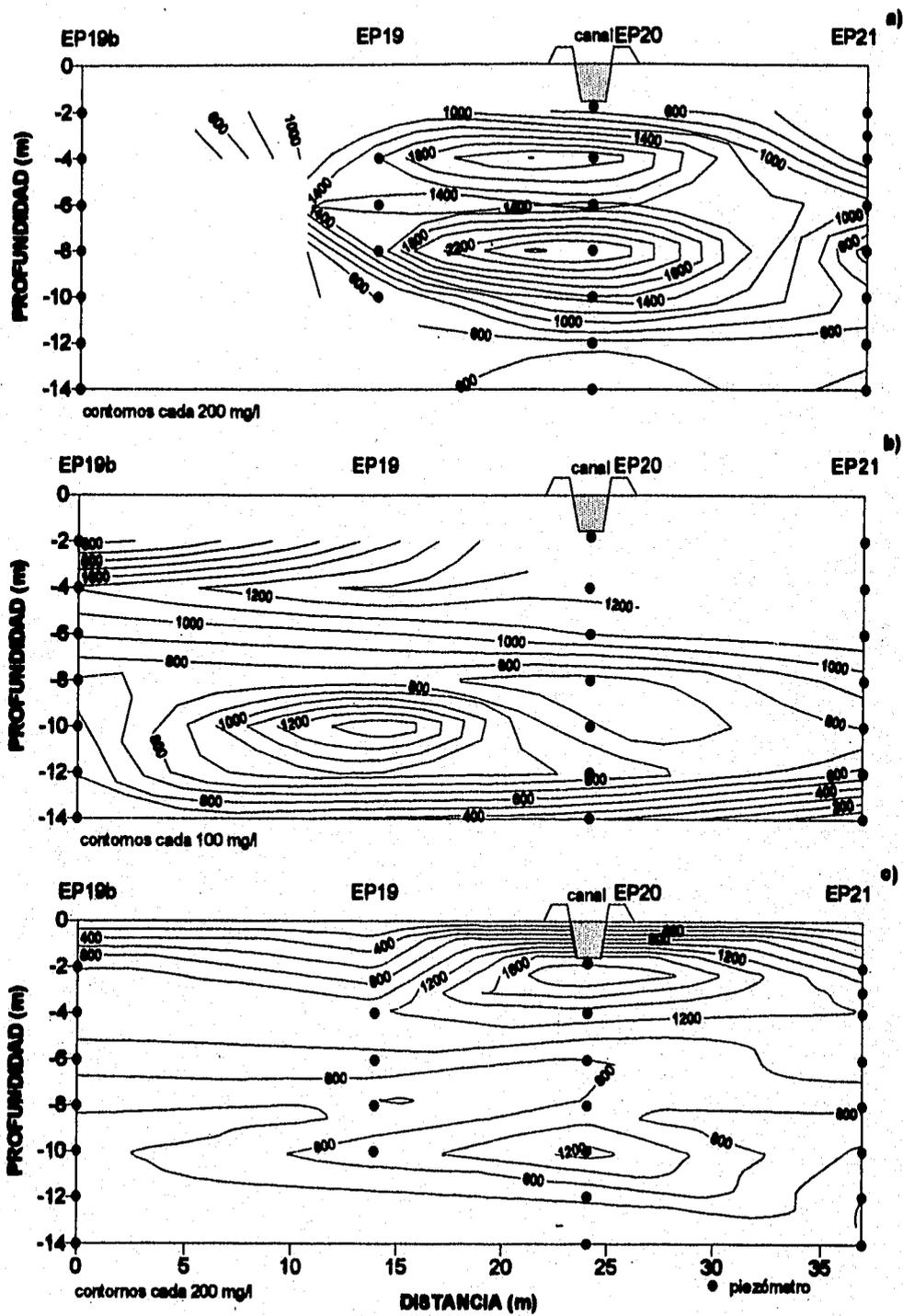


Fig. 4.12 Isoconcentraciones de Bicarbonato (HCO_3^-)

- a) 1993
- b) 1994
- c) 1996

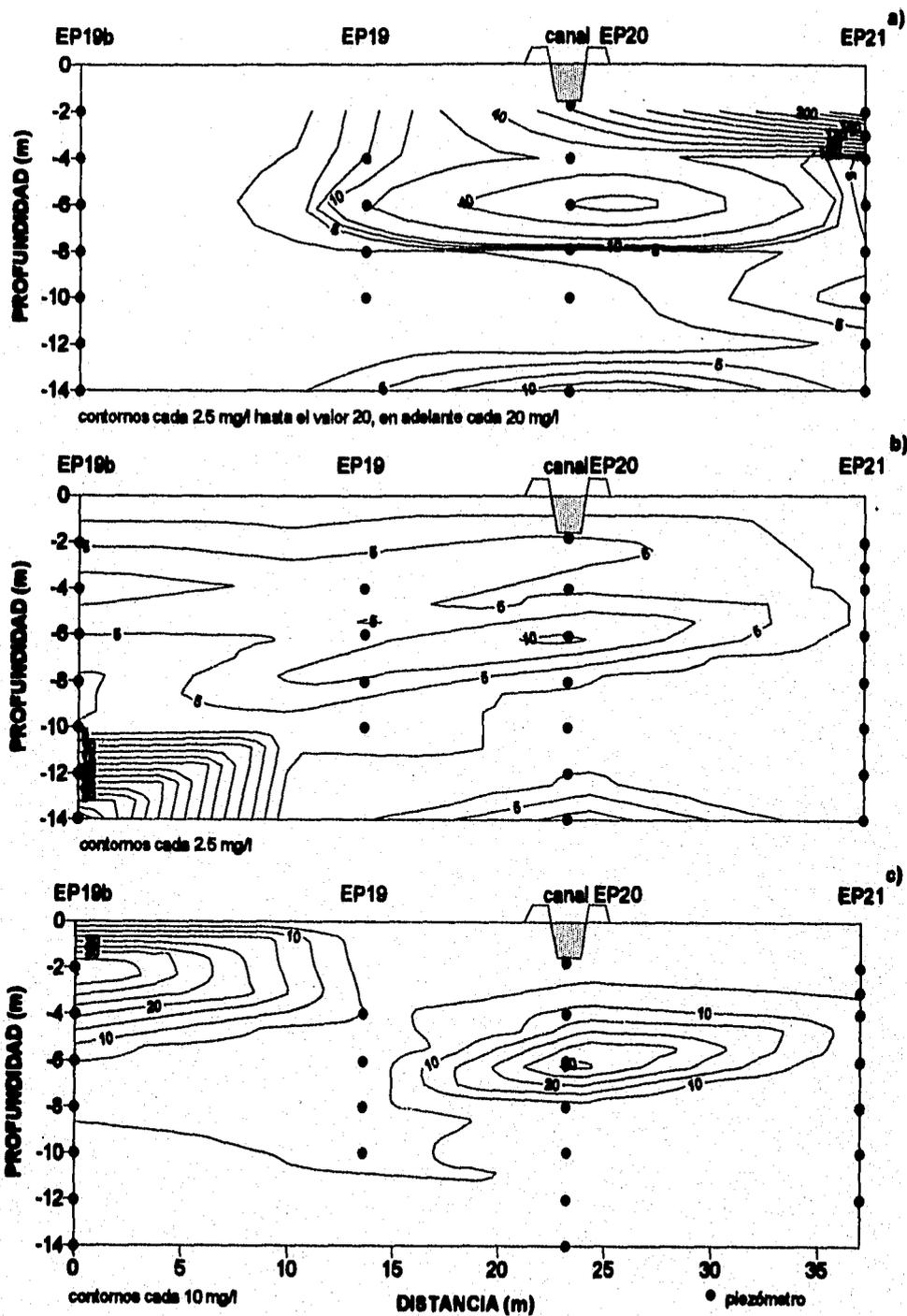


Fig. 4.13 Isoconcentraciones de Sulfato (SO_4^{2-})

- a) 1993
- b) 1994
- c) 1998

Para 1994 (Fig. 4.13b) se tienen dos centros de masa, el primero (8 mg/l) a 6 m de profundidad abajo del canal, y el segundo (20 mg/l) a 14 m de profundidad abajo de la EP19b. A partir de este punto, disminuye en forma radial hasta la superficie y la base del acuitardo y desde la estación 19 hasta la 21 llegando a tener un valor mínimo de 5 mg/l. Otra zona diferenciable es la ubicada abajo de la estación 19b donde se tiene un incremento de valores hacia la base del acuitardo, llegando a ser de hasta 37.5 mg/l.

En 1996, se observan dos centros de masa, el primero localizado en la estación 20 a una profundidad de 6 m y un máximo valor de concentración de 30 mg/l, esta concentración disminuye en forma radial hasta llegar a valer 5 mg/l, el segundo (35 mg/l) ubicado en la estación 19b a una profundidad de 2 m (Fig. 4.13c) presenta una distribución similar y el valor mínimo es el mismo.

La "Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA-1994, Salud Ambiental, agua para uso y consumo humano-Límites permisibles de calidad y tratamiento a que debe someterse el agua para su potabilización", establece un valor límite permisible para sulfatos (como SO_4^{2-}) de 400 mg/l. Este parámetro no rebasa el límite de la norma en ninguna etapa de muestreo.

A partir del análisis de la distribución de los centros de masa para los diferentes compuestos inorgánicos entre 1993 y 1996 puede destacarse que la posición de los centros de masa están desplazados de un año a otro y muestran una variación importante en sus concentraciones. Esto sugiere una gran actividad en la migración de estos compuestos y una entrada de contaminantes al acuitardo de tipo intermitente.

Un lugar donde se puede apreciar el contraste entre los primeros 20 m y la zona de mayor profundidad del acuitardo, es una estación piezométrica en Chalco, donde el espesor es de 56 m. Este sitio fue estudiado originalmente por Ortega (1993) y más

tarde Zawadzki (1996) realizó estudios adicionales. De estas dos etapas de investigación se tienen dos perfiles de ^{18}O (Fig. 4.14), uno en 1991 y otro en 1995 donde se observa una variación importante en las concentraciones de ^{18}O de un muestreo con respecto a otro en los primeros 20 m de profundidad. El flujo de agua y de solutos es muy activo en esta profundidad, lo cual, es debido a la presencia de fracturas. Abajo de los 20 m, ambos perfiles presentan un comportamiento muy semejante a aquellos horizontes del acuitardo donde aparentemente no existen fracturas. Esto muestra que la gran dinámica de migración de solutos es en los primeros 20 m de espesor del acuitardo regional.

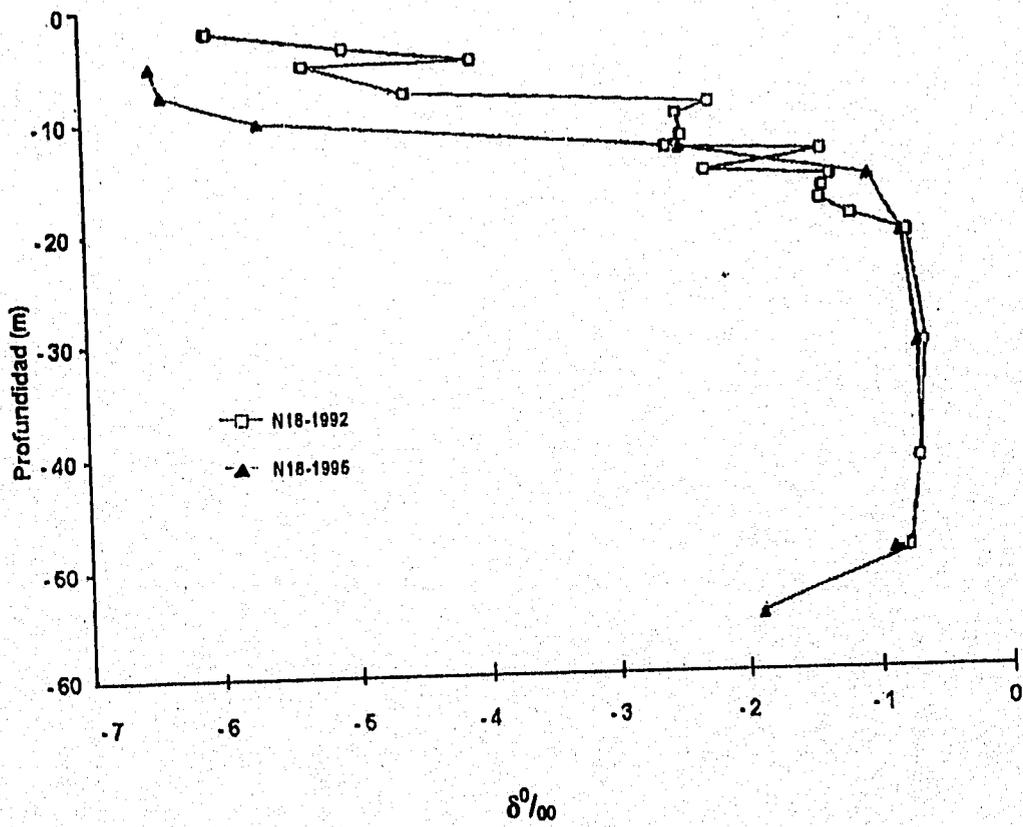


Fig. 4.14 Perfiles de ^{18}O en la estación N18 de Chalco (Zawadzki, 1996)

4.5.- Modelo conceptual de transporte de contaminantes inorgánicos.

De la descripción de la distribución de los diferentes contaminantes inorgánicos presentada anteriormente, pueden destacarse los siguientes aspectos:

-La gran variación de las concentraciones en el acuitardo de un año a otro indica la importante actividad hidráulica existente, este comportamiento difiere de lo que podría esperarse en un medio granular arcillosos de baja permeabilidad. Esta gran actividad se ha asociado a la presencia de fracturas hidráulicamente activas en los primeros 20-25 m del acuitardo en Chalco (Ortega, 1993; Vargas, 1995 y Ramírez, 1995). Una situación similar se ha observado también en el acuitardo de Texcoco (Rudolph, 1991 y Pitre, 1994).

-Ortega (1993) concluyó que el flujo y transporte de solutos naturales en esta zona del acuitardo está controlada por fracturas. Este autor reporta que el espaciamiento entre fracturas, que mejor reproduce los perfiles de solutos no reactivos e isótopos ambientales de campo a través de simulaciones numéricas, varía entre 1m y 1.5 m con aperturas del orden de 30-50 μm . Resultados similares fueron obtenidos en el acuitardo de Texcoco (Rudolph, 1991 y Pitre, 1994).

-Para la zona de estudio, con base en lo mostrado anteriormente, los valores pequeños del gradiente hidráulico en los primeros 8 m del acuitardo a lo largo de la sección y valores altos de conductividad hidráulica, están seguramente asociados a la presencia de alta densidad de fracturas hidráulicamente activas; debajo de esta profundidad, entre los 10m y los 14 m existe menor densidad de fracturamiento.

-Otra evidencia que confirma la gran actividad hidráulica del acuitardo en la zona de estudio, es el hecho de que no se detectó la presencia de tritio (trazador radioactivo ambiental) en el sitio ubicado abajo del canal (EP20), donde el pico de concentración

de este isótopo ya atravesó todo el espesor del acuitardo. Considerando el tiempo de inversión del gradiente hidráulico y la ausencia de este trazador en este sitio, se estimó una velocidad de flujo a través del acuitardo de al menos 0.33 m/a (Cervantes, en preparación).

-En el Apéndice 1 se calculó el intervalo de variación de la velocidad del agua subterránea utilizando la conductividad hidráulica, los gradientes hidráulicos y valores de porosidad comprendidos entre 40% y 80%. El intervalo de variación de la velocidad lineal promedio considerando un medio granular equivalente, es entre 0.005 m/a y 1.02 m/a.

Con base en la distribución de diferentes parámetros hidráulicos, distribución y evolución de compuestos inorgánicos en el subsuelo resultado de este trabajo, además de los resultados obtenidos a través del análisis de flujo y migración de solutos realizados por Ortega (1993) y otros estudios similares en materiales arcillosos en países como Canadá y Estados Unidos (D'Astous, 1989 y McKay, 1991) se propone un modelo conceptual de flujo y transporte en fracturas para la zona del canal y sus inmediaciones (Fig. 4.15). En esta figura se presenta un esquema donde se pueden apreciar los detalles del sitio de estudio como son: la localización de las estaciones piezométricas con respecto a la autopista, el canal de desagüe de aguas pluviales que corre paralelamente a la autopista, la industria más cercana al sitio, el canal de aguas residuales y la zona de riego. De acuerdo con el modelo de D'Austus modificado por McKay (1991), la densidad de fracturas disminuye logarítmicamente con la profundidad (Fig. 4.16). Bajo este esquema, el acuitardo lacustre en la zona de estudio presentaría fracturas verticales, paralelas entre sí, las cuales se encontrarían distribuidas con alta densidad en los primeros 8-10 m del acuitardo, lo cual es consistente con las características de permeabilidad, carga y gradiente hidráulico en el área, y en menor densidad a mayor profundidad hasta la base del acuitardo.

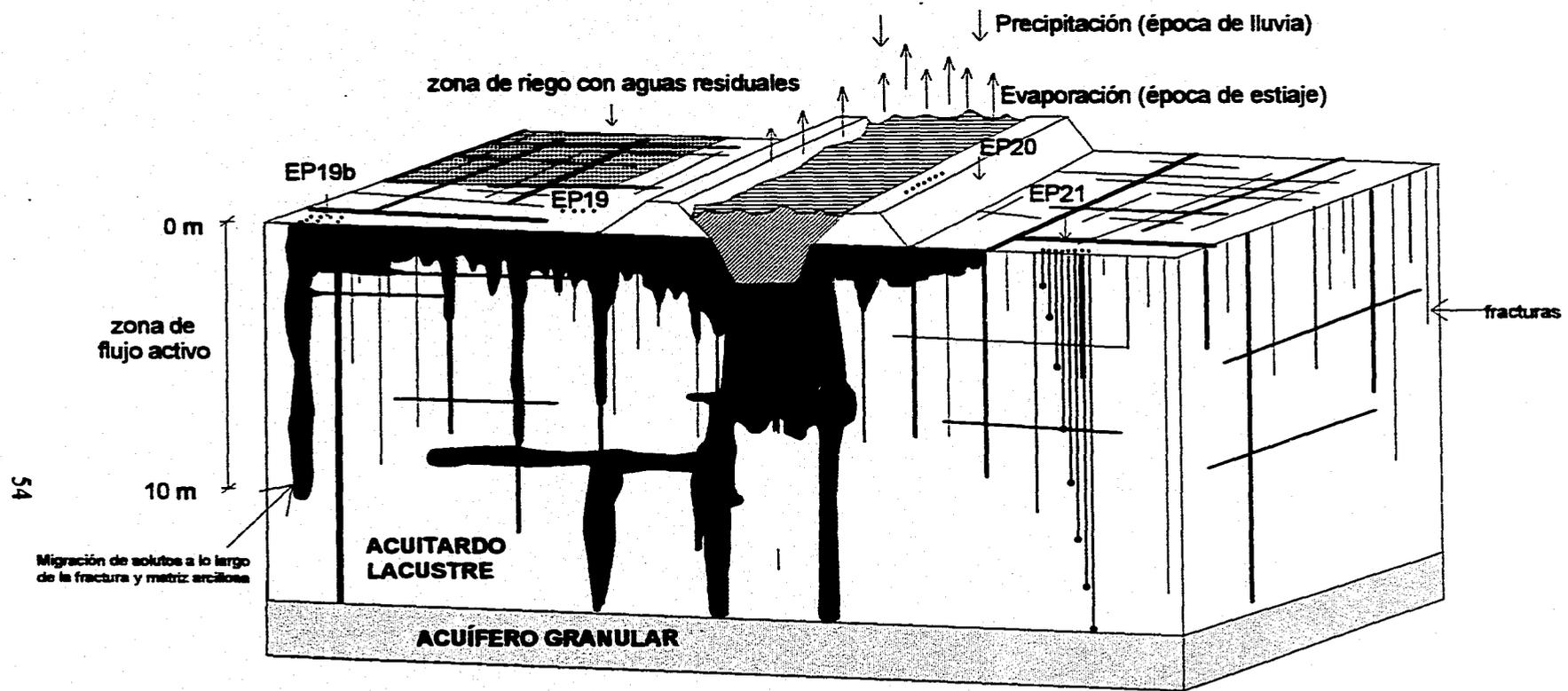


Fig. 4.15 Modelo conceptual de transporte de contaminantes inorgánicos

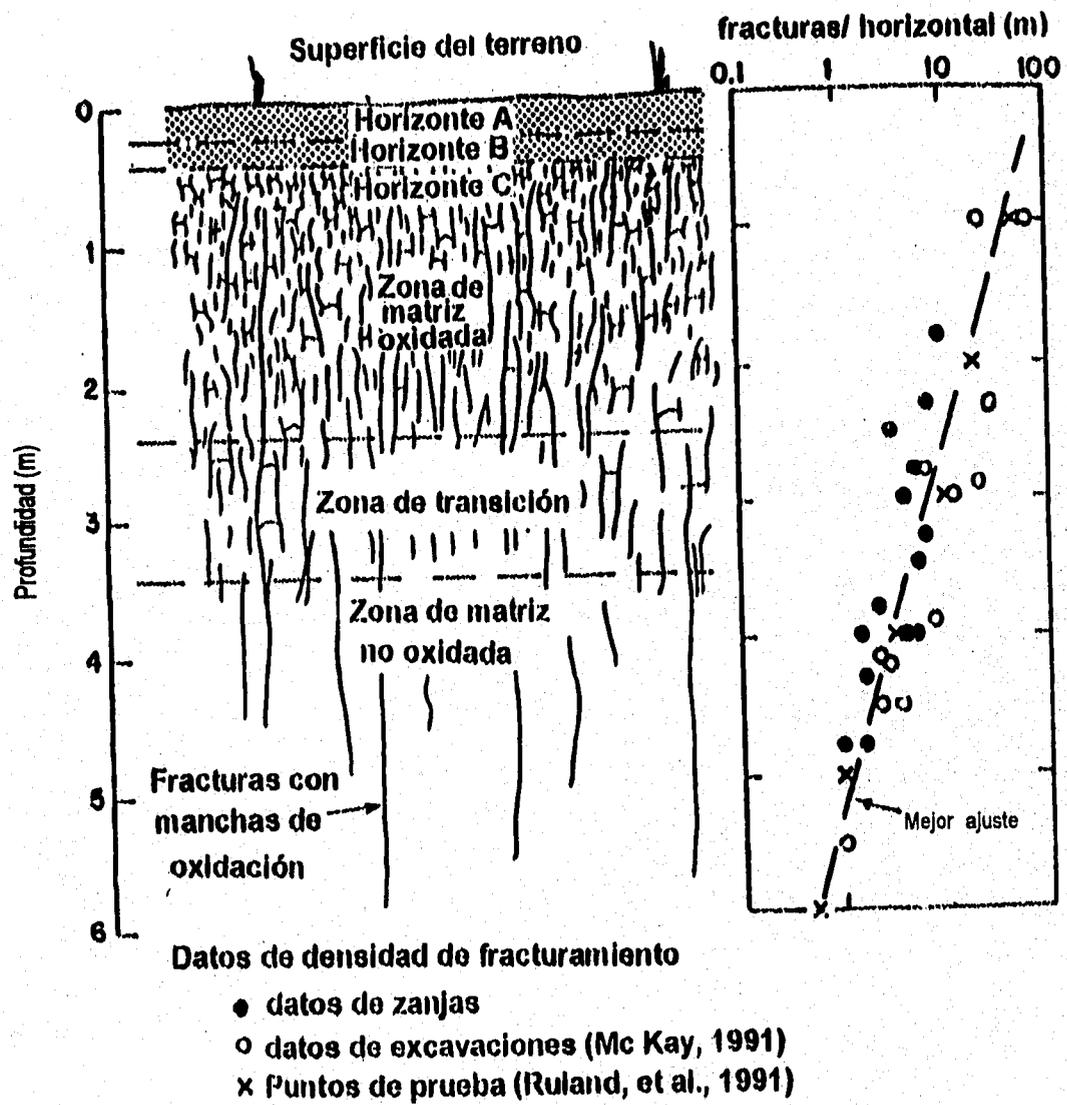


Fig. 4.16 Modelo de densidad de fracturas verticales, tomado de McKay (1991)

En este modelo conceptual, los solutos que ingresan por el canal, son transportados por advección a lo largo de las fracturas, además de existir una migración hacia la matriz porosa como resultado de la difusión molecular (Sudicky *et al.*, 1983).

De acuerdo con la evolución de los compuestos inorgánicos en el tiempo y espacio presentados en la sección anterior, la entrada de contaminantes debe obedecer a una función intermitente, posiblemente anual, asociada a pulsos periódicos que pueden corresponder a las épocas de estiaje (cuando existe una mayor concentración de soluto debido a diversos factores como son la evaporación, la falta de aporte de agua meteórica, etc.) y a las épocas de lluvia (donde existe una importante dilución del agua residual); estas condiciones se analizarán en la sección 4.6 "Análisis numérico de transporte de compuestos inorgánicos".

Por otro lado, se tiene la existencia de entradas de contaminantes por riego, los cuales pueden representar aportes importantes que influyen en los sitios 19 y 19b. Existe también agua de lluvia proveniente del desagüe de la autopista, la cual fluye hacia el canal recolector que corre paralelo y provoca efectos de dilución en el agua subterránea principalmente en la EP21(Fig. 4.17).

Con el fin de probar el modelo conceptual de que el sistema de flujo es muy activo y de analizar las características de concentración en la fuente, se llevó a cabo una modelación matemática unidimensional del proceso de migración de los compuestos inorgánicos en el sitio abajo del canal (EP20), considerando que se trata de un medio granular equivalente ya que modelos disponibles para medios fracturados no presentan la opción de manejar condiciones de frontera variables en la fuente.

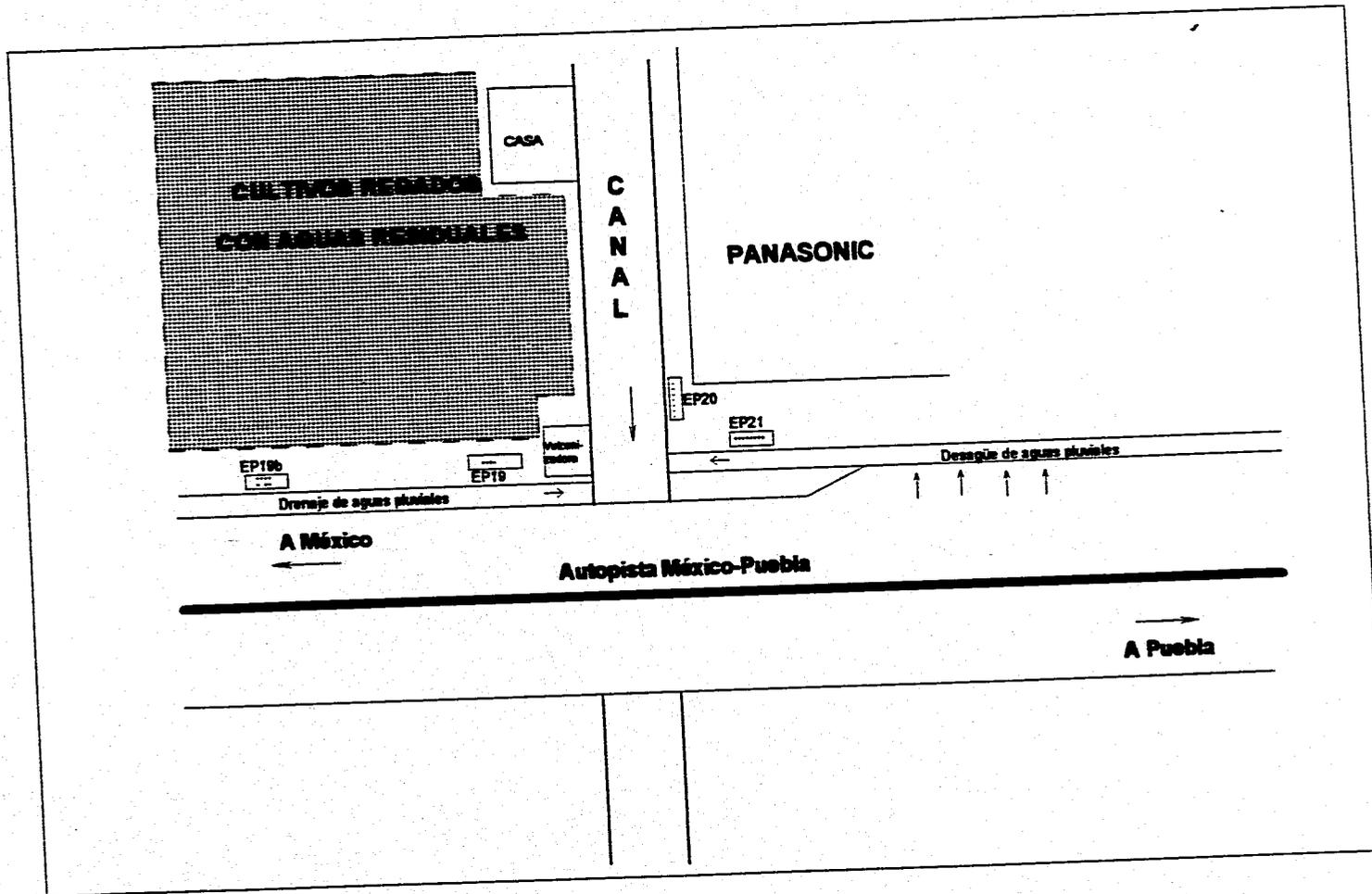


Fig. 4.17 Detalles del sitio de estudio.

4.6.- Análisis numérico de transporte de compuestos inorgánicos.

4.6.1.- Parámetros y condiciones de frontera.

Los parámetros involucrados en la solución analítica y que alimentan al modelo son la velocidad (v), dispersividad (α), coeficiente de difusión efectiva (D'), factor de retardo (R), concentración inicial en la fuente (C_0) y su variación en el tiempo $C_0=f(t)$, decaimiento en la fuente (σ), decaimiento del contaminante (λ) y tiempo de simulación (t).

Con base en el análisis de velocidad realizado en el Apéndice 1, se realizaron simulaciones para cuatro velocidades diferentes (0.005, 0.33, 3.3 y 4.0 m/a), la primera como un valor mínimo, obtenida de parámetros hidráulicos, y la segunda obtenida mediante las evidencias de ausencia de tritio en el sitio EP20. La velocidad de 0.33 m/a queda comprendida en el intervalo calculado por métodos hidráulicos (Apéndice 1); sin embargo, de acuerdo con resultados de McKay *et al.* (1993), Ortega (1993) y Keller *et al.* (1989), se encontró que la velocidad del agua subterránea en medios fracturados puede ser uno o dos órdenes de magnitud mayor que la aproximada por la Ley de Darcy, por lo que con fines de análisis del modelado, se estimó una posible variación de un orden de magnitud mayor a la obtenida por la ausencia de tritio, es decir, 3.3 m/a. Esta velocidad es posible considerando que el intervalo máximo de variación (Apéndice 1) fue hasta de 1.02 m/a.

El valor del factor de retardo (R) es igual a uno, ya que el compuesto a modelar fué el cloruro, el cual por ser conservativo no sufre reacciones ni varía con el tiempo, debido a que no existe decaimiento radioactivo $\lambda=0$. El coeficiente de difusión efectiva (D') asignado para todos los casos fue de 1×10^{-10} m²/s y el de dispersividad entre 0.1 y 1.0 m (Ortega, 1993).

La concentración inicial es una de las condiciones desconocidas en el área de estudio y forma parte del análisis numérico. Por tal motivo y con el fin de determinar las condiciones de variación de las concentraciones en la fuente y reproducir los perfiles de campo, se simularon tres casos diferentes: 1) Fuente constante, 2) Pulso y 3) Fuente intermitente.

Para el primer caso, donde se supone una fuente constante, se consideró una concentración normalizada donde $(C/C_0)=1$. En el segundo caso se estimó un pulso de contaminación en la fuente con una duración de un año. Finalmente en el tercer caso, para una fuente intermitente, se consideró la relación de 5 meses de lluvia por 7 de estiaje, de acuerdo a datos climatológicos del área, donde los límites de la concentración C/C_0 varían en un intervalo que tiene como límite superior 1 (cuando existe una concentración máxima en la fuente) y como límite inferior cero (suponiendo que existe una dilución casi completa) todo esto para fines de análisis ya que la variación exacta se desconoce (Fig. 4.18).

Los perfiles a calibrar con los resultados de la modelación son los perfiles de cloruros para los cuatro diferentes años 1991, 1993, 1994 y 1996 en la EP20. En la figura 4.19 se presentan los cuatro perfiles. En el perfil correspondiente al año 1991, se aprecia un pico de concentración a los 4 m de profundidad, con un valor máximo de 90 mg/l, ésta disminuye con la profundidad hasta 10 mg/l a los 14 m. En 1993 podemos observar una concentración máxima de 80 mg/l a 6 m por debajo de la superficie, luego se reduce con la profundidad hasta los 12 m en que se tienen valores de 10 mg/l y a partir de ahí se aprecia un ligero aumento hasta de 20 mg/l a los 14 m de profundidad. En 1993 se presentan los máximos valores a los 4 m, disminuyendo hasta llegar a un valor de cero a los 10 m, e incrementándose el valor hasta llegar a ser de 40 mg/l a los 14 m. En 1996, se tiene el valor de máxima concentración a la misma profundidad (4 m), observándose una disminución en los valores de concentración hasta los 10 m de profundidad, con valores de 20 mg/l.

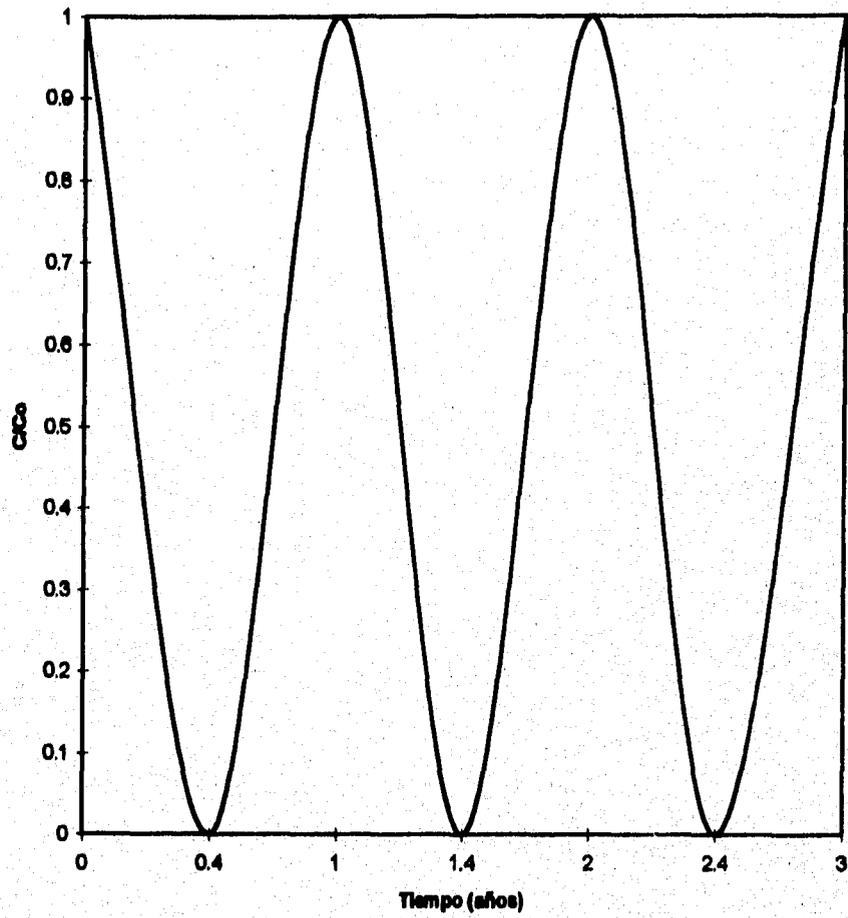


Fig. 4.18 Función de entrada de contaminantes en forma intermitente, (C/C_o vs tiempo).

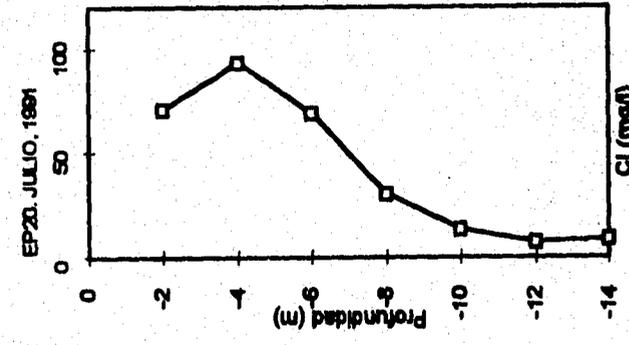
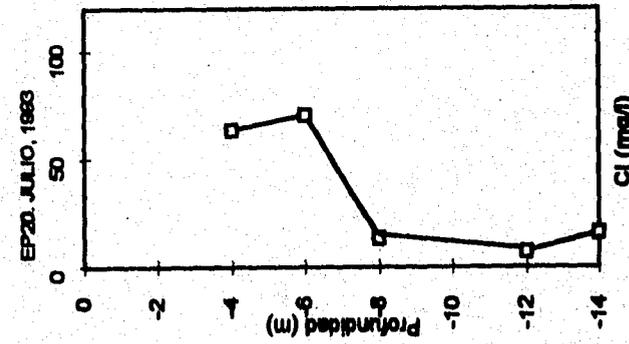
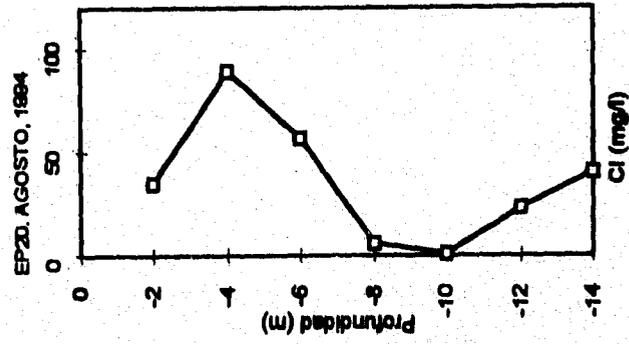
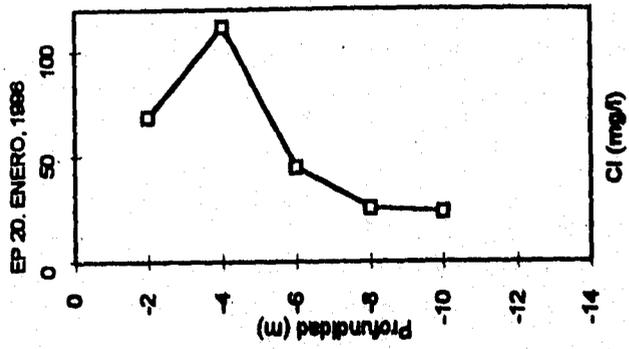


Fig. 4.19. Perfiles de Cloruro para los años de 1981, 1983, 1984 y 1988.

4.6.2.- Resultados de las simulaciones numéricas

Caso 1. Fuente constante.

Las figuras 4.20a-c muestran los resultados de la modelación para $v=0.005$ m/a, $v=0.33$ m/a y $v=3.3$ m/a respectivamente. En esas figuras se define que para las diferentes velocidades existiría un frente de contaminación que avanzaría progresivamente con el tiempo. Estos resultados de la simulación no coinciden con los datos de campo.

Caso 2. Pulso.

En las figuras 4.21a-c se aprecian los resultados de la modelación para $v=0.33$ m/a (Fig. 4.21a) y $v=3.3$ m/a (Figs. 4.21b y 4.21c). En la figuras mencionadas se define que, para las diferentes velocidades existiría una migración vertical de los contaminantes no reactivos, similar a una distribución normal, donde la concentración disminuiría con la profundidad y con el tiempo de migración. Estos resultados de la simulación tampoco coinciden con los perfiles de campo.

Caso 3. Fuente intermitente.

Las figuras 4.22a-c muestran los resultados para las modelaciones con $v=0.33$ m/a (Fig. 4.22a) y $v=3.3$ m/a (Figs. 4.22b y 4.22c). Las tres figuras muestran una distribución senoidal, que se amortigua con la profundidad debido a los procesos de dispersión hidrodinámica. La simulación que mejor reproduce los datos de campo es para la velocidad de 3.3 m/a y la dispersividad de 1 m (Fig. 4.22c). En este caso, la posición del pico de cloruros ubicado a 4 m de profundidad se repite para todos los tiempos de simulación, lo cual es similar a los perfiles medidos en campo entre 1991 y 1996.

Cl
 $v=0.005 \text{ m/a}, \alpha=0.1 \text{ m}$

Concentración (mg/l)

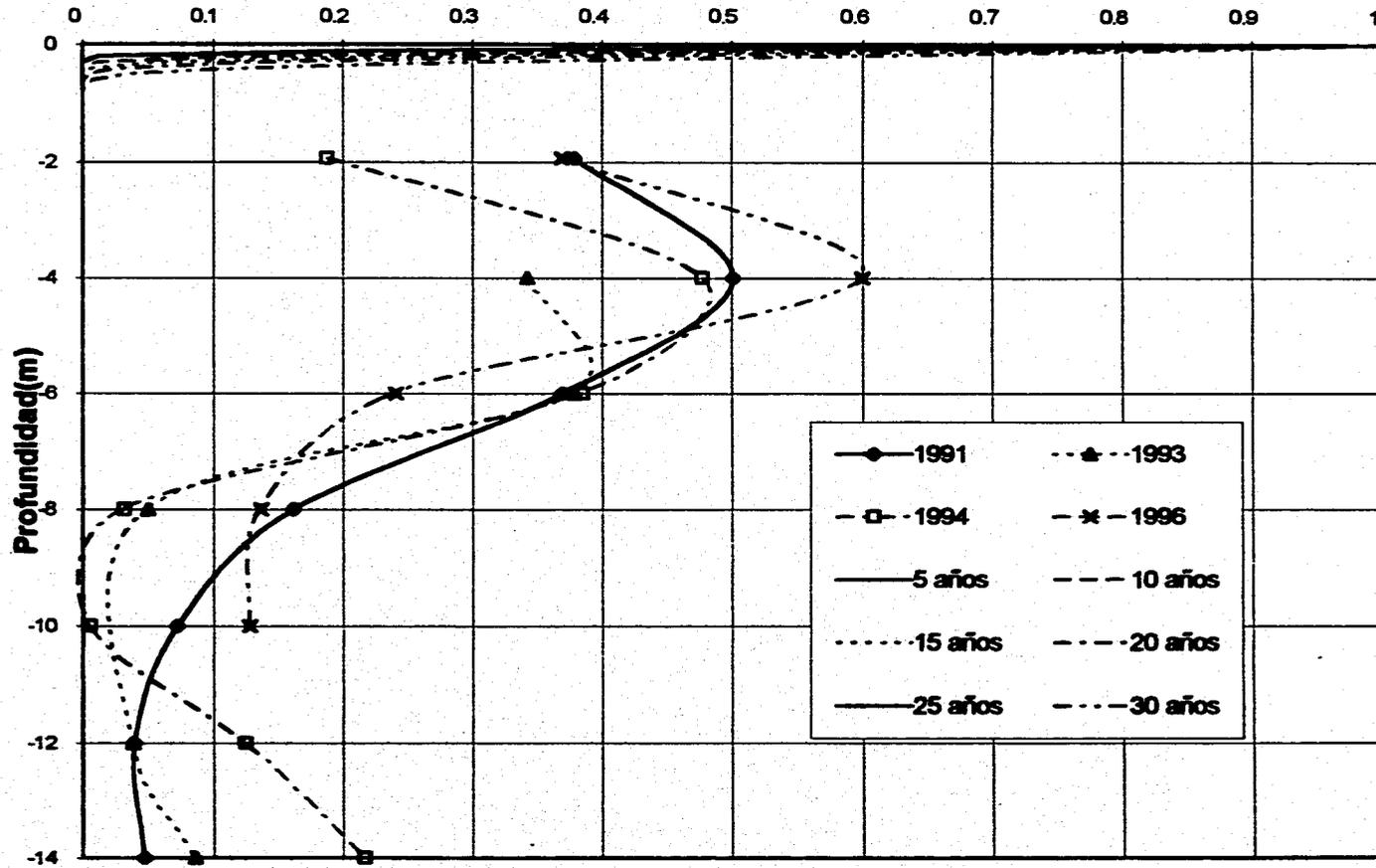


Fig. 4.20a Caso 1, $v=0.005 \text{ m/a}$.

Cl
 $v=0.33 \text{ m/a}$, $\alpha=0.1 \text{ m}$

Concentración (mg/l)

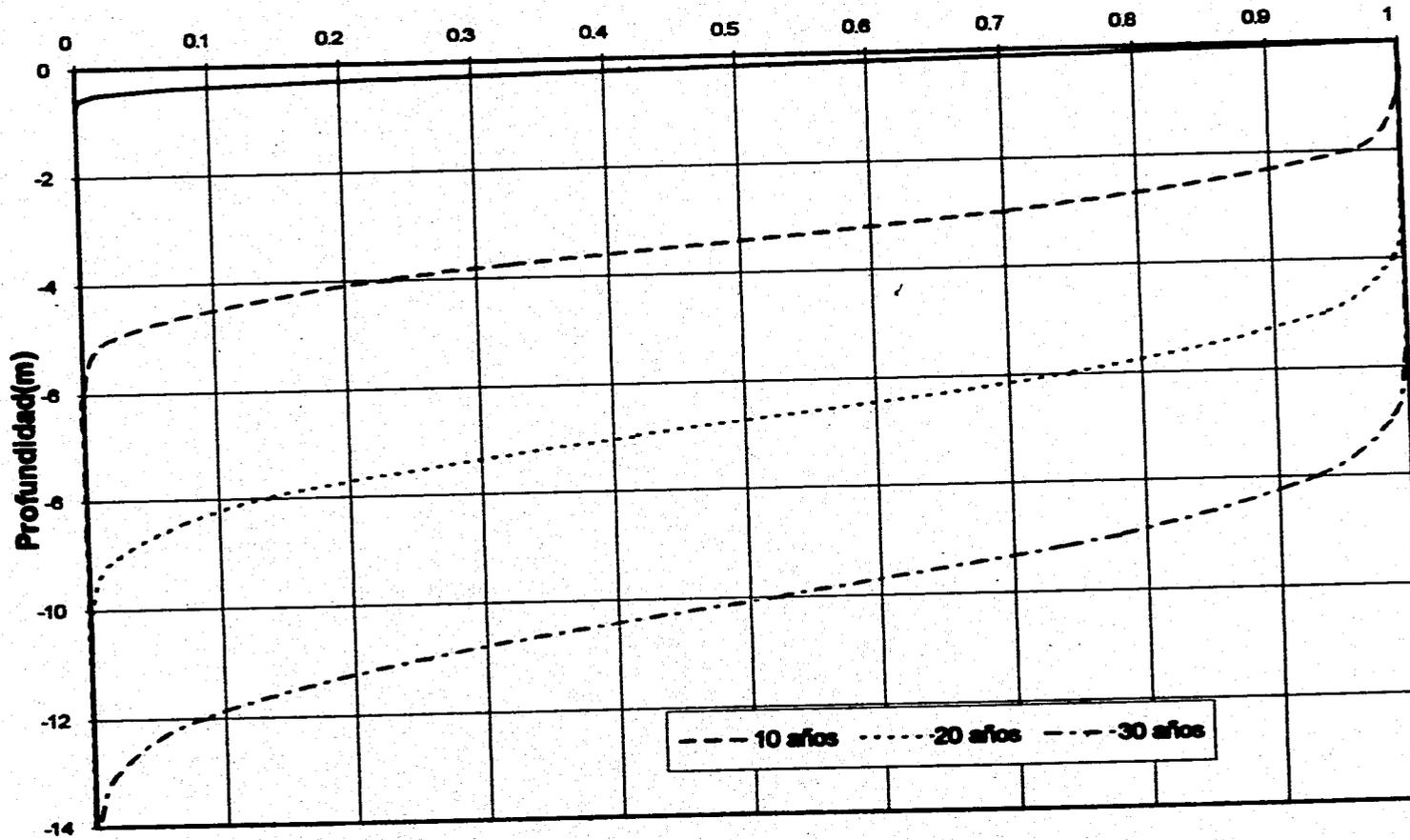


Fig. 4.20b Caso 1, $v=0.33 \text{ m/a}$

Cl
 $v=3.3 \text{ m/a}, \alpha=0.1 \text{ m}$

Concentración (mg/l)

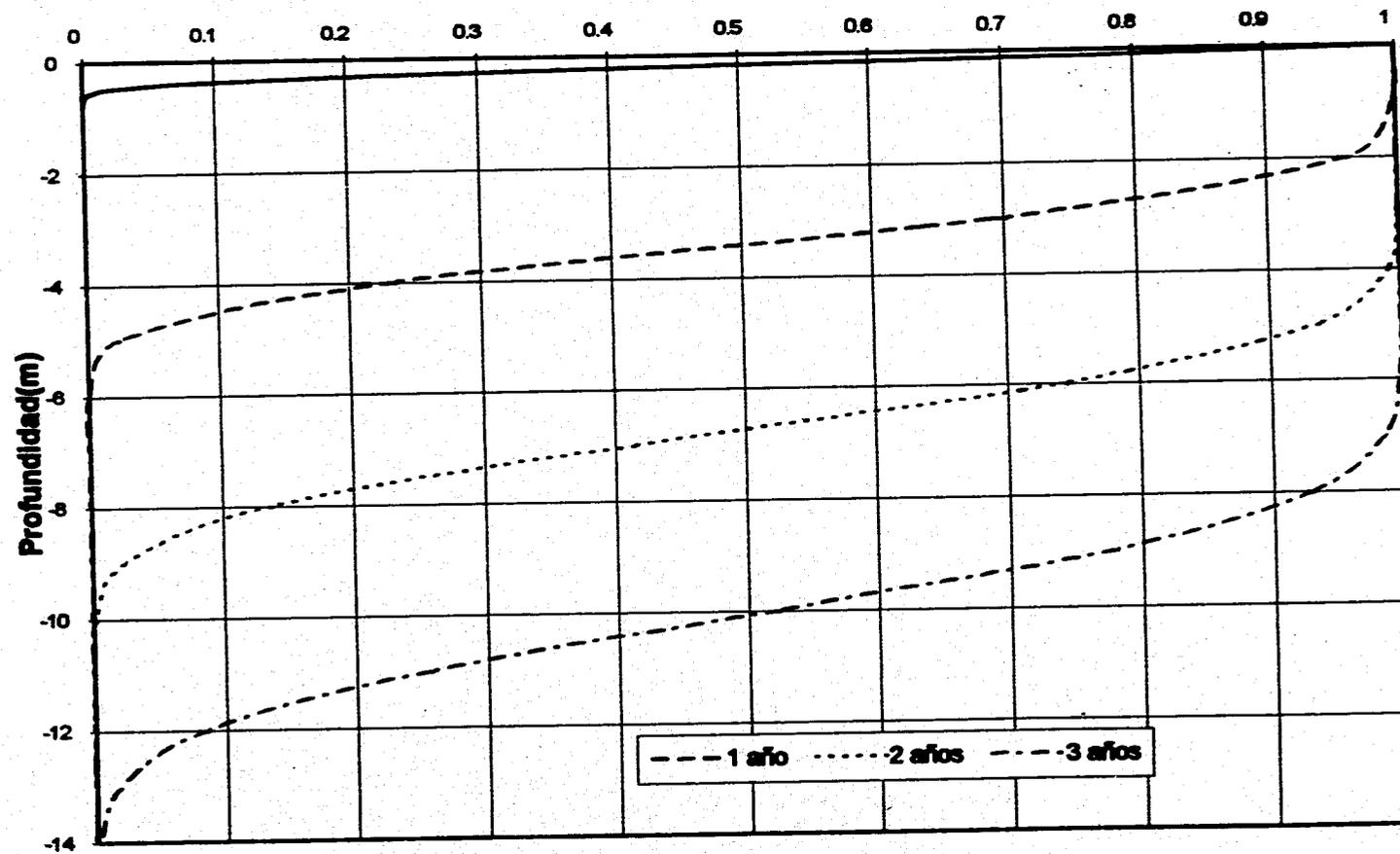


Fig. 4.20c Caso 1, $v=3.3 \text{ m/a}$

Cl
 $v=0.33 \text{ m/a}$, $\alpha=0.1 \text{ m}$

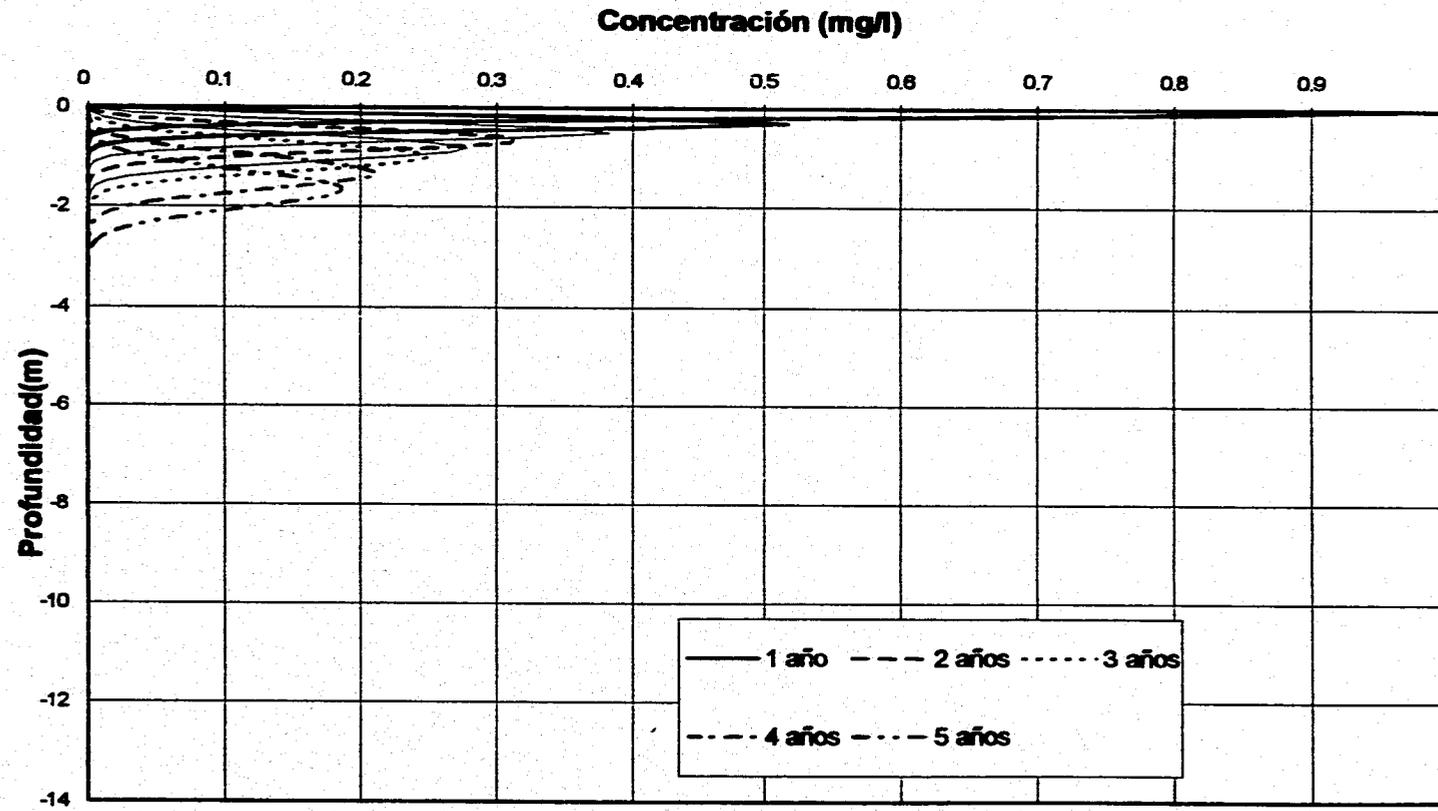
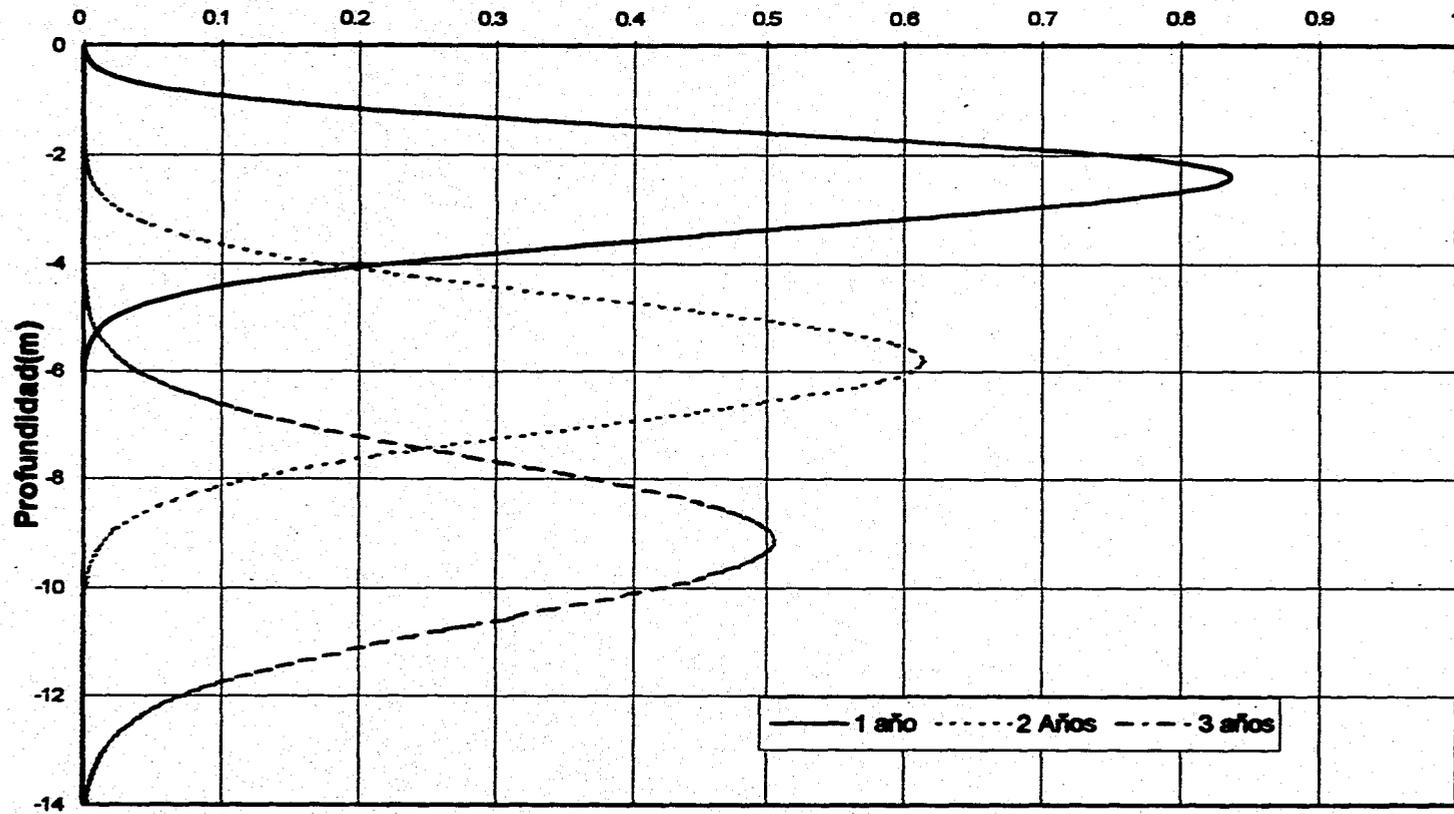


Fig. 4.21a Caso 2, $v=0.33 \text{ m/a}$

Cl
 $v=3.3 \text{ m/a}, \alpha=0.1 \text{ m}$

Concentración (mg/l)

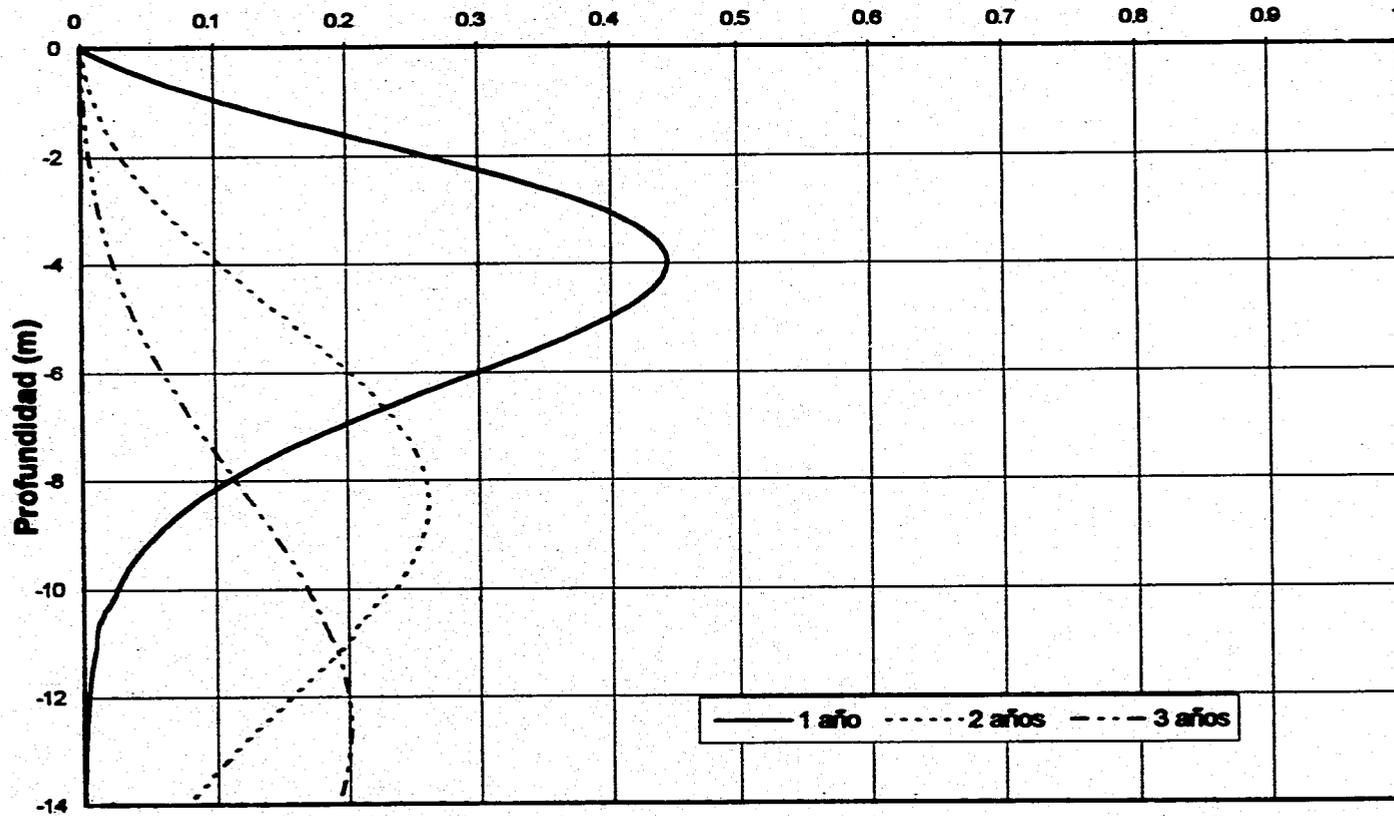


67

Fig. 4.21b Caso 2, $v=3.30 \text{ m/a}$

Cl
 $v=4.0 \text{ m/a}$, $\alpha=1.0 \text{ m}$

Concentración (mg/l)



89

Fig. 4.21c Caso 2, $v=4.0 \text{ m/a}$

Cl
 $v=0.33 \text{ m/a}$, $\alpha=1.0 \text{ m}$

Concentración (mg/l)

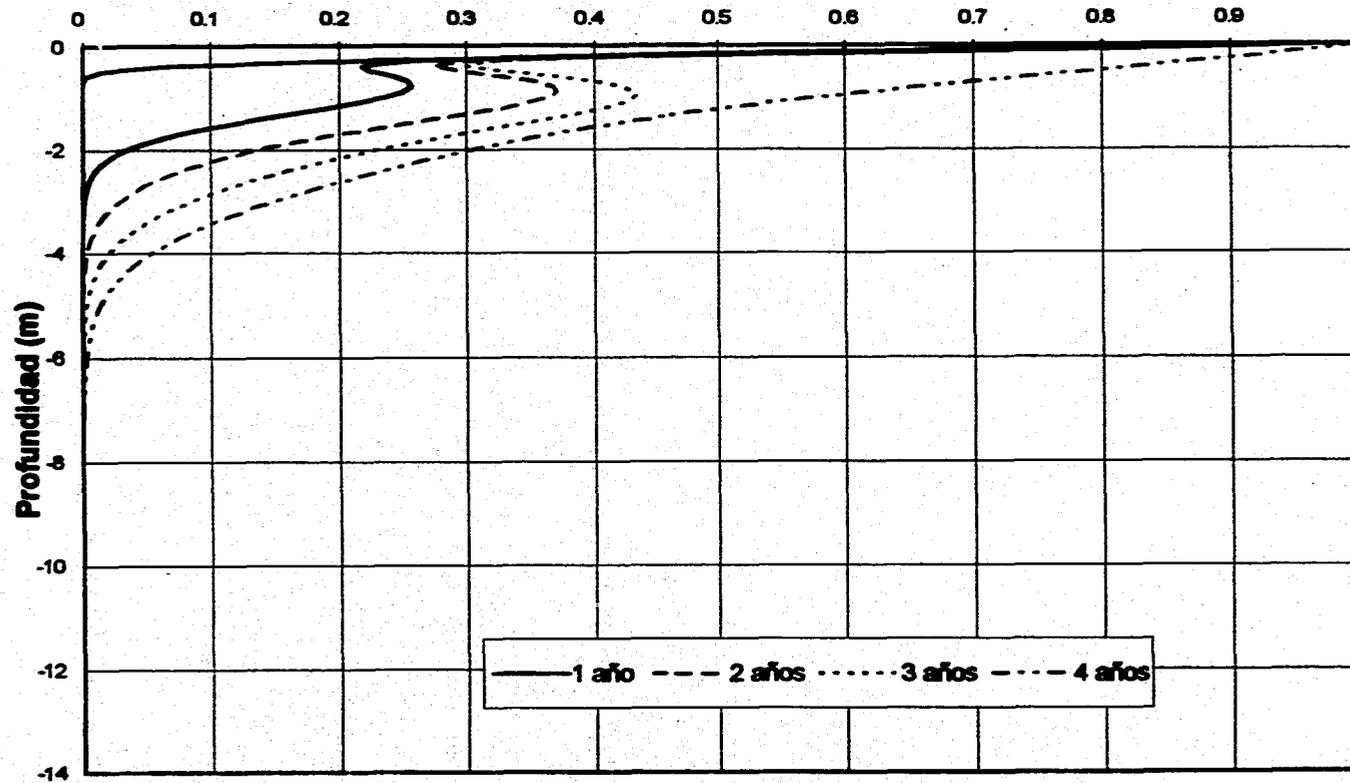


Fig. 4.22a Caso3, $v=0.33 \text{ m/a}$

Cl
 $v=3.3 \text{ m/a}$, $\alpha=0.05 \text{ m}$

Concentración (mg/l)

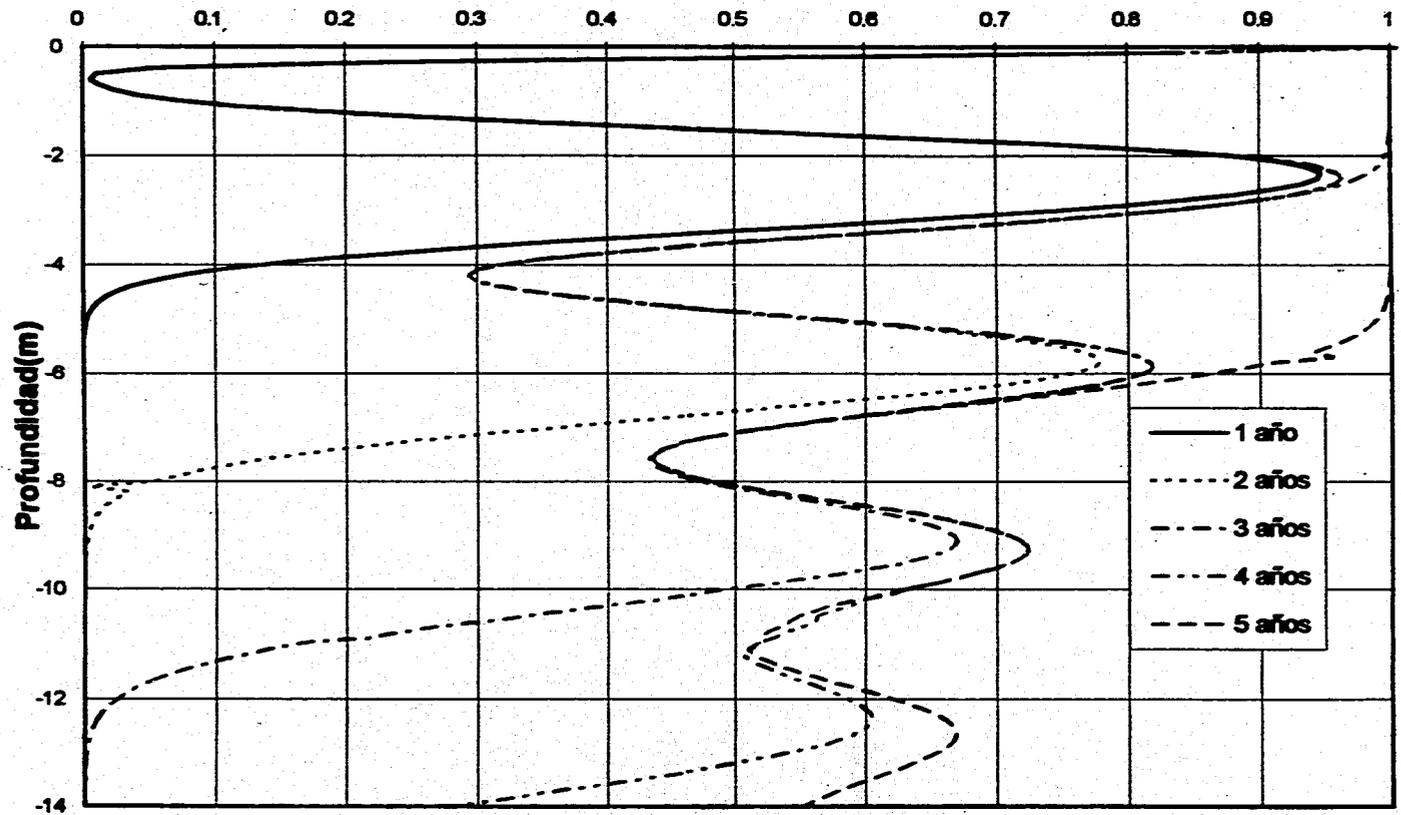


Fig. 4.22b Caso 3, $v=3.3 \text{ m/a}$

Cl
 $v=3.3 \text{ m/a}$, $\alpha=1 \text{ m}$

Concentración (mg/l)

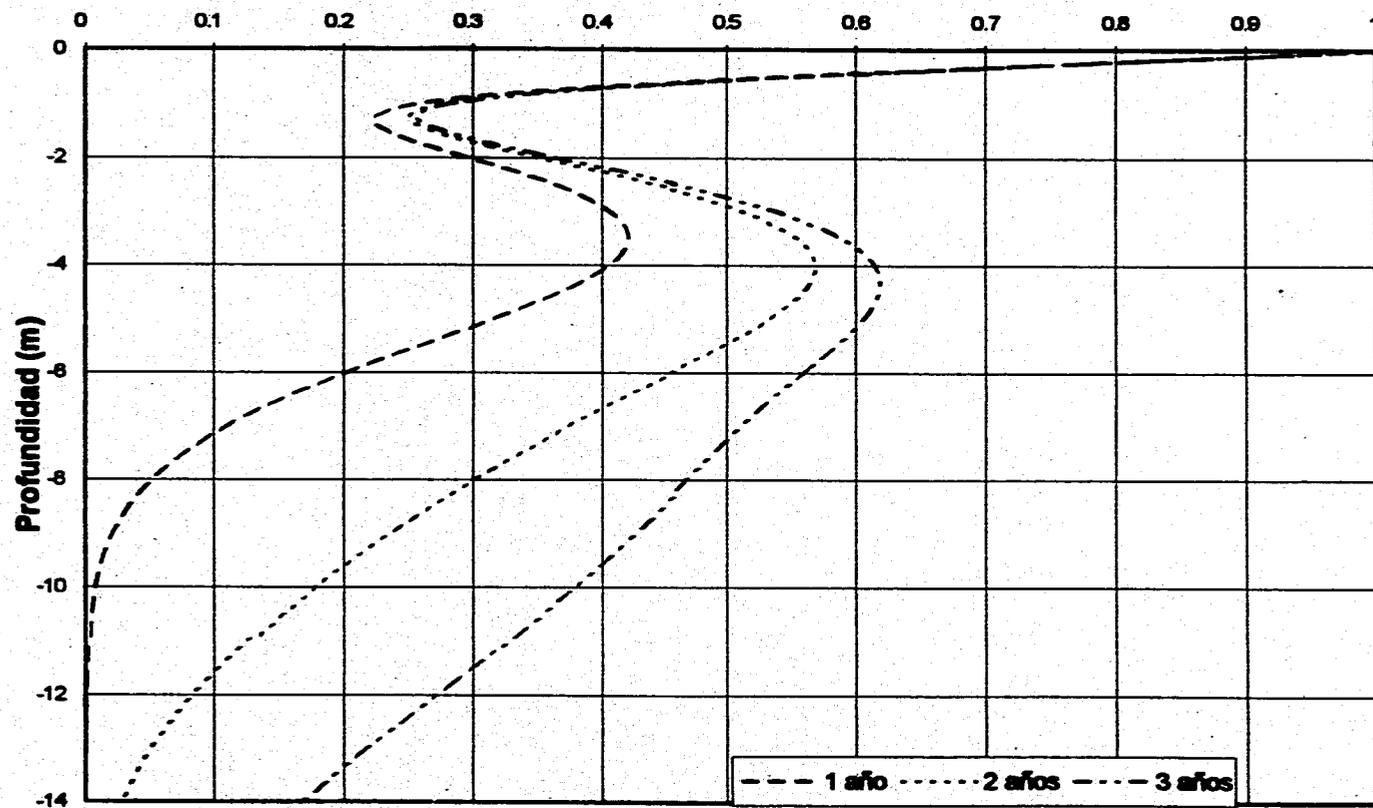


Fig. 4.22c Caso 3, $v=3.3 \text{ m/a}$

CAPÍTULO 5

De nihilo nihilum, in nihilum nil posse reverti
Pardo: <Sétima III>, p. 83-84

5.- CONCLUSIONES

- 1) En el sitio de canal de aguas residuales de origen doméstico e industrial, ubicado en las cercanías del límite de la planicie lacustre, donde el espesor del acuitardo es de 14 m, los perfiles de carga hidráulica, medidos en las cuatro estaciones piezométricas, muestran que en los primeros 8 metros de profundidad el gradiente hidráulico varía entre 0.001 y 0.005 m/m, mientras que estos valores aumentan entre los 8m y la base del acuitardo llegando a ser hasta de 1 m/m. Los valores de conductividad hidráulica en el acuitardo lacustre en el sitio de canal varían entre 1×10^{-9} m/s y 1×10^{-10} m/s. Estos valores disminuyen con la profundidad, apreciándose que entre 8 y 14 metros existen variaciones hasta de dos órdenes de magnitud menores con respecto a la parte más somera.
- 2) La zona con gradientes hidráulicos bajos y conductividades hidráulicas altas se asocia a una región de alta densidad de fracturas verticales y la zona de gradientes hidráulicos altos y conductividades hidráulicas bajas, a una región de menor densidad de fracturamiento. Estos resultados son consistentes con estudios previos en Chalco y Texcoco, que muestran que las fracturas se extienden hasta la primera capa dura ubicada entre los 20 y 25 m de profundidad.
- 3) La distribución de velocidad del agua subterránea en el acuitardo calculada a partir de los datos de conductividad hidráulica, gradiente hidráulico y porosidad, varía entre 0.005 y 1.02 m/a, mientras que la velocidad calculada por medio de técnicas de tritio, es de aproximadamente 0.33 m/a, la cual queda incluida en el intervalo anterior.

4) A partir del análisis de la distribución y concentración de los centros de masa para los diferentes compuestos inorgánicos realizados entre los años de 1993 y 1996 puede destacarse que la posición de estos centros de masa están desplazados de un año a otro y muestran una variación importante en sus concentraciones. Esta distribución sugiere una gran actividad en la migración de los compuestos inorgánicos y una entrada de contaminantes al acuitardo de tipo intermitente.

5) De acuerdo con la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA-1994, "Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-Límites permisibles de calidad y tratamiento a que debe someterse el agua para su potabilización" establece un valor límite permisible para algunos de los parámetros que se analizaron en este trabajo. En el 47% de las muestras el pH mostró valores superiores al límite permisible, el 41% en el contenido de sodio y el 20% en el contenido de manganeso, lo cual representa un riesgo de contaminación al acuífero subyacente.

6) De acuerdo con las simulaciones numéricas, se determinó que la entrada de contaminantes inorgánicos, en el canal, efectivamente obedece a una función intermitente anual asociada a épocas de estiaje y épocas de lluvia. La velocidad promedio de migración de los contaminantes no reactivos es del orden de 3.3 m/a, por lo cual estos contaminantes que ingresan al acuitardo tienen como destino final el acuífero subyacente en un lapso comprendido entre 3.5 y 4 años.

CAPÍTULO 6

*El que lee mucho y anda mucho, ve mucho y sabe mucho
Miguel de Cervantes: <Don Quijote>, parte II, capítulo XXII*

6.- RECOMENDACIONES

Debido que el material arcilloso del acuitado lacustre no representa una barrera de migración de contaminantes al acuífero en zonas donde el espesor es de 14 m como es el caso de este estudio, se recomienda:

- 1) Eliminar las fuentes de contaminación tales como canales, sitios de disposición de desechos industriales, etc. en sitios con características similares a la analizada en el presente trabajo.
- 2) Exigir el cumplimiento de los reglamentos acerca de la colocación de desechos contaminantes sobre la superficie de la planicie lacustre.
- 3) La regularización de los asentamientos humanos en la zona, dotándolos de servicios públicos que conduzcan los desechos domésticos hacia instalaciones seguras.
- 4) Otro aspecto fundamental es el relacionado al fracturamiento del área, por lo cual se sugiere que se realicen estudios encaminados a encontrar el origen del mismo en la planicie para poder determinar si es posible el evitar la generación y/o el crecimiento de este proceso.
- 5) Debido a la importancia que tiene el acuífero para el abastecimiento de agua a la Ciudad de México, es necesario darle seguimiento a este tipo de estudios y además ampliarlos a la totalidad de la cuenca.
- 6) Así mismo debido a la importancia que tiene el estudio de la contaminación del agua subterránea es necesario formar personal especialista en el área.

REFERENCIAS

- BIBRIESCA, C. J.**, 1960, *Hidrología histórica del Valle de México*. Revista de Ingeniería Hidráulica Mexicana, No. XIV.
- CARRILLO, N.**, 1947, *Influence of artesian wells in the sinking of Mexico City*. En Volumen Nabor Carrillo, Comisión Impulsora y Coordinadora de la Investigación Científica, Anuario 47, publicado en 1969, pp. 7-14, Secretaría de Hacienda y Crédito Público, México.
- CERVANTES, M. A.**, en preparación, *Tritio como indicador ambiental de recarga a través del acuitardo lacustre de Chalco, México*. Tesis de Maestría, DEPMI, UNAM, México.
- CNA-CAVM**, 1991, *Boletín de Mecánica de Suelos*. v. 10, pp. 28, México.
- D'ASTOUS, A., RULAND, W. W., CHERRY, J. A. y GILLHAM, R. W.**, 1989, *Fracture effects in the shallow groundwater zone in weathered Samla-area clay*. Can. Geotech. J., v. 26, pp. 43-56.
- HIRIART, F., MARSAL, R. J.**, 1969, *In El Hundimiento de la Ciudad de México*. Proyecto Texcoco, Volumen Nabor Carrillo, Secretaría de Hacienda y Crédito Público, Mexico City, pp. 109-147.
- HUIZAR, A. R.**, 1989, *Contribution a l'etude geologique et hydrogeologique de la plaine de Chalco-Amecameca et de son bassin versant (Mexique)*. Diplome de docteur de l'Universite de Besancon, France, pp. 160.
- KELLER, C. K., VAN DER KAMP, G. y CHERRY, J. A.**, 1989, *A Multiscale Study of the Permeability of a Thick Clayey Till*. Water Resources Research, v. 25, No. 11, pp. 2299-2317.
- MARSAL, R. J. y MAZARI, M.**, 1959, *El subsuelo de la Ciudad de México*. Facultad de Ingeniería, UNAM, México, v. 1 y 2.
- MAZARI, M.**, 1992, *Potential Groundwater Contamination by Organic Compounds in the Mexico City Metropolitan Area*. Tesis doctoral, Universidad de California, Los Angeles, E.U.A., pp. 153.
- McKAY, L. D.**, 1991, *Groundwater Flow and Contaminant Transport in a Fractured Clay Till*. Tesis doctoral, Universidad de Waterloo, Waterloo, Ontario, Canadá, pp. 409.
- McKAY, L., CHERRY, J. A. y GILLHAM, R.**, 1993, *Field Experiments in a Fractured Clay Till, 1, Hydraulic conductivity and fracture aperture*. Water Resour. Res., v. 29, pp. 1149-1162.
- MOLINA, B. R.**, 1958, *Estudios Geoquímicos, geofísicos y geológicos de la Cuenca de Chalco, México*. Rev. Ing. Hdr., México, D. F., pp. 68-85.
- NORMA OFICIAL MEXICANA NOM-127-SSA1-1994**, 18 de enero de 1996, *Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-Límites permisibles de calidad y tratamiento a que debe someterse el agua para su potabilización*. Diario Oficial de la Federación, primera sección, México.
- OGATA, A. y BANKS, R. B.**, 1969, *A Solution of the Differential Equation of Longitudinal Dispersion in Porous Media*. Geological Survey Professional paper 411-A. United States Government Printing Office, Washington D.C., pp. 267-277.

- ORTEGA, G. M.**, 1993, *Origin and Migration of Pore Water and Salinity in the Consolidating Chalco Aquitard, Near Mexico City*. Tesis Doctoral, Universidad de Waterloo, Waterloo, Ontario, Canadá, pp. 294.
- ORTEGA, G. M., CHERRY, J. A. y RUDOLPH, D. L.**, 1993, *Large Scale Aquitard Consolidation Near Mexico City*. *Ground Water*, v. 31, No. 5, pp. 708-718.
- ORTEGA, G.M. y FARVOLDEN, R. N.**, 1989, *Computer Analysis of Regional Groundwater Flow and Boundary Conditions in the Basin of Mexico*. *Jour. Hydrol.*, v.110 pp. 271-294.
- PITRE, C. V.**, 1994, *Analysis of Induced Recharge from a Waste Water Canal Through Fractured Clays in Mexico City*. Tesis de Maestría Universidad de Waterloo, Waterloo, Ontario, Canadá.
- RAMÍREZ, E. W.**, 1995, *Variación horaria de la Carga Hidráulica en el Acuífero Lacustre del Ex-Lago de Chalco D.F. y Edo. de México*. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ingeniería, UNAM, México.
- RESÉNDIZ, D. y SOLANA, J.**, 1969, *La estabilidad a corto plazo de Excavaciones a cielo abierto en la arcilla de la Ciudad de México*. Nabor Carrillo, Comisión Impulsora y Coordinadora de la Investigación Científica, Anuario 47, Secretaría de Hacienda y Crédito Público. México City, 1969; pp. 203-227.
- RUDOLPH, D. L., CHERRY, J. A. y FARVOLDEN R. N.**, 1991, *Field investigations and solute transport in a lacustrine aquitard near Mexico City*. *Water Resources Res.*, v. 27, No. 9, pp. 2187-2201.
- RUDOLPH, D. L., HERRERA, I. y YATES, R.**, 1989, *Groundwater flow and solute transport in the industrial well fields of the Texcoco saline aquifer system near Mexico City*. *Geofísica Internacional*, v. 28-2, pp. 363-408.
- RULAND, W. W., CHERRY, J. A. y FENESTRA, S.**, 1990, *The depth of fractures and active groundwater flow in a clayey till plain in Southwestern Ontario*. *Ground Water*.
- SAHAB-HADAD, E.**, 1992, *Acciones de la Gerencia de Aguas del Valle de México dentro del programa Nacional de Agua Potable y Alcantarillado*. *Agua Potable*, v. 8.
- SARH-CAVM**, 1981, *Boletín de mecánica de suelos*. No. 8, 1974-1977, México D.F., pp. 295.
- SARH-CAVM**, 1982, *Memoria de los detalles constructivos de los 14 pozos del ramal Santa Catarina*. Reporte Interno, México.
- SARH-CAVM**, 1986, *Nivelación de precisión para determinar la evolución de los hundimientos de la Ciudad y Valle de México*. SARH, CAVM, 8t.
- SRH**, Comisión Hidrológica de la Cuenca del Valle de México, 1988-1992, *Estudios de Mecánica de Suelos*. Registros mensuales de Presiones Hidrostáticas, Estación Ayotla P-518, Ixtapaluca Edo. de México.
- SRH**, Comisión Hidrológica de la Cuenca del Valle de México, 1988-1992, *Estudios de Mecánica de Suelos*. Registros mensuales de Presiones Hidrostáticas, Estación Chalco P-518, Ixtapaluca, Edo. de México.
- SRH**, Comisión Hidrológica de la Cuenca del Valle de México, 1988-1992, *Estudios de Mecánica de Suelos*. Registros mensuales de Presiones Hidrostáticas, Estación Ixtapaluca P-519, Ixtapaluca, Edo. de México.

SUDICKY, E. A. y FRIND, E. O., 1982, Contaminante transport in fractured porous media: Analytical solution for a system of parallel fractures. Water Resources Research, v. 18, No. 6, pp. 1634-1642.

SUDICKY, E. A., CHERRY, J. A. y FRIND, E. O., 1983, Migration of contaminants in groundwater at a landfill: a case study, 4. A natural-gradient dispersion test. In J. A. Cherry (Guest-Editor), Migration of Contaminants Groudwater at a Landfill: A Case Study. J. Hydrol., v. 63, pp. 81-106, Elsevier Science Publishers B. V., Amsterdam.

VARGAS, C. C., 1995, Distribución de la Conductividad Hidráulica en el Acuífero Lacustre de la Subcuenca de Chalco, D.F. y Edo. de México. Tesis de Licenciatura, Facultad de Ingeniería, UNAM, México.

ZAWADZKI, A., en preparación, A Multiscale study of fractures in the lacustrine sediments of the Chalco clay plain, Mexico. Tesis de Maestría, Universidad de Waterloo, Waterloo, Ontario, Canadá.

BIBLIOGRAFÍA CONSULTADA

- APHA, AWWA, WPCF., 1976, *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 14a. edición, E.U.A., pp. 1193.
- BROWN, S. R., 1987, *Fluid flow through rock joints: the effect of surface roughness*. J. Geophys. Res., v. 92-32, 1337-1349.
- CNA-CAVM., 1991, *Boletín de Mecánica de Suelos*. v. 10, pp. 281, México.
- D.G.C.O.H., D.D.F., 1990, *El sistema de drenaje profundo de la Ciudad de México*. Segunda edición. pp. 17, México.
- DURAZO, J. y FARVOLDEN, R. N., 1989, *The groundwater regime of the valley of Mexico from historic evidence and field observations*. Journal of Hydrology, v. 112, pp. 171-190, Holanda.
- FETTER, C. W., 1993, *Contaminant Hydrogeology*. Mac Millan Publishing Co.
- FREEZE, R. A. y CHERRY, J. A., 1979, *Groundwater*. Prentice Hall Inc., Englewood Cliffs, New Jersey, pp. 604.
- FRIND, E. O., 1988, *Solution of the advection-dispersion equation with free exit boundary*. Numerical Methods for partial differential equation, v. 4, pp. 301-313.
- FRIND, E. O. y MOLSON, J. W. H., 1982, *On the relevance of the transport parameters in predictive modelling of groundwater contamination*. International symposium on Groundwater Management: Quantity and Quality, Benidorm, Spain, October.
- FRIND, E. O. y PINDER, G. F., 1982, *The principal direction technique for solution of the advection-dispersion equation*. Proceedings, Tenth IMACS Worlds Congress on Systems Simulations and Scientific Computation, Concordia University, Montreal.
- JUÁREZ, B. E., 1987, *Mechanical Characterization of Mexico City Clay*. Memorias del Simposio Internacional de Suelos Blandos, v. 1 pp. 65-89, México.
- JUÁREZ, B. E. y RICO R. A., 1984, *Mecánica de suelos*. Tomo I, edit. Limusa, México.
- KINZELBACH, W. K. H. y FRIND, E. O., 1986, *Accuracy criteria for advection-dispersion models*. Proceedings. sixth international conference on finite elements in water resources, National laboratory of civil engineering, Lisbon, Portugal.
- LEON, P. M., 1975, *México Tenochtitlán, su problema lacustre*. In Memoria de las obras del Sistema de Drenaje profundo del Distrito Federal. Tomo II, pp. 7-38, México, D.F.
- MOOSER, F., 1975, *Historia geológica de la cuenca de México*. In Memoria de las obras del Sistema de Drenaje profundo del Distrito Federal, Tomo I, pp. 7-38, México, D.F.
- NOVAKOWSKI, K. I., 1994, *Flow and transport in fractured rock*. lecture notes, National Water Research Institute, Canada Centre for Inland Waters.
- PEÑAFIEL, A., 1884, *Memorias sobre las aguas de la capital de México*. Secretaria de fomento, México, D.F., pp. 209.

APÉNDICE 1

Análisis de la velocidad del agua subterránea

Análisis de la velocidad del agua subterránea.

Los valores de K obtenidos por Vargas (1995) varían en un intervalo comprendido entre 1×10^{-8} y 1×10^{-10} , dando lugar a una estratificación distribuida de manera que los valores más altos están en la parte más somera del acuitardo. La K utilizada en primera instancia para el cálculo de la velocidad fue con base en un valor equivalente vertical armónico obtenido de la siguiente manera:

$$\begin{aligned}kz &= \frac{d}{\sum d_i \cdot k_i} = \frac{13}{\left[5(1 \cdot 10^{-8}) + 3(1 \cdot 10^{-9}) + 5(1 \cdot 10^{-10})\right]} = 5.35 \\ &= \frac{13}{5 \cdot 10^{-8} + 3 \cdot 10^{-9} + 5 \cdot 10^{-10}} = 5.35 \cdot 10^{-10} \\ &= 2.4 \cdot 10^{-10} \text{ m/s} \dots \dots \dots (1)\end{aligned}$$

donde:

Kz= conductividad hidráulica armónica para medio granular equivalente (m/s).

d= espesor del acuitardo (m).

d_i= espesor de los diferentes estratos (m).

K_i= conductividad hidráulica de los diferentes estratos (m/s).

Sustituyendo los valores en la siguiente ecuación que involucra la Ley de Darcy:

$$v = \frac{K_i}{\theta} \dots \dots \dots (2)$$

donde:

v= velocidad (m/a).

K= conductividad hidráulica (m/s).

i= gradiente hidráulico (m/m)

θ= porosidad

La porosidad utilizada en el cálculo de la velocidad fue de 80% y 40% respectivamente y el gradiente hidráulico $(\Delta h/\Delta l) = 1.3$ (m/m), sustituyendo en (2) con el valor obtenido en (1):

$$v_{Z_{0.8}} = 2.4 * 10^{-10} \frac{(1.3)}{0.8} = 3.9 * 10^{-10} \frac{m}{s} = 0.012 \frac{m}{a}$$

$$v_{Z_{0.4}} = 2.4 * 10^{-10} \frac{(1.3)}{0.4} = 7.8 * 10^{-10} \frac{m}{s} = 0.024 \frac{m}{a}$$

Por otro lado, como se mencionó anteriormente, el intervalo para K queda comprendido entre $1 * 10^{-10}$ m/s y $1 * 10^{-8}$ m/s, considerando estos valores y un gradiente hidráulico total de 1.3 m/m la velocidad puede estimarse:

$$v_{0.4} = 1 * 10^{-10} \frac{(1.3)}{0.4} = 3.25 * 10^{-10} \frac{m}{s} = 0.010 \frac{m}{a}$$

$$v_{0.8} = \frac{1 * 10^{-10} (1.3)}{0.8} = 1.625 * 10^{-10} = 0.0051 \frac{m}{a}$$

$$v_{0.4} = \frac{1 * 10^{-8} (1.3)}{0.4} = 3.25 * 10^{-8} = 1.02 \frac{m}{a}$$

$$v_{0.8} = \frac{1 * 10^{-8}}{0.8} = 1.625 * 10^{-8} = 0.51 \frac{m}{a}$$

El intervalo de variación de la velocidad queda comprendido entre 0.0051 m/a y 1.02 metros/año.

La velocidad lineal promedio utilizada en las simulaciones fue de 0.33 m/a la cual fue calculada a partir de la ausencia de tritio en la EP20. La velocidad de 0.33 m/a

queda comprendida en el intervalo calculado por métodos hidráulicos; sin embargo, de acuerdo con resultados de McKay *et al.* (1993), Ortega (1993) y Keller *et al.* (1989), se encontró que la velocidad del agua subterránea en medios fracturados puede ser uno o dos órdenes de magnitud mayor que la aproximada por la Ley de Darcy, por lo que con fines de análisis del modelado, se estimó una posible variación de un orden de magnitud mayor a la obtenida por la ausencia de tritio, es decir, 3.3 m/a. Esta velocidad es posible considerando que el intervalo máximo de variación fue hasta de 1.02 m/a.

APÉNDICE 2

Descripción del modelo de transporte.

Descripción del modelo de transporte.

Para la simulación se seleccionó la solución analítica de Ogata y Banks (1969) modificada por Sudicky (1990) de la ecuación de advección-dispersión en una dimensión .

Esta solución modificada permite la incorporación de condiciones de frontera en la fuente tanto constantes como variables en el tiempo, lo cual se adapta al tipo de situación del canal de Chalco, y permite estudiar las posibles condiciones de variación de concentraciones del agua residual con el tiempo.

La ecuación de advección-dispersión para constituyentes disueltos no reactivos en material saturado, homogéneo e isotrópico para un flujo estacionario uniforme en una dimensión, está definida por :

$$D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \dots\dots\dots(1)$$

donde:

- D_x = coeficiente de dispersión hidrodinámica**
- C = concentración del soluto en agua subterránea**
- v = velocidad lineal promedio del agua subterránea**
- x = coordenada paralela al flujo**
- t = tiempo**

Las condiciones iniciales y de frontera para una fuente constante son:

$$C(0,t) = C_0; \geq 0$$

$$C(x,0) = 0; x \geq 0$$

$$C(\infty,t) = 0; \geq 0$$

para estas condiciones la solución analítica (Ogata y Banks, 1969) es:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \left\{ \operatorname{erfc} \left(\frac{x-vt}{2\sqrt{Dt}} \right) + \exp \left(\frac{vx}{D} \right) \operatorname{erfc} \left(\frac{x+vt}{2\sqrt{Dt}} \right) \right\} \dots\dots\dots(2)$$

donde:

erfc= función error complementaria.

Para una fuente variable en el tiempo, las condiciones iniciales y de frontera son:

$$c(0,t) = C_0 = f(t)$$

$$c(x,0) = 0$$

$$c(\infty,t) = 0$$

donde la solución es:

$$\frac{C}{C_0} = \frac{1}{2} \exp(-\lambda t) \left[\exp \left\{ \left(\frac{vDx}{2} - \frac{x}{\sqrt{D}} \right) \left(\sqrt{\frac{v^2 D}{4} + \lambda - \sigma} \right) \right\} \operatorname{erfc} \left(\frac{xv^2}{2\sqrt{Dt}} - \sqrt{\frac{v^2 D}{4} + \lambda - \sigma t} \right) + \exp \left\{ \left(\frac{vDx}{2} + \frac{x}{\sqrt{D}} \right) \left(\sqrt{\frac{v^2 D}{4} + \lambda - \sigma} \right) \right\} \operatorname{erfc} \left(\frac{xv^2}{2\sqrt{Dt}} + \sqrt{\frac{v^2 D}{4} + \lambda - \sigma t} \right) \right] \dots\dots(3)$$

Donde σ es la constante de decaimiento para la fuente.