

01177
21.8



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTONOMA
DE MEXICO**

**FACULTAD DE INGENIERIA
DIVISION DE ESTUDIOS DE POSGRADO**

**"SORCION DE METALES TRAZA Y
COMPUESTOS ORGANICOS POR LAS
ARCILLAS EN LAS PROXIMIDADES DE LA
CD. DE MEXICO"**

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:

MAESTRIA EN INGENIERIA AMBIENTAL

PRESENTA:

ROSA MARIA / LEAL BAUTISTA



CIUDAD UNIVERSITARIA, MEXICO D. F.

1997

**TESIS CON
FALLA DE ORIGEN**



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.

En el rigor del vaso que lo aclara,
el agua toma forma
— ciertamente.
Trae una sed de siglos en los bellos,
en el sueño moroso de la tierra,
que perfora sus miembros florecidos
como una sangre cáustica,
Incendiándolos, ay, abriendo en ellos
desapacibles úlceras de insomnio.

Del poema Muerte sin fin; José Garostiza .

Agradecimientos:

En la realización de este trabajo se vieron involucrados los esfuerzos de varias personas e instituciones que en todo momento contribuyeron con información , comentarios, apoyo económico, de equipo y hasta en horas de trabajo por lo que les agradezco :

Al Instituto de Geología por el apoyo financiero otorgado por medio del proyecto interno denominado : "Contaminación del acuífero de la Cd. de México" a cargo del Dr. M. Adrian Ortega Guerrero y albergarme durante todo el tiempo en que se desarrolló este trabajo.

Hago extenso mi agradecimiento al Dr. M. Adrian Ortega Guerrero por la dirección y asesoría de este trabajo así mismo su apoyo e interés en mi superación académica y profesional.

Agradezco de igual modo a la Universidad de Waterloo por todo el apoyo brindado en especial a los Doctores Jhon A. Cherry y Robert Gillham .

Con todo el esfuerzo que representó el trabajo de campo un agradecimiento especial al Ing. Carlos Vargas y en la parte de análisis al Ing. Mario Ortiz de Laboratorios Microecol.

Por el tiempo dedicado y los valiosos comentarios durante la revisión de esta tesis agradezco a la Dra. Georgina Fernández Villagómez, a la Dra. Rosario Iturbe Arguelles, al M en C. Constantino Gutierrez Palacios y a la M en I . Francisca Soler Anguiano.

Por el interés mostrado en mi superación y desarrollo profesional agradezco especialmente el apoyo del Dr. Luis Marín Stillman.

A mis amigos y compañeros de maestría, por compartir la faéna diaria, a el "equipo multidisciplinario de Hidrogeología", especialmente a Maritza, Erick, Jacobo y José Luis .

Por su invaluable ayuda e inapreciable amistad a Gloria, Germán e Ismael, que en los momentos de apuro me demostraron todo su apoyo y dedicaron horas de trabajo para realizar esta tesis , mil gracias.

A Lupita, Heriberto y Ricardo por acompañarme en esta etapa de mi vida, para hacer uno más de mis sueños realidad.

Y por el granito de arena, que construyo la playa agradezco a mis hermanos Minerva y Francisco por que no se quedaron quietos.

Y muy en especial ...a quien me dio alas...Gracias Señor.

DEDICATORIA

*Por todo el esfuerzo, compartido,
por toda la ausencia no compensada,
por ser el faro de retorno a buen puerto,
A mis padres...
por permitirme emprender mi propio vuelo.*

ÍNDICE

INDICE DE FIGURAS
INDICE DE TABLAS
ABREVIATURAS
RESUMEN

1. INTRODUCCIÓN.....	pag. 1
..... 1.1 GENERALIDADES	1
1.2 ESTUDIOS PREVIOS	5
1.3 OBJETIVO GENERAL.....	9
1.3.1 Objetivos particulares.....	9
1.3.2 Alcances.....	9
1.3.3 Aporte	9
1.4. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO.....	10
1.4.1 Hidrogeología.....	10
1.4.2 Fuentes contaminantes potenciales.....	12
2. METODOLOGÍA	17
2.1 INSTRUMENTACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	17
2.2 MUESTREO	20
2.2.1 Agua residual	20
2.2.1.1 Metales.....	20
2.2.1.2 Orgánicos.....	21
2.2.2 Agua subterránea	22
2.2.2.1 Metales.....	22
2.2.2.2 Orgánicos.....	23
2.3 TÉCNICA PROPUESTA PARA COMPUESTOS VOLÁTILES	24
2.4 MODELACIÓN MATEMÁTICA	29
2.5 SELECCIÓN DE NORMA OFICIAL MEXICANA	30
3. RESULTADOS Y DISCUSIONES.....	32
3.1 METALES EN AGUA SUPERFICIAL.....	32
3.2 METALES EN AGUA SUBTERRÁNEA.....	34
3.3 COMPUESTOS ORGÁNICOS	45
3.4 CAPACIDAD DE SORCIÓN	49
3.4.1 Sorción de metales.....	52
3.4.2 Sorción de orgánicos.....	57
3.5 DIAGNÓSTICO DE TRANSPORTE	64
3.5.1 Metales	64
3.5.2 Orgánicos.....	68
3.6 MODELO CONCEPTUAL.....	72
4. OBSERVACIONES SOBRE IMPACTO AMBIENTAL.....	75
5. CONCLUSIONES	77
6. RECOMENDACIONES	80
7. LITERATURA CITADA.	81
8. ANEXOS	87
ANEXO A	87
ANEXO B	93
ANEXO C	97
ANEXO D	102

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1	Localización de la cuenca de la Cd. de México y área de estudio	2
Figura 1.2	Espesor de los sedimentos lacustres	3
Figura 1.3	Sección transversal mostrando las unidades hidrogeológicas de la Subcuenca de Chalco	11
Figura 1.4	Unidades hidrogeológicas en el área de Chalco	13
Figura 1.5	Perfil de depósitos lacustres en el centro de la planicie y perfil de un pozo profundo mostrando la estratigrafía	14
Figura 1.6	Croquis de ubicación del canal	16
Figura 2.1	Localización del canal mostrando las estaciones piezométricas	18
Figura 2.2	Sección transversal del canal mostrando la estación piezométrica y las zonas de permeabilidad.	19
Figura 3.1	Perfil de profundidad contra concentración	36
3.1a	Perfil de hierro	36
3.1b	cobre	
3.1c	manganeso	
3.1d	zinc	37
3.1e	plomo	
3.1f	cadmio	
3.1g	cromo	38
3.1h	cobalto	
3.1i	níquel	
Figura 3.2	Perfiles para los diferentes periodos de muestreo	
3.2a	Perfiles de hierro	42
3.2b	cobre	
3.2c	manganeso	43
3.2d	zinc	
Figura 3.3	Comparación de las capacidades de sorción a los diferentes valores de capacidad de intercambio	56
Figura 3.4	Capacidad de sorción para los grupos orgánicos con diferentes contenidos de materia orgánica	
3.4a)	foc 5%, 3.4b) foc 7% y 3.4c) foc 25%	60
Figura 3.5	Comparación de velocidades de migración de los grupos orgánicos a los diferentes contenidos de materia orgánica	61
Figura 3.6	Efecto de la materia orgánica sobre la sorción de los diferentes grupos orgánicos expresados como velocidad	63
Figura 3.7a	Diagnóstico de transporte para hierro (Fe) a $V= 3.3\text{m/a}$ y $cic\ 25.4\ \text{meq/g}$	66
3.7b	Diagnóstico de transporte para hierro (Fe) a $V= 3.3\text{m/a}$ y $cic\ 56.0\ \text{meq/g}$	66
Figura 3.8a	Diagnóstico de transporte para cadmio (Cd) a $V= 3.3\text{m/a}$ y $cic\ 25.4\ \text{meq/g}$	67
3.8b	Diagnóstico de transporte para cadmio (Cd) a $V= 3.3\text{m/a}$ y $cic\ 56.0\ \text{meq/g}$	67
Figura 3.9	Diagnóstico para el transporte de compuestos orgánicos	
3.9a	orto-Cresol (ortoMetilfenol) a $V=3.3\text{m/a}$ y $foc\ 5\%$	69
3.9b	para-Creso (paraMetilfenol) a $V=3.3\ \text{m/a}$ y $foc\ 5\%$	69
3.9c	Halogenuro de alquilo a $V=3.3\ \text{m/a}$ y $foc\ 5\%$	70
3.9d	Diol a $V=3.3\ \text{m/a}$ y $foc\ 5\%$	70
Figura 3.10	Modelo conceptual	74

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla No.1	Determinación de metales	21
Tabla No.2	Determinación de compuestos orgánicos	22
Tabla No.3	Determinación de compuestos volátiles	28
Tabla No.4	Metales solubles identificados en el agua residual	32
Tabla No.5	Metales solubles en agua subterránea	34
Tabla No.6	Resultados de análisis químicos en los diferentes periodos de muestreo	39
Tabla No.6a.	Tabla de las concentraciones del hierro.	39
Tabla No.6b	Concentraciones de Cobre	39
Tabla No.6c	Concentraciones de Manganeso	40
Tabla No.6d	Concentraciones de Zinc	40
Tabla No.7.	Identificación de compuestos orgánicos en agua superficial y subterránea	45
Tabla no.8	Retardo para metales a las concentraciones detectadas.	53
Tabla No 9	Retardo en metales con variación en las concentraciones	54
Tabla No 10	Velocidades de migración para metales	55
Tabla No.11	Retardo en compuestos orgánicos.	57
Tabla No. 12	Velocidad de migración para compuestos orgánicos	62
Tabla No. 13	Tiempos de arribo casos extremos , Hierro y Cadmio	65
Tabla No.14	Tiempos de arribo de compuestos organicos a la maxima velocidad de modelación	68
Tabla No.15	Tiempos de arribo a la menor velocidad de modelación	71

ABREVIATURAS

cic	capacidad de intercambio catiónico
cov (voc's en inglés)	compuestos orgánicos volátiles
foc	fracción de carbón orgánico
GAC	Granular Activated Carbon
Kd	coeficiente de distribución
Koc	coeficiente de partición de orgánicos
Kow	coeficiente de partición octanol/agua
Ks	coeficiente de selectividad
PCE	tetracloroetileno
PTFE	politetrafluoroetileno
PVC	cloruro de polivinilo
R	factor de retardo
TCE	tricloroetileno
US-EPA	Environmental Protection Agency of United States of America

RESUMEN

Se evaluó la sorción que pueden sufrir los metales traza y los compuestos orgánicos provenientes del agua de un canal de aguas residuales de origen urbano-industriales, que circula sin ninguna protección sobre las arcillas lacustres que cubren el acuífero de la Cd. de México

Esta evaluación se expresó como capacidad de sorción de las arcillas, por medio del coeficiente de retardo (R) y para conocer su efecto en la migración de metales traza y compuestos orgánicos se realizó el análisis de transporte por medio de un modelo matemático para conocer el tiempo de arribo de estos compuestos al acuífero subyacente.

La concentración de metales traza y compuestos orgánicos se definió a partir del muestreo de agua superficial y agua subterránea, utilizando infraestructura ya existente. Con el fin de evitar la volatilización de los compuestos orgánicos se diseñó una celda de teflón y carbón activado que se instaló en los piezómetros ubicados bajo del canal a partir de los 2m de profundidad hasta el acuífero ubicado a 14m .

Los resultados muestran la migración de estos compuestos controlados por las fracturas en las arcillas , a pesar de las cuales existe una atenuación importante.

1. INTRODUCCIÓN

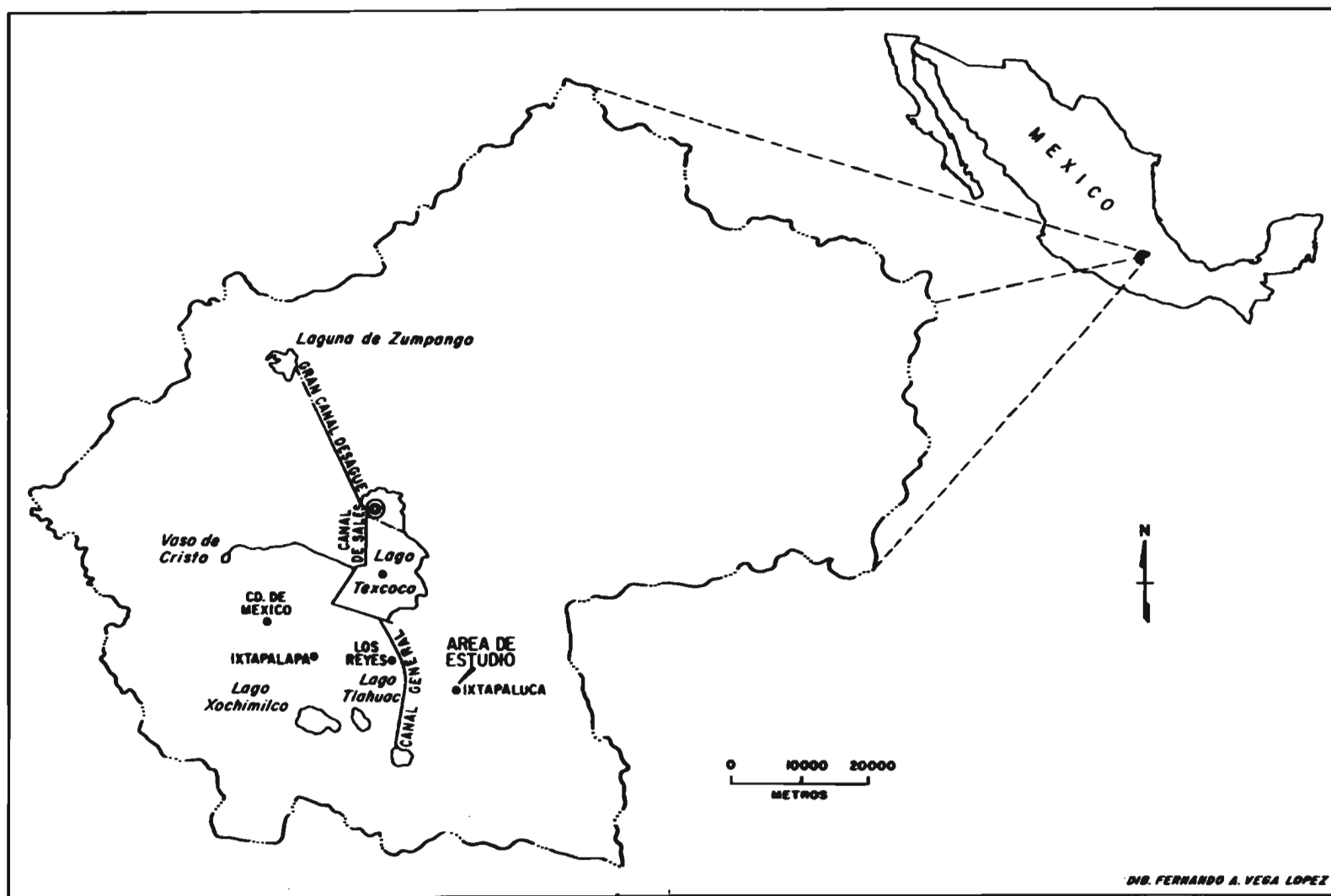
1.1 GENERALIDADES

La zona Metropolitana de la Ciudad de México, es el centro económico e industrial más importante del país y se ubica en el interior de la Cuenca de México, ésta es una cuenca cerrada del tipo endorreico abierta artificialmente en 1749. En ella se alberga a más de 20 millones de habitantes y se concentra el 50% de la industria del país (INEGI 1990). El agua subterránea que se extrae del acuífero regional representa el 60% del total que abastece las correspondientes necesidades poblacionales e industriales, es decir de cerca de 50m³/s (Sahab, 1992).

Este acuífero tan vital para la zona metropolitana está cubierto en algunas zonas por un paquete de arcillas lacustres (Figuras 1.1 y 1.2) que alcanzan espesores de 10 a 300m. Estas arcillas representan la única protección para el acuífero subyacente, puesto que se presume detienen numerosos contaminantes derivados de las actividades industriales como descargas, derrames, disposiciones de residuos líquidos y sólidos urbanos. Estos representan una fuente potencial de contaminación hacia las aguas subterráneas.

Una práctica común en la Cuenca de la Cd. de México y en general en el país es la disposición de residuos líquidos, tanto de origen industrial como urbano, en su descarga directa (sin previo tratamiento) a canales sin revestimiento que constituyen una compleja red de la zona metropolitana.

Durante mucho tiempo se ha pensado que el paquete arcilloso que conforma la cuenca es impermeable y la migración de los compuestos o solutos al acuífero es casi nula. Sin embargo estudios hidrogeológicos sistemáticos en las arcillas lacustres del Valle de México, han demostrado que el flujo y la migración de solutos hacia el acuífero subyacente están controlados por la presencia de microfracturas (Rudolph, et al, 1991, Ortega, 1993). La presencia e influencia de estas microfracturas se



DIB. FERNANDO A. VEGA LOPEZ

FIG. I.1.- LOCALIZACION DE LA CUENCA DE LA CD. DE MEXICO Y AREA DE ESTUDIO

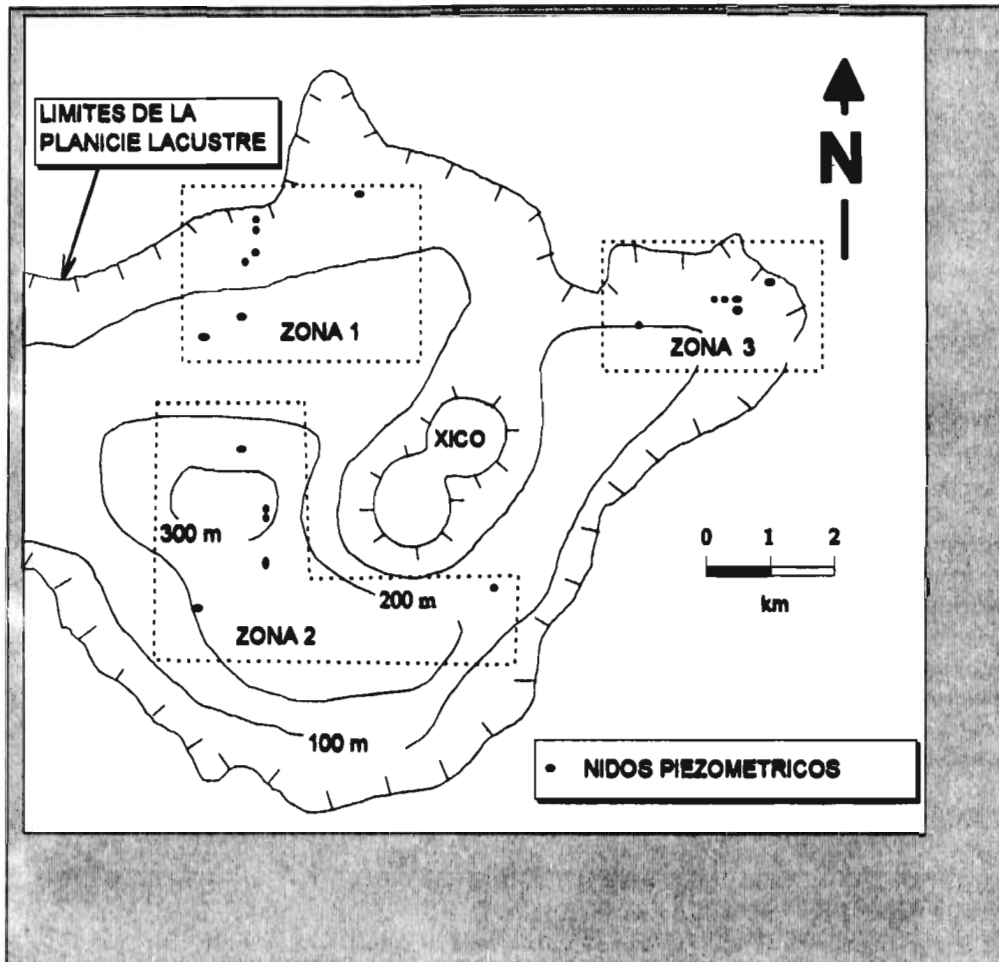


Figura No. 1.2 Espesor de los sedimentos lacustres
(Tomado de Ortega, 1993)

manifiestan como una alta permeabilidad (Vargas, 1995) y rápida respuesta hidráulica de las arcillas lacustres (Ramírez, 1995). Por lo que se ha demostrado que dichas arcillas no representan una barrera perfecta a la migración de contaminantes hacia el acuífero.

Sposito citado por Morgan (1981), ha identificado los metales y metaloides provenientes de actividades antropogénicas y que poseen cierto potencial de peligrosidad para el ambiente, como son: cromo, cobre, zinc, plata, cadmio, estaño, antimonio, mercurio, plomo y bismuto. Entre sus fuentes generadoras se puede citar a la industria química en sus ramas de: colorantes y pigmentos, galvanoplastia y curtido de pieles, fundiciones, fabricación de conductores y posiblemente se encuentran presentes en algunos herbicidas y fertilizantes. En la actualidad el uso excesivo de los compuestos químicos, especialmente los orgánicos, ha incrementado el espectro de contaminantes que son posibles de detectar en las descargas líquidas. Fetter (1993) menciona que los contaminantes detectados en agua subterránea incluye orgánicos sintéticos, hidrocarburos, aromáticos, halogenados y oxigenados, este mismo autor presentó una tabla con 80 compuestos de este tipo. La solubilidad de los compuestos orgánicos es una variable importante ya que los hay que se presentan totalmente disueltos y algunos son ligeramente solubles ; a estos últimos se les ha denominado como fase no-acuosa y existen completamente inmiscibles (NAPL's - Non Aqueous Phase Liquids). Los compuestos mencionados, se clasifican por su densidad respecto al agua en fluidos ligeros de fase no-acuosa (LNAPL's - Light Non Aqueous Phase Liquids) y los más densos que el agua (DNAPL's - Dense Non Aqueous Phase Liquids) (Freeze y Cherry, 1979). En el estudio de los mecanismos de transporte, estos compuestos migran principalmente debido a la fuerza gravitacional, y llegan a formar lentes que abarcan grandes extensiones de los acuíferos flotando sobre el agua subterránea por lo cual algunos también les denominan "floters" a los NAPL's, y los más densos o DNAPL's se van al fondo de un acuífero sin disolverse (Noonan y Curtis, 1990).

El interés que muchos de estos contaminantes han despertado en los últimos años, tanto los denominados NAPL's como los metales pesados se debe al riesgo que

estos representan para la salud pública aún a muy bajas concentraciones (Figueroa y Pomares, 1982; Viveros, 1990; Barcenas, 1990; Albert L., 1990).

1.2 ESTUDIOS PREVIOS

Estudios desarrollados en la Cuenca de México en sitios de canal como los realizados por Ortega (1993), Pitre (1993), Mazari (1992) y Ortiz (1996) muestran que la migración de los solutos a través del acuitardo están relacionados a las propiedades hidráulicas del mismo pero también las fracturas representan conductos preferenciales hasta una profundidad de 25 m en el acuitardo lacustre Ortega (1993).

Pitre (1993) realizó estudios en la zona del Canal de los Remedios quien coincidió en señalar la presencia de fracturas y determinó valores de retardo teóricos para algunos contaminantes orgánicos y metales, de los más encontrados en los países industrializados que probablemente se presentarían en la migración del canal donde él desarrollo su trabajo. Mazari (1992) realizó estudios en muestras obtenidas del Gran Canal y del Río de los Remedios reportando la presencia de algunos compuestos orgánicos halogenados en bajas concentraciones, mediante la extracción de agua intersticial de núcleos abajo del canal.

Ortiz(1996) realizó un estudio en la Subcuenca de Chalco de transporte de solutos inorgánicos no reactivos, donde la fuente es un canal de aguas residuales, sin revestimiento, que lleva agua durante todo el año. La modelación del autor presenta una zona muy activa para el transporte, cuyo desplazamiento se da por pulsos y sugiere un tiempo de arribo al acuífero entre 3.5 y 4 años donde el espesor del acuitardo es de 14m. Estas velocidades son alarmantes considerando la baja permeabilidad que se le atribuye a las arcillas. El estudio isotópico de Cervantes (1996) señala resultados similares.

Con el fin de conocer la evolución geoquímica del agua de poro Domínguez (1996) realizó estudios sobre la evaporación del agua en los antiguos lagos de la Cuenca de la Cd. de México para diferenciar los elementos presentes en forma natural, en el agua, de aquellos que pudieran arribar a ella en forma artificial.

Las investigaciones anteriormente mencionadas se han enfocado a conocer las propiedades y respuestas hidráulicas del sistema, la geoquímica del agua de poro, la migración de isótopos naturales así como la migración de contaminantes inorgánicos no reactivos a través de mediciones directas en campo.

A nivel laboratorio también se han realizado una serie de proyectos con los materiales arcillosos de la zona, bajo la influencia tanto de compuestos orgánicos como metálicos a concentraciones determinadas, por ejemplo García (1996), quien evaluó en columnas los parámetros de adsorción para TCE (Tricloroetileno) y PCE (Tetracloroetileno) considerando su probable presencia e infiltración con lixiviados. En forma similar Páramo (1996) determinó el comportamiento de los metales a escala de laboratorio y su posible formación de complejos cuando las concentraciones alcanzan valores semejantes a efluentes industriales.

A diferencia de los trabajos anteriores, en éste se contó con piezómetros para la toma de muestras de agua, se conocían las características hidrogeológicas del área y el comportamiento de solutos inorgánicos no reactivos por estudios anteriores lo que permitió evaluar el proceso de sorción a las condiciones normales de la fuente contaminadora, en este caso un canal de aguas residuales, sin correr el riesgo de modificarlas al tratar de reproducirlas en laboratorio .

Con el fin de obtener la influencia de las arcillas en el fenómeno de retención de los contaminantes que provienen de un canal que transporta aguas residuales del tipo industrial, se ha propuesto esta investigación, cuyo objetivo es determinar la sorción (retención de especies químicas sobre la superficie de un sólido, ver Anexo A) de contaminantes-reactivos en las arcillas que protegen el acuífero de la Cd. de México. El trabajo se efectuó en los piezómetros colocados en la zona de Chalco,

cuya descripción y antecedentes ya han sido planteados por Ortega (1993) y Ortiz (1996) se extrajeron cinco muestras para metales y cinco para orgánicos en un sitio predeterminado, el cual se localiza en la periferia de la Subcuenca de Chalco con piezómetros previamente instalados en línea paralela a un canal de aguas residuales de Iztapaluca y en diagonal hacia el interior del subsuelo, alcanzando una profundidad de 2 a 14 m a un intervalo de 2 m (Ortega et al, 1993). Se efectuó un análisis puntual de las aguas superficiales, consideradas como la fuente más próxima de contaminación, para tener una referencia de los compuestos en el momento de estudio.

El muestreo y análisis de este tipo de compuestos en el agua subterránea es delicado y requiere considerar en todo momento el tipo de material con el cual se va a tener contacto, el tiempo que se va a manipular la muestra, el tipo de análisis, límites de detección, disoluciones o extracciones necesarias, con el fin de prever situaciones de sorción, volatilización y solubilidad que pudieran interferir en los resultados; esto implica conocer las propiedades fisicoquímicas de los posibles compuestos a detectar presentes en las diferentes muestras de agua.

Asimismo se propuso el uso de celdas de teflón con carbón activado para la captura de compuestos orgánicos volátiles que pudieran presentarse en los piezómetros. Las técnicas analíticas aplicadas fueron las recomendadas por la Agencia de Protección al Ambiente de los Estados Unidos (USEPA, por sus siglas en inglés) como una referencia de trabajo y para mantener dentro de un protocolo normalizado el trabajo de laboratorio.

El procedimiento de las celdas se basó en la modificación realizada por Dunlap et al,(1982) para la adsorción por carbón activado para flujo bajo, bombeando agua subterránea de pozos hacia columnas con carbón activado durante un periodo de 126 hrs. a una velocidad de 100 ml/min, en el Relleno Sanitario de Norman, Oklahoma.

Los coeficientes de retardo y la modelación matemática se efectuaron con los valores y coeficientes propuestos en: la literatura técnica especializada, estudios

INTRODUCCIÓN

previos además de las concentraciones obtenidas del muestreo en campo. La capacidad de retención de los minerales del acuífero y la riqueza en materia orgánica presente en las arcillas da como resultado, que el retardo en el movimiento de contaminantes es significativamente importante, especialmente en metales, pero en el caso de los compuestos orgánicos, las arcillas no resultan tan impermeables como se pensaba a la posible contaminación del agua subterránea de la Cd. de México.

1.3 OBJETIVO GENERAL

Evaluar la sorción de compuestos orgánicos y metales traza derivados de un canal de aguas residuales urbano-industriales en un punto de las arcillas de la planicie del acuitardo lacustre en la zona metropolitana de la Cd. de México.

1.3.1 *Objetivos particulares*

***Detectar la presencia de metales traza y compuestos orgánicos en aguas residuales que circulan a través de un canal sin revestimiento y evaluar su posible migración e impacto al acuífero subyacente .**

***Analizar la capacidad de sorción de las arcillas lacustres para los metales traza y compuestos orgánicos a través del retardo que sufren estos compuestos en su migración.**

***Adecuar técnicas de muestreo a los piezómetros ubicados bajo el canal en estudio, para la captura de compuestos orgánicos volátiles.**

1.3.2 *Alcances*

Determinar perfiles detallados en función del retardo de los compuestos orgánicos y metales traza en los piezómetros ubicados abajo del canal.

Establecer la profundidad de migración para los compuestos provenientes de los efluentes del canal, así como tiempo de arribo al acuífero subyacente .

1.3.3 *Aporte*

Este estudio establece la relación de los compuestos encontrados en un canal de efluentes urbano industriales, del tipo orgánico y metales, en su infiltración hacia el acuífero de la Cd. de México, a través de las arcillas lacustres y la capacidad de sorción que el acuitardo pueda presentar como retardo en la migración de estos contaminantes. Por medio de modelación de transporte se contribuye al análisis del tiempo de impacto al acuífero .

1.4 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El presente trabajo se desarrolló en un canal que recibe los efluentes urbano-industriales de empresas y casa-habitación localizadas en su orilla y está ubicado en los límites de la Subcuenca de Chalco, en el Estado de México en la zona del municipio de Iztapalapa, conurbada a la Cd. de México por lo que se encuadra dentro de la zona metropolitana.

1.4.1 Hidrogeología

Huizar (1989) y Ortega et al,(1993) mencionan que los sedimentos lacustres se conformarán, mayormente de "arcillas de baja permeabilidad cuyos espesores varían desde un metro en la margen lacustre hasta 300 m en el centro de la planicie. Estos se encuentran estratificados con capas de arenas finas volcánicas denominadas capas duras ubicadas a una profundidad aproximada de 25 y 54 m". Como "Unidad Arcillosa Superior" se conoce al estrato de arcillas ubicado a una profundidad de 0 a 25 m y al localizado entre los 25 a 54 m de profundidad se le denomina "Unidad Arcillosa Inferior", teniendo como frontera una de la otra una "Capa Dura"; todo esto en función de la nomenclatura geotécnica. (Figura 1.3).

Los acuíferos de esta zona han sido muy productivos pero por necesidades de demanda, a partir de los años 50's la explotación ha crecido, provocando la modificación de los gradientes hidráulicos, ya que de acuerdo con Ortega et al,(1993), la planicie actuaba con un gradiente ascendente a través del acuitardo lacustre, la cual se invirtió a un gradiente descendente y se encuentra en condiciones transitorias donde el espesor es mayor a 100 m. Estos autores agregan que a principios de los 60's y antes de 1984, comenzó un intenso bombeo en los acuíferos basáltico y granular libre fuera de la zona lacustre, ocasionando un efecto de subsidencia en la planicie de Chalco, alcanzando una gran parte de ella de 2 a 3 metros de hundimiento actual, el total de la subsidencia en esta parte de la planicie es de 6 a 7 metros. Comparativamente la Cd. de México tuvo una máxima subsidencia en el centro de 7.5 m de 1945 a 1985 (CNA-CAVM , 1991).



Fig. 1.3 Sección transversal mostrando las unidades hidrogeológicas de la Subcuenca de Chalco (Tomado de Ortega, 1993).

Ortiz (1996) menciona que el sistema acuífero local está constituido por sedimentos lacustres que definen un acuitardo y un acuífero granular semiconfinado similar a las condiciones de la Cd. de México, agrega además, que este sistema se encuentra definido por cuatro unidades hidrogeológicas Figura 1.4 y la Figura 1.5 la hidroestratigrafía aparece descrita por Cervantes (1996)

Estudios realizados por Vargas(1995) y Ramírez (1995) analizan la distribución de la conductividad hidráulica en el acuitardo, Vargas (1995) menciona que los valores progresivos de la conductividad hidráulica en los primeros 85 m de profundidad varía de 2.7×10^{-11} y 5.2×10^{-6} m/s. Ramírez (1995) analiza datos de carga y temperatura en un sitio de fractura de la Cuenca, donde se muestra que la respuesta hidráulica es más activa que en un sitio donde no hay evidencias de fracturamiento macroscópico.

1.4.2 Fuentes contaminantes potenciales

Acosta y Orta (1980) describen la situación en la Cuenca de la Cd. de México, sitio donde se ubica la mayor actividad industrial, actualmente el 50% del total existente en el país se asienta en la Cuenca (INEGI,1990), especialmente hacia la periferia y zonas conurbadas, donde la mayoría no cuenta con la infraestructura adecuada para el tratamiento y descarga de los efluentes.

Según estos autores las principales industrias contaminadoras en la Cuenca de la Cd. de México son:

- Papel y celulosa
- Productos químicos
- Alimentos
- Textiles (manufactura y acabado)
- Hierro, acero y minerales no metálicos.

Muy pocas poseen plantas de tratamiento individual y algunas de ellas se encuentran en zonas densamente pobladas por lo cual debe pensarse en un tratamiento conjunto. En este estudio, se considera de mayor impacto (aunque no de mayor importancia) las descargas químicas ya que aportan ácidos, bases, material orgánico, color

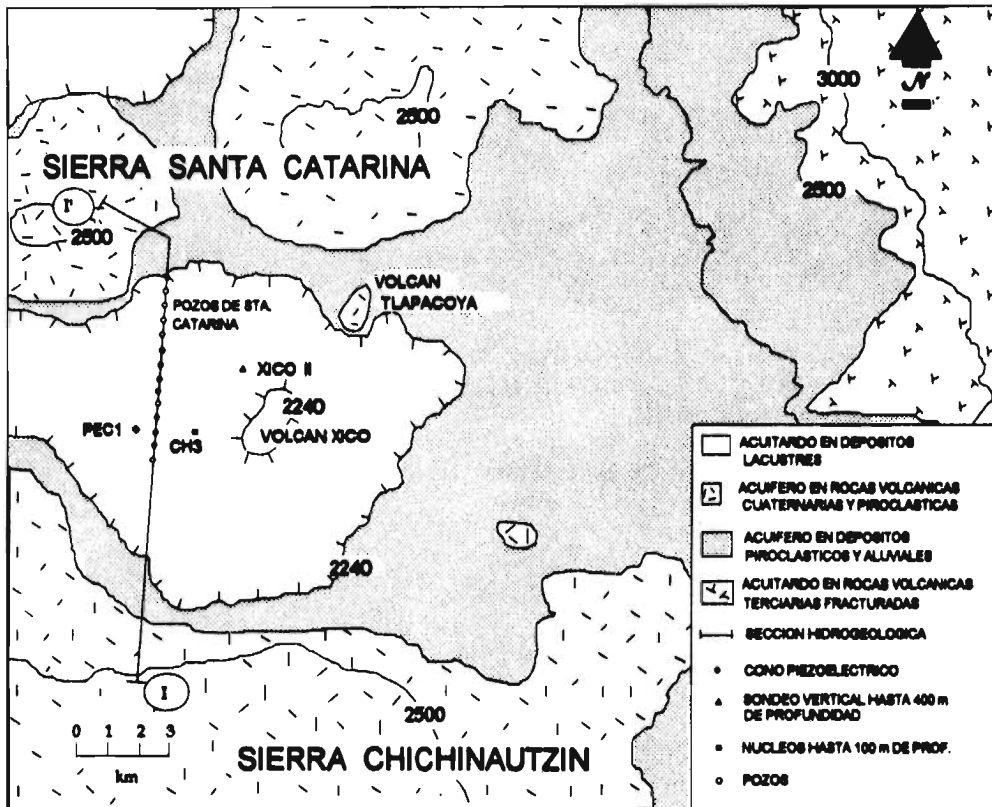


Fig.1.4 Unidades hidrogeológicas en el área de Chalco (Tomado de Ortega, 1993).

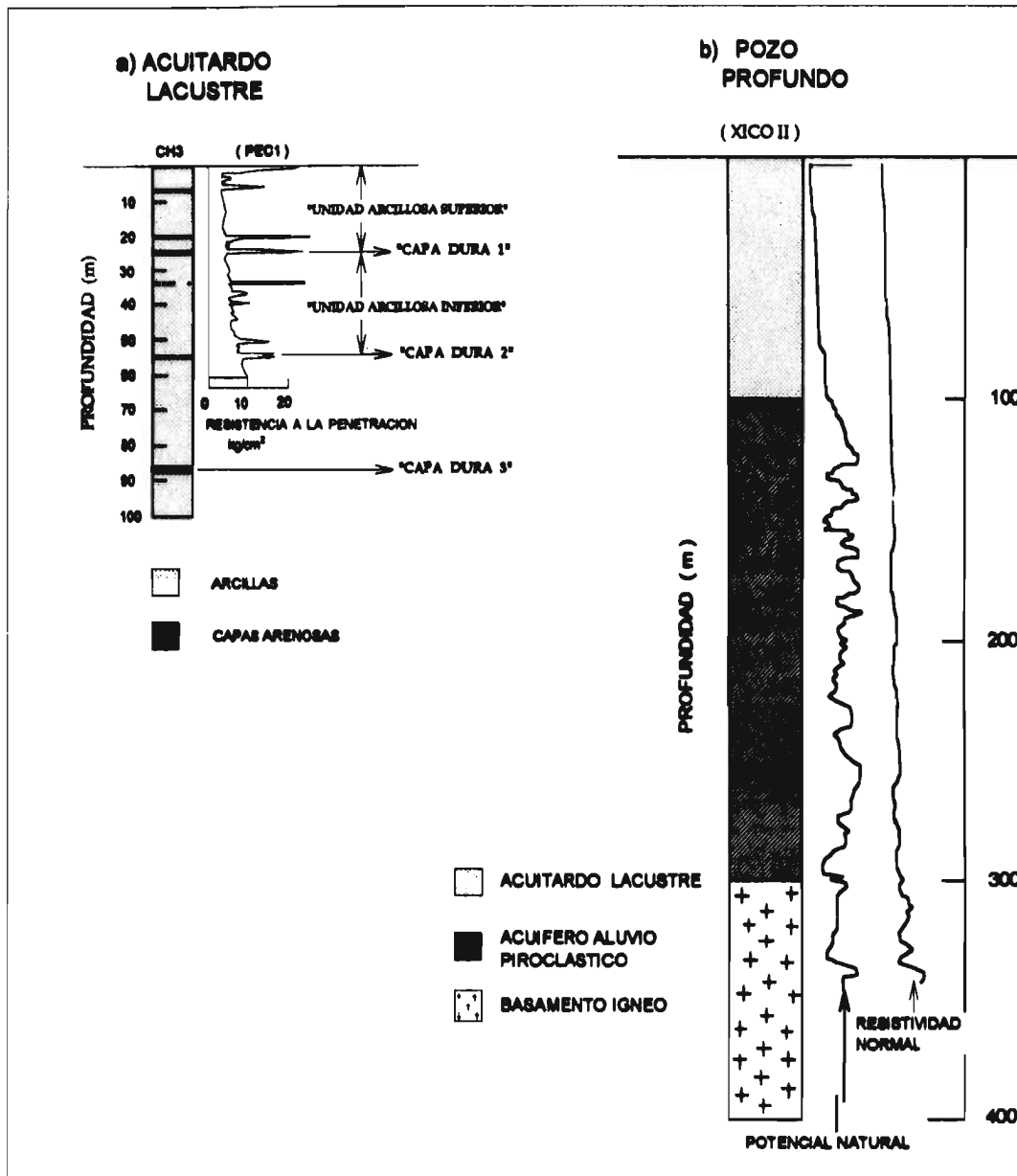


Figura No 1.5 Perfil de los depósitos lacustres en el centro de la Planicie de Chalco y perfil de un pozo profundo mostrando la estratigrafía (Tomado de Ortega et al, 1993).

y nutrientes, así como tóxicos, por ejemplo metales pesados, fenoles, sulfuros y derivados clorados. Este criterio coincide con los planteados por Rice y Viste citados por Zoller (1990) para fuentes puntuales y no puntuales. A continuación aparecen algunas características de contaminantes frecuentemente introducidos a sistemas subterráneos de descargas similares a las presentes en el canal de estudio, pero recopiladas a nivel internacional por dichos autores y aparecen en el siguiente cuadro sinóptico:

Característica potenciales del efluente	
Fuente	Característica
Químicos y Petroquímicos	pH variable, residuos orgánicos, sólidos suspendidos, compuestos azufrados, hidrocarburos.
Metales y acabados metálicos	*pH bajos (ácidos) alto contenido de metales algunos de ellos tóxicos.

El panorama de la calidad del agua de la Subcuenca de Chalco se ve afectada por la influencia de descargas del tipo doméstico e industrial. En el sitio se detectaron diferentes giros industriales asentados muy cerca del canal descargando directamente a él. Estas fueron del giro de alimentos (lácteos y bebidas), electrónica y papel. El canal esta situado a 400 m de la carretera México-Puebla, a un costado de él se ubica la empresa Panasonic y junto a esta una empresa de productos lácteos. (Figura 1.6)

De igual manera es posible apreciar lodos depositados en las márgenes del canal, derivados de la limpieza del mismo. De todo ello podemos esperar: gran cantidad de sólidos suspendidos, coloides y sustancias orgánicas, por lo que el sitio seleccionado reúne condiciones de potencial de contaminación críticas que aunado a la información de trabajos previos realizados en este sitio, ya señalados en la sección de generalidades, lo hacen atractivo para ser estudiado.

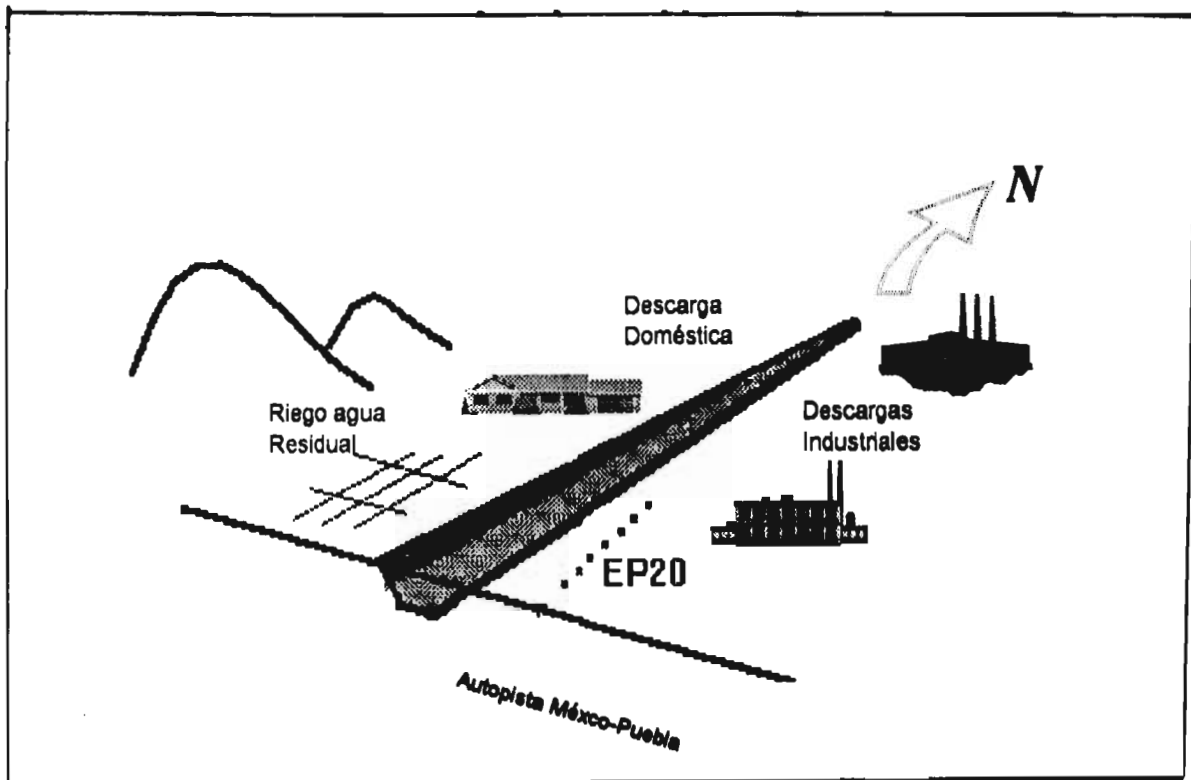


Figura No. 1.6 Croquis de ubicación del canal .

2 METODOLOGÍA

Este trabajo se desarrollo en campo, donde se obtuvieron muestras en un canal de aguas residuales y de agua subterránea abajo del canal; las muestras de agua subterránea se obtuvieron de los piezómetros y de un aditamento diseñado especialmente para capturar compuestos volátiles al cual se le denominó celda. Se efectuaron análisis químicos a dichas muestras con el fin de obtener perfiles detallados de concentración con la profundidad y por último se realizó una modelación matemática para simular la migración de los contaminantes identificados.

Previamente a los trabajos realizados, se efectuó una revisión bibliográfica para justificar algunos de los criterios de muestreo, conservación de muestras, marchas analíticas y de normatividad ambiental, que aquí se utilizaron.

2.1 INSTRUMENTACIÓN PREVIA DEL SITIO

En la planicie del acuitardo lacustre existe una red de piezómetros instrumentados por Ortega (1993) quien estudio la migración de solutos naturales y trazadores atmosféricos en la planicie lacustre. De esta red piezométrica se seleccionó uno de los nidos, por estudios realizados anteriormente en este sitio, se sabe de la migración de compuestos inorgánicos e isótopos hacia el acuífero, por lo cual es posible la migración de NAPL's y metales a través del acuitardo hacia el acuífero subyacente., el cual cuenta con un total de 7 piezómetros instalados en ángulo a lo largo de una línea paralela al canal. Estos están colocados a 2 m, 4 m, 6 m, 8m, 10 m, 12 m y 14 m de profundidad (Figura 2.1). El sitio elegido se localiza en Chalco-Iztapaluca al sureste de la Ciudad de México y se codificó como EP20 (Figura 2.2) y es el único localizado en un canal con las características necesarias al estudio. En este punto el espesor de las arcillas es de 14 m, profundidad a la que inicia el acuífero regional de la Cd. de México. El Canal es del tipo dragado sin revestimiento y no se contó con referencias de instalación o descripción alguna de su antigüedad.

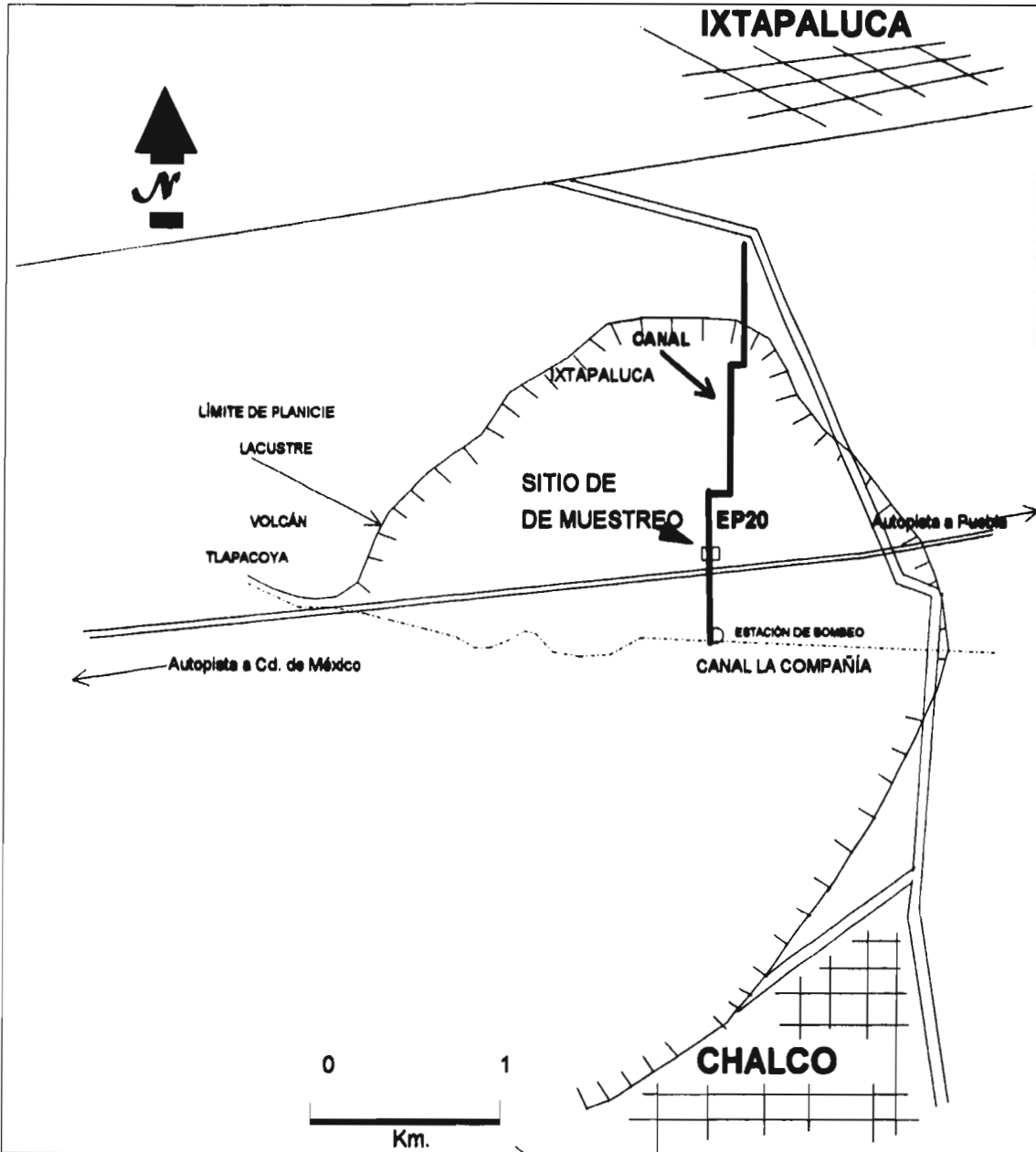


Fig. 2.1 Localización del canal, mostrando las estaciones piezométricas en el área de estudio (Tomado de Ortiz, 1996)

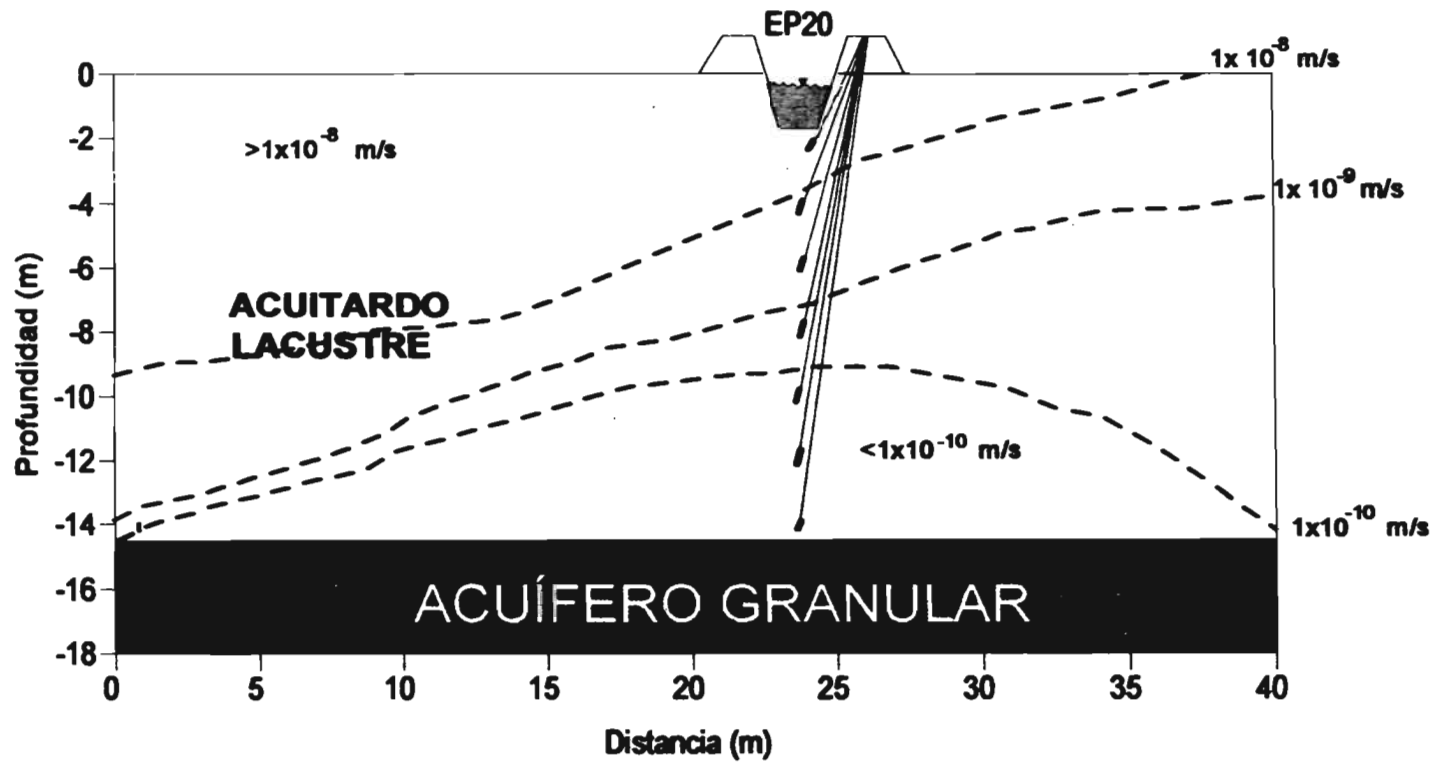


Fig. 2.2 Sección transversal del canal mostrando la estación piezométrica y las zonas de permeabilidad. (Tomado de Ortíz, 1996)

2.2 MUESTREO

Se obtuvieron muestras, tanto de agua residual como subterránea; los compuestos hallados en el agua superficial sirvieron de referencia para determinar los analizados en el agua subterránea. Los grupos químicos de principal interés para este trabajo fueron: inorgánicos (exclusivamente metales) y compuestos orgánicos, que se describen con mayor detalle en la sección de resultados.

2.2.1 Agua residual

Para tener conocimiento del estado de contaminación del agua que llevaba el canal se tomaron muestras, clasificadas como de agua superficial para metales y compuestos orgánicos. Dado que no existían referencias que dieran a conocer los compuestos presentes en este canal, el muestreo se efectuó de esta manera para así determinar las posibles especies químicas que se presentarían en el ambiente subterráneo.

2.2.1.1 Metales

Para extraer el agua superficial, fue necesario romper la capa de celulosa y residuos sólidos que cubren el agua que circula por el canal, introduciendo mediante una varilla de madera un recipiente muestreador de vidrio, aproximadamente a un metro de profundidad y procurando no remover los sedimentos, ni causar turbulencia a la salida del recipiente, con el fin de evitar el arrastre de sólidos al recipiente además de limitar la entrada de oxígeno que pudiera modificar las condiciones de oxido-reducción del sistema.

En este mismo recipiente se envasó la muestra, se agregó ácido clorhídrico concentrado hasta alcanzar un pH de 2.0 para metales con el fin de mantenerlos en solución, se evitó la formación de burbujas en el interior, se tapó con tapa de

baquelita y se selló con parafilm para evitar cualquier conexión con el exterior de la muestra. Según los pasos indicados por el Standard Methods for the Examination of Water y Wastewater conocido como APHA-AWWA-WPFC por sus siglas en inglés) en su sección 1060 para muestreo y conservación de muestras. Se almacenó a 4 °C.

Se desarrolló el análisis de metales totales y solubles en función de las técnicas de: US-EPA 74 Method for Chemical Analysis of Water and Wastes Methods Development and Quality Assurance Research Laboratory, los cuales se efectuaron en el Instituto de Geología en el Laboratorio de Química del Agua y se agrupan en la Tabla No1.

Tabla No. 1 Determinación de metales

Parámetro	Tipo de Agua	Envasado	Técnica	Conservación	Lugar
Metales	A. Superficial	vidrio filtrado HCl conc.	USEPA 74	4 °C 6 meses	Instituto de Geología
Metales	A. Subterránea	vidrio filtrado HCl conc.	USEPA 6010	4° C 6 meses	Instituto de Geología

En el análisis químico solo se hizo diferencia entre metales totales y solubles, y no para iones del mismo elemento como es el caso del Cromo hexavalente o reducido y Cromo tres (en forma superficial o subterránea). Técnicas indicadas : Chemical Analysis of Water and Wastes-water Methods Development de AWWA-APHA-WPCF, 1980, .

2.2.1.2 Compuestos orgánicos

Para los compuestos orgánicos, se realizó la toma de muestra el mismo día que los metales, también se muestreó al metro y medio de profundidad hacia el centro del canal , se evitó turbulencias y se procuró no llegar a los sedimentos. Se llegó al volumen total del recipiente sin permitir la formación de espacios de aire ("head space") para evitar la volatilización, asimismo se selló con tela de teflón y fibra de vidrio el recipiente, no se agregó ningún conservador. Se almacenó a 4°C para su

transportación en campo (Barcelona y Gibb, 1988) (McAlary, 1987). Se aplicó un barrido cromatográfico en la Facultad de Química, bajo las indicaciones de: técnica acoplada de Cromatografía de Gases/Espectrometría de Masas (GC/EM) US-EPA 8270, se realizó una extracción previa por el método US-EPA 525. (Tabla No 2). De los resultados obtenidos (Capítulo 5), se eligieron los grupos que fueron analizados dentro del agua subterránea en función de criterios que más adelante se describen.

Tabla No. 2 Determinación de compuestos orgánicos

Parámetro	Tipo de Agua	Envasado	Técnica	Conservación	Realizó
Orgánicos (todos los posibles)	Agua Superficial	Vidrio Teflón Fibra de vidrio	US-EPA 8270 US-EPA 525	28 días	Facultad de Química

La técnica CG/EM esta limitada a dar a conocer los compuestos con mayor afinidad a los encontrados en la biblioteca de espectros que posee el equipo y la combinación entre tiempo y picos, por lo cual debe entenderse que los compuestos reportados solo son los más probables (Capítulo 5).

2.2.2 Agua subterránea

2.2.2.1 Metales

La obtención del agua del piezómetro para metales, se efectuó utilizando un Bayler de teflón. A las muestras se agregó ácido clorhídrico como conservador llegando a un pH = 2.0, se selló y almacenó a 4° C. Envasado en frascos de vidrio, con tapa de baquelita y sellado con parafilm.

Se muestrearon cinco piezómetros, ya que meses antes se realizó un muestreo previo para el estudio de compuestos inorgánicos no reactivos (Ortiz, 1996), lo que

afectó la recarga del agua en el piezómetro, no pudiendo obtener la cantidad suficiente para análisis de los piezómetros ubicados a mayor profundidad. Con el fin de mantener la calidad en el trabajo de laboratorio, se analizaron cinco muestras originales y dos de dilución conocida, preparadas a partir de las muestras originales; se corroboró con el analista que los resultados en cada parámetro fueran verificados por triplicado.

2.2.2.2 Compuestos orgánicos

Antes de realizar el trabajo fue necesario verificar que el material de los piezómetros no afectara de manera alguna los parámetros a evaluar. Gillham y O'Hannesin (1990) y Barcelona et. al. (1990) han propuesto que el fenómeno de sorción durante el muestreo es muy significativo y puede interferir en el caso de compuestos orgánicos. El material de los pozos y piezómetros es una de las principales causas de afectación a las muestras especialmente materiales metálicos y plásticos como Cloruro de Polivinilino (PVC) ligero y cobre o galvanizados como el acero ya que causan disminución en la masa de los componentes de interés. Barcelona y Gibb (1988) señalan algunas decisiones que deben tomarse para desarrollar un muestreo, con el mínimo de interferencias para compuestos orgánicos en agua subterránea. Además no deben purgarse los piezómetros previo a la toma de muestra de compuestos volátiles, para evitar su pérdida (McAlary y Barker 1987).

Las experiencias de Gillham y O'Hannesin (1990) determinan que el PVC hidráulico y el teflón (politetrafluoretileno, PTFE) son los materiales más adecuados para el equipo que debe extraer la muestra. Las muestras líquidas se almacenaron en recipientes de vidrio, sin conservador, evitando los espacios y sellando nuevamente con tela de teflón y fibra de vidrio, los cuales son materiales inertes. El almacenamiento se efectuó a 4 °C. Conforme a la sección 1060 del Standard methods for the examination of water and wastes-water de AWWA-APHA-WPCF, 1980

Las características químicas de los compuestos más ligeros permite prever su volatilización (Anexo D). Los contaminantes que son transferibles al aire, se encuentran dentro de los que se denominan compuestos orgánicos volátiles (COV) o VOC's por sus siglas en inglés. (Pérez, 1995).

Debido a la gran pérdida de volátiles durante el muestreo por el contacto con la atmósfera, Lyman et al,(1982) señala que la volatilización es un proceso que depende de la turbulencia y duración de exposición a la fase gaseosa; asimismo McAlary y Barker (1987) mencionan que la pérdida de los compuestos volátiles en el agua del piezómetro se da en un decrecimiento exponencial que puede llegar al 50% en tan solo cuatro horas. Por ello se penso en una forma diferente de obtener muestras de estos compuestos, aprovechando la experiencia que existe en el área ambiental sobre el manejo de carbón activado. El cual ha resultado adecuado en la retención de compuestos orgánicos en el tratamiento de aguas residuales.

2.3 TÉCNICA PROPUESTA PARA MUESTREO DE COMPUESTOS VOLÁTILES

Se denomina carbón activado a cualquier forma amorfa de carbón que posee alta capacidad de adsorción la cual se debe a su amplia superficie, dando por resultado un gran número de poros internos característica que le atribuye un alto grado de actividad, este material tiene gran afinidad por los hidrocarburos alifáticos (cadena abierta) y aromáticos (cadena cerrada), así como los hidrocarburos halogenados. Además tiene la particularidad de incrementar su adsorción con aquellos compuestos de alto peso molecular y reducirla a temperatura alta (Kiang y Metry 1982). El carbón activado es un adsorbente efectivo para muchos compuestos orgánicos especialmente en tratamientos de agua potable y aguas residuales (Weber y Van Vliet, 1980). Dentro de los carbones comerciales disponibles se presenta un rango de área superficial específica del orden de 800 a 1200 m²/g , Weber y Vliet

(1980) reportan valores de 950 m²/g para carbón virgen, 550 m²/g carbón en uso y 920 m²/g carbón regenerado.

Se pueden utilizar ensayos discontinuos para aproximar la efectividad del carbón y predecir los niveles de sorción, utilizándose para este propósito la isoterma de adsorción de Freundlich. Esta es una expresión funcional para la variación de adsorción con la concentración del compuesto orgánico en solución a temperatura constante. Estas pruebas, en las cuales un contacto de dos horas es suficiente para alcanzar el 90% de equilibrio en la adsorción, se hacen con periodos de contacto entre 2 y 24 hrs (Eckenfelder et al, 1988). En el caso de la presente tesis se propuso superar dicho valor para dar tiempo a la recuperación del agua en los piezómetros. En un principio se tomaron las muestras para análisis de metales en aguas subterráneas, colocar inmediatamente después las celdas y se dió una estancia de siete días .¹

La isoterma de Freundlich se expresa en términos de remoción en efluentes con impurezas en solución y remanentes. Esta adsorción en el carbón depende de varios factores, tales como: peso molecular, solubilidad, polaridad, ubicación de los grupos funcionales y configuración molecular global. Los compuestos de cadena ramificada se adsorben más fácilmente que aquellos de cadena lineal y las moléculas de baja polaridad y solubilidad tienden a ser preferentemente adsorbidas. Este principio de adsorción es aplicado ampliamente en columnas las cuales se rellenan con carbón granular y el flujo se hace pasar a través de ella en forma ascendente. El tratamiento se conoce como carbon activo granular (GAC) y es de alta eficiencia en descargas industriales. Se cuenta con datos de la actividad de diferentes compuestos de carbón activado aplicados en trabajos de extracción en tratamientos de aguas residuales por Eckenfelder et al, (1988), dicho trabajo fue usado para determinar la cantidad mas adecuada de carbón para ser introducida a los piezómetros. Este mismo autor nos proporciona una serie de análisis y datos de interés sobre el comportamiento de carbones comerciales, en función de los sólidos suspendidos totales. Estos sirvieron de base para el diseño de nuestra celda (Anexo B).

¹ Comunicación oral con el Dr. Robert Gillham (1996), Universidad de Waterloo, mencionó que era necesario rectificar el volumen que pudiera ascender por la celda, y con ello asegurar que el mismo, fuera representativo para los compuestos deseados .

La modificación que se hizo a la técnica de Dunlap et al, (1982) para elaborar la celda, consistió en buscar la cantidad mínima de carbón para adsorber los compuestos volátiles, basando el calculo en la efectividad de los carbones estudiados por Eckenfelder et al,(1988). Con el fin de determinar ésta cantidad, se realizó una interpolación matemática con los valores expresados en la Tabla de eficiencias de los tratamientos con carbon activado comparado contra los parametros de interés : sólidos suspendidos totales y algunos metales, tabla de Eckenfelder et al,(1988) (Anexo B). Se decidió obtener el valor de los sólidos suspendidos totales (SST) que contenian dos de las muestras con mayor volumen con el fin de mantener la cantidad de muestra suficiente para que de las mismas se realizaran los análisis de metales en agua subterránea. Los sólidos suspendidos totales se obtuvieron según lo indicado por APHA-AWWA-WPFC,1980 en la técnica 209A, se determino un promedio, dando por resultado 1 gramo de carbón (Anexo B). No se tomo de las muestras restantes el valor de los SST ya que la cantidad no era suficiente para efectuar ambos parámetros (SST y Metales)

Se siguieron la referencias de Gillham y O'Hannesin (1990) indicadas anteriormente en el material de muestreo, para elegir el material de construcción de la celda. El teflón o PTFE es considerado como el más adecuado, ya que el diámetro interno del piezómetro no rebasa los 6 mm y este material puede ser surtido para dichas dimensiones. Con ello se preparó una celda con las siguientes características: longitud de 12 cm, 5 mm de diámetro externo, rellenas con un gramo de carbón activado previamente purificado y se colocó fibra de vidrio en los extremos para permitir la infiltración de agua a través de ella y al mismo tiempo evitar la salida de las partículas de carbón (Estas dimensiones solo están en función de dar cabida al gramo de carbón activado).

El carbón activado fue del tipo granular, malla 12-40, con un diámetro de 0.9 a 1.1 mm, codificado comercialmente como LQ 1000. Se purificó para evitar la adsorción de partículas ionizables tales como los metales, para ello se colocó el carbón activado en una solución de ácido clorhídrico al 15 % y se llevó a ebullición durante 2 hrs, para enjuagarse después con agua destilada y secado en horno a

temperatura constante a 105 °C (Dunlap et al, 1982). Este lavado previo evita que metales o complejos metálicos sean adsorbidos en forma preferencial por el carbón a las sustancias volátiles y así prever la saturación con otros compuestos que no son de interés.

Para evitar la contaminación del material durante la construcción, la celda ya armada se limpió totalmente con vapor de agua (arrastre de vapor) pero sin contener el carbón. Se requirió una adaptación con una pequeña pieza electrónica a la punta de la celda para facilitar su colocación y extracción, cuidando no tuviera contacto con el carbón activado, por lo que, la instalación o introducción de las celdas a los piezómetros se efectuó después de obtener las muestras para metales.

La celda se extrajo del piezómetro rápidamente para limitar el contacto con la atmósfera, se almacenó cubriéndola con papel aluminio y dentro de un recipiente de vidrio. Para realizar su análisis químico es necesaria la preparación de la muestra mediante la desorción o lixiviación de un sólido por un solvente, misma que se llevó a cabo en el Instituto de Geología. Los pasos seguidos fueron los indicados por la técnica: 3540-US-EPA Aq Method la cual consiste en llevar a destilación el solvente y hacer pasar el vapor a través de la celda, recibir el destilado en un vial estéril y sellarlo con teflón.

Para la extracción (CCE), fué utilizado el cloroformo grado HPLC. Para tener un control en el trabajo de laboratorio, fué conveniente realizar un blanco únicamente con el destilado de un cloroformo para comparar los cromatogramas correspondientes de las demás celdas y así prevenir posibles interferencias en el arrastre del solvente al contacto con el equipo.

El Dr. Gilberto Díaz del Instituto de Ciencias del Mar Limnología, recomendó la preservación de los destilados con nitrógeno gaseoso de alta pureza y así limitar la pérdida de muestra y componentes volátiles, como medida de conservación cuando el análisis cromatográfico no se realiza de inmediato. Fue necesario el transporte del resultado de dichas desorciones a la compañía Microecol S.A de C.V. localizada en

Gral Sostenes Rocha No.28 Col. Magdalena Mixhuca, la tabla 3 contiene las especificaciones de determinación. Su procedimiento analítico se aplicó con referencia a compuestos volátiles detectados en el agua superficial (Capítulo 5 y Anexo D).

Tabla No 3 Determinación de compuestos volátiles

Parámetro	Tipo de Muestra	Envasado	Estandar	Conservación	Elaboró
VOC's (Celda)	A. Subterránea (Extracción) (Análisis)	Teflón Fibra de vidrio Vial de vidrio Sello teflón	SS-846- USEPA1311 USEPA-8270	No definido Ninguno	Instituto de Geología Microecol

Con la finalidad de verificar resultados, se enviaron duplicados con diferentes claves a las originales. La alta resolución que ofrece la combinación de las técnicas de cromatografía y espectrofotometría, ha promovido su uso extensivo, especialmente en el caso de fenoles. Su aplicación en los estudios ambientales se ha ido escalando con el tiempo. Además ofrece la oportunidad de trabajar con cantidades muy pequeñas de muestra, el material requerido para CG/EM puede ser del orden de los 25 nanogramos para cada componente que se desea rastrear en el espectro. (Afghan y Chou, 1989). La US-EPA da a conocer cuatro niveles de confianza para el manejo y aplicación de esta técnica, la cual también manifiesta que se requiere un volumen pequeño para la muestra. Además debe entenderse esta técnica como cualitativa pues solo se indica la presencia de los compuestos mas no su cantidad.

Para señalar los compuestos orgánicos que se examinaron químicos a las muestras de agua subterránea y a las celdas de carbón activado, se evaluó el potencial de migración de los compuestos orgánicos detectados en superficie en función de los siguientes criterios: a) solubilidad, b) posible degradación biológica y c) volatibilidad .

2.4 MODELACIÓN MATEMÁTICA

Con el fin de pronosticar el tiempo de arribo al acuífero se trabajó con un modelo matemático que incluye el valor de retardo y la velocidad de migración al acuífero el cual ya está calibrado a las condiciones del sitio en estudio. Esta simulación se aplica a la ecuación de transporte por advección-dispersión en una dimensión obtenida por Ogata y Banks (1969) y modificada por Sudicky (1990).

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

$$Dx \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v \frac{\partial C}{\partial x} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad \text{Ec. 1}$$

Considerando el retardo, debido a la sorción, la ecuación de transporte en un medio homogéneo en una dimensión a lo largo de la dirección del flujo toma la forma :

$$D_t \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_l \frac{\partial C}{\partial x} + \frac{\rho_b \partial S}{n \partial t} = \frac{\partial C}{\partial t} \quad \text{Ec. 2}$$

De las condiciones de simulación se incluye las siguientes variables:

V	velocidad lineal promedio del agua subterránea
α	dispersividad
D'	coeficiente de Difusión efectiva
R	factor de retardo
C ₀	concentración inicial en la fuente
C ₀ = f(t)	su variación en el tiempo
σ	decaimiento en la fuente
λ	decaimiento del contaminante
t	tiempo de simulación

Se modificó el modelo calibrado por Ortiz (1996), para el sitio en estudio para compuestos inorgánicos no-reactivos, a compuestos reactivos (metales y orgánicos)

con las siguientes variaciones en las velocidades y el valor de retardo ,su planteamiento se presenta en el siguiente cuadro sinóptico.

Variaciones de velocidad

$V_1 = 0.33$ m/a	Valor obtenido en los estudios de Cervantes (1996) y Ortiz (1996).
$V_2 = 3.3$ m/a	Valor que representa el fracturamiento del medio acorde a la variación que se presenta en el sitio Ortiz (1996).

Retardo	(Valores de este trabajo) Es el retardo del soluto en relación con su medio, el cual es constante para cada combinación de sustancia química y medio poroso (ver Anexo A).
	Metales en función del intercambio catiónico $R = f(25.4 \text{ meq}/100 \text{ g suelo})$ $R = f(56.0 \text{ meq}/100 \text{ g suelo})$ (*)
	Orgánicos en función de la fracción de carbón orgánico $R = g(5 \%)$ $R = g(25 \%)$ (**)

(*) Valores obtenidos de Marsal y Mazari (1959) corresponden a capacidad de intercambio catiónico

(**) Valores de Hansen (1989), expresados como fracción de carbón orgánico

2.5 SELECCIÓN DE NORMA OFICIAL MEXICANA

El estudio de la capacidad de sorción en sus características de migración de contaminantes, tiene importantes implicaciones con la calidad del agua subterránea como un problema ambiental (monitoreo, grado de contaminación etc.) por lo cual se optó por comparar los compuestos detectados (solo en metales) con los valores indicados en la Norma Oficial Mexicana para agua potable: NOM 127SSA-94, indicando con ello la influencia del canal en el uso potencial del acuífero como recurso para la población.

No se eligió una Norma Oficial Mexicana para descargas residuales, ya que el objetivo de esta tesis no es evaluar la condición del canal ni presentar un tratamiento que mejore las características del mismo.

METODOLOGÍA

La norma anterior es aplicable a los metales y no incluye valores o límites para los compuestos orgánicos. A continuación aparecen algunos de los criterios más conocidos para este tipo de compuestos que maneja la EPA bajo el rubro de Primary Drinking Water Standards.

Orgánicos Volátiles	Semivolátiles	Pesticidas/Herbicidas
Cloruro de vinilo	1,4 Diclorobenceno	2,4 Diclorofenoxiacético
Tricloroetano	2,4,5 Triclorofenol	<i>gamma</i> BHC
Benceno		Metoxicloro
Tetracloruro de carbono		Toxafeno
1,2 Dicloroetano		
1,1 Dicloroetano		
1,1,1 Tricloroetano		

En los estudios de rehabilitación de acuíferos denominados Superfounds (RCRA Hazardous Waste, por su correspondiente acción legal en Estados Unidos) en la subparte de agua-subterránea que se llegan a solicitar: Endrin, Lindano, Metoxicloro, Toxafeno, 2,4 Dicloroetano y 2,4,5 Triclorofenol (Federal Register, 1985 citado por Barcelona et al, 1990)

Para 1987 y 1991, la EPA agregó algunos otros compuestos orgánicos como : Acrilamida, Alaclor, Carbofurano, Clordano, Dibromocloropropano, *orto* y *para* Diclorobenceno, *trans*-1,2Dicloroetileno, Monoclorobenceno entre otros (Fetter,1993)

Los anteriores son compuestos orgánicos señalados por la Normatividad estadounidense, no se encontró ninguno de estos grupos en la Normatividad Mexicana que fueran equivalentes en el agua potable .

3. RESULTADOS Y DISCUSIONES

3.1 METALES EN AGUA SUPERFICIAL

Los resultados de los análisis efectuados para metales de mayor interés ambiental en agua superficial se muestran en la Tabla No. 4, en ella las concentraciones de los metales solubles varían de décimas de mg/l (hierro y plomo) y de centésimas de mg/l para los metales restantes (cobre, manganeso, zinc, cromo, cadmio, cobalto y níquel).

Con el fin de mostrar su importancia para el ambiente, en la misma tabla se incluyen los límites de los parámetros considerados, que se establecen en la Norma Oficial Mexicana (NOM 127-SSA/94). De acuerdo con ella las concentraciones de plomo y cadmio son las únicas que están fuera de límite. Puede pensarse que estas concentraciones no son problemáticas al ambiente, sin embargo las concentraciones observadas en la Tabla No. 4 son representativas de las condiciones de pH-Eh del agua residual al momento del muestreo .

Tabla No 4 Metales solubles identificados en el agua residual.

METALES Solubles	CONCENTRACIÓN (mg/l)	DATOS DE NORMA (mg/l)
Hierro	0.196	0.3
Cobre	0.0	2.00
Manganeso	0.048	0.15
Zinc	0.0458	5.00
Plomo	(0.1129)	0.025
Cromo	(0.0396)	0.05
Cadmio	0.0115	0.005
Cobalto (*)	0.0892	sn
Níquel	0.0909	sn

(*) sn = Datos sin valor de norma NOM-127SSA/94

() Valores por arriba de la norma oficial mexicana

Morgan (1986); Stumm y Morgan (1981); Frezze y Cherry (1979), indican la importancia de las condiciones de óxido-reducción del ambiente en que permanecen los metales, Fetter (1993) señala que la movilidad de metales se da cuando estos existen como iones solubles debido a las condiciones de pH-Eh dominante en el medio y esto se da en forma especial en el agua subterránea. Por lo tanto las condiciones químicas pueden estar en un intercambio continuo de reacciones redox, disolución-precipitación, etc., lo cual promovería que los compuestos metálicos que en algún momento estén inmóviles, cambien su estado de pH-Eh de tal manera que la solubilidad de los nuevos compuestos les permita diluirse y migrar a través del subsuelo.

Se sabe que las condiciones del canal son predominantemente reductoras, dadas las características anaerobias que prevalecen en él (Acosta y Orta 1986; Mazari et. al 1996). Esto tiene como consecuencia un estado químico dinámico que promueve la formación de complejos u óxidos (dependiendo del metal) que precipitaran en los lodos del fondo del canal y serán retenidos por él, promoviendo que los sedimentos o lodos en el canal, posean un alto contenido de metales mientras persistan las condiciones anóxicas:

Las condiciones redox en el canal y en los lodos pueden cambiar debido a:

- a) al extraer los lodos del canal hacia la superficie por el método de dragado (método de limpieza del canal) ,
- b) al aumentar el nivel de oxígeno disuelto en el agua del canal por efecto de precipitación o por difusión en época de sequía.

En ambos casos las condiciones redox pueden sufrir un cambio de tal manera que se promueva la dilución y con ello la movilidad de los compuestos metálicos y provocando que el potencial de migración se incremente; al exponer los lodos al oxígeno cuando el nivel en el canal es mínimo, o bien incrementando el contenido de oxígeno por medio de precipitaciones pluviales; lo anterior, permite la alteración del pH-Eh del sistema y en consecuencia la solubilidad de los compuestos metálicos y con ello su movilidad. Al dejar el estado reductor, los metales reaccionan produciendo

compuestos de fácil infiltración al entrar en dilución con el agua de lluvia o aún de riego (ya que por el contenido de materia orgánica los lugareños consideran atractivo este lodo para sus sembradíos) de tal manera que se tiene una entrada de metales a las arcillas que depende del estado dinámico del ambiente en que se encuentren, lo cual coincide con las entradas cíclicas de contaminantes inorgánicos a las arcillas propuestas por Ortiz (1996).

3.2 METALES EN AGUA SUBTERRÁNEA

En la Tabla No. 5 se presentan los resultados de los metales en agua subterránea a las profundidades de los piezómetros en estudio, en estos hay una variación de concentración mucho más amplia que en el caso de los metales en agua superficial ,ya que se presentan valores de decenas de mg/l como en el zinc y de milésimas de mg/l como en el cadmio.

Tabla No. 5 Metales en agua subterránea

NOM (mg/l)	Fe 0.3 l	Cu 2.00	Mn 0.15	Zn 5.0	Pb 0.025	Cr 0.05	Cd 0.005	Co (sv)	Ni (sv)
Prof. (m)									
4	1.666*	0.0188	0.08	2.849	0.1129*	0.0198	0.0076*	0.0892	0.1212
6	0.9869*	0.0568	0.024	18.98*	0.1129*	0.0198	0.0115*	0.0446	0.0606
8	0.4575*	2.358*	0.032	3.35	0.3389*	0.0396	0.0076*	0.0892	0.0606
10	0.4901*	0.0943	0.08	4.674	0.2259*	0.0198	0.0076*	0.0496	0.0909

(*) Concentraciones fuera de norma oficial mexicana
sv Sin valor de norma

Al comparar concentraciones con valores de la norma oficial mexicana, es obvio que en varios resultados la concentración está por arriba del límite permisible. Así, se tiene que las concentraciones de hierro, plomo y cadmio sobrepasaron el valor de norma en todas las profundidades en estudio. A los 4 y 6 m de profundidad se encontró al zinc sobre el valor permisible. En el piezómetro ubicado a los 6 m el cadmio se presentó por arriba de la norma y en el piezómetro situado a 8 m de

RESULTADOS Y DISCUSIONES

profundidad se presentó el cobre cuya concentración superó el valor permisible. Con el fin de visualizar estas variaciones, se elaboraron perfiles que muestran las concentraciones de cada uno de los elementos mencionados contra la profundidad.

En la Figura 3.1a, que presenta el perfil correspondiente a la variación de hierro (Fe) contra la profundidad, de igual manera se incluye el valor de la Norma Oficial Mexicana. Esta figura muestra concentraciones mayores a 0.5mg/l, se detectó que de los 4 a los 8 m de profundidad las concentraciones disminuyen, ya que los dos últimos valores fueron cercanos a 0.5 mg/l.

En la Figura 3.1b se muestra el perfil del cobre (Cu) el cual presenta un pico de 2.4 mg/l a los 8 m de profundidad, es el único punto mayor a la norma, los puntos restantes estuvieron casi en cero .

Para el manganeso (Mn) se presentó un decremento al llegar a los 6 y 8 m de profundidad y los extremos indicaron la misma concentración (a los 4 y 10 m de profundidad),ninguno de los análisis sobrepasó el límite permisible. Lo que se aprecia en la Figura 3.1c .

En la Figura 3.1d aparece el perfil del zinc (Zn) el cual superó el valor de norma en un punto (19 mg/l) el cual se presenta como un pico del gráfico a los 6 m de profundidad . Los demás puntos fueron menores a la norma .

En la Figura 3.1e del plomo (Pb) se aprecia que los valores fueron mayores a los de norma, debido a que a todas las profundidades en estudio, se presentó un valor pico a los 6m de profundidad. Este es uno de los metales pesados que se detectó en altas concentraciones desde el agua superficial.

El cromo (Cr) presentó concentraciones casi constantes a excepción del valor obtenido a los 8 m el cual se incrementó al doble (de 0.0198 a 0.0396 mg/l) en su perfil se presenta como un pico, Figura 3.1f. Una situación muy similar se da en el cadmio (Cd) que aparece en la Figura 3.1g ya que tiene un valor constante de

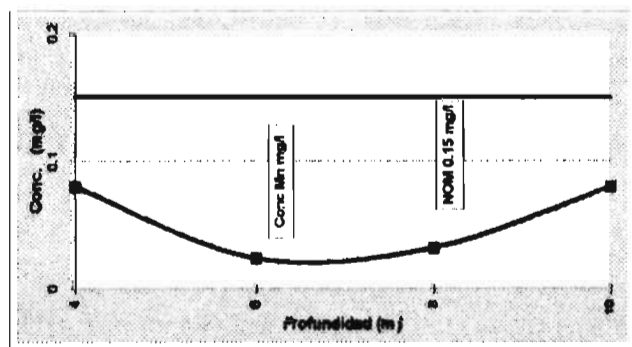
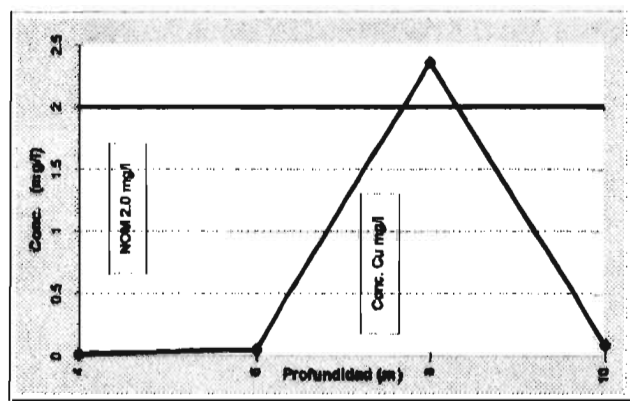
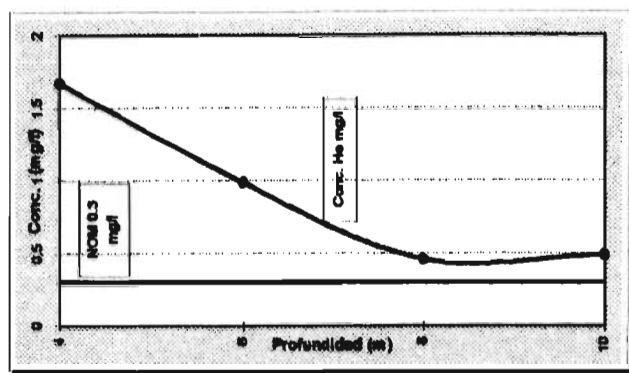
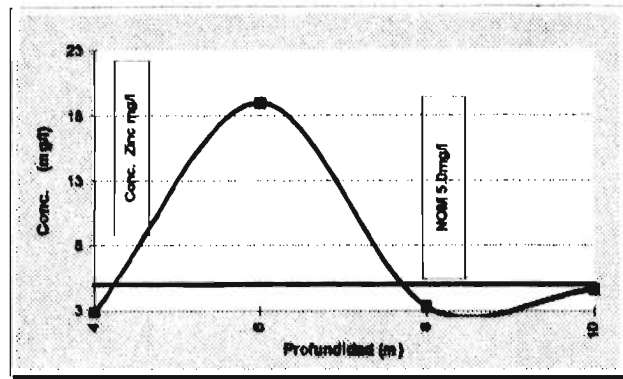
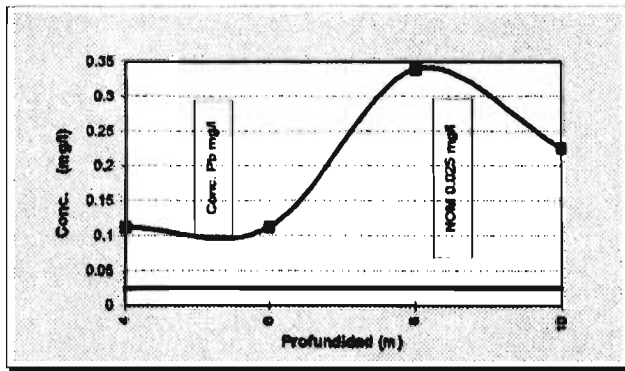


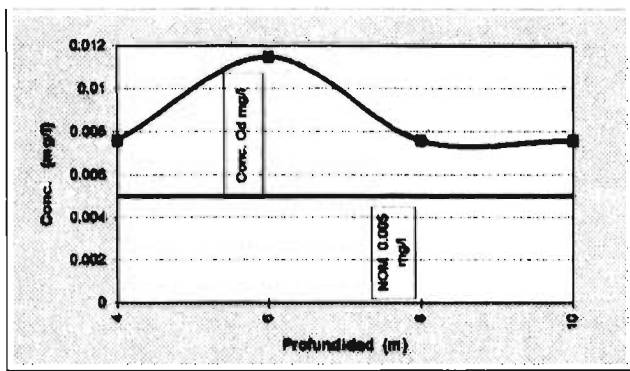
Figura 3.1 Perfil de profundidad contra concentración



3.1d zinc

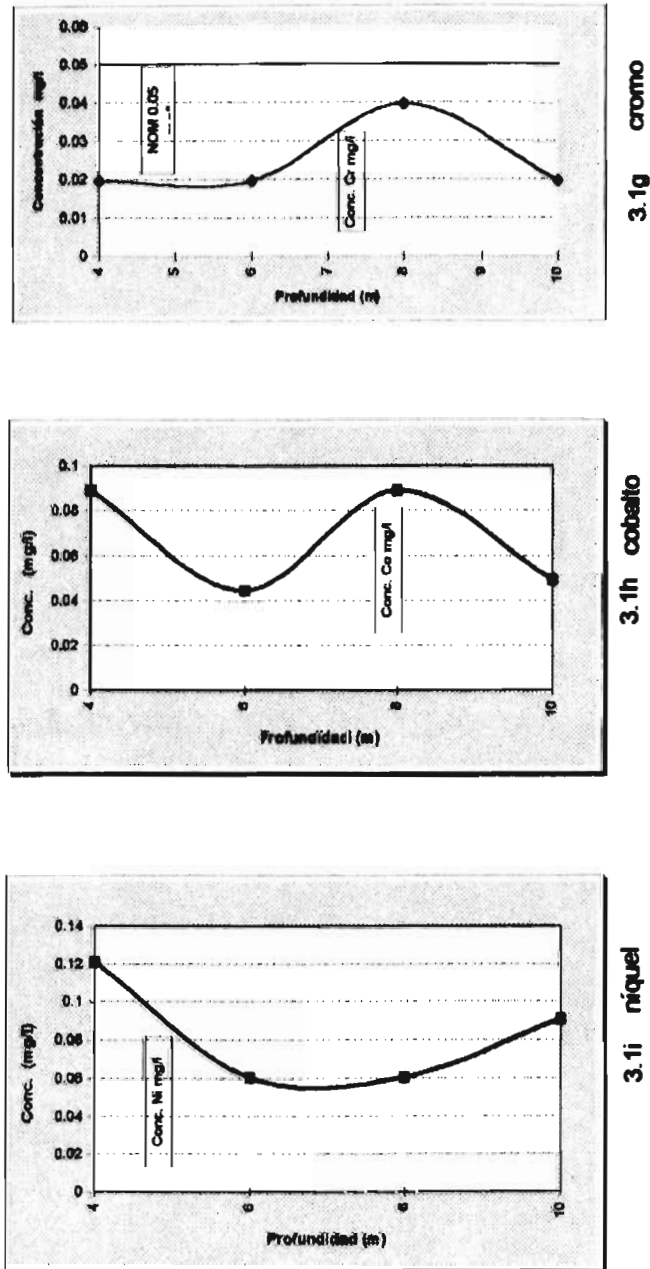


3.1e plomo



3.1f cadmio

Figura 3.1 Perfil de profundidad contra concentración



Perfil de profundidad contra concentración

Figura 3.1

0.0076mg/l y a los 6m se presentó un pico a 0.0115 mg/l , la diferencia es que los valores del cadmio sobrepasan la norma y en el cromo no.

El cobalto (Co) y el níquel (Ni) no fueron comparados contra un nivel permisible de norma ya que no están presentes en ella; sin embargo los perfiles indican que los picos están localizados en los piezómetros de menor profundidad. Figuras 3.1h y 3.1y

Para tener una comparación histórica, de aquellos metales que también se presentan en los anteriores periodos de muestreo desarrollados por Ortega (1993) y Ortiz (1996), aparecen: hierro, manganeso, cobre y zinc. Los resultados de 1991 y 1994 se obtuvieron bajo los mismos criterios metodológicos que aparecen en este trabajo, variando únicamente el Laboratorio donde se desarrollaron los análisis .

En las Tablas No 6a-6d se presentan los bloques de los diferentes metales mencionados para 1991, 1994 y 1996 .

Tabla No.6a Comparación en función de tiempo y profundidad Fe 0.30 mg/l (*)

Profundidad(m)	1991 ^(a)	1994 ^(b)	1996 ^(c)
4	0.75	1.77	1.666
6	0.55	1.44	0.9669
8	1.95	5.2	0.4575
10	0.53	0.95	0.4901

Tabla No.6b Comparación en función de tiempo y profundidad Cu 2.00 mg/l (*)

Profundidad (m)	1991 ^(a)	1994 ^(b)	1996 ^(c)
4	0	0.01	0.0188
6	0	0.02	0.0566
8	0	0.05	2.358
10	0	0.02	0.0943

Tabla No.6c Comparación en función de tiempo y profundidad Mn 0.15 mg/l (*)

Profundidad (m)	1991 ^(a)	1994 ^(b)	1996 ^(c)
0.58	0.58	0.07	0.08
0.63	0.63	0.24	0.024
0.37	0.37	0.15	0.032
0.07	0.07	0.08	0.08

Tabla No.6d Comparación en función de tiempo y profundidad Zn 5.00 mg/(*)

Profundidad (m)	1991 ^(a)	1994 ^(b)	1996 ^(c)
0.048	0.048	0.24	2.849
0.057	0.057	0.31	18.98
0.154	0.154	0.33	3.35
0.072	0.072	0.3	4.674

(*) Valores de Norma NOM 127SSA-1994.

Datos : (a) 1991 Ortega (1993), (b) 1994 Ortiz (1996) y (c) este trabajo

De la Tabla No. 6a el hierro sobrepasó a la norma en los diferentes periodos de muestreo, en 1994 cuando los valores reportaron picos aún mayores que para el muestreo de 1996.

El cobre aparece en la Tabla No. 6b ,en 1994 reportó valores de presencia y estos incrementaron su valor al siguiente periodo de muestreo en 1996, sin embargo ninguno de los valores sobrepasó el valor de norma.

El manganeso en la Tabla No. 6c presentó los valores más altos en 1991 de los cuales sobrepasaron el valor de norma los detectados a 4, 6 y 8 m de profundidad; para los posteriores intervalos de muestreo, la concentración indicó una disminución y en 1996 los valores reportados se encuentran dentro de norma.

El zinc es un metal que mostró un incremento en su concentración en el último intervalo de muestreo (1996) y llegó incluso a superar el valor permisible a los 8 m de profundidad como aparece en su perfil individual, Figura 3.1d los periodos de

muestreo de 1991 y 1994 reportaron valores de centésimas a décimas de mg/l. Tabla No. 6d .

En los perfiles se agrupó a los diferentes periodos de muestreo, considerando profundidad contra concentración. El perfil de hierro en la Figura No 3.2a, muestra que la forma de los perfiles son similares en 1991 y 1994, el valor pico de ambos perfiles corresponde a los 8 m de profundidad, el periodo de 1996 tiene una forma muy diferente.

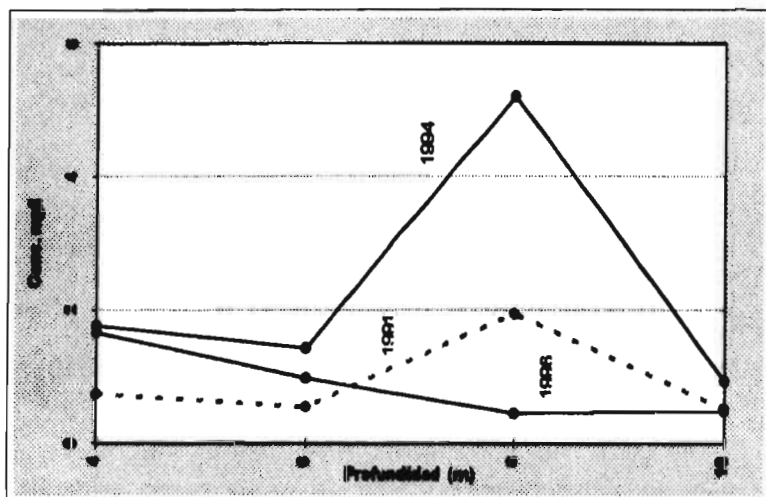
En la Figura No 3.2b se observa que los perfiles de 1991 y 1994 también tienen una forma parecida, además conforme se avanza en la profundidad las concentraciones disminuyen, en los tres periodos el piezómetro ubicado a los 10m coincide en el mismo punto de concentración.

El siguiente perfil en aparecer corresponde al cobre, en la Figura No 3.2c, se muestra el pico mencionado en el perfil individual (Figura No 3.1b) para los otros dos periodos los valores son aproximados a cero o centésimas de mg/l.

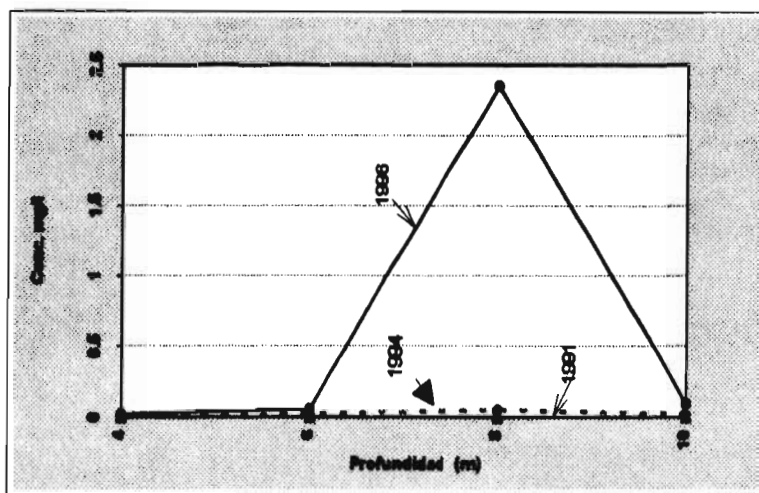
Por último el perfil del zinc indica que los perfiles para 1991 y 1994 son semejantes y casi paralelos pero la forma para 1996 presentó un pico a los 6m de profundidad. Figura 3.2d

Como se observó en los perfiles anteriores hay una variación de uno a otro periodo, en el tiempo y en el espacio, por lo que no se puede asegurar que se presente una tendencia definida, lo que resulta consistente con los perfiles presentados por Ortiz (1996) para iones conservativos .

La presencia de metales en el agua subterránea abajo del canal, se puede explicar por lo señalado por Evans (1989) quien manifiesta que en el agua subterránea los metales pueden existir en forma libre (iones) o en complejos con ligandos orgánicos e inorgánicos; Fetter (1993) menciona también que la movilidad de los

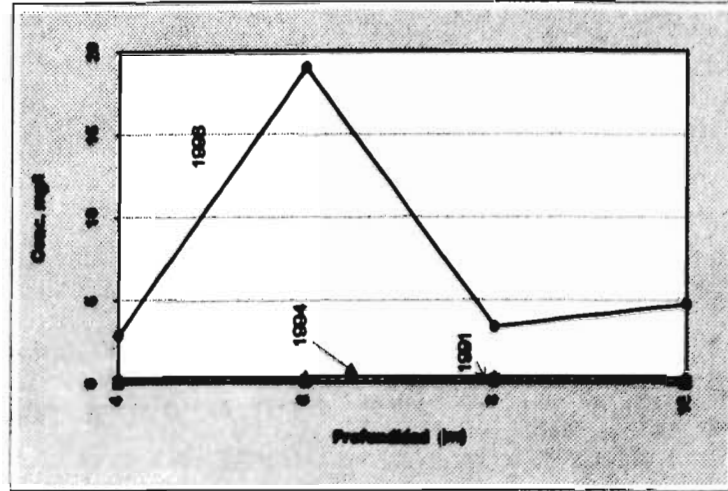


No 3.2a

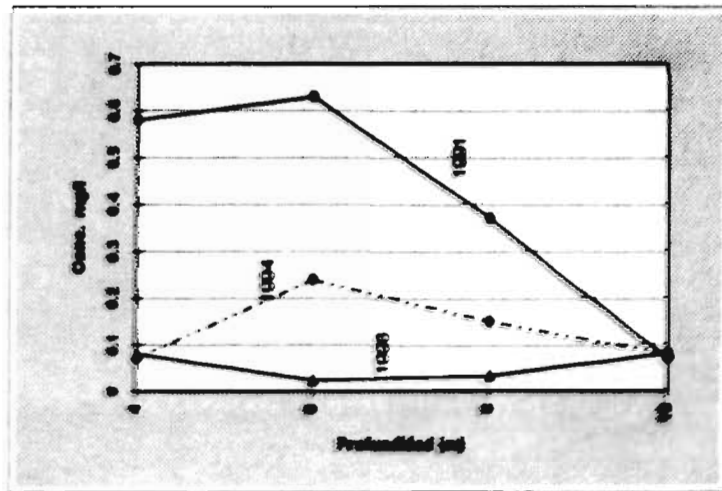


No 3.2b

Figura No 3.2. Perfiles de profundidad contra concentración, periodos de 1991, 1994 y 1996, figs. 3.2a) Hierro y 3.2b) Cobre.



No 3.2c



No 3.2d

Figura No 3.2 Perfiles de profundidad contra concentración, periodos de 1991, 1994 y 1998, figs. 3.2c) Manganeso y 3.2d) Zinc.

metales en el agua subterránea se puede deber a su unión con quelatos o coloides húmicos.

Las porciones de iones atraídas a los puntos o sitios de actividad de sorción del material geológico, promueve la retención de estos compuestos y su acumulación en un punto (Evans, 1989) lo que explicaría la diversidad de concentraciones en el perfil .

Los picos detectados en los perfiles, pueden estar relacionados al sistema de fracturas que ha sido descrito para este sitio por Ortega (1993) y Ortiz (1996), lo que promueve que la migración de los compuestos no conservativos en las fracturas sea diferente a la presente en la matriz porosa. De esta manera cabe la posibilidad de que los picos detectados se deban a que los piezómetros coinciden con microfracturas, a diferencia de los otros piezómetros que quedan ubicados en la matriz porosa .

Reardon (1981) señaló que la población sorbida en un punto dado no está en equilibrio con el patrón del agua subterránea, lo que se refiere a la evolución química dinámica mencionada al inicio de este capítulo, lo cual quiere decir que la situación química del agua variará hasta lograr la estabilidad con la población de sorción. Situación que se hace presente en los diferentes intervalos de muestreo, al detectarse en algunos de ellos, un aumento o bien hubo un decrecimiento en las concentraciones, lo que permite diagnosticar lo siguiente: para que se presente una estabilidad del sistema, éste debe saturarse, lo cual requeriría de que se infiltren concentraciones muy elevadas de metales. El hecho de que la concentración aumente o disminuya en cada periodo indica que el material no ha sido saturado y que éste accede al acuífero solamente en determinadas épocas.

3.3 COMPUESTOS ORGÁNICOS

En la Tabla No. 7 aparecen concentrados los grupos orgánicos detectados en los diferentes tipos de agua, de canal y subterránea.

Tabla No. 7 Identificación de compuestos orgánicos en agua superficial y subterránea

Identificación por CG/EM	Agua Superficial	Agua Subterránea
Grupo <i>orto, para, meta</i> Metil-fenol o Cresol	D	ND
Halogenuro de alquilo	D	ND
Diol ramificado	D	ND
Acidos grasos libres	D	ND
Ester metílico	D	ND
Grasa de silicón	D	ND
Grupo fenol sustituido	ND	D(*)

Barrido cromatográfico, concentraciones ppm a cientos de ppm (ppm partes por millón, mg/l)

Métodos: EPA 525, EPA 8270.

D Detectados D(*) Detectado a 4 y 6 m de profundidad.

Nd No detectados

Los compuestos orgánicos en el agua superficial presentaron concentraciones del orden de ppm (partes por millón) a cientos de ppm (partes por millón), esto se desprende de las extracciones realizadas cuando se llevó a la máxima concentración posible, conforme se indica en la metodología.²

Se detectaron compuestos orgánicos en el agua superficial de los siguientes grupos o familias (sus características químicas aparecen en el Anexo D) :

Acidos grasos libres y ésteres de ácidos grasos que son compuestos generados por la descomposición de materia orgánica y de fácil degradación biológica.

El grupo metil-fenol o cresol contiene un anillo bencénico con uniones a radical hidróxido y un metilo, los grupos fenólicos se encuentran en una gran cantidad de

² Comunicación Oral Quím. Alfredo Osuna, Lab. de Espectrometría de Masa, Fac. de Química. UNAM

procesos industriales por lo cual no resulta extraño su presencia en agua residual y subterránea. Otra de sus características es su polaridad que permite sea uno de los compuestos orgánicos con solubilidad en agua y al mismo tiempo una disminución en su volatilización, por ello Fetter (1993) lo identifica como un contaminante en agua subterránea semivolátil.

El halogenuro de alquilo o alquil-halogeno azufrado es un compuesto que se incluye en los componentes del petróleo de uso común como combustibles .

Los dioles o dobles alcoholes son compuestos muy utilizados como solventes en la preparación de tintas y pinturas así como en acabados electrónicos además de ser incluidos en formulaciones de anticongelantes. Poseen dos radicales hidróxido, por lo cual se pueden volatilizar.

Si bien la densidad de los compuestos orgánicos depende del tamaño de molécula aún cuando en algunos de estos casos se desconoce el compuesto exacto, por características de grupo orgánico fué posible determinar que su densidad es mayor a la del agua y que su solubilidad varia con el tipo de radicales a los que están unidos, consultando listados presentados por Freeze y Cherry (1979), Fetter (1991) y Barcelona y Gibb (1988) se les consideró hidrofóbicos y de fase no acuosa. Anexo D .

Por su densidad y dado que la fuerza que controla su migración es la gravitacional y los gradientes de presión (Freeze y Cherry, 1979) se clasificaron como DNAPL's (Dense non-aqueouse phase liquids), la detección de compuestos orgánicos del tipo DNAPL's de este trabajo, es crítico tanto en el agua superficial como subterránea debido a sus afectaciones a los ecosistemas y su toxicidad, ya que varios de ellos tienen una importante actividad carcinogénica. Además existe la posibilidad de que migren hasta alcanzar el manto acuífero y el riesgo de afectación a la población, por consumo del agua contaminada; también se da la dificultad de su diagnóstico en ambientes subterráneos ya que se comportan de manera diferente a otros contaminantes y migran a mayores profundidades. Los sitios contaminados presentan una gran dificultad y riesgo en el momento de su monitoreo. Cabe señalar

que las opciones para la remediación o rehabilitación de acuíferos o suelos contaminados requieren tiempos prolongados de aplicación, grandes inversiones, tienen un límite de efectividad y en algunos casos se desconocen efectos por su aplicación, como lo han demostrado los estudios realizados en diversas partes del mundo como los denominados Superfounds en Estados Unidos cuyas experiencias hacen referencia a los puntos antes mencionados (Barcelona et al,1990; MacKay, 1996).

La presencia de estos compuestos en el agua superficial indican el riesgo que presenta el canal en estudio y otros que del mismo tipo se localizan en la Cuenca de la Ciudad de México, al recibir descargas del tipo industrial sin tratar.

Los análisis de aguas subterráneas indican que ninguno de los compuestos orgánicos detectados en la muestra superficial están presentes en los piezómetros tal como aparece en la Tabla No. 7. Sin embargo se identificó la presencia de una cadena orgánica perteneciente al grupo fenol (fenol sustituido) en las celdas de carbón activado ubicadas en los piezómetros a 4 y 6 m de profundidad, que no correspondía a los denominados metil-fenol o cresoles.³

Esto indicó la efectividad de la celda en cuanto al objetivo de retención de compuestos volátiles planteados en este trabajo. Aún falta determinar algunos puntos como son el volumen que entra en contacto con la celda durante su estancia en el piezómetro, así como la eficiencia de recuperación. Sin embargo es importante señalar que los cromatogramas se presentaron libres de interferencia por el solvente ocupado y que en el muestreo directo si hay pérdida de compuestos volátiles en el agua subterránea, a pesar de estar tomando las precauciones señaladas por los diferentes autores cuyos criterios se indicaron en el capítulo de metodología.

Barcelona y Gibb(1988) señala la dificultad de definir todos los procesos químicos y biológicos que afectan la movilidad de los solutos reactivos en agua subterránea. Los procesos de degradación biológica o bien por transformación con el

³ Comunicación oral: Dr. Carlos Guzmán, Instituto de Química. UNAM.

RESULTADOS Y DISCUSIONES

oxígeno, pueden promover que los compuestos detectados sufran un cambio en su solubilidad o que debido a la polaridad que poseen sean retenidos en los lodos del canal, sin embargo debido al estado químico dinámico ya mencionado en el caso de los metales también puede presentarse en los orgánicos con su propias características (Gillham, 1996), estos pueden llegar a infiltrarse o bien por la simple fuerza gravitacional pasar de los lodos al subsuelo y con ello iniciar su movilidad en el acuitardo en estudio.

El hecho de haber detectado un compuesto orgánico en las celdas a profundidades someras indica que a pesar de los procesos de afectación antes señalados, la migración de compuestos orgánicos se da en las arcillas en estudio. Lyman et al ,(1982) y otros autores (McAlary y Barker, 1987; Noonan y Carter 1990) indican que la volatilización es un proceso que depende de la turbulencia y duración de exposición; con la fase gaseosa las arcillas presentan saturación por lo cual la volatilización no ocurre y la infiltración de los compuestos sólo se ve afectada por la sorción, ya que MacKay (1983) citado por Stanley (1988) indica que ambas situaciones no ocurren simultáneamente.

3.4 CAPACIDAD DE SORCIÓN

De los compuestos metálicos y orgánicos detectados tanto en el agua residual como subterránea, se hace necesario analizar su movilidad en las arcillas lacustres y su posible impacto en el acuífero.

El proceso de sorción interviene de manera especial en el transporte de compuestos reactivos, promoviendo un retardo en el tiempo de arribo al acuífero. La sorción es un proceso donde los componentes de un fluido se adhieren a la superficie de un sólido, la cual está gobernada por dos tipos de interacciones: adsorción, donde las interacciones dependen del área expuesta y se consideran atracciones físicas entre las diferentes sustancias y la absorción donde se interactúa con la masa del compuesto sólido y la sustancia o fluido, existiendo fuerzas químicas de tipo polar (Kiang y Metry, 1982).

Así las especies químicas reportadas en este estudio son retenidas y acumuladas sobre las partículas arcillosas que conforman el acuitardo, mediante el proceso de sorción; la masa retenida por las arcillas, implica que el tiempo de llegada al acuífero es mayor respecto al tiempo en que arriban compuestos no reactivos al agua subterránea, a lo que se denomina retardo. Este coeficiente es el que nos indica la capacidad de sorción que presentan las arcillas lacustres y que también se pudiera expresar como potencial de retención que es como la denomina Evans (1993). Sin embargo es más conocido el concepto de retardo, además de que éste define la relación entre las velocidades de migración del contaminante y del agua como se aprecia en las secciones para metales y orgánicos.

Freeze y Cherry (1979) definen el efecto de retardo R , como el cambio de masa de un constituyente infiltrado por unidad volumétrica y por unidad de concentración.

$$R = 1 + (b_b * K_d) / (n_e) \quad \text{Ec. 3}$$

donde:

- p_s densidad en masa seca del material poroso
- K_d Coeficiente de distribución
- n_e porosidad efectiva

esta ecuación es indistinta al tipo de contaminante Ec. (1) (Freeze y Cherry,1979).

Los compuestos pueden ser sorbidos por varios mecanismos, sin embargo generalmente es solo uno de ellos el que predomina (Shimizu et al,1993). La lista que se muestra a continuación , ha sido recopilada por diversos autores,

- a) Interacciones entre iones y la doble capa eléctrica
- b) Intercambio iónico (específicamente el catiónico).
- c) Coordinación en la superficie de cationes metálicos
- d) Interacción ión-dipolo.
- e). Enlace de hidrógeno
- f) Fuerzas de Van der Walls-London.
- g). Interacciones Hidrofóbicas

Es difícil evaluar la relativa importancia de cada uno de ellos debido a la heterogeneidad del medio sólido donde se efectúa la sorción (Barcelona et al,1990; Fetter, 1993; Shimizu et al,1993). Los compuestos orgánicos presentan primordialmente interacciones hidrofóbicas por medio de las fuerzas de Van der Walls, por lo que la conjunción de los dos mecanismos (fuerzas de Van der Walls e interacciones) se refiere comúnmente como sorción hidrofóbica. Para el caso de los metales, los mecanismos más significativos se refieren al intercambio catiónico y a las interacciones con la doble capa difusa (Weber y Van Vliet,1980 ;Shimizu et al , 1993).

Si bien el efecto de retardo se interpreta de igual manera, sin importar el tipo de contaminante, existiendo una diferencia de evaluación sugerida por los mecanismos antes indicados, de tal forma que se presentan ecuaciones diferentes para el coeficiente de retardo para metales y compuestos orgánicos .

Para metales se tiene, Pitre (1993) :

$$R_t = 1 + (p_s K_d c/c_0(1-n_e))/n_e t \quad \text{Ec.(4)}$$

donde:

- K_d Coeficiente de selectividad (específico del medio y del catión en estudio y varia de acuerdo a la rapidez con que se ocupen los lugares de intercambio y la complejación del soluto).
- t representa la concentración de cationes
- cic capacidad de intercambio catiónico
- n_p y ρ_s porosidad efectiva y densidad del material .

En el caso de los compuestos orgánicos, el coeficiente de distribución expresa dicha diferencia, y las características químicas de los compuestos aparecen implícitas en la siguiente ecuación denominada de Karickhoff citada por Freeze y Cherry, 1979.

$$K_d = K_{oc} (f_{oc}) \quad \text{Ec. (5)}$$

donde:

- f_{oc} fracción orgánica del carbón
- K_{oc} coeficiente de partición o separación suelos/sedimentos

es calculada por la relación empírica de Montgomery y Welkom(1990)

$$\log K_{oc} = a(\log K_{ow}) + b \quad \text{Ec.(6)}$$

- K_{ow} coeficiente de partición n-octanol/agua.
- a y b valores de literatura, varían en función del componente químico y las condiciones de estudio.

Un factor de importancia es la presencia de la materia orgánica que tiene gran influencia sobre la habilidad de sorción de un material. La sorción para compuestos orgánicos, es especialmente valida para materiales cuyo contenido orgánico sea mayor al 0.1% determinado por la fracción orgánica del carbón (f_{oc}); para metales no existe valor del contenido orgánico pero este se encuentra determinado por la capacidad de intercambio catiónico (cic) . Ambas expresiones se refieren al contenido húmico del material (Freeze y Cherry, 1979; Ortega, 1982).

Los valores de foc y cic ocupados en este trabajo, corresponden a:

cic capacidad de intercambio catiónico Marsal y Mazari , 1959

mínimo de 25.4 meq/ 100 g suelo

máximo de 56.0 meq/ 100 g suelo

foc fracción de carbon orgánica

mínimo 5 % máximo 25 % Hansen, 1989

medio 7 % Pitre, 1993

A continuación se lleva a cabo un análisis de la sorción de metales y compuestos orgánicos en las arcillosas lacustres a través de los cuales migra el agua residual del canal en estudio.

5.4.1 Capacidad de sorción de metales

Los valores que aparecen en la Tabla No. 8 corresponden al retardo y a los coeficientes de distribución, los cuales están en función de los metales detectados en agua superficial en su concentración de solubles y de una variación en el intercambio catiónico que pudiera presentarse en el espesor de las arcillas .

Al igual que Pitre (1993) se analizó el retardo de metales en función de un intercambio catiónico como proceso gobernante (Anexo B). Los valores de Kd corresponden a los valores de concentración detectados en el agua subterránea, es por ello que el cobre no reporta ningún valor, ya que no se detectó en las muestras analizadas de los piezómetros.

Tabla No. 8 Retardo para metales.

	cic = 25.4 meq/100 g suelo		cic = 56.0 meq/ 100g suelo	
METALES	Kd (ml/g)	R	Kd (ml/g)	R
Hierro	24190.47	80131.29	53333.3	176667.6
Cobre	nd	nd	nd	nd
Plomo	233027.52	771904.66	513761.47	1701835.87
Zinc	181428.57	600983.14	400000	1325001
Manganeso	149411.76	494927.45	329411.76	1091177.45
Cromo	115454.54	382443.16	254454.45	843182.8
Cadmio	1270000	4206876	2800000	9275001
Cobalto	84105.96	278601.99	185430.46	614239.39
Níquel	82200.65	272290.65	181229.77	600324.61

Referencias : Densidad de las arcillas masa seca 2.65 (Mazari, 1992)

$n_v = 0.8$ (Ortega, 1993)

$V_w = 3.0 - 4.0$ m/año (Ortiz, 1996)

cic capacidad de intercambio catiónico (Marsal y Mazari 1969)

nd No se detectó

En la Tabla No. 8 se presentan los valores reportados de Kd y R, se presentan en un intervalo de miles y millones, la velocidad de migración será mucho más lenta en comparación con los compuestos no reactivos; quien alcanzó el punto más alto fué el cadmio (R= 4206876 a cic de 25.4 meq/100 g suelo, y al valor de cic= 56.0 meq/100 g suelo R=9275001), siguiendo en orden descendente se encontró el plomo, el zinc, el manganeso y por último el cromo.

El metal de menor retardo es el hierro cuyos valores son R=80131.29 si el valor de cic es 25.4 meq/100 g suelo y R=176667.6 a una cic= 56.0 meq/100 g suelo, lo que indica que la capacidad de sorción se da en mayor proporción en cadmio y en orden descendente le siguen plomo, zinc, manganeso hasta llegar al hierro. Al comparar los valores de retardo en función del intercambio catiónico es obvio que si las arcillas poseen un valor de cic de 56.0 meq/g suelo la sorción también se incrementa a su máximo.

La Tabla No.9 muestra la variación que puede sufrir la capacidad de sorción si las concentraciones a las que se presentan los metales se incrementarán llegando a :

- a) Al valor propuesto por la Norma Oficial Mexicana.
- b) A un intervalo de 1 a 100 mg/l (semejante a valores en sedimentos Förstner citado por Zoller, 1994)

Tabla No. 9 Retardo en metales con variación en las concentraciones

RETARDO para un cic = 25.4 meq/g suelo						
METALES	De Norma	Kd (ml/g)	R	Dif. orden	Kd (ml/g)	R
Hierro	0.3 mg/l	84.67	281.46	10.0 mg/l	2.54	9.41
Cobre	2.0 mg/l	12.7	43.07	10.0 mg/l	2.54	9.41
Plomo	0.025 mg/l	1016	3366.5	10.0 mg/l	2.54	9.41
Zinc	5.0 mg/l	5.08	17.83	100.0 mg/l	0.254	1.84
Manganeso	0.15 mg/l	169.3	561.92	10.0 mg/l	2.54	9.41
Cromo	0.05 mg/l	508	1683.75	1.0 mg/l	25.4	85.14
Cadmio	0.005 mg/l	5080	16828.5	1.0 mg/l	25.4	85.14
Cobalto	sv			10.0 mg/l	2.54	9.41
Níquel	sv			10.0 mg/l	2.54	9.41

sv sin valor de norma.

Densidad de las arcillas masa seca 2.65 (Doménico, 1990)

$n_p = 0.8$ (Ortega, 1993)

$V_w = 3.0 - 4.0$ m/año (Ortiz, 1996)

Los coeficientes y ecuaciones aplicados en el calculo en estas dos tablas se tomaron de Freeze y Cherry (1979) y de Pitre (1993) Ver Anexo B.

En esta Tabla se observa una variación muy importante en el valor de retardo debido a los cambios en el valor de la concentración , lo cual se debe a la relación lineal que lo define, y si bien el ingreso de 100 mg/l es remota, es posible que llegue a migrar bajo condiciones pH-Eh que se analize en la sección correspondiente a Impacto.

Fetter (1993) señala que los metales son cationes que la mayoría de las veces quedan retenidos por partículas sólidas en el suelo y agua subterránea. Además Evans (1993) indica que la extensión de la adsorción depende en uno u otro caso de las respectivas cargas en la superficie de sorción y el ión metálico, por tal motivo se puede pensar que los puntos de intercambio que ofrecen las arcillas permite la extensión del fenómeno lo cual, tiene por resultado los valores de retardo encontrados para metales. En consecuencia es posible mencionar una inmovilidad de los metales, a pesar de su estado químico dinámico, gracias a la capacidad de sorción de un medio poroso lo que coincide con lo expresado por Pitre (1993) en estudios realizados a metales cerca del Canal Principal de la Cd. de México en este mismo tipo de arcillas.

RESULTADOS Y DISCUSIONES

Las arcillas cuentan con sitios cargados eléctricamente, expresados en este trabajo como cic, que son muy importantes para la retención de metales, de ahí el porque se espera una casi inmovilidad de estos compuestos debida a la sorción en las arcillas. Lo que se aprecia en el gráfico de barras en la Figura 3.3

Para expresar la idea del párrafo anterior en relación con el retardo se presenta la velocidad de migración de estos contaminantes ya que el retardo puede también presentarse como la relación de la velocidad del contaminante respecto a la velocidad del agua subterránea. Estos valores se agrupan en la Tabla No 10 y en ella se aprecia que los compuestos metálicos alcanzan velocidades de cienmilésimas lo que indica que el avance es de milímetros en años.

Tabla No.10 Velocidades de migración para metales.

METAL(mg/l)	R=f(cic= 25,4)	Vc m/a	R=f(cic =56,0)	Vc m/a
Fe 0,196	80131.9	4.37E-05	176667.6	1.96E-05
Mn 0,048	494927.45	7.07E-06	1091177.45	3.20E-06
Zn 0,0458	600663.14	5.82E-06	1325001	2.84E-06
Pb 0,1129	771904.66	4.53E-06	1701835.67	2.06E-06
Cr 0,0396	382443.16	9.15E-06	843182.8	4.15E-06
Cd 0,0396	4206876	8.32E-07	9276001	3.77E-07
Co 0,0692	276601.89	1.26E-05	614239.39	5.69E-06
Ni 0,0609	272290.65	1.26E-05	600324.61	5.83E-06

Referencias : Densidad de las arcillas masa seca 2.65 (Mazari,1992)

$n_s = 0.8$ (Ortega, 1993)

$V_w = 3.0 - 4.0$ m/año (Ortiz, 1996)

cio capacidad de intercambio catiónico (Marsal y Mazari 1969)

Las concentraciones que se presentan para metales, siguen siendo las solubles con su correspondiente retardo. Dado que la variación en la sorción es lineal (Anexo B), la variación en la velocidad también lo es .

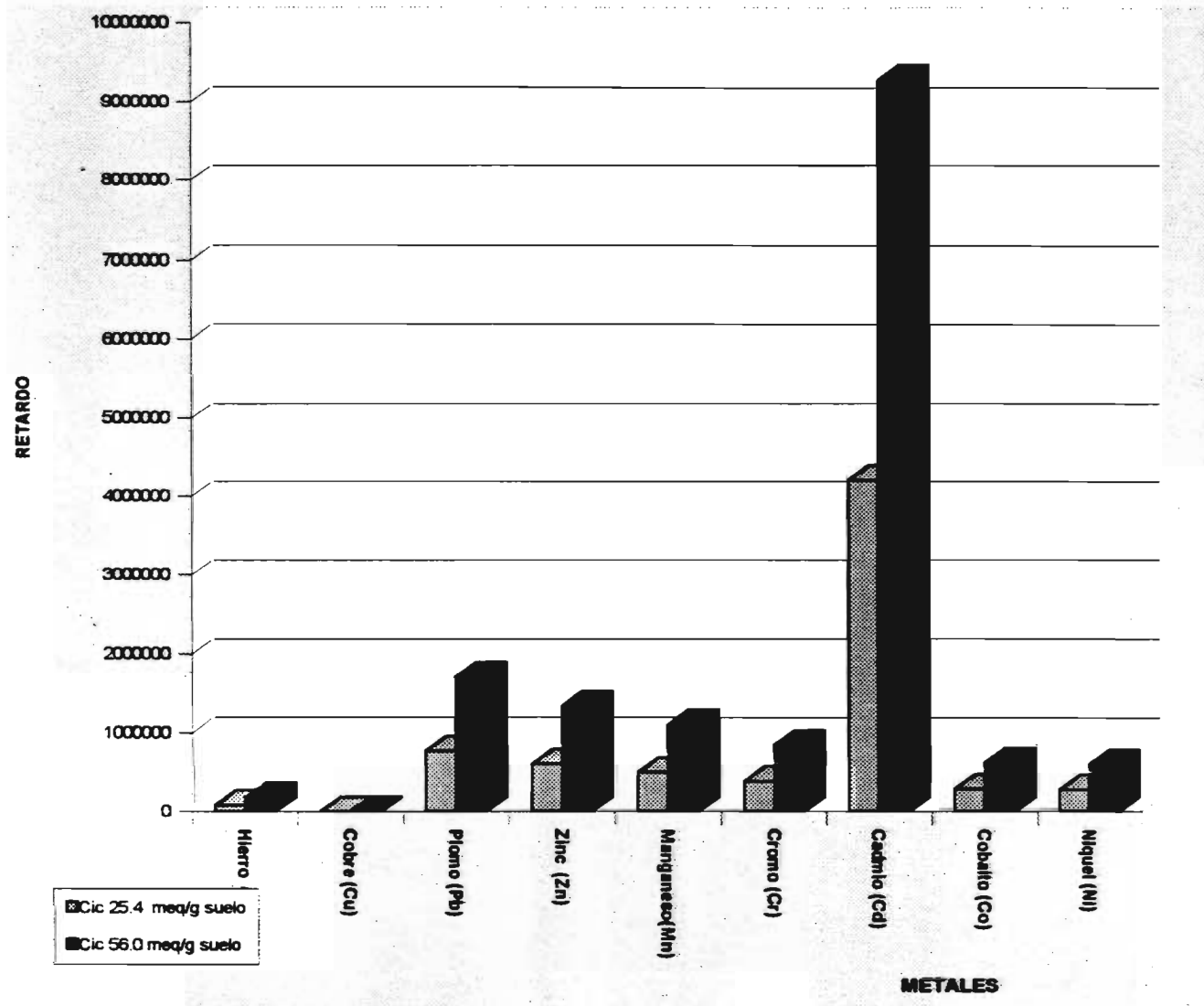


Figura No 3.3 Comparación de las capacidades de sorción en metales a los diferentes valores de capacidad de intercambio catiónico.

3.4.2 Capacidad de sorción de compuestos orgánicos.

La sorción es un proceso por el cual las especies químicas se acumulan sobre la superficie de un sólido, presentando interacciones que se dan en las fases sólido-sólido, sólido-gas y sólido-líquido. Los compuestos orgánicos presentan una sorción especialmente interesante en los estudios de migración, siendo un proceso de importancia, cuando se estudian y se plantean estrategias de rehabilitación de suelos y acuíferos.

En este trabajo aparecen las capacidades de sorción para los diferentes grupos de compuestos orgánicos detectados. Al igual que en los metales la capacidad de sorción se expresa en términos de retardo, los que aparecen en la Tabla No.11, se aprecia que el grupo con mayor capacidad de sorción es el halogenuro de alquilo. Los cresoles o metil-fenoles y los dioles, poseen valores similares entre ellos y presentarán las menores capacidades de sorción.

Tabla No. 11 Retardo en compuestos orgánicos

Compuesto	Koc	Kd (ml/g) a foc 5%	R	Kd (ml/g) a foc 25%	R
<i>orto</i> -Metilfenol	21.878	1.53	4.62	10.939	35.18
<i>para</i> -Metilfenol	48.978	2.45	9.11	12.24	33.45
Halogenuro de alquilo	83.176	4.16	14.77	20.79	69.88
Diol	14.13	0.71	3.34	3.53	12.68

foc 5% y 25 % (Hansen , 1989)

Kd Coeficiente de distribución Ec (3) Anexo B

Koc y Kow coeficientes de partición valores de literatura

Para los valores de Koc y Kow se consultó a Montgomery y Welkom 1990, quienes realizaron una recopilación de características químicas de algunos compuestos orgánicos conforme a su importancia toxicológica y daño al ambiente. De algunos de los compuestos identificados en el barrido cromatográfico aún no ha sido determinado su valor de Koc y Kow, por lo que se tomó como referencia los compuestos mas similares por su grupo funcional ,así para el halogenuro de alquilo

RESULTADOS Y DISCUSIONES

azufrado se trabajo con la información correspondiente a: *Metil Bromuro* , para el diol ramificado: *Glicol dicloro o 1,1 Dicloroetano*.

Estudios efectuados por Pitre (1993) en la conjunción del Río de los Remedios y el Gran Canal, mostraron valores de retardo para algunos orgánicos (Dibromuro de etileno, Benceno, Tricloroetano, Tetracloroetano y Pentaclorofenol) como aquellos que aparecen con mayor frecuencia en los países industrializados, el valor de retardo de estos compuestos es de 10 a 1000 es decir que la velocidad de migración es de 10 a 1000 veces más lenta que en los compuestos no reactivos y esto se debe al proceso de sorción. En este trabajo los valores de retardo que se obtuvieron de los compuestos orgánicos detectados en el canal, fueron de 3 a 15 veces la velocidad del agua cuando el sistema de arcillas de la Cd. de México presentó el menor contenido húmico (foc=5%) y de 12 a 70 veces la velocidad del agua al valor máximo de constituyentes húmicos (foc=25%). Lo que indica que para aquellos espesores donde la arcilla abarque 14 m y la materia orgánica presente sea mínima, la migración de algunos grupos orgánicos tan sólo será tres veces más lenta que aquellos grupos o compuestos no reactivos.

Asimismo en los valores de Kd obtenidos es posible detectar la influencia sobre la sorción de las características químicas que poseen cada uno de los grupos orgánicos. Ya que , el coeficiente de distribución está integrando conceptos químicos de solubilidad y polaridad. (Weber y Van Vliet,1980; Montgomery y Welkom,1993).

Fetter (1993) ha señalado la importancia de la polaridad en los compuestos orgánicos y su efecto sobre el mecanismo de sorción hidrofóbico ya que estos pueden disolverse en muchos de los solventes orgánicos no polares pero tienen una muy baja solubilidad con el agua y cuando se emulsionan en ella tienden a ser atraídos a las superficies que presenten menos polaridad que el agua, dado que estos compuestos existen como especies eléctricamente neutras. Esto explica el porque de la diferencia encontrada entre los valores de este estudio y de Pitre (1993). Los grupos propuestos por él poseen una polaridad muy diferente que influye de manera directa en la retención que pueden sufrir, al contrario de los grupos que se detectaron en este

RESULTADOS Y DISCUSIONES

trabajo, los cuales presentan una polaridad mayor (en relación de unos compuestos orgánicos con otros). Anexo D

La polaridad es una característica que se da en los grupos orgánicos para realizar enlaces por fuerzas de Van der Waals y London, como se mencionó anteriormente son las fuerzas que interactúan en la sorción, Anexo A.

Las siguientes figuras presentan los retardos de los grupos detectados en función de la variación del contenido orgánico. En todas ellas el valor más alto pertenece al el alquil halogeno o halogenuro de alquilo. El cual aumenta su sorción conforme se incrementa el porcentaje de carbón orgánico o materia orgánica, en las figuras 3.4a a 3.4c se pueden ver estos resultados.

Cuando el valor de materia orgánica es cercano 5 y 7% los isómeros del grupo cresol aparecen, de tal manera que el *para*-metilfenol posee un retardo mayor a estas condiciones (Figuras 3.4a y 3.4b), por lo que se deduce que presenta una mayor capacidad de sorción que el *orto*-metilfenol; sin embargo, se aprecia en la figura 3.4c que el comportamiento se invierte y es el *orto*-metilfenol el isómero con mayor capacidad de sorción al incrementarse la materia orgánica al máximo.

El grupo diol no sólo es el de menor capacidad de sorción, sino que además como se observa en las figuras 5.4a y 5.4b tiene un valor cercano al *orto*-metilfenol, siendo éste cercano a un retardo de 4 para un foc 5% .

Al igual que en los metales, el valor de retardo indica las veces que es más lenta la migración de estos grupos con respecto a compuestos no reactivos en agua subterránea, la Tabla No. 12 presenta los valores para la velocidad de migración de compuestos orgánicos.

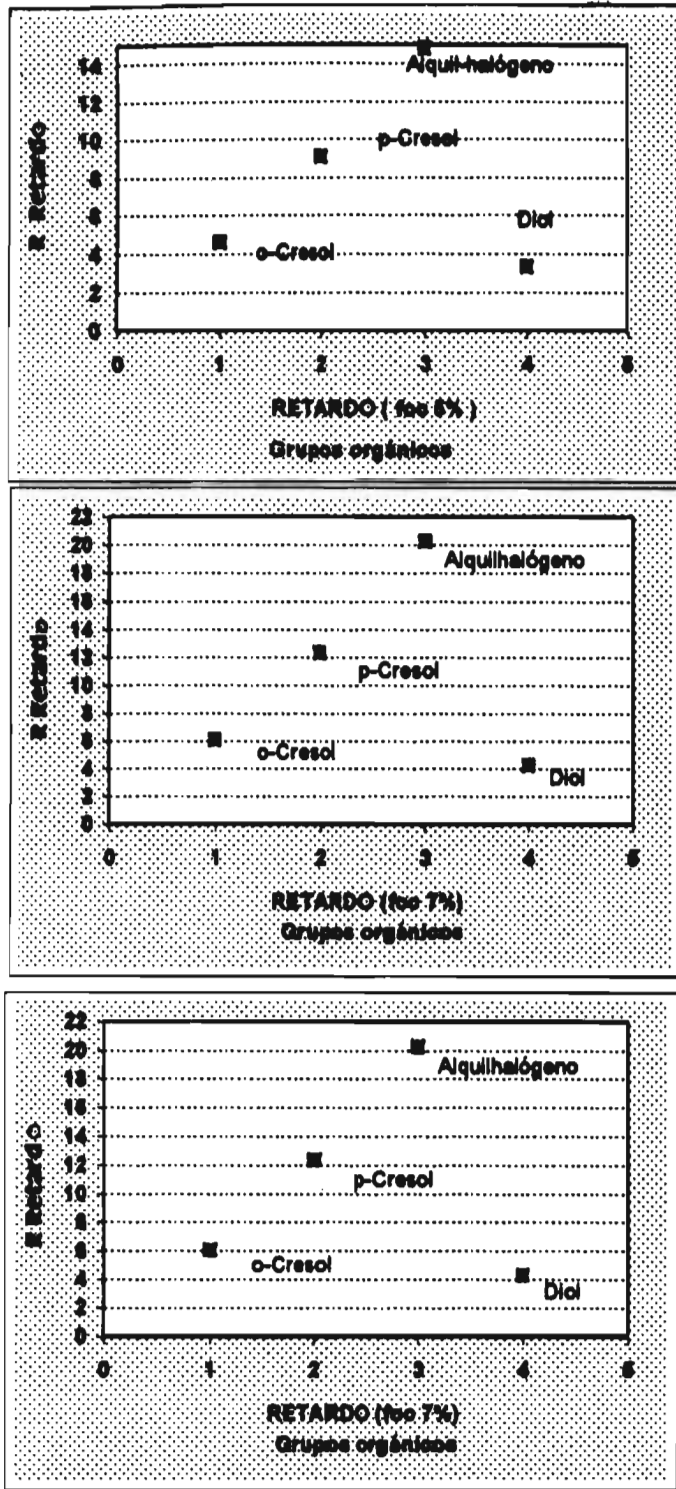


Figura No 3.4 Capacidad de sorción a los diferentes contenidos de materia orgánica: 3.4a) foc 5% , 3.4b) foc 7% y 3.4c) foc 25%

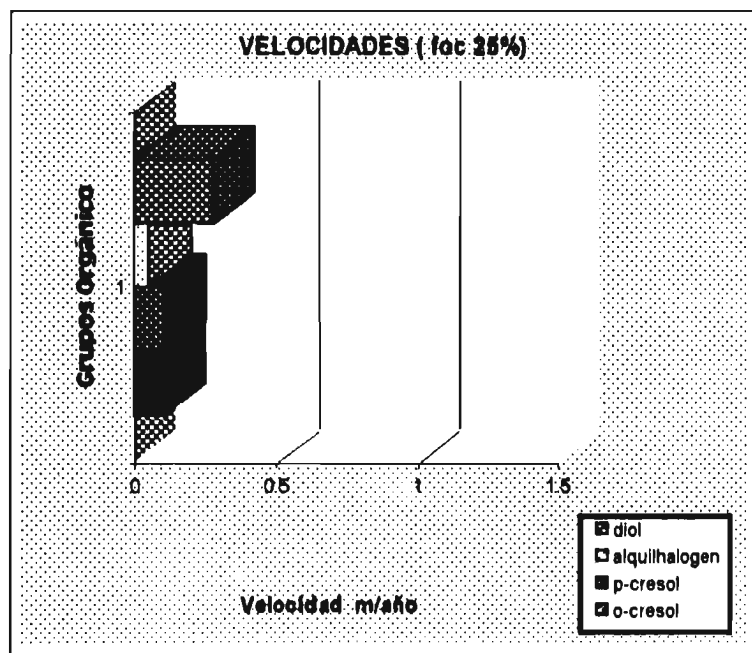
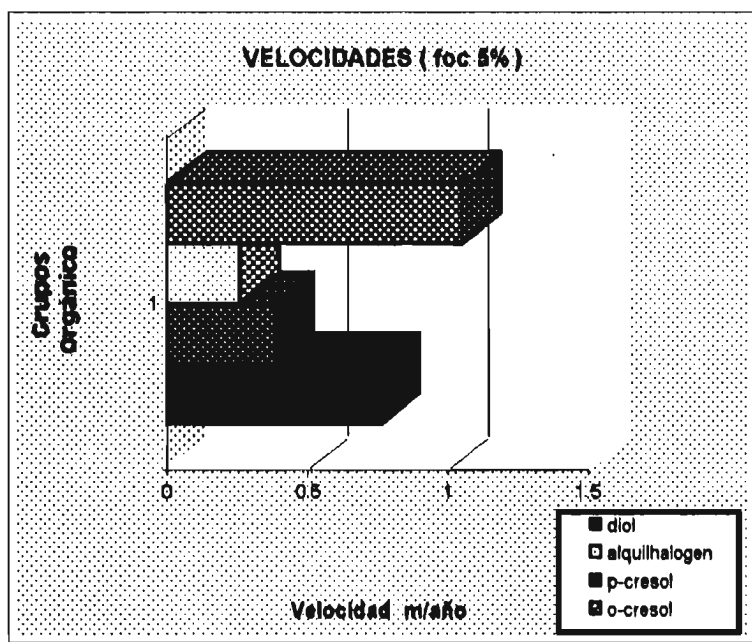


Figura No 3.5 Comparación de las velocidades de migración de los grupos orgánicos a los diferentes contenidos de materia orgánica:
 3. 5a) foc 5% y 3.5b) foc 25

Tabla No. 12 Velocidad para compuestos orgánicos

Grupo orgánico	Retardo foc = 5 %	V m/año	Retardo foc = 25 %	V m/año
<i>o</i> -metilfenol	4.62	0.758	35.18	0.099
<i>p</i> -metilfenol	9.11	0.384	33.45	0.105
Halogenuro de alquil	14.77	0.257	69.88	0.05
díol	3.34	1.048	12.68	0.276

Densidad de las arcillas masa seca 2.65 (Mazari,1992)

$n_s = 0.8$ (Ortega,1993)

$V_w = 3.0-4.0$ m/año (Ortiz,1996)

foc = 5-25% (Hansen,1989)

Se elaboraron gráficos donde aparecen las velocidades en función del contenido orgánico. En ellos se aprecia que los contenidos del 5% de material orgánico en las arcillas permiten una mayor velocidad de migración, Figuras 3.5a y 3.5b. En la figura 3.6 se realiza una comparación de los tres valores posibles para la fracción de carbón orgánico (foc) , estos son foc= 5,7 y 25% , lo que permite conocer mejor el efecto que presenta la materia orgánica en la capacidad de sorción de las arcillas. De todo esto es posible pretender que hay una relación de involucramiento entre las partículas sólidas del medio y las sustancias emulsionadas en el agua subterránea como consecuencia de la sorción.

Eckenfelder et al, (1988) mencionó que los compuestos de cadena ramificada se sorben más fácilmente que los de cadena lineal, el tipo y ubicación de los grupos funcionales afecta la sorción. Las moléculas de baja polaridad tienden a ser preferentemente sorbidas. Lo que se asemeja a lo señalado en párrafos anteriores por Fetter (1993). A esto se debe que los isómeros de un mismo grupo funcional presenten diferentes capacidades de sorción como es el caso de los *orto* y *para*-metilfenol , detectados en este trabajo. Figura 3.6

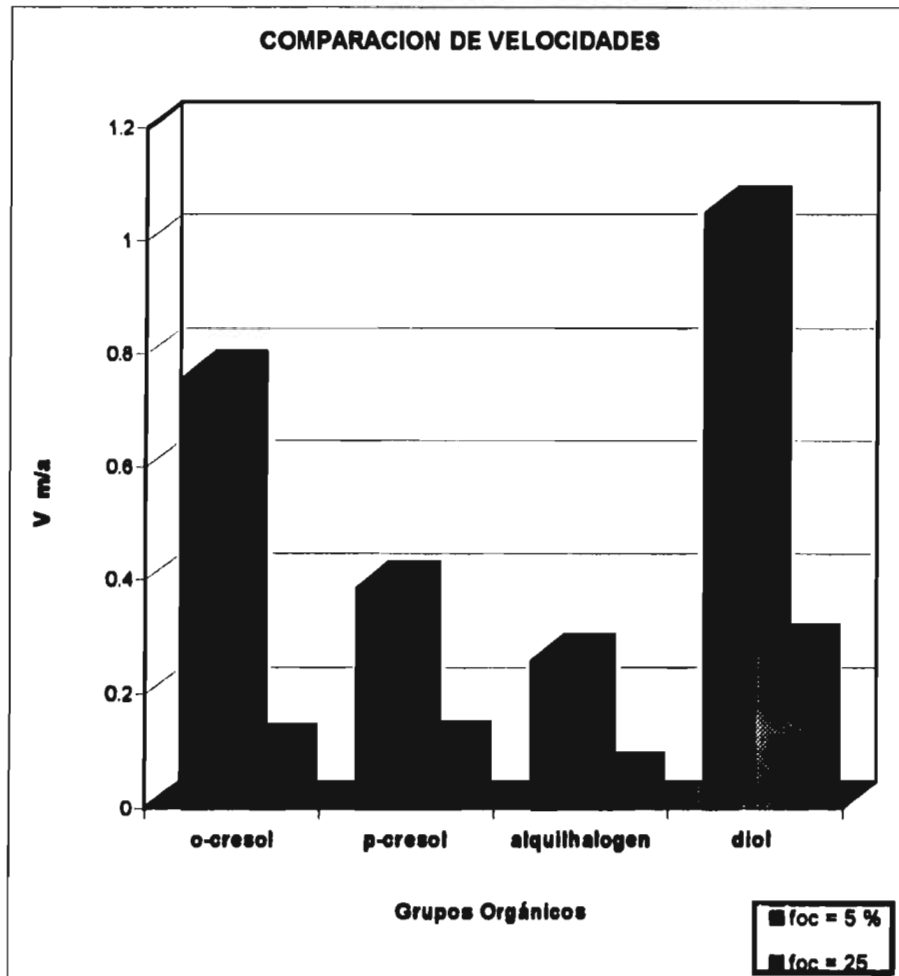


Figura No.3.6 Efecto de la materia orgánica sobre la sorción de los diferentes grupos orgánicos expresado como velocidad

3.5 DIAGNÓSTICO DE TRANSPORTE

De estudios específicos en la zona, Cervantes (1996) y Ortiz (1996), reportan una velocidad calculada de 0.005 a 1.02 m/a (metro/año) con información de conductividad hidráulica, gradiente hidráulico y porosidad, la velocidad obtenida por técnicas isotópicas es de 0.33 m/a (a partir de Tritio) las cuales sirven para determinar las zonas más activas del acuitardo al transporte de contaminantes. Con estos datos se mantiene la escala de campo y los valores obtenidos de retardo permiten la evaluación del tiempo de arribo cuando se presenta la sorción en el proceso de transporte.

De la modelación realizada por Ortiz (1996), se tomó la calibración del modelo unidimensional de transporte de Sudicky (1990) bajo las condiciones establecidas en la metodología.

3.5.1 METALES

En los compuestos metálicos se encontró que la migración era mínima y se presentaron tiempos de arribo al acuífero de cientos y miles de años, aun para el medio fracturado, tal como se observó en las gráficas correspondientes a los perfiles individuales (Figuras 3.1).

En general el efecto de sorción de los metales, fué mas notoria, ya que alcanzaron valores de velocidades de millonésimas como se mencionó en las secciones correspondientes a capacidad de sorción; el diagnóstico de tiempo de arribo mantiene el mismo orden descendente: cadmio, plomo, zinc, manganeso e hierro. Por lo cual el metal que mostró menor sorción e impactará primero al acuífero es el hierro, ya que para el valor de velocidad de fracturamiento $V = 3.3$ m/a y menor contenido de materia orgánica cic 25.4 meq/g suelo este metal presenta un arribo en cientos de miles de años $T = 100,000$ y al variar la velocidad $V = 0.33$ m/a el tiempo alcanzado fué de $T = 1000,000$.

RESULTADOS Y DISCUSIONES

A pesar de que el zinc mostró la más alta concentración en las muestras de agua subterránea su tiempo de arribo al acuífero se extendió en millones de años. Lo mismo sucede para el plomo que a las condiciones de $cic=56.0$ y $V=0.33$ m/a arribará al acuífero a 3.3×10^6 años y el cadmio que presentó mayor retardo en un orden de 1×10^7 , lo cual indica una movilidad casi nula de estos compuestos.

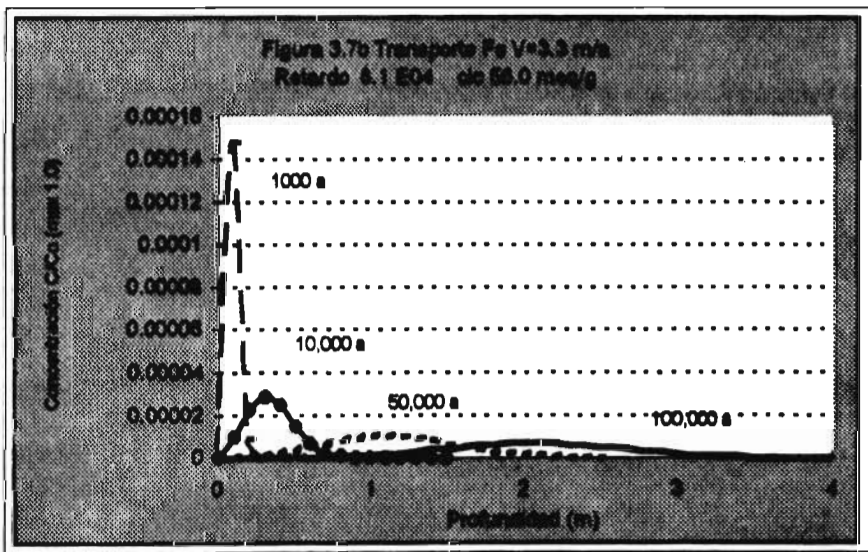
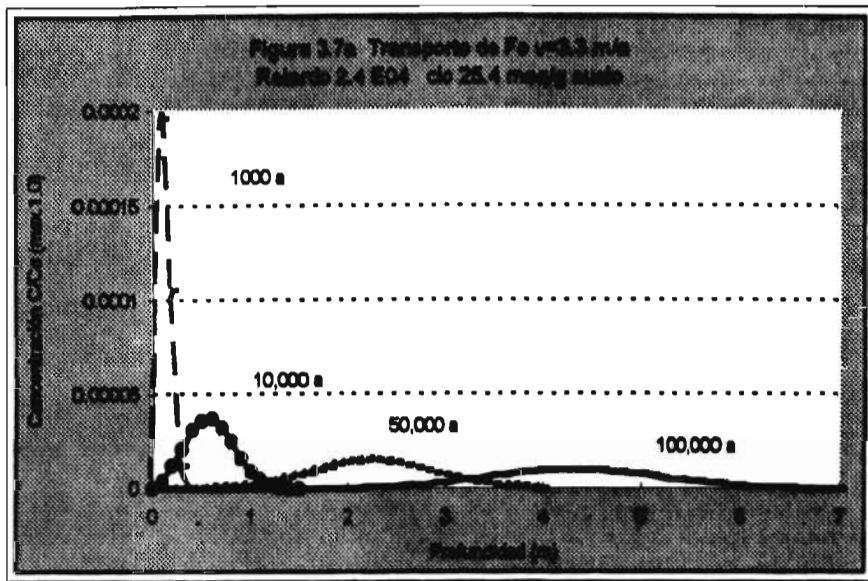
Los metales fueron modelados en su combinación correspondiente y sus figuras aparecen en el Anexo C, en algunos se muestra el arribo al acuífero y en otros casos solo el avance, ya que el tiempo de arribo de éstos alcanza ordenes muy elevados.

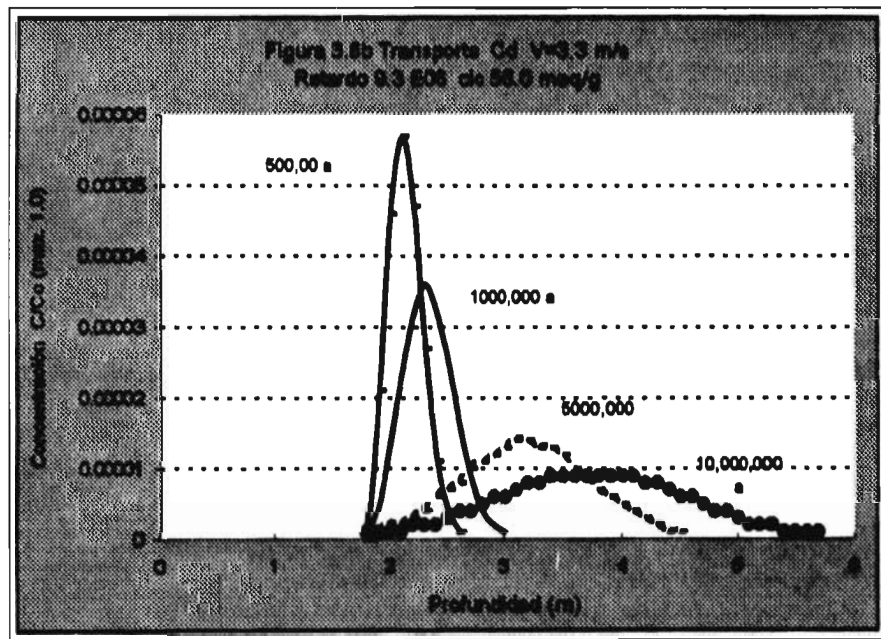
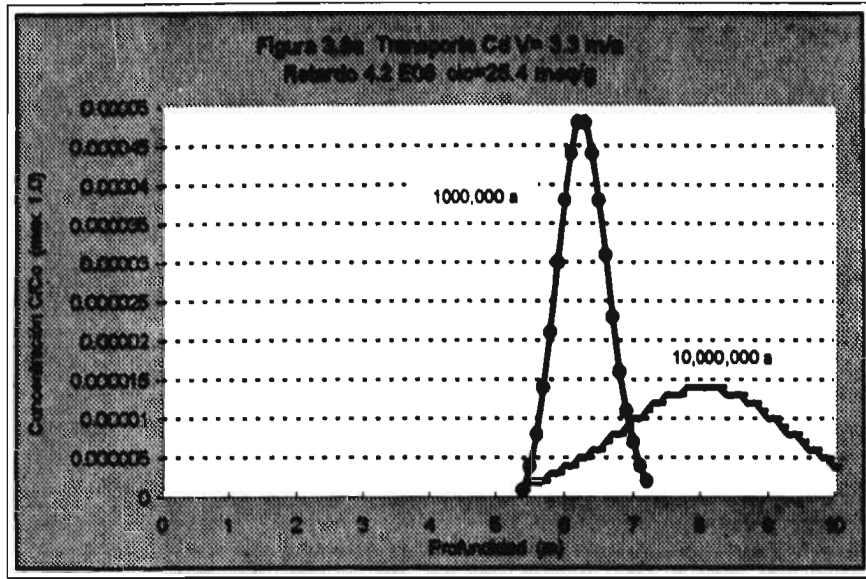
Tabla No. 13 Tiempos de arribo casos extremos hierro y cadmio.

METAL	V = 3.3 m/a	Tiempo años	V = 0.33 m/a	Tiempo años
Hierro	cic = 25.4meq/g	1×10^6	cic = 25.4meq/g	1×10^6
	cic = 56.0meq/g	1×10^5	cic = 56.0meq/g	1×10^5
Cadmio	cic = 25.4meq/g	1×10^7	cic = 25.4meq/g	1×10^6
	cic = 56.0meq/g	1×10^6	cic = 56.0meq/g	1×10^7

En las Figuras 3.7(ayb) y 3.8(ayb) se muestran los comportamientos del cadmio y del hierro, como metales que indican el comportamiento extremo (máximo y mínimo) en el fenómeno de sorción. Para otros metales consultar el Anexo C

Los resultados mostraron una cierta correspondencia con estudios realizados por Pitre (1993) señalando una sorción elevada para esos elementos debido al retardo y su inmovilidad. Ortiz (1996) predice que los contaminantes inorgánicos viajan en pulsos y el arribo al acuífero puede darse en 5 años. Cervantes (1996) mencionó que en el acuitardo de Chalco la detección del Tritio se presentó a los 35 m de profundidad no detectándose a los 10 y 15 m. La modelación subsecuente le permitió sugerir que los primeros 15 m de espesor de la capa dura son activos al transporte del tritio, lo que llevó a pensar en que los contaminantes pueden migrar de la misma manera.





3.5.2 Orgánicos

Los resultados de la simulación matemática indicaron un movimiento o desplazamiento interesante para el caso del grupo metil-fenol (*para*-Metilfenol y *orto*-Metilfenol), en el medio fracturado a una velocidad de 3.3 m/a propuesta en los estudios anteriores de Ortiz (1996) y Cervantes (1996) se alcanzó tiempos de arribo al acuífero muy elevados (Tabla No.14) por lo que llegará a impactar al mismo en tan solo 15 años, como se muestra en las figuras 3.9a-3.9d

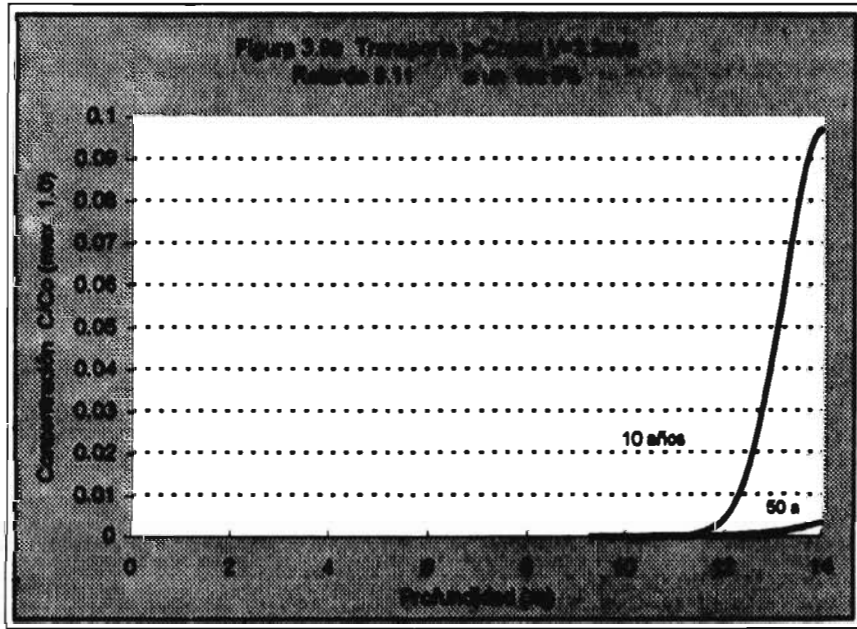
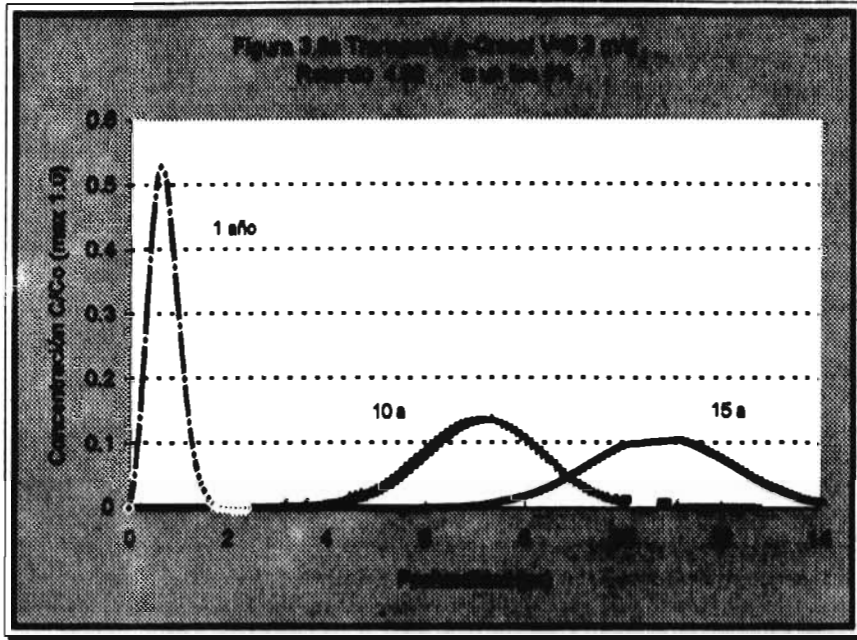
Tabla No. 14 Tiempos de arribo de compuestos orgánicos a la máxima velocidad de modelación

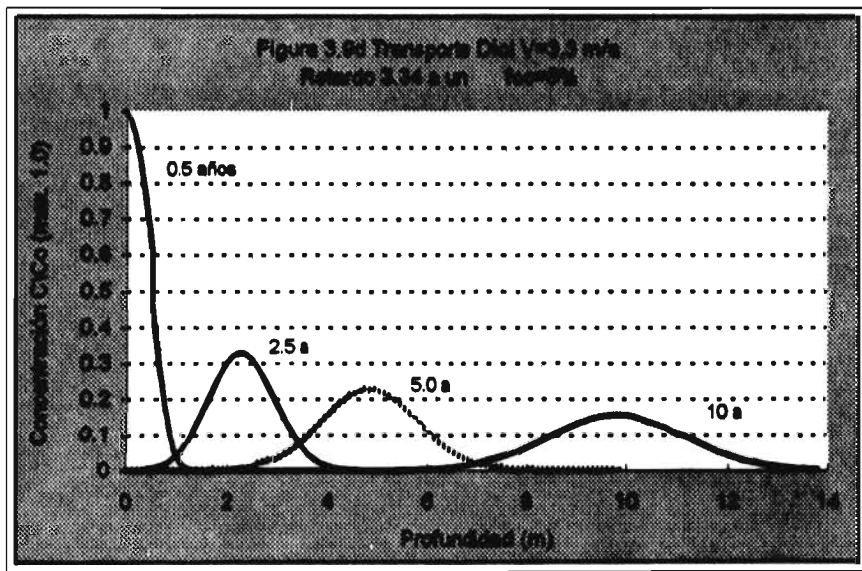
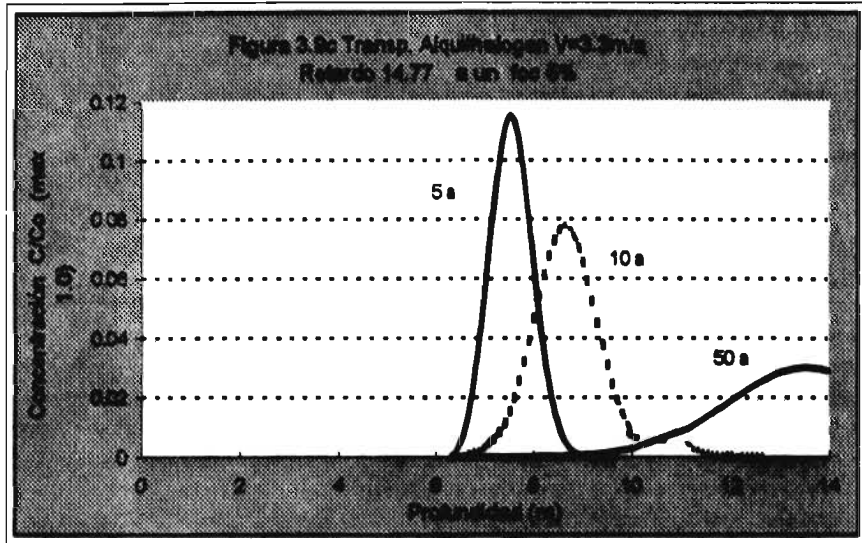
V = 3.3m/a	foc = 5%		foc = 25 %	
	R	Tiempo años	R	Tiempo años
Diol	3.34	15	12.68	50
orto-metilfenol	4.62	15	35.18	100
para-metilfenol	9.11	10	33.45	150
Alquil-halógeno	14.77	60	69.88	250

Para una variación de velocidad, al orden de 0.33 m/a la modelación mostró un cambio significativo en el fenómeno de sorción para los compuestos orgánicos anteriores ya que el tiempo de arribo se prolonga. El de 15 años cambia a 60 años.

El diol por ser el compuesto más ligero y volátil, mostró una migración semajante a los cresoles y el tiempo de arribo al acuífero no aumentó de 15 años, este comportamiento se observa si la materia orgánica es de una foc= 5%. Al alcanzarse el valor de una foc=25% los tiempos de arribo para los compuestos mencionados mejoran a 100 años .

La modelación indicó que el tiempo de arribo más prolongado se presentó para el halogenuro de alquilo, impactando al acuífero en 250 de años cuando las condiciones son : V = 3.3 m/a y foc= 25%. Al variar la velocidad a 0.33 m/a el impacto al acuífero, en el tiempo de arribo alcanzó un intervalo de 100 a 500 años dada la condición de foc = 5%, sin embargo para la misma velocidad pero a un mayor





contenido de materia orgánica foc=25% se obtuvo un intervalo de 500 a 3000 años, tal como se muestra en la Tabla No.15.

Tabla No. 15 Tiempos de arribo a la menor velocidad de modelación

V = 0.33 m/a	foc = 5%		foc = 25 %	
	R	Tiempo años	R	Tiempo años
Diol	3.34	100	12.68	500
orto-metilfenol	4.62	200	35.18	1000
para-metilfenol	9.11	300	33.45	1000
Alquil-halógeno	14.77	500	69.88	3000

En los compuestos orgánicos el tiempo de arribo muestra que el impacto al acuífero puede presentarse en menos de 50 años. Las gráficas restantes se presentan en el Anexo C.

Por consiguiente para ambos tipos de contaminantes la velocidad de fracturamiento tiene un significado especial, ya que indica un aceleramiento en el tiempo de impacto al acuífero , lo que implica que las arcillas del acuífero tienen capacidad de sorción, pero las fracturas hacen que el acuífero no sea tan impermeable .

3.6 MODELO CONCEPTUAL

Con el fin de dar una explicación a la presencia o ausencia de los metales y compuestos orgánicos en estudio en las diferentes profundidades del piezómetro, se realizó un modelo conceptual que incluye las siguientes condiciones:

Fuente posible :	Canal de aguas residuales
Mediciones :	Piezómetros a intervalos de 2m
Medio geológico :	Arcillas fracturadas
Profundidad del acuífero :	14 m

Se conoce la densidad de las fracturas en el sitio de estudio (Vargas,1995;Ramírez,1995) quienes enfatizan la variación del gradiente hidráulico y la relación que se presenta con las fracturas hidráulicamente activas, y como lo menciona Ortiz (1996) en su modelo conceptual la densidad de estas fracturas se da en mayor proporción en los primeros 8 m de profundidad y de los 10 a los 14m la densidad resulta menor. Manteniendo la continuidad del estudio realizado por Ortiz (1996) en el mismo nido piezométrico, las fracturas paralelas que presenta en su esquema y la alta densidad de las mismas en el ámbito de los 8-10m de profundidad, estaría relacionado a los incrementos de las concentraciones en metales que se detectan en este trabajo, la menor densidad hacia la base del acuitardo explicaría el porque a partir de los 10m de profundidad algunas concentraciones permanecen casi constantes o bien no se ha detectado su presencia.

Sin embargo no se ha estudiado la distribución y ubicación exacta de las fracturas a través de las arcillas, de tal manera que es posible que al colocar los piezómetros, éstos estén coincidiendo en su base con las fracturas y otros posiblemente no. De tal forma que los metales se han acumulado más rápidamente en esos lugares (los de coincidencia), por lo mismo la ausencia de los compuestos orgánicos puede deberse a que la migración de éste tipo de compuestos que se afecte en las fracturas ya que como lo mencionó Parker et al,(1994) la fase no imiscible no

RESULTADOS Y DISCUSIONES

permanece en las paredes de la fractura ya que los gradientes de concentración y la presencia del oxígeno en las fracturas promueven cierta volatilización.

Esta es una situación semejante a la que presenta Kueper (1991) en un canal de aguas residuales en un medio poroso fracturado, el mismo autor señaló la variación de sus mediciones debido a que la instrumentación en algunos puntos coincide con las fracturas aumentando las concentraciones de los compuestos detectados

En la figura 3.10 se aprecia con mayor facilidad la coincidencia de los piezómetros con las fracturas del medio, siendo éste un factor que probablemente esté modificando la concentración y presencia de los elementos en estudio, además de los ya mencionados como son volatilización, degradación por microorganismos y la sorción.

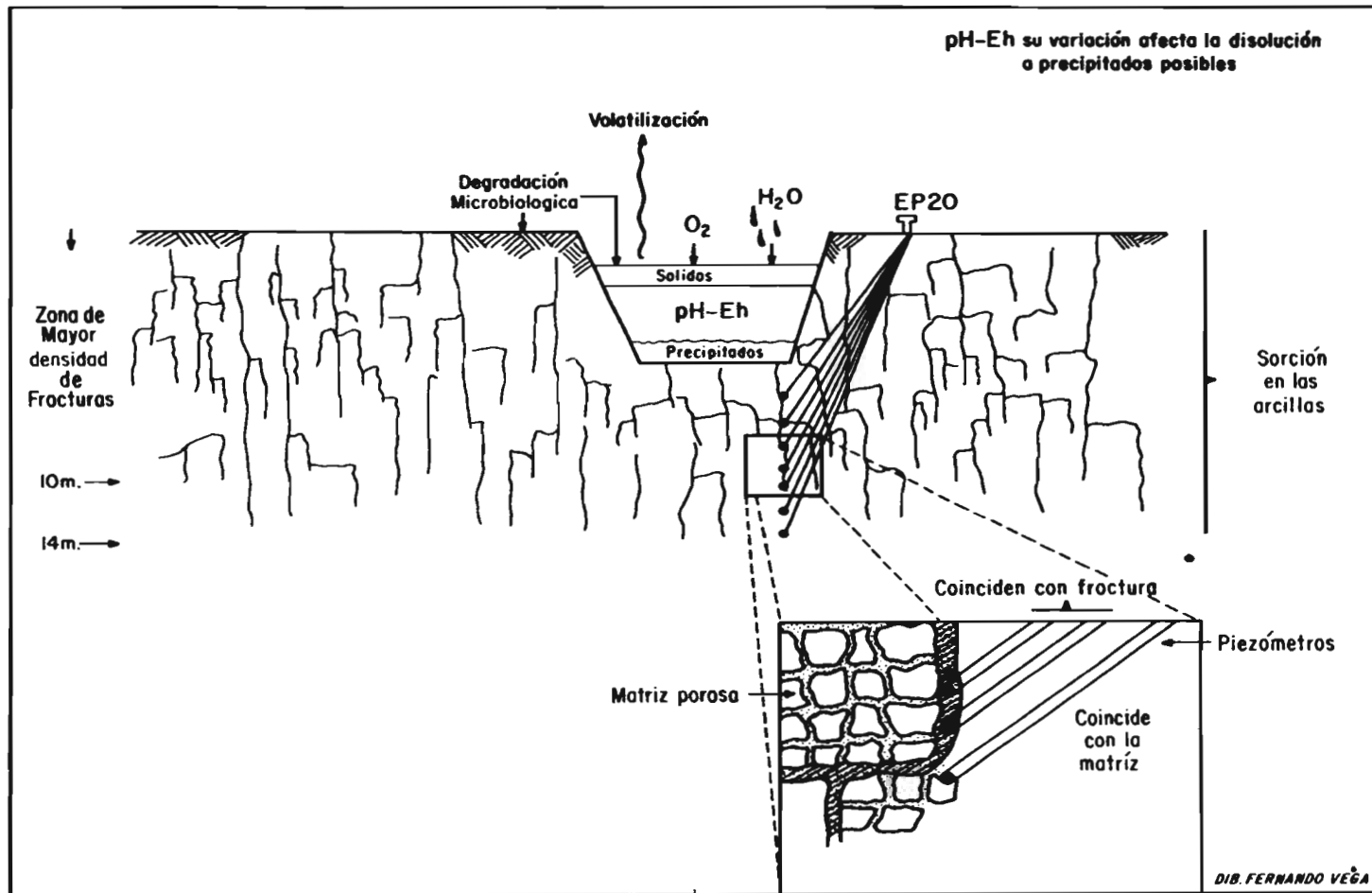


FIG.5.10.-MODELO CONCEPTUAL (LOS PIEZÓMETROS VARIAN SU COINCIDENCIAS CON LAS FRACTURAS)

4. OBSERVACIONES SOBRE IMPACTO AMBIENTAL

El estudio de las aguas subterráneas, no es un objetivo aislado, los conocimientos que a él se integran conllevan muchos aspectos de la ciencia e ingeniería, no se separa de estudios básicos de caracterización, de gestión e impacto ambiental. La vulnerabilidad a la que en este trabajo se hace referencia, concierne a la incorporación de sustancias nocivas a la salud al agua subterránea. Ya que el tiempo de arribo diagnosticado presenta un impacto al acuífero en un lapso no mayor a 100 años, y en algunos contaminantes orgánicos en 10 años. (Cap. 3)

El concepto anterior viene ligado al riesgo que debido a las actividades que se desarrollan en la Cuenca de la Cd. de México, especialmente en el sitio de estudio, ya que además de las descargas industriales que se presentan a lo largo del canal, transita una carretera de elevado flujo vehicular por lo tanto no se descartan posibles derrames o fugas de sustancias químicas por accidentes, descargas de servicios automotrices y clandestinas de las propias industrias a lo largo del canal, lo cual provocaría que las concentraciones a las cuales se presentarían las infiltraciones serían mucho mayores a las detectadas en esta tesis, y podría pensarse que las consecuencias al acuífero serían también mayores.

El hecho de que exista un largo tiempo de migración en algunos contaminantes, no significa ninguna protección al acuífero, sino el aplazamiento del problema en el tiempo, que es el caso de los metales .

Un hecho importante en este tipo de contaminantes es su presencia en los lodos o sedimentos del fondo del canal donde son retenidos cuando precipitan por el estado reductor en que se encuentran; circunstancia que ha despertado interés a nivel internacional (estudios en sedimentos se han estado desarrollando por Föster en Alemania, Gran Bretaña e Israel) que como se mencionó en los resultados el cambio de condiciones pH-Eh modifican la solubilidad de los mismos y su posible liberación e infiltración a los sistemas subterráneos. Especulando sobre este punto, la potencialidad de que esta situación se esté presentando en los lodos de los canales

ubicados en la cuenca, que posean las mismas condiciones y características es elevada y se podría pensar que aquellos lodos provenientes de plantas de tratamiento con efluentes cuyos contenidos también sean metálicos, podrían representar el mismo riesgo de infiltración si llegaran a encontrarse en un punto de entrada a los sistemas subterráneos .

Es importante considerar que existen otros factores (además de la sorción) que reducen la migración de los contaminantes, como lo son la posibilidad de degradación biológica o química, los cuales serían aspectos a contemplar en investigaciones posteriores a este trabajo. Lo anterior se presenta con el fin de comentar la trascendencia ambiental que tiene el completar una serie de estudios que de este tipo son necesarios efectuar en México.

5. CONCLUSIONES

- 1. En el canal de aguas residuales que circula sobre las arcillas lacustres que protegen al acuífero regional con un espesor de 14 m, cercano a la Cd. de México, se hallaron compuestos tóxicos orgánicos semivolátiles y metales traza. De igual manera se detectaron compuestos orgánicos y metales traza en el agua subterránea contenida en las arcillas .**
- 2. Por medio de un barrido cromatográfico, se identificó en el agua del canal la presencia de ácidos grasos, metil-fenol, halogenuro-alquílico de azufre, un fenol con radical muy sustituido, diol y grasa de silicón; todos ellos clasificados como compuestos orgánicos semivolátiles e identificados como fluidos densos de fase no-acuosa (DNAPL's por sus siglas en inglés).La concentración de estos compuestos se encuentra en el intervalo de partes por millón ppm a cientos de partes por millón ppm.**
- 3. En el agua del canal se detectaron metales traza, tales como hierro, cobre, manganeso, zinc, níquel, plomo, cromo, cadmio y cobalto, las concentraciones de estos se encuentran en el rango de 0.01 a 10.0 en mg/l. De ellos el plomo, cadmio, zinc y el hierro sobrepasan los límites aceptables en la norma de uso potable (NOM-SSA127). Esto es crítico ya que el agua del acuífero subyacente es utilizada para abastecimiento de los habitantes de la Cd. de México.**
- 4. En el agua subterránea de las arcillas se identificó la presencia de un compuesto orgánico volátil diferente a los grupos orgánicos detectados en el agua superficial (ubicado dentro del grupo fenol), esto se dio en los piezómetros ubicados a 4 y 6 m de profundidad, y fue posible cuando se utilizó la celda con carbón activado. En las muestras tomadas directamente del piezómetro no se presenta este compuesto en su correspondiente análisis. Esta diferencia en composición puede deberse a una degradación de los compuestos detectados en el agua superficial o bien a la migración vertical de algún otro compuesto que se vertió en el pasado.**

5. Metales traza identificados en el agua subterránea presentaron variaciones importantes en su concentración con respecto a la profundidad. En el caso del manganeso y el zinc se presenta un pico en su perfil en el piezómetro de 6 m con valores de 0.63 mg/l (1991) y 18.98 mg/l (1996) respectivamente; mientras que el hierro y el cobre presentan un pico del perfil en el piezómetro de 8 m de profundidad a concentraciones de 5.2 mg/l para el hierro (1994) y 2.36 del cobre (1996). En los piezómetros más someros así como en el de mayor profundidad de los mencionados en este estudio (4 y 10 m), la concentración de los metales es pequeña y como situación particular a los 10 m las concentraciones se mantienen casi constantes en los diferentes periodos de estudio.

6. La presencia de los picos antes mencionados, en los metales traza es consistente con resultados previos para contaminantes no reactivos, lo que puede indicar que las características de magnitud y permanencia de los contaminantes en el canal obedecen a diversos factores, tales como climáticos, fugas, derrames, operación y mantenimiento de los procesos industriales de las diversas empresas asentadas en las proximidades del canal.

7. La materia orgánica expresada como fracción de carbón orgánico (foc) es un factor que influye de forma directa en el coeficiente de retardo para los compuestos orgánicos el cual varía entre 5 y 25.0% . De igual manera el coeficiente de retardo para los metales es función de la capacidad de intercambio catiónico que se da en el intervalo de 25.4 meq/100 g suelo para el mínimo retardo y el máximo retardo a 56.0 meq/100g suelo.

8. El fenómeno de sorción para compuestos orgánicos presentó una mayor capacidad para el caso del halogenuro de alquilo y una menor sorción para los cresoles y el diol .El coeficiente de retardo obtenido presentó en un intervalo de 3 a 70. El halogenuro reportó valores de 14 a 69 (a la correspondiente foc), para cresoles el isomero *orto* da por resultado 4.6 y 35.1 el valor para la familia del diol es de 3 a 12.7 siempre a la correspondiente concentración de materia orgánica. Aplicando a los valores obtenidos el Modelo de Transporte Unidimensional y considerando una

CONCLUSIONES

velocidad de 0.33 m/a y 3.3m/a propuestas en estudios previos, el tiempo de arribo al acuífero varía de 20 a 150 años para *orto*-Cresol y de 15 a 100 años para el Diol respecto a cada velocidad. El halogenuro varía su tiempo de arribo de 50 años a la máxima velocidad y 1000 años a la velocidad de 0.33 m/a.

9. Los metales presentaron una capacidad de sorción muy alta. Los coeficientes de retardo alcanzaron valores del orden de 1×10^5 y 1×10^7 ; considerando las mismas velocidades propuestas, la modelación reportó un tiempo de arribo que abarca los miles a millones de años. Notorio es el cadmio y el hierro, en el cadmio el tiempo de arribo es de 1×10^7 y el hierro 1×10^3 años a una $v = 3.3$ m/a y al cambio de velocidad $v = 0.33$ m/a para alcanzar el acuífero ubicado a 14m de profundidad. Lo que sugiere la casi inmovilidad de estos compuestos .

10. Comparando los valores obtenidos de la modelación contra los perfiles de detección es posible observar que la migración de los compuestos es más rápida y puede impactar el acuífero en tiempo menor al analizado en modelación, por lo cual, el acuitardo no ofrece al acuífero la protección de impermeabilidad esperada para las arcillas lacustres que lo conforman.

11. La celda con carbón activado propuesta para el muestreo de sustancias orgánicas detectó la presencia de un compuesto volátil en el agua extraída de los piezómetros por el método Bayler, por lo cual la celda puede considerarse como una alternativa práctica y económica de muestreo para compuestos orgánicos volátiles .

ESTA TESIS NO DEBE
SALIR DE LA BIBLIOTECA

6. RECOMENDACIONES

Para lograr una mejor comprensión de los procesos que pueden estar afectando la sorción de los metales traza y los compuestos orgánicos es importante :

1. Realizar monitoreos y estudios a largo plazo entre instituciones de educación superior, empresas de gobierno y particulares con el fin de conocer la evolución de los fenómenos de transporte que se están presentando en la zona.
2. Continuar los estudios mas detallados de los procesos de degradación microbiológica y de las condiciones oxido-reducción en el sitio, para cuantificar su potencial de afectación que tienen sobre los procesos de transporte.
3. La celda de teflón y carbón activado es una técnica de muestreo económicamente atractiva, sin embargo aun debe ser mas detallada y evaluada en su eficiencia de sorción y desorción.
4. Ante el riesgo de migración de compuestos orgánicos, hacia el acuífero de la cuenca de la Cd. de México es importante señalar la necesidad de incluir estos parámetros en la normatividad mexicana, ya que por el momento no se incluyen y el riesgo de que se encuentren en el agua subterránea es muy grande .

7 LITERATURA CITADA

- Acosta Lara E. y Orta Ledezma M.T. ,1980, *Calidad del Agua en la Cuenca del Valle de México* ,Proyecto ZC 8010, Comisión del Plan Nacional Hidráulico, CNA México, pp 151.
- Albert A. Lilia ,1990, *Curso Básico de Toxicología Ambiental*, Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud, Limusa-Noriega pp 5-22
- Afghan B.K. y Chou Sy A., 1989, *Analysis of trace: organic compounds in the Aquatic Enviroment*, edit Lawrence H. Keith , USA pp 130-143
- Allen-King R.M.,Groenevelt-Hester, MacKay D. M.,1994, *Chlorinated-Solvent sorption in four clay-rich geologic materials*, Waterloo Centre for Groundwater Research, Geological Association of Canada, Mineralogical Association of Canada, Mayo 1994, Vol.19, ppA2
- APHA-AWWA-WPCF ,1980, *Standard methods for the examinations of water and wastewater*, 15ª edición, U.S.A., partes 300 , 303,506 y 510.
- Barcelona M.,Keely J.F. y Pettyjohn W.A.,1990, *Contamination of ground water: prevention, assessment, restoration*; Noyes Data Corporation, New Jersey, USA. Caps. 5 y 8
- Barcelona M. J. y Gibb J.P.,1988, *Development of effective ground-water sampling protocols*, *Ground-water Contamination: fields methods*, ASTM STP 963, AA.G. Collins y Jhonson A.I. Editores., American Society for Testing and Materials, Philadelphia, pp 17-26
- Barcenas Pazos C., 1990,*Hidrocarburos aromáticos halogenados*, Cursos Básico de Toxicología Ambiental, Recopilo Albert A. Lilia, edit Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud, Limusa Noriega pp266-288.
- Brown G.E.,Parks G.A. Jr, y O'Day P.A, 1995, *Sorption at mineral-water interfaces: macroscopic and microscopic perspectives*, Cap. 5 Mineral Surfes, The Mineral Society Series No 5, Editores D.J. Vaughan y R.A.D. Pattrick, Chapman y Hall, Gran Bretaña.
- Cervantes Medel A. A., 1996, *Tritio como indicador ambiental de recarga a traves del acuitardo lacustre de Chalco*, Tesis Maestría , Facultad de Ingeniería UNAM, México.
- CNA-CAVM., 1991, *Boletín de Mecánica de Suelos*, v.10 pp.281. México.
- Domínguez Mariani E., 1996, *Geoquímica del agua salina del acuitardo lacustre y riesgo de contaminación al acuífero subyacente que abastece a la Ciudad de México*, Tesis Maestría, UNAM, Facultad de Ingeniería, México .

- Dunlap W.J. y Robertson J.M. Shew D.C., Scalf M.R. y Cosby R.L., 1982, *Isolation and Identificación of Organic Contaminants in Ground Water*, editor Lawrence H Keith. USA, pp 453-477.
- Eckenfelder W Wesley, Ortiz E., Dos Santos L., 1988, *Manual de Evaluación de Sustancias Tóxicas en Aguas Superficiales*, Secc. 6 CEPIS, Universidad de Venezuela .
- Evans L.J., 1989, *Chemistry of metal retention by soils, several processes are explained* Enviromental Sci. Technol., Vol.23, No9, pp1046-1056
- Fetter, C.W., 1993, *Contaminant Hydrogeology*, Macmillan Pub. Co. New York, caps 6,7
- Figueroa N. A. y Pomares T.G.L., 1982, *Arsénico y otros metales*, Acta Bioquímica Clínica Latinoamericana, Vol XVI, No1, pp3-17 (Resumen)
- Förstner U., 1994, *Contaminated sediments as carriers y sources of groundwater pollution*, Groundwater contamination y control, editor Uri Zoller, Haifa University, Israel pp 153-168
- Freeze, R.A. y Cherry J.A., 1979, *Groundwater*, Prentice Hall Inc. Englewood Cliffs New Jersey cap 9, pp 383-462.
- Garcia Navarrete G, 1996, *Evaluación de parámetros de adsorción de compuestos orgánicos halogenados (TCE y PCE) en diferentes tipos de suelos*, Tesis Maestria, UNAM Facultad de Ingeniería, México pp89.
- Gillham R.W. y Rao P.S.C., 1991, *Transport distribution and fate of volatile organic compounds in groundwater. Significance and treatment of volatile organic compounds in water supplies*, ed. Ram, Christman and Cantor. Lewis Pub.Inc, Chelsea USA.
- Gillham R.W y O'Hannesin S.F., 1990, *Sorption of Aromatic Hydrocarbons by Materials used in construction of Ground-Water Sampling Well, Groundwater and Vadose Zone Monitoring*, ASTM STP 1053, D.M Nielsen and A.I. Jhonson, eds. American Soc. for Testing Materials, Philadelphia, pp 108-122.
- Gillham R.W., 1996, *Dissolved organic contaminant in groundwater*, Short course, Mayo 13-16, San Francisco Cal. USA.
- Hansen R., 1989, *Lake deposits from Chalco Basin sediment description y first results from core, a/b(Abstract)*, 1º Simposio sobre el Cuaternario en México, México.
- Huizar A.R., 1989, *Contributions a l'etude geologique et hidrologique de la plainende Chalco-Amecameca et de son bassin versant (Mexique)*. Diplome de docteur de l'Universite de Besancon, Francia .pp 160 .

- Instituto Nacional de geografía e informática (INEGI), 1990, *Indicadores de la actividad Industrial, Banco de información económica*, edición 93, página internet, www.inegi.gob.mx.
- Karickhoff S.W., Brown D.S. y Scott T.A., 1979, *Sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments*, Water Research, Vol 13, pp 241-248. citado por Fetter, C.W., 1993, *Contaminant Hydrogeology*, Macmillan Pub. Co. New York, cap 3
- Kiang Y-H. y Metry A.A., 1982, *Hazardous Waste Processing Technology*, Ann Arbor Science U.S.A
- Keith L.H., Garrison A.W., Allen F.R., Carter M.A., 1976, *Identification of organic compounds in drinking water from thirteen US. cities, Identification y Analysis of Organic Pollutants in Water*, editor Lawrence H. Keith, Ann Arbor Science, 1989. New Jersey, USA. pp 354-371.
- Kueper H.B., 1991, *The behaviour of immiscible liquids in fractured media, Considerations of DNAPL's in the operation y monitoring of waste disposal ponds constructed in fractured rock y clay*, Short course Dense immiscible phase liquid contaminants (DNAPL's) in porous and fractured media, Octubre 7-10, Kitcher Ontario, Canada.
- Larson A.R. y Weber J.E, R, 1994. *Reactions Mechanisms in Enviromental Organic Chemistry*, Lewis Publishers. pp 155-160, U.S.A.
- Lyman W.J., Reehl W.F. y Rosenblatt D.H., 1982, *Handbook of Chemical property estimation Methods*, citado por Stanley Jennifer-Sue, 1988, Sediment sorption studies of five common volatile organic compounds, Tesis para el grado de Maestro en Ciencias, Wright State University, U.S.A., sin publicar.
- MacKay D.M., Roberts P.V. y Cherry J.A., 1985, *Transport of organic contaminants in groundwater*, Environ Sci. Technol. , vol.19 n°5, pp 384-392, citado por Stanley Jennifer-Sue, 1988, Sediment sorption stuidies of five common volatile organic compounds, Tesis para el grado de Maestro en Ciencias, Wright State University, U.S.A.
- MacKay, D.M., 1990, *Characterization of the distribution and behavior of contaminants in the subsurface, Groundwater and soil contamination remediation: Toward Compatible Science*, National Academy Press: Washington D.C. pp 70-90.
- MacKay, D.M., 1996, *Dissolved organic contaminant in groundwater*, Short course, Mayo 13-16, San Francisco Cal. U.S.A.
- Manahan E.S., 1991, *Fundamentals of Enviromental Chemistry*, Lewis Pub. Inc. U.S.A. pp261
- Marsal J. Raúl y Mazari M., 1959, *Mecánica del subsuelo de la Cd. de México*, 2ª Edición Facultad de Ingeniería de la UNAM, México pp14-72.

LITERATURA CITADA

- Mazari Hiriart M, 1992, *Potential groundwater contamination by organic compounds in the Mexico city metropolitan area*, disertación parcial para los requerimientos del grado de Doctor en Ciencias e Ingeniería Ambiental, Universidad de California , U.S.A, pp 153.
- Mazari H.M., Saval S., Iturbe R y Noyola A., 1996, *Caracterización de sitios del canal en la zona industrial de la subcuenca de Chalco*. Memorias X Congreso de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Toluca, México .
- McAlary T.A. y Barker J.F., 1987, *Perdida de Orgánicos por volatilización durante el muestreo de agua subterránea en materiales de baja permeabilidad*, Groundwater and Monitoring, artículo a revisión , Otoño 1987 .
- Mesri G., Rokhsar A. y Bohor B.F., 1975, *Composition and compressibility of typical samples of México City clay.*, Geotechnique 25 N° 3, pp 527-554.
- Mooser F, Nairn M.A. y Negendank F.W.J, 1974, *Paleomagnetic Investigations of the Tertiary and Quaternary Igneous Rocks: VII A Paleomagnetic y Petrologic Study of the Valley of Mex.*, Geol. Rundschau, 63(2), pp 451-483.
- Montgomery J.H. y Welkom M.L., 1990, *Groundwater Chemical Desk Reference*, Lewis Publishers, USA. pp 495
- Morgan J.J, 1986, *General affinity concepts, equilibria and kinetics in aqueous metals chemistry*, from Metals Speciation, Separation and Recovery, International Symposium on Metals Speciation, Separation and Recovery, editores Patterson y Passino, Chicago , USA, pp 27-61
- Muzkat L. Raucher D., Magaritz M. y Ronen D., 1994, *Groundwater contamination by organic pollutants*, edit. Zoller Uri, Haifa University, pp 257-271
- Noonan C.D. y Curtis T.J, 1990, *Groundwater Remediation y Petroleum*, Lewis Publishers, Chelsea , Michigan , U.S.A. pp 225
- Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA-1994, 18 de Enero de 1996, *Salud ambiental agua y consumo humano-Limites permisibles de calidad y tratamiento a que debe someterse el agua para su potabilización*, Diario ficial 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 E. 1982. *Química de Suelos*, Universidad de Chapingo, México
- Ortega G.M.A., 1993, *Origin y migration of Pore Water y salinity in the consolidating Chalco aquitard, near Mexico city*, Tesis Doctoral, Universidad de Waterloo, Waterloo, Ontario, Canada, pp 294.

- Ortega G.M.A, Cherry J.A. y Rudolph D.L, 1993, *Large Scale Aquitard Consolidation near Mexico City* , Ground Water , vol 31 N°5, pp 708-718.
- Ortega Guerrero M. A., 1996, *Transporte de Contaminantes a través de los Sedimentos Lacustres Fracturados hacia el Acuífero de la Cd. de México.* para publicación en el vol. de la Conferencia Nabor Carrillo Soc. Mexicana de Mecánica de Suelos, Jalapa Veracruz .
- Ortiz Zamora D del C, 1996, *Migración de Compuestos Inorgánicos derivados de un canal de aguas residuales de origen urbano-industrial a través de arcillas fracturadas hacia el acuífero subyacente, Chalco-Ixtapaluca, México,* Tesis Maestría, UNAM, Facultad de Ingeniería, México , pp 83.
- Páramo Vargas.J, 1996, *Transporte difusivo de los metales pesados cadmio y plomo en arcillas del Valle de México,* Tesis Maestría, UNAM, Facultad de Ingeniería, Mexico D.F. pp. 108
- Parker B.L,Gillham W.R. y Cherry J.A, 1994, *Diffusive Disappearance of Immiscible Phase Organic Liquids in Fractured Geologic Media.* Ground Water, Enero 1994,pp101-131 .
- Pérez Fermín, 1995, *Biodegradación de Compuestos monoaromáticos en emisiones gaseosas,* Div. Ciencias básicas e ingeniería, Universidad Autónoma Metropolitana, 1ª:Semana de Biorremediación, Programa Universitario del Medio Ambiente, Octubre de 1995. UNAM. México .
- Pitre Vincent C., 1993, *Analysis of induced recharge from a waste water canal through fractured clays in Mexico City.* Tesis de la Universidad de Waterloo para el grado de Mestría en Ciencias de la Tierra, Waterloo, Ontario Canada
- Ramirez Esquivel W.G., 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, UNAM Facultad de Ingeniería, México.
- Reardon E.J., 1981, *Kd's Can They be Used to Describe Reversible Ion Sorption Reactions in Contaminant Migration ?*, Ground Water, Vol 19 N° 3 .
- Rice y Viste, 1994, *Major Sources of Groundwater Contamination: assessing the extent of point and nonpoint contamination in a shallow aquifer system,* edit. Zoller Uri, Haifa University, Israel, pp 21-36
- Rosen A. Aron, 1983, *The Foundations of Organic Pollutants Analysis, Identification and Analysis of Organic Pollutants in water,* editor Lawrence H. Keith, CEC. USEPA Ohio . pp 3-13
- 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.

LITERATURA CITADA

- Sahab-Hadad E., 1992, *Acciones de la Gerencia de Aguas del Valle de México en el programa Nacional de Agua Potable y Alcantarillado*. Agua Potable, v8.
- Shimizu Y, Takei N, Yamazaki S. y Terashima Y, 1993, *Sorption of organic pollutants onto natural solids: ionizable organics in an unsaturated system*, Selected Papers on Environmental Hydrology, International Association of Hydrogeologists Vol .4, 1993. (from 29° International geological Congress, Kyoto, Japan 1992
- Schwarzenbach, R.P. y Westall j., 1981, *Transport of nonpolar organic compounds from surface water to groundwater*, Env. Sci. vol. 11 pp 1360-1367 citado por Fetter, C.W., 1993, *Contaminant Hydrogeology*, Macmillan Pub. Co. New York, cap 3
- Stanley Jennifer-S, 1988, *Sediment sorption studies of five common volatile organic compounds*, Tesis para el grado de Maestro en Ciencias, Wright State University, Michigan, U.S.A, pp 3-26.
- Stumm Warner y Morgan J. James , 1981, *Aquatic Chemistry*, edit. Jhon Wiley and Sons, Estados Unidos de Norteamérica, caps. 5,6 y 7 pp 230-503.
- Sudicky E.A. y Friend E. O., 1982, *Contaminant transport in fractured porous media: Analytical solution for a system of parallel fractures*, Water Resources Research, Vol.18, No 6, pp 1634-1642.
- Vargas Cabrera C., 1995, *Distribución de la conductividad hidráulica en el acuitardo lacustre de la subcuenca de Chalco D.F. y Edo. de México*, Tesis de Licenciatura, Facultad de Ingeniería, UNAM, México.
- Weber J. W., Jr. y Van Vliet M. B., 1980, *Fundamentals Concepts for Application of Activated Carbon in Water and Wastewater Treatment*, Activated Carbon Adsorption of Organics from the Aqueous Phase, Vol 1, editores Irwin H. Suffet y Michael J McGuire, edit. Ann Arbor Science. pp 15-41

ANEXO A

CONCEPTOS GENERALES DEL FENÓMENO DE SORCIÓN .

La sorción es un proceso donde los componentes de un fluido se adhieren a la superficie de un sólido. Esta gobernado por dos tipos de interacciones la Adsorción (donde las interacciones dependen del área expuesta y se consideran atracciones físicas entre las diferentes sustancias) y la absorción (donde se interactua con la masa del compuesto sólido y la sustancia y existen fuerzas químicas del tipo polar) (Kiang y Metry, 1982). Pero para muchos estudiosos es mínima la diferencia de estas interacciones por lo cual las mencionan indistintamente como un solo suceso. Los procesos mediante los cuales las especies químicas son acumuladas en la superficie de los sólidos son referidas como sorción y éstos pueden envolver una serie de interacciones entre fases : sólido-sólido, sólido-gas o sólido-liquido.

Para Brown et al, (1995) citados por Vaughan y Patrick, 1995, la última interacción mencionada es un importante proceso de sorción en muchos contextos, incluyendo el crecimiento de minerales a partir de soluciones acuosas, disolución de minerales, depósitos de metales, dispersión de contaminantes en agua subterránea, diseño de contenedores de desechos, reacciones electroquímicas entre otras. La adsorción se entiende como un cambio en la concentración de un constituyente disuelto y será proporcional a la masa de dicho constituyente que ha sido añadida a un medio poroso, aún para pequeños cambios de concentración esta masa retenida implica que el tiempo de llegada al acuífero es mayor respecto a la velocidad del agua subterránea, a lo que se denomina retardo. Las interacciones de sorción resultan en la partición o distribución de contaminantes entre el agua subterránea y el material sólido del acuífero. (Mackay y Vogel, 1985 citado por Stanley J. 1988) y como resultado de dicha distribución se presenta el retardo del movimiento de contaminantes relativo al flujo del agua subterránea.

Freeze y Cherry (1979) nos definen el efecto de retardo R como el cambio de masa de un constituyente infiltrado por unidad volumétrica y por unidad de concentración

$$R = 1 + (p_b * K_d) / (n_e) \quad \text{Ec (3)}$$

donde:

- p_b densidad en masa seca del material poroso
- K_d Coeficiente de distribución
- n_e porosidad efectiva

esta ecuación es indistinta al tipo de contaminante.

Desde el punto de vista químico expresa como avanza la concentración de una sustancia presente en un medio a otro (líquido-sólido) promovido por un proceso determinado. Reardon (1981) indica que este coeficiente de distribución señala la concentración del contaminante sorbido entre las partículas del suelo y el fluido, que puede estar controlado en el caso de metales por procesos de: intercambio iónico, reacciones redox, disolución mineral .

Los compuestos pueden ser sorbidos por varios mecanismos, sin embargo generalmente es uno solo de ellos el que predomina (Shimizu et al, 1993)

La lista que se muestra a continuación , ha sido recopilada por diversos autores,

- a) Interacciones entre iones y la doble capa eléctrica.
- b) Intercambio iónico (específicamente el catiónico).
- c) Coordinación en la superficie de cationes metálicos.
- d) Interacción ión-dipolo.
- e) Enlace de hidrogeno.
- f) Fuerzas de Van der Waals-London.
- g) Interacciones Hidrofóbicas.

Es difícil evaluar la relativa importancia de cada uno de ellos debido a la heterogeneidad del medio sólido donde se efectúa la sorción, (Barcelona et al,1990; Fetter,1993; Shimizu et.al.,1993), los compuestos orgánicos presentan interacciones hidrofóbicas por medio de las fuerzas de Van der Waals, por lo que la conjunción de los dos últimos mecanismos de la lista se refiere comúnmente como sorción hidrofóbica.

Varios investigadores han demostrado que la sorción hidrofóbica relacionada a compuestos sedimentarios esta primordialmente relacionada con el contenido de carbón

orgánico de los sedimentos, (Lambert, 1968; Karickhoff et al,1979; Schwarzenbach y Westall, 1981 citados por Fetter 1993)

Para el caso de los metales, los mecanismos mas significativos se refieren al intercambio catiónico y a las interacciones con la doble capa difusa. (Weber y Van Vliet, 1980) (Shimizu et al,1993):Si bien el efecto de retardo se interpreta de igual manera sin importar el tipo de contaminante, si existe una diferencia de evaluación sugerido por los mecanismos, de tal manera que se presentan ecuaciones para metales y para orgánicos diferentes

Orgánicos

Para los orgánicos los fenómenos que se presentan se deben a la atracción entre la superficie del sólido y los compuestos en dilución, donde las actantes son las fuerzas de Van der Waals - London (Shimizu et.al. 1993) (Fetter 1993) .

La sorción para orgánicos, es especialmente valida para materiales cuyo contenido orgánico sea mayor a 0.1 %, es:

$$K_d = K_{oc} (f_{oc}) \quad \text{Ec. (5)}$$

donde:

f_{oc} fracción orgánica del carbón

K_{oc} coeficiente de partición o separación suelos/sedimentos

es calculada por la relación empírica

$$\log K_{oc} = a(\log K_{ow}) + b \quad \text{Ec. (6)}$$

K_{ow} coeficiente de partición n-octanol/agua.

a y b valores de literatura, varían en función del componente químico y las condiciones de estudio.

El Koc es indicativo de la tendencia a dividirse de una sustancia orgánica en partículas que contengan carbón y agua esto es la medida de que tan hidrofóbico es el compuesto. (Freeze y Cherry, 1979) La presencia de la materia orgánica tiene gran influencia sobre la habilidad de sorción de un material que se considera dominada por interacciones hidrofóbicas. Para un compuesto orgánico la cantidad de carbón orgánico, en la matriz porosa determina el valor de R y por lo tanto la materia sorbida.

Eckenfelder et al,(1988) mencionó que los compuestos de cadena ramificada se sorben mas fácil que de los de cadena lineal, el tipo y ubicación de los grupos funcionales afecta la sorción y las moléculas de baja polaridad tienden a ser preferentemente sorbidas. Fetter (1993) ha señalado la importancia de la polaridad en los compuestos orgánicos y su efecto sobre el mecanismo de sorción hidrofóbica, ya que estos compuestos existen como especies eléctricamente neutras, ya que los compuestos hidrofóbicos pueden disolverse en muchos de los solventes orgánicos no polares pero tienen una muy baja solubilidad con el agua y cuando se emulsionan en ella tienden a ser atraídas a las superficies que sean menos polares que el agua. El potencial de atracción se está generando por la polarización del las moléculas dentro de un campo eléctrico que se genera en la superficie de un sólido y la extensión de estas interacciones dependen de las características del campo superficial y de la magnitud del polo. (Weber y Van Vliet, 1980)

Inorgánicos

Pitre (1993) menciona el retardo de metales en función de un intercambio catiónico como proceso gobernante, similar al modelo de Reardon (1991) aunque este último aclara que se encontrarán los mismos resultados para el proceso de carga variable .

$$R_f = 1 + (P_s K_s c/c(1-n_s))/n_s t \quad \text{Ec. (4)}$$

donde:

- K_d** Coeficiente de selectividad (específico del medio y del catión en estudio y varia de acuerdo a la rapidez con que se ocupen los lugares de intercambio y la complejación del soluto).
- t** representa la concentración de cationes
- clc** capacidad de intercambio catiónico
- n y ρ_s** porosidad y densidad del material .

Para el caso de compuestos inorgánicos se depende de la evolución química del sistema, es decir, qué tanto han avanzado los reactivos disueltos en la formación de los productos, de tal forma que se pueda pensar que la velocidad a la cual la concentración de los constituyentes presentes en el agua se transforman, es igual a la velocidad a la que aparecen los productos de estos contaminantes dentro del mismo fluido. Por ejemplo si se da una reacción de reducción, la velocidad a la cual se reduce el contaminante o algún componente del agua subterránea es igual a la que aparece un producto disuelto (disolución de minerales). A esto es a lo que se denomina **evolución química estable**.

Así el coeficiente de distribución será constante para una población con capacidad sorbente a lo largo del patrón de flujo subterráneo en un determinado tiempo, solo si se presenta el estado estable en la química del agua (Reardon, 1981). Es así que la situación variará con el espacio y el tiempo, y los problemas de contaminación dan por resultado una evolución química dinámica. De esta forma se tiene que para los compuestos inorgánicos se puede expresar al coeficiente de distribución como una constante de equilibrio entre las concentraciones del contaminante la que depende de compuestos ya presentes en el agua; así como el desplazamiento (reacciones del tipo iónico) que el compuesto presenta al ir de la fase líquida a la sólida y así ser adsorbido.

Esto representa para ambos tipos de compuestos una situación de involucramiento entre las sustancias y las partículas del suelo diferente en cada sitio y aún con el paso del tiempo.

La siguiente figura representa la sorción en un punto del sistema y se asume así para un contaminante de interés. Donde las fuerzas que determinan el fenómeno de adsorción estarán en función de los cambios químicos a lo largo del flujo.

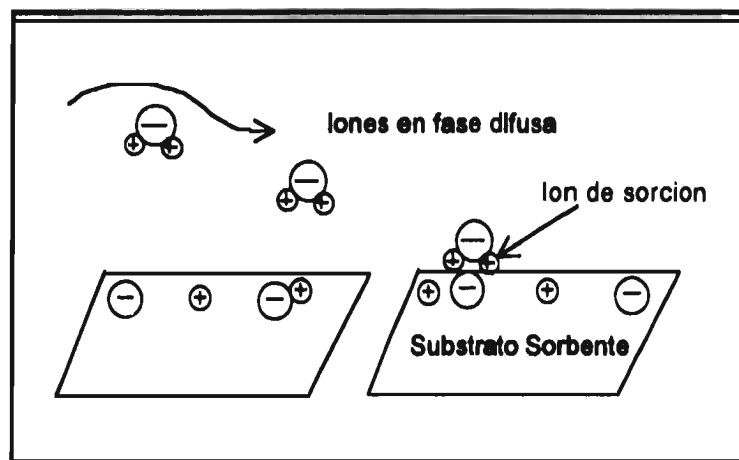


Fig. 1 Modelo Conceptual de sorción entre un sustrato sorbente y una fase líquida, que aquí se propone. La interacción de las fuerzas de adsorción dependen de la dinámica química de las fases y del tipo de contaminante, si es orgánico o inorgánico (El sustrato sorbente es la fase que tiene capacidad de sorción, generalmente un sólido).

De esta forma es posible evaluar la potencialidad de migración y el efecto de sorción que tienen algunos compuestos.

ANEXO B

CÁLCULOS

Los valores que expresan el coeficiente de distribución, retardo y la velocidad del contaminante fueron obtenidos mediante las siguientes relaciones matemáticas:

Coeficiente de distribución para orgánicos:

$$K_d = K_{oc} (f_{oc})$$

donde:

K_{oc} coeficiente de partición octanol/carbón

f_{oc} fracción de carbón orgánico

K_d = mililitros/gramo (ml/g)

La literatura consultada reporta los valores de K_{oc} y K_{ow} como expresiones logarítmicas:

$$K_{oc} = a (\log K_{ow}) + b$$

donde:

a y b son coeficientes que dependen de las condiciones de temperatura y presión del sistema donde se obtuvo K_{ow} .

ejemplo:

$$\log K_{oc} = 1.34$$

$$K_{oc} = 10^{1.34} \quad (\text{Montgomery y Welkom, 1990})$$

Para metales:

$$K_d = K_s (cic) / t$$

donde:

K_s coeficiente de selectividad

t concentración del catión

cic capacidad de intercambio catiónico

K_d = mililitros/gramo (ml/g)

t = miliequivalentes/litro (meq/l)

K_s = 1 como valor asumido y en ausencia de datos, $K_s = 1$ en orden de evaluación del potencial de retardación (Pitre, 1993)

Para el retardo se tiene una sola expresión:

$$R = 1 + \beta_s \left[\frac{K_d}{n\epsilon} \right] \quad (\text{Frezze y Cherry, 1979})$$

$$R = V_w / V_c$$

donde:

V_w velocidad del agua

V_c velocidad del contaminante

CELDA DE CARBÓN ACTIVADO

Los cálculos para la celda se basaron en la tabla de Eckenfelder para carbones comerciales utilizados en el diseño de reactores de columna de carbón activado granular (GAC).

De los datos requeridos, se efectuó la prueba de Sólidos Suspendedos Totales mediante lo indicado por la American Water and Waster-Water Analyses (AWWA, APHA, WPCF):

Longitud del piezómetro (m)	Concentración (ppm)	Cantidad del GAC de acuerdo(g)
4	47.29	550
8	133.33	920

(g) de acuerdo a la tabla (mg) de Eckenfelder

Para su construcción se decide utilizar el mayor volumen ajustando el peso de 900 mg a 1000 mg.

Tabla de Referencia para concentración de carbón

DOSIS DE CARBÓN ACTIVADO QUE DAN POR RESULTADO MAYOR REMOCIÓN DE MATERIA ORGÁNICA, COLOR Y METALES PESADOS (Eckenfelder, et.al. 1988)				
Composición (mg/l)				
Elemento	SST	Color	Cu	Cr
Efluente	70	5365	0.41	0.09
50 mg/l carbón	41	2900	0.30	0.05
100	36	1650	0.18	0.04
250	34	323	0.07	0.02
500	40	125	0.04	0.02

ANEXO C

BANCO DE DATOS METALES

Resultados de Metales en Agua Superficial									
PARAMETRO	Fe mg/l	Cu mg/l	Mn mg/l	Zn mg/l	Pb mg/l	Cr mg/l	Cd mg/l	Co mg/l	Ni mg/l
(solubles)	0.196	0	0.048	0.0458	0.1129	0.0396	0.0115	0.0892	0.0909

TABLA : Resultados de Metales en agua subterranea 1996									
METAL	(solubles)								
Prof. (m)	Fe mg/l	Cu mg/l	Mn mg/l	Zn mg/l	Pb mg/l	Cr mg/l	Cd mg/l	Co mg/l	Ni mg/l
4	1.666	0.0188	0.08	2.849	0.1129	0.0198	0.0076	0.0892	0.1212
6	0.9869	0.0568	0.024	18.98	0.1129	0.0198	0.0115	0.0446	0.0808
8	0.4575	2.358	0.032	3.35	0.3389	0.0396	0.0076	0.0892	0.0808
10	0.4901	0.0943	0.08	4.674	0.2259	0.0198	0.0076	0.0496	0.0909

Comparación de Tiempo y Profundidad

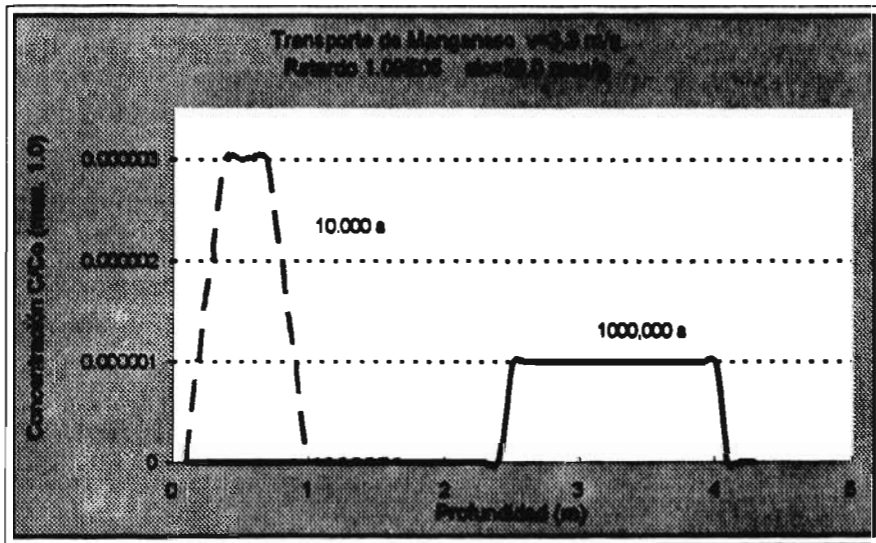
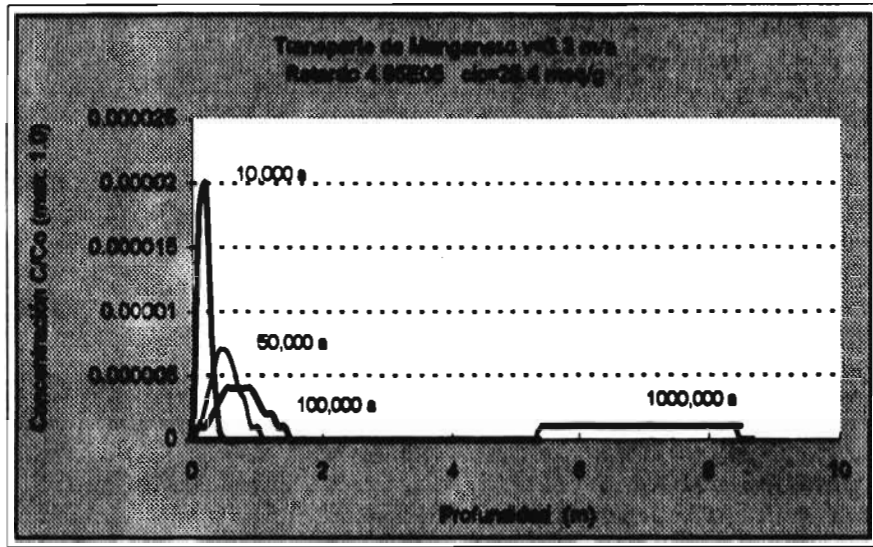
PARAMETRO Fe 0.30mg/l				Zn 5.00 mg/l			
Prof. (m)	Año 1991	Año 1994	Año 1996	Prof. (m)	1991	1994	1996
4	0.75	1.77	1.666	4	0.048	0.24	2.849
6	0.55	1.44	0.9869	6	0.057	0.31	18.98
8	1.95	5.2	0.4575	8	0.154	0.33	3.35
10	0.53	0.95	0.4901	10	0.072	0.3	4.674

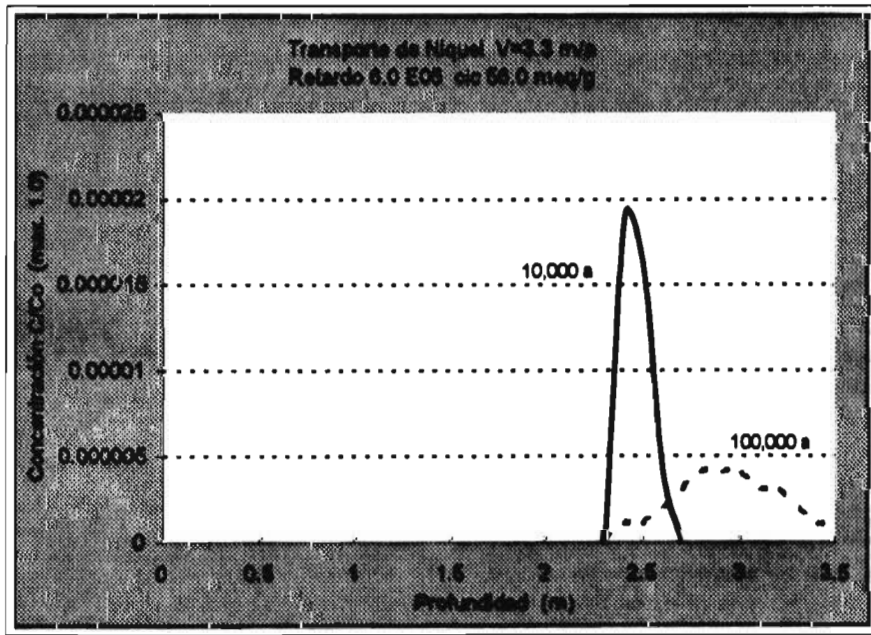
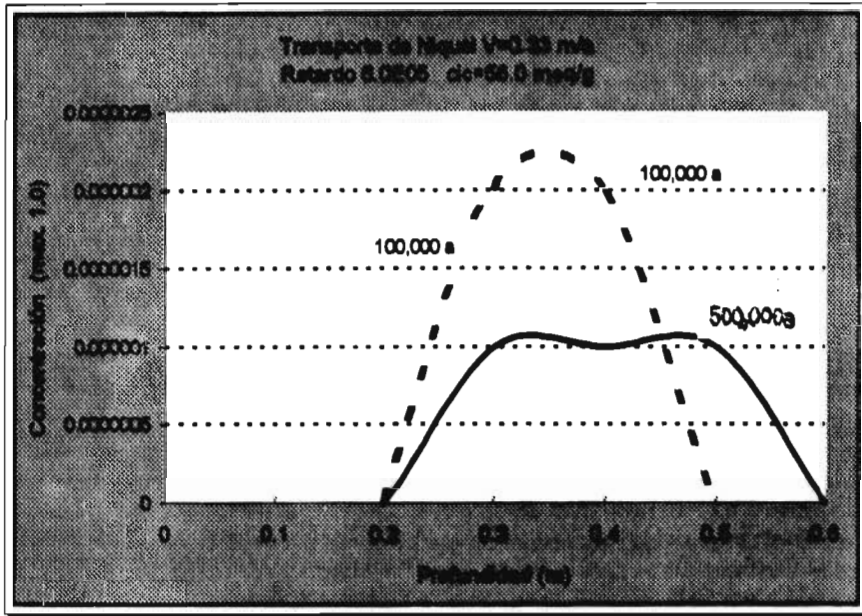
PARAMETRO Mn 0.15mg/l				Cu 2.00 mg/l			
Prof. (m)	Año 1991	Año 1994	Año 1996	Prof. (m)	1991	1994	1996
4	0.58	0.07	0.08	4	0	0.01	0.0188
6	0.63	0.24	0.024	6	0	0.02	0.0568
8	0.37	0.15	0.032	8	0	0.05	2.358
10	0.07	0.08	0.08	10	0	0.02	0.0943

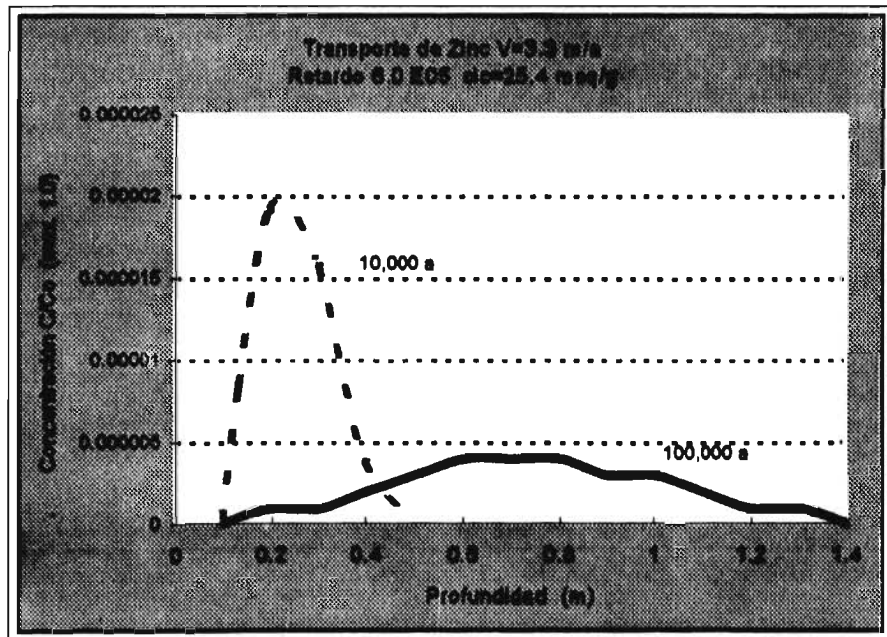
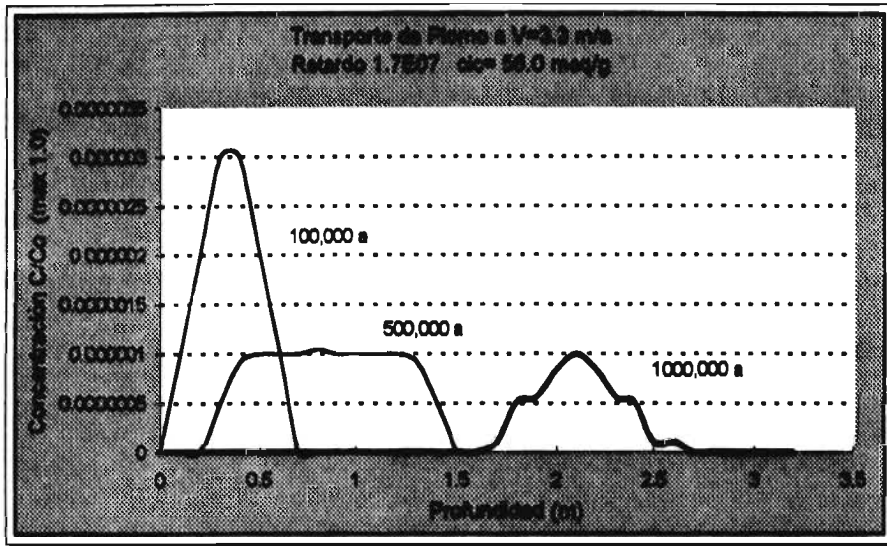
RETARDO EN METALES				
	cic= 25.4 meq/100 g		cic= 56.0 meq/100g	
METAL	Kd	R	Kd	R
Hierro (Fe)	2.42 E04	8,01 E04	5,33 E04	1,77 E05
Cobre (Cu)	nd	nd	nd	nd
Plomo (Pb)	2,33 E05	7,72 E05	5,14 E05	1,70 E06
Zinc (Zn)	1,81 E05	6,01 E05	4,00 E04	1,32 E06
Manganeso(Mn)	1,49 E05	4,95 E05	3,29 E05	1,09 E06
Cromo (Cr)	1,15 E05	3,82 E05	2,54 E05	8,43 E05
Cadmio (Cd)	1,27 E06	4,21 E06	2,8 E06	9,27 E06
Cobalto (Co)	8,41 E04	2,79 E05	1,85 E05	6,14 E05
Niquel (Ni)	8,22 E04	2,72 E05	1,81 E05	6,00 E05

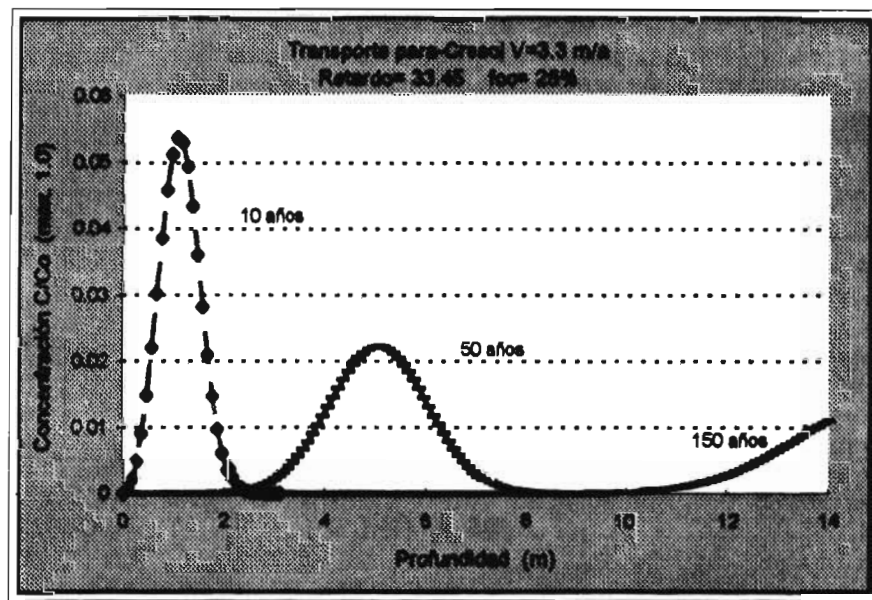
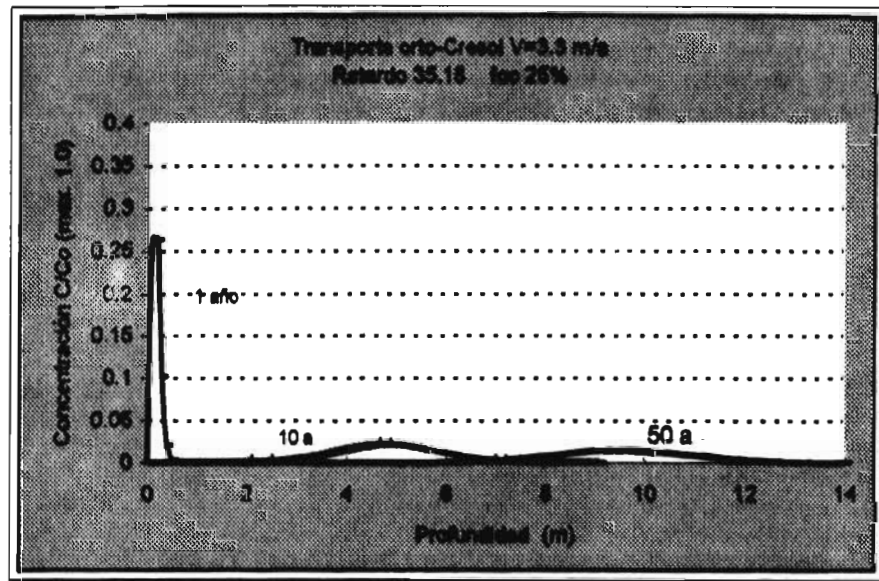
VELOCIDADES PARA METALES				
METAL (mg/l)	R=f(cic=25,4)	Vc m/s	R=f(cic=56,0)	Vc m/s
Fe 0,186	80131.9	4.37E-05	176667.6	1.98E-05
Mn 0,048	494927.45	7.07E-06	1091177.45	3.20E-06
Zn 0,0458	600983.14	5.82E-06	1325001	2.64E-06
Pb 0,1129	771904.66	4.53E-06	1701835.87	2.06E-06
Cr 0,0396	382443.16	9.15E-06	843182.8	4.15E-06
Cd 0,0396	4206876	8.32E-07	9275001	3.77E-07
Co 0,0892	278601.99	1.26E-05	614239.39	5.69E-06
Ni 0,0909	272290.65	1.28E-05	600324.61	5.83E-06

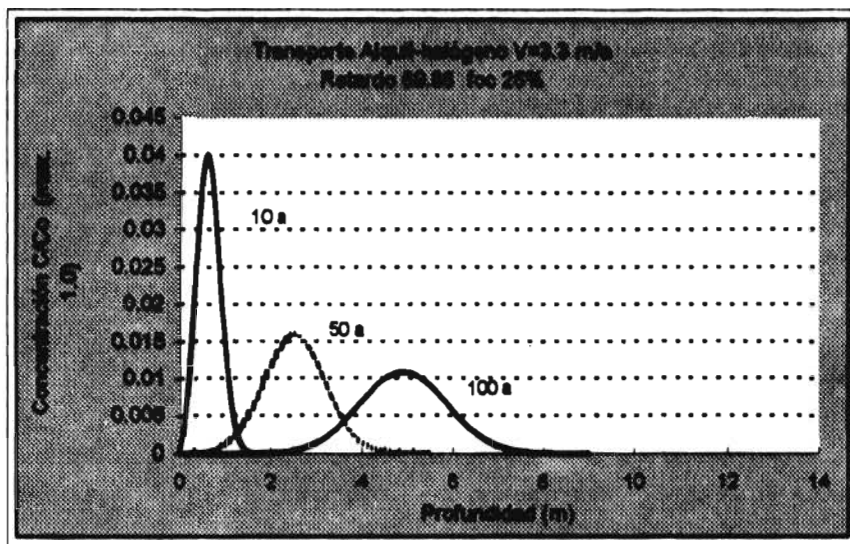
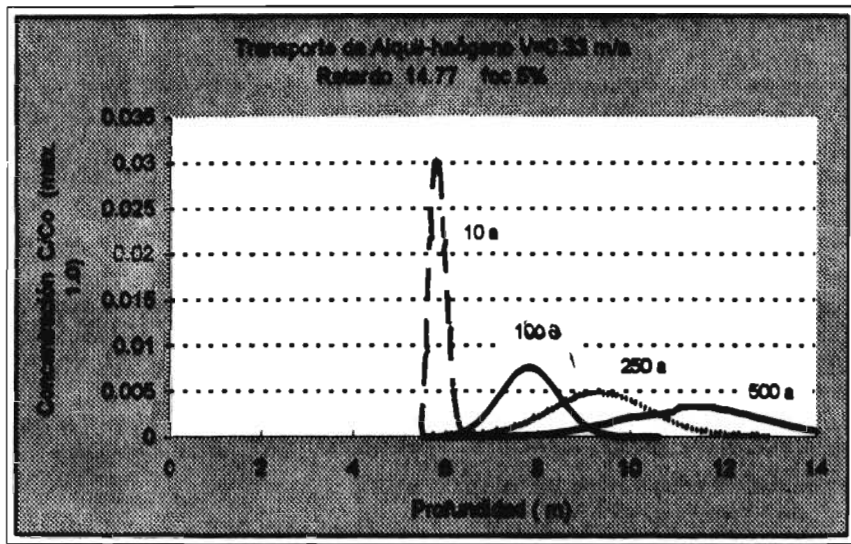
RETARDO e función de concentraciones propuestas a un CIC 25, meq/g suelo						
METALES	De Norma	Kd	R	Dif. orden	Kd	R
Hierro (Fe)	0.3 mg/l	84.67	281.46	10.0 mg/l	2.54	9.41
Cobre (Cu)	2.0 mg/l	12.7	43.07	10.0 mg/l	2.54	9.41
Plomo (Pb)	0.025 mg/l	1016	3366.5	10.0 mg/l	2.54	9.41
Zinc (Zn)	5.0 mg/l	5.06	17.83	100.0 mg/l	0.254	1.84
Manganeso (Mn)	0.15 mg/l	169.3	561.92	10.0 mg/l	2.54	9.41
Cromo (Cr)	0.05 mg/l	506	1683.75	1.0 mg/l	25.4	85.14
Cadmio (Cd)	0.005 mg/l	5060	16828.5	1.0 mg/l	25.4	85.14
Cobalto (Co)	sv	-	-	10.0 mg/l	2.54	9.41
Niquel (Ni)	sv	-	-	10.0 mg/l	2.54	9.41











ANEXO D

CARACTERÍSTICAS QUÍMICAS

Compuestos orgánicos

Agua superficial

Fuente: Canal de aguas residuales del tipo urbano-industrial, localizado en la zona de Chalco, Iztapaluca Edo. de México.

Agua subterránea

Fuente: Estación piezométrica : Código Ep20

Fuentes mas probables de descargas:

Industria de alimentos y bebidas (Bebidas edulcorantes y lácteos)

Industria electrónica

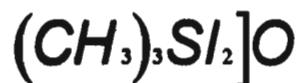
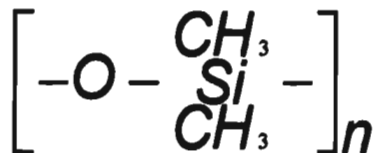
Industria metal-mecánica (Acabados en molduras y muebles)

Talleres mecánicos automotrices

Casa-habitación

En el espectro cromatográfico (CG/EM) se detectaron 11 picos, pero varios fueron identificados como el mismo compuesto básico pero diferentes radicales, tal es el caso de los esteres y ácidos grasos. A continuación se presentan los compuestos orgánicos identificados y las características fisico-químicas de cada uno de ellos .

GRASA DE SILICON



Polímero de condensación de los polisiloxanos. Altamente estables a altas y bajas temperaturas (100 a 250 °C), a la oxidación, ambientes biológicos y químicos. Poseen alta repelencia al agua y muy buena fuerza dieléctrica.

Se consumen en procesos industriales tales como. Industria electrónica (aceites) y en alimentos como antihaderentes, sin embargo las cantidades deben ser mínimas y bajo control con el fin de no afectar la calidad del producto como por el alto costo que esto significa.

ÁCIDOS GRASOS LIBRES (Como radicales)



Son compuestos de cadena recta de tres a 18 carbonos (principalmente), los ácidos que se encuentran en cantidades importantes son los de número par de carbonos así como los de tres y cinco carbonos; se presentan como saturados (un solo enlace) y no saturados (dobles y triples enlaces).

Posen cierta solubilidad hasta los de cinco carbonos. Al presentarse como radicales una de sus transformaciones se da en sales orgánicas como esterés, la literatura justifica esta presencia por su alta reactividad química.

ESTER METÁLICO DE ÁCIDO GRASO

Sales orgánicas



HALOGENURO DE ALQUILO

Como halogeno se detecto el azufre (S). Las reacciones de estos compuestos estan en función del grupo funcional. Los halogenuros de alquilo son mas densos que el agua (Neckers y Doyle,1980) Polares e insolubles en agua solo en solventes orgánicos. Se les asocia con los hidrocarburos del petróleo.



GRUPO FENOL

Son compuestos solubles, poseen olores característicos y se les usa como oxidantes por lo que es fácil colorearlos, son reactivos y tienen una ruta química hacia éteres y ésteres, las cuales son sales solubles

En este estudio se detectaron dos clases de fenoles:

- a) Fenol muy sustituido con radicales alquilo.
- b) El Metil Fenol o Cresol, que incluye tres isómeros posibles por el desplazamiento del grupo metilo, *orto*, *para* y *meta*.
se sabe que en la coquificación del lignito, puede obtenerse (1 Kg de alquitrán) y de la destilación de este último se separa :

1 Kg	Benceno
0.25	Tolueno
0.05	Xileno
0.25	Fenol
1.00	Cresol
2.2	Naftaleno

Son compuestos que poseen capacidad de solvatación por lo cual se presenta su dilución en agua (solubilidad lo que significa que las moléculas del agua rodean a la molécula principal permitiendo se convierta en una esfera no hidrofóbica). El examen de estos compuestos permite observar la formación intramolecular de puentes de hidrógeno, pero no un intermolecular tanto con otras moléculas fenólicas como con el agua .

Es de especial interés el grupo Metil-fenol dado su gran número de usos industriales :

- para-Metil fenol* desinfectante, agente en resinas, agente textil, manufactura del salicialdehído coumarin, hierbidas y saborizante artificial.
- orto-Metil fenol* desinfectante, antioxidante en alimentos y perfumes, agente en plásticos.

GLICOL (Diol ramificado, doble radical carboxilo)

Son compuestos polihidroxiados, poseen solubilidad significativa en el agua o bien pueden actuar como solventes. Debido al (-OH) es muy polar y por lo tanto es un elemento fuertemente electronegativo. Así mismo la unión (C-OH) presenta desprendimiento del ión (-H) ó puede removerse. Por lo cual es posible un gran número de sustituciones y en consecuencia son altamente reactivos, lo que motiva su volatilidad al entrar en contacto con el oxígeno atmosférico.

Manhann (1991) mencionan que la acumulación potencial de compuestos orgánicos en sedimentos, es mayor para solutos orgánicos que tengan un coeficiente

de partición agua octanol elevado y para sedimentos que contengan una alta proporción de materia orgánica. Además es necesario contemplar la posible degradación biológica de estos compuestos por medio de microorganismos presentes en el sitio.

Características físico-químicas de los Compuestos Orgánicos				
Metil-fenol o cresol				
Peso fórmula 108,13				
	Punto fusión °C	P. ebullición °C	Sib en H₂O	Grav. esp. 20/4°
orto-Cresol	30,8	190,8	2,5	1,048
meta-Cresol	10,9	202,8	0,5	1,034
para-Cresol	35,6	202	1,8	1,035
Glicol : Etenodiol				
Peso fórmula 62,07				
	Punto fusión °C	P. ebullición °C	Sib en H₂O	Grav. esp. 20/4°
	-15,6	197,4	5,3	1,113
Metil-Bromuro Halogenuro de alquilo				
Peso fórmula 94,94				
	Punto fusión °C	P. ebullición °C	Sib en H₂O	Grav. esp. 20/4°
			0,091	1,486