

0117711  
2/



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE  
MÉXICO**

**FACULTAD DE INGENIERÍA  
DIVISIÓN DE ESTUDIOS DE POSGRADO**

**EVALUACIÓN DE TRICLOROETILENO (TCE) Y  
PERCLOROETILENO (PCE) POR INFLUENCIA DEL  
GRAN CANAL DE DESAGÜE Y DEL RÍO DE LOS  
REMEDIOS**

**T E S I S**

**QUE PARA OBTENER EL GRADO DE:  
MAESTRO EN INGENIERÍA (AMBIENTAL)  
P R E S E N T A  
IBQ. JORGE INÉS LÓPEZ PAYÁN**



DIRECTOR DRA ROSARIO ITURBE ARGÜELLES

MÉXICO, D. F. 1997



**TESIS CON  
FALLA DE ORIGEN**



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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

## **Agradecimientos**

- **Al personal e instalaciones de la División de Estudios de Posgrado de la Facultad de Ingeniería de la UNAM por todos los servicios que hicieron posible mis estudios de maestría.**
- **A la Coordinación de Ambiental del Instituto de Ingeniería de la UNAM por todas las facilidades que me brindaron para realizar mi trabajo de tesis.**
- **A la Dra. Rosario Iturbe Argüelles por su invaluable apoyo como tutora y directora de tesis.**
- **A mis maestros y sinodales por su gran apoyo durante mis estudios.**
- **A mis amigos de la DEPFI y compañeros de cubículo del Instituto de Ingeniería.**

A mi esposa Mónica; a mis padres, Jorge y Tulita;  
a mis hermanos.

## ÍNDICE DEL CONTENIDO

	página	
Agradecimientos	iv	
Índice de tablas	vii	
Índice de figuras	viii	
<b>CAPÍTULO I</b>		
1	Introducción	1
1.1	Historia de las obras hidráulicas de la ciudad de México	1
1.2	Descripción de la problemática	2
1.2.1	Desalojo de las aguas residuales de la ciudad de México	3
1.3	Características hidrogeológicas de la ZMCM	5
1.4	Objetivo del trabajo de tesis	8
1.5	Alcances	8
<b>CAPÍTULO II</b>		
2	Antecedentes	9
2.1	Descripción de la zona de estudio	9
2.2	Caracterización de las aguas del Gran Canal de Desagüe	9
2.3	Problemática internacional	14
2.4	Clasificación de los compuestos según su densidad	15
2.5	Importancia de la solubilidad de los compuestos en los procesos de migración	19
2.6	Características de los compuestos (TCE y PCE)	20
2.6.1	Tricloroetileno (TCE)	20
2.6.2	Percloroetileno (PCE)	22
<b>CAPÍTULO III</b>		
3	Mecanismos de transporte	24
3.1	Procesos de migración de los contaminantes	24
3.1.1	Hidrólisis	26
3.1.2	Precipitación-disolución	26
3.1.3	Oxidación-reducción	27
3.1.4	Adsorción	27
3.1.4.1	Contenido orgánico del suelo (foc)	29
3.1.4.2	Humus	29
3.1.4.3	Intercambio iónico	30
3.1.4.4	Composición mineral del suelo	34
3.2	Formas de obtener el coeficiente de sorción (Kd)	36
3.2.1	Isotermas de adsorción	36
3.2.2	Determinación del Kd mediante foc	39
3.3	Factor de retardo (Rd)	41
<b>CAPÍTULO IV</b>		
4	Muestreo y caracterización de las muestras	42
4.1	Ubicación de los puntos de muestreo	42
4.2	Metodología empleada en el muestreo	45
4.3	Corte de las secciones obtenidas en el muestreo	46
4.4	Extracción del agua intersticial	52

## CAPÍTULO V

5	Desarrollo experimental	55
5.1	Isotermas de adsorción	55
5.11	Preparación del suelo	56
5.12	Preparación de las soluciones	56
5.13	Procedimiento experimental	57
5.14	Metodología empleada en el análisis de las muestras	59
5.2	Determinación de la foc en el suelo	60
5.21	Procedimiento para la determinación de foc	60
5.22	Cálculos	61
5.3	Análisis del agua intersticial	62

## CAPÍTULO VI

6	Resultados	63
6.1	Resultados de la evaluación de TCE y PCE en el agua intersticial de las muestras	63
6.2	Obtención del Kd	65
6.21	Valores de concentración adsorbida (Cs) obtenidos mediante pruebas en lote	65
6.3	Determinación del Kd a partir de pruebas en lote	68
6.4	Determinación del Kd mediante foc	71
6.5	Resultados de los análisis físicos y químicos de las muestras de suelo	72

## CAPÍTULO VII

7	Discusión de resultados	74
7.1	Discusión de los resultados del análisis del agua intersticial	74
7.2	Discusión de los Kd obtenidos mediante isotermas de adsorción	76
7.3	Discusión de los Kd con respecto a foc	77

## CAPÍTULO VIII

8	Conclusiones y recomendaciones	80
8.1	Conclusiones	80
8.2	Recomendaciones	82

## ÍNDICE DE TABLAS

		página
Tabla 1.	Desechos industriales generados en la ciudad de México.	4
Tabla 2.	Valores máximos permisibles de compuestos que hacen peligroso a un residuo por su toxicidad al ambiente y la salud.	5
Tabla 3.	Valores medios de distintos parámetros y sustancias presentes en las aguas residuales del Gran Canal de Desagüe.	11
Tabla 4.	Aprovechamiento medio anual de aguas en México.	12
Tabla 5.	Calidad requerida para uso o aprovechamiento del agua con respecto a hidrocarburos alifáticos halogenados.	13
Tabla 6.	Hidrocarburos típicos encontrados en las aguas subterráneas de los países industrializados.	15
Tabla 7.	Estándares de calidad para agua potable de agencias internacionales.	15
Tabla 8.	Resumen de características de los compuestos TCE y PCE.	23
Tabla 9.	Distintos valores de $K_{ow}$ y $K_{oc}$ para algunos compuestos químicos.	40
Tabla 10.	Información del punto de muestreo gc1.	47
Tabla 11.	Información del punto de muestreo gc2.	47
Tabla 12.	Información del punto de muestreo rr1.	48
Tabla 13.	Información del punto de muestreo rr2.	48
Tabla 14.	Información del punto de muestreo gc3.	49
Tabla 15.	Información del punto de muestreo sc.	49
Tabla 16.	Información de las muestras obtenidas en todo el muestreo con la profundidad en el ángulo.	50
Tabla 17.	Información de las muestras obtenidas en todo el muestreo con la profundidad en la vertical.	51
Tabla 18.	Cantidad de suelo, volumen de agua y volumen de compuesto químico utilizado.	58
Tabla 19.	Concentración de compuesto químico detectada en las muestras analizadas en su respectiva profundidad.	64
Tabla 20.	Ensayo para determinar la concentración adsorbida de TCE.	66
Tabla 21.	Ensayo para determinar la concentración adsorbida de PCE.	67
Tabla 22.	Valores promedio de $C_o$ , $C_e$ y $C_s$ para TCE.	68
Tabla 23.	Valores promedio de $C_o$ , $C_e$ y $C_s$ para PCE.	68
Tabla 24.	Valores obtenidos de $f_{oc}$ para TCE y PCE.	71
Tabla 25.	Resultados del análisis químico de las muestras de suelo.	73

## ÍNDICE DE FIGURAS

	página
<b>Figura 1.</b> Representación esquemática del comportamiento de un DNAPL en la zona saturada y no saturada.	17
<b>Figura 2.</b> Representación esquemática del comportamiento de un LNAPL en la zona saturada y no saturada.	18
<b>Figura 3.</b> Fórmulas desarrolladas del TCE y PCE y derivados.	20
<b>Figura 4.</b> Ubicación de los puntos de muestreo en el sitio de estudio.	43
<b>Figura 5.</b> Ángulo y profundidad de los pozos.	44
<b>Figura 6.</b> Subdivisión de los tubos con suelo de la etapa de muestreo.	46
<b>Figura 7.</b> Prensa hidráulica.	53
<b>Figura 8.</b> Aditamentos de acero inoxidable.	54
<b>Figura 9</b> Isoterma de adsorción para TCE	69
<b>Figura 10</b> Isoterma de adsorción para PCE	70
<b>Figura 11</b> Perfil estratigráfico del análisis del suelo en el sitio control.	72

## CAPÍTULO I

### 1. INTRODUCCIÓN

#### **1.1 Historia de las obras hidráulicas de la Ciudad de México.**

La Gran Tenochtitlan fue fundada en el año de 1325 por los aztecas a 2240 metros sobre el nivel del mar en un llano rodeado por lagos y sierras de más de 5000 metros de altura. Lo que fue la Gran Tenochtitlan, hoy ciudad de México, guarda estrecha relación con las características hidrológicas del valle de México (DDF, 1982).

Dadas las características topográficas de la región fue necesario realizar obras hidráulicas de gran importancia desde la época prehispánica al presentarse situaciones de abundancia o escasez de agua, que en ocasiones originaban inundaciones y epidemias, o bien sequías y hambrunas.

El sistema hidráulico ha pasado por muchas modificaciones durante 657 años, desde la fundación de Tenochtitlan hasta la época actual. La disposición de aguas residuales representaba un problema desde la época colonial por lo que hacia 1856, y debido a las grandes inundaciones que llegaron a niveles de tres metros de altura, se decidió realizar obras de desagüe de gran importancia, el Gran Canal del Desagüe y el túnel de Tequisquiac.

El Gran Canal del Desagüe, que desaloja aguas residuales municipales e industriales, tiene una longitud de 47.5 Km. y fue inaugurado el 17 de marzo de 1900. A este canal le llegan descargas de los ríos de los Remedios, Tlanepantla y San Javier y durante la época de estiaje desaloja gran parte de las aguas residuales de la zona centro y norte. El Gran Canal de Desagüe tiene capacidad para conducir 60 m<sup>3</sup>/s; sin embargo, ha desalojado caudales mayores de 100 m<sup>3</sup>/s los cuales se

descargan al túnel de Tequisquiac y de ahí al Río Salado de la cuenca del Río Tula en donde se aprovecha para la irrigación agrícola (DDF, 1982).

Las estadísticas de las mediciones con respecto a bancos de nivel fijos en la ciudad de México indicaban, hasta 1936, que los hundimientos del terreno en algunas zonas del valle de México eran de 5 cm/año; al aumentar la demanda de agua fue necesario realizar la perforación de pozos profundos que produjeron un mayor hundimiento de hasta 30 a 50 cm/año entre 1938 y 1948. Esto provocó que el drenaje proyectado para operar por gravedad fuese menos eficiente y que el tiempo necesario para el desalojo de las aguas residuales aumentara, dando como consecuencia una mayor exposición de los contaminantes presentes en el agua a la zona urbana, además de un incremento en los costos debido a la necesidad de la instalación de estaciones de bombeo para desalojar dichas aguas residuales (DDF, 1982).

Recientemente se llevó a cabo el entubamiento de 9 Km del Gran Canal de Desagüe (GCD) hasta la confluencia con el Río de los Remedios (RR), con el fin de evitar inundaciones, problemas de hundimiento del terreno, aumentar el drenaje, eliminar un foco de infección que atraviesa gran parte de la zona urbana, así como evitar la infiltración de contaminantes a las aguas subterráneas.

## **1.2 Descripción de la problemática**

La Zona Metropolitana de la Ciudad de México (ZMCM) se localiza sobre una extensa planicie lacustre; cuenca originalmente cerrada, donde habitan cerca de 20 millones de personas (INEGI, 1992), que representa aproximadamente el 25 % de la población total del país y donde se encuentra instalada 50 % de la industria nacional. Los sedimentos lacustres cubren el acuífero regional del que se extrae agua para abastecimiento de la ciudad. Actualmente en la ZMCM se utilizan aproximadamente 60 m<sup>3</sup>/s de agua, siendo el sistema de acuíferos que subyace el área urbana, de gran importancia dado que aproximadamente el 75 % del total del agua de abastecimiento, equivalente a 45 m<sup>3</sup>/s, se extrae de fuentes de agua subterránea y el 15 m<sup>3</sup>/s restante se obtiene del valle de Lerma y la cuenca Cutzamala (National Research Council, 1995).

### **1.21 Desalojo de las aguas residuales de la ciudad de México.**

Las aguas residuales, de origen tanto doméstico como industrial de la ZMCM, se vierten en redes de canales a cielo abierto y colectores semiprofundos y profundos que cruzan la ciudad. Muchos de los canales no están revestidos por lo que no cuentan con una barrera física para impedir la infiltración hacia el subsuelo.

Una limitada fracción de las aguas residuales de origen urbano reciben tratamiento. Se estima que más del 90 % de los desechos líquidos que se generan en la ZMCM, equivalentes a 1.5 millones de toneladas anuales, se vierten directamente al sistema de drenaje sin tratamiento previo (DDF, 1990). Existen además, numerosas fuentes de contaminación a pequeña escala como son talleres mecánicos, gasolineras, tintorerías, etc. que vierten sus desechos líquidos al drenaje.

El Gran Canal de Desagüe (GCD) ocupa un lugar importante en el desalojo de aguas residuales de la ciudad de México; además, se considera que una porción importante de las sustancias contaminantes se depositan sobre estos sistemas de drenaje a los cuales subyacen sedimentos lacustres arcillosos, representando estos sedimentos la única barrera entre los contaminantes y el acuífero.

Debido a lo anterior, se considera que es de suma importancia conocer el comportamiento de los contaminantes a través del acuitardo lacustre y así saber que tan significativo es el riesgo de contaminación del acuífero.

La ciudad de México genera alrededor de 11 mil toneladas por día de desechos sólidos, incluyendo los desechos industriales y domésticos que se depositan en los tiraderos municipales (SEDESOL-INE, 1994). En la tabla 1 se mencionan los compuestos principales de los residuos industriales así como sus respectivos porcentajes:

Tabla 1. Desechos industriales en la ZMCM	
Residuo	Porcentaje
Solventes	36.2
Aceites y grasas	12.89
Pinturas y barnices	7.71
Soldadura plomo-estaño	5.63
Resinas	4.45
Ácidos y bases	2.72
Derivados del petróleo	2.46
Metales pesados	2.01
Adhesivos	1.69
Freón	1.15
Lodos	1.15
Silicón	0.54
Tintas	0.35
Plásticos	0.26
Otros	20.79

Fuente: Departamento del Distrito Federal, 1990.

La normatividad mexicana vigente establece los valores máximos permisibles de los distintos constituyentes que hacen peligroso un residuo por su toxicidad al ambiente y a la salud; en la tabla 2 se enlistan dichos compuestos y algunas de sus combinaciones :

Tabla 2. Valores máximos permisibles de constituyentes que hacen peligroso a un residuo.					
Constituyentes	Concentración máxima permisible (mg/l)		Constituyentes	Concentración máxima permisible (mg/l)	
	NOM	NTE		NOM	NTE
Acilonitrilo	5		Hexaclorobenceno	0.13	
Ácido 2,4,4-triclorofenoxipropiónico	1.0		Hexacloro-1.3-butadieno	0.5	0.720
Arsénico	5		Hexacloroetano	3.0	4.3
Bario	100		Isobutanol	36.0	
Benceno	0.5	0.07	Lindano	0.4	0.06
Cadmio	1		Mercurio	0.2	
Clordano	0.03		Metoxicloro	10.0	1.4
Clorobenceno	100	1.4	Níquel	5.0	
Cloroformo	6.0	0.07	Nitrobenceno	2.0	0.13
Cloruro de metileno	8.6		Pentaclorofenol	100.0	3.6
Cloruro de vinilo	0.2	0.05	Piridina	5.0	
m-cresol	200	10.0	Plata	5.0	
o-cresol	200.0	10.0	Plomo	5.0	
p-cresol	200.0	10.0	Selenio	1.0	
Cromo hexavalente	5		1,1,1,2-Tetracloroetano	10.0	
2,4-Diclorofenoxiacético	10.0	1.4	1,1,2,2-Tetracloroetano	1.3	
1,2-Diclorobenceno	4.3		2,3,4,4-Tetraclorofenol	1.5	
1,4-Diclorobenceno	7.5	10.8	Tetracloruro de carbono	0.5	0.07
1,2-Dicloroetano	0.5	0.4	Tetracloroetileno (PCE)	0.7	
1,1-Dicloroetileno	0.7	0.1	Tolueno	14.4	
2,4-Dinitrotolueno	0.13		Toxafeno	0.5	0.07
Disulfuro de carbono	14.4		1,1,1-Tricloroetano	30.0	
Endrín	0.02	0.003	1,1,2-Tricloroetano	1.2	
Éter bis (2-cloroetilico)	0.05		Tricloroetileno (TCE)	0.05	0.07
Etilmetilcetona	200.0	7.2	2,4,5-Triclorofenol	400.0	5.8
Fenol	14.4		2,4,6-Triclorofenol	2.0	
Heptacloro	0.008				

FUENTE: Diario Oficial de la Federación, 22 de octubre 1993. Cabe aclarar la diferencia entre las Normas Técnicas Ecológicas (derecha) y las Normas Oficiales Mexicanas (izquierda) donde se incrementan los valores con respecto a las primeras.

### 2.3 Características hidrogeológicas de la ZMCM.

El acuitardo superficial que ocupa lo que fue la zona lacustre de la cuenca de México se ha considerado como una capa impermeable que impide la migración de contaminantes hacia el acuífero. Sin embargo, en estudios de mecánica de suelos e hidrogeológicos en la cuenca de México se han detectado fracturas y grietas en la formación arcillosa en lugares como el lago de

Texcoco, Río Churubusco y la subcuenca de Chalco (Hiriart y Marsal, 1969; Alberro y Hernández, 1990).

La visión actual es que en muchas áreas los depósitos arcillosos, considerados como impermeables y que por lo tanto representan una protección a los acuíferos, no están proporcionando dicha protección, con el consecuente potencial de contaminación de los recursos de agua subterránea (Cherry, 1989).

De 1989 a 1992, el Centro de Ecología de la UNAM en colaboración con el Programa de Ciencias Ambientales e Ingeniería de la Universidad de California, Los Ángeles (UCLA) y el Centro de Investigación de Aguas Subterráneas de la Universidad de Waterloo, Canadá estudiaron el comportamiento de compuestos orgánicos en la subcuenca de Texcoco, en la confluencia del Gran Canal de Desagüe y el Río de los Remedios. Este estudio (Mazari, 1992) indica que algunos surfactantes aniónicos y ciertos compuestos orgánicos volátiles tales como 1,1-dicloroetileno, 1,1,1-tricloroetano y percloroetileno (PCE o tetracloroetileno)) han penetrado en forma descendente el acuitardo arcilloso en las zonas de influencia de canales de drenaje no revestidos (Gran Canal de Desagüe y Río de los Remedios). Aún cuando las concentraciones son bajas y estos compuestos han penetrado una distancia aproximada de 5 m, los resultados muestran que los compuestos han migrado una distancia mayor que la que es posible predecir para una formación de arcilla homogénea. Rudolph et al. (1991), reportan que la migración de compuestos inorgánicos en el área de Sosa Texcoco está controlada por fracturas separadas aproximadamente cada 1.5 m.

Mazari (1992), describe las características hidrogeológicas de la subcuenca de Chalco con énfasis en el acuitardo lacustre, que presenta un espesor hasta de 300 m en su parte media. Menciona que en condiciones naturales, el flujo de agua subterránea en el acuitardo lacustre era ascendente y que debido a la influencia del acuífero regional los gradientes se han invertido. En áreas donde el espesor de sedimentos lacustres es menor a 100 m, se tiene flujo descendente, mientras que en áreas donde el espesor es mayor a 100 m el gradiente aún no se invierte. La explotación del acuífero está generando la consolidación acelerada del acuitardo lacustre.

Asimismo, la sobreexplotación de los acuíferos está generando cambios importantes en las condiciones naturales del acuitardo, los cuales pueden producir una migración más rápida de los contaminantes vertidos en la superficie.

Aún cuando las concentraciones de los contaminantes y las distancias de migración observadas no parecen presentar un riesgo inmediato para el agua subterránea subyacente, las condiciones tienden a empeorar dado que la tasa de migración de contaminantes aumenta debido al bombeo, lo que provoca que ahora los gradientes hidráulicos presenten un comportamiento descendente en la mayor parte de la cuenca de México, con excepción de algunas áreas en la subcuenca de Chalco.

Se han observado, en general, porcentajes altos de materia orgánica en el suelo, lo que puede tener influencia en el transporte de compuestos orgánicos, propiciando el retardo de los mismos en comparación con la velocidad de movimiento del agua.

La hipótesis principal es que el movimiento de compuestos está dominado por flujos a través de fracturas en la zona subsuperficial del medio arcilloso.

Del planteamiento presentado surge la idea de evaluar el transporte de algunos compuestos orgánicos para diagnosticar el área que subyace al Gran Canal.

#### **1.4 Objetivo del trabajo de tesis**

El objetivo del trabajo es determinar la influencia de las aguas residuales del Gran Canal de Desagüe (GCD) y el Río de los Remedios (RR) en la contaminación del subsuelo por compuestos orgánicos como tricloroetileno (TCE) y percloroetileno (PCE) mediante la evaluación de la fracción de carbono orgánico (foc), el coeficiente de sorción ( $K_d$ ) y el análisis del agua intersticial de las muestras obtenidas en el suelo subyacente en el sitio de estudio.

#### **1.5 Alcances**

- La determinación será en dos puntos del GCD y un punto del RR.
- Análisis del agua intersticial del sitio de muestreo.
- Determinación de las isotermas de adsorción para TCE y PCE.
- Determinación de la fracción de carbono orgánico en diferentes profundidades.
- Determinación del coeficiente de sorción ( $K_d$ ) de los compuestos TCE y PCE.

## CAPÍTULO II

### 2. ANTECEDENTES

#### **2.1 Descripción de la zona de estudio.**

Durante años, el Gran Canal de Desagüe (GCD) y el Río de los Remedios (RR) han desalojado las aguas residuales de la ciudad de México así como de la Zona Metropolitana. Las fuentes de descarga son tan diversas que provoca una composición compleja del agua residual. Las principales fuentes generadoras son de tipo doméstico, industrial, comercial y de servicio; por este motivo, se decidió la ubicación del sitio de estudio en la zona de confluencia del GCD y del RR a fin de contar con la influencia de todos los tipos de descarga que son las que contienen mayor aporte industrial debido a que pasan por Ecatepec, Estado de México, al norte de la delegación Gustavo A. Madero, donde se encuentra instalada gran parte de la industria. El sitio se encuentra aproximadamente en el Km 9.5 del Gran Canal, en el límite del D.F. con el Estado de México; es en este lugar donde cruza el canal con el Periférico norte. Otra condición favorable para la elección de este sitio es que la rivera de ambos sistemas de drenaje permiten el acceso y la instalación de los equipos de perforación utilizados en el muestreo.

#### **2.2 Caracterización de las aguas del Gran Canal de Desagüe (GCD).**

El laboratorio de la Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica (DGCOH) del Departamento del Distrito Federal realizó un estudio entre 1989 y 1993 para determinar los valores medios de distintos parámetros y sustancias presentes en las aguas residuales del Gran Canal. Los análisis realizados involucraron grasas y aceites, materia flotante, sólidos sedimentables, sólidos suspendidos totales, demanda bioquímica de oxígeno, nitrógeno total,

fósforo total, temperatura, metales pesados y pH; el promedio de estos compuestos se presenta en la tabla 3.

Para evaluar la cantidad de contaminante se requiere la comparación de éstos con una norma de descarga de aguas residuales; sin embargo, la Norma Oficial Mexicana (NOM-001-ECOL-1996), que establece los límites máximos permisibles de sustancias contaminantes a descargas de aguas residuales no limita los contaminantes tricloroetileno ni percloroetileno (TCE y PCE).

Debido a las características tóxicas de los compuestos en estudio (TCE y PCE), éstos representan un riesgo potencial a la población y un impacto adverso a los mantos acuíferos que se utilizan como fuente de abastecimiento para agua potable.

En la tabla 3 se presentan los valores medios de distintos parámetros y sustancias presentes en las aguas residuales del sitio de estudio obtenidos por DGCOH, (1989-1993).

Tabla 3. Valores medios de parámetros de sustancias presentes en el GCD.			
Parámetro mg/l	Gran Canal y Río de los Remedios	Parámetro mg/l	Gran Canal y Río de los Remedios
pH	7.88	Ca total	52
Color*	304	Mg total	28
Turbidez**	106	Na total	345
Alc. Total	618	K total	49
Alc. f.	16	Fe soluble	0.3117
Dureza Total	252	Mn soluble	0.1288
CO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	32	Pb soluble	0.0514
Cond. Elec.***	2052	Cd soluble	0.0080
Cloruro	276	Hg soluble	0.0004
Boro	2.06	As soluble	0.0011
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	105	Cr soluble	0.0125
Dureza Ca	129	Zn soluble	0.0367
Dureza Mg	117	Cu soluble	0.0176
ST	1718	Se soluble	0.0006
STF	1286	Si soluble	27
STV	457	Fe total	4.24
SDT	1447	Mn total	0.1763
SDF	1166	Pb total	0.0866
SDV	325	Cd total	0.0084
SST	252	Hg total	0.0017
SSF	136	As total	0.0056
SSV	130	Cr total	.00445
Ssed	2.06	Zn total	0.4197
N-NH <sub>3</sub>	22	Cu total	0.1119
NTK	35	Se total	0.0012
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0.37	Si total	33
P Total	10	Col. fec.	2.2E+07
Fosf. Total	28	Col. tot.	8.6E+07
Ortofosfatos	22	DBO Total	219
N-orgánico	11	DBO sol.	152
N-NO <sub>2</sub>	0.06	DQO Total	576
Ca soluble	49	DQO sol.	356
Mg soluble	26	G y A	58
Na soluble	347	SAAM	14
K soluble	47		

\*Unidades de cobaltoplatinato.

\*\* Unidades de Turbiedad Nefelométricas

\*\*\*micromhos/cm

Fuente: Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica, (1989-1993). "Estudio de Factibilidad del Saneamiento del Valle de México". Informe Final, 1995.

Al comparar los valores de la tabla 3 con los límites máximos permisibles de contaminantes en descargas de aguas residuales establecidos en la NOM-001-ECOL-1996, se observa que el único parámetro que se excede es el de grasas y aceites (58 mg/l) debido a que el valor reportado en la norma como máximo permisible, es de 25 mg/l. Lo anterior muestra que no se tiene un problema grave con respecto a las sustancias vertidas en el canal pero también debe considerarse que no se analizaron compuestos orgánicos.

En la tabla 4 se muestran los valores de aprovechamiento medio anual en México en el informe realizado por la Secretaría de Desarrollo Social, Instituto Nacional de Ecología sobre la situación general en materia de equilibrio y protección al ambiente 1991-1992. Como se puede observar, el agua subterránea ocupa un papel importante para el desarrollo de México.

Tabla 4. Aprovechamiento medio anual de aguas en México.				
Uso	Volumen (millones de m <sup>3</sup> )			
	Subterráneas		Superficiales	
	Volumen	%	Volumen	%
Riego	19000	67.9		
Consumo urbano	5600	20.0	2612	1.8
Uso industrial	2000	7.1	2605	1.8
Población rural	1400	5.0		
Agropecuaria			92683	63.5
Hidroeléctricas			48100	32.9
Total	28000	100.0	146000	100.0

Fuente: Secretaría de Desarrollo Social. Instituto Nacional de Ecología. Informe de la situación general en materia de equilibrio y protección ambiental 1991-1992.

Debido a la importancia que tiene el agua subterránea en la ZMCM, la Comisión Nacional del Agua (CNA) publicó (tabla 5) en el Diario Oficial de la Federación del 13 de diciembre de 1989, los límites establecidos por la normatividad mexicana para algunos hidrocarburos alifáticos halogenados aplicados para el uso o aprovechamiento del agua. Correspondiente a la norma para agua potable NOM-127-SSA1-1994 publicada en el Diario Oficial de la Federación el 18 de enero de 1996, la cual establece los límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización, no incluye los compuestos TCE y PCE.

Tabla 5. Calidad requerida para uso o aprovechamiento del agua (mg/l).			
Compuesto	Fuente de abastecimiento	Protección a la vida acuática	
		Agua dulce	Agua marina
Cloroformo	0.03	0.3	
1,2-dicloroetano	0.005	1.2	1.1
1,2-dicloropropano		0.2	0.1
1,1,2,2-dicloroetano	0.002	0.09	0.09
Tetracloruro de carbono	0.004	0.3	0.3
1,1,1-tricloroetano	18.40	0.2	0.3
1,1,2-tricloroetano	0.006	0.2	
Cloruro de vinilo	0.02		
1,1-dicloroetileno	0.0003	0.116	2.24
1,2-dicloroetileno	0.003	0.116	2.24
1,2-dicloropropileno	0.09	0.06	0.008
Tricloroetileno (TCE)	0.03	0.01	0.02
Tetracloroetileno (PCE)	0.008	0.05	0.1

Fuente: Criterios Ecológicos de Calidad de Agua, publicados en el Diario Oficial de la Federación el 13 de Diciembre de 1989. Subdirección General de Administración del Agua. CNA.

### 2.3 Problemática internacional.

Cherry (1984) menciona que se han identificado tres millones de compuestos químicos orgánicos aproximadamente producidos por el hombre y que anualmente se desarrollan 250 mil más de los cuales, aproximadamente 4 mil alcanzan niveles comerciales. Como se sabe, estos compuestos son resistentes a la degradación biológica y han alcanzado cuerpos de aguas subterráneas de manera que, en los países industrializados se han detectado alrededor de 1200 compuestos en las fuentes de agua empleadas para consumo humano (Cherry, 1984).

El origen de estos compuestos detectados en el agua subterránea puede ser de la aplicación de plaguicidas, de la disposición de lodos provenientes de plantas de tratamiento, de lixiviados que se generan en los rellenos sanitarios, de aguas residuales que contienen estos contaminantes, derrames ocurridos en accidentes durante su transportación, etc., (Freeze y Cherry, 1979).

El agua subterránea ocupa un lugar importante como fuente de agua potable en Estados Unidos, Canadá y Europa; 50%, 30% y 70% respectivamente; sin embargo, se creía que este recurso estaba protegido naturalmente por la capa superficial de suelo pero, a partir de 1970, después de desarrollar técnicas analíticas (cromatografía de gases), se ha detectado la presencia de dichos compuestos en gran parte de los acuíferos de estos países. En países como Italia, Alemania, Reino Unido y Holanda, estos contaminantes han causado graves daños al ambiente y la tendencia se incrementa a medida que los países aumentan su nivel de industrialización por lo que este problema ha cobrado gran interés para las autoridades e investigadores (Mazari, 1992).

Aunque se cuente con los recursos para sanear los acuíferos, las condiciones específicas de cada sitio, junto con las propiedades de los compuestos, no permiten la recuperación total del recurso hídrico; además, la aplicación de un sistema de tratamiento podría ser altamente costoso por el prolongado tiempo que se ocupa para la restauración adecuada del sitio. En la tabla 6 se muestran algunos de los compuestos comúnmente encontrados en las aguas subterráneas de países industrializados.

Compuesto	Solubilidad en agua (g/L)	Densidad a 4 °C (g/cm <sup>3</sup> )	Viscosidad a 4 °C (cP)
Tetracloroetileno (PCE)	0.15	1.623	0.890
1,1,2,2-tetracloroetano	2.90	1.595	1.810
Tetracloruro de carbono	0.80	1.594	0.970
Cloroformo	8.22	1.483	0.580
Tricloroetileno (TCE)	1.10	1.464	0.580
1,1,1-tricloroetano	4.40	1.339	0.180
Diclorometano	20.00	1.327	0.513
1,2-dicloroetano	8.69	1.2351	0.836
Hexacloroetano	0.15	2.2091	2.260
Benceno	1.78	0.88	0.653
Tolueno	0.52	0.86	0.588

Fuente: Knox, Robert C. et al: 1993.

En la tabla 7 se presentan los criterios de diferentes organizaciones internacionales en estándares de calidad para agua potable; sin embargo, estos criterios no incluyen algunos compuestos que se presentan en la tabla 6, que por sus características también son un riesgo para la salud y el ambiente.

Compuestos	U.S. EPA* (mg/L)	WHO (mg/L)	NYSDEC (mg/L)
1,2-dicloroetano	0.005	0.01 (S)	0.001
Tetracloruro de carbono	0.005	0.003 (S)	0.005
Cloroformo	---	0.03 (E, S)	0.1
1,1,1-dicloroetileno	0.2	---	0.05
1,1-dicloroetileno	0.007	0.0003 (S)	0.0009
Tricloroetileno (TCE)	0.1	0.03 (S)	0.005
Tetracloroetileno (PCE)	0.005	0.01 (S)	0.002

S: de consideración para la salud (tóxico, cancerígeno, mutagénico). E: aspectos estéticos (sabor, olor, color). ---: estándar no designado. U.S. EPA: United States Environmental Protection Agency. WHO: World Health Organization. NYSDEC: New York State Department of Environmental Conservation.

FUENTE: Feenstra, S. and Cherry, J. A., 1988. \* Water Technology. DIRECTORY ISSUE (1996).

#### 2.4 Clasificación de los compuestos según su densidad.

Las características fisicoquímicas de los compuestos químicos son de gran importancia en los procesos de migración a través del subsuelo y acuíferos. Existen compuestos cuya densidad es mayor que la del agua como los denominados DNAPLs (dense non-aqueous phase liquid), que por

esta característica, tienden a depositarse en el fondo de cualquier cuerpo de agua; esto provoca una mayor dificultad para calificar y cuantificar el estado de contaminación de una corriente de agua subterránea. También presentan cierto grado de miscibilidad en el agua, lo que complica más el problema, porque el poder de dispersión es mayor. Por otro lado, los compuestos más densos que el agua que presentan volatilidad alta estarán presentes tanto en la zona no saturada como en la saturada del subsuelo del sitio contaminado; además, parte del soluto que se ha volatilizado a la atmósfera será regresado al suelo mediante las lluvias, esparciéndose por una extensa superficie de terreno, lo que dará lugar a escurrimientos hacia las corrientes de agua superficial y a la infiltración hacia las aguas subterráneas. En la tabla 6 se presentan algunos de los hidrocarburos halogenados que se clasifican como DNPLs, los cuales son comunes en países industrializados tanto en uso, como contaminantes de las aguas subterráneas.

Otro tipo de contaminantes son los llamados LNAPLs (light non-aqueous phase liquid) que presentan menor densidad que la del agua, por lo que al infiltrarse hacia el subsuelo flotan en el nivel freático y aunque es más fácil su localización y limpieza no dejan de representar un problema de contaminación para las aguas subterráneas.

En las figuras 1 y 2 se representan derrames de DNAPL y LNAPL respectivamente, donde se observa la diferencia del comportamiento en el proceso de migración hacia las aguas subterráneas.

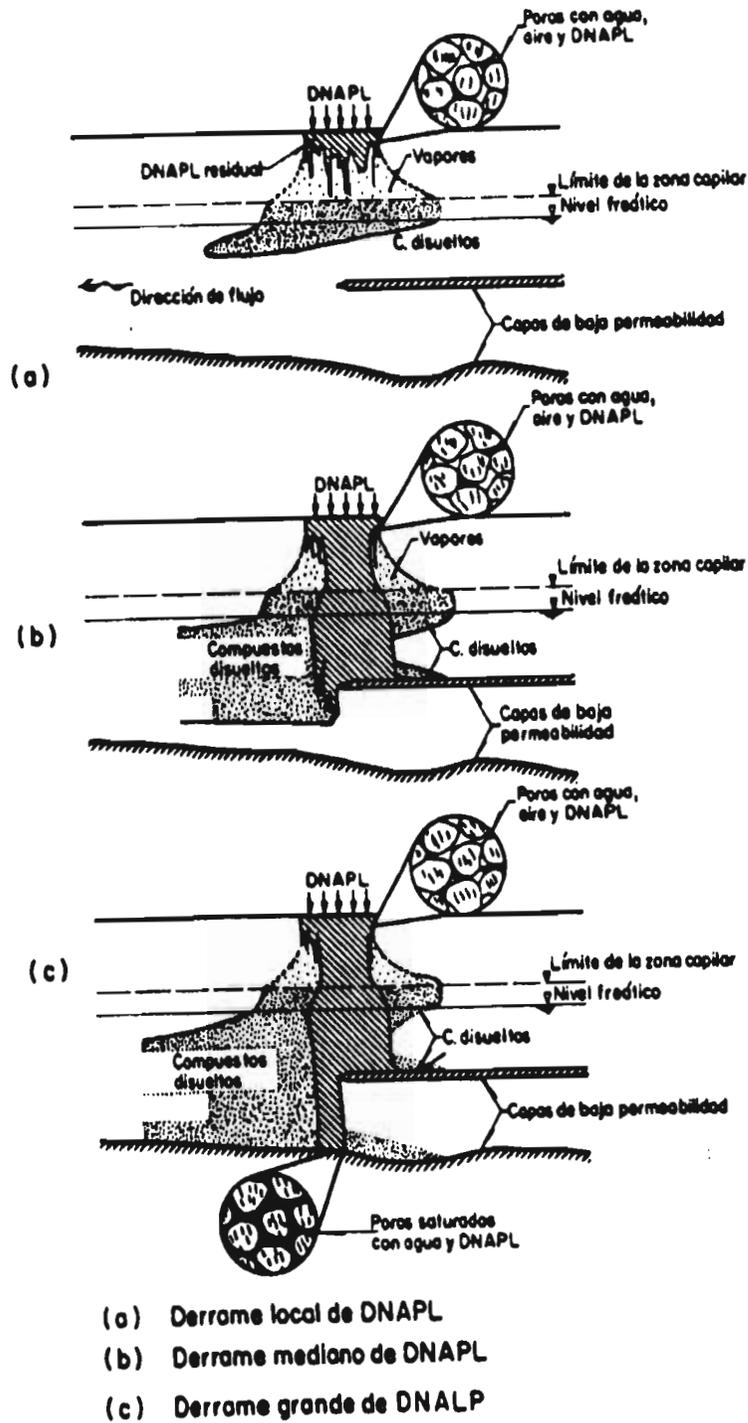


Figura 1. Representación esquemática del comportamiento de un DNAPL en la zona saturada y en la zona no saturada (Feenstra y Cherry, 1988).

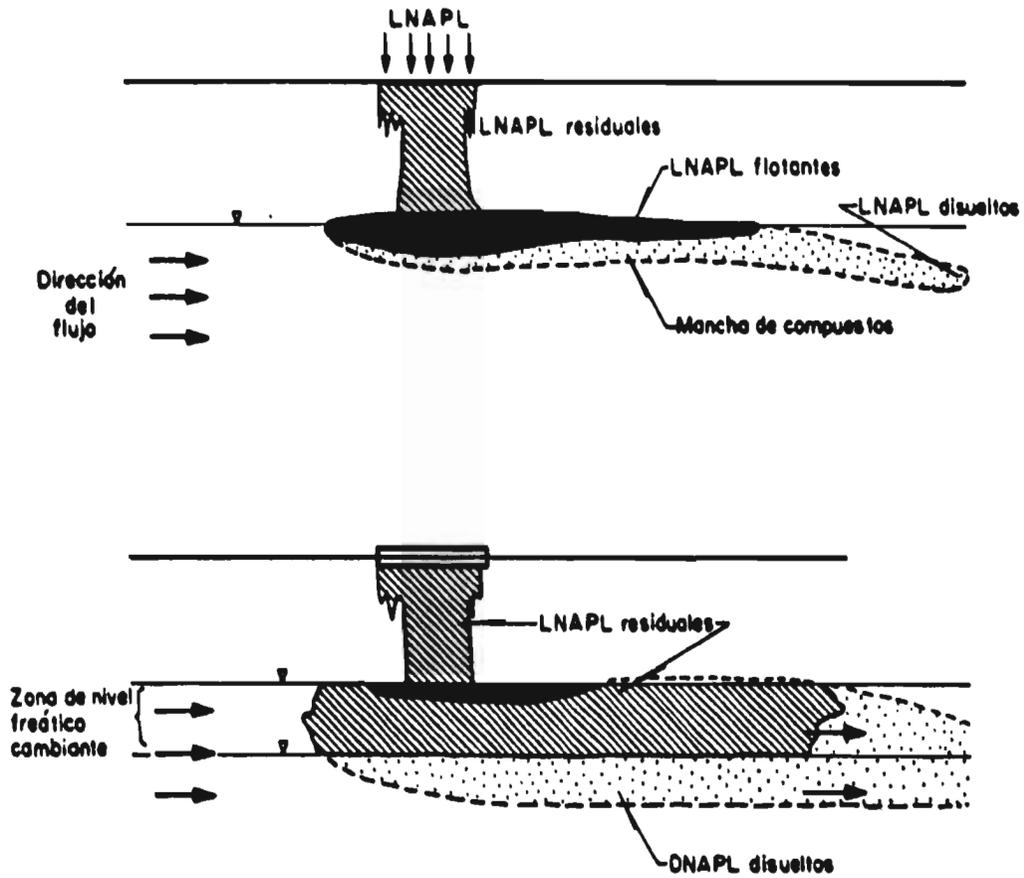


Figura 2. Representación esquemática del comportamiento de un LNAPL en la zona saturada y la zona no saturada (Feenstra y Cherry, 1988).

### 2.5 Importancia de la solubilidad de los compuestos en los procesos de migración.

La solubilidad se define como la concentración saturada de un compuesto a temperatura y presión dadas. Los compuestos con alta solubilidad en el agua tienden a desorber algunas partículas del suelo y presentan menos tendencia a volatilizarse; contrariamente, los compuestos con baja solubilidad tienden a adsorberse al suelo, se volatilizan fácilmente y pueden bioconcentrarse en organismos del medio. La volatilidad de un compuesto está relacionada con la constante de la ley de Henry y se define como la relación de la presión parcial de un compuesto en aire, con relación a la concentración del compuesto en agua, a una temperatura dada, estando todo el sistema en equilibrio. Si la presión de vapor y la solubilidad de un compuesto se conocen, la constante de la ley de Henry (H) puede calcularse a 1 atm (760 mm de Hg) de la siguiente manera:

$$H = \frac{P \cdot F_w}{760 \cdot S} \quad (1)$$

donde:

H = constante de la ley de Henry en atm·m<sup>3</sup>/mol.

P = presión en mm de Hg

S = solubilidad en mg/l

F<sub>w</sub> = peso en gramos de la fórmula del compuesto

La constante H da una idea de la volatilidad relativa de una sustancia. A continuación se muestran algunos valores representativos de H:

Si  $H < 10^{-7}$ , la sustancia tiene baja volatilidad.

Si H está dentro del intervalo  $10^{-7}$  a  $10^{-5}$ , la sustancia se volatilizará lentamente.

Si H está dentro del intervalo  $10^{-5}$  a  $10^{-3}$ , la sustancia tiene una importante volatilidad.

Si  $H > 10^{-3}$ , la sustancia se volatiliza rápidamente.

## 2.6 Características de los compuestos (TCE y PCE)

### 2.6.1 Tricloroetileno (TCE)

En la figura 3 se muestran las fórmulas desarrolladas del tricloroetileno (TCE) y el percloroetileno (PCE) así como los posibles compuestos resultantes de la deshidrogenación secuencial. Cabe mencionar que de llegar al cloruro de vinilo, éste resulta más tóxico para la salud humana y para el ambiente (Montgomery y Welkom, 1990).

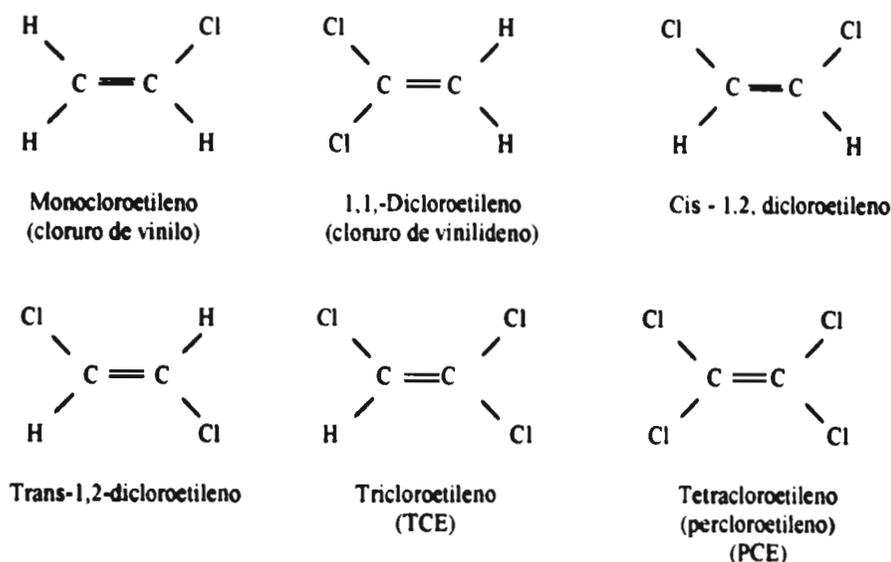


Figura 3. Fuente: Stanley E. Manahan (1993). "Fundamentals of Environmental Chemistry". Lewis Publisher. Chelsea, Michigan.

El tricloroetileno es un líquido incoloro y de un olor parecido al cloroformo con densidad (1.461 mg/l) mayor a la del agua, por lo que se incluye dentro de los llamados DNAPLs. Este compuesto puede degradarse microbiológicamente en condiciones de laboratorio, mediante una deshalogenación secuencial dando como subproducto cis-1,2-dicloroetileno, el siguiente es trans-1,2-dicloroetileno y por último cloruro de vinilo (internet, 1997). Es también un líquido no inflamable, incoloro a temperatura ambiente y tiene un olor dulce detectable por los humanos aun

en bajas concentraciones (internet, 1997). Inicialmente el TCE se utilizó como anestésico; en la actualidad, se emplea como solvente y desengrasante de partes metálicas y componentes electrónicos, también se encuentra en productos domésticos como correctores líquidos para tintas, removedores de pinturas, cintas adhesivas, preparación de flurocarbono y ácido tricloroacético, en síntesis orgánicas, empleado en tintorerías para limpieza en seco, removedor de la cafeína del café, fumigantes, etc. (internet, 1997). Este compuesto se incorpora a la atmósfera al volatilizarse durante su uso como desengrasante, se puede introducir a las aguas subterráneas cuando se deposita en los drenajes como residuo industrial y cuando se dispone en sitios de confinamiento de residuos peligrosos. Debido a las características físicas se evapora rápidamente a la atmósfera; sin embargo, la parte que se volatiliza regresa al suelo y al agua cuando es arrastrado por la lluvia; lo que se infiltra en el subsuelo puede llegar en poco tiempo a las partes más profundas de las aguas subterráneas debido a que tiene mayor densidad que el agua, además se han encontrado pequeñas cantidades en peces, aunque se ha demostrado en estudios que no se almacena dentro de ellos (internet, 1997). El TCE afecta al sistema nervioso y cuando se expone a altas concentraciones por periodos largos puede causar inconsciencia y hasta la muerte, al contacto con la piel causa irritaciones y dolor de cabeza si se expone moderadamente a vapores; se cree que a partir de 1000 ppm aumentan considerablemente los riesgos a la salud debido a su característica potencialmente cancerígena; sin embargo la IARC (The International Agency for Research on Cancer) ha determinado que el TCE no es clasificado como carcinogénico en humanos debido a que no existen evidencias contundentes ya que las investigaciones realizadas solo se han aplicado en animales, por lo que esta agencia sugiere que se realice más investigación sobre este tema. Se puede detectar este compuesto en el organismo mediante análisis de sangre y orina. Los límites máximos permisibles en aire son entre 100 a 200 ppm para ambientes cerrados; también se puede utilizar como criterio 300 ppm durante cinco minutos en periodos de tres horas (Montgomery y Welkom, 1990).

### 2.62 Tetracloroetileno (PCE)

Este compuesto químico también por su densidad (1.63 g/ml) se clasifica como DNAPL, es un compuesto con solubilidad de 150 mg/l, la cual es muy baja con respecto a la del TCE; es un líquido acuoso incoloro, con olor dulce parecido al cloroformo. Puede degradarse microbiológicamente en el laboratorio mediante una deshalogenación secuencial dando como subproductos, tricloroetileno, cis-1,2-dicloroetileno, posteriormente trans-1,2-dicloroeteno y por último cloruro de vinilo. El PCE se utiliza como fluido para limpieza en seco, desengrasante y en secado de partes electrónicas; como solvente para extracción de aceites, ceras, grasas, gomas; diluyente en pinturas y pastas adhesivas; manufactura de tintas para impresión; preparación de fluorocarbonos y ácido tricloroacético; en síntesis orgánica, etc. La forma como se incorpora al ambiente es similar a la del TCE debido a que presenta características parecidas pero, a diferencia del anterior, el PCE no se ha encontrado en productos marinos como peces, ostras y calamares. La forma de exponerse al PCE puede ser en centros de trabajo donde existan vapores producidos al emplear este compuesto, bebiendo agua extraída de pozos cercanos a industrias, inhalando aire en lugares cercanos a tintorerías y en sitios donde se depositen desechos de este tipo. Altos niveles de exposición causan mareos, dolor de cabeza, náuseas, dificultad para hablar y caminar, posible inconsciencia y hasta la muerte (internet, 1997). Puede causar irritación en la piel si se tiene contacto prolongado con el líquido. Los efectos en la salud cuando los niveles de exposición son bajos aún no se conocen; algunos estudios indican que mujeres que trabajan en contacto con este compuesto químico tiene problemas menstruales y abortos espontáneos en mujeres embarazadas. En niños recién nacidos provenientes de padres que se expusieron por diferentes causas a PCE no se han observado malformaciones ni defectos de nacimiento (internet, 1997). El Departamento de Salud y Servicios Humanos de Estados Unidos (DHHS) ha determinado que el tetracloroetileno puede crear condiciones propicias para provocar cáncer considerando estudios realizados en ratas que fueron expuestas a altos niveles de concentración de PCE dado que las reacciones provocadas por este compuesto son parecidas a las causadas por otros compuestos, es difícil detectarlas en análisis de sangre y orina. Se considera que 500 ppm pueden causar daños a la salud. El límite máximo permisible en el aire es de 100 a 200 ppm en un ambiente cerrado, 300 ppm durante cinco minutos por espacios de tres horas, o también, 25 ppm por 10 horas (Montgomery y Welkom,

1990). La EPA (The Environment Protection Agency) recomienda que los niños no deben beber agua con más de 2 ppm de tetracloroetileno por un día o exponerse por un periodo largo a 1.4 ppm de PCE o más. En adultos se recomienda una concentración no mayor a 5 ppm de PCE por un día. EPA recomienda que si una industria desecha o derrama más de 100 libras (4541 Kg), de PCE debe informarlo al NRC (National Response Center). La OSHA (The Occupational Safety and Health Administration) recomienda una concentración no mayor a 100 ppm de PCE en ambientes cerrados por espacios de trabajo de 8 horas y 40 horas a la semana, (Montgomery y Welkom, 1990).

En la tabla 8 se mencionan las características fisicoquímicas de los compuestos TCE y PCE.

Tabla 8. Resumen de propiedades fisicoquímicas del TCE y PCE.		
CARACTERÍSTICAS	PCE	TCE
Fórmula empírica	$C_2Cl_4$	$C_2HCl_3$
Peso molecular	165.83	131.39
Apariencia y olor	líquido incoloro, olor dulce	líq. incoloro, olor cloroformo
Punto de ebullición	121.2 °C	87.2
Constante, Ley de Henry	0.0592 atm·m <sup>3</sup> /mol	0.0196 atm·m <sup>3</sup> /mol
Log K <sub>ow</sub>	2.42	2.025
Log K <sub>oc</sub>	2.53	2.37
Punto de congelación	-19 °C	-84.8 °C
solubilidad en agua	150 mg/l a 25 °C	1,100 mg/l a 25 °C
Solubilidad en orgánicos	En etanol, benceno y éter	En etanol, acetona, éter, etc.
Densidad específica	1.63 g/ml	1.461 g/ml
Densidad de vapor	6.78 g/l	5.37 g/l
Presión de vapor	41 mm de Hg a 40 °C	146.8 mm de Hg a 40 °C
Temperatura de inflamación		32.2 °C
Límite inferior de explos.		8 %
Límite sup. de explosividad		10.5 %

Fuente: GROUNDWATER QUEMICHALS DESK REFERENCE. Montgomery, J. H. y Welkom, L. M., 1990.

## CAPÍTULO III

### 3. MECANISMOS DE TRANSPORTE

#### **3.1 Procesos de migración de contaminantes.**

En los procesos de migración de compuestos contaminantes hacia estratos inferiores del subsuelo y aguas subterráneas, se involucran factores hidrodinámicos, bióticos y abióticos en que, tanto las características específicas del medio poroso como las de los compuestos interaccionan con todos o algunos de dichos factores dando como resultado un comportamiento específico en dicha migración (Mackay et al. 1985).

Cuando la velocidad de flujo del agua subterránea es alta, por lo general dominan los procesos de *advección y dispersión hidrodinámica*. Se dice que un proceso es advectivo cuando la masa del contaminante o soluto se desplaza a la misma velocidad que la del agua subterránea en una sola trayectoria, por otro lado, un proceso es dispersivo cuando se extiende a través de su trayectoria de flujo, debido a la heterogeneidad del medio. Ésto produce una dilución del soluto debido al mezclado que se da por la propia velocidad de flujo; dicho de otra forma, el soluto en el acuífero sufrirá una dilución al mezclarse debido a la tortuosidad del material del medio.

Cuando la velocidad de flujo del agua subterránea es baja, predomina la difusión molecular, donde la fuerza impulsora de la dispersión del contaminante se deberá al gradiente de concentraciones del soluto.

Las características del medio como permeabilidad, contenido de agua, carga hidráulica, porosidad, etc. definen si va a predominar la dispersión hidrodinámica o la difusión molecular o bien, la advección.

Los espacios no ocupados por material sólido pueden llenarse con agua y aire si es un medio no saturado y solo con agua si es saturado; estos espacios se conocen como intersticios o poros por donde fluye el agua subterránea; por lo tanto la porosidad es la medida de los intersticios de un suelo y se expresa como la relación de volumen de vacíos entre el volumen total ( $V_v / V_T$ ), (Iturbe y Silva, 1992).

La permeabilidad ( $K$ ) es la capacidad del medio poroso para permitir el paso de un fluido, a través de los espacios vacíos (poros) interconectados.

El contenido de agua de un suelo se define como la cantidad de agua que ocupan los intersticios o poros del suelo con respecto al volumen total.

La carga hidráulica es la fuerza impulsora del flujo del agua subterránea; cuando el flujo tiene la misma carga en cualquier punto, no hay movimiento y cuando existe una diferencia de carga hidráulica se da un gradiente hidráulico y el agua fluye en dirección hacia donde disminuye la carga hidráulica.

Los procesos *bióticos* se refieren a la biotransformación de solutos dentro de la matriz del suelo o acuífero a compuestos inocuos o a su mineralización. Los factores que influyen en dicha transformación son el contenido de agua, temperatura, pH, materia orgánica, luz solar, etc. Las características del contaminante son básicas ya que algunos son difíciles de degradar por su estructura química o porque resultan tóxicos para los microorganismos encargados de la biotransformación. Los compuestos químicos orgánicos son degradados por microorganismos mediante reacciones de óxido-reducción utilizando el oxígeno para condiciones aerobias y nitratos, sulfatos y dióxido de carbono para condiciones anaerobias. Estas reacciones de la materia orgánica

constituyen la principal ruta para la biotransformación de los compuestos orgánicos (Iturbe y Silva, 1992).

Los procesos *abióticos* son reacciones fisicoquímicas que se llevan a cabo cuando un compuesto químico interactúa con la matriz del suelo o acuífero. Los principales son: hidrólisis, precipitación, oxidación-reducción, etc. Las características de los contaminantes, solubilidad, presión de vapor, coeficiente de partición, etc. junto con las características del suelo determinan los procesos que se van a presentar.

### **3.11 Hidrólisis.**

A la reacción de un compuesto químico con el agua se define como *hidrólisis*; dicha reacción puede llevarse a cabo tanto con compuestos orgánicos como con inorgánicos. Algunos contaminantes orgánicos se pueden hidrolizar y dar como resultado sustancias que pueden ser biotransformados como los alcoholes y alquenos, (Knox et al. 1993).

### **3.12 Precipitación-disolución.**

Las reacciones de precipitación-disolución son procesos de equilibrio dinámico en función de una constante de equilibrio,  $K_{ps}$  (producto de solubilidad); ésta a su vez, es función de las concentraciones de las especies involucradas y son invariables para condiciones de temperatura y presión específicas. En el caso de precipitación es una reacción inversa donde el compuesto químico se incorpora a la fase sólida inmóvil; esto es característico en los metales bajo condiciones de pH alcalinos (Knox et al. 1993).

### 3.13 Oxidación-reducción.

Cuando existe un proceso de transferencia de electrones entre especies tanto en disoluciones, sólidas o gaseosas, se habla de reacciones de *óxido-reducción*. Básicamente se debe a un compuesto que dona y otro que acepta electrones (uno se oxida y otro se reduce respectivamente). Estas reacciones se deben al potencial redox (pE) denominado logaritmo negativo de la actividad de los electrones libres. Los valores altos de pE indican que existe poca actividad electrónica y por tanto especies pobres en electrones; es decir, las especies se encuentran en forma reducida. Esto significa que una especie tendrá capacidad de migración si se encuentra en solución o unida a partículas móviles (Knox et al. 1993).

Para los fines de este trabajo estos tipos de reacciones no son de gran importancia dadas las características de los compuestos en cuestión así como las del medio poroso. Por estos motivos se revisan muy someramente. El proceso preponderante, dadas las características, es por lo tanto el de *adsorción*.

### 3.14 Adsorción

El proceso de adsorción se define como la acumulación de un compuesto químico en una interfase que puede ser sólido/líquido o sólido/gas y ocurre cuando la superficie de las partículas del suelo presentan cierta afinidad por el compuesto químico contaminante. Dicho de otra forma, el suelo se comporta como sorbente donde se acumula el sorbato. Como ya se mencionó anteriormente, para que exista este proceso son de gran importancia las características del compuesto químico contaminante y las del medio donde interactúa el mismo. La fase sólida, es decir, el suelo, está constituido de una porción orgánica y otra inorgánica.

Un factor importante en el retardo de los contaminantes a través del subsuelo, es el coeficiente de sorción ( $K_d$ ), el cual indica la relación que existe entre un compuesto químico adsorbido por unidad de peso de sorbente en un medio acuoso.

Los compuestos hidrofóbicos, tienen afinidad por fases no polares (parte orgánica del suelo) y por el contrario tal como su nombre lo dice, presentan rechazo hacia la molécula polar del agua. El proceso de adsorción puede ser el resultado de una ó más combinaciones de fuerzas electrostáticas. Knox et al. (1993), proponen como fuerzas electrostáticas entre compuestos químicos y el suelo las siguientes:

- a) fuerzas de Van der Waals/London.
- b) puentes de hidrógeno.
- c) transferencias de cargas.
- d) intercambio de ligandos.
- e) interacciones ión-dipolo, dipolo-dipolo.
- f) quimiosorción.

Con base en lo anterior, el proceso de adsorción puede ser clasificado en tres categorías:

- a) intercambio.
- b) adsorción física.
- c) adsorción química.

La adsorción por intercambio se refiere a la acumulación de un compuesto químico en un sitio de adsorción debido a la atracción electrostática entre sitios cargados de suelo y sitios cargados de los contaminantes (parte polar de las moléculas). Para este tipo de adsorción se requieren de por lo menos 50 Kcal/mol. La adsorción física es el resultado de fuerzas de atracción de Van Der Waals/London, y en esta reacción se requieren de 1 a 2 Kcal/mol. La adsorción química se relaciona con reacciones entre la superficie del sólido (suelo) y el compuesto químico. El equilibrio de sorción puede ser considerado como instantáneo, cuando se trata de un suelo o acuífero debido a que las reacciones suceden de una manera muy rápida, con relación a la velocidad del agua.

### 3.141 Contenido orgánico del suelo.

El contenido orgánico en el suelo varía dependiendo de algunas condiciones geográficas y climáticas, pero se estima un intervalo de entre 0.5 y 5 % en el suelo, aunque existen hasta con un 100 % (Ortega, 1981). Al igual que la parte mineral, la parte orgánica tiene gran influencia en las características fisicoquímicas del suelo como son: capacidad de intercambio iónico, pH así como un aumento en la capacidad de retener o almacenar agua; ésta última influye en la degradación de ciertos compuestos siendo un factor adicional para el retardo en la migración de los contaminantes hacia estratos inferiores. Esto es de gran importancia cuando se trata de la conservación de las aguas subterráneas utilizadas como fuente de abastecimiento de agua potable para consumo humano.

Cuando el contenido de carbono orgánico de un suelo es mayor que 0.1 %, es decir, la fracción de carbono orgánico es mayor que 0.001, se dice que es el principal responsable de la adsorción de compuestos orgánicos hidrofóbicos, también se ha encontrado que el proceso de adsorción se realizará preferentemente cuando el tamaño de partícula en un acuífero o estrato tenga un tamaño menor que 125  $\mu\text{m}$  de diámetro (Schwarzenbach y Westall, 1985).

Los compuestos que tienen alta solubilidad en agua tienden a no adsorberse en el suelo o sistema coloidal, caso contrario a los de baja solubilidad.

### 3.142 Humus

La materia orgánica del suelo en estado coloidal influye considerablemente en las propiedades químicas del suelo. Básicamente se divide en parte *húmica* y *no húmica*; la segunda se refiere a la fracción orgánica fácilmente biotransformable como son los aminoácidos, carbohidratos, ácidos orgánicos, grasas y ceras; todas estas sustancias son sintetizadas por organismos vivos.

Ortega (1981) encontró que la fracción orgánica húmica es una serie de ácidos de color oscuro de moderado peso molecular. Estos son formados por reacciones secundarias que involucran a los microorganismos y tienen características diferentes a las de los organismos vivos; tienen una amplia gama de grupos funcionales como carboxilos, hidroxilos fenólicos, carbonilos, ésteres y posibles quinonas así como grupos metóxicos.

De la misma manera, los estudios de Ortega (1981) revelan que la composición elemental de los ácidos húmicos típicamente es 44-53 % de carbono, 3.6-5.4 % de hidrógeno, 1.8-3.6 % de nitrógeno y 40-47 % de oxígeno. En el laboratorio se pueden separar en ácidos húmicos y fúlvicos y para los primeros los pesos moleculares varían de 20 000 a 100 000 mientras que los segundos son de bajo peso molecular. La diferencia de estos es que los fúlvicos tienen un 10 % más de polisacáridos pero en general son muy similares. La fracción de ácidos fúlvicos pueden tener precursores útiles para la degradación de los húmicos.

Dadas las características de estos compuestos de la materia orgánica se puede reflexionar que son difíciles de degradar pero que imparten características importantes al suelo para que se lleve a cabo un proceso de retardo en la migración de los contaminantes debido a que serán atrapados por dichas sustancias (Ortega, 1981).

### **3.143 Intercambio iónico**

Se llama capacidad de intercambio catiónico a la cantidad de iones que se pueden intercambiar por unidad de masa de suelo. Por lo general se expresa en meq/100 g de suelo seco (Bolt y Bruggenwert, 1976). Un valor grande de CIC indica que el mineral tiene una gran capacidad de intercambio y que por lo tanto, la movilidad de los cationes al pasar por él sufrirá un decremento considerable. Por lo general, el intervalo de CIC de los suelos es de 0 a 100 meq/100 g (como suelo seco). Como es de suponerse la CIC está relacionada con la superficie específica (s), pues a mayor área se tienen más sitios posibles de intercambio.

Gran parte de los minerales que se encuentran en el suelo son silicatos, los cuales están constituidos por diferentes tipos de enlaces (iónicos, covalentes y de Van der Waals), que en cada caso otorgan características fisicoquímicas distintas. La superficie de las partículas del material arcilloso presentan sitios eléctricamente no equilibrados que de alguna forma serán neutralizados por algún elemento químico de carga opuesta, dando como resultado un proceso de adsorción. Las partículas que contienen silicatos en su estructura química presentan predominantemente cargas negativas en la superficie, de esta manera, partículas de carga positiva serán las que se encarguen de equilibrar los sitios cargados negativamente.

Se sabe que las arcillas representan una superficie idónea para los fenómenos de adsorción, incluyendo el intercambio iónico, pero también es importante conocer cómo se dan las preferencias de los iones por los sitios de adsorción. En primer lugar, para el caso de las arcillas (con carga neta superficial negativa), los cationes divalentes desplazan a los cationes monovalentes debido a que los primeros pueden neutralizar el exceso de carga negativa de la superficie de adsorción con más eficiencia que los cationes monovalentes debido a que las fuerzas de atracción electrostáticas son mayores de acuerdo con la ley de Coulomb. En segundo lugar, si los cationes que intervienen en el intercambio presentan la misma valencia, lo que determina la preferencia de la superficie del mineral por uno u otro, ya no puede explicarse por simples fuerzas electrostáticas sino que se relaciona con el tamaño relativo de los iones hidratados. Los iones hidratados de radios pequeños presentan una densidad de carga más alta por unidad de volumen, por lo tanto, atraen el agua de hidratación con mayor fuerza y un ion hidratado con un radio pequeño es retenido con mayor fuerza por la superficie de adsorción que un ion hidratado mayor, porque un ion con radio hidratado pequeño puede acercarse a menor distancia de la superficie de adsorción; por lo tanto, sus atracciones coulombicas hacia las superficies son consecuentemente aumentadas. Así, dentro de una serie de iones de una valencia dada, el grado de reemplazamiento de un ion disminuye a medida que su radio de deshidratación aumenta (Ortega, 1981).

De acuerdo con estos criterios, un ejemplo de la selectividad iónica de una superficie, de menor a mayor, es la siguiente:



Sin embargo, esta secuencia puede no darse, por efecto de la ley de acción de masas, si la concentración de los iones considerados es muy alta. Por ejemplo, si se tiene una solución con una concentración alta de cloruro de sodio, el sodio puede reemplazar al calcio (un catión monovalente desplaza a un divalente) de los sitios de adsorción aunque era de esperarse lo contrario bajo condiciones de igual concentración. Finalmente, aparte de las preferencias coulombicas mencionadas y las relacionadas con el tamaño de los iones, algunas superficies de adsorción muestran preferencias altas por cationes específicos. Un ejemplo es el alto contenido de magnesio intercambiable en la vermiculita. El ion magnesio hidratado aparentemente se ajusta muy bien en la red de agua en las capas expandidas parcialmente de la vermiculita. Este ajuste tan perfecto hace que el magnesio sea preferido a otros cationes en un intervalo amplio de concentraciones (Ortega, 1981).

En muchos de los estudios relacionados con el intercambio catiónico citados por Ortega (1981) se da por un hecho que existe una frontera perfectamente clara entre los cationes intercambiables y los cationes en solución. Sin embargo, la distribución real de los cationes en la fase líquida de los suelos disminuye continuamente, de una alta concentración en las superficies cercanas a las partículas, a una concentración baja en la solución del suelo; a una distribución como ésta se le conoce como "capa doble difusa". En la distribución de la capa doble difusa, el exceso de cationes cercanos a la superficie coloidal (debido a la atracción por la superficie cargada negativamente) y el déficit correspondiente de aniones (debido a la repulsión por la superficie) es aparente. El grosor de la capa doble difusa depende del contenido de electrolitos y la valencia de los iones presentes. Concentraciones más altas de electrolitos conducen a una reducción de la capa doble difusa, así como a la presencia de iones divalentes. Para las arcillas las dimensiones de la capa micelar varían entre 100 y 200 Å.

Ortega (1981) afirma que las reacciones de intercambio catiónico son reversibles, o muy cercanas a la reversibilidad. Los cationes, aún aquellos que se encuentran fuertemente adsorbidos, pueden

ser reemplazados comúnmente por cationes polivalentes capaces de formar enlaces covalentes aún mas fuertes que los anteriores.

Las reacciones de intercambio catiónico son casi estequiométricas, ya que las cantidades intercambiadas son químicamente equivalentes. Por esta razón la suma de todos los cationes intercambiables (CIC) presentes a un pH dado, varía en forma muy ligera con las especies catiónicas (Ortega, 1981).

Las reacciones de intercambio son rápidas. El primer paso del proceso se considera instantáneo y lo que puede retrasar esta velocidad es la difusión del ion hacia la superficie coloidal. Esto es común en campo, en donde los iones antes de poder alcanzar el sitio de intercambio deben moverse a través de poros tortuosos o bien a través de capas de aguas gruesas estáticas que se encuentran situadas sobre las superficies del coloide del suelo (Ortega, 1981).

Debido a acción de masas, las reacciones de intercambio catiónico puede ser dirigidas en una u otra dirección mediante la manipulación de las concentraciones relativas de los reactantes y de los productos. Los coloides del suelo con una densidad de carga alta, es decir, alta capacidad de intercambio por unidad de área de superficie, generalmente tienen una gran preferencia por cationes fuertemente cargados. Los enlaces covalentes parcialmente y/o formación de complejos pueden contribuir a una preferencia para muchos cationes polivalentes en suelos ricos en materia orgánica. El incremento del pH del suelo también puede cambiar la selectividad catiónica, al aumentar la capacidad de intercambio catiónico y por tanto simultáneamente aumentando la preferencia de iones polivalentes contra iones monovalentes. Aparte de las preferencias coulombicas relacionadas con el tamaño de los iones, algunos coloides muestran preferencias altas por cationes específicos. Un ejemplo claro es el de la vermiculita y la de las esquinas intemperizadas de las micas octaédricas por el ion potasio y cationes intercambiables similares. Se atribuye este efecto al ajuste perfecto de estos iones en las cavidades hexagonales o ditrigonales sobre la superficie de la vermiculita. Se piensa que el proceso se activa por la deshidratación de los iones grandes débilmente hidratados, a medida que las láminas adyacentes de los silicatos

laminares se acercan unos a otros durante el movimiento térmico o el secado del material (Ortega, 1981).

### 3.144 Composición mineral del suelo.

En la porción inorgánica se encuentran la arena y el material mineral arcilloso siendo el segundo el que imparte características de gran importancia en el comportamiento fisicoquímico del suelo con respecto al fenómeno de adsorción. El diámetro efectivo de la partícula mineral así como el enlace interatómico del mismo, otorgan características de capacidad de intercambio iónico, expansividad, superficie específica ( $\text{m}^2/\text{g}$  de mineral), plasticidad, etc. que son de suma importancia en los procesos de sorción.

Los minerales arcillosos son comúnmente aluminosilicatos dispuestos en capas. Tienen una estructura interna que se componen de placas de átomos de oxígeno unidos en coordinación por cationes metálicos de silicio (Si), aluminio (Al) o magnesio (Mg). Esta coordinación interna varía, desde tener una forma perfectamente regular, óxidos cristalinos, hasta ser irregulares, sobre todo si se encuentran presentes impurezas, siendo en este caso óxidos amorfos. De acuerdo con el número y tipo de capas que lo forman, pueden distinguirse dos tipos de arcillas:

- a) Los silicatos tipo 2:1.- Están formados por dos capas de tetraedros  $\text{SiO}_4$  con una capa de octaedros entre ambas. Los  $\text{SiO}_4$  comparten entre sí sus vértices, así como con los octaedros de la capa adyacente. Estos octaedros pueden ser  $\text{AlO}_4(\text{OH})_2$ .
- b) Los silicatos tipo 1:1.- En estos silicatos una capa de tetraedros  $\text{SiO}_4$  comparte sus vértices con una capa de octaedros, como por ejemplo el  $\text{AlO}_2(\text{OH})_4$ .

Dependiendo de las condiciones bajo las cuales se forman estos óxidos, su área de superficie específica (s) puede tener varias decenas de  $\text{m}^2/\text{g}$  o puede ser muy baja. Las arcillas por lo general

tienen áreas específicas superficiales muy grandes, lo que unido a su constitución en capas hace que tengan una gran participación en la adsorción.

De acuerdo con el tipo de estructura que presenten, se tienen diferentes clasificaciones de las arcillas, siendo las más importantes:

- **Caolinita**: es arcilla tipo 1:1, se presenta comúnmente en los suelos como cristales hexagonales, con un diámetro efectivo de 0.2 a 2 micras de metro. Su área de superficie específica es más bien pequeña y varía entre 10 y 20 m<sup>2</sup>/g. Tienen un grado mínimo de sustitución isomórfica, por lo que es relativamente inerte desde el punto de vista fisicoquímico; la mayor parte de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) que presenta (1 a 10 meq/100 g) ha sido atribuida a la distribución de los OH<sup>-</sup> situados sobre los lados de las placas que forman y se considera que es alta dependiendo del pH.

- **Muscovita (mica)** : es arcilla tipo 2:1. tienen un alto grado de sustitución isomórfica que crea una carga negativa cercana a la superficie, la cual retiene fuertemente a los cationes de K<sup>+</sup>, creando un mecanismo perfecto de acoplamiento entre placas, ya que estos cationes se ajustan entre los huecos hexagonales que quedan entre la unión de las capas tetraédricas. Este K<sup>+</sup> está tan adsorbido que no participa en el intercambio catiónico, lo que resulta en una CIC baja 20-40 meq/100 g). Tiene un área de superficie específica grande (70- 120 m<sup>2</sup>/g).

- **Vermiculita**: es arcilla 2:1, resulta del intemperismo de los suelos o bien, de la hidratación térmica de las micas. En ellas el ion K<sup>+</sup> interlamina ha sido sustituido por Mg<sup>+</sup> intercambiable. Presenta un alto grado de sustitución isomórfica, por lo que su CIC, que es alta (120-150 meq/100 g), es poco dependiente del pH. Su área de superficie específica es muy grande (600-800 m<sup>2</sup>/g).

- **Illita**: es un término general aplicado a los minerales micaceos de la arcilla. Se diferencia de las micas por tener menos silicio sustituido por aluminio, contiene más agua y parte del potasio es sustituido por calcio y magnesio. Su carga permanente es muy alta, al igual que su área de superficie específica.

- **Montmorillonita**: es arcilla tipo 2:1. Es una arcilla fina , con cristales irregulares que tienen un diámetro efectivo de  $0.01 \mu$  a una micra. Tiene un área de superficie específica extremadamente grande ( $600-800 \text{ m}^2/\text{g}$ ) y presentan un alto grado de sustitución isomórfica, lo que hace que presenten una CIC alta ( $80-120 \text{ meq}/100 \text{ g}$ ) (Ortega, 1981).

### 3.2 Formas de obtener el $K_d$

#### 3.21 Isotermas de adsorción.

Como ya se mencionó en párrafos anteriores, el fenómeno de adsorción implica la acumulación de la masa de un soluto en la superficie de los gránulos del material arcilloso. La isoterma de adsorción es un método para relacionar el material adsorbido con el que está en la solución; de acuerdo con la forma de la curva que se obtenga de la isoterma, se aplica el modelo que más se ajuste. El modelo no lineal Freundlich ha sido utilizado para describir la retención de solutos por el material arcilloso del suelo.

$$C_s = K_d C_e^n \quad (2)$$

donde:

$C_s$  = cantidad de soluto adsorbido por el suelo (mg/l).

$C_e$  = concentración de soluto en solución (mg/l).

$K_d$  = coeficiente de sorción (ml/g).

$n$  = parámetro adimensional.

Cuando el comportamiento de la isoterma es lineal,  $n = 1$  donde el  $K_d$  es la pendiente de la recta.

Cuando el comportamiento es no lineal se obtienen logaritmos para trabajar con una ecuación lineal equivalente:

$$\log C_s = \log K_d + n \log C_e \quad (3)$$

donde  $n$  es la pendiente,  $\log K_d$  la ordenada al origen. El coeficiente de distribución describe la partición de las especies de un soluto entre las fases sólida y líquida dentro del intervalo de concentración de interés y es análoga a la constante de equilibrio para una reacción química.

Algunos investigadores han encontrado que un comportamiento de adsorción lineal es válido, dependiendo de la superficie de adsorción y del compuesto químico; mientras que otros, han encontrado más apropiada la expresión no lineal de Freundlich, observando valores de  $n$  entre 0.7 y 1.2.

Por otra parte, si la gráfica que relaciona  $C_s$  con  $C_w$  da como resultado una curva cóncava con respecto a la abscisa, se considera adecuado el modelo de adsorción de Langmuir ya que esta forma sugiere que inicialmente el soluto tiene mucha preferencia por el sorbente, pero a medida que se van ocupando los sitios de adsorción, que son limitados, se hace más difícil que el soluto encuentre un sitio libre, decreciendo el nivel de adsorción. De esta forma, a mayores concentraciones, una fracción más pequeña del compuesto en solución puede ser adsorbida. Otra explicación para esta no linealidad es que los sorbentes tienen sitios de adsorción con diferentes afinidades por los compuestos químicos, de manera que los sitios con mayor afinidad son ocupados primero, de modo que a concentraciones de equilibrio mayores se utilizan los sitios de adsorción con menor afinidad (Flores, 1996).

El modelo de Langmuir es el siguiente:

$$C_s = \frac{aK_d C_e}{1 + K_d C_e} \quad (4)$$

$a$  es la masa del compuesto químico necesaria para saturar una unidad de masa de suelo (M/M). El modelo de Langmuir difiere del Freundlich en que en este último, no existe una capacidad máxima de adsorción, mientras que en Langmuir sí. Un método para determinar el  $K_d$  a partir de la ecuación anterior, es linealizar invirtiendo la ecuación y simplificando:

$$\frac{1}{C_s} = \frac{1}{aK_d} - \frac{1}{C_e} + \frac{1}{a} \quad (5)$$

La curva  $1/C_s$  vs.  $1/C_e$  da una recta en la que la ordenada al origen es  $1/a$  y la pendiente es  $1/aK_d$  (Flores, 1996).

Para la determinación de las isotermas de adsorción se utilizan las pruebas en lote (conocidas en inglés como batch) que son ampliamente utilizadas en el laboratorio; consiste en una prueba en que se introduce, en un frasco de vidrio de 40 ml de capacidad nominal (44 ml de capacidad total), una determinada cantidad de suelo pulverizado, con una fracción de tamaño de partícula menor que 0.425 mm, posteriormente se agrega una solución de agua destilada y una concentración conocida del compuesto químico en cuestión. El tubo se cierra inmediatamente con sellos de teflón para evitar cualquier posible pérdida por volatilización; se agita a velocidad constante por espacio de un tiempo establecido (entre 24 y 72 horas a 22 °C) hasta lograr el equilibrio; una vez realizado este paso, se centrifuga a 10 000 rpm por espacio de 30 minutos. Después se extrae 1 µl del sobrenadante mediante una microjeringa y se inyecta directamente al cromatógrafo para determinar la concentración de la especie disuelta. Por diferencia se calcula la concentración que quedó adsorbida en el suelo.

Es recomendable realizar estas pruebas por triplicado para cada frasco de vidrio con una concentración inicial dada.

La concentración adsorbida ( $C_s$ ) se puede determinar mediante la ecuación :

$$C_s = \frac{(C_o - C_e) V}{m_s} \quad (6)$$

donde:

$C_s$  = µg/g

$C_o$  = concentración inicial de las especies en la solución (µg/l).

$C_e$  = concentración del soluto en solución después de la reacción (µg/l).

$V$  = volumen del sobrenadante (ml).

$m_s$  = masa de los sólidos agregados (g).

### 3.22 Determinación del $K_d$ mediante $f_{oc}$ .

Otro método para determinar el  $K_d$  es a partir del contenido de carbono orgánico  $f_{oc}$ . Knox et al. (1993) reportan intervalos de valores para suelos orgánicos de 1 a 8 % de contenido de carbono orgánico y para suelos aluviales/arenosos de 0.02 a 1.0 %.

El  $K_d$  se relaciona con el coeficiente de partición de carbono orgánico ( $K_{oc}$ ) mediante la ecuación siguiente:

$$K_{oc} = \frac{K_d}{f_{oc}} \quad (7)$$

donde  $f_{oc}$  = fracción de carbono orgánico en el suelo.

Para determinar la fracción de carbono orgánico crítico ( $f_{oc}^*$ ), Knox et. al., 1993 proponen la ecuación:

$$f_{oc}^* = \frac{S}{200(K_{ow})^{0.84}} \quad (8)$$

donde  $S$  es la superficie específica de la fracción mineral en  $m^2/g$ .

Una relación lineal descrita por Leo et. al. en 1971 es como se muestra a continuación:

$$\log K_d = \log f_{oc} + \log K_{oc} = \log f_{oc} + a \log K_{ow} + b \quad (9)$$

donde  $a$  y  $b$  se determinan con base en el tipo de compuesto y su intervalo de hidrofobicidad.

$K_{ow}$  se conoce como el coeficiente de partición octanol/agua y se define como la relación de la concentración del soluto y la concentración del soluto en fase acuosa; se ha reconocido como el parámetro clave en la predicción de la migración de los contaminantes en el suelo. La siguiente

tabla presenta valores válidos para suelos con  $f_{oc}$  mayores que 0.001 (0.1%), donde se estima el valor de  $K_{oc}$  basado en  $K_{ow}$ :

$$\log K_{oc} = a \log K_{ow} + b \quad (10)$$

En la tabla 9 se muestran distintos valores de  $a$  y  $b$ , así como de  $K_{ow}$  y  $K_{oc}$  empleados por algunos investigadores; dichos valores varían dependiendo del tipo de compuesto que se trate.

Tabla 9. Valores de $a$ , $b$ , $K_{ow}$ y $K_{oc}$						
$a$	$b$	Coef. de correlación $r^2$	Número de compuestos	Intervalo de $K_{ow}$	Tipo de compuesto	Referencias
0.544	1.377	0.74	45	-3.0 a 6.6	químicos de agricultura primaria	Konaga y Goring (1980)
1.00	-0.21	1.00	10	2.1 a -6.3	hidrocarburos policíclicos aromáticos	Karickhoff et al (1979)
0.937	-0.006	0.95	19	2.1 a -6.3	triazinas y nitroanilinas	Bown y Flagg (1981)
1.029	-0.18	0.91	13	0.4 a -6.3	herbicidas e insecticidas	Rao y Davison (1980)
1	-0.317	0.98	13	1.6 a -6.5	compuestos heterocíclicos aromáticos	Means et al (1980)
0.72	0.49	0.95	13	2.6 a -4.7	hidrocarburos clorinados alquilbencenos	Schwarzenbach y Westall (1981)
0.52	0.64	0.84	30	0.5 a -3.3	sustituto de fenil ureas y alquil-N-fenil carbamates	Briggs (1985)

Fuente: R. P. Schwarzenbach y J. Westall (1985). "Sorption of Hydrophobic Trace Organic Compounds in Grounwater Systems". *Water, Sci. Tech.* Vol. 17, Copenhagen, pp. 39-55.

### 3.3 Factor de retardo.

Si la sorción es lineal, reversible e instantánea, la velocidad promedio a la que adsorbe un soluto por advección o difusión a través de los poros del medio será menor que la velocidad de un soluto que no se adsorbe, a este fenómeno se define como retardo ( $R_d$ ); de esta manera se puede sustituir el valor de  $K_d$  obtenido en la ecuación 11 y calcular  $R_d$  (Freeze y Cherry, 1979):

$$R_d = \frac{V_w}{V_c} = 1 + \frac{B}{n_e} K_d \quad (11)$$

donde:

$R_d$  = factor de retardo (adimensional)

$V_w$  = promedio de la velocidad lineal del agua subterránea (m/día)

$V_c$  = promedio de la velocidad lineal del contaminante (m/día)

$B$  = densidad promedio del suelo ( $g/cm^3$ )

$n_e$  = porosidad efectiva (adimensional)

$K_d$  = coeficiente de sorción

## **CAPÍTULO IV**

### **4. MUESTREO Y CARACTERIZACIÓN DE LAS MUESTRAS.**

#### **4.1 Ubicación de los puntos de muestreo.**

En el sitio de estudio, explicado en el capítulo 2, se llevó a cabo el muestreo del suelo para lo cual se realizaron seis perforaciones, mostradas en la figura 3; el sitio control (SC), ubicado en un predio propiedad del DDF en el cruce de Periférico Norte con la Avenida Gran Canal, en el GCD que se representan con los números 1, 2 y 3 sobre la rivera del canal aproximadamente a 500 metros del SC y sobre la rivera del RR a 500 metros del SC (números 4 y 5). La separación entre los sondeos tanto del GCD como del RR fue, de aproximadamente un metro.

El muestreo del sitio control (SC) se realizó muy cercano a los demás para que el suelo tuviera características fisicoquímicas lo más semejante posible, pero sin una influencia directa de las aguas residuales que fluyen por el GCD y el RR.

Se obtuvieron muestras de suelo de tres puntos por debajo del GCD con ángulos de 22, 34 y 45° para el gc1, gc2 y gc3 respectivamente. En el RR se muestrearon dos puntos, el rr1 de 40° el rr2 de 50°.

Gran parte de las aguas residuales que se descargan al RR son de origen industrial por lo que, el muestreo de éste fue con el fin de comparar los resultados de los análisis entre ambos, RR y GCD.

En la figura 4 se presenta un esquema de la ubicación de los puntos de muestreo y en la figura 5 se explica el ángulo de las perforaciones, así como, la profundidad de éstas en la vertical.

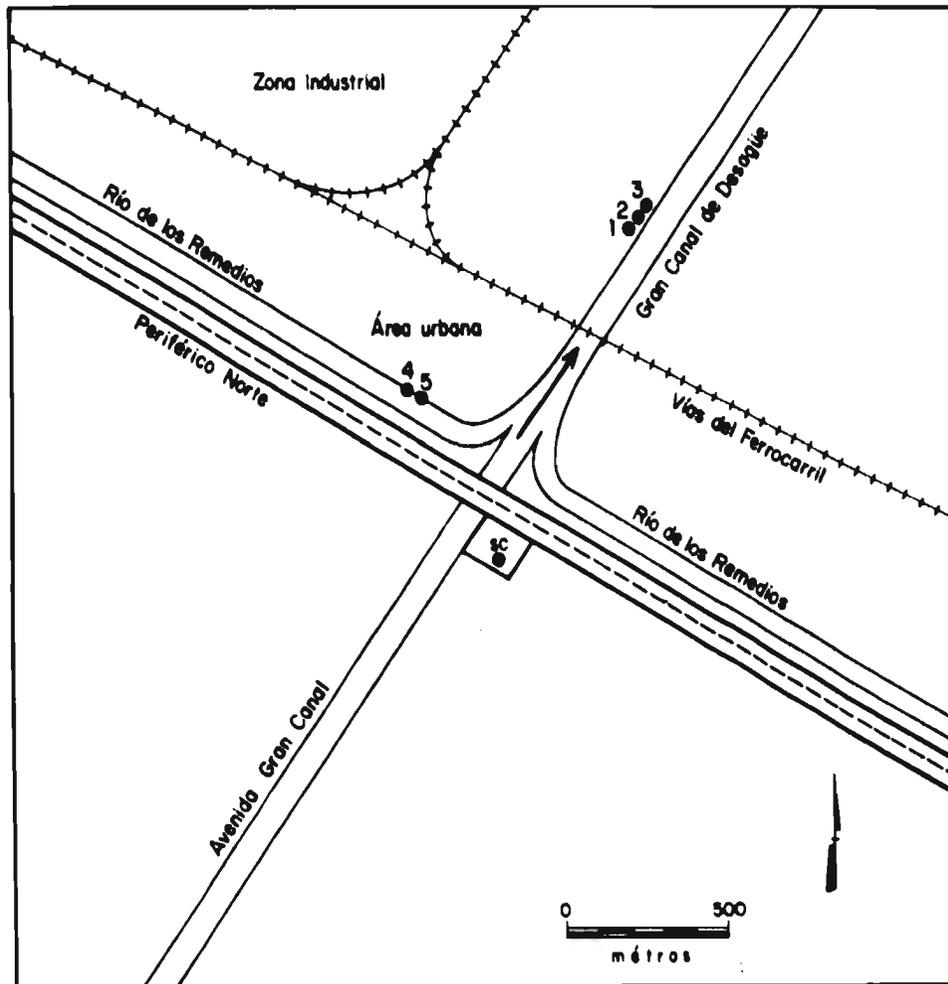


Figura 4. Ubicación de los puntos de muestreo en el sitio de estudio.

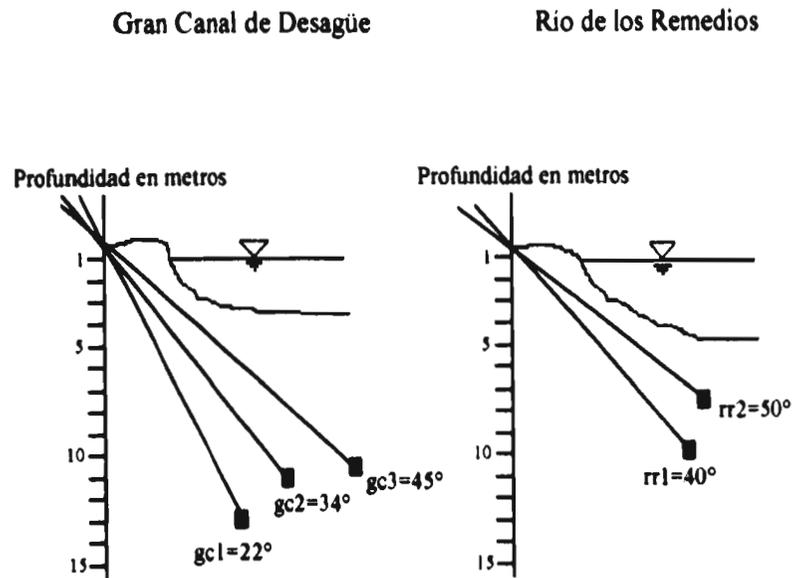


Figura 5. Esquema de los puntos de muestreo con su respectivo ángulo, así como la profundidad en la vertical.

## **4.2 Metodología utilizada en el muestreo.**

Para el sondeo se utilizaron tramos de tubos de aluminio con una longitud de 6.10 m y diámetro de 2 pulgadas (5.08 cm), se cortaron secciones de 1.83 m de largo y se perforaron en uno de los extremos con barrenos de 1/8 ( de pulgada para sujetarse al equipo de perforación. Los tubos se lavaron con vapor de agua y se cubrieron con bolsas de polietileno para evitar cualquier contaminación e interferencias con los resultados de los análisis. En campo, los tubos se adaptaron a un equipo de perforación de patente canadiense. Los tubos ya montados al pistón, se adaptaron a la máquina perforadora (marca JOY 12B a gasolina), propiedad de la compañía TGC Geotecnia, S.A. Los tubos se hincaron cuidadosamente con velocidad y presión adecuada, de manera que el porcentaje de recuperación fuese lo mayor posible, a fin de obtener una cantidad de muestra suficiente para realizar los análisis en el laboratorio.

Las perforaciones se realizaron con un ángulo de inclinación con el fin de obtener muestras de suelo por debajo del cauce del canal de preferencia cercano a su centro. El ancho del GCD varia entre 15 y 25 m y el RR entre 8 y 10 m por lo que el ángulo fue diferente en cada punto de perforación. El sitio control se perforó en forma vertical hasta una profundidad de 15 m.

La notación empleada para identificar cada sección obtenida fue con las iniciales del nombre del lugar, seguido de un número que indica en forma progresiva el pozo en turno; por último, una letra en orden alfabético hasta la correspondiente con la última sección de la perforación. Para este caso fueron cinco sitios perforados con ángulo y un sitio control en forma vertical.

En las tablas 10 a la 15 se muestra la información de cada pozo tal como la nomenclatura, ángulo, profundidad en el ángulo y la correspondientes a la vertical, fecha de inicio y de terminación, así como el color y textura del material extraído.

### 4.3 Corte de las secciones obtenidas en el muestreo

Como se comenta al inicio de este capítulo, se obtuvieron secciones de diferentes longitudes que fue necesario cortar en tamaños adecuados con el fin de obtener suficiente muestra para los distintos análisis que se habían programado. En el caso de las muestras destinadas para extracción del agua intersticial, se obtuvieron cortes que variaron de 12.5 a 15 cm de longitud (figura 6), la cual es suficiente para colectar los 10 ml de agua requerida para el análisis (Mazari, 1992). De las tablas 10 a la 15 se muestra la longitud de cada muestra así como su respectiva profundidad en la vertical. En la tabla 16 se presenta la información sobre las muestras obtenidas en los puntos de muestreo donde la profundidad es con respecto al ángulo de inclinación así como la longitud de las mismas.

En la tabla 17 se encuentran sombreadas las muestras a las cuales se les analizó el agua intersticial. La profundidad de las muestras descritas en esta tabla es con respecto a la vertical, es decir, la profundidad real a la que se evaluó la existencia de TCE y PCE.

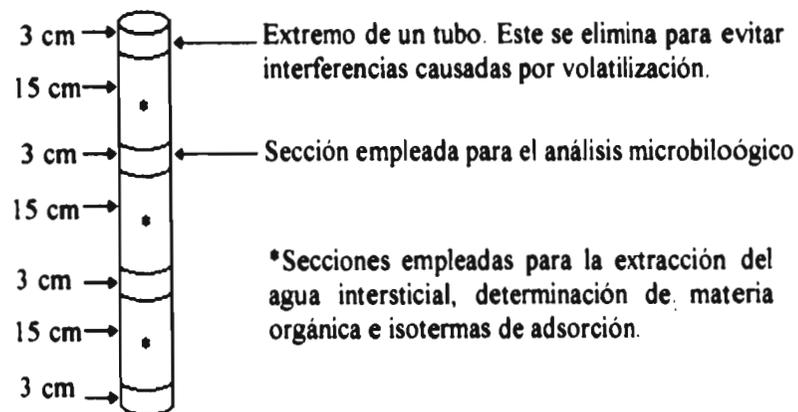


Figura 6. Subdivisión de los tubos rellenos de suelo obtenidos en el muestreo.

Tabla 10. Muestreo gc1

FECHA DE INICIO: 27 - 02 - 96

INCLINACIÓN: 22°

FECHA DE TERMINACIÓN: 29 - 02 - 96

LOCALIZACIÓN: GRAN CANAL

Profundidad en el ángulo	Muestra	Recuperación (m)	Longitud (m)	Color de la arcilla	Profundidad en la vertical
0.00 - 1.50					1.39
1.50 - 3.00	gc1a	2.50 - 3.02	0.52	arcilla gris	2.31 - 2.80
3.00 - 4.60	gc1b	4.17 - 4.60	0.43	arcilla gris oscuro	3.86 - 4.26
4.60 - 5.60	gc1c	4.70 - 5.60	0.90	arcilla café oscuro	4.35 - 5.19
5.60 - 7.40	gc1d	6.50 - 7.40	0.91	arcilla café	6.02 - 6.86
7.40 - 8.76	gc1e	7.40 - 8.76	1.36	arcilla gris verdosa	6.86 - 8.12
8.80 - 10.43	gc1f	8.80 - 10.43	1.63	arcilla café rojiza	8.15 - 9.66
10.43 - 12.06	gc1g	11.11 - 12.03	0.92	arcilla gris verdosa	10.29 - 11.18
12.06 - 13.66	gc1h	13.10 - 13.66	0.56	arcilla gris verdosa	12.14 - 12.66
13.66 - 14.72	gc1i	13.94 - 14.72	0.78	arcilla gris verdosa	12.92 - 13.64

Tabla 11. Muestreo gc2

FECHA DE INICIO: 29 - 02 - 96

INCLINACIÓN: 34°

FECHA DE TERMINACIÓN: 02 - 03 - 96

LOCALIZACIÓN: GRAN CANAL

Profundidad en el ángulo	Muestra	Recuperación (m)	Longitud (m)	Color de la arcilla	Profundidad en la vertical
0.00 - 3.00					1.39
3.00 - 4.63	gc2a	4.13 - 4.63	0.50	arcilla gris	2.31 - 2.80
4.63 - 5.77	gc2b	5.34 - 5.77	0.43	arcilla gris arena fina	3.86 - 4.26
5.77 - 7.40	gc2c	7.00 - 7.40	0.40	arcilla fina arena verdosa	4.35 - 5.19
7.40 - 8.63	gc2d	7.78 - 8.63	0.85	arcilla gris verdosa	6.02 - 6.86
8.63 - 10.26	gc2e	9.64 - 10.26	0.62	arcilla gris oscuro	6.86 - 8.12
10.26 - 11.26	gc2f	10.62 - 11.26	0.64	arcilla gris oscuro	8.15 - 9.66
11.26 - 12.88	gc2g	12.04 - 12.88	0.85	arcilla gris verdosa	10.29 - 11.18
12.88 - 14.52	gc2h	13.57 - 14.52	0.95	arcilla gris verdosa	12.14 - 12.66

Tabla 12. Muestreo gc3

FECHA DE INICIO: 08 - 03 - 96

INCLINACIÓN: 45°

FECHA DE TERMINACIÓN: 09 - 03 - 96

LOCALIZACIÓN: GRAN CANAL

Profundidad en el ángulo	Muestra	Recuperación (m)	Longitud (m)	Color de la arcilla	Profundidad en la vertical
0.00 - 3.00					
3.00 - 4.00					
4.00 - 5.63	gc3a	5.08 - 5.63	0.55	arcilla negra arena fina	3.59 - 3.98
5.63 - 6.73	gc3b	6.16 - 6.73	0.57	arcilla verde olivo	4.35 - 4.76
6.73 - 8.36	gc3c	6.82 - 8.36	1.54	arcilla gris verdosa	4.82 - 5.91
8.36 - 9.99	gc3d	8.62 - 9.99	1.37	arcilla café	6.09 - 7.06
9.99 - 11.62	gc3e	10.46 - 11.62	1.16	arcilla gris verdosa	7.39 - 8.21
11.62 - 13.25	gc3f	12.21 - 13.25	1.04	arcilla verdosa arena fina	8.63 - 9.37
13.25 - 14.88	gc3g	13.89 - 14.88	0.99	arcilla gris verdosa	9.82 - 10.52

Tabla 13. Muestreo rr1

FECHA DE INICIO: 04 - 03 - 96

INCLINACIÓN: 40°

FECHA DE TERMINACIÓN: 05 - 03 - 96

LOCALIZACIÓN: RÍO de los REMEDIOS

Profundidad en el ángulo	Muestra	Recuperación (m)	Longitud (m)	Color de la arcilla	Profundidad en la vertical
0.00 - 1.50					
1.50 - 2.20					
2.20 - 3.83	rr1a	3.04 - 3.83	0.79	arcilla gris oscuro	2.33 - 2.93
3.83 - 5.46	rr1b	4.39 - 5.46	1.07	arcilla gris verdoso	3.36 - 4.18
5.46 - 7.09	rr1c	6.50 - 7.09	0.59	arcilla gris arena fina	4.98 - 5.43
7.09 - 8.19	rr1d	7.24 - 8.19	0.95	arcilla gris oscuro	5.54 - 6.27
8.19 - 9.82	rr1e	8.93 - 9.82	0.89	arcilla café rojiza	6.84 - 7.52
9.82 - 11.45	rr1f	10.42 - 11.45	0.80	arcilla café rojiza	7.98 - 8.77
11.45 - 13.08	rr1g	11.95 - 13.08	1.13	arcilla gris verdosa	9.15 - 10.01

Tabla 14. Muestreo rr2

FECHA DE INICIO: 06 - 03 - 96

INCLINACIÓN: 50°

FECHA DE TERMINACIÓN: 07 - 03 - 96

LOCALIZACIÓN: RÍO de los REMEDIOS

Profundidad en el ángulo	Muestra	Recuperación (m)	Longitud (m)	Color de la arcilla	Profundidad en la vertical
0.00 - 3.00					
3.00 - 3.63					
3.63 - 5.26	rr2a	4.20 - 5.26	1.07	arcilla gris verdosa	2.70 - 3.38
5.26 - 6.88	rr2b	6.21 - 6.89	0.69	arcilla gris	4.00 - 4.43
6.88 - 7.89	rr2c	7.10 - 7.89	0.79	arcilla gris verdosa	4.56 - 5.07
7.89 - 9.52	rr2d	8.62 - 9.52	0.90	arcilla café claro	5.54 - 6.12
9.52 - 11.15	rr2e	10.32 - 11.15	0.83	arcilla café arena fina	6.63 - 7.17
11.15 - 12.78	rr2f	12.05 - 12.78	0.73	arcilla gris arena fina	7.74 - 8.21

Tabla 15. Muestreo SC

FECHAS DE INICIO: 13-03-96

INCLINACIÓN: VERTICAL

FECHA DE TERMINACIÓN: 14-03-96

LOCALIZACIÓN: RÍO de los REMEDIOS

Profundidad en la vertical (m)	Muestra	Recuperación (m)	Longitud (m)	Color de la arcilla
0.00 - 3.00				
3.00 - 4.00				
4.00 - 5.63	sca	5.14 - 5.63	0.49	arcilla gris oscuro
5.63 - 6.83	scb	5.98 - 6.83	0.85	arcilla café rojizo
6.83 - 8.46	scc	7.27 - 8.46	1.19	arcilla café
8.46 - 10.09	scd	8.54 - 10.09	1.55	arcilla café
10.09 - 11.72	sce	10.53 - 11.72	1.19	arcilla gris
11.72 - 13.35	scf	12.16 - 13.35	1.19	arcilla gris verdosa
13.35 - 14.98	scg	13.55 - 14.98	1.43	arcilla gris verdosa

Una vez obtenidas e identificadas las muestras, se sellaron en sus extremos y se almacenaron en hielo hasta que se llevaron al cuarto frío, (4 °C ) del Centro de Ecología para su posterior análisis.

Tabla 16. Longitud de la muestra en su respectiva profundidad (cm)

	gc1 $\theta=22^\circ$	gc2 $\theta=34^\circ$	rr1 $\theta=40^\circ$	rr2 $\theta=50^\circ$	gc3 $\theta=45^\circ$	Sitio control
	profundidad- longitud	profundidad- longitud	profundidad- longitud	profundidad- longitud	profundidad- longitud	profundidad- longitud
<b>a</b>	278 a 293 = 15	441 a 456 = 15	332 a 347 = 15	448 a 463 = 15 498 a 513 = 15	537 a 552 = 15	543 a 559 = 16
<b>b</b>	443 a 456.5 = 13.5	560 a 574 = 14	442 a 457 = 15 482 a 497 = 15 528 a 543 = 15	649 a 664 = 15	644 a 659 = 15	626 a 641 = 15 665 a 679 = 14
<b>c</b>	499 a 514 = 15 539 a 554 = 15	725 a 737.5 = 12.5	678 a 693 = 15	725 a 740 = 15 768 a 783 = 15	710 a 725 = 15 755 a 770 = 15 805 a 820 = 15	753 a 766 = 13 794 a 807 = 13 830 a 843 = 13
<b>d</b>	678 a 693 = 15 723 a 738 = 15	806 a 821 = 15 845 a 859.5 = 14.5	752 a 767 = 15 801 a 816 = 15	890 a 905 = 15 934 a 949 = 15	890 a 905 = 15 930 a 945 = 15 981 a 996 = 15	880 a 893 = 13 916 a 929 = 13 957 a 970 = 13 993 a 1006 = 13
<b>e</b>	813 a 828 = 15 858 a 873 = 15	991 a 1006 = 15	921 a 936 = 15 964 a 979 = 15	1060 a 1075 = 15 1099 a 1112.5 = 13.5	1074 a 1089 = 15 1114 a 1129 = 15 1149 a 1159 = 10	1079 a 1092 = 13 1115 a 1128 = 13 1156 a 1169 = 13
<b>f</b>	908 a 923 = 15 968 a 983 = 15 1023 a 1038 = 15	1101 a 1113 = 12	1092.5 a 1106 = 13.5 1120 a 1133.5 = 13.5	1229 a 1240 = 11 1264 a 1275 = 11	1246 a 1261 = 15 1304 a 1319 = 15	1242 a 1255 = 13 1283 a 1296 = 13 1319 a 1332 = 13
<b>g</b>	1141 a 1156 = 15 1181 a 1196 = 15	1122 a 1137 = 15 1261.5 a 1276 = 14.5	1219 a 1231 = 12 1253 a 1265 = 12 1292 a 1304 = 12		1417 a 1432 = 15 1470 a 1485 = 15	1380 a 1395 = 15 1430 a 1445 = 15 1477 a 1492 = 15
<b>h</b>	1335 a 1350 = 15	1385 a 1400 = 15 1434 a 1449 = 15				
<b>i</b>	1422 a 1437 = 15 1458 a 1469 = 11					
<b>total</b>	16	11	14	11	15	19 = 86

Tabla 17. Profundidad de la muestra en la vertical (m)						
	<b>gc1</b> profundidad	<b>gc2</b> profundidad	<b>rr1</b> profundidad	<b>rr2</b> profundidad	<b>gc3</b> profundidad	<b>Sitio control</b> profundidad
<b>a</b>	2.57 - 2.71	3.65 - 3.78	2.54 - 2.65	2.88 - 2.97 3.20 - 3.29	3.59 - 3.70	5.43 a 5.59
<b>b</b>	4.10 - 4.22	4.64 - 4.75	3.38 - 3.50 3.70 - 3.80 4.04 - 4.16	4.17 - 4.26	4.35 - 4.65	6.26 a 6.41 6.66 a 6.80
<b>c</b>	4.62 - 4.76 4.99 - 5.13	6.01 - 6.11	5.19 - 5.30	4.66 - 4.75 4.93 - 5.03	5.02 - 5.12 5.33 - 5.44 5.69 - 5.79	7.53 a 7.66 7.94 a 8.07 8.30 a 8.43
<b>d</b>	6.28 - 6.42 6.70 - 6.84	6.68 - 6.80 7.00 - 7.12	5.76 - 5.87 6.13 - 6.25	5.72 - 5.81 6.00 - 6.10	6.29 - 6.40 6.57 - 6.68 6.93 - 7.04	8.80 a 8.93 9.16 a 9.29 9.57 a 9.70 9.93 a 10.06
<b>e</b>	7.53 - 7.67 7.95 - 8.09	8.21 - 8.34	7.05 - 7.17 7.38 - 7.49	6.81 - 6.90 7.06 - 7.15	7.59 - 7.70 7.87 - 7.98 8.12 - 8.19	10.79 a 10.92 11.15 a 11.28 11.56 a 11.69
<b>f</b>	8.41 - 8.55 8.97 - 9.11 9.48 - 9.62	9.12 - 9.22	8.36 - 8.47 8.57 - 8.68	7.88 - 7.97 8.12 - 8.19	8.81 - 8.91 9.22 - 9.32	12.42 a 12.55 12.83 a 12.96 13.19 a 13.32
<b>g</b>	10.57 - 10.51 10.95 - 11.08	9.30 - 9.42 10.45 - 10.57	9.33 - 9.43 9.59 - 9.69 9.89 - 9.98		10.02 - 10.12 10.39 - 10.50	13.80 a 13.95 14.30 a 14.45 14.77 a 14.92
<b>h</b>	12.37 - 12.51	11.48 - 11.60 11.88 - 12.01				
<b>i</b>	13.18 - 13.32 13.24 - 13.62					
<b>total</b>	16	11	14	11	15	19 = 86

#### 4.4 Extracción del agua intersticial.

Uno de los objetivos del trabajo fue conocer si hay presencia de los compuestos TCE y PCE en el agua intersticial a diferentes profundidades en el subsuelo que subyace al Gran Canal y al Río de los Remedios así como en el sitio control.

Para la determinación del TCE y el PCE se requirió extraer el agua de las muestras de suelo inalteradas obtenidas durante el muestreo. Este proceso de extracción se realizó en un cuarto frío (4 °C) para minimizar la volatilización; para la extracción se utilizó una prensa hidráulica (figura 7) equipada con aditamentos de acero inoxidable y de alta precisión para evitar cualquier pérdida por volatilización (figura 8). La extracción consistió en colocar una sección de tubo de aluminio con suelo inalterado en el recipiente colector inoxidable, se instala un émbolo de acero inoxidable en la parte superior del tubo con la muestra, se aplica presión con el gato hidráulico que a su vez empuja hacia arriba la plancha intermedia mientras que la plancha superior se queda fija, de esta manera, el émbolo se introduce lentamente en el tubo presionando al suelo hacia abajo sufriendo una compactación y expulsando el agua intersticial hacia los canales colectores para luego ser recolectada por la jeringa esmerilada de 20 ml. Al completarse 10 ml del agua se deposita en un vial de 20 ml inmediatamente después se adicionan 25 µl de una solución de tolueno que es el estándar interno utilizado por el cromatógrafo para la determinación de TCE y PCE, enseguida se sellan los viales con tapones de teflón y septas de aluminio para luego refrigerarlas hasta que se lleve a cabo el análisis; el cual debe ser en el tiempo mínimo.

En la figura 7 se muestran las partes que componen la prensa hidráulica empleada para la extracción del agua intersticial y los aditamentos de acero inoxidable se representan en la figura 8.

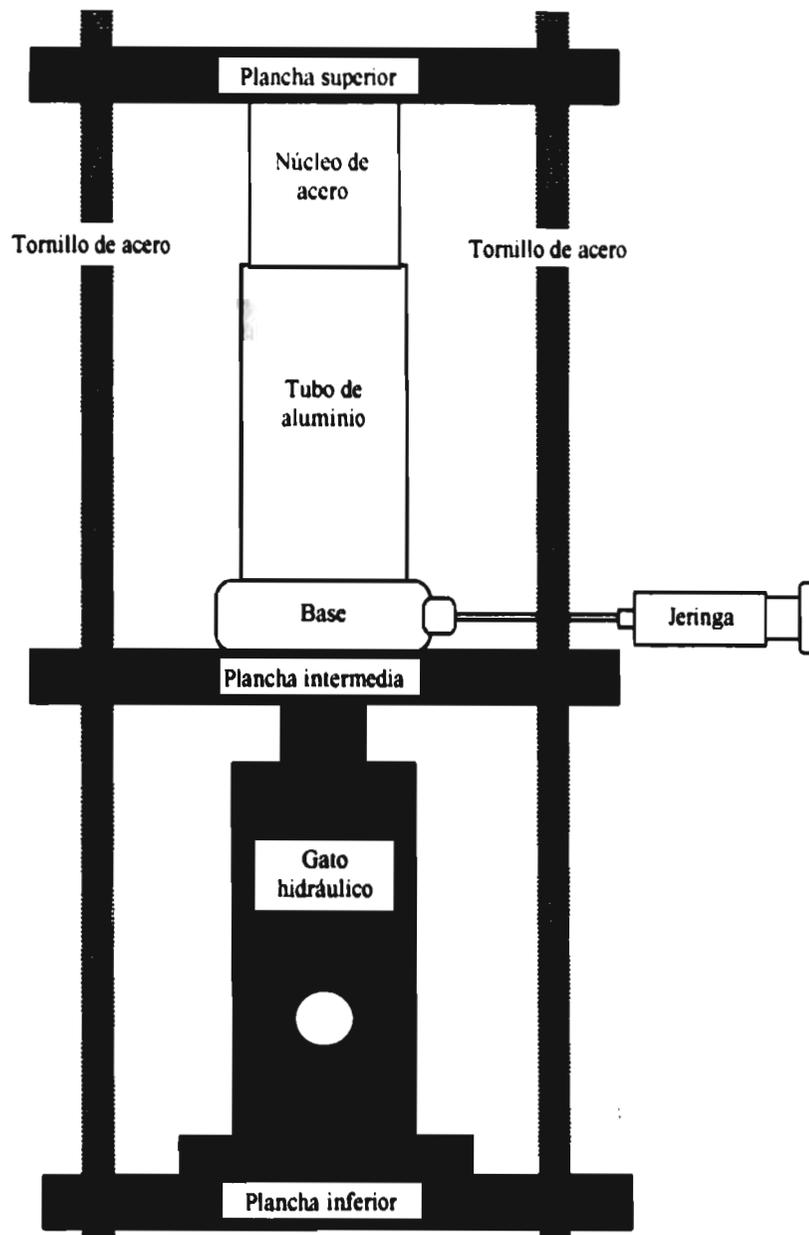


Figura 7. Equipo utilizado en la extracción del agua intersticial el cual consta de tres planchas de acero, gato hidráulico de 6 toneladas y los aditamentos de acero inoxidable.

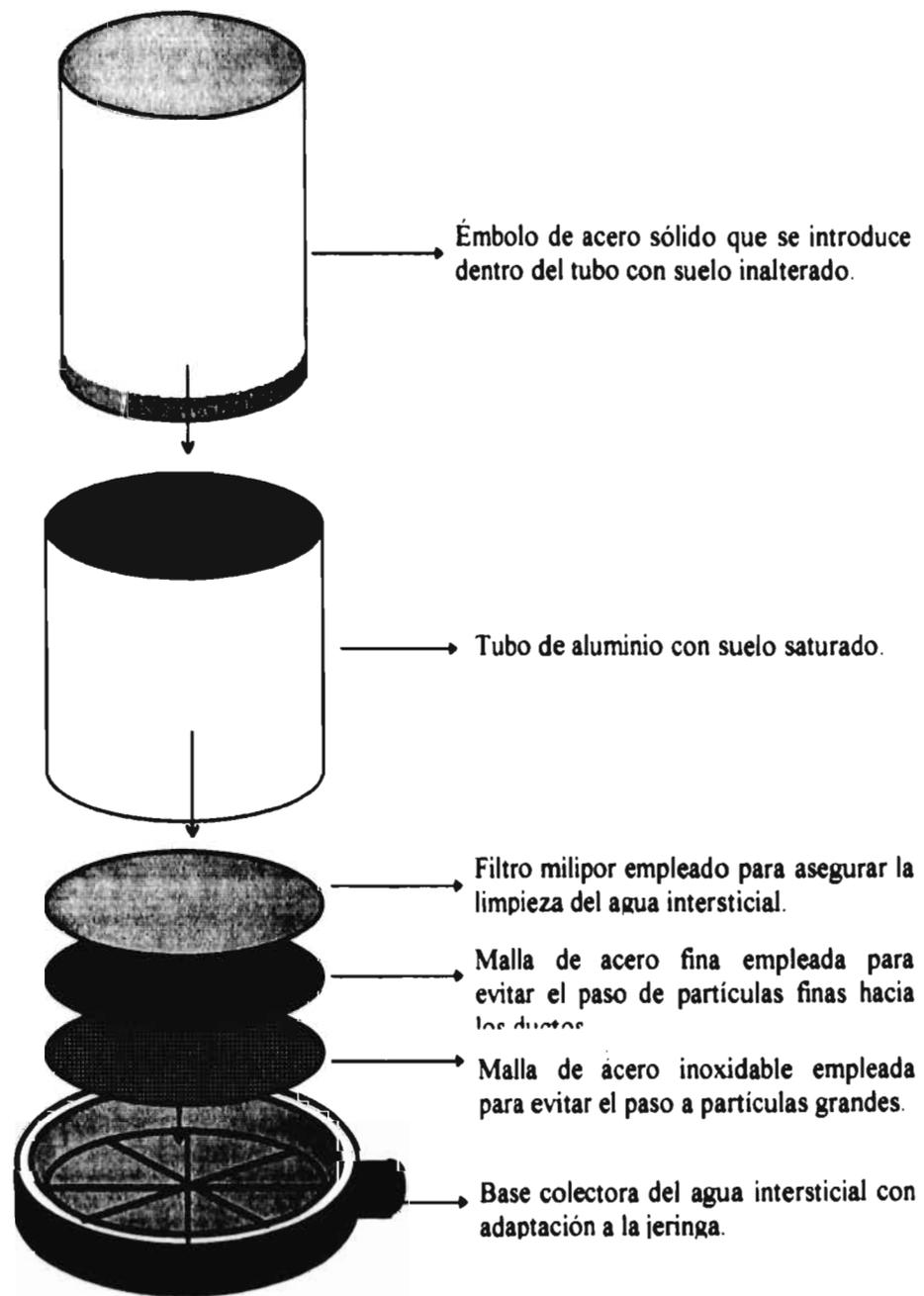


Figura 8. Aditamentos de acero inoxidable empleados para la extracción del agua intersticial de las muestras de suelo inalterado.

## **CAPÍTULO V.**

### **5. DESARROLLO EXPERIMENTAL**

En este capítulo se explica la metodología empleada en la determinación del coeficiente de distribución para TCE y PCE en suelos provenientes del Gran Canal a partir de isothermas de adsorción, utilizando pruebas en lote en laboratorio. Asimismo, se explica el procedimiento de extracción del agua intersticial y el análisis de la misma. Se incluye también el desarrollo de la técnica para la determinación del contenido de materia orgánica.

#### **5.1 Isothermas de adsorción.**

Para la determinación de las isothermas de adsorción primero se revisaron los trabajos realizados anteriormente por Barone, et al (1992); Ptacek y Gillham (1992); Myrand, et al (1992); Garbarini y Lion, (1985); que proponen diferentes condiciones de operación tales como una relación de suelo-solución que varía desde 1:2, 1:5, 1:20, 1:100 hasta 1:1000 dependiendo del valor de  $K_d$  esperado; tiempo de reacción desde 24 a 72 horas a temperatura ambiente; la velocidad de centrifugación puede ser de 2000 a 10 000 revoluciones por minuto.

Las condiciones de operación para este trabajo se tomaron con base en el tipo de suelo, los compuestos químicos y los equipos con que se contaba al momento de efectuar las operaciones de análisis.

El intervalo de concentraciones se seleccionó con base en estudios anteriores (Barone et al. 1992; Ptacek y Gillham, 1992; Myrand et al. 1992; Garbarini y Lion, 1985), por lo que se tomó como límite inferior 100  $\mu\text{g/l}$  mientras que las concentraciones intermedias fueron de 500, 1000, 2000 y 4000  $\mu\text{g/l}$ ; el límite superior fue de 5000  $\mu\text{g/l}$ .

La selección de la relación suelo-solución (S-S) se basó en las recomendaciones de la ASTM, 1988 (American Society for Testing and Materials; Estandar E 1195-87) donde se recomiendan diferentes relaciones S-S dependiendo del contenido de materia orgánica presente en el suelo. Para este caso en particular se decidió una relación S-S de 1:20.

El tiempo de reacción ( $T_r$ ) propuesto en otros trabajos de investigación varia, como se mencionó anteriormente; sin embargo, para éste se estableció de 72 horas a temperatura ambiente ( $20\text{ }^\circ\text{C} \pm 3\text{ }^\circ\text{C}$ ) para asegurar la completa reacción de los compuestos con el suelo. Para esta etapa se utilizó una agitadora marca G10 GYROTORY SHAKER a 55 ciclos por minuto.

Por último, el tiempo y la velocidad de separación de las muestras se determinaron a partir de pruebas de sedimentación para los suelos arcillosos utilizando la máxima velocidad de la centrífuga que permitiera la separación sin dañar los frascos ámbar de vidrio o las septas de teflón. El equipo utilizado fue una SOLBAT C-300, (García, 1996). Se utilizó una velocidad de 2500 r.p.m. durante 45 minutos.

### **5.11 Preparación del suelo.**

Con el fin de obtener un suelo representativo para realizar las pruebas de laboratorio se tomaron muestras de suelo en el sitio de estudio, a diferentes profundidades y se secaron a temperatura ambiente durante siete días. Una vez seco el suelo para las isotermas se molieron los terrones que resultaron del proceso de secado, hasta dejar el suelo con una textura fina; posteriormente el suelo se mezcló hasta obtener homogeneidad del mismo.

### **5.12 Preparación de las soluciones.**

Tanto el TCE como el PCE utilizados en el experimento son estándares con el máximo grado de pureza (99.99 %). Para la preparación de las soluciones patrón se procedió de la siguiente forma.

Después de abrir las ampollas de 2 ml con el estándar, se prepararon soluciones en metanol con una concentración de 100 000  $\mu\text{g/l}$  de TCE y PCE respectivamente. La preparación se hace en muy pocos minutos y de inmediato se guarda en el congelador a  $-2^{\circ}\text{C}$  para evitar la volatilización de los compuestos. De esta solución muy concentrada se toman los microlitros necesarios para adicionarlos a los frascos ámbar (con capacidad total de 44 ml) y así contar con muestras testigo (agua y compuesto) y muestras con suelo (más agua y compuesto) para proporcionar las diferentes concentraciones requeridas en el experimento (García, 1996).

### **5.13 Procedimiento experimental.**

Las pruebas en lote consisten en utilizar frascos de vidrio de color ámbar como reactores, con capacidad de 44 ml. En cada frasco se agregaron 2.05 gramos de suelo previamente preparados, 41 ml de agua desionizada y la correspondiente concentración del compuesto químico. Inmediatamente después se tapan los frascos con sellos de teflón presionados con las tapas con rosca.

Para cada concentración se utilizaron cinco frascos ámbar; tres con suelo-solución y dos solamente con solución para emplearse como testigos, (T).

Para la adición de TCE y PCE, se utilizaron jeringas especiales para manejar volúmenes de microlitros, en este caso fueron de 100, 1000 y 5000  $\mu\text{l}$ . En la tabla 18 se presentan las concentraciones, los mililitros de agua y la cantidad de compuesto utilizado.

Una vez preparados los lotes de muestras se colocaron en la agitadora (G10 GYROTORY SHAKER) para la reacción química durante 72 horas a  $20 \pm 3^{\circ}\text{C}$  y aproximadamente a 55 ciclos por minuto.

Después del período de reacción, se centrifugaron todas las muestras con suelo para separar la fase sólida de la líquida.

En la tabla 18 se muestran la cantidad de suelo, el volumen de agua desionizada en cada vial, así como la cantidad de TCE y PCE adicionadas. Para cada uno de los compuestos se efectuó una corrida independiente.

Tabla 18. Preparación de los viales con suelo, agua y compuestos químicos.			
Muestras y testigos	Gramos de suelo	Volumen de agua desionizada (ml)	Volumen del compuesto (μl)
100 μg/l			
Testigo 1	--	41	41
M1	2.05	41	41
M2	2.05	41	41
M3	2.05	41	41
Testigo 2	--	41	41
500 μg/l			
Testigo 3	--	41	205
M4	2.05	41	205
M5	2.05	41	205
M6	2.05	41	205
Testigo 4	--	41	205
1000 μg/l			
Testigo 5	--	41	410
M7	2.05	41	410
M8	2.05	41	410
M9	2.05	41	410
Testigo 6	--	41	410
2000 μg/l			
Testigo 7	--	41	820
M10	2.05	41	820
M11	2.05	41	820
M12	2.05	41	820
Testigo 8	--	41	820
4000 μg/l			
Testigo 9	--	41	1640
M13	2.05	41	1640
M14	2.05	41	1640
M15	2.05	41	1640
Testigo 10	--	41	1640
5000 μg/l			
Testigo 11	--	41	2000
M16	2.05	41	2000
M17	2.05	41	2000
M18	2.05	41	2000
Testigo 12	--	41	2000

#### 5.14 Metodología empleada en el análisis de las muestras

Después de la separación de fases se tomaron 10 ml del sobrenadante de los frascos ámbar y se depositaron en un vial de 20 ml, se adicionaron 25 $\mu$ l de tolueno como estándar interno e inmediatamente después se cerraron con sellos de aluminio y septas de teflón. Este proceso se debe realizar en el menor tiempo posible para evitar pérdidas por volatilización.

Para el análisis se utilizó la técnica "head space" por cromatografía de gases en la cual se empleó un cromatógrafo de gases (Hewlett Packard 5890 series II) con detector de masas 5971A con columna capilar de fenil-metil-silicón reticulado de 25 m y 0.2 mm de diámetro.

La técnica "head space" consiste en colocar los viales herméticamente sellados con los 10 ml de sobrenadante y el estándar interno dentro del carrusel del inyector automático, el cual prepara las muestras a una temperatura de 90 °C para luego inyectarlas al detector de masas; el tiempo de duración entre muestra y muestra fue de 15 minutos. El límite inferior de detección fue de 5  $\mu$ g/l.

Los cromatogramas son analizados por un programa de cómputo que se encuentra instalado en el mismo equipo. Los datos obtenidos del análisis cromatográfico corresponden a las concentraciones medidas en la fase líquida y como se conoce el valor inicial de las concentraciones empleadas, por diferencia, se obtiene la concentración que se adsorbió en el suelo.

En el capítulo 3 se describió la ecuación 7 con la cual se calculó la concentración de TCE o PCE adsorbida por el suelo ( $C_s$ ). La concentración inicial ( $C_o$ ), es la obtenida del promedio de la concentración registrada por el cromatógrafo en los viales testigos (T) al inicio y al final de cada corrida en su respectiva concentración base. El suelo ( $m_s$ ), es la fase sólida en gramos dentro de los pequeños reactores. Después del tiempo de agitación-reacción se alcanzó una concentración en equilibrio ( $C_e$ ), que es el valor resultante de la integración del área bajo la curva del cromatograma.

Como se muestra en la tabla 18, se utilizaron muestras testigos al inicio y al final de cada concentración para conocer las concentraciones reales de la solución patrón.

Todo el procedimiento anterior se realizó primero para el TCE y con un orden creciente en las concentraciones base. Para el PCE se procedió de la misma manera.

## **5.2 Determinación de la fracción de carbono orgánico en el suelo**

El carbono es el principal nutrimento presente en la materia orgánica del suelo (MO), representando del 48 al 58 % de su peso total. Debido a lo anterior, la MO generalmente se estima con base en el contenido de carbono orgánico (CO), multiplicado este último por un factor. El CO puede determinarse por la diferencia entre el C total y el C inorgánico, mediante procedimientos para C total después de remover el C inorgánico y por métodos rápidos de oxidación-titulación de dicromato de potasio. Estos últimos son los más empleados y requieren de un equipo simple.

### **5.21 Procedimiento para la determinación del $f_{oc}$**

El procedimiento que se siguió se basó en la técnica Walkley-Black obtenido de Jacson, (1976).

A fin de calcular el factor de corrección ( $f$ ), se preparó una muestra con todos los reactivos pero sin suelo para establecer si había algún indicio de materia orgánica en los reactivos; a esta muestra se le aplicó el mismo tratamiento que a las que contenían suelo.

Del suelo empleado para la determinación de las isothermas de adsorción se tomaron cantidades de 0.5 gramos, se depositaron en un matraz erlenmeyer de 500 ml, se adicionaron 10 ml de dicromato de potasio 1N con una pipeta volumétrica y 20 ml de ácido sulfúrico concentrado, luego se agitó manualmente durante 1 minuto.

Los matraces se calentaron en una estufa a 150 °C durante 45 minutos cuidando que la temperatura no excediera a la indicada.

Se dejaron enfriar , luego se les agregaron 100 ml de agua destilada a cada uno, 5 ml de ácido fosfórico y 4 gotas de indicador de ferroina.

Se titularon con sulfato ferroso amoniacal 0.5N hasta observar el cambio de color verde a café rojizo.

En cada corrida se incluyó un blanco de reactivos por duplicado: blancos calientes que se restaron a las muestras y blancos fríos los cuales se prepararon igual que una muestra pero sin suelo.

## 5.22 Cálculos

Para el cálculo de la materia orgánica se tiene la siguiente fórmula:

$$\%M.O. = \frac{(V1N1 - V2N2f)K}{p} \quad (12)$$

en donde:

V1 = volumen de la solución de dicromato de potasio empleado en la muestra (ml)

N1 = normalidad de la solución de dicromato (1N)

V2 = volumen de la solución de sulfato ferroso amoniacal gastado en la titulación de la muestra (ml)

N2 = normalidad de la solución de sulfato ferroso amoniacal (0.5N)

p = peso de la muestra en g

K = factor de conversión (0.69)

f = factor de corrección

$$K = 0.69 = (0.003) \frac{1.72}{0.74} (100)$$

en donde:

0.003 = miliequivalentes de carbono

0.74 = factor de recuperación

1.72 = factor para convertir el 100 % de C en % de M.O.

para calcular el factor de corrección f:

$$f = \frac{N_1 V_1}{V_2 N_2} \quad (13)$$

### 5.3 Análisis del agua intersticial

En el capítulo 4 se explicó el procedimiento empleado en la extracción del agua intersticial. Para el análisis del agua recolectada en los viales de 20 ml se utilizó la misma técnica que para la determinación de las isothermas de adsorción, solo que en este caso únicamente se determinaron las concentraciones de TCE y PCE presentes en distintas profundidades, adicionándoles a cada vial una solución de 25 µg/l de tolueno como estándar interno.

## **CAPÍTULO VI**

### **6. RESULTADOS**

#### **6.1 Resultados de la evaluación de TCE y PCE en el agua intersticial de las muestras.**

Los resultados de los análisis del agua intersticial para TCE y PCE extraída de las muestras, que se presentan en la tabla 19. Los valores dentro de los paréntesis indican las concentraciones obtenidas de los compuestos químicos a distintas profundidades mediante el análisis cromatográfico. En algunas muestras no se detectó (ND) la presencia de los compuestos problemáticos.

Tabla 19. Profundidad de la muestra (m) y concentración detectada ( $\mu\text{g/l}$ )											
gc1	$\mu\text{g/l}$	gc2	$\mu\text{g/l}$	rr1	$\mu\text{g/l}$	rr2	$\mu\text{g/l}$	gc3	$\mu\text{g/l}$	sc	$\mu\text{g/l}$
2.57 - 2.71	ND	3.65 - 3.78	1.52	2.54 - 2.65	1.12	2.88 - 2.97	1.47	3.59 - 3.70	0.25	5.43 - 5.59	ND
4.10 - 4.22	ND	4.64 - 4.75	0.58	3.38 - 3.50	0.23	3.20 - 3.29	0.72	4.55 - 4.65	0.28	6.26 - 6.41	ND
4.62 - 4.76	ND	6.01 - 6.11	0.96	3.70 - 3.80	0.37	4.17 - 4.26	0.46	5.02 - 5.12	0.73	6.66 - 6.80	3.18
4.99 - 5.13	ND	6.68 - 6.80	0.32	4.04 - 4.16	0.33	4.66 - 4.75	0.73	5.33 - 5.44	0.55	7.53 - 7.66	ND
6.28 - 6.42	ND	7.00 - 7.12	0.19	5.19 - 5.30	ND	4.93 - 5.03	ND	5.69 - 5.79	0.15	7.94 - 8.07	ND
6.70 - 6.84		8.21 - 8.34	ND	5.76 - 5.87	ND	5.72 - 5.81	ND	6.29 - 6.40	ND	8.30 - 8.43	
7.53 - 7.67		9.12 - 9.22	ND	6.13 - 6.25		6.00 - 6.10		6.57 - 6.68	ND	8.80 - 8.93	
7.95 - 8.09		9.30 - 9.42		7.05 - 7.17	ND	6.81 - 6.90	1.0, *2.21	6.93 - 7.04		9.16 - 9.29	ND
8.41 - 8.55		10.45-10.57		7.38 - 7.49		7.06 - 7.15		7.59 - 7.70		9.57 - 9.70	
8.97 - 9.11		11.48-11.60		8.36 - 8.47	ND	7.88 - 7.97		7.87 - 7.98		9.93 - 10.06	
9.48 - 9.62		11.88-12.01		8.57 - 8.68		8.12 - 8.19	ND	8.12 - 8.19	ND	10.79-10.92	ND
				9.33 - 9.43				8.81 - 8.91		11.15-11.28	
				9.59 - 9.69				9.22 - 9.32		11.56-11.69	
				9.89 - 9.98				10.02-10.12		12.42-12.55	ND
								10.39-10.50		12.83-12.96	
										13.19-13.32	
										13.80-13.95	
										14.30-14.45	
										14.77-14.92	

gc1, gc2 y gc3 = puntos de muestreo "Gran Canal 1, 2 y 3"

rr1 y rr2 = puntos de muestreo "Río de los Remedios 1 y 2"

ND = no detectado.

Tabla 19. Resultados obtenidos del análisis de TCE y PCE en el agua intersticial a distintas profundidades de los puntos de muestreo.

\*Solo se detectó PCE en el punto de muestreo rr2, los demás valores registrados corresponden únicamente a TCE.

## 6.2 Obtención de $K_d$

### 6.2.1 Valores de $C_s$ , obtenidos mediante las pruebas en lotes.

En las tablas 20 y 21 se presentan los valores de las concentraciones adsorbidas  $C_s$ , que se obtuvieron de la ecuación 6 (pag. 35). En la preparación de las soluciones y en el desarrollo del mismo, existen pérdidas por volatilización que fueron consideradas en el cálculo. Para la  $C_s$  de los viales con suelo se tomó el promedio de los resultados del análisis de los mismos.

Ejemplo del cálculo para la concentración base de 100  $\mu\text{g/l}$  para TCE:

1. para obtener  $C_o$  se tomó el promedio del resultado de los testigos, (75.85  $\mu\text{g/l}$ ).
2. para obtener  $C_e$  se tomó el promedio del resultado de las muestras con suelo, (51.65  $\mu\text{g/l}$ ).
3. para  $C_s$  se sustituyeron los valores de  $C_o$ ,  $C_e$ ,  $V$  y  $m_s$  en la ecuación 6:

$$C_s = \frac{(75.85\mu\text{g/l} - 51.65\mu\text{g/l})}{2.05\text{g}} 0.041 = 0.484\mu\text{g/g}$$

El mismo procedimiento se siguió para las demás concentraciones base.

Tabla 20. Ensayo para TCE					
Base ( $\mu\text{g/l}$ )	Muestras	Ce ( $\mu\text{g/l}$ )	Co promedio T ( $\mu\text{g/l}$ )	Ce promedio M ( $\mu\text{g/l}$ )	Cs ( $\mu\text{g/g}$ )
100	T1	76.49	75.85	51.65	0.484
	M1	50.86			
	M2	51.87			
	M3	51.24			
	T2	75.21			
500	T3	120.32	417.33	273.28	2.881
	M4	284.44			
	M5	272.86			
	M6	262.55			
	T4	417.33			
1000	T5	800.35	923.54	575.995	6.950
	M7	609.09			
	M8	1055.11			
	M9	542.9			
	T6	1046.74			
2000	T7	1363.95	1461.585	1123.935	6.753
	M10	1043.33			
	M11	1204.54			
	M12	492.93			
	T8	1559.22			
4000	T9	4336.45	3778.45	2824.14	19.086
	M13	2911.65			
	M14	5905.3			
	M15	2736.63			
	T0	3220.45			
5000	T11	3795.06	3795	2604.9	23.802
	M16	2323.28			
	M17	2886.52			
	M18	4226.94			
	T12	--			

Tabla 20. La parte sombreada corresponde al análisis de los testigos para obtener Co utilizando el promedio de los resultados obtenidos de T1 y T2 de la concentración base de 100  $\mu\text{g/l}$ , de igual forma fue para las demás concentraciones base. Ce se obtuvo del promedio de las concentraciones en equilibrio de cada concentración base en muestras con suelo.

Tabla 21. Ensayo para PCE					
Base ( $\mu\text{g/l}$ )	Muestras	Ce ( $\mu\text{g/l}$ )	Promedio Co T. ( $\mu\text{g/l}$ )	Promedio Ce M. ( $\mu\text{g/l}$ )	Cs ( $\mu\text{g/g}$ )
100	T1	62.43	70.315	17.46	1.057
	M1	66.67			
	M2	18.64			
	M3	16.28			
	T2	78.2			
500	T3	210.55	210.905	62.446	2.969
	M4	48.25			
	M5	68.94			
	M6	70.15			
	T4	211.26			
1000	T5	736.96	757.095	279.06	9.56
	M7	198.7			
	M8	309.78			
	M9	328.7			
	T6	777.23			
2000	T7	1735.03	1530.45	571.003	19.188
	M10	486.04			
	M11	673.79			
	M12	553.58			
	T8	1325.87			
4000	T9	3225.69	3300.54	1246.875	41.07
	M13	1304.87			
	M14	629.03			
	M15	1188.88			
	T10	3375.39			
5000	T11	4032.62	4197.4	1744.623	49.055
	M16	1766.34			
	M17	1694.39			
	M18	1773.14			
	T12	4362.18			

Tabla 21. Se utilizó el mismo procedimiento en ambos compuestos, TCE y PCE.

### 6.3 Determinación de $K_d$ a partir de las pruebas en lote.

Las isotermas de adsorción se obtuvieron a partir de relacionar los puntos de la concentración adsorbida  $C_s$  en la ordenada contra la correspondiente concentración en equilibrio  $C_e$  en la abscisa. Los puntos obtenidos en la gráfica (figura 6 para TCE, figura 7 para PCE), se ajustaron al modelo lineal de Freundlich ya que fue el que presentó mejor correlación. La pendiente de la recta corresponde al coeficiente de sorción,  $K_d$ .

En las tablas 22 y 23 se presentan los valores de  $C_0$ ,  $C_e$  y  $C_s$  obtenidos en el análisis de TCE y PCE respectivamente.

Tabla 22. Concentraciones adsorbidas para TCE ( $\mu\text{g/l}$ )		
Promedio de $C_0$	Promedio de $C_e$	$C_s$
75.85	51.65	0.495
414.33	273.28	2.915
923.54	575.99	6.950
1461.85	1123.93	6.758
3778.45	2824.14	19.086
3795.06	2604.9	23.803

Tabla 23. Concentraciones adsorbidas para PCE ( $\mu\text{g/l}$ )		
Promedio de $C_0$	Promedio de $C_e$	$C_s$
70.31	17.46	1.057
210.90	62.44	2.969
757.09	279.06	9.560
1530.45	571.00	19.188
3300.54	1040.92	41.073
4197.40	1246.87	49.055

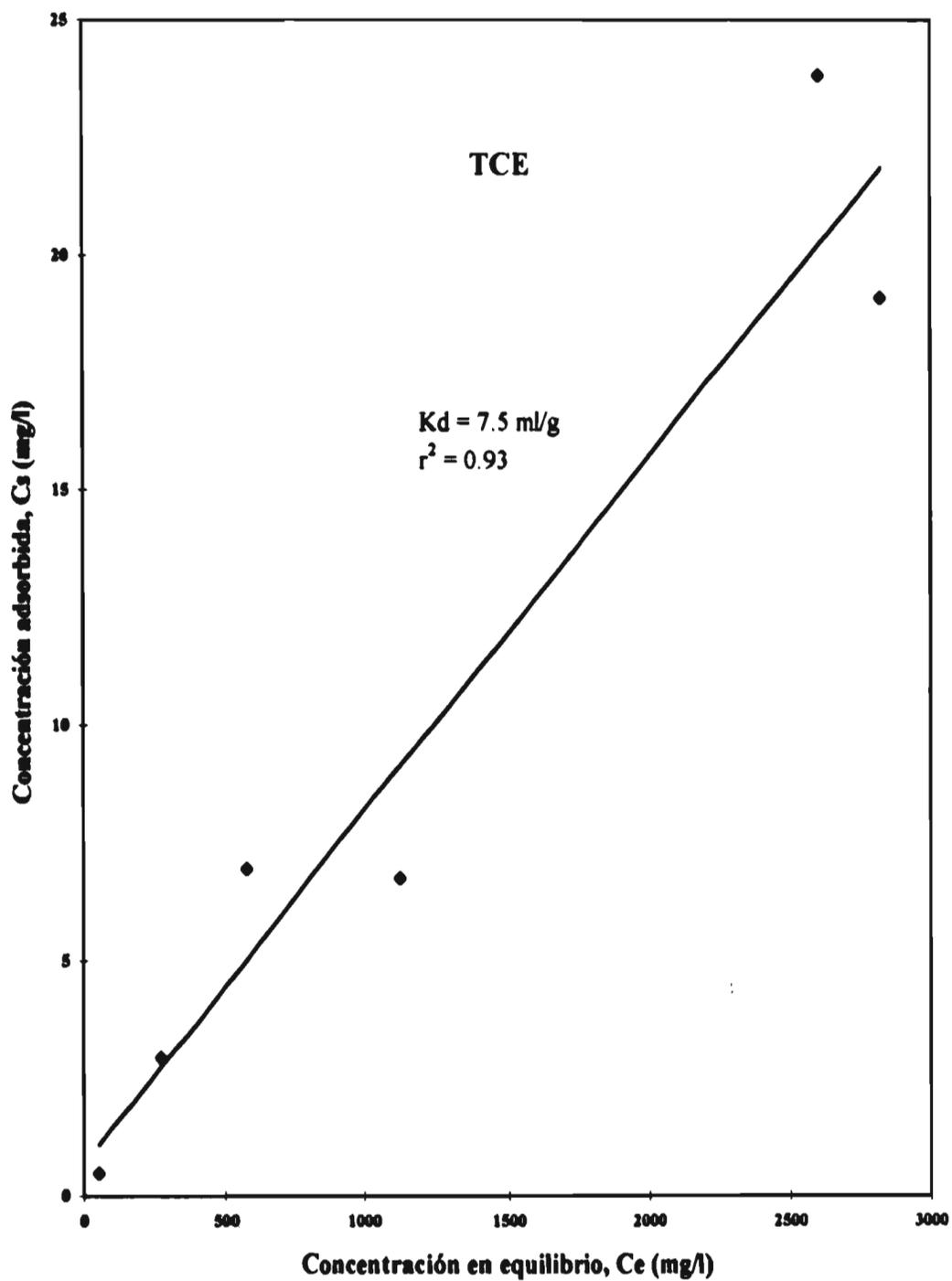


Figura 9. Isotherma de adsorción para TCE en el subsuelo del Gran Canal de Desagüe.

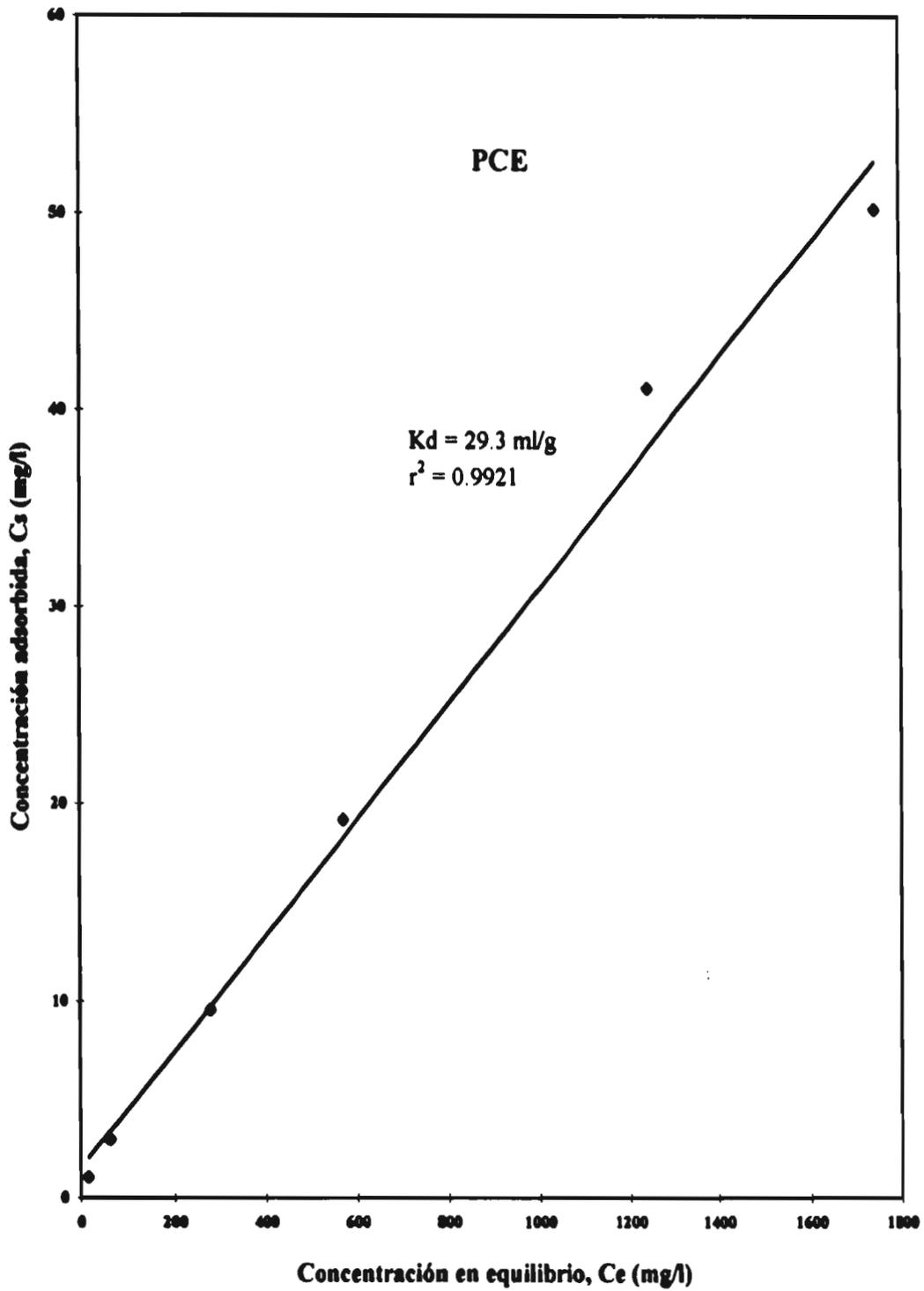


Figura 10. Isotherma de adsorción para PCE en el subsuelo del Gran Canal de Desagüe.

#### 6.4 Determinación del $K_d$ mediante $f_{oc}$ .

Se realizaron pruebas por duplicado a cuatro muestras de suelo de distintas profundidades del sitio control así como a la mezcla de éstas.

Se determinó la fracción de carbono orgánico ( $f_{oc}$ ) utilizando la ecuación 12 del capítulo 5 y con los valores obtenidos se calculó  $K_d$  de la ecuación 7 del capítulo 3, utilizando los valores del coeficiente de partición de carbono orgánico ( $K_{oc}$ ) para TCE y PCE reportados por Montgomery et al., (1990) mencionados en la tabla 8 del capítulo 2. Los valores obtenidos de  $K_d$  se compararon con los obtenidos mediante las pruebas en lote.

La tabla 24 se muestran los resultados de  $f_{oc}$  y los valores de  $K_d$  para TCE y PCE.

Tabla 24. Valores de $f_{oc}$ obtenidos y sus respectivos coeficientes de distribución.					
Profundidad (m)	$f_{oc}$	$K_{oc}$ TCE*	$K_{oc}$ PCE*	$K_d$ para TCE	$K_d$ para PCE
8.80 - 8.93	0.06901	64.56	263.026	4.45	17.67
11.15 - 11.28	0.1124	64.56	263.026	5.43	29.34
12.83 - 12.96	0.1045	64.56	263.026	6.74	27.7
14.77 - 14.92	.0972	64.56	263.026	6.27	24.24
mezcla	.0972	64.56	263.026	5.65	24.97
promedio	0.0941			6.07	24.75

\* Valores reportados por Montgomery et al. 1990.

### 6.5 Resultados de los análisis físicos y químicos.

De las muestras que se obtuvieron en el sitio control se seleccionaron cinco que correspondieron a distintas profundidades. Se hizo el análisis granulométrico y la clasificación de suelo de acuerdo con el Sistema Unificado de Clasificación de Suelos (SUCS), (Latec, S. A.) . En la figura 6 se presenta los resultados del análisis de las muestras en su respectiva profundidad.

profundidad (m)

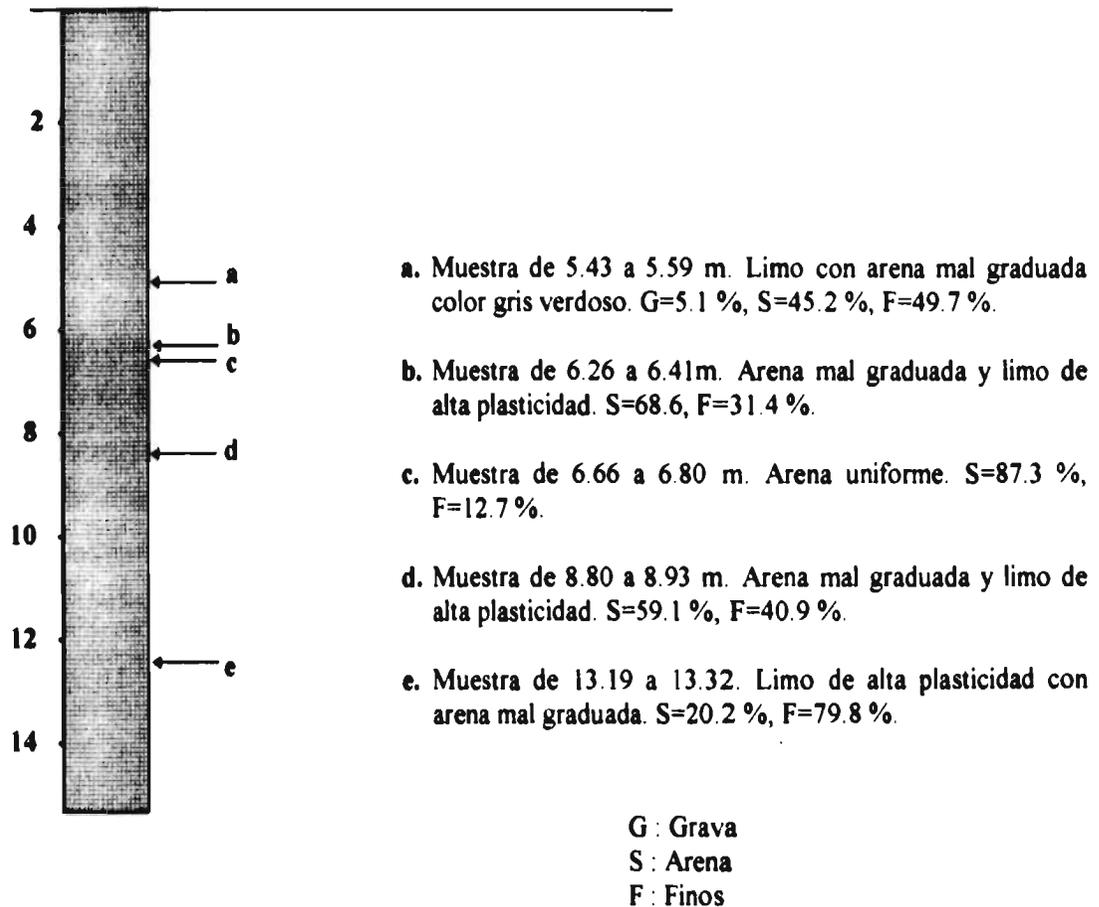


Figura 11. Resultado del análisis granulométrico de muestras a distintas profundidades del sitio control.

En la tabla 25 se presentan los resultados del análisis químico del suelo realizado por Quimica Investigación y Análisis S.A. de C.V., ( laboratorios ABC). Aquí se observa un valor alto en la alcalinidad debido a la presencia de bicarbonatos probablemente de calcio en su mayoría. La concentración de hierro es semejante a la del potasio; la humedad es muy alta, lo que indica que las muestras de suelo fueron extraídas de la zona saturada; la concentración de nitratos es baja y tal vez se deba a que estos suelos no han sido expuestos a la agricultura.

Tabla 25. Resultados del análisis químico del subsuelo del sitio control.	
Parámetro (unidades)	Resultado
Nitratos (mg/Kg. B. S.)	5.8
Hierro total (mg/Kg.)	2601.0
Silicio total (mg/Kg.)	56.2
Sodio total (mg/Kg.)	1499.0
Potasio total (mg/Kg.)	2378.0
Calcio total (mg/Kg.)	11279.5
Sulfatos totales (mg/Kg. B. S.)	1767.6
Cloruros (mg/Kg. B. S.)	3106.8
Humedad (%)	82.1
Fósforo total (mg/Kg. B. S.)	103.9
Alcalinidad total (mg Ca CO <sub>3</sub> /Kg.)	131498.6
Alcalinidad fenolftaleina (mg Ca CO <sub>3</sub> /Kg.)	4084.4
Carbonatos (mg Ca CO <sub>3</sub> /Kg.)	8168.7
Bicarbonatos (mg Ca CO <sub>3</sub> /Kg.)	123329.9

## **CAPÍTULO VII**

### **7. DISCUSIÓN DE RESULTADOS.**

En este trabajo de tesis se determinó la presencia de TCE y PCE en el agua intersticial; por otro lado, se determinó el coeficiente de sorción ( $K_d$ ) para TCE y PCE en las arcillas del subsuelo del Gran Canal de Desagüe mediante pruebas en lote, (batch); también se determinó el  $K_d$  para los mismos compuestos mediante la fracción de carbono orgánico ( $f_{oc}$ ), la cual se obtuvo en el laboratorio por técnicas de titulación.

#### **7.1 Discusión de los resultados del análisis del agua intersticial.**

Como se observa en la tabla 16, la mayor concentración de los contaminantes se encuentra cerca de la superficie del suelo y disminuye a medida que aumenta la profundidad, esto puede deberse a que el contaminante se adsorbe conforme migra verticalmente hacia abajo; es decir, la velocidad a la que se desplaza la masa de contaminante sufre un retardo debido a que la matriz del suelo retiene parte de dicha masa.

Debido a que no existe información de las concentraciones de TCE y PCE en el agua residual, en los drenajes y en los sedimentos, es difícil discutir si las concentraciones obtenidas representan un porcentaje alto de ellas o si los compuestos se volatilizan o si han sufrido biotransformaciones que dan como resultado muy bajas concentraciones en el agua intersticial.

En el punto de muestreo *gc1* no se detectó ningún compuesto en las cuatro profundidades analizadas; se cree que este resultado se debe a la existencia de una descarga de aguas residuales de origen municipal las cuales no traen consigo los compuestos en estudio y además la aireación

que se tiene por la propia velocidad de la descarga puede ayudar a que se volatilicen los compuestos que pudieran encontrarse en el agua o en los sedimentos.

En los demás puntos de muestreo se detectó TCE en los primeros metros de profundidad; únicamente en el punto rr2 se encontró PCE entre los 6.80 y 8.20 m de profundidad, lo que indica la presencia de ambos compuestos. Como se observa, existe mayor presencia de TCE que PCE y esto podría deberse a que el TCE es más soluble que el PCE. Comparando estos resultados con los obtenidos por Mazari (1992) existe similitud entre ellos.

En un sistema de drenaje como éste, el agua residual lleva una gran cantidad de compuestos que podrían servir como nutrientes a los microorganismos que se desarrollan en ausencia de oxígeno, es decir, utilizan nitratos, sulfatos y dióxido de carbono como receptores finales de electrones; por otro lado, el nivel freático se registró a 2 m de profundidad, lo que significa que en los poros de suelo solo existe agua y sustancias en solución. En suma, todas estas características podrían influir para que algunas bacterias anaeróbicas transformen al PCE en TCE y este a su vez en DCE (dicloroetano) hasta cloruro de vinilo, mediante una deshidrogenación secuencial (Canter et al. 1987).

Debido a que el Río de los Remedios es el que tiene mayor aporte industrial, se esperaba que las concentraciones detectadas fueran mayores a las encontradas en el Gran Canal; sin embargo, no existe una diferencia marcada para afirmar que un sitio está más afectado que el otro.

Aunque el propósito de este estudio no fue observar la distribución y la frecuencia de fracturas, durante el muestreo se observó, en los tubos rellenos con suelo, la existencia de fracturas de aproximadamente 5 mm de espesor. Lo anterior concuerda con los estudios realizados por Cherry (1989), Rudolph et al. (1991); donde se encontró que la migración de contaminantes en la zona del valle de México está influenciada por fracturas separadas aproximadamente cada 1.5 m. Mazari (1992) reporta una frecuencia de 20 fracturas por metro para el Gran Canal y para el Río de los Remedios no se cuenta con información disponible.

Las concentraciones máximas detectadas en este trabajo fueron de  $2.21\mu\text{g/l}$ , menores que las obtenidas por Mazari (1922) que fueron de  $48\mu\text{g/l}$ . Lo anterior indica la presencia de TCE y PCE en el subsuelo; sin embargo, dichas concentraciones son bajas si se relacionan con los criterios ecológicos de calidad del agua publicados en el Diario Oficial de la federación el 13 de diciembre de 1989 presentados en la tabla 5. En cierta manera, esta situación no representa un alto riesgo para el acuífero del valle de México pero es importante considerar el sistema de fracturas antes mencionadas como un riesgo porque facilitan el paso de los compuestos a través del subsuelo.

## **7.2 Discusión de los $K_d$ obtenidos mediante las pruebas en lote.**

En las figuras 6 y 7 del capítulo 6 se muestran los resultados de las pruebas en lote donde se obtuvieron los valores de  $K_d$  a partir de las isothermas de adsorción. Como se observa en las figuras, los coeficientes de correlación son aceptables para considerar que existe una relación lineal, lo que indica que se ajustan al modelo lineal de adsorción de Freundlich y por lo tanto el  $K_d$  es la pendiente de la curva.

Gillham et al. (1991); Houston et al. (1989); Ptacek et al. (1992) en sus trabajos, obtuvieron valores de  $K_d$  para TCE y PCE mediante pruebas en lote, los cuales presentaron variaciones entre sí y esto se debe a las distintas características físicas y químicas del suelo.

Los valores de  $K_d$  obtenidos en este trabajo mediante pruebas en lote son muy similares a las obtenidas empleando  $f_{\infty}$  y concuerdan con los obtenidos por Mazari, (1992); sin embargo Gillham et al., (1990) obtuvo valores de  $K_d$  de  $0.2\text{ ml/g}$  en pruebas en lote y  $0.07\text{ ml/g}$  mediante  $f_{\infty}$  los cuales son muy diferentes. Éste es un ejemplo de la poca claridad que presentan los artículos con respecto a la relación que existe entre ambas pruebas.

El TCE y PCE son muy parecidos químicamente; sin embargo, presentan distinta solubilidad lo que influye de manera importante en la adsorción de éstos en la matriz de un suelo. Dado que el

TCE es más soluble que el PCE, este último se adsorbe más y se demuestra por el valor de  $K_d$  de 29.3 ml/g, el que es tres veces mayor que el de TCE (7.3 ml/g).

En la práctica, la adsorción de contaminantes orgánicos hidrofóbicos es comúnmente estimada mediante el  $K_d$  en el suelo correspondiente. Los factores de mayor influencia en el valor de  $K_d$  son, el coeficiente de partición octanol-agua, el contenido de carbono orgánico, la solubilidad del contaminante (Karickhoff et al. 1979) y también influye, en la posibilidad de adsorción, la superficie específica de los gránulos de suelo ya que son los sitios finales donde se adsorben los contaminantes (Allen et al. 1996).

Empleando los valores de  $K_d$  obtenidos en este trabajo, así como la densidad ( $0.45 \text{ g/cm}^3$ ) y la porosidad (81 %) estimados por Mazari (1992), se calculó el factor de retardo ( $R_d$ ) para TCE y PCE (ec. 11), los cuales fueron de 5.166 para el primero y 17.277 para el segundo. Se observa que el PCE se retarda más que el TCE, lo cual podría atribuirse a que el primero es menos soluble que el segundo.

La hidrofobicidad que presentan los contaminantes los obliga, por decirlo así, a buscar sitios donde sean afines y es en la parte no polar de la materia orgánica donde encuentran dicha afinidad. El TCE es más soluble que el PCE; es decir, es menos hidrofóbico y por lo tanto existe menor cantidad de este compuesto para adsorberse en la fase sólida. En suma, esta característica permite que el PCE se adsorba más que el TCE.

### **7.3 Discusión del $K_d$ con respecto a la $f_{oc}$ del suelo.**

Karickhoff et al. (1979) mencionan que el valor de  $K_d$  es función directa del contenido de carbono orgánico, para un tamaño de partícula en distintos sedimentos. Payá-Pérez et al. (1996) reportan que a partir de  $f_{oc}$  mayores a 0.81 %, un suelo tiene componentes en la materia orgánica que influyen directamente en la adsorción de compuestos hidrofóbicos. En este trabajo, los valores de  $f_{oc}$  obtenidos varían entre 9 y 11 % por lo que se esperarían valores muy altos de  $K_d$ .

La materia orgánica contiene ácidos fúlvicos y húmicos siendo estos últimos los que aportan características apropiadas para la adsorción de algunos compuestos. Barone et al. (1992) explica que las especies más hidrofóbica migran menos que las poco hidrofóbicas en una matriz de suelo con determinado contenido de materia orgánica y se debe a la preferencia que tienen estas especies (no polares) por las partículas orgánicas del suelo con características no polares.

Los valores de los coeficientes de partición de carbono orgánico,  $K_{oc}$  para TCE y PCE son independientes del tipo de suelo ya que como se ve en la ecuación 11,  $K_{oc}$  es función del coeficiente de partición octanol-agua,  $K_{ow}$  y de las constantes que dependen del tipo de compuestos orgánicos que se trata. De estas constantes que cada investigador ha obtenido por caminos distintos se tienen las diferencias para el  $K_{oc}$  según cada autor.

En este caso se tomaron en cuenta los valores de  $K_{oc}$  (64.56 para TCE y 263.026 para PCE) obtenidos por Montgomery y Welkom (1990).

En este trabajo, los valores de  $f_{oc}$  obtenidas de cuatro muestras de suelo mezcladas, correspondientes a distintas profundidades, dieron un promedio de 9.41 %, valor con el cual se obtuvieron los  $K_d$  de 6.07 ml/g para TCE y de 24.75 ml/g para PCE.

Los  $K_d$  obtenidos en este trabajo mediante el análisis de la  $f_{oc}$  concuerdan con los presentados en el trabajo de Mazari (1992) ya que el promedio de  $f_{oc}$  fue de 12.76 % para el Gran Canal y de 10.91 % para el Río de los Remedios. Con estos valores se obtuvo el  $K_d$  promedio de 9.55 para TCE y 23.22 mg/g para PCE.

Cuando un suelo tiene un alto contenido de carbono orgánico, se esperaría que los valores de  $K_d$  fuesen también altos; sin embargo, existen factores que afectan los valores esperados. Esto puede explicarse, en parte, porque en suelos saturados, el área superficial disminuye considerablemente y limita la interacción del contaminante con el suelo; por otra parte, el tipo de mineral presente en la fracción de finos influye sustancialmente en la adsorción debido a que éstos varían en su afinidad por los contaminantes (Allen et al. 1996; Houston et al., 1989; Karickhoff et al. 1979).

En estudios recientes en las arcillas del valle de México se encontraron altos porcentajes de esmectitas (Mazari, 1992); las cuales imparten características que afectan la adsorción de compuestos químicos no polares. Las esmectitas también conocidas como montmorilonitas son minerales expansibles con deficiencia de cargas en la superficie lo que provoca una elevada capacidad de intercambio catiónico. La hidratación incrementa el espacio basal desde 12.4 hasta 160 angstroms, esto indica la gran expansión que sufre, lo que a su vez disminuye considerablemente la superficie específica de la misma, que es de 800 m<sup>2</sup>/g (sin humedad) aproximadamente; además, se comporta de manera especial cuando sustancias no polares se acercan a su superficie ya que ésta disminuye a valores entre 15 y 20 m<sup>2</sup>/g, (Besoin, 1985). Al tener esta superficie limitada, las moléculas del contaminante no pueden entrar a los sitios de adsorción. Esto explicaría los bajos valores de K<sub>d</sub> a pesar del alto contenido de materia orgánica.

La información obtenida en este trabajo permite conocer el estado de contaminación del Gran Canal y el Río de los Remedios en cuanto a TCE y PCE por la influencia de desechos vertidos durante muchos años. Es posible que la existencia de fracturas influya en el avance de los contaminantes, pero también existe la posibilidad de su volatilización previa, de manera que la migración sea no sea elevada.

Tomando en cuenta el análisis anterior, el sistema de fracturas permitiría un mayor avance de los contaminantes involucrando el proceso de advección; sin embargo, las concentraciones detectadas en este trabajo son muy similares a las detectadas por Mazari (1992) lo cual indica un avance pequeño y que el TCE y el PCE no representan un riesgo inmediato al acuífero.

**ESTA TESIS NO DEBE  
SALIR DE LA BIBLIOTECA**

## CAPÍTULO VIII

### 8. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.

#### **8.1 Conclusiones.**

Con la evaluación del subsuelo del Gran Canal de Desagüe y del Río de los Remedios se llegó a las siguientes conclusiones:

1. La selección de los puntos de muestreo, así como el equipo y el ángulo seleccionado fueron adecuados porque se obtuvieron muestras representativas del subsuelo tanto del Gran Canal de Desagüe como del Río de los Remedios.
2. El muestreo se realizó tomando en cuenta las características de los compuestos por lo que se tomaron precauciones para no contaminar las muestras; de la misma manera, se evitó al máximo la volatilización de los mismos, para la obtención de resultados confiables.
3. En la extracción del agua intersticial se evitó al máximo la volatilización de los compuestos debido a la prensa hidráulica de acero inoxidable de alta precisión y a que se trabajó a una temperatura de 4 °C en un tiempo aproximado de 30 minutos por muestra.
4. En el análisis del agua intersticial, se detectó la presencia de tricloroetileno (TCE) en todos los puntos de muestreo excepto en el gc1 y solo se detectó percloroetileno (PCE) en el rr2. Aunque las concentraciones son bajas, se observó un avance de aproximadamente 2 m; es decir, se detectó la presencia de TCE a 7.12 m mientras que la máxima profundidad que se detectaron estos contaminantes por Mazari (1992) fue de 5 m.

5. Durante el muestreo se observaron fracturas, con un espesor aproximado de 5 mm, las cuales estaban rellenas de material arenoso. Esta información concuerda con los trabajos anteriores que mencionan la presencia de fracturas en el acuitardo arcilloso.
6. El TCE y PCE se adsorben aunque en menor medida de lo que se esperaba por el alto contenido de materia orgánica en el suelo; asimismo destaca el hecho de que el PCE presenta mayor adsorción lo cual puede deberse a la mayor solubilidad del TCE.
7. Los principales factores en el proceso de adsorción se debe a: las propiedades de los componentes minerales de las arcillas del valle de México tales como expansibilidad y superficie específica; a las propiedades particulares de los compuestos químicos y al contenido de materia orgánica en el suelo.
8. Los valores obtenidos de  $K_d$  mediante la determinación de la fracción de carbono orgánico,  $f_{oc}$  y del  $K_{oc}$  teórico son muy similares a los obtenidos mediante las isotermas de adsorción lo que indica la confiabilidad del primero. Es importante considerar que los valores de  $K_{oc}$  varían dependiendo del autor por lo que se debe seleccionar con cuidado, o corroborar con otras mediciones.
9. Con los resultados obtenidos en todo el estudio se puede concluir que dadas las características del subsuelo y las concentraciones detectadas de TCE y PCE en el mismo, el riesgo de contaminación al acuífero a corto plazo, por este tipo de compuestos, no es significativo.
10. De acuerdo con el objetivo propuesto al inicio de este documento de evaluar la presencia de TCE y PCE en el subsuelo, por influencia del Gran Canal y del Río de los Remedios, éste se cumplió porque con la información aquí incluida se conoció el estado actual de contaminación de la zona con respecto a los compuestos antes mencionados así como las características de relevancia del subsuelo.

11. Las principales limitaciones de este estudio consistieron en que el número de sondeos fue limitado debido al costo que implica. Por la misma razón solo se consideraron dos compuestos orgánicos.

### **8.2 Recomendaciones.**

- A. La selección de los puntos de muestreo así como la obtención de muestras inalteradas son aspectos de gran importancia para la etapa de muestreo ya que influyen en el resultado del estudio.
- B. Si el sitio de estudio se considera de alto riesgo para la salud, se recomienda que el personal encargado de esta etapa reciba vacunas para las enfermedades que se puedan prevenir como es el caso del tétano.
- C. La obtención de muestras en campo es de las etapas más costosas de un estudio y se complica más cuando, ya en campo, surgen contratiempos que prolongan el tiempo programado y como consecuencia el costo del muestreo. Para minimizar estos gastos extras, se recomienda contar con repuestos de empaques, tubos de muestreo, herramientas, piezas de adaptación del equipo de muestreo, etc.
- D. Las personas involucradas en el estudio deben tener el mismo criterio para los aspectos de detalle del muestreo como rotulado de las muestras al momento del corte.
- E. La extracción del agua intersticial debe llevarse a cabo en el menor tiempo posible para evitar al máximo pérdidas por volatilización, se recomienda realizar esta operación en un cuarto frío (4° C).

- F. Se recomienda tener cuidado con la rotulación de los frascos utilizando tinta indeleble y realizar esta operación inmediatamente después de haber sellado el frasco.
- G. Una vez obtenidas las muestras de agua intersticial, se deben mantener en refrigeración hasta su análisis, el cual debe ser lo más pronto posible para evitar volatilización de los compuestos.
- H. En el caso de las isotermas de adsorción, en la preparación de los viales con suelo y solución se recomienda un entrenamiento previo en el manejo de las microjeringas cuando se pretende trabajar con volúmenes muy pequeños; de la misma manera, se recomienda poner la solución patrón en un congelador después de su uso.
- I. Para las isotermas de adsorción se requiere una la solución estándar pura, la cual, normalmente es de importación, por este motivo se debe solicitar con anticipación al proveedor. Es importante contar con suficientes sellos de aluminio y empaques de teflón, de manera que una vez iniciado el análisis no se suspenda o por si es necesario repetir parte del experimento.
- J. En la etapa de agitación es importante girar los viales periódicamente porque después de unas horas la fase sólida se sedimenta; asimismo, el equipo utilizado en este paso debe colocarse en un lugar donde no existan fluctuaciones de temperatura.
- K. El cloruro de vinilo es uno de los productos de la biotransformación del PCE y TCE, el cual es más peligroso que los primeros por lo que sería conveniente realizar estudios de biotransformación y determinar que pasa cuando disminuye la concentración de TCE y PCE en medios porosos.
- L. Como el acuífero del valle de México es fundamental para el desarrollo de esta región, se recomienda mayor investigación en otros compuestos químicos así como en el sistema de fracturas presentes en el subsuelo.

M. Los compuestos TCE y PCE, se consideran representativos de la contaminación por influencia industrial en los países desarrollados y por ello se escogieron para este estudio; sin embargo, es recomendable considerar otro tipo de compuestos orgánicos con base en muestreos representativos para las aguas residuales de la ciudad de México y realizar estudios similares.

## Referencias bibliográficas

Alberro, J. y Hernandez, R., (1990). "*Génesis de Grietas de Tensión en el Valle de México*". Sociedad Mexicana de Mecánica de Suelos. México, D. F. pp. 95-108.

Allen et al. 1996. "*Non-linear Chlorinated-solvent Sorption in Four Aquitards*". Journal of Contaminant Hydrology. Vol.22, N° 3-4. April, 1996. pp 203-219.

ASTM (1987) "*Standard Test Method for 24-h Batch-Type Measurement Contaminant Sorption by Soils and Sediments*", Estados Unidos de América. pp. 122-125.

ASTM (1988) "*Standard Test Method for Determining a Sorption Constant ( $K_{oc}$ ) for an Organic Chemical in Soil and Sediments*", Estados Unidos de América. pp. 807-813.

Barone et al. (1992). "A Laboratory Estimation of Diffusion and Adsorption Coefficients for Several Volatile Organics in a Natural Clayey Soil". *Journal of Contaminant Hydrology*. Vol. 10, pp. 225-250.

Besoain, E., (1985). "*Mineralogía de Arcillas de Suelos*". Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. pp. 384-411.

Bolt, G. H., Bruggenwert, M. G., (1977). "*Soil Chemistry*". Elsevier, Amsterdam, Holanda. Capítulo III.

Canter, Larry W. y Knox, Robert C. (1985) "*Groundwater Pollution control*". Lewis Publishers, Inc. Estados Unidos de América. pp. 121, 131 y 132.

Canter, Larry W., Knox, Robert C. and Fairchild, Deborah M., (1987). "*Ground Water Quality Protection*". Lewis Publishers, Inc. Estados Unidos de América pp. 125-133, 157-167, 190 y 191.

Cherry, J., (1989). "Hidrogeologic Contaminant Behavior in Fractured and Unfractured Clayey Deposits in Canada". *Symposium on Contaminant Transport in Groundwater. Stuttgart, Germany.* pp 11.

Cherry, J. A., (1990). "Dense Immiscible Phase Liquid Contaminants (DNAPLs) in Porous and Fractured Media". *A short course presented by the University of Waterloo. Noviembre 26 al 29.* Kitchener, Ontario Canada.

Chiou, C. T., Porter P. E., Schmedding D. W., (1983). "Partition equilibria of nonionic organic compounds between soil organic matter and water". *Environmental Science Technology.* Vol. 17, No. 4, pp. 227-231.

Diario Oficial de la Federación. Criterios Ecologicos de Calidad de Agua. *Diario Oficial de la Federación el 13 de Diciembre de 1989.* Subdirección General de Administración del Agua, CNA. México.

Departamento del Distrito Federal, (1982). *"El Sistema Hidráulico del Distrito Federal. Un Servicio Público en Transición"*. Secretaria de Obras y Servicios, Dirección General de Construcción y Operación Hidráulica (DGCOH). DDF, México.

Feenstra, S. y Cherry, J. A. (1988). *"Subsurface Contamination by DNAPLs Chemical"*. International Groundwater Symposium. Association of Hidrology, Halifax, Nueva Escocia.

Flores, S. R. M., (1996). Tesis *"Transporte de Plomo y Cadmio en Presencia de Lixiviados en Sedimento de la Zona del Exlago de Texcoco"*. Cap. III. DEPFI-UNAM. México.

Freeze, R. A. and Cherry, J. A., (1979). *"Groundwater"*. Estados Unidos de América. Prentice-Hall. pp. 127, 128, 384-408 y 549-553.

Garbarini, D. R. and Lion, (1985). "Evaluation of Sorptive Partitioning of Nonionic Pollutants in Closed Systems by Headspace Analysis". *Environmental Science Technology*. Vol. 19, pp. 1122-1128.

García, N. G. (1996). *Tesis "Evaluación de Parámetros de Adsorción de Compuestos Orgánicos Halogenados (TCE y PCE) en Diferentes Tipos de Suelo"*. Cap. I, II y III. DEPFI-UNAM. México.

Gillham, R. W., Robin, M. J., Ptacek, C. J., (1991). "A Device for in situ Determination of Geochemical Transport Parameters. Retardation". *Ground Water*. Vol.28, N° 5.

Hiriart, F. y Marsal, R. J., (1969). "El Hundimiento de la Ciudad de México". *Proyecto Texcoco. Volumen Nabor Carrillo*. Secretaría de Hacienda y Crédito Público. México. D. F. pp. 109-147.

Houston, S. L., Kremer, D. K., Marwing, R. "A Batch-Type Testing Method for Determination of Adsorption of Gaseous Compounds on Partially Saturated Soil". *Geotechnical Testing Journal*. Vol.12, march 1989. pp.3-10.

INEGI. (1992) "*La Industria Petrolera en México*". México, D. F. pp. 23-29, 38, 56, 58, 69 y 70.

Internet, (1997). Clave (TCE): <http://mail.odsnet.com/TRIFacts/273.htm>

Internet, (1997). Clave (PCE): <http://mail.odsnet.com/TRIFacts/71.htm>

Iturbe, A. R. y Silva, M. A.E., (1992). "*Agua Subterránea y Contaminación*". Series del Instituto de Ingeniería, No. 539. México pp. 1, 3, 7, 12-19 y 26-33.

Jackson, M. L., (1976). "*Análisis Químico de Suelos*". Editorial Omega, S. A. Barcelona. España pp.282-304.

Karickhoff, S. W., Brown, D. S. and Scott, T. A. (1979) "Sorption of Hydrophobic Pollutants on Natural Sediments". *Water Research*. Pergamon Press Ltd., Gran Bretaña. Vol. 13, pp. 241-248.

Knox, R. C., Sabatini, D. A. and Canter, L. W. (1993) "*Subsurface Transport and Fate Processes*". Lewis Publishers, Estados Unidos de América. pp. 39-44, 55-65, 71-73, 154 y 156.

Lion, L. W., Stauffer, T. B. and MacIntyre, W. G. (1990). "Sorption of Hydrophobic Compounds on Aquifer Materials: Analysis Method and the Effect of Organic Carbon". *Journal of Contaminant Hydrology*. Elsevier Science Publishers, B. V., Amsterdam, Holanda. Vol. 5, pp. 215-234.

Mackay, D. M., Roberts, P. V. y Cherry J. A. (1985) "Transport of organic contaminants in groundwater". *Journal of Environmental Science and Technology*. Vol. 19, No. 5, Estados Unidos de América., pp. 384-392.

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. Estados Unidos de América pp. 70-90.

Mazari, H. M. (1992). "*Potential Groundwater Contamination by Organic Compounds in the Mexico City Metropolitan Area*". Tesis de doctorado en la Universidad de California (UCLA). Estados Unidos de América.

Montgomery, J. H. and Welkom, Linda M. (1990) "*Groundwater Chemicals Desk Reference*". Lewis Publishers, Inc. Estados Unidos de América. Segunda edición, pp. 524-529 y 543-546.

Myrand, D., et. al. (1992) "Diffusion of Volatile Organic Compounds in Natural Clay Deposits: Laboratory Tests". *Journal of Contaminant Hydrology*. Elsevier Science Publishers B. V., Amsterdam Holanda. Vol. 19, pp. 159-177.

National Research Council (1995). "Mexico City's Water Supply". National Academy Press. Washington, D.C., Estados Unidos de América.

Ortega, E. T., (1981). "*Química de Suelos*". Caps. 3 y 5. Departamento de Suelos. Univesidad Autónoma de Chapingo. México.

Payá-Perez A. B., (1992). "*Organic Matter Fractions Controlling of Atrazine in Sandy Soils*". Comission of the European Communities. Chemosphere. Italia. Vol. 25, N°6. pp.887-898.

Ptacek, C. J. y Gillham, R. W., (1992). " Laboratory and Field Measurements of Non-equilibrium Transport in the Borden Aquifer". *Journal of Contaminant Hydrology*. Elsevier Science Publishers B. V., Amsterdam, Holanda. Vol. 10, pp.119-158.

Petroleos Mexicanos. Gerencia de Evaluación e Información, Subdirección de Operación e Inversión. Dirección Corporativa de Operaciones. "*Memoria de Labores 1992*". México pp. 195-197, 205 y 212.

Rivero, S. O., Ponciano, R. G., González, M. S. (1996). "*Los Residuos Peligrosos en México*". Programa Universitario del Medio Ambiente. UNAM, México. pp. 11-42.

Rudolph, D.L., J.A. Cherry, y R.N. Farvolden (1991). " Ground Water Flow and Solute Transport in Fractured Lacustrine Clay near Mexico City". *Water Resources Research*.

Secretaria de Desarrollo Social. Instituto Nacional de Ecología. (1994). "*Informe de la Situación General en Materia de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente 1993-1994*". INE, México.

Secretaría General de Obras. *"Evolución de la Ingeniería Sanitaria y Ambiental en México"*. Dirección General de Construcción y Operación, octubre de 1994. México.

Secretaría de Desarrollo Social. Instituto Nacional de Ecología. (1994). *"Informe de la Situación General en Materia de Equilibrio Ecológico y Protección al Ambiente 1993-1994"*. México. pp. 113 y 114.

Schwarzenbach, R. P. and Westall, J. (1985). "Sorption of Hydrophobic Trace Organic Compounds in Groundwater Systems". *Water Science Technology* Gran Bretaña. Vol. 17, pp. 39-55.

Stanley E. Manahan (1993). *"Fundamentals of Environmental Chemistry"*. Lewis Publisher. Chelsea, Michigan Estados Unidos de América. pp. 322.

Vogel, Timothy M., Criddle, Craig S. and Mc Carty, Perry L. (1987) "Transformations of Halogenated Aliphatic Compounds". *Environmental Science Technology*. Vol. 21, No. 8, pp. 722-736.

### **Bibliografía consultada**

Patterson, R. J., Jackson, R. E., Graham, B. W., Chaput, D. and Priddle, M. (1985). "Retardation of Toxic Chemicals in a Contaminated Outwash Aquifer". *Water Science Technology*. Vol. 17, Copenhagen, pp. 57-69.

Peng, J., Bewtra, J. K. and Biswas, N. (1995) "Effect of Turbulence on Volatilization of Selected Organic Compounds from Water". *Water Environmental Research*. Vol. 67, number 1, pp. 101-107.

Soil Science Society of America. (1989) "*Reactions and Movement of Organic Chemicals in Soils*". Editores: B. L. Sawhney and K. Brown. Estados Unidos de América. Publicación especial, No. 22. pp. 1, 2, 3, 34, y 138-144.