
SANEAMIENTO DE ACUÍFEROS CONTAMINADOS POR DISOLVENTES HALOGENADOS

NAVARRO FLORES, Andrés¹, ALMARCHA MORELL, Manuel² y PUIGCERCÓS, Montserrat²

¹ Dto. Mecánica de Fluidos, Universidad Politécnica de Cataluña (UPC), ETSEIT, Colón 11, 08222-Terrassa.

² Ambiente y Tecnología Consultores, c/ París, 206, 4º 2ª, 08008-Barcelona.

RESUMEN

La presencia de microcontaminantes orgánicos, como los disolventes halogenados, en las aguas subterráneas es posiblemente uno de los procesos de contaminación más graves y frecuentes en los acuíferos de todo el mundo desarrollado (Referencia Top ten). Las campañas de muestreo hidroquímico realizadas en la zona estudiada durante el periodo 1997-2001, afectada por un posible vertido de percloroetileno y en una parte del terreno por una fuga de gas-oil de una conducción enterrada, han permitido detectar percloroetileno (PCE), tricloroetileno (TCE), dicloroetileno (DCE) y otras sustancias en piezómetros y captaciones próximas a instalaciones industriales, situadas en la cubeta terciaria de Vilanova i La Geltrú (Barcelona). En el proceso de contaminación destaca la degradación de PCE a TCE y c-1,2-DCE, siendo esta última la sustancia dominante, posiblemente a causa de las condiciones del acuífero (tránsito de medio aerobio a anaerobio).

De acuerdo con los datos recogidos y dado que los distintos contaminantes (como PCE, TCE y DCE) se encuentran en su mayor parte disueltos, el sistema de control de la contaminación que ha sido implantado es el bombeo de agua subterránea mediante varios pozos de extracción, y el posterior tratamiento por "Air-Stripping" y reinyección en el acuífero del agua tratada. El sistema se basa en una línea de piezómetros ubicada en el eje del penacho de PCE conocido, formada por 3 pozos, equipados con bombas sumergibles y que constituyen un sistema automatizado de extracción, tratamiento y reinyección del agua subterránea. En función de los datos obtenidos gracias a los análisis del agua subterránea procedentes de los distintos ensayos y de las campañas realizadas durante la explotación del sistema de tratamiento, se ha podido comprobar la reducción de los niveles de contaminación en el agua subterránea hasta 10-30% (según los casos) de los valores iniciales después de dos años de bombeo y tratamiento.

PALABRAS CLAVE: PCE, TCE, acuífero, degradación, air-stripping, microcontaminantes orgánicos.

INTRODUCCIÓN

La contaminación de las aguas subterráneas por sustancias halogenadas se produce habitualmente a partir del vertido sobre el terreno de dichos compuestos, favoreciéndose su penetración y migración en el mismo por las propiedades físicas y químicas de dichas sustancias. Entre ellas cabe señalar las siguientes: elevada volatilidad, alta densidad (1.2 - 1.7 g/cm³) en relación con la del agua (1g/cm³), baja viscosidad y tensión superficial que facilitan la penetración vertical en el terreno, y una solubilidad relativa que en algunos casos puede favorecer su disolución, cuando la sustancia alcanza la zona saturada.

En el caso estudiado los contaminantes presentes más representativos son percloroetileno (PCE), tricloroetileno (TCE), cis-1,2-dicloroetileno (DCE) y cloruro de vinilo (CV), apareciendo sus características físicas más importantes en la tabla 1. Una vez que estos contaminantes penetran en el terreno, atravesando en primer lugar el suelo y circulando verticalmente a través de la zona no saturada, su distribución (cuando el vertido es suficientemente grande) en las distintas fases puede ser la siguiente:

- 1) Contaminantes en fase residual (saturación irreductible) en los poros y/o fracturas.
- 2) Contaminantes adsorbidos en la fase sólida (ya sea disueltos o en fase inmisible).
- 3) Contaminantes disueltos en la humedad del suelo y/o agua móvil de la zona no saturada.
- 4) Contaminantes en fase vapor en los poros de la zona no saturada (en la fase gaseosa del suelo).
- 5) Contaminantes en fase inmisible.

La contaminación de las aguas subterráneas, se suele producir por acción de la recarga que traslada a la zona saturada los contaminantes disueltos en la zona no saturada (o en forma de saturación irreductible), por interacción de los contaminantes en fase vapor con el nivel saturado, o por migración del contaminante en fase inmisible, cuando el vertido supera la saturación irreductible y/o no encuentra niveles poco permeables intermedios que dificulten su tránsito. También, en acuíferos libres con oscilaciones del nivel freático, este fenómeno de subida y bajada del nivel, llamado "lavado piezométrico" (Navarro et al., 1992), es capaz de movilizar contaminantes hacia la zona saturada.

Compuesto	P. ebul. (°C)	H	1	2	3	4	5
Percloroetileno (PCE)	121.4	0.0117	2.42	2.60	1.626	14.0	150
Tricloroetileno (TCE)	86.7 – 87.2	0.00632	1.81/2.10	2.29/3.30	1.464	60.0	1100
Cloruro de vinilo (CV)	-13.4	2.78	0.39	0.60	0.91	2580	1100-2700
Cis-1,2 Dicloroeteno (c-1,2-DCE)	47.5	0.00374	1.93	---	1.28	200.0	3500-6995*

H: Constante de la ley de Henry ($\text{atm m}^3/\text{mol}$) a 17.5°C .

1: $\log K_{oc}$, 2: $\log K_{ow}$, 3: Densidad relativa a 20°C , 4: Presión de vapor (mm Hg) a 20°C , 5: Solubilidad en mg/L a 25°C y 20°C (*).

Tabla 1. Propiedades físicas más importantes de los compuestos halogenados detectados. Fuente: Pankow y Cherry (1995), Montgomery y Welkom (1991) y Suthersham (1996)

Una vez que los contaminantes alcanzan la zona saturada se distribuyen fundamentalmente en forma de sustancias disueltas, adsorbidas en la fase sólida, adsorbidas sobre partículas coloidales que pueden ser más o menos móviles, movilizándose mediante difusión molecular hacia o desde la fase sólida y por último, en forma de fase inmisible dando lugar a los llamados "pools" o acumulaciones de contaminantes sobre niveles suficientemente impermeables, y a causa de la elevada densidad de estas sustancias.

Los contaminantes que llegan a la zona saturada se pueden movilizar en forma de fase inmisible cuando el vertido ha alcanzado gran volumen, aunque a velocidades mucho más lentas que las del agua subterránea. En general, el contaminante en fase libre o "pool", suele constituir un foco permanente de contaminación en forma de sustancias disueltas, que dan lugar a los habituales "penachos" detectados en las aguas subterráneas. Los procesos que afectan a estos contaminantes disueltos son muy variados, aunque podemos señalar como de mayor importancia a los siguientes: advección, dispersión hidrodinámica, difusión hacia o desde las zonas de baja permeabilidad, adsorción en el medio sólido, degradación aerobia y anaerobia, y también transferencia del contaminante desde la fase acuosa a la fase gaseosa. Éste último fenómeno puede favorecer la localización y delimitación del penacho contaminante desde la superficie del terreno mediante mediante sistemas de detección en fase vapor (Rivett, 1994), tal y como se llevó a cabo en la zona estudiada (Navarro et al., 1998). En relación con los procesos de adsorción, éstos dependen de las propiedades físicas y químicas de los contaminantes disueltos, de los sólidos y de la solución acuosa (Pankow y Cherry, 1995), siendo también destacables las propiedades específicas del sistema, tales como pH, temperatura, concentración de materia orgánica disuelta natural (DOM), concentración de co-solventes y/o surfactantes(en casos de descontaminación) y contenido de humedad (en la zona no saturada). Para muchos halogenados como el TCE, la adsorción está condicionada por el contenido en carbono orgánico en el medio (Chiou et al., 1983; Allen-King, 1996), pudiéndose describir el

fenómeno de la adsorción mediante isothermas de tipo lineal, en el caso de soluciones diluidas de este tipo de sustancias. En dichas circunstancias, la adsorción puede ser expresada mediante el coeficiente de distribución (K_d) del siguiente modo: $K_d = C_s / C_w$, donde C_s es la concentración del contaminante en la fase sólida (M/M) y C_w la concentración en equilibrio para una temperatura dada en la fase acuosa (M/V). La obtención del coeficiente de distribución de los disolventes halogenados se puede realizar mediante experiencias de campo o de laboratorio, y también de forma aproximada mediante expresiones empíricas que a su vez emplean otros coeficientes de partición como son: K_{oc} , K_{ow} (Roy y Griffin, 1985; Mehran et al., 1987; Fetter, 1994). Los valores obtenidos por los distintos métodos han sido empleados en modelos numéricos de simulación, que han permitido simular el comportamiento en los acuíferos de sustancias como el PCE y TCE con bastante verosimilitud (McKay et al., 1986; Avon y Bredehoeft, 1989).

En relación con los procesos de degradación de este tipo de sustancias cabe destacar dos tipos de procesos: degradación abiótica y procesos de biodegradación, cuya importancia reside en que pueden favorecer la atenuación natural de la contaminación. Entre los procesos de carácter abiótico cabe señalar los procesos de sustitución, deshidrohalogenación y las reacciones de reducción, aunque en estos casos se trata de procesos muy lentos y que no suelen contribuir de forma significativa a la degradación de los derivados cloroetilénicos. Todo lo contrario sucede con la biodegradación de estas sustancias mediante dos vías:

- Procesos aerobios que conducen a la cometabolización mediante "oxigenasas catabólicas" (Pankow y Cherry, 1995) en el cual destaca la ausencia de CV, o procesos caracterizados por la acción de microorganismos metanotróficos .
- Procesos anaerobios como la conocida "deshalogenación reductiva", en la cual los compuestos de tipo cloroetilénico (que actúan como aceptores de electrones) son transformados sucesivamente desde PCE hasta TCE, DCE, CV y eteno (Semprini et al., 1995), habiéndose demostrado para el caso de los acuíferos, que dicho proceso producido en un ambiente de tránsito aerobio-anaerobio (-150/ 0 mV) conduce a la formación de DCE como sustancia mayoritaria (Kaster, 1991).

MARCO HIDROGEOLÓGICO

Geología.

La zona objeto de estudio se encuentra situada en la llamada "Cuenca de Vilanova", constituida por una fosa tectónica, rellena por materiales miocénicos y cuaternarios (fig. 1). Los materiales miocénicos ocupan buena parte de los terrenos cultivados de esta región, llegando a presentar espesores que alcanzan los 300 m de potencia en algunos puntos. En la zona de estudio presentan una facies continental en las unidades inferiores y mixta continental-marina en las superiores, estando formados, a grandes rasgos, por los siguientes materiales: margas, arenas, areniscas y calizas. Sobre estos materiales aparecen

los depósitos cuaternarios, de escaso desarrollo, que ocupan la mayor parte de los suelos actuales, las tierras cultivadas y los depósitos aluviales asociados a las ramblas y pequeños torrentes que existen en la zona. En el litoral también existen depósitos cuaternarios asociados a zonas de marismas, y materiales posiblemente pertenecientes a la terraza flandriense. La base de los materiales terciarios está constituida por el basamento mesozoico, que en esta región está formado por sedimentos del Cretácico Inferior (Valanginiense-Aptiense), y que está constituido por niveles de calizas y calcarenitas más o menos dolomitizados, con dos intercalaciones margosas separadas por una barra calcárea en el techo.

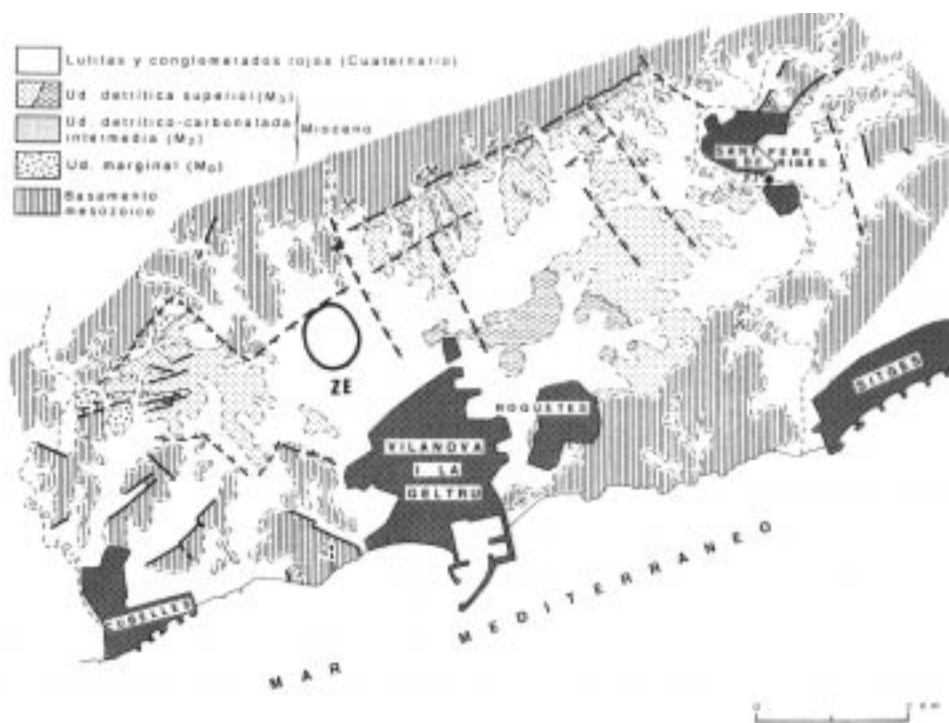


Figura 1. Mapa geológico general de la zona de estudio. ZE: zona de estudio. Modificado de Ramos-Guerrero et al. (1994).

En relación con la tectónica, las principales fracturas se alinean a lo largo de la dirección NE-SO, existiendo un antiguo sistema de fracturación asociado, en dirección casi perpendicular al anterior. El sistema principal de fracturación: NE-SO, parece condicionar el flujo subterráneo en el acuífero mesozoico inferior.

La estratigrafía y litología de los materiales terciarios que rellenan la Cuenca de Vilanova (fig. 1) refleja la existencia de cuatro unidades estratigráficas diferenciadas a escala regional y que de abajo a arriba son las siguientes:

a) Unidad Marginal (M_0). Está constituida por un conjunto de brechas con fragmentos de material carbonatado y matriz arenosa o lutítica, que en este último caso da un color rojizo a la formación. Se encuentra asociada a planos de falla, aunque también podría extenderse bajo toda la cuenca, presentando un cambio lateral de facies hacia la unidad M_1 .

b) Unidad conglomerática basal (M_1). No ha sido reconocida por los trabajos realizados en la zona de estudio.

c) Unidad detrítico-carbonatada intermedia (M_2). Está constituida por tres tramos cuya potencia máxima supera en algunos puntos los 86 m, y que presenta importantes variaciones de espesor en las distintas zonas de la cuenca de Vilanova, acuñándose y llegando a desaparecer totalmente en el área SE de la misma. Los distintos tramos diferenciados, de abajo hacia arriba, son los siguientes:

- Tramo inferior constituido por calizas lacustres de color blanco a beige, muy porosas y finamente estratificadas.
- Tramo carbonoso intermedio constituido por margas que progresivamente hacia el techo pasan a margo-calizas. En el seno de este tramo también pueden observarse pequeños tramos de carbón y microconglomerados.
- Tramo superior constituido por 10 m de margas de color gris claro coronadas por dos metros de calizas detríticas amarillentas. En la zona de estudio (fig. 2) y de acuerdo con lo observado sobre el terreno, se encuentran representados los tramos intermedio y superior de esta unidad con potencias que superan los 50 m.

d) Unidad detrítica superior (M_3). Está constituida por sedimentos terrígenos, que en el centro de la cuenca presentan una granulometría fina, predominando limolitas y calcisiltitas. Esta unidad alcanza potencias superiores a los 80 m en la zona NO de la cuenca, y en la zona de estudio, y de acuerdo con los datos disponibles, estaría representada por los depósitos de limos y arcillas, y los lentejones de arenas que coronan la serie sedimentaria miocénica (fig. 2).

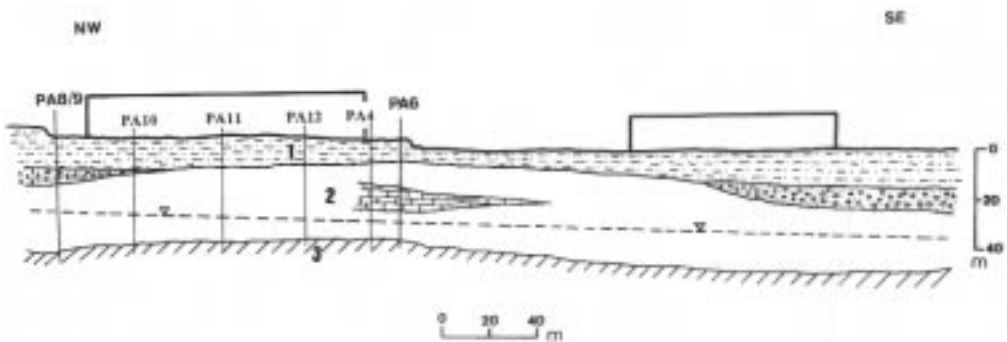


Figura. 2. Perfil geológico de la zona de estudio. (1)materiales terrígenos de la unidad M_3 , (2)materiales margo-calcareos de la unidad M_2 , (3)argilitas negras de la base impermeable

Por encima de estos materiales existen niveles de suelos de poca potencia (1-3 m) y rellenos de origen antrópico. De los datos procedentes de los sondeos realizados puede deducirse una estructura geológica local coincidente con la regional, que de arriba hacia abajo estaría formada por las siguientes unidades litoestratigráficas:

- 1) Unidad detrítica superior constituida por materiales cuaternarios y terciarios (M_3): limos, arcillas, arenas y gravas (espesor de 10 a 20 m).
- 2) Unidad detrítico-carbonatada miocénica (M_2) constituida por alternancias de niveles calcáreos, margosos y arcillosos (espesor: 20-40 m).
- 3) Unidad de tránsito constituida por argilitas negras, de espesor desconocido, y que aparentemente forma la base impermeable del sistema acuífero terciario, presentándose a profundidades que oscilan entre los 40-45 m.

Acuíferos.

En función de los datos litológicos e hidrogeológicos se pueden distinguir en la zona de estudio dos sistemas acuíferos:

- 1) Acuífero Inferior Mesozoico. Está asociado a los materiales carbonatados que constituyen el zócalo de la cuenca de Vilanova, presentando un conocido problema de intrusión marina en una amplia extensión. Se trata de un acuífero fracturado que presenta una dirección principal de flujo subterráneo NE-SO, y en la zona de estudio se encuentra a unos 70-80 m de profundidad, estando habitualmente explotado por los pozos de uso industrial.
- 2) Acuífero Superior Mioceno. Está asociado a los niveles detrítico-carbonatados de la unidad intermedia (M_2), presentando unos niveles piezométricos que se sitúan a unos 27-34 m sobre el nivel del mar. Se comporta como un sistema no confinado, y macroscópicamente como un acuífero granular (medio poroso), aunque no puede descartarse que el agua esté ocupando un sistema fracturado, no visible a simple vista o en los testigos de los sondeos.

La mayor parte de pozos y sondeos existentes en esta zona alcanzan una profundidad que varía entre 80-90 m, cortando las calizas del mesozoico a profundidades que oscilan entre 70 y 80 m bajo la superficie del terreno, y explotando al mismo tiempo los acuíferos terciarios y secundarios. En relación al flujo subterráneo, los datos obtenidos para el acuífero miocénico superior indican un posible flujo de dirección NO-SE, y un flujo predominante en dirección Sur, en la zona donde existen rellenos antrópicos. La profundidad del nivel piezométrico se sitúa entre los 30 m y los 38 m, bajo la superficie del terreno, aunque también se detectan niveles húmedos a 10 y 28 m de profundidad. La contaminación por PCE y TCE, parece afectar exclusivamente a este acuífero.

En relación con los parámetros hidráulicos, los valores de porosidad calculados para las muestras más incoherentes proporcionan resultados que oscilan entre 0.31 y 0.40, acordes

con los valores medios que proporciona la bibliografía para materiales de este tipo. Los valores de porosidad calculados para las muestras coherentes se acercan bastante al 20%, por lo que en la zona saturada cabe esperar que la porosidad del acuífero sea de este orden de magnitud. En relación con el diámetro equivalente los cálculos realizados en muestras que correspondían a la parte más superficial del acuífero proporcionan unos valores que oscilan entre 0.5 y 1.75 mm . La determinación de la transmisividad del acuífero, se ha efectuado mediante ensayos de bombeo y recuperación. La interpretación de los ensayos mediante el método de Theis proporciona valores de transmisividad de 0.42-0.50 m²/día y el análisis de la recuperación de niveles tras el cese del bombeo proporciona los siguientes resultados: $T = 1.40 \text{ m}^2/\text{día}$, $K = 0.14 \text{ m/día}$.

Para analizar el flujo subterráneo en la zona de estudio se han controlado los niveles piezométricos en los distintos puntos de agua existentes realizándose varias campañas de medida de niveles, que han permitido definir distintas superficies piezométricas. En cualquier caso las superficies piezométricas obtenidas mediante la nivelación de los puntos de muestreo nos señalan la existencia de unos niveles piezométricos que reflejan la topografía de la zona, y nos muestran un flujo divergente desde la zona situada al NE próxima al canal de riego ubicado en dicha área y una posible zona de infiltración de agua residual de origen industrial. También pueden observarse algunas pequeñas anomalías situadas al Sur de la zona industrial y que podrían indicar un incremento de la permeabilidad del medio, ya que las líneas de flujo parecen converger en una misma dirección. El flujo que se deduce de la superficie piezométrica sería congruente con la extensión y forma del penacho de contaminación por PCE detectado. En esta zona el gradiente hidráulico tendría un valor aproximado que oscilaría entre 0.037-0.052. La velocidad real del agua subterránea, o velocidad de poro calculada presenta valores de 7.9 a 13.5 m / año en las zonas de mayor permeabilidad, mientras que en las zonas de baja permeabilidad los valores podrían oscilar alrededor de 1.5 m / año.

Cabe indicar, por otra parte, que el análisis de las muestras de agua se ha efectuado mediante la técnica de "Head-Space"-Cromatografía de Gases con detectores ECD y/o MS (en modo impacto electrónico). En la figura 3 se expone como ejemplo un TIC-cromatograma de una de las muestras estudiadas.

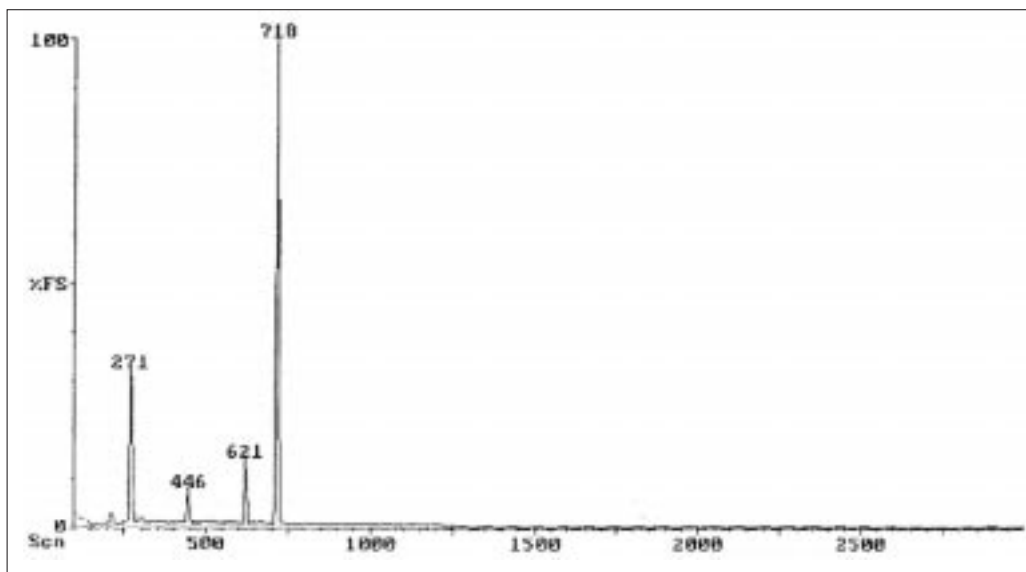


Figura 3. TIC-Cromatograma de una de las muestras de agua subterránea estudiadas. Resultados: CV (nd<5µg/L), c-1,2-DCE (scan 271, conc: 880µg/L), TCE (scan 446, conc: 44µg/L), PCE (scan 718, conc: 646µg/L) y Tolueno-D8 patrón interno (scan 621, conc:100µg/L)

PROCESOS HIDROGEOQUÍMICOS

Como se ha apuntado anteriormente, en el subsuelo de la zona en estudio se tiene constancia que se podrían haber producido dos tipos de episodios: un vertido antiguo de PCE al subsuelo y, más recientemente un fuga de gas-oil en un conducto soterrado (a unos 150m en la dirección del penacho de dispersión de la contaminación por PCE y sus productos de degradación).

La distribución espacial del PCE y DCE en el acuífero puede verse en los mapas de isocontenido, que muestran claramente la existencia de un único foco de contaminación (fig. 4) y ubicado junto a los piezómetros PA8-PA9 (punto que coincidía en las proximidades donde se había supuesto que se había producido un vertido hace más de 15 años).

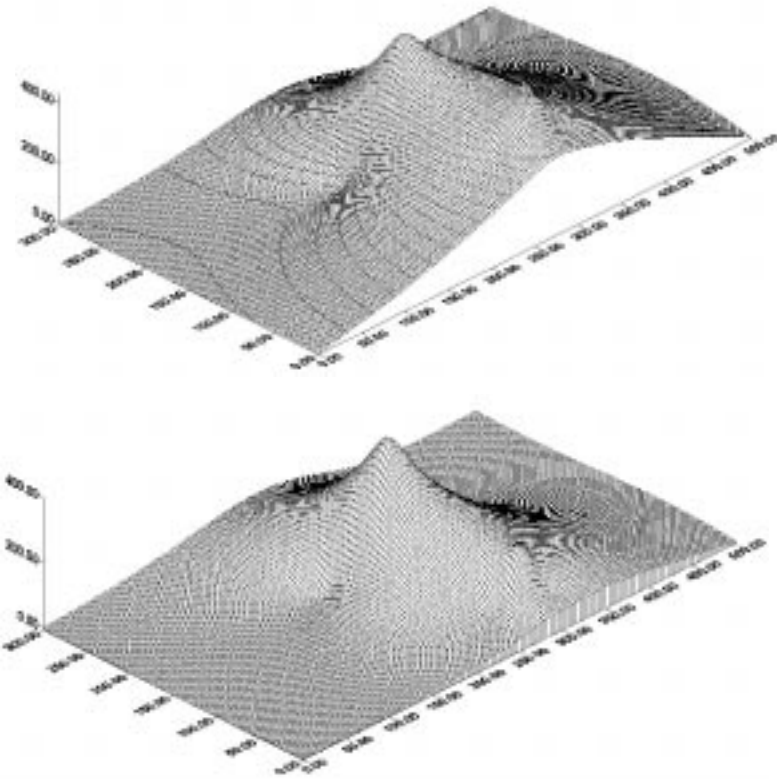


Figura 4. Mapas de isoconcentración de PCE y de TCE, correspondientes a la campaña de octubre de 1998. Valores en microgramos por litro y distancia en m.

La evolución de los principales contaminantes en el acuífero se explicaría por la degradación en condiciones “particulares” del PCE, y que podrían sintetizarse en lo siguiente:

- 1) Inexistencia de compuestos finales de la degradación del percloroetileno a cloruro de vinilo en la mayor parte de la zona contaminada y particularmente allí donde las condiciones reinantes son moderadamente aerobias.
- 2) Constatación en casos reales del proceso de degradación del PCE a TCE y c-1, 2-DCE, con ésta última sustancia como compuesto dominante en acuíferos con condiciones de pH-Eh parecidas al estudiado (Kaster, 1991).
- 3) Posible degradación muy rápida del TCE a cis 1, 2, DCE en la zona estudiada, por las condiciones termodinámicas del acuífero, o bien degradación directa (en su mayor parte) del PCE al DCE, aunque esta hipótesis no ha sido comprobada.
- 4) Aparición de cloruro de vinilo como producto de la degradación del PCE únicamente donde las condiciones del acuífero son más reductoras (precisamente en la zona afectada por la contaminación de gas-oil).

Las determinaciones realizadas muestran unas condiciones del acuífero mayoritariamente aerobias y de tránsito medio aerobio-anaerobio (< 100 mvolts), siendo claramente anaerobias y por tanto proclives a la aparición de procesos de degradación como la deshalogenación reductiva con formación de VC en zonas muy concretas (sobre todo en la zona contaminada por gas-oil). Todo ello puede favorecer la degradación de los contaminantes orgánicos y posiblemente también la movilización de algunos metales como son el Fe y Mn. La existencia de forma mayoritaria de condiciones próximas a un tránsito de un medio aerobio a anaerobio y parecido al detectado en otros episodios de contaminación por PCE (Kaster, 1991), y que se traduce en la presencia de c-1,2-DCE como compuesto dominante y en la ausencia de los compuestos finales del proceso reductivo de deshalogenación del PCE, explicaría la distribución espacial de los contaminantes y las cantidades relativas de cada uno de ellos.

Así, si se analiza la evolución de los contaminantes en el eje del penacho (fig. 5) puede verse como aparecen como compuestos dominantes el PCE y el DCE, mientras que el TCE aparece en concentraciones mucho más bajas y el cloruro de vinilo sólo se detecta en concentraciones apreciables allí donde el medio es anaerobio (Pozo PA6).

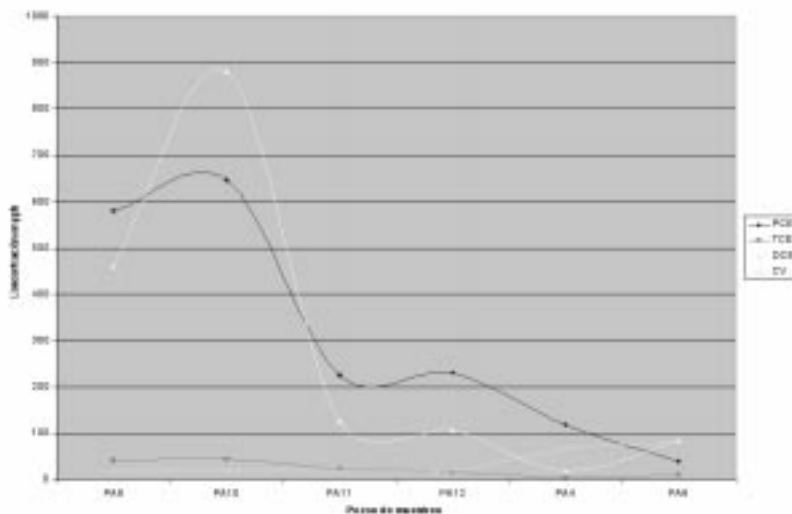


Figura 5. Evolución de los contaminantes en el eje del penacho.

Por otro lado, la posible infiltración de agua residual en la zona próxima al piezómetro PA8, que da lugar a un agua mezcla entre el agua utilizada en la industria y la del acuífero, puede estar también condicionando el proceso de propagación del PCE. Así, éste proceso de mezcla de agua residual y agua del acuífero queda patentizado si se comparan los contenidos en cloruros y dureza total del agua del piezómetro PA8 (2506 mg/L de cloruros, 1890 mg/L de CO₃Ca) y se contrastan con los del acuífero miocénico y del acuífero

profundo salinizado, de donde procede la gran parte del agua que se convierte tras su uso en agua residual. Además, los altos contenidos en nitratos (192.8 mg/L) en el agua del piezómetro PA8 son típicos de un proceso de contaminación por infiltración de agua residual, siendo mucho más bajos los contenidos medios habituales de nitratos en el acuífero miocénico (24.8 mg/L), y casi despreciables en el agua de intrusión marina.

MODELIZACIÓN Y RECUPERACIÓN POR AIR-STRIPPING

Para poder predecir la posible evolución de los compuestos halogenados (PCE) disueltos en el agua subterránea y predecir la posible incidencia del empleo de un sistema de bombeo del agua contaminada y su posterior tratamiento por Air-Stripping, se ha construido un modelo preliminar de simulación bidimensional. Dicho modelo resuelve por diferencias finitas y mediante el método de las características las ecuaciones siguientes:

$$S_s \cdot \partial h / \partial t = K_x \partial^2 h / \partial x^2 + K_y \partial^2 h / \partial y^2 \quad [1]$$

$$\partial C / \partial t = D_L \partial^2 C / \partial x^2 - V_x \cdot \text{grad } C + D_T \partial^2 C / \partial y^2 - V_y \cdot \text{grad } C - p \cdot \partial C^* / \partial t + \{ \partial C / \partial t \}_r \quad [2]$$

donde:

h: nivel piezométrico, $K_{x,y}$: conductividad hidráulica, S_s : coeficiente de almacenamiento específico C: concentración de soluto en la fase líquida, D_L : coeficiente de dispersión longitudinal, $V_{x,y}$: velocidad de poro, r : densidad "bulk" del acuífero, p : porosidad, C^* : concentración de soluto adsorbido, r : indicador de reacción química.

El proceso de adsorción se ha simulado mediante el coeficiente de retardo, y gracias al empleo de un coeficiente de partición: $K_d = 0,9$, obtenido a partir de ensayos de campo con PCE y compuestos similares (Avon y Bredehoeft, 1987; Pankow y Cherry, 1995) y ensayos de laboratorio. La reacción química simulada ha intentado reproducir la degradación de los compuestos halogenados mediante una reacción cinética de 1er. orden:

$$\partial C^* / \partial t = - K \cdot C \quad [3], \text{ donde } K \text{ es una constante cinética de 1er. orden.}$$

La vida media, o tiempo requerido para reducir la concentración inicial al 50% viene dada por:

$$t_{1/2} = 0.693 / K \quad [4]$$

Los valores de $t_{1/2}$ de compuestos como el PCE que aparecen en la bibliografía, oscilan entre 0.7 y $1.3 \cdot 10^6$ años, habiéndose empleado un valor deducido de los datos de campo. La aplicación del modelo de simulación sobre la zona contaminada ha supuesto, en primer lugar, una discretización del acuífero en celdas rectangulares de 35 por 35 m, obteniéndose un total de 360 celdas. La entrada de contaminantes (PCE) a la zona

saturada se ha ubicado en las instalaciones industriales m-s próximas a los piezómetros (PA8 y PA9) donde se han detectado disolventes halogenados en mayor concentración. En el modelo de simulación, el foco de contaminación se ha considerado como un foco de emisión constante, dada la existencia de un posible "pool" en forma de fase inmisible, que se mueve a escasa velocidad, y que continuamente disuelve PCE. En relación con el proceso de contaminación, el modelo cuantifica la adsorción y biodegradación mediante un balance de masa. Dicho balance de masas indica que la mayor parte del PCE introducido al sistema, desaparece por bombeo, siendo este fenómeno junto a la biodegradación, adsorción, advección y a la dispersión hidrodinámica los que explicarían la forma y extensión del penacho detectado.

En función de los resultados del modelo, se planteó como herramienta de control de la contaminación, a fin de evitar la propagación del penacho aguas abajo y rebajar las concentraciones de PCE en el acuífero hasta límites tolerables, la implementación de un sistema de extracción, tratamiento y reinyección del agua contaminada, después de ser tratada en la superficie mediante Air-Stripping.

Los principios y características básicas del tratamiento de aguas subterráneas por Air-Stripping son conocidos y relativamente sencillos (Navarro et al., 2001), utilizándose en el caso que nos ocupa una planta con dos torres en serie (con un sistema de corrección de pH tras la primera etapa), con un diámetro externo de 400 mm, una altura relleno de 4 m, un caudal máximo de agua de 1 m³/h, un caudal máximo de aire de 100 m³/h y un relleno de polipropileno del tipo "Saddle", tal como se presenta en el esquema de la Figura 6.

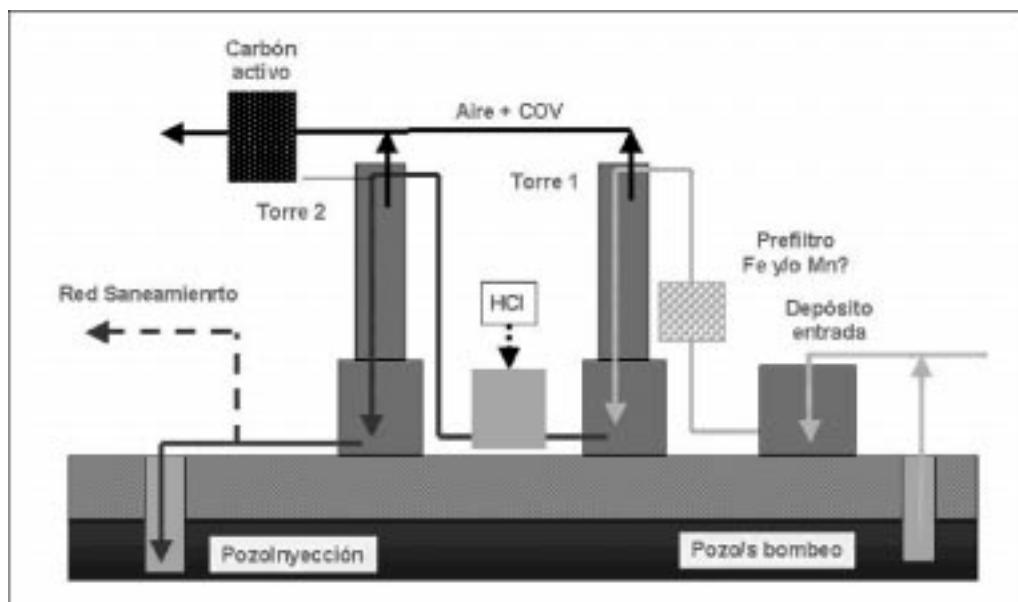


Figura 6. Esquema del sistema de Air Stripping instalado

Los resultados obtenidos (fig. 7) muestran una substancial reducción de la contaminación, que para el caso del pozo PA6, situado en la parte terminal del penacho original, representa una reducción en las concentraciones de PCE desde 659 $\mu\text{g/L}$ en 1997 a 26 en el 2001, dos años después de iniciado el tratamiento (Julio 1999). Por otra parte, cabe señalar que los niveles de cloruro de vinilo que se había detectado en la zona anaerobia se han reducido hasta valores por debajo del límite de cuantificación de la técnica analítica empleada, se supone como consecuencia de un cambio de las correspondientes condiciones redox atribuible a la acción del bombeo aplicado.

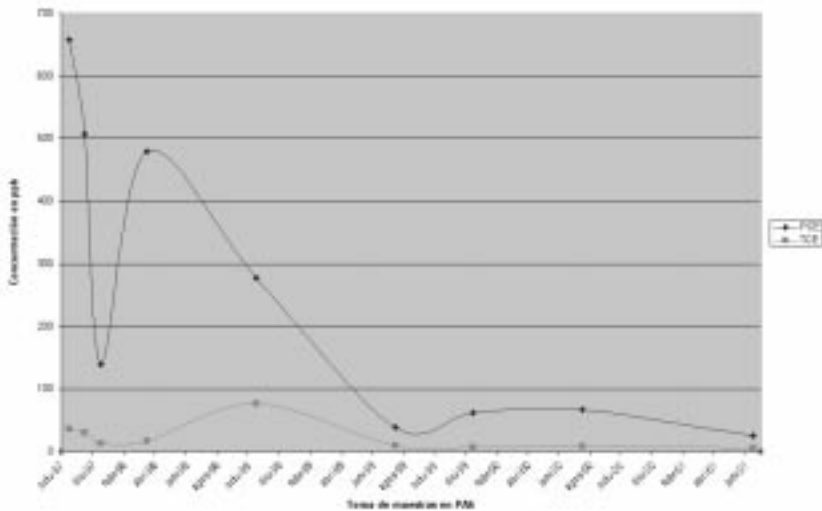


Figura 7. Evolución temporal de la concentración de PCE y TCE en el pozo PA6.

CONCLUSIONES

El estudio de la contaminación de las aguas subterráneas por sustancias halogenadas en el acuífero terciario de la cubeta de Vilanova, mediante el empleo de modelos numéricos de simulación y el muestreo de contaminantes disueltos así como en fase gaseosa en el suelo, han permitido definir el origen y extensión de la contaminación. En ese sentido y en relación con los procesos de degradación de los contaminantes, se ha podido constatar fundamentalmente lo siguiente: inexistencia de compuestos finales de la degradación por "deshalogenación reductiva" del PCE a VC en la mayor parte de la zona contaminada y particularmente allí donde las condiciones reinantes son moderadamente aerobias, y constatación del proceso de degradación del PCE a TCE y c-1,2-DCE, con ésta última sustancia como compuesto dominante, en las áreas con condiciones de pH-Eh adecuadas (tránsito de medio aerobio a anaerobio).

La implantación de un sistema de extracción del agua contaminada mediante tres pozos de bombeo situados en el eje del penacho y el tratamiento de la misma mediante "Air-Stripping" y su posterior reinyección aguas arriba en la proximidades del posible foco de emisión de PCE, han permitido tras dos años de funcionamiento del sistema una substancial reducción de la contaminación, evitando la propagación de los contaminantes aguas abajo, y en concentraciones elevadas.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha realizado mediante la colaboración Universidad-Empresa (Convenio UPC: C-2991) y ha sido posible gracias a la participación y ayuda inestimable del personal del laboratorio de Mecánica de Fluidos (UPC) y de las empresas implicadas en los distintos trabajos.

BIBLIOGRADÍA

- Allen-King, R.H.; McKay, L.O. y Trudell, M.R. (1996). Organic Carbon Dominated Trichloroethene Sorption in a Clay-Rich Glacial Deposit. *Ground Water*, vol. 35, nº1, pp. 124-130.
- Avon, L. y Bredehoeft, J.D. (1989). An analysis of TCE movement in Groundwater at Castle Air Force Base, California. *Journal of Hydrology*, vol. 110, pp. 23-50.
- Chiou, C.T.; Porter, P.E. y Schmedding, D.W. (1983). Partition equilibria of nonionic organic compounds between soil organic matter and water. *Environ. Sci. Technol.*, 17, pp. 227-231.
- Fetter, C.W. (1994). *Contaminant Hydrogeology*. Mcmillan Publ. Co., 458 pp.
- Kaster, M. (1991). Reductive dechlorination of tri- and tetrachloroethylenes depends on transition from aerobic to anaerobic conditions, *Appl. Environ. Microbiol.*, 57, pp. 2039-2046.
- McKay, D.M.; Freyberg, D.L. y Roberts, P.V. (1986). A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer: 1.- Approach and overview of plume movement. *Water Resources Research*, vol. 22, pp. 2017-2029.
- Mehran, M.; Olsen, R.L. y Rector, B.M. (1987). Distribution Coefficient of Trichloroethylene in Soil-Water Systems. *Ground Water*, vol. 25, pp. 275-282.
- Montgomery, J.H. y Welkom, L.M. (1991). *Groundwater Chemical Desk reference*. Lewis Publ., 640 pp.
- Navarro, A.; Carrera, J. y Sánchez-Vila, X. (1992). Contaminación por lavado piezométrico a partir de vertederos enterrados: Aplicación a un acuífero aluvial. *Hidrogeología y Recursos Hidráulicos*, vol. XVI, pp. 371-385.
- Navarro, A. (1998). Estudio de la movilidad y modelización del transporte de disolventes clorados densos en el terreno. UPC, informe interno, inédito, 75 pp.
- Navarro, A.; Almarcha, M. Y Franco, D. (2001). Tratamiento de Aguas Subterráneas contaminadas por "Air-Stripping". *Hidrogeología y Recursos Hidráulicos*, vol. XXIV, pp. 427-439.
- Pankow, J.F. y Cherry, J.A. (1995). *Dense Chlorinated Solvents and other DNAPLs in Groundwater*. Waterloo Press, 522 pp.
- Ramos-Guerrero, E.; Casas, A.; Pinto, V. Y Agustí, J. (1994). Estructura y relleno sedimentario de la semifosa neógena de Vilanova (Garraf, Barcelona). *Acta Geol. Hisp.*, vol. 29, nº2-4, pp. 93-106.

- Rivett, M.O. (1994). Soil-Gas Signatures from Volatile Chlorinated Solvents: Borden Field Experiments. *Ground Water*, vol. 33, n°1, pp. 84-98.
- Roy, W.R. y Grffin, R.A. (1985). Mobility of Organic Solvents in Water-saturated Soil Materials. *Environ. Geol. Water Sci.*, vol. 7, n°4, pp. 241-247.
- Semprini, L.; Kitanidis, P.K.; Kampbell, D.H. y Wilson, J.T. (1995). Anaerobic transformation of chlorinated aliphatic hydrocarbons in a sand aquifer based on spatial chemical distributions. *Water Res. Res.*, vol. 31, n°4, pp. 1051-1062.
- Suthersham, S.S. (1996). *Remediation Engineering: Design Concepts*. Lewis Publ., 362 pp.