

Contaminación de suelos y aguas subterráneas por vertidos industriales

ANDRÉS NAVARRO (*), JOSÉ M^a CARMONA (**), y XAVIER FONT (**)

(*) Dpto. Mecánica de Fluidos. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales. Universidad Politécnica de Catalunya. c/ Colón 7. 08222 Terrassa (Barcelona).

(**) Dpto. Geoquímica, Petrología y Prospección Geológica. Universidad de Barcelona. Zona Universitaria Pedralbes. 08071 Barcelona.

RESUMEN

En los países industrializados, la contaminación de suelos y aguas subterráneas por el vertido incontrolado de residuos industriales es uno de los problemas más preocupantes que se plantean, ya que su eliminación no es fácil ni barata de realizar, y sus efectos persisten durante muchos años. En España este problema es especialmente notorio a causa de una gestión inadecuada derivada de la descoordinación existente entre los diferentes sectores involucrados: administración, empresas, técnicos y científicos. La ausencia de instalaciones suficientes para su tratamiento, ha llevado a la práctica de vertidos en los cauces de ríos y en el subsuelo o a su almacenamiento en vertederos incontrolados.

Las experiencias y directrices de la Environmental Protection Agency de Estados Unidos han servido como guía en los principales países industrializados para la evaluación de este tipo de contaminación. Esta metodología se basa en su identificación y delimitación tanto en el suelo como en las aguas subterráneas. Tras el diseño de un plan de seguimiento y control se establecen, en su caso, las medidas correctoras. Para ello es importante el conocer los procesos de transferencia de contaminantes entre el medio saturado y no saturado, siendo por tanto indispensable el uso conjunto de métodos geoquímicos y geofísicos y su combinación con métodos hidrogeológicos.

En España, este tipo de estudios se realizan sólo desde principios de la década de los 80. Un ejemplo estudiado recientemente es el caso de la contaminación del acuífero aluvial del río Besòs (Prov. de Barcelona) por Cr-VI y otros metales pesados y por microcontaminantes orgánicos.

Palabras clave: residuos industriales, contaminación, suelos, aguas subterráneas, metales pesados, microcontaminantes orgánicos.

ABSTRACT

In the industrialised countries, soil and groundwater contamination caused by uncontrolled spills of industrial wastes is one of the most critical environmental problem, because its removal is expensive and difficult to carry out, and the effects persist during many years. In Spain this problem is especially notorious due to an inadequate management policy derived from the absence of coordination between the different involved sectors. The treatment installations are not enough, so it has produced spillings in streams and soils or its storage in uncontrolled landfills.

The experiences and guidelines of the Environmental Protection Agency from United States have served to the industrialised countries to evaluate this kind of contamination. This methodology is based on its identification and delimitation in soil and groundwater. After the design of a monitoring and control program it can be established the correcting measures. For this reason it is important to know the transfer processes of pollutants between the saturated and not saturated medium, for this reason it is essential the use of geochemical and geophysical methods and their combination with hydrogeological methods.

In Spain, this kind of studies is only carried out recently. A case history is the contamination of the alluvial aquifer of the Besòs river (Barcelona) by Cr-VI and other heavy metals and organic microcontaminants.

Keywords: industrial wastes, contamination, soils, groundwaters, heavy metals, organic microcontaminants.

1. INTRODUCCION

La contaminación de los suelos y las aguas subterráneas a causa del vertido incontrolado de Residuos industriales (RI) potencialmente tóxicos y peligrosos se ha convertido en los últimos años en uno de los problemas más preocupantes de los países industrializados, adquiriendo una importancia creciente en el entorno de las concentraciones urbanas e industriales de la mayor parte de estos países.

Estos problemas vienen derivados de la falta de planificación en el tratamiento de los residuos, como consecuencia de la ausencia de coordinación, e incluso negligencia, que ha existido hasta la actualidad entre los diferentes sectores involucrados en la gestión de éstos: administración, empresas, técnicos y científicos.

La contaminación de las aguas subterráneas y superficiales, así como la contaminación de los suelos, son los efectos negativos que habitualmente se producen como consecuencia de esta incorrecta gestión de los residuos. Los procesos de contaminación, una vez iniciados, no son fáciles de eliminar y persisten durante muchos años. Las posibles soluciones técnicas de descontaminación son de elevado coste, difíciles de aplicar y de relativo éxito en numerosas ocasiones.

Para dar una idea de la magnitud del problema, basta tener en cuenta que en España, debido al elevado grado de industrialización alcanzado, la gestión de los RI denominados especiales (tóxicos y peligrosos) empieza a ser un tema especialmente delicado por su elevada producción anual, estimada en unas 2.500.000 Tm.

Este gran volumen de residuos, junto a la ausencia de instalaciones suficientes para su correcto tratamiento, han llevado a prácticas de alto riesgo y peligrosidad, como son los vertidos de aguas residuales industriales en los cauces de los ríos y en el subsuelo o el almacenaje de RI especiales en vertederos incontrolados.

Por lo que respecta a Catalunya, se producen anualmente más de 500.000 Tm de RI especiales, de los cuales únicamente un pequeño porcentaje recibe una gestión adecuada. La gran mayoría no reciben tratamiento alguno, siendo vertidos directamente al medio, lo que conlleva un gran riesgo cuando afectan a zonas tan vulnerables como son los acuíferos aluviales. Efecto que se agrava, si el vertido no se realiza directamente sobre el terreno, sino que se aprovechan antiguas excavaciones como las producidas con la explotación de áridos.

Estas prácticas y especialmente la evacuación de aguas residuales en el subsuelo y las repercusiones negativas que provocan sobre las aguas subterráneas, ya fueron anunciadas como una amenaza latente para el futuro por diversos autores norteamericanos en los años sesenta, como Hem (1959) y Piper (1969). En Europa los primeros trabajos sobre la contaminación de las aguas subterráneas aparecen en Francia, destacando por ejemplo los estudios realizados por Albinet en 1965.

Actualmente, la localización, caracterización y saneamiento de áreas afectadas por el vertido de RI tóxicos y peligrosos viene siendo una actividad de gran importancia en la política ambiental de la mayoría de países industrializados, siendo los más avanzados: Estados Unidos, Holanda, Alemania, Canadá, Francia y Gran Bretaña (Baedecker y Back, 1979; Bear y Verruij, 1987; Barres y Sauter, 1985; Nicholson et al., 1983).

En Estados Unidos, la extraordinaria proliferación de vertederos incontrolados llevó a la realización por parte de la E.P.A. (Environmental Protection Agency) de dos importantes planes de localización, caracterización y saneamiento, conocidos como "Superfund" y "Sara", cuyas experiencias y metodologías han servido como guía en numerosos países que las han aplicado posteriormente.

En España, este tipo de estudios se han empezado a realizar en fechas relativamente recientes, destacando las experiencias llevadas a cabo por el ITGE, y las comprendidas en el proyecto pluridisciplinar de financiación pública ELISA (Eliminación y Saneamiento de Suelos Contaminados por Residuos Industriales Especiales -Navarro et al., 1991-). Recientemente, se ha aprobado el Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados (1995), que prevé durante el decenio 1995-2005 una inversión de más de 132.800 Mpta para recuperar los 274 emplazamientos más degradados de todo el estado español.

2. METODOLOGIA GENERAL PARA LA EVALUACION DE LA CONTAMINACION POR VERTIDOS INDUSTRIALES

Las aguas subterráneas constituyen un recurso vital no sólo para uso doméstico, sino también para el desarrollo industrial y las actividades agrícolas. Sin olvidar su importancia en el sostenimiento del equilibrio ecológico.

Estos posibles usos vendrán condicionados por la calidad química y biológica que presenten estas aguas, que

no deben exceder los valores establecidos por la normativa vigente de calidad. Cuando se exceden estos valores se dice que un agua se encuentra contaminada por acción humana.

Por su parte, el suelo también constituye un recurso que debe preservarse, tanto por su función como soporte de las actividades humanas y biológicas, como por su papel de filtro físico, químico y biológico de las aguas de infiltración que recargan los acuíferos. Su contaminación no sólo afecta a las posibles actividades que sostiene sino también puede constituir un foco permanente de contaminación para las aguas subterráneas.

Se puede identificar un amplio espectro de sustancias que pueden contaminar los suelos y las aguas subterráneas, y que incluyen desde compuestos orgánicos sintéticos, hidrocarburos, cationes y aniones inorgánicos, microorganismos patógenos y radionúclidos. La presencia de estas sustancias en estos dos medios se debe en gran medida a los procesos relacionados con las actividades industriales.

Estos procesos de contaminación se producen mediante cuatro mecanismos fundamentales:

- vertido incontrolado accidental o voluntario de RI sólidos o líquidos, ya sea sobre el terreno, en el subsuelo o en los cauces de los ríos.
- inyección de RI líquidos a través de pozos en desuso o pérdidas de las redes de alcantarillado de polígonos industriales.
- relleno de antiguas extracciones de áridos con RI.
- fugas de tanques y depósitos de almacenamiento y tuberías de conducción de hidrocarburos y otros productos químicos.

Una vez producida la contaminación de suelos y aguas subterráneas, se trata de identificarla, delimitarla, evaluarla y establecer un plan de seguimiento y control, y en su caso, llevar a cabo su rehabilitación.

La evaluación del área fuente, extensión de los procesos contaminantes y el impacto medioambiental de los residuos tóxicos depende especialmente del tipo de material vertido. Para establecer las medidas correctoras de la contaminación y analizar el posible impacto a medio y largo plazo de un vertido de RI, es importante el conocimiento detallado de los procesos de transferencia de contaminantes en el medio saturado y no saturado, para lo que es indispensable la utilización de métodos geoquímicos y geofísicos.

Los métodos geoquímicos aplicados a los estudios de contaminación de suelos y aguas subterráneas tienen como objetivos primordiales los siguientes (Cherry, 1983; Fetter, 1993):

- caracterizar geoquímicamente en la zona saturada y no saturada los distintos penachos de contaminación producidos por los residuos.
- establecer los procesos de contaminación de suelos y acuíferos producidos por los distintos focos.
- evaluar la importancia del área fuente de contaminación a partir de parámetros geoquímicos fácilmente medibles en el campo.

Los métodos de prospección geofísica ofrecen la posibilidad de detectar penachos de contaminación tanto en la zona saturada como en la no saturada, así como la dirección de flujo de las aguas subterráneas. Esta capacidad para caracterizar rápidamente las condiciones del subsuelo sin perturbarlo, permite un conocimiento global de las complejas condiciones del subsuelo a menor coste y reducción de riesgos de actuación futura (Lord y Koerner, 1988).

Tradicionalmente, los métodos de prospección geofísica que contribuyen de forma más significativa en la solución de estos problemas, son los eléctricos, electromagnéticos y magnéticos (Gilkeson et al., 1986; Carpenter et al., 1990). La reciente introducción de un método electromagnético innovador como es el radar de subsuelo ha abierto enormes perspectivas (Busquet y Casas, 1994).

De todas formas, ninguno de los métodos geofísicos puede considerarse de manera individual como el más adecuado para un tipo específico de contaminación. La integración de distintos métodos geofísicos y su combinación con otros métodos hidrogeológicos permite, en general, obtener una información más segura y precisa.

Por lo que se refiere al control y seguimiento de la contaminación, el amplio espectro de métodos hidrogeológicos utilizados en los estudios de contaminación, se basan en la instalación y seguimiento de piezómetros o pozos de observación y control. Las determinaciones que se deben realizar son las siguientes:

- La recogida sistemática de muestras de agua y otros compuestos no miscibles, tanto de la zona saturada como no saturada.
- Medidas del nivel piezométrico.
- Determinación de las variaciones de permeabilidad.
- Instalación de instrumentos para el seguimiento de parámetros físico-químicos.

Finalmente por lo que respecta a la rehabilitación del acuífero o emplazamiento contaminado, hay que destacar que durante la última década se han desarrollado un gran número de técnicas tanto para contener como para rehabilitar la contaminación en aguas subterráneas y suelos.

Esta metodología suele ir acompañada del desarrollo de un amplio cuerpo legislativo y de reglamentos que necesariamente deben avanzar de forma paralela al conocimiento científico, ya que es un área de intensa investigación y en la cual aún quedan numerosos aspectos a estudiar.

En general la rehabilitación debe responder a dos aspectos:

- en primer lugar el control del propio foco contaminante, en el sentido de aislarlo y evitar su dispersión. Este control es indispensable antes de emprender cualquier tipo de medida de rehabilitación, ya que si no ésta sería totalmente inútil porque el foco seguiría generando contaminantes.
- en segundo lugar, el tratamiento del propio suelo o agua, para intentar eliminar o reducir la contaminación, objetivo éste último que en la mayoría de los casos es técnica o económicamente inviable.

Todo ello ha dado lugar a un importante número de publicaciones científicas en revistas especializadas, habiéndose descrito numerosos casos de contaminación de acuíferos y suelos por metales pesados, pesticidas, compuestos orgánicos y otros lixiviados tóxicos, relacionados generalmente con vertidos de residuos químicos industriales, en su inmensa mayoría procedentes de casos estudiados en países anglosajones. Por contra, apenas se han publicado datos sobre los ejemplos españoles de suelos y acuíferos contaminados salvo en algunos congresos y simposios especializados (Custodio y Galofré, 1979; Sahuquillo, 1981; Godé, 1981; González-Nicolás, 1981; Carceller y Garrido, 1994; Gómez et al., 1994).

3. CONTAMINACION DE ACUIFEROS ALUVIALES POR R.I.: EL CASO DE LA CUENCA DEL RIO BESOS.

3.1 Introducción.

La gran implantación industrial que ha tenido lugar, en la cuenca del río Besós, situada al Norte de Barcelona, especialmente a partir de los años 60, ha generado una gran proliferación de vertederos ubicados en anti-

guas extracciones de áridos, escapes de instalaciones industriales y vertidos directos de residuos sobre el terreno. Todo ello ha provocado la contaminación de gran parte de los acuíferos aluviales y el abandono de numerosas captaciones de abastecimiento urbano e industrial.

En esta región los procesos de contaminación de las aguas subterráneas, además del ya citado vertido bajo la superficie del terreno en antiguas excavaciones de áridos, se asocian en general a focos puntuales de vertido de RI que presentan una variada tipología:

a) Vertidos directos en superficie.

- Derrames de conducciones superficiales
- Escapes de conducciones superficiales
- Derrames sistemáticos de RI
- Vertidos voluntarios de RI
- Escapes por accidentes industriales

b) Vertidos subterráneos.

- Escapes de tanques subterráneos
- Escapes de tuberías enterradas
- Vertidos de RI en excavaciones del terreno
- Escapes de la red de alcantarillado industrial

A continuación, se comentan algunos de los casos más significativos de los que se ha tenido conocimiento en cuanto a este tipo de vertidos, y que se han subdividido en contaminación por metales pesados y por microcontaminantes orgánicos.

3.2 Contaminación por metales pesados.

Los estudios realizados para caracterizar fenómenos de contaminación en la cuenca del río Besós empiezan a ser frecuentes a partir de 1970, cuando la industria instalada en años anteriores empieza a generar importantes cantidades de residuos, sin que existan en aquel momento infraestructuras de gestión que limitaran el impacto del vertido incontrolado.

En relación a la contaminación por metales pesados, el Cr-VI ha sido el contaminante más frecuente, habiéndose detectado tanto en acuíferos aluviales (Galofré, 1981; Custodio, 1981a; Custodio, 1981b; Vilaró, 1981, C.A.P.O., 1977; Puiggari, 1981) como en acuíferos miocénicos (Valdés y Puiggari, 1981).

Estudios posteriores muestran la existencia de procesos generalizados de contaminación de origen industrial (Navarro, 1989; Navarro y Soler, 1989) que afectan a

amplias zonas. En ocasiones, únicamente el empleo de métodos estadísticos multivariantes permite relacionar los focos de contaminación y su impacto hidroquímico (Font y Navarro, 1991; Navarro y Font, 1993), sobre todo en zonas donde el agua subterránea está afectada por múltiples focos contaminantes: vertido de redes de alcantarillado, residuos en extracciones de áridos, etc.

En estos casos algunos metales pesados como el Mn y el Fe no proceden de los RI, sino que se movilizan a partir de los hidróxidos presentes en el terreno, a causa de la demanda de oxígeno disuelto que provoca la oxidación de la materia orgánica procedente de aguas residuales (Navarro y Vázquez, 1989) o de rellenos con abundante residuos urbanos (Uriol, 1985).

Los restantes metales pesados habitualmente detectados en suelos y aguas subterráneas, como son Pb, Zn, As, Sb, Cd y Ni, parecen proceder en su mayor parte de vertidos superficiales de residuos y de la infiltración de aguas residuales industriales, aunque algunas anomalías detectadas en los suelos contaminados parecen obedecer a procesos de origen natural (Font y Navarro, 1993).

En los procesos de contaminación metálica destaca la importancia de un mecanismo de contaminación que se produce en las áreas de vertido asociadas a antiguas graveras y que se ha denominado "lavado piezométrico". A grandes rasgos, consiste en la disolución de los com-

puestos presentes en el vertedero a causa del ascenso del nivel freático por encima de la base del vertedero, y al arrastre de los contaminantes por el flujo advectivo del acuífero, cuando los niveles descienden por debajo de la base del vertedero incontrolado (Navarro et al., 1991).

Este doble mecanismo (ascenso y disolución, descenso y arrastre) provoca una contaminación de carácter intermitente y condicionada por el funcionamiento hidrodinámico del sistema, salvo en aquellos casos (menos frecuentes) en que los residuos se han vertido en la zona saturada del acuífero, con lo cual la contaminación es permanente.

El resultado del "lavado piezométrico" en acuíferos aluviales poco potentes, es la contaminación del agua subterránea, apareciendo multitud de sustancias en función de la naturaleza de los residuos abandonados. En la zona central de la cuenca del río Besós (Cubeta de La Llagosta), el relleno de una buena parte del acuífero con residuos urbanos, industriales y de la construcción (Navarro et al. 1991), ha dado lugar a la aparición de metales pesados (Cr-VI, Zn, Cd, Pb, Fe, Mn y Ni) en cantidades notables así como de microcontaminantes orgánicos (fenoles, H.A.P.) y ha producido una elevada mineralización del agua (Fig. 1).

En la zona central de la cuenca, el efecto simultáneo de distintos focos de contaminación hace que el agua

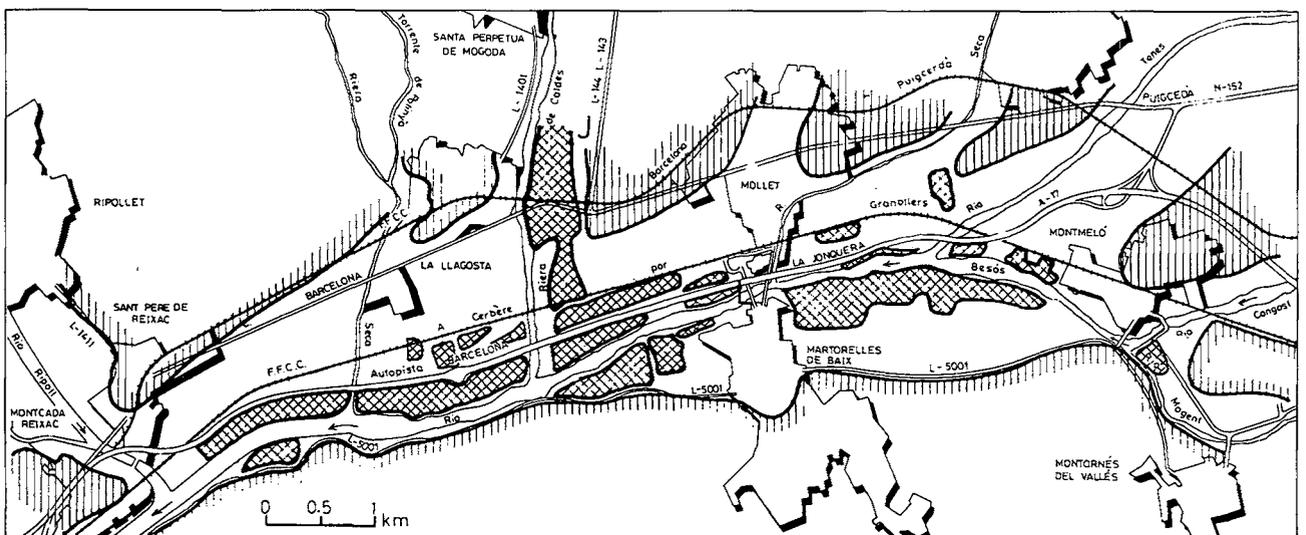


Figura 1.- Situación de las zonas de relleno (en trama ortogonal) en la zona central de la cuenca del río Besós (cubeta de La Llagosta). Tomada de Navarro (1989).

Figure 1.- Situation of the filling areas (orthogonal pattern) in the central zone of the Besos river basin (La Llagosta). After Navarro (1989).

subterránea supere, en relación a numerosos parámetros, los valores máximos autorizados para aguas de abastecimiento público (Tabla 1), sin que hasta el momento presente se hayan realizado acciones de saneamiento, ya sea en el acuífero o del agua contaminada. Únicamente se han recuperado terrenos afectados por contaminación de As y otros metales pesados en la zona del delta del Besós, y a causa del elevado valor urbanístico de los mismos.

En cualquier caso, estudios recientes indican que en aquellas zonas donde se vertieron residuos ricos en materia orgánica, ha disminuido notablemente la salinidad del agua subterránea a causa de los fenómenos de adsorción favorecidos por estas sustancias. También en el caso de zonas con vertidos superficiales de cromo los fenómenos de reducción y adsorción en el terreno han

contribuido a una importante disminución de dicho metal en el agua subterránea.

En relación a otros metales como son: Zn, Cd, As y Pb siguen presentándose contenidos elevados en los acuíferos próximos a los focos de vertido, varios años después de haber sido detectados.

3.3 Aplicación de un modelo de simulación al estudio de la movilidad de compuestos orgánicos

Desde hace algunos años se han venido produciendo fenómenos de contaminación con sustancias muy diversas y cada vez con mayor frecuencia y extensión. Entre éstos, la presencia de microcontaminantes orgánicos en

Tabla 1: Resumen de las características hidroquímicas de las aguas contaminadas, aguas no contaminadas y de los valores standard según la normativa de la CEE para aguas de abastecimiento

Parámetro	Aguas no Contaminadas	Concentración max. en el penacho	Concentración 300 m aguas abajo	Normas CEE
TDS	989	1995	1526	—
Ca (mg/l)	170-190	295	221	100(2)
Mg "	21-26	76,5	50	50
Na	52-72	240,0	65	175
K	2-4	16,6	6	12
Cl ⁻	85-95	450	224	200(1)
CO ₃ H ⁻	330-394	638	501	—
SO ₄ ⁻²	188-253	499,0	252	250
NO ₃ ⁻	38-70	90,7	83	50
NH ₄ ⁺	0,1	1,3	0	0,5
NH ₃	0,1	0,04	0,0	—
NO ₂ ⁻	10-20	0,6	0,02	0,1
Detergentes		0,07	0	200
Materia Orgánica (mg/l)(3)	0.30-0,42	0,93	2,41	—
Fe /µg/l)	110-130	1860	40	200
Mn "	20	320	30,0	50
Cr(6+) "	1	495	12	50
Pb "	5-22	169	50	50
Cd "	1	1,0	10	5
Zn "	43-82	61	10	100(2)
Cu "	8-27	128	20	100(2)
Ni "	50-68	241	157	50
As "	1	6,0	0-6	50
Sb "	1	2,1	0-2,	10
Fenoles "	0,1	0,1	0,1	0,5
H.A.P. "	0,1	0,1	0,1	0,2

(1) : Concentración máxima recomendable

(2) : Nivel guía

(3) : Oxidabilidad al permanganato (expresada en mg/l de O₂)

TDS : Total de sólidos disueltos

las aguas subterráneas de los aluviales del río Besós es posiblemente el proceso de contaminación más grave en la actualidad.

Así en el período 1980-1983 se detectaron en pozos de abastecimiento público (S.G.A.B., informe interno) compuestos que se utilizan como conservantes (ácido benzoico), plastificantes (dimetil éster del ácido 4-metil tereftálico) y como antioxidantes (2,6-diéter-butil paradi-benzoquinona).

Campañas de muestreo realizadas en la zona central de la cuenca durante 1988 (Navarro, 1989), permitieron detectar fenoles e hidrocarburos aromáticos en captaciones próximas a instalaciones industriales. La caracterización de suelos contaminados realizados en 1989-1990 en la cubeta de La Llagosta (Navarro et al. 1991) gracias al proyecto ELISA indicó la existencia puntual de altas concentraciones de hidrocarburos aromáticos (naftaleno, fenantreno, antraceno, etc.) de carácter tóxico o cancerígeno, así como de otras sustancias como plastificantes y siliconas.

En algunos sondeos realizados las muestras analizadas presentaron la presencia de azufre libre y compuestos organo-sulfurados, que junto a otros parámetros su-

giere la existencia de una actividad microbiana sulfato-reductora importante, sobre todo las zonas de vertido asociadas a antiguas extracciones de áridos.

También se han detectado hidrocarburos asimilables a "fuel" procedentes de escapes de tanques enterrados (Navarro et al. 1993), y que han dado lugar a las escasas operaciones de saneamiento conocidas.

En el momento presente una buena parte de la Cubeta de La Llagosta se encuentra afectada por un doble proceso de contaminación por sustancias orgánicas:

- 1) Vertido puntual (Fig. 2) de compuestos aromáticos (m, o, p-xilenos y etilbenceno).
- 2) Contaminación extendida por disolventes no clorados, posiblemente vertidos desde redes de alcantari-lado industrial.

El empleo de modelos numéricos de simulación ha permitido, en algunos casos, definir con mayor precisión el origen y extensión de la contaminación (Navarro et al., 1994), aunque tales técnicas se ven penalizadas en su utilización por la falta de puntos de control en el acuífero para una buena calibración del modelo (Chu et al.,

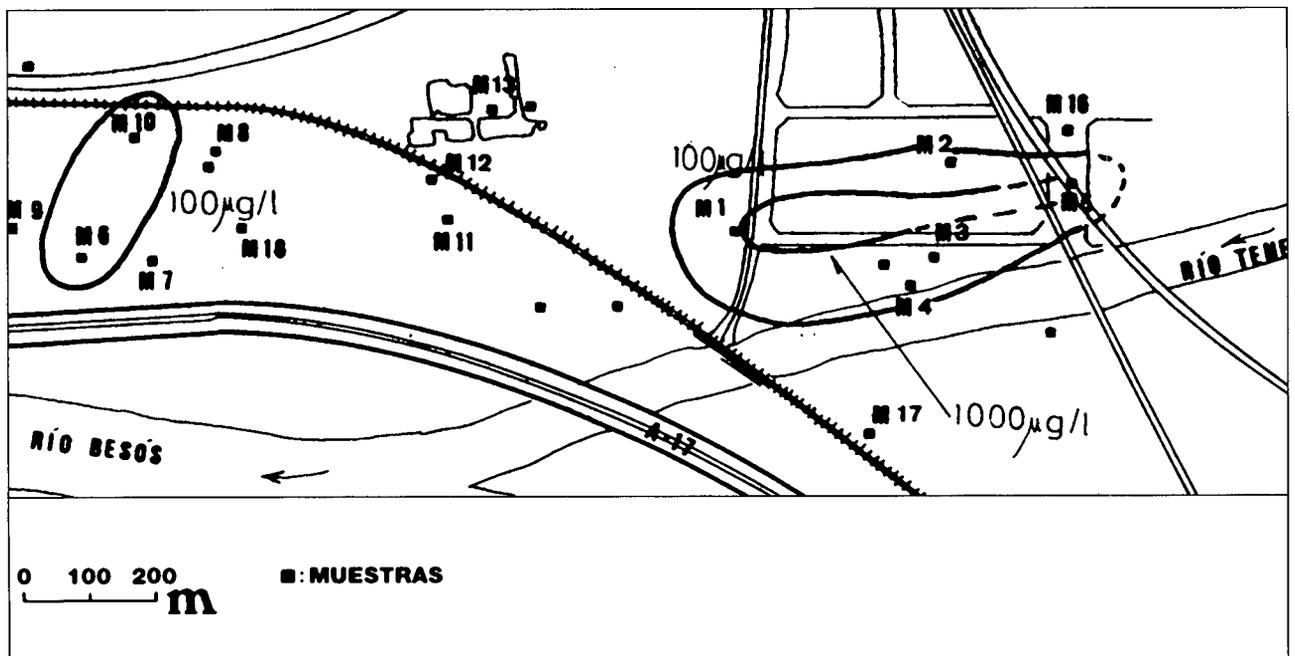


Figura 2.- Mapa de isocontorno en p-xilenos en el acuífero de la Cubeta de La Llagosta. Datos: abril 1993 (valores expresados en microgramos por litro). (Navarro et al., 1994)

Figure 2.- Isocontent map of p-xilens in the La Llagosta basin aquifer. Dates: april 1993 (values in micrograms per litre) (Navarro et al., 1994).

1987) y el desconocimiento de la variabilidad espacial de gran parte de los parámetros hidráulicos (Carrera y Sánchez-Vila, 1994). Por ello, la predicción de la evolución de la contaminación en tales circunstancias es bastante problemática, sobre todo cuando existen procesos de biodegradación y de retención en el medio sólido.

Un ejemplo de ello lo tenemos en la figura 3, donde se analiza la propagación de compuestos orgánicos a partir de un foco conocido de contaminación.

En la figura 4 se han representado los valores simulados de etil benceno a partir de un foco conocido de contaminación, utilizando valores contrastados de conductividad hidráulica, porosidad, coeficiente de distribución, etc., y mediante el empleo de una tasa de degradación microbiológica procedente de estudios experimentales (McIntire et al., 1993). El penacho simulado al cabo de 9 años guarda un cierto parecido con el real determinado a partir de una campaña de muestreo en 1993 (Fig. 5), lo que indicaría probablemente una lenta propagación de los compuestos aromáticos si la degradación microbiológica fuera realmente de esa magnitud y se mantuviera constante durante el período simulado.

Cuando se ha simulado la propagación del mismo contaminante, también para un período de simulación de 9 años, pero sin emplear la tasa de degradación microbiológica anterior, se obtiene un penacho totalmente distinto y en el cual la contaminación abarcaría la práctica totalidad de la zona simulada. Esta situación sería equivalente a la que se produciría si no se conociera la cinética del proceso de degradación.

Por tanto, parece evidente que la predicción de la propagación de microcontaminantes orgánicos en aguas subterráneas mediante métodos numéricos puede ser útil cuando, como en el caso de la cuenca del Besós, se conocen suficientemente los procesos hidrodinámicos, hidroquímicos y microbiológicos. En caso contrario, deben sopesarse con cuidado las insuficiencias en cuanto a datos, procesos, etc., y tratar de utilizar métodos de análisis de verosimilitud y otros similares (Carrera y Sánchez-Vila, 1994).

Aún así, los métodos numéricos constituyen probablemente la única herramienta que permite profundizar en los procesos de movilización de contaminantes de origen industrial, cuando se quiere ir algo más allá de la caracterización del proceso de contaminación.

En el caso de vertidos puntuales de contaminantes orgánicos, como los existentes en algunas zonas de la

cuenca del río Besós, es posible predecir la posible evolución de los compuestos disueltos en el agua subterránea mediante la construcción de modelos de simulación, si existen suficientes datos del acuífero y se conocen con la suficiente aproximación los procesos físico-químicos. Así, en el caso estudiado, se ha empleado un modelo bidimensional que simula la propagación de "etilbenceno" en la confluencia de los acuíferos del río Besós y Tenes, anteriormente empleado para analizar la propagación de disolventes no clorados (Navarro et al., 1994) y otros microcontaminantes orgánicos (Navarro y Collado, 1996). El programa utilizado es un código standard (Konikow y Bredehoeft, 1978) que resuelve por diferencias finitas y mediante el método de las características las ecuaciones de flujo y transporte con adsorción y reacción química simple:

$$S_s \frac{\partial h}{\partial t} = K_x \frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + K_y \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} \quad [1]$$

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_L \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + D_T \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} - V_x \frac{\partial C}{\partial x} - V_y \frac{\partial C}{\partial y} - \frac{\rho}{\emptyset} \frac{\partial C^*}{\partial t} + \left(\frac{\partial C}{\partial t} \right) [2]$$

donde:

- h : nivel piezométrico
- $K_{x,y}$: conductividad hidráulica
- S_s : almacenamiento específico
- C : concentración de soluto en la fase líquida
- D_L : coeficiente de dispersión longitudinal
- D_T : coeficiente de dispersión transversal
- $V_{x,y}$: velocidad lineal del agua subterránea
- ρ : densidad "bulk" del acuífero
- \emptyset : porosidad
- C^* : concentración de soluto adsorbido
- I : 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: $K_d = 2.7$, obtenido a partir de datos bibliográficos (Montgomery y Welkon, 1991) y ensayos de laboratorio. El coeficiente de retardo viene dado por la expresión:

$$R = \frac{\rho}{\emptyset} K_d \quad [3]$$

donde ρ es la densidad "bulk" del medio, \emptyset la porosidad, K_d el coeficiente de distribución o de reparto y donde R es la relación entre la velocidad del agua subterránea y la del contaminante (coeficiente de retardo).

Los valores de densidad y porosidad utilizados proceden de ensayos de campo y laboratorio realizados con materiales del acuífero en áreas próximas a la modelizada.

La reacción química simulada ha intentado reproducir la degradación del etilbenceno mediante una reacción cinética de 1er. orden:

$$\frac{\partial C^*}{\partial t} = K_1 \cdot C \quad [4]$$

donde K_1 es una constante cinética de 1er. orden.

Dicha constante puede calcularse por la expresión siguiente:

$$K = (2,303 / t) \log \frac{C_o}{C_t} \quad [5]$$

donde:

K : constante de 1er. orden (horas⁻¹)

t : tiempo (horas)

C_o : concentración inicial (mg/l)

C_t : concentración en el tiempo t (mg/l)

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

$$t_{1/2} = 0,693 / K \quad [6]$$

Los valores de $t_{1/2}$ de compuestos aromáticos como los p-xilenos y el benceno que aparecen en la bibliografía, oscilan entre 63-105 días para acuíferos heterogéneos (McIntyre et al., 1993) y 170-225 días para acuíferos más homogéneos en condiciones anóxicas (Thierrin et al., 1995).

La aplicación del modelo de simulación sobre la zona contaminada ha supuesto, en primer lugar, una discretización del acuífero en celdas rectangulares de 165 por 70 m, obteniéndose un total de 132 celdas (fig.3). La entrada de contaminantes (etilbenceno) a la zona saturada se ha ubicado en las instalaciones industriales más próximas a las captaciones donde se han detectado hidrocarburos en forma de fase inmisible.

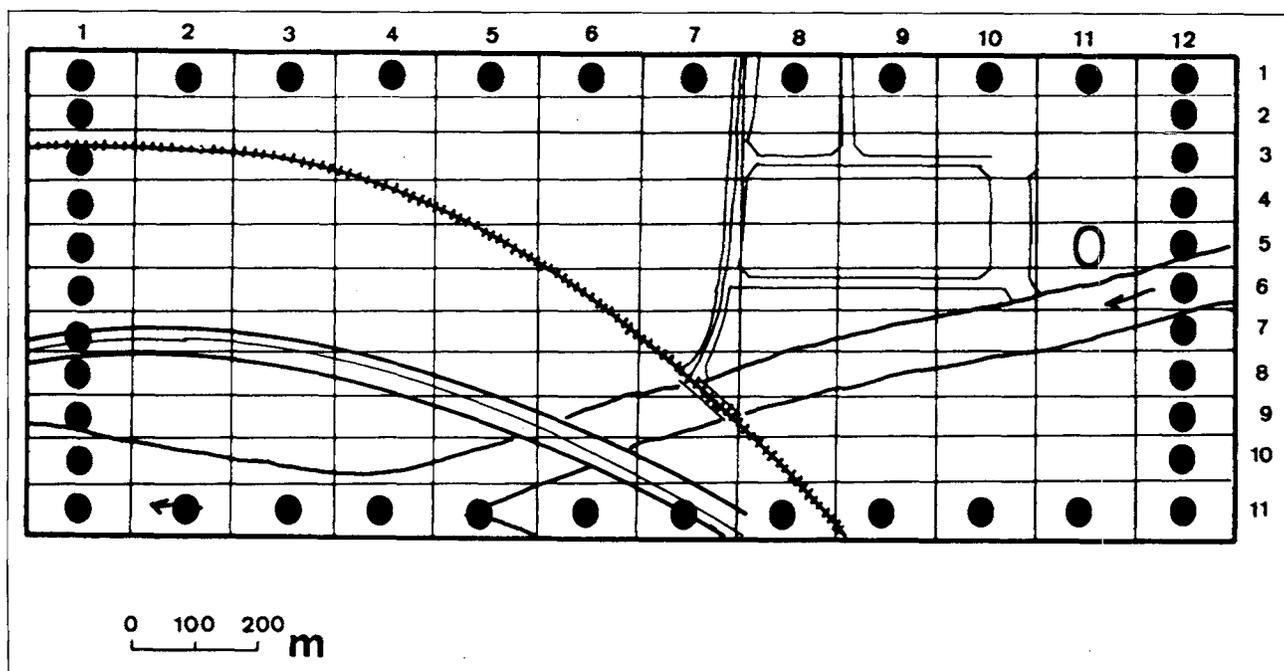


Figura 3.- Discretización en celdas rectangulares del sector del acuífero aluvial modelizado y condiciones de borde empleadas en el modelo. (Círculos negros: borde de nivel constante. Círculo: foco de emisión de contaminante).

Figure 3.- Discretization in rectangular cells of the part of the alluvial aquifer modeled and border conditions used in the model. (Black circles: constant level borders. Circle: contaminant focus).

En el modelo de simulación, el foco de contaminación se ha considerado como un foco de emisión constante, dada la existencia de una gran masa de hidrocarburo en forma de fase inmisible, que se mueve a escasa velocidad, y que continuamente disuelve compuestos, como son los hidrocarburos aromáticos. En el hipotético foco de contaminación la concentración del contaminante se ha considerado equivalente a la solubilidad media del etilbenceno a 15°C (140 mg/l), ya que se ha supuesto que se disuelve todo el compuesto disponible sobre el nivel freático.

La simulación de la propagación de los compuestos aromáticos (fig.4) desde su probable fecha de vertido hasta el año 1993 muestra un penacho sensiblemente parecido al detectado en 1993 (fig.5).

Por todo ello, y a falta de puntos de muestreo para realizar una completa calibración, y teniendo en cuenta la bondad de los parámetros hidráulicos empleados (tabla 2), se puede pensar que el modelo reproduce razonablemente la fase inicial de propagación de la contaminación.

En relación al proceso de contaminación, destaca la importancia de los procesos de biodegradación, que expli-

carían la drástica disminución de la concentración de compuestos aromáticos, en un lapso de tiempo relativamente breve. Todo ello se ve también apoyado por el balance de masas que realiza el modelo (tabla 3) y que refleja que la mayor parte de la masa introducida al sistema desaparece por biodegradación, siendo este fenómeno junto a la retención y a la dispersión hidrodinámica los que explicarían la forma y extensión del penacho.

De acuerdo con lo expuesto anteriormente, y teniendo en cuenta las limitaciones del modelo, parece probable que el penacho no alcance una extensión mayor que la que tiene actualmente, y que las concentraciones vayan decreciendo paulatinamente, sino se producen nuevos vertidos. La disminución de la concentración de compuestos aromáticos es difícil de predecir debido a la variabilidad del proceso de degradación, y las posibles interacciones entre la fase sólida y el medio acuoso que pueden dar lugar a unos "fondos" de contaminación persistentes durante largo tiempo. Aún más, teniendo en cuenta los datos que se disponen sobre la masa vertida y que indican un vertido aproximado de 10tm de contaminante, con un 30-40% de compuestos aromáticos (xilenos, tolueno y etilbenceno).

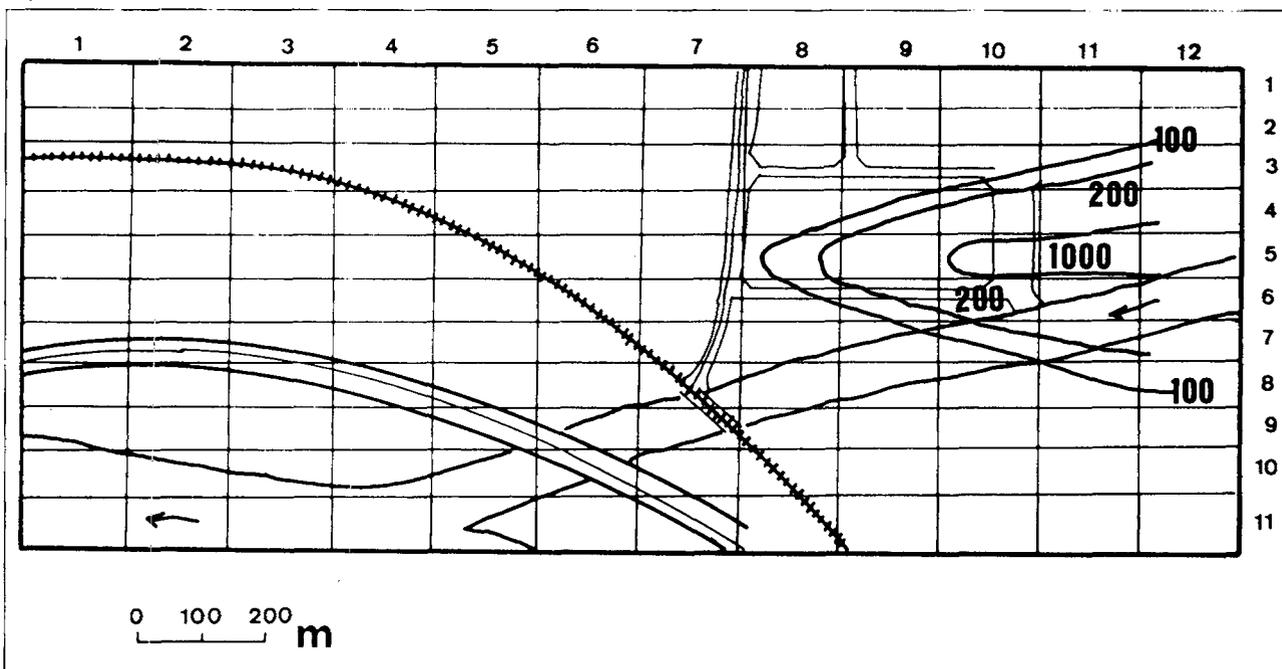


Figura 4.- Isoconcentraciones de etilbenceno simuladas, expresadas en microgramos por litro.

Figure 4.- Simulated ethylbenzene isoconcentration map, in micrograms per liter.

Tabla 2.- Características de los parámetros y variables utilizados en el modelo de simulación.

Parámetro	Valor	Unidades
Nº de Columnas	12	-
Nº de Filas	11	-
Distancia x de las celdas	165	m
Distancia y de las celdas	70	m
Porosidad efectiva	0.20	-
Dispersividad longitudinal	30	m
Dispersividad transversal	10	m
Conductividad hidráulica	250-700	m/día
Coeficiente de reparto	2.7	ml/mg
Factor de retardo	25.1	-
Vida media	34.7	días
Densidad "bulk"	1800	kg/m ³
Espesor saturado medio	4	m

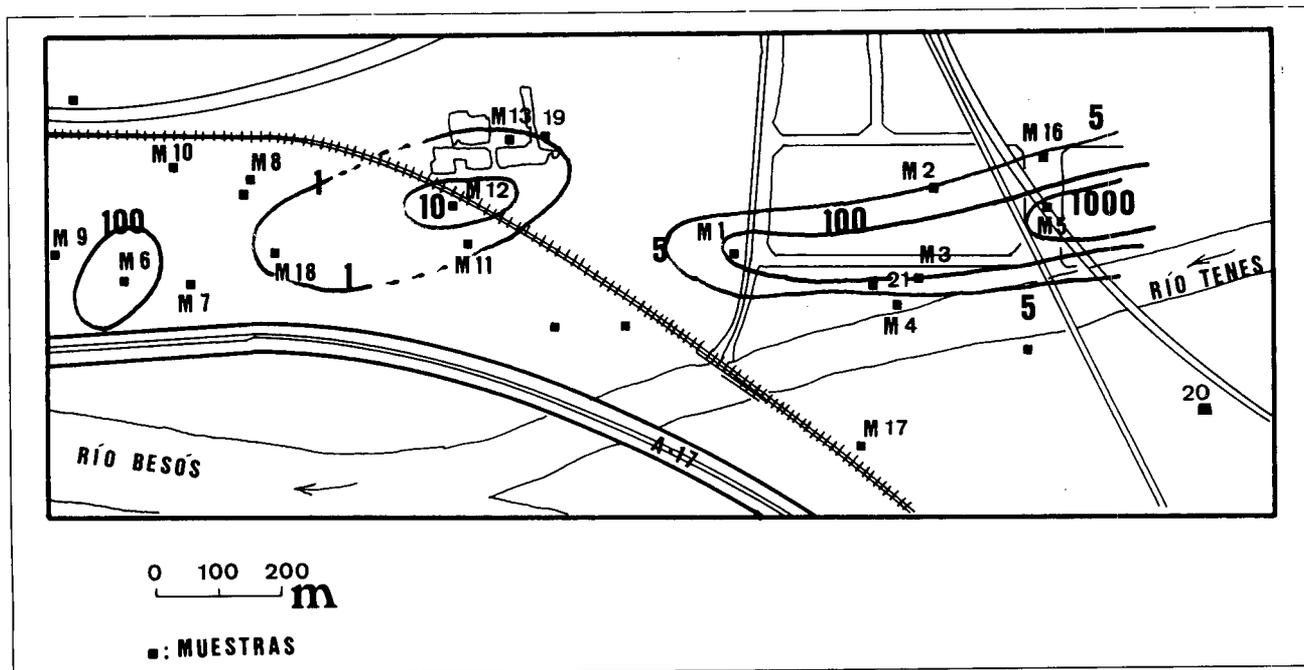


Figura 5.- Isoconcentraciones de etilbenceno determinadas en laboratorio, expresadas en microgramos por litro.

Figure 5.- Ethylbenzene isoconcentrations analyzed in the laboratory, in micrograms per liter.

En el caso estudiado, la degradación de los compuestos orgánicos va acompañada por la solubilización de algunos metales pesados (Fe, Mn y Pb), y la aparición de zonas localizadas del acuífero con altos contenidos en Ba, una elevada salinidad y ambientes algo reductores.

La modelización del proceso de contaminación indica que los fenómenos de biodegradación y de retención en el medio sólido pueden explicar la rápida disminución de la contaminación por compuestos aromáticos, pudiendo asignarse a estas sustancias una vida media en el acuífero similar a la detectada en acuíferos arenosos en condiciones aerobias.

4. ANALISIS DE LA SITUACION ACTUAL EN ESPAÑA Y TENDENCIAS FUTURAS

La experiencia de estos últimos años ha permitido la formación de distintos equipos de investigación vinculados a diversas universidades y centros públicos de investigación, que fundamentalmente han llevado una tarea centrada en la identificación y caracterización de suelos y acuíferos contaminados. Buena muestra de ello son algunas publicaciones de ámbito restringido que han ido apareciendo en los últimos años a partir de Congresos o Simposios, como los de Hidrogeología, Geología Ambiental y Ordenación del Territorio y de Geoquímica.

Paralelamente, diversas universidades españolas han desarrollado actividades de formación y reciclaje en este campo, mediante cursos de postgrado y de extensión universitaria, e incluso mediante la creación de nuevas licenciaturas.

Sin embargo todo este esfuerzo y bagaje técnico y científico apenas ha servido para disminuir el número de emplazamientos contaminados: hasta 4532 puntos negros según la empresa pública EMGRISA. Sólo en casos muy concretos ubicados en zonas con alto valor urbanístico, o actuaciones puntuales situadas en los aluviales de los ríos Besós y Llobregat.

Todo ello se produce a pesar de que la legislación vigente (Ley Nacional de Residuos Tóxicos y Peligrosos y su Reglamento) hace responsable a la administración del saneamiento de los espacios contaminados si no se conoce al causante de la contaminación o bien ésta es antigua o la razón social de la empresa ha desaparecido.

Así mismo, las diferentes administraciones, desoyendo las recomendaciones realizadas por instituciones independientes, no han aprobado todavía leyes encaminadas a establecer auditorías ambientales previas a las operaciones de compra-venta de terrenos industriales, y que en otros países vienen llevándose a cabo desde hace varios años, lo que ha evitado en estos países un agravamiento del problema.

Paradójicamente algunas empresas multinacionales al establecerse en nuestro país, sí que han aplicado estas disposiciones en el momento de la adquisición de terrenos, encontrándose con la dificultad de aplicar unos criterios de calidad inexistentes en la normativa española.

Todo ello, ha imposibilitado la creación y desarrollo de una industria ambiental focalizada en el saneamiento de suelos contaminados, tal como existe en USA, Holan-

Tabla 3. Resultados del balance de masas realizado por el modelo de simulación. Valores en kg.

	Masa de etilbenceno entrada al sistema (1)	Balance del modelo
Masa introducida	2000	2028
Masa bombeada	–	0.03
Masa biodegradada	–	1748
Masa adsorbida	–	207.2
Total	2000	1963.7 (2)
Error (%)	0	3.1

(1) Datos procedentes de la encuesta de campo

(2) Incluye la masa disuelta en el instante final de la simulación.

da, Alemania y Francia. El resultado es la progresiva contaminación de los acuíferos en amplias zonas del país, y con ello la imposibilidad de la utilización de los recursos hídricos subterráneos, especialmente en épocas de escasez como la actual.

Sin embargo, recientemente se ha aprobado el Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados que da paso a un cierto optimismo, al menos por lo que se refiere a los 274 emplazamientos más degradados que se espera recuperar. No obstante hay que tener en cuenta la experiencia de los planes estadounidenses (con varios billones de pesetas gastados en saneamiento de espacios contaminados), y cuyos resultados se están cuestionando en la actualidad.

En el caso español se trataría de armonizar unos recursos económicos escasos con unos resultados mínimamente aceptables en cuanto a umbrales de calidad, definiendo previamente hasta qué límites debe llegar el saneamiento, y teniendo siempre en cuenta el uso final de los terrenos.

Además se deberá considerar que en determinadas circunstancias, como por ejemplo la contaminación por hidrocarburos densos, no existen técnicas económicamente viables que garanticen una adecuada descontaminación, y mucho menos volver al estadio de calidad original.

En definitiva, se trata de abordar un problema que no es nuevo, al que se llega tarde, pero al que se le debe dar una inmediata solución si se quieren conservar los escasos recursos hídricos subterráneos aún disponibles en algunas zonas.

REFERENCIAS

- ALBINET, M. (1965): La pollution des eaux souterraines. *Chronique d'Hydrogéologie*. Bureau de Recherches Géologiques et Minières, 6:7-32.
- BAEDECKER, M.J. y BACK, W. (1979): Hydrogeological processes and chemical reactions at a landfill. *Ground Water*, 17(5):429-437.
- BARRES, M. y SAUTER, M. (1985): Etudes sur site expérimental de la migration en terrains semi-perméable d'effluents issus de boues industrielles. *Hydrogeol.*, 2:99-103.
- BEAR, J. y VERRUIJ, A. (1987): *Modelling ground water flow and pollution*. D. Reidel. Dordrecht. 414 p.
- BUSQUET, E. y CASAS, A. (1994): Detección de residuos enterrados y delimitación de la extensión de la contaminación mediante métodos geofísicos. *Análisis y Evolución de la Contaminación de Aguas Subterráneas*, T. I, pp. 49-60.
- C.A.P.O. (1977): *Informe sobre la contaminación por Cromo de los acuíferos de los ríos Llobregat y Besós*. Comisaría de Aguas del Pirineo Oriental. Barcelona. Informe interno.
- CARCELLER, M.T. y GARRIDO, E.A. (1994): Aproximación al estado de la contaminación antrópica en el acuífero aluvial del Ebro (Sector Zaragoza-Luceni). *Análisis y Evolución de la contaminación de las Aguas Subterráneas*, T. I, pp. 61-72.
- CARPENTER, P.J.; KAUFMANN, R.S. y PRICE, B. (1990): Use of resistivity soundings to determine landfill structure. *Groundwater*, 28:569-575.
- CARRERA, J. y SANCHEZ-VILA, X. (1994): La influencia de la variabilidad espacial en la incertidumbre de los modelos de transporte de solutos. *Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas*. Vol. I, pp. 169-184.
- CHERRY, J.A. (1983): Migration of contaminants in groundwater at a landfill: a case study. *Journal of Hydrology*, 63 (1/2).
- CHU, W.; STRECKER, E.W. y LETTENMAIER, D.P. (1987): An evaluation of Data Requirements for Groundwater Contaminant Transport Modeling. *Water Resources Research*, 23(3):408-424.
- CUSTODIO, E. (1981a): Algunos aspectos de las contaminaciones crónicas de las aguas subterráneas en el entorno de Barcelona. *Jornadas sobre Análisis y Evolución de la Contaminación de Aguas Subterráneas en España*. C.I.H.S. Barcelona. Vol. I, pp. 349-360.
- CUSTODIO, E. (1981b): Perspectivas de las aguas subterráneas en el Pirineo Oriental (Cataluña, España) de cara al siglo XXI: urgencia en la actuación o degradación irreversible. *Jornadas sobre Análisis y Evolución de la Contaminación de Aguas Subterráneas en España*. C.I.H.S. Barcelona. Vol. II, pp. 1031-1055.
- CUSTODIO, E. y GALOFRE, A. (1979): Cromo, boro y otros contaminantes en el subsuelo del Bajo Llobregat: origen, comportamiento y movimiento. *3ª Asamblea Nac. de Geodesia y Geofísica*. I.G.N. Madrid.
- FETTER, C.W. (1993): *Contaminant hydrogeology*. Mcmillan Publ. Co. New York. 457 pp.
- FONT, X. y NAVARRO, A. (1991): Aplicación de métodos estadísticos uni y multivariantes a estudios de contaminación. El caso de la Cubeta de La Llagosta. *Boletín Geol. y Minero*, 102(5):685-705.
- FONT, X. y NAVARRO, A. (1993): Contaminación de Suelos por Metales Pesados en la cuenca del río Besós (Barcelona). Caracterización y Estudio Geoquímico. *Problemática Geoambiental y Desarrollo*. Tomo I, pp. 433-442.
- GALOFRE, A. (1981): *Informe hidrogeológico sobre la aparición de Cr-VI en algunos pozos dentro del casco urbano de Granollers*. C.A.P.O. Barcelona. Informe interno.
- GILKESON, R.H.; HEIGOLD, P.C. y LAYMOND, D.E. (1986): Practical application of theoretical models to magnetometer surveys on hazardous waste disposal sites. A case history. *Ground Water Monitoring Review*, winter: 54-61.
- GODE, L. (1981): Contaminación por cianuros en Alella (Barcelona). *Jornadas sobre Análisis y Evolución de la Contaminación de Aguas Subterráneas en España*. C.I.H.S. Barcelona. Vol. I, pp. 413-416.
- GOMEZ, M.; FERNANDEZ, I.; BUSTAMANTE, I. y GOMEZ, C. (1994): Metodología seguida en un estudio de evaluación de contaminación por microcontaminantes orgánicos en las aguas subterráneas de la Comunidad de Madrid. *Análisis y Evolución de la contaminación de las Aguas Subterráneas*, T. I, pp. 105-114.
- GONZALEZ-NICOLAS, J. (1981): Contenido en metales pesados y nutrientes en muestras de aguas subterráneas extraídas en pozos de la región de Castellón de la Plana. *Jornadas sobre Análisis y Evolución de la Contaminación de Aguas Subterráneas en España*. C.I.H.S. Barcelona. Vol. I, pp. 429-436.

- HEM, J.D. (1959): Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. *U.S. Geological Survey Water-Supply Paper* n° 1473. Washington. 269 p.
- KONIKOW, L.F. y BREDEHOEFT, J.D. (1978): *Computer model of two-dimensional solute transport and dispersion in ground water*. In: Techniques of Water-Resources Investigations of the United States Geological Survey. Book 7, 90 pp.
- LORD, A.E.Jr. y KOERNER, R.M. (1988): Non Destructive Testing (NDT) techniques to detect contaminated subsurface hazardous waste. *Jour. of Hazardous Materials*, 19:119-123.
- MCINTIRE, W.; BOGGS, M.; ANTWORTH, C. y STAUFFER, T.B. (1993): Degradation Kinetics of Aromatic Organic Solutes Introduced Into a Heterogeneous Aquifer. *Water Resources Research*, 29(12):4045-4051.
- NAVARRO, A. (1989): *Estudio de los acuíferos aluviales de la cuenca del río Besós: Origen y Evolución de la Contaminación*. Dep. Geoquímica, Petrología y Prosp. Geol. Universidad de Barcelona. Tesis Doctoral. Inédita, 3 vol., 525 pp.
- NAVARRO, A. y FONT, X. (1993): Discriminating different sources of groundwater contamination caused by industrial wastes in the Besós River Basin, Barcelona, Spain. *Applied Geochemistry*, Suppl. Issue N° 2, pp. 277-279.
- NAVARRO, A. y SOLER, M.A. (1989): Economic Evaluation of a pilot study of reclamation of the Llagosta aquifer. *Groundwater Economics*. Elsevier, 12 pp.
- NAVARRO, A. y VAZQUEZ, R. (1990): Influencia de las redes de alcantarillado sobre la calidad del agua subterránea. *E. y S. Municipales*, 12:9-24.
- NAVARRO, A.; FONT, X.; VILADEVALL, M. y CASAS, A. (1993): Origen y evolución de la contaminación por hidrocarburos en los acuíferos de la cuenca del Besós (Barcelona). *Problemática Geoambiental y Desarrollo*, Tomo I, pp. 129-138.
- NAVARRO, A.; VIRTO, L.; FONT, X. y VILADEVALL, M. (1994): Evaluación y modelización preliminar de la contaminación por hidrocarburos en los acuíferos de la zona central de la cuenca del río Besós (Barcelona). *Análisis y Evolución de la Contaminación de las Aguas Subterráneas*. Tomo I, pp. 231-246.
- NAVARRO, A.; ROSELL, A.; VILLANUEVA, J. y GRIMALT, J.O. (1991): Monitoring of hazardous waste dumps by the study of metals and solvent-soluble organic chemicals. *Chemosphere*, 22(9-10):913-928.
- NICHOLSON, R.V.; CHERRY, J.A. y REARDON, E.J. (1983): Migration of contaminants in groundwater at a landfill: A case study. 6. Hydrogeochemistry. *Jour. of Hydrol.*, 63:131-176.
- PIPER, A.M. (1969): Disposal of liquid wastes by injection underground, neither myth nor millerium. *U.S. Geological Survey Circular* 631. Washington. 15 p.
- PUIGGARI, L. (1981): *Estudio sobre las posibles causas de contaminación en el pozo Donadeu* (T.M. de la Llagosta). Barcelona. Oficina de Estudios y Proyectos de Centrales. S.G.A.B., S.A., Informe interno, 45 pp.
- SAHUQUILLO, A. (1981): Vertidos de aguas residuales procedentes de la industria cerámica en el acuífero de la Plana de Castellón. *Jornadas sobre Análisis y Evolución de la Contaminación de Aguas Subterráneas en España*. C.I.H.S. Barcelona. Vol. I, pp. 409-412.
- URIOL, J. (1985): *Incidencia del relleno de antiguas extracciones de áridos en el aluvial de la zona comprendida entre Mollet del Vallés y la Llagosta. Criterios para su reutilización*. E.T.S.I. Caminos, U.P.C., Tesis. Inédita, 2 vol. 125 pp.
- VALDES, L. y PUIGGARI, L. (1981): Contaminación de las aguas subterráneas en la riera de Polinyá (Polinyá-Barcelona). *Jornadas sobre Análisis y Evolución de la Contaminación de Aguas Subterráneas en España*. C.I.H.S. Barcelona, Vol. I.
- VILARO, F. (1981): Contaminación de las aguas subterráneas por actividades industriales. *Jornadas sobre Análisis y Evolución de la Contaminación de Aguas Subterráneas en España*. C.I.H.S., Vol. I, pp. 291-331.