

INVESTIGACIÓN DEL FLUJO Y TRANSPORTE MEDIANTE EXPERIMENTACIÓN A ESCALA INTERMEDIA

I. Sánchez Fuster, L. López Chacón, J.E. Capilla Romá

Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente
Universidad Politécnica de Valencia, Ciudad Politécnica de la Innovación (Edificio 8G)
Camino de Vera, s/n 46022 Valencia, España
issanfus@doctor.upv.es

Resumen: Los experimentos en medio poroso heterogéneo llevados a cabo en tanque de laboratorio se han utilizado con frecuencia como herramienta para la formulación y la validación de aproximaciones a la modelación de diversos fenómenos que se dan en relación con el flujo y transporte en medios porosos. Históricamente, este tipo de modelos tuvieron un cierto auge para la investigación de los fenómenos de dispersión hidrodinámica en medios porosos a partir de mediados del siglo XX. En las dos últimas décadas la mejora de los sistemas de adquisición de datos, la disponibilidad de tecnologías asequibles y precisas de medición de presiones, de conductividades y de procesamiento de imágenes, además de la necesidad de investigar la modelización de problemas no resueltos de forma satisfactoria, han renovado el interés por esta forma de experimentación. Este artículo recoge una síntesis representativa de las investigaciones llevadas a cabo con modelos físicos de laboratorio, llamados ISE (Intermediate Scale Experiments), como opción para la investigación de procesos de flujo y transporte no-reactivo en medios porosos saturados. Se realiza un repaso de las principales características de este tipo de modelos físicos ilustrándose brevemente las características del prototipo de tanque de experimentación desarrollado en la Universidad Politécnica de Valencia para la investigación en 2D de fenómenos de dispersión en medios heterogéneos.

INTRODUCCIÓN

Los experimentos en medio poroso heterogéneo llevados a cabo en tanque de laboratorio (conocidos como Experimentos a Escala Intermedia, o Intermediate Scale Experiments, ISE, en la literatura científica) han sido utilizados en numerosas ocasiones para el desarrollo y validación de diversas teorías en el campo del flujo y transporte de masa en medios porosos. En ocasiones, para aquellas investigaciones que tratan de desarrollar o mejorar aproximaciones a la modelación matemática de fenómenos poco conocidos, o de complejidad importante, son la única fuente capaz de proporcionar una comprensión cualitativa de los fenómenos y al mismo tiempo un volumen de datos en cantidad y precisión suficientes para validar formulaciones teóricas previas o tratar de establecer aproximaciones empíricas. No se olvide que la propia Ley de Darcy, Darcy (1856), base fundamental de la Teoría del flujo y transporte en medios porosos, surge de una aproximación empírica a las ob-

servaciones del flujo a través de una columna de arena, siendo este posiblemente el primer ISE del que tenemos noticia. Mucho más tarde, entre los años 50 y 60, los ISE fueron de gran utilidad para establecer las bases de la modelación del transporte de masa. En esta época tuvo lugar el principal desarrollo de este tipo de modelos en un esfuerzo por obtener una mejor comprensión de la dispersión de solutos conservativos, obteniéndose el punto de apoyo necesario para comprender las relaciones entre el coeficiente de dispersión longitudinal y las propiedades del medio poroso en que se desarrollaba el flujo (tales como permeabilidad, rugosidad y la uniformidad del tamaño de partícula). Silliman (1997) proporciona un repaso de los logros más importantes de estas investigaciones. Sin embargo, la complejidad de los montajes de laboratorio necesarios para este tipo de experimentación, la dificultad de efectuar mediciones espaciales y temporales precisas de las variables de interés (presión y concentraciones de solutos), además del elevado coste de

la tecnología necesaria, han limitado sin duda el interés y la aplicabilidad de este tipo de experimentación. Esta situación ha ido cambiando en las dos últimas décadas debido por una parte al desarrollo de las tecnologías de adquisición y proceso de datos, y por otra a la identificación de nuevas necesidades de investigación como son la modelización de comportamientos observados y atribuidos a la heterogeneidad del medio, la modelación en medios no-saturados, el movimiento de líquidos en fase no-acuosa (Non-Aqueous Phase Liquids o NAPLs) o la creciente necesidad de diseñar y mejorar la eficiencia de técnicas de recuperación de acuíferos o suelos contaminados.

Los recientes avances en las tecnologías de adquisición de datos (transductores de presión, sensores de conductividad, adquisición y proceso de imágenes, etc.) han permitido que los ISE sean considerados cada vez más como una opción interesante para el estudio del flujo y transporte en sistemas saturados y no saturados. Entre las muchas aplicaciones posibles con este tipo de dispositivos se encuentran:

- El estudio del movimiento de solutos conservativos en campos de permeabilidades con estructura espacial conocida.
- Transporte de trazadores conservativos en fluidos de densidad constante o variable.
- Reacciones químicas y microbianas en el seno de un fluido.
- Transporte multifase y movimiento de NAPLs.
- Efecto de macroporos en el flujo y transporte.

En este artículo se sintetiza un conjunto amplio de aplicaciones de los ISEs en el campo de la modelación del flujo y transporte no-reactivo en medio poroso saturado, representativo de los avances y aplicaciones de las dos últimas décadas. Esta revisión se ha realizado con el objeto de sentar las bases necesarias para el desarrollo de un tanque experimental en la Universidad Politécnica de Valencia destinado a la investigación de la influencia de la heterogeneidad en el transporte no-reactivo. Se dicho tanque, en fase de prototipo, se muestran algunas ilustraciones y sus características principales.

APLICACIONES RECIENTES DE LOS ISE

La Tabla 1 reproducida a continuación resume muy brevemente algunos de los experimentos en tanque de laboratorio más representativos desarrollados en las últimas décadas.

Uno de los estudios clásicos dentro de las aplicaciones recientes de los ISE se debe a Silliman y Simpson (1987). Estos investigadores construyeron un tanque de laboratorio que, con diversas modificaciones, ha servido de modelo para casi todos los demás construidos a partir de la fecha. En este estudio, Silliman y Simpson construyeron dentro del tanque un medio heterogéneo que reproducía unos experimentos numéricos realizados por Smith y Schwartz (1980). Con ello Silliman y Simpson validan la teoría de que el efecto de escala en la dispersión podía ser reproducido teniendo en cuenta las heterogeneidades en el campo de conductividades hidráulicas y constatan que la dispersividad tendía asintóticamente a un valor constante al aumentar la distancia de viaje del penacho contaminante desde el origen.

Otro experimento clásico fue el realizado por Elsner (1994) que desarrolla una técnica de construcción de medios heterogéneos con una estructura de correlación espacial determinada. Aunque en ese estudio se construyó un único medio unidimensional, esta técnica puede adaptarse a la construcción de medios bidimensionales o tridimensionales con ligeras modificaciones. Gracias al avance desarrollado en este experimento, se han producido numerosas investigaciones utilizando tanques similares. Continuando su trabajo, Silliman y Zheng (1999) diseñaron uno de estos tanques a fin de validar los resultados numéricos proporcionados por las teorías estocásticas de Dagan (1994) sobre la dispersión de un penacho de trazador, obteniendo resultados consistentes con los modelos teóricos. Sin embargo, en algunos casos se produjeron desviaciones achacadas a la sensibilidad de la solución frente al umbral de corte empleado para determinar la existencia o no existencia del penacho.

También se ha estudiado el transporte en medio no saturado por vías preferenciales utilizando el concepto de "dos regiones" (Van Genuchten y Wierenga, 1976). Este estudio, realizado por Ursino (2001), utiliza una celda de flujo para simular la infiltración de un trazador fluorescente (sulfaflavina) a través de un medio cuyas vías preferentes de infiltración formaban cierto ángulo con el gradiente general, realizándose un análisis detallado de la técnica de obtención de datos de concentración a partir de imagen digital, utilizando la fotografía de fluorescencia.

O Autores	Medida tanque	Naturaleza del medio	Sistema de medida de niveles piezométricos	Sistema de medida de concentración de trazador	Trazador utilizado	Objetivos del estudio
Silliman, S.E., Simpson (1987).	2,4m.x105m. x 0,1 m.	Arena silícea, heterogéneo	Tubos piezométricos	Sensores eléctricos	NaCl	Comprobación en laboratorio del efecto de la escala en la dispersión de solutos
Schincariol, R.A., Schwartz, F. W. (1990)	1,07 m. x 0,71 x 0,05 m.	Arena silícea, homogéneo y heterogéneo	Tubos piezométricos	Sensores eléctricos	NaCl	Estudio experimental del comportamiento de fluidos de densidad variable en medios homogéneos y estratificados.
Oostrom, M., Hofstee, C. (1999)	1,67 m. x 0,05 m. x 1,0 m.	Arena silícea, heterogéneo	Transductores de presión	Sensores de radiación gamma, toma de muestras	Tricloro-etileno (TCE)	Estudio del flujo y transporte de tricloroetileno en un medio heterogéneo saturado
Silliman, S.E. , Zheng, L. (1999)	1,6 m. x 0,67 m. x 0,094 m.	Arena silícea, heterogéneo	Transductores de presión	Sensores eléctricos	NaCl	Comprobación en laboratorio de varias teorías estocásticas en un medio de alta heterogeneidad
Ursino, N., Gimmi, T. (2000)	0,75 m. x 0,40 m. x 0,05 m.	Arena silícea, heterogéneo	Ninguna	Fotografía digital	Fluoresceína	Estudio de la dispersión local de trazadores no conservativos en la zona no saturada
Barth, G., Illangasekare, T. (2001)	10 m. x 1,2 m. x 0,06 m	Arena silícea, heterogéneo	Tubos piezométricos	Sensores eléctricos	KBr	Comprobación en laboratorio de una corrección de las inestabilidades debidas a la mayor densidad de los trazadores en los ensayos de transporte
Thullner, M. <i>et al.</i> (2002)	0,56 m. x 0,54 m. x 0,01 m.	Esferas de cristal	Ninguna	Fotografía digital	Brilliant Blue FCF	Estudio de la interacción del crecimiento bacteriano con el flujo en la zona saturada
Jalbert, M., Dane, J. (2003)	1,67 m. x 0,05 m. x 0,62 m.	Arena silícea, heterogéneo	Transductores de presión	Sensores de radiación gamma, toma de muestras	Tricloro-etileno (TCE)	Comprobación en laboratorio de la fiabilidad de los test de partición inter-pozos
Frippiat, T., Servais, C. (2003)	1 a 2m. (modificable) x 0,8 m. x 1,2 m.	Muestras de suelo natural, heterogéneo	-	Sensores eléctricos	NaCl	Obtener dispersividades reales en escalas intermedias (1 m. aprox.)
Dunn, A.M., Silliman, S.E. (2003)	0,51 m. x 0,16 m. x 0,34 m.	Arena silícea, heterogéneo	Tubos piezométricos	Reflectometría de dominio de tiempo (TDR)	-	Estudio del atrapamiento de burbujas de aire al ascender el nivel freático
Levy, M., Berkowitz (2003)	2,13 m. x 0,65 m. x 0,1 m	Arena silícea, heterogéneo	Tubos piezométricos	Fotografía digital	NaCl y Brilliant Blue FCF	Medida de las curvas de llegada reales y su evaluación utilizando tanto la ecuación de advección-dispersión (ADE) como el "Continuous Time Random Walk" (CTRW).
Rovey, C.M., Niemann, W.L. (2005)	1,60 m. x 0,67 m. x 0,60 m.	Arena silícea, homogéneo	Tubos piezométricos	Sensores eléctricos, fotografía digital	NaCl y Brilliant Blue	Estudio del movimiento de contaminantes y su relación con la velocidad de Darcy
McNeil, J.D. <i>et al.</i> (2006)	6,25 m. x 1,25 m. x 0,05 m.	Arena silícea, heterogéneo	Tubos piezométricos	Fotografía digital	Rodamina WT	Desarrollo de un método de estimación cuantitativa de concentraciones utilizando imagen digital
Cápiro <i>et al.</i> (2007)	3,66 m x 1,83 m x 1,22m	Arena silícea, homogéneo	Transductores de presión	Fotografía digital	Sudan IV (hidrofóbico) y fluoresceína (hidrofílico)	Estudio del transporte del etanol en forma de biocombustible
Sánchez-Fuster, I., Capilla, J.E. (2007)	1,40 m. x 0,4 m. x 0,05 m	Arena silícea, heterogéneo	Transductores de presión	Fotografía digital	Brilliant Blue FCF	Estudio de la macrodispersión en medios con vías de flujo preferente
Catania, F. <i>et al.</i> (2008)	2 m. x 2,8 m. x 0,1 m	Esferas de cristal	-	Fotografía digital	Fluoresceína	Diseño y construcción de un modelo físico de escala intermedia

Tabla 1. Síntesis de las principales características de experimentos a escala intermedia para la investigación del flujo y transporte no-reactivo realizados en las dos últimas décadas

Las teorías estocásticas han encontrado una potente herramienta en este tipo de modelos, puesto que permiten la construcción "in situ" de una realización de un campo de permeabilidades aleatorias con una estructura de correlación determinada. Berkowitz y Scher (2000) discuten la validez de la teoría estocástica al considerar la dispersión no como un proceso fickiano clásico, sino como un proceso estocástico según la teoría de las trayectorias aleatorias de partículas o "random walk". En su estudio demuestran que los resultados de algunos experimentos de flujo antiguos que no casaban con las teorías clásicas determinísticas, muestran un mejor ajuste utilizando las teorías estocásticas de flujo y transporte. Otro buen número de autores han trabajado en validar aspectos de las teorías estocásticas utilizando los experimentos de escala intermedia (Silliman, 2001; Berkowitz, 2000; Meerschaert, 1999).

Huang (1995) realizó un estudio con un medio poroso de laboratorio en el que las heterogeneidades no se distribuían en capas. El autor estudió la influencia de estas heterogeneidades en las curvas de llegada, concluyendo que éstas pueden ser estimadas utilizando la teoría de convección-dispersión cuando el medio es homogéneo, pero demostraba que la forma de las curvas obtenidas repitiendo el experimento en medios heterogéneos tenían una forma claramente no sigmoidea. Más tarde, Sternberg (1995), utilizando un medio en columna, determinó que la forma observada en las curvas de llegada dependía no sólo del material presente en la zona y en la inmediatamente cercana, sino que dependía también de las heterogeneidades existentes en zonas más amplias. Determinaron así que la dispersión es un fenómeno que no está determinado únicamente por las heterogeneidades de la conductividad hidráulica en las zonas próximas, sino que resulta de la influencia acumulada de la heterogeneidad encontrada a lo largo de toda la trayectoria del penacho siendo su caracterización necesaria para explicar el fenómeno.

Chao y Rajaram (2000) concluyeron que las dispersividades tanto longitudinal como transversal, al ser estimadas en un ensayo bajo bombeo, dan valores de hasta diez veces inferiores que los obtenidos para gradientes suaves no forzados. Esta subestimación hace que las dispersividades estimadas para muchos acuíferos, obtenidas a través de ensayos de bombeo, tengan que ser corregidas para su uso en modelación. Para llegar a este resultado, Chao y Rajaram utilizaron una celda de flujo tridimensional, a la que

se podía someter tanto a un gradiente natural como a un gradiente forzado por bombeo.

En la actualidad, el desarrollo de sistemas de fotografía digital cada vez con mayor definición y menor precio, así como la amplia disponibilidad de software de procesamiento de imágenes, hacen que un número importante de trabajos recientes hagan uso de esta técnica para determinar con gran precisión espacial y temporal las distribuciones de concentraciones de trazadores. Como muestra la Tabla 1, la variedad de investigaciones con ISE es amplia, y muy recientemente esta técnica no invasiva, está siendo usada de forma muy frecuente en investigaciones relativas a la dispersividad y la heterogeneidad del medio.

Como aplicación más reciente y en desarrollo de los ISE, se tiene el caso el prototipo de tanque de laboratorio diseñado y construido en la Universidad Politécnica de Valencia (Sánchez-Fuster, 2007), recogido en la Tabla 1, con unas dimensiones de $1,4\text{m} \times 0,4\text{m} \times 0,05\text{m}$, construido en plexiglás y en el que las medidas de niveles piezométricos en el interior se obtienen con transductores de presión y las concentraciones de trazador se estiman mediante imagen digital.

CARACTERÍSTICAS CONSTRUCTIVAS

Diseño y dimensiones

Las experiencias con ISE suelen basarse en tanques de arena de muy diverso tamaño. Desde los 12 m del tanque en proyecto de la Universidad de Kentucky (Workman, E. y Serrano S.E., 2004) o los 10 m de longitud del tanque de Barth (Barth e Illangasekare, 2001), llamados de escala intermedia, hasta los tanques de pequeña escala de longitud comprendida entre los 1 y 2 metros (Ursino *et al.*, 2001; Slater *et al.*, 2002). En general, aquellos tanques dedicados al estudio cuantitativo de la dispersión en medios heterogéneos tienden a ser de un tamaño mayor que aquellos tanques de experiencias dedicadas al estudio cualitativo del comportamiento de contaminantes en el subsuelo, que son de menor tamaño (Thullner *et al.*, 2002).

En ocasiones se ha optado por utilizar materiales diferentes a la arena silíceas para construir el medio poroso, con la idea de obtener un medio transparente o semitransparente que permita observar el comportamiento de los trazadores coloreados en profundidad. En algunas ocasiones se han utilizado esferas de vidrio (Thullner y Maullarie, 2002) y más recientemente arena de criolita (Na_3AlF_6), puesto que tiene un índice de

refracción igual al del agua ($IR = 1,33$) y gracias a ello se obtiene un medio de transparencia casi total (Gramling, C. y Meigs, L., 2002). Esto permite una visión más completa del comportamiento del penacho en el interior del medio, y muestra si el comportamiento del trazador observado en la pared del tanque es representativo de lo que ocurre en el interior del medio. Esta cuestión, en tanques de arena sílicea, es imposible de asegurar, pero se asume que debido al pequeño espesor del tanque en comparación con su altura y longitud, se alcanza un punto a partir del cual se la concentración a lo largo del espesor es casi uniforme.

Según los trabajos de Welty y Elsner (1997), el tamaño de los tanques bidimensionales o tridimensionales es habitual que esté limitado por la escala de correlación de permeabilidades del medio a construir. Así, la longitud L del tanque queda entre los límites (10-100) $\lambda_{\ln K} < L < L_{\max}$, siendo $L_{\max}$ la longitud de espacio disponible en el laboratorio o lugar en que se construya el tanque, y $\lambda_{\ln K}$ la correlación espacial deseada de la distribución del logaritmo de la permeabilidad en el dominio L . En medios homogéneos, esta correlación espacial es muy pequeña, por lo que en los tanques de pequeño tamaño es más habitual (aparte de por razones constructivas obvias) observar medios homogéneos. En el caso de medios heterogéneos, puesto que el tamaño L de estos tanques es del orden de metros, la correlación espacial del logaritmo de la conductividad queda del orden de algunos centímetros o incluso decímetros, atendiendo a los límites anteriores.

También existe un límite máximo para esta escala de correlación espacial. Mientras que la escala de correlación debe ser pequeña comparada con las dimensiones del tanque experimental, debe ser asimismo lo bastante grande como para que la técnica escogida para medir la permeabilidad pueda ser utilizada dentro de esta longitud de correlación sin alterar significativamente el campo de permeabilidades. Según los trabajos de Thompson *et al.* (1989), esta escala de correlación espacial debe quedar entre los límites $4\Delta x < \lambda_{\ln K} < (0,01 - 0,1)L$, siendo Δx el tamaño del elemento de discretización utilizado.

La gran mayoría de tanques construidos en los últimos años son tanques bidimensionales, aunque se hayan realizado grandes esfuerzos por construir tanques tridimensionales de un tamaño suficiente para caracterizar adecuadamente el flujo en medio heterogéneo. En ellos la visualización directa del trazador es imposible, por lo que se utilizan sensores eléctricos (Fernández-

García *et al.*, 2004) o tomografía 3D (Liu y Yeh, 2002).

Respecto a los materiales usados para la construcción de los tanques, en algunos casos es conveniente el uso de materiales metálicos pero en general se trata de tanques con paredes de vidrio o plexiglás montados sobre un armazón de acero que les confiere la resistencia suficiente para soportar el peso del medio. El cristal, al ser más pesado y rígido, y dado que presenta mayores dificultades en el corte y la perforación de agujeros, se utiliza principalmente en tanques de pequeño tamaño para estudios cualitativos. Las paredes de plexiglás o metacrilato permiten una mayor deformación (lo que a veces es un inconveniente para su sellado) por lo que pueden soportar un mayor peso de arena. Por esta razón se utilizan preferentemente en tamaños de tanque del orden de un metro o mayores. En los tanques bidimensionales, una de las paredes contiene todos los puertos de medición y muestreo, mientras que la pared contraria queda despejada para poder ver a simple vista o registrar con cámara fotográfica o de video el paso del trazador. No es necesario que la pared que contiene el instrumental sea transparente, aunque así sucede en la casi práctica totalidad de los trabajos revisados.

Características del medio

Naturaleza y heterogeneidad del medio

En general, el medio utilizado en el relleno del tanque es fundamentalmente sílice químicamente inerte, de una granulometría concreta y uniforme. En ocasiones en que el objetivo del estudio es modelizar problemas de solutos reactivos o su adsorción en el medio, se utilizan medios de gránulos de sílice recubierto de óxidos de hierro o con un cierto contenido en materia orgánica. La granulometría varía, tomando el sistema de medidas internacional, desde el calibre #16 Tyler (aproximadamente 1 mm de diámetro) hasta #110 Tyler (aproximadamente 0,1 mm de diámetro), existiendo algún caso en que se ha utilizado arena de sílice micronizada para modelar estratos impermeables. Es de destacar que, en los extremos del tanque, para lograr una dispersión relativamente uniforme del trazador inyectado en el medio, se suele utilizar una capa corta de grava de sílice o arena muy gruesa (#8 Tyler o superior, que corresponde a diámetros de 2,5 a 3 mm). A fin de facilitar el muestreo automático al utilizar trazadores fluorescentes, y determinación de concentración mediante proceso de imágenes, se procura que el color de fondo de las diferentes arenas sea similar, aunque Aeby

et al. (2001) desarrollaron unos coeficientes de corrección para evitar este efecto en la imagen final.

En algunas ocasiones, para obtener una visualización del comportamiento del trazador en profundidad, se opta por utilizar materiales transparentes o semitransparentes (Thulner y Mauclairie, 2002; Gramling, C. y Meigs, L., 2002). En esos casos, lo que se hace es iluminar el tanque desde la parte trasera, en dirección al observador (Oates, P.; Castenson, C.; 2004) para obtener una buena visión del trazador (normalmente un trazador inerte, de baja densidad y de color intenso). En estos casos se selecciona la arena de criolita o las esferas de vidrio con la mayor pureza química posible a fin de evitar coloraciones que perturben o dificulten la observación de los trazadores de color. La variedad de tamaños de grano en el caso de la arena de criolita es similar a la de la arena de sílice, aunque se trata de un material con propiedades irritantes por inhalación y por ello no es habitual utilizarlo con granulometrías muy finas. Tampoco es habitual encontrar esfera de vidrio de tamaños inferiores a 0,3 mm, debido a que pierden transparencia de una manera muy rápida al ir disminuyendo el tamaño.

Por otra parte, se encuentran experiencias con medios heterogéneos simples y con medios heterogéneos que responden a propiedades estocásticas predeterminadas. En el primero caso, se suelen tener discontinuidades locales insertas en una matriz homogénea y se usan, por lo general, para estudios de infiltración y flujo de contaminantes cuyas características no están lo bastante bien definidas como para permitir una modelización numérica compleja.

Los medios heterogéneos con propiedades estocásticas se conciben como la realización espacial de una función aleatoria cuyos principales parámetros estadísticos se conocen o se establecen a priori. La forma de generar este campo aleatorio de permeabilidades puede ser muy diversa. Así, por ejemplo, Tompson (1992), hace uso de un algoritmo que, utilizando una transformada de Fourier, genera 2^n puntos de una realización con una media, varianza y escala de correlación de $\ln K$ especificadas por el usuario, según un semi variograma $\gamma_{ff}(\xi) = \sigma_{\ln K}^2 [1 - \exp(-\xi/\lambda_{\ln K})]$, donde ξ es la separación entre dos puntos dados, $\lambda_{\ln K}$ la escala de correlación y $\sigma_{\ln K}^2$ la varianza de $\ln K$ (meseta del variograma). Con este algoritmo se genera un dominio mayor del necesario, por lo que debe extraerse el sub-dominio deseado a partir de la tabla completa de datos generados. De esta ma-

nera, pueden generarse medios con variabilidad espacial similar a acuíferos naturales, de forma que puedan compararse los resultados obtenidos en laboratorio con pruebas realizadas en campo [Garabedian *et al.*, 1991].

Relleno y construcción del medio poroso

En la literatura se recogen basicamente dos métodos diferentes para el relleno del tanque con arenas de distinta granulometría que permiten construir medios heterogéneos con o sin estructura de correlación espacial. Los casos descritos van desde medios con heterogeneidad simple (Silliman *et al.*, 1987; Jalbert *et al.*, 2003) o bien de una heterogeneidad generada mediante métodos estocásticos (Chao, 1996; Welty y Elsner, 1997). En todos los casos el diseño del medio y su método de relleno son operaciones fundamentales de las que dependen en gran medida los resultados finales y para las que se dedican la mayoría del tiempo y esfuerzos en la construcción del tanque de laboratorio. Una mala o deficiente construcción del medio puede arruinar totalmente una investigación, puesto que la información obtenida vendría proporcionada por un medio de características diferentes al que se pretende. Si estas nuevas características pasan desapercibidas o no quedan bien modelizadas, las conclusiones obtenidas en base a esa información son erróneas.

Las dos técnicas básicas son el relleno húmedo y el relleno mediante congelación previa. La segunda técnica es usada en el experimento de Ursino *et al.* (2001) que la propone como un método sencillo y rápido para lograr el empaquetado del medio, capaz de realizar medios heterogéneos de gran complejidad. Para ello, Ursino propone realizar una capa de arena del espesor adecuado y gran extensión, saturarla con agua y congelarla. La lámina, así solidificada, puede ser cortada en las medidas necesarias para formar el medio deseado. Elementos congelados de distintas láminas pueden permitir construir, según se establezca medios con distintos patrones de variación espacial. Sin embargo, además de necesitarse medios de congelación adecuados y una habitación a baja temperatura para el montaje del tanque, este método tiene el problema de que la expansión del agua al congelarse modifica la compactación y tamaño del medio. Posteriormente, al descongelarse ya en el tanque, el tamaño y compactación del medio vuelve a modificarse, pudiéndose crear canales de flujo preferente, reasentamientos y otra serie de fenómenos que resultan muy difíciles de modelizar y que hace que el medio real se desvíe del que se pretendía construir.

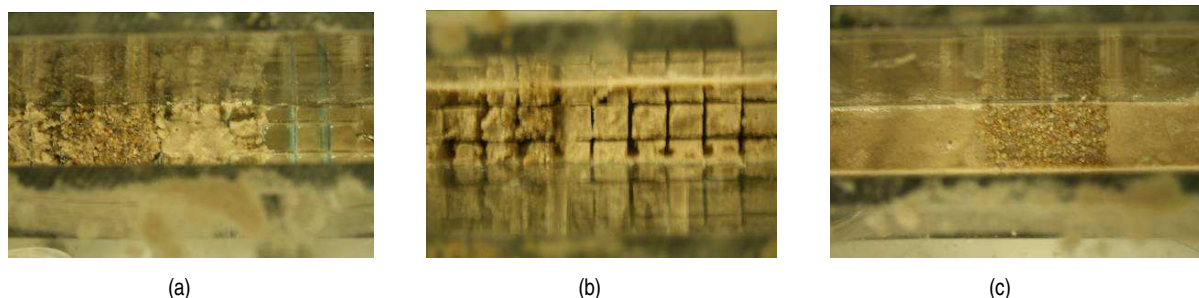


Figura 1. Vista desde arriba de las operaciones de relleno húmedo en el prototipo de tanque de la Universidad Politécnica de Valencia: la plantilla ayuda a la colocación de cada elemento en la posición correcta (a); una vez rellena una hilera de elementos, la plantilla se extrae (b) y el nivel de agua se eleva hasta la siguiente hilera (c)

Por ello el relleno húmedo es la técnica más común y, pese a ser costoso en tiempo y esfuerzo, da como resultado los medios heterogéneos más cercanos a las condiciones pre-establecidas. Consiste en discretizar el medio a rellenar en una serie de capas horizontales de varios elementos. Cada uno de estos elementos tendrá unas características de conductividad o porosidad diferentes en función de la distribución que se quiera reproducir. Se comienza estableciendo en el fondo del tanque una lámina de agua libre de un espesor similar a la mitad de una capa de elementos. Unos flejes de metal o plástico sirven de molde para la introducción de la arena en cada uno de los elementos, mientras que una malla dibujada sobre la pared de cristal o plexiglás sirve como guía para añadir el espesor correcto en cada elemento (Figura 1a). Una vez rellenos todos los elementos se quitan estos flejes para ser utilizados en el relleno de la capa siguiente (Figura 1b). Después, se eleva la lámina de agua hasta sobrepasar la nueva capa en un espesor similar a la mitad de la siguiente mientras se agita ligeramente el tanque para ayudar al asentamiento (Figura 1c).

La lámina de agua sirve para evitar problemas por separación gravimétrica durante el vertido, así como para lograr una mejor compactación y condiciones de saturación. Los tanques así rellenos permiten modelar medios muy heterogéneos, basados en realizaciones espaciales de una función aleatoria con media y covarianza conocidas (Chao *et al.*, 1996; Welty y Elsner, 1997). Para evitar la existencia de zonas de contacto verticales, Barth propone un método consistente en rellenar las celdas de una capa en orden, desde la granulometría más fina a la más gruesa. Una vez rellenas todas las celdas de una granulometría, se elevan ligeramente los flejes de modo que los bordes de las celdas se desplomen, creando así una superficie de con-

tacto inclinada con las celdas contiguas (Barth *et al.*, 2001).

Uno de los primeros trabajos en la construcción de un campo de permeabilidades aleatorias correlacionadas es debido a Elsner (1994), que crea una columna unidimensional a fin de evaluar las predicciones de la teoría estocástica sobre el comportamiento del transporte en presencia de fuertes contrastes de densidad. Entre las recomendaciones de Elsner están las relativas a considerar las interacciones entre las distintas escalas de longitud en el diseño del experimento. Estas interacciones se refieren al tamaño máximo del sistema que puede albergarse en las instalaciones, el espesor de la capa de arena necesaria para permitir la medida de la permeabilidad in situ, el número de capas deseadas por escala integral y el número mínimo de escalas integrales que son necesarias para permitir la comparación con las teorías estocásticas de Welty y Gelhar (1991).

Elsner (1994) construyó un campo de permeabilidades aleatorias a base de rellenar una columna unidimensional con capas de arena de diferentes permeabilidades. Debido al dispositivo utilizado para medir la permeabilidad (con pares piezométricos colocados en el interior de cada capa), Elsner concluyó que era necesario un espesor mínimo de 5 cm. para medir adecuadamente la conductividad hidráulica. También concluyó que era necesario un mínimo de 4 capas de arena por cada escala integral de la distribución de permeabilidades. De ese modo, la escala integral final de la permeabilidad fue de 20 cm. Maximizando la longitud de columna que podía alojarse en las instalaciones (aproximadamente 500 cm.), Elsner fue capaz de construir una columna de 25 escalas integral del campo de permeabilidades. Esta longitud demostró ser suficiente para alcanzar u comportamiento asintótico del coeficiente de dispersión longitudinal, tal como indi-

caba el análisis teórico (Welty y Gelhar, 1991, 1992) Silliman y Frost (1996) describieron la construcción de un campo bidimensional reproduciendo un diseño bimodal con una estructura exponencial de la covarianza. Posteriormente Conwell (1997) proseguiría la investigación construyendo una segunda realización del mismo campo en un tanque de laboratorio de dimensiones $0,9 \times 0,45$ y $0,1$ m de espesor. En la construcción de estos medios se tuvieron en cuenta las recomendaciones de Elsner (1994). Concretamente, se obtuvo la misma conclusión referente a que era necesario un mínimo de tres o cuatro capas de elementos por cada escala integral. Basándose en la experiencia de laboratorio, se determinó que el menor elemento que podía ser rellenado de forma fiable tenía unas dimensiones de $0,5$ - $1,0$ cm. en dirección vertical y $1,5$ - $2,0$ cm. en dirección horizontal. Por tanto, la mínima escala integral que pudo ser construida era de 6 cm. en dirección horizontal y 2 - 3 cm. en dirección vertical.

MONITORIZACIÓN Y SISTEMAS DE ADQUISICIÓN DE DATOS

Medidas de la piezometría y velocidad del flujo

Una de las dificultades en la utilización de los tanques de laboratorio es conseguir medidas de nivel piezométrico de la suficiente precisión como para permitir la caracterización del comportamiento del flujo a las escalas apropiadas de acuerdo con los objetivos de la investigación. Imagínese un medio homogéneo de conductividad hidráulica de 10^{-3} m/s ($86,4$ m/día) en el que se supone una velocidad de Darcy de 10^{-5} m/s bajo un gradiente del 1% . Si tuviésemos dos piezómetros separados una distancia de 10 mm. en dirección paralela a la del gradiente, la diferencia de nivel entre ambas medidas sería de $0,1$ mm. A fin de medir la diferencia de niveles con un error máximo de un 10% , la precisión de los piezómetros debería ser mayor que $0,01$ mm. Para piezómetros que no quedasen alineados con la dirección del gradiente, esta precisión debería ser incluso mayor. Por tanto, la dificultad de conseguir medidas de la precisión apropiada ha sido históricamente un problema para la construcción de estos tanques de laboratorio. Los avances en los medidores de presión han permitido promediar múltiples medidas de transductores de presión de alta precisión capaces de lograr la precisión requerida, a un coste económico al alcance de la mayoría de investigaciones. Conwell (1997)

enumera las dificultades a resolver para obtener lecturas fiables de un conjunto elevado de piezómetros de alta precisión. Entre estas destacan las siete siguientes: la deriva electrónica por mala calibración, el ruido eléctrico, las burbujas de aire atrapadas en la boca del transductor, la falta de precisión en el datum (origen de alturas) para numerosos piezómetros, la tensión superficial cambiante por crecimiento bacteriano o reacciones químicas, los efectos transitorios en la presión existente en la boca del piezómetro debido a la acumulación de agua en tubos y conexiones y los efectos de la temperatura. Conwell señala igualmente que los errores en la lectura de las presiones pueden tener un efecto importante en la medida de diferencias de nivel entre piezómetros orientados de forma perpendicular al gradiente, debido a la alta precisión requerida en ese caso. En todo caso, la precisión de los transductores existentes actualmente ha mejorado de forma muy notable, aunque no debe perderse de vista el nivel de precisión requerido en la fase de diseño de los experimentos.

En algunos experimentos descritos en la literatura se ha puesto de manifiesto que los niveles en los depósitos de entrada y salida (forma habitual de crear el gradiente de presiones y el flujo entre los extremos del tanque) no concuerdan con lo calculado a partir del gradiente medido con las lecturas piezométricas del interior del medio. Esto es generalmente debido a errores en la lectura del nivel de los depósitos de entrada y salida o a pérdidas de carga causadas al fluir a través de las pantallas que separan estos depósitos de entrada y salida del medio poroso.

En la Figura 2 puede verse el sistema más habitual para la medición de presiones ilustrado en su aplicación al prototipo de la Universidad Politécnica de Valencia. Consiste en insertar en la pared de instrumentación un número determinado de piezómetros conectados a transductores de presión de alta precisión. Su principal desventaja es que penetran en el medio, creando una ligera distorsión en el flujo que pretenden medir. Sin embargo, este efecto puede ser tenido en cuenta en los análisis numéricos (Silliman y Zheng, 1998). Silliman ha llegado a instalar hasta 150 piezómetros de $1/8"$ en una pared de 90×45 cm. Utilizando un transductor de presión de alta precisión puede llegar a conocerse el potencial con una precisión aproximada de $0,1$ mm., aunque hay que tener en cuenta que estas medidas quedan afectadas por la temperatura. El impacto de la temperatura puede ser evitado realizando el experimento en una sala con temperatura controlada.



Figura 2. Detalle de la colocación de transductores de presión en la pared trasera del tanque (prototipo de la Universidad Politécnica de Valencia)

Los transductores pueden ser conectados a un ordenador, tal y como se ha hecho en el caso de la Figura 2, de forma que se registran en el espacio y el tiempo las variaciones de la piezometría. Algunos autores, si se trabaja en régimen de flujo estacionario, utilizan un único transductor que se conecta secuencialmente a distintos tubos piezométricos.

Un componente fundamental en las investigaciones estocásticas sobre dispersión de contaminantes es la determinación de las variaciones locales del campo de velocidades (Dagan, 1989; Neuman y Zhang, 1990). Para estas mediciones se pueden emplear dos estrategias: uso de métodos directos donde el movimiento de trazadores es registrado visualmente o estimación de los gradientes hidráulicos a partir de las mediciones de nivel.

Uno de los primeros estudios en el que se utilizó la visualización directa es el debido a Glass (1988), cuyo trabajo fue proseguido por Nicholl (1992, 1993), en los que la velocidad de advección de un fluido fue monitorizado siguiendo el movimiento de un trazador de color disuelto en el fluido entrante. Utilizando cámaras y tanques de pared transparente, estos autores fueron capaces de estudiar diversos aspectos de la infiltración

a través de sistemas no saturados. El método de trazador fue también utilizado por Schwarz (1990) para el estudio de penachos de contaminante de densidad variable y la formación de “fingering” en medios porosos heterogéneos. No obstante, en estos estudios se tiene la dificultad de diferenciar la componente dispersiva del movimiento de los trazadores de la componente convectiva.

Rashidi (1996) trabajó a nivel de microescala en medios saturados monitorizando el movimiento de esferas de látex transportadas a través de un medio poroso. Este autor fue capaz de medir velocidades tridimensionales de esferas individuales en su paso a través de un medio construido con esferas de vidrio, y utilizando un fluido con el mismo índice de refracción. Incluso pudieron caracterizarse detalles de la velocidad de flujo a escala de poro.

Medida de la concentración de solutos

La medición de las concentraciones de soluto en el medio con una precisión adecuada tanto en el espacio como en el tiempo es una cuestión fundamental en la instrumentación del ISE. Estos datos pueden ser adquiridos con distinta finalidad, según el tipo de experimento. Así, por

ejemplo, muchas de las investigaciones referentes al transporte de solutos conservativo se basan en la caracterización de los momentos espaciales del penacho de soluto (Dagan y Fiori, 1997; Neuman y Zhang, 1990). El cálculo de estos momentos requiere una medición detallada, tanto en el tiempo como en el espacio, de la concentración de soluto. A partir de esta pueden determinarse las centros de gravedad del penacho y las dispersividades medias instantáneas (dependientes del tiempo) o las medias obtenidas desde el inicio del desarrollo del penacho.

Se han utilizado diversos procedimientos para determinar las concentraciones en el interior del medio. De una parte se tienen los métodos no-invasivos y de otra los invasivos (basados en la toma directa de micromuestras a través de la pared del tanque).

Métodos no invasivos

Los sensores eléctricos, también denominados de conductividad, consisten en tres electrodos de 1 cm. de longitud montados en la punta de una barra de acero penetrante en el medio. Se hace circular una corriente alterna por el electrodo central hacia los dos exteriores, lo que produce una medida de conductividad del agua del medio. Este valor puede tomarse como la conductividad local, debido al pequeño tamaño del electrodo y la escasa separación entre ellos (Frip-piat *et al.*, 2002). La relación conductividad - concentración permite poder registrar los datos de concentración en distintos puntos del medio equipados con estos sensores.

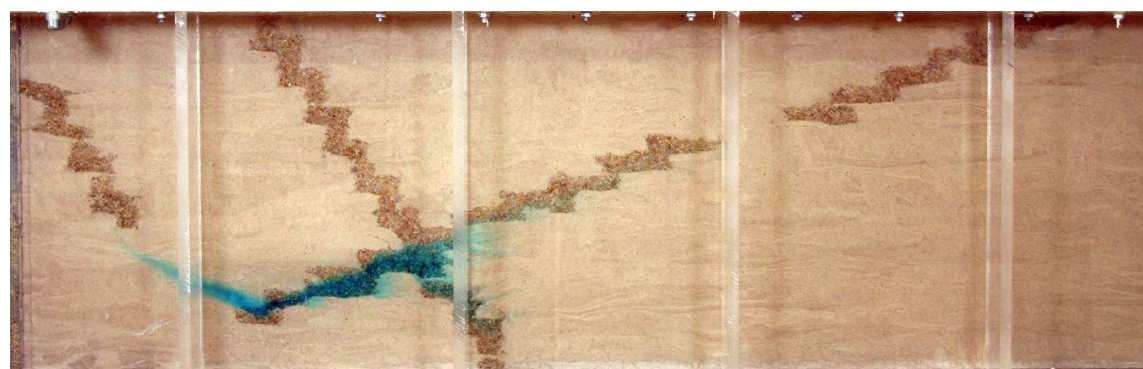
Existe otro procedimiento basado en el uso de sondas eléctricas de menor tamaño para medir concentraciones de un soluto iónico. Estas sondas consisten en electrodos colocados a través de la pared del tanque. Stenberg (1996) e Irwing (1996) utilizaron electrodos de Ag/AgCl para medir in situ concentraciones de KCl (utilizado como trazador). Huang (1995) y Silliman (1997) utilizaron electrodos de platino que, debido a su pequeño diámetro (cerca de 0,1 mm), podían ser instalados directamente a través de la pared (hasta 350 electrodos en un tanque de 0,9 x 0,45 m.). El uso de estos electrodos proporciona una buena resolución tanto espacial como temporal de un trazador iónico.

La tomografía de resistividad eléctrica (Electric Resistivity Tomography o ERT) 2D y 3D es otra alternativa. Este método consiste en la obtención a partir de un número elevado de medidas de resistividad eléctrica, utilizando para ello

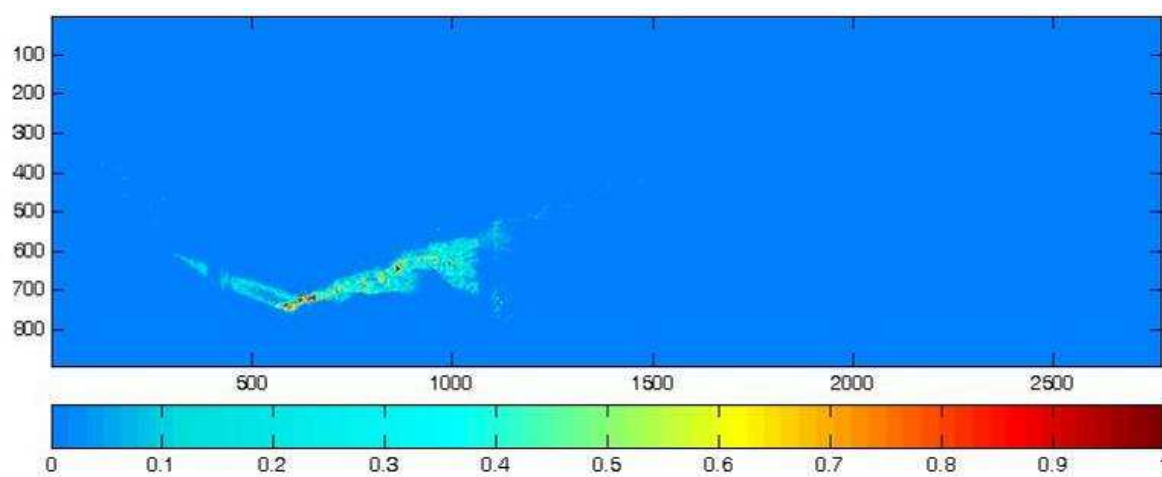
dos (2D) o cuatro (3D) electrodos móviles que se van desplazando a lo largo de la pared del tanque, midiendo en cada punto la resistividad que hay en la línea que los une. Gracias a ellos se obtienen datos suficientes como para conseguir un mapa de resistividad (o de su recíproco, conductividad) del medio (Daily y Owen, 1991). Las ERT permiten un acceso a la información del transporte de trazadores de forma semicontinua y no invasiva, con una resolución superior a la toma de muestras por bombeo o succión de los métodos invasivos. En realidad se trata de un método del que se tiene experiencia en el campo de la geofísica y que requiere la resolución de un problema inverso para obtener el mapa de resistividades.

La fotografía digital es posiblemente el método con mayor desarrollo en la actualidad. Se ilumina el medio con una lámpara de potencia adecuada y se toman imágenes a intervalos regulares con una cámara digital. Las lámparas más utilizadas son de xenon, puesto que su espectro de emisión es similar a la luz solar y de ese modo se pueden captar unos colores más fieles. Al objetivo de la cámara se le acopla un filtro ajustado a la longitud de onda de emisión del trazador de modo que sólo capte la luz emitida por el trazador. Tomando al mismo tiempo una referencia de la emisión del trazador puro como blanco, podremos efectuar un recuento en la imagen de la concentración de trazador en el medio, discretizado en pixels de una determinada área. Su principal ventaja es que resulta un método sencillo y barato, que permite realizar un seguimiento casi continuo de la evolución del trazador en el medio. (Aeby *et al.*, 2001).

Se ha desarrollado otro sistema basado en el seguimiento de la evolución del movimiento de trazadores como el tinte Brilliant Blue (colorante E-133, según la clasificación europea) en perfiles de suelo a partir de fotografías en campo. Consiste en descomponer las imágenes obtenidas en sus colores primarios: rojo (R), verde (G) y azul (B). El logaritmo de la concentración de trazador es función de los valores del brillo en cada una de esas imágenes primarias. Forrer (2000) logra, a través de una función de ajuste consistente en un polinomio de segundo grado, un coeficiente de correlación de este ajuste del orden de 0.9. Según Forrer las principales fuentes de error son debidas a problemas en la toma de fotografías de campo. Recientemente se ha avanzado enormemente en esta técnica lográndose correlaciones aún mayores y varianzas menores (Persson, 2005; Gimmi, Ursino 2004).



(a)



(b)

Figura 3. La diferencia entre la imagen blanco y la obtenida para cierto tiempo después de la introducción de un trazador (a), se relaciona con la concentración de trazador en el medio a través del análisis de las componentes de color de la fotografía digital obteniéndose la distribución de concentraciones (b)

Schincariol (1989) comenta que los métodos de visualización directa resultan muy adecuados para determinar la concentración de un soluto cuando las condiciones de iluminación y contraste de color son óptimas. Estas condiciones, sin embargo, dependen en gran medida de las instalaciones donde se realice el experimento. A pesar de que este procedimiento proporciona gran cantidad de información tanto en el espacio como en el tiempo, presenta dificultades respecto a la exactitud con la que se puede relacionar la intensidad del color con la concentración del soluto, especialmente en sedimentos reales en los que el color del fondo no es uniforme. Aeby y Schultze (2001) proporcionan un método para evitar estas dificultades en la práctica a través de la imagen digital. Este método incluye la toma de imágenes en la longitud de onda correspondiente a la de resonancia de un trazador fluorescente, y restando de ella (gracias al uso de imagen digital)

la imagen del tanque sin trazador en el medio (imagen “blanco”). En la Figura 3 se puede observar en el tanque de la Universidad Politécnica de Valencia los resultados obtenidos al procesar la imagen digital. A la imagen del tanque con el penacho de trazador (Figura 3a) se le resta la imagen inicial del tanque antes de inyectarlo. El análisis de las componentes de color de la diferencia arrojan como resultado un mapa muy detallado de las concentraciones de trazador en cada punto del penacho (Figura 3b).

Otra aplicación de la fotografía digital es la de observar la actividad bacteriana en el medio. Oates *et al.* (2005) utilizan como trazador bacterias bioluminiscentes (*Pseudomonas fluorescens* 5RL) cuya emisión de luz es proporcional a su actividad metabólica. La mayor emisión de luz, por tanto, corresponderá a zonas donde las condiciones para la bioremediación (presencia de oxígeno) son mejores.

Métodos invasivos

Las técnicas de muestreo directo a través de la pared del tanque presentan dificultades debido al pequeño volumen de agua circulante, lo que hace que cualquier extracción de fluido afecte significativamente al campo de velocidades. También, como sostiene Silliman (1995), la concentración presente en una muestra no depende solamente de la concentración en el punto de muestreo, sino también de la permeabilidad de la zona del punto de extracción. Szecsody (1994) describe un sistema de toma de micromuestras para un estudio de la degradación bacteriana de la quinolina. Aunque este tipo de procedimientos proporcionen la determinación de concentración más exacta (en función del volumen de muestra extraído), sólo puede extraerse un número limitado de muestras en el tiempo y en el espacio para minimizar el impacto sobre el campo de velocidades.

Barth (2001) utiliza, para el caso de tanques bidimensionales, los dispositivos de muestreo multiescala. Consisten en un tubo vertical de cobre de 10 cm de longitud y 0,32 mm de diámetro, recubierto en un extremo con una malla de #200 Tyler (0,053 mm.). Un extremo del tubo queda inserto en el medio y otro queda unido a un tomamuestras por succión. Este sistema sólo extrae 1,5 ml. por muestra.

En ocasiones simplemente se ha desmontado el tanque y tomado muestras del medio con espátula, realizándose un recuento óptico de las partículas absorbidas en el medio (Silliman, 1998).

CONCLUSIONES

Las investigaciones de flujo y transporte comenzaron con el experimento de Darcy de flujo en columna [1856], creciendo desde entonces en complejidad. Si bien los primeros experimentos de flujo en medio heterogéneo consistieron en estudios puramente cualitativos experiencias más recientes han evaluado el efecto de heterogeneidades más complejas y con propiedades estocásticas similares a las existentes en medios naturales (e.g. Barth *et al.*, 1996; Chao *et al.*, 1996; Welty y Elsner, 1997; Silliman *et al.*, 1998).

Muchos de los problemas de interés en la hidrogeología actual requieren predicciones sobre procesos para los que los modelos tradicionales, de enfoque limitado y centrados en describir unos pocos procesos bien conocidos, no resultan adecuados. Para el desarrollo de modelos que

describan adecuadamente fenómenos de crecimiento bacteriano, reacciones químicas complejas y acopladas o efectos de sobreescalado en el transporte de contaminantes, es necesario un gran volumen de información real sobre el comportamiento de estos procesos. Tradicionalmente esta información era difícil de conseguir. Sin embargo, este tipo de modelos con capaces de proporcionar un gran volumen de información con discretizaciones espaciales muy pequeñas y a intervalos de tiempo arbitrariamente pequeños.

Gracias a ello, se han podido realizar investigaciones sobre las desviaciones del comportamiento real de solutos frente al modelo teórico (Rovey y Niemann, 2005) o como forma de proporcionar datos a los que enfrentar nuevos modelos matemáticos de flujo y transporte que adopten enfoques más integrales (Massabò y Catania, 2007). La posibilidad de realizar pruebas en laboratorio de nuevos dispositivos y estrategias de remediación de acuíferos contaminados son también una aplicación habitual para la que se construyen estos modelos (Christ, Abriola, 2006). Del mismo modo, el comportamiento de muchas nuevas sustancias multifásicas en el subsuelo no está bien caracterizado, por lo que estos modelos se utilizan a menudo como herramientas para obtener datos sobre la persistencia en el terreno o la movilidad de estas sustancias, o sobre su comportamiento en situaciones no muy bien estudiadas, como la zona capilar (Dunn, Silliman; 2003). Algunas de las normas de la EPA sobre contenido máximo residual de nuevos combustibles como el Etanol-95 son fruto de la aplicación de estos modelos físicos (Capiro *et al.*, 2007).

En definitiva, los modelos físicos son una herramienta adecuada para proporcionar un gran volumen de información a escalas intermedias, en las que suceden un número de fenómenos importantes que los modelos tradicionales no caracterizan adecuadamente. A menudo estos fenómenos vienen determinados por heterogeneidades de un tamaño mucho menor que la escala de discretización. Por eso, su influencia no queda caracterizada adecuadamente, y sus efectos quedan sin explicar o, lo que es peor, achacados a otras causas. Mediante el uso de modelos físicos puede obtenerse información que permita la realización de modelos más adecuados para caracterizar la influencia de estas heterogeneidades en el transporte de contaminantes o la remediación de acuíferos.

Este tipo de modelos físicos plantean una serie de dificultades prácticas, tanto en su construc-

ción como en su operación, que hace necesario el uso de personal especializado. Pero debido al gran volumen y en nivel de detalle de la información que proporcionan y a que es imposible de obtener por otros medios, hace que el valor de la información conseguida y el ratio información/coste sea muy pequeño. Aunque los tanques de laboratorio no sean habituales en los laboratorios españoles o europeos, no cabe duda de que a medio plazo jugarán un papel importante en numerosos estudios si continúa el abaratamiento de costes al ritmo actual. Lo evidente es que un tanque de laboratorio puede aplicarse, con una serie de modificaciones mínimas, a un amplio rango de problemas relativos a las aguas subterráneas y que proporciona información sobre procesos que, de otro modo, estarían mal caracterizados o descritos.

Si toda modelización no es más que una simplificación de la realidad, esta modelización será tanto mejor cuanto más fiel y adecuada sea la información en la que se base. La información proporcionada por los tanques de laboratorio no es sino una simplificación de la multitud de procesos que ocurren en los acuíferos reales. Sin embargo, el diseño de estas herramientas permite observar de primera mano numerosos detalles en el flujo y transporte que efectivamente suceden en el seno de un acuífero y que quedarían de otro modo ocultos bajo tierra. Y de ese modo, desarrollar teorías y modelos que perfeccionen el conocimiento de estos fenómenos. La ciencia de la hidrogeología comenzó con un modelo físico de laboratorio como lo era el tanque de Darcy, y no cabe duda de que 150 años después, este tipo de modelos físicos todavía resultan una herramienta valiosa para la observación, proporcionando nuevas vías de investigación para la hidrogeología actual.

En resumen, no es ninguna sorpresa que la diseñar la estructura y la construcción física del relleno poroso a construir es fundamental en las aplicaciones de estos tanques, puesto que en este medio sucede el fenómeno a estudiar (transporte de contaminantes, decaimiento, adsorción). Por ello, la mayor parte del esfuerzo de construcción de estos tanques viene orientado al relleno de un medio poroso de acuerdo con las características deseadas. Actualmente el método más utilizado en el relleno de medios es este tipo de relleno húmedo.

AGRADECIMIENTOS

El presente artículo fue realizado en el marco de la Convocatoria de ayudas de Proyectos de

Investigación Científica y Desarrollo Tecnológico de 2003, del Ministerio de Educación y Ciencia, con la referencia Proyecto MODTANQ, Ref. REN2003-06989. Los autores agradecen profundamente su apoyo y financiación para la realización este proyecto.

REFERENCIAS

- Aeby P., Schultze U., Braichotte D., Bundt M., Moser-Boroumand F., Wydler H. y Flühler H., (2001). Fluorescence imaging of tracer distribution in soil profiles. *Environ. Sci. Technol.*, 35 (4), 753–760.
- Barth G., Illangasekare T., Hill M. C. y Rajaram H., (2001). A new tracer-density criterion for heterogeneous porous media. *Water Resources Research*, 37(1), 21–31.
- Barth G., Hill M., Illangasekare T. y Rajaram H., (2001). Predictive modelling of flow and transport in a two-dimensional intermediate-scale, heterogeneous porous medium. *Water Resources Research*, 37(10), 2503–2512.
- Cápiro, N.L. *et al.*, (2007). Fuel-grade ethanol transport and impacts to groundwater in a pilot-scale aquifer tank. *Water Resources Research*, 41, 656–664.
- Catania, F., Massabò, M., Valle, M., Bracco, G. y Paladino, O., (2008). Assessment of quantitative imaging of contaminant distributions in porous media. *Experiments in Fluids*, 44(1), 166–177.
- Chao H., Rajaram H. y Illangasekare T., (2000). Intermediate-scale experiments and numerical simulations of transport under radial flow in a two-dimensional heterogeneous porous medium. *Water Resources Research*, 36(10), 2869–2884.
- Christ, J.A. y Abriola, L.M., (2006). Modeling metabolic reductive dechlorination in dense non-aqueous phase liquid source-zones. *Advances in Water Resources*, 30, 1547–1561.
- Conwell *et al.*, (1997). Design of a piezometer network for estimation of the variogram of the hydraulic gradient: The role of the instrument. *Water Resources Research*, 33(11), 2489–2494.
- Dagan, G., (1984). Solute transport in heterogeneous porous formations. *Journal of Fluid Mechanics*, 145, 151–177.

- Dagan, G. y Fiori, A., (1997). The influence of pore-scale dispersion on concentration statistical moments in transport through heterogeneous aquifers. *Water Resources Research*, 33, 1595–1606.
- Daily W. y Owen E., (1991). Cross-borehole resistivity tomography. *Geophysics*, 56, 1228–1235.
- Darcy, H., (1856). *Les Fontaines Publiques de la Ville de Dijon*. Victor Dalmont, Paris.
- Dunn, A.M. y Silliman S.E., (2003). Air and water entrapment in the vicinity of the water table. *Groundwater*, 41(6), 729–734.
- Elsner, M.M., (1994). Laboratory investigation of dispersion of dense, viscous, miscible fluids in one-dimensional, correlated, random porous media. Thesis, Drexel University, 182 pp.
- Fernández-García, D., Illangasekare, T.H. y Rajaram, H., (2004). Conservative and sorptive forced-gradient and uniform flow tracer tests in a three-dimensional laboratory test aquifer. *Water Resources Research*, 40(10) W10103, doi:10.1029/2004WR003112.
- Forrer I. y Papritz, A., (2000). Quantifying dye tracers in soil profiles by image processing. *European Journal of Soil Science*, 51, 313–322.
- Frippiat, C., Servais, T., Conde, P., Talbaoui, M. y Holeyman, A., (2003). Medium-scale laboratory model to assess soil contaminant dispersivity. 13th European Conference on Soil Mechanics and Geotechnical Engineering, August 25–28, Praha, Czech Republic.
- Gimmi T. y Ursino N., (2004). Mapping Material Distribution in a Heterogeneous Sand Tank by Image Analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 68, 1508–1514.
- Glass, R.J. y Steenhuis T.S. y Parlange J.-Y., (1988). Wetting front instability as a rapid and far-reaching hydrologic process in the vadose zone. *J. Cont. Hydrology*, 3, 207–226.
- Gramling, C., Meigs, L. y Harvey, C.F., (2002). Reactive transport in porous media: a comparison of model prediction with laboratory visualization. *Environ. Science Technology*, 23, 2508–2514.
- Huang, K., Torida, N. y Van Genuchten, M.Th., (1995). Experimental investigation of solute transport in large, homogeneous and heterogeneous, saturated soil columns. *Transport Porous Media*, 18, 283–302.
- Irwin, N.C., Botz, M.M. y Greenkorn, R.A., (1996). Experimental investigation of characteristic length scales in periodic heterogeneous porous media. *Transport Porous Media*, 25, 235–246.
- Jalbert, M., Dane, J. y Bahaminykamwe, L., (2003). Influence of porous medium and NAPL distribution heterogeneities on partitioning inter-well tracer tests: a laboratory investigation. *Journal of Hydrology*, 272, 79–94.
- Levy, M. y Berkowitz, B., (2003). Measurement and analysis of non-Fickian dispersion in heterogeneous porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*, 64, 203–226.
- Liu, S., Yeh, T.-C.J. y Gardiner, R., (2002). Effectiveness of hydraulic tomography: Sandbox experiments. *Water Resources Research*, 38(4), 1034, doi:10.1029/2001WR000338.
- Massabò, M. y Catania, F. y Paladino, O., (2007). A New Method for Laboratory Estimation of the Transverse Dispersion Coefficient. *Groundwater*, 45(3), 339–347.
- McNeil, J.D., Oldenborger, G.A. y Schincariol, R.A., (2006). Quantitative imaging of contaminant distributions in heterogeneous porous media laboratory experiments. *Journal of Contaminant Hydrology*, 84, 36–54.
- Neuman, S.P. y Zhang Y.K., (1990). A quasi-linear theory of non-fickian and fickian subsurface dispersion. 1. Theoretical analysis with application to isotropic media. *Water Resour. Res.*, 26, 887–902.
- Nicholl, M.J., Glass, R.J. y Nguyen, H.A., (1992). Gravity-driven fingering in unsaturated fractures. *Proc Third Annual Int Conf on High Level Radioactive Waste Management*, Las Vegas, Nevada.
- Oates, P., Castenson, C., Harvey, C.F. y Polz, M., (2005). Illuminating reactive microbial transport in saturated porous media: Demonstration of a visualization method and conceptual transport model. *Journal of Contaminant Hydrology*, 77, 233–245.
- Oostrom, M., Hofstee, C., Walker, R. y Dane, J., (1999). Movement and remediation of trichloroethylene in a saturated heteroge-

- neous porous medium. *Journal of Contaminant Hydrology*, 37, 159–178.
- Persson, M., (2005). Accurate dye tracer concentration estimations using image analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 69 967–975.
- Rashidi, M., Peurrung, L., Tompson, A.F.B. y Kulp, T.J., (1996). Experimental analysis of pore-scale flow and transport in porous media. *Advances in Water Resources*, 19, 163–180.
- Rovey, C.M. y Niemann, W.L., (2005). Do Conservative Solutes Migrate at Average Pore-Water Velocity?. *Groundwater*, 43(1), 52–62.
- Sánchez Fuster, I. y Capilla Romá, J.E., (2007). Desarrollo de un modelo físico de laboratorio de escala intermedia (ISE). Trabajo de investigación, Dpto. de Ing. Hidráulica y MMAA, Univ. Politécnica de Valencia, <http://ttt.upv.es/issanfus/home.html>.
- Scheidegger, A.E., (1957). On the theory of flow of miscible phases in porous media. *Proce. IUGG General Assembly, Toronto 2*, 236–242.
- Schincariol, R.A. y Schwartz, F.W., (1990). An experimental investigation of variable density flow and mixing in homogeneous and heterogeneous media. *Water Resources Research*, 26, 2317–2329.
- Silliman, S.E. y Simpson, E.S., (1987). Laboratory evidence of the scale effect in solute transport. *Water Resources Research*, 23(8), 1667–1673.
- Silliman, S.E. y Frost, C., (1998). Monitoring Hydraulic Gradient Using Three-Point Estimator. *J. Environmental Engineering*, 124(6), 517–523.
- Silliman, S.E. y Zheng, L., (1999). Comparison of observations from a laboratory model with stochastic theory: Initial analysis of hydraulic and tracer experiments. *Transport in Porous Media*, 42(1-2), 85–107.
- Silliman S.E., Zheng, L. y Conwell, P., (1997). The use of laboratory experiments for the study of conservative solute transport in heterogeneous porous media. *Hydrogeology Journal*, 6(1), 166–177.
- Silliman S.E., (1996). The importance of the third dimension on transport through saturated porous media: case study based on transport of particles. *Journal of Hydrology*, 179, 181–195.
- Skibitzke, H.E. y Robinson, G.M., (1963). Dispersion in ground water flowing through heterogeneous materials. *U.S. Geol. Surv. Prof. Pap.*, 386(B), 1–3.
- Smith, L. y Schwartz, F., (1980). Mass transport. 1. A stochastic analysis of macroscopic dispersion. *Water Resources Research*, 16, 303–313.
- Sternberg, S.P.K., Cushman, J.H. y Greenkorn, R.A., (1996). Laboratory observation of non-local dispersion. *Transport Porous Media*, 23, 135–151.
- Sun, N., Elimelech, M., Sun, N.Z. y Ryan, J., (2001). A novel two-dimensional model for colloid transport in physically and geochemically heterogeneous porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*, 49, 173–199.
- Szecsody, J.E., Zachara, J.M. y Bruckhart, P.L., (1994a). Adsorption-dissolution reactions affecting the distribution and stability of COIIEDTA in iron oxide-coated sand, *Env. Sci. and Tech.*, 28, 1706–1716.
- Tompson, A.F.B. y Ababou, R., (1989). Implementation of the three-dimensional turning bands random field generator. *Water Resources Research*, 25(10), 2227–2243.
- Thullner, M., Mauclaire, L., Schroth, M., Kinzelbach, W. y Zeyer, J., (2002). Interaction between water flow and spatial distribution of microbial growth in a two-dimensional flow field in saturated porous media. *Journal of Contaminant Hydrology*, 58,(2), 169–189.
- Ursino, N., Gimmi, T. y Flühler, H., (2001). Dilution of non-reactive tracers in variably saturated sandy structures. *Adv. in Water Resources*, 24, 877–885.
- Van Genuchten, M.Th. y Wierenga, P.J., (1976). Mass Transfer Studies in Sorbing Porous Media I. Analytical Solutions. *Soil Science Society of America Journal*, 40(4), 473–480.
- Welty, C.M. y Gelhar, L.W., (1991). Stochastic analysis of the effects of fluid density and viscosity variability on macrodispersion in heterogeneous porous media. *Water Resources Research*, 27, 2061–2075.
- Welty, C. y Gelhar, L.W., (1992). Simulation of large-scale transport of variable density and viscosity fluids using a stochastic mean model. *Water Resources Research*, 28, 815–827.

Welty, C. y Elsner, M., (1997). Constructing correlated random fields in the laboratory for observations of fluid flow and mass transport. *J. of Hydrology*, 202, 192–211.

Workman S. y Serrano S., (2005). Testing

facility for evaluating groundwater storage and transport characteristics. Proyecto para la Universidad de Kentucky: http://www.bae.uky.edu/sb271/2000/proposals/00pp_workman.pdf.