

# Metodología experimental para estudios de sorción y migración de radionucleidos en formaciones geológicas y barreras de almacenamientos de residuos

H. Rojo Sanz

Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas, CIEMAT  
Avenida Complutense, N° 22, 28040 MADRID  
mdelhenar.rojo@ciemat.es

## RESUMEN

La gestión de residuos radiactivos en España contempla tanto la posibilidad de un almacenamiento final en un medio geológico a gran profundidad (Almacenamiento Geológico Profundo, AGP) como la posibilidad de un almacenamiento temporal centralizado (ATC) en superficie. Un AGP se basa en un sistema de barreras múltiples que incluyen el residuo vitrificado, el contenedor metálico, y barreras de ingeniería tales como bentonita compactada y hormigón, emplazado en la barrera geológica. Por otra parte en un ATC como barreras fundamentales se emplean hormigón y cemento que confinan los bidones con los residuos radiactivos. La migración de los radionucleidos se producirá fundamentalmente debido a la existencia de un gradiente de concentración química, siendo la difusión el principal mecanismo de transporte o por los gradientes hidráulicos debidos a la existencia de fracturas. La sorción/retención de los radionucleidos sobre los materiales sólidos que componen las barreras geológicas y de ingeniería de los almacenamientos será un proceso fundamental que controlará a la migración de los contaminantes. La valoración de parámetros de adsorción y la explicación de los distintos mecanismos que contribuyen a la retención de los radionucleidos es de gran importancia. Así como es de gran interés el estudio de los procesos de difusión. Este trabajo describe las principales metodologías experimentales para analizar el transporte de radionucleidos a través de las diferentes barreras. En particular la medida de la capacidad de retención de un material a través de coeficientes de distribución, kd, de factores de retardo, Rf, y de los coeficientes de difusión de los radionucleidos.

Palabras clave: difusión, migración, radionucleido, residuo, sorción

## ***Experimental methodology to study radionuclide sorption and migration in geological formations and engineered barriers of waste repositories***

### ABSTRACT

*In Spain, the waste management options include either the possibility of a final storage in a deep geological repository (DGR) or the centralized temporal surface disposal (CTS). DGRs are based in a multi-barrier concept with the geological barrier and including the vitrified waste, the metal containers and engineered barriers such as compacted bentonite and cement-based materials. On the other hand, CTS mainly considers concrete and cement to confine the metal canisters containing the waste. Radionuclide migration will mainly take place by the existence of chemical concentration gradients being thus diffusion the main transport mechanism or by the existence of hydraulic gradients due to the existence of water-conductive fractures. Radionuclide sorption/retention on the materials composing the natural and engineered barriers is the fundamental process controlling contaminant migration. The evaluation of sorption parameters and the understanding of the different mechanisms leading to radionuclide retention are very important issues. The study of diffusion processes is very relevant as well. This paper describes the main experimental methodologies applied to analyse radionuclide transport in the different barriers of radioactive repositories. Particularly we focused on obtaining of retention parameters as distribution coefficients, kd, or retardation factors, Rf, and diffusion coefficients of radionuclides.*

*Key words: diffusion, migration, radionuclides, sorption, waste*

## **Introducción**

Los residuos radiactivos emiten radiaciones y la solución para proteger a las personas y al medio ambiente de dichas radiaciones consiste en aislarlos de tal modo que, durante los períodos que permanezcan activos, que pueden variar desde semanas a miles de

años, no salgan a la biosfera. Para este fin, los residuos deben estar acondicionados en estado sólido, e inmovilizados en un material aglomerante, como cemento, bentonita, asfalto, etc..

La gestión de residuos radiactivos contempla tanto la posibilidad de un Almacenamiento final en un medio Geológico Profundo, AGP, como la posibili-

dad de un Almacenamiento Temporal (AT), ya sea centralizado (ATC), regional o individual, (Astudillo, 2001).

El AGP, cuyo objetivo es almacenar los residuos de alta actividad, consiste en un sistema de barreras múltiples, tal y como puede observarse en la Figura 1. Estas barreras son (Iltre. Colegio Oficial de Físicos, 2000): *barrera química*, constituida por la propia forma física del residuo, o mediante su inmovilización en una matriz vítrea; *barrera física*, el contenedor, donde se confinan los residuos inmovilizados; *barrera de ingeniería*, formada por el material que rodea a los contenedores, generalmente arcilla y hormigón; y finalmente la *barrera geológica*, constituida por la formación geológica donde se ubiquen los residuos.

Las barreras deben aislar el repositorio del agua, suministrar protección mecánica frente a posibles eventos sísmicos o disruptivos, y retardar al máximo la salida de los radionucleidos almacenados (Astudillo, 2001).

El AT es una instalación industrial de almacenamiento de residuos en húmedo, piscinas, o en seco, en bóvedas o contenedores. En el segundo caso, los principales materiales que se emplean son el hormigón y el mortero. Los residuos se inmovilizan con mortero, y los contenedores se sitúan sobre superficies de hormigón. La Figura 2 muestra unos contene-

dores de hormigón sobre una losa también de hormigón.

La posible migración de los radionucleidos a través de las barreras de un almacenamiento, se produce mediante dos procesos de transporte: la difusión, por la existencia de un gradiente de concentración química en un medio de permeabilidad muy baja, como la bentonita compactada o la formación arcillosa; y la advección, si existe un flujo de agua capaz de transportar a los radionucleidos.

La sorción o retención de los radionucleidos sobre los materiales sólidos que componen las barreras de los almacenamientos es el proceso fundamental que controla la migración de los contaminantes, ya que atenúa y retarda dicho transporte. Por este motivo, las evaluaciones del comportamiento de un almacenamiento de residuos radiactivos precisan conocer las características físico-químicas de los radionucleidos, su capacidad de adsorción sobre los materiales de las barreras, y los mecanismos de sorción y transporte que pueden producirse.

### Teoría y metodología experimental de ensayos de sorción

La sorción se define como el proceso por el cual el elemento disuelto, el contaminante o el radionucleido, pasa de la solución a la fase sólida, reduciendo su concentración en el líquido. Por ello, se emplea para describir indistintamente tanto los procesos de absorción (captación de una especie disuelta en la parte interna de las superficies sólidas) como de adsorción

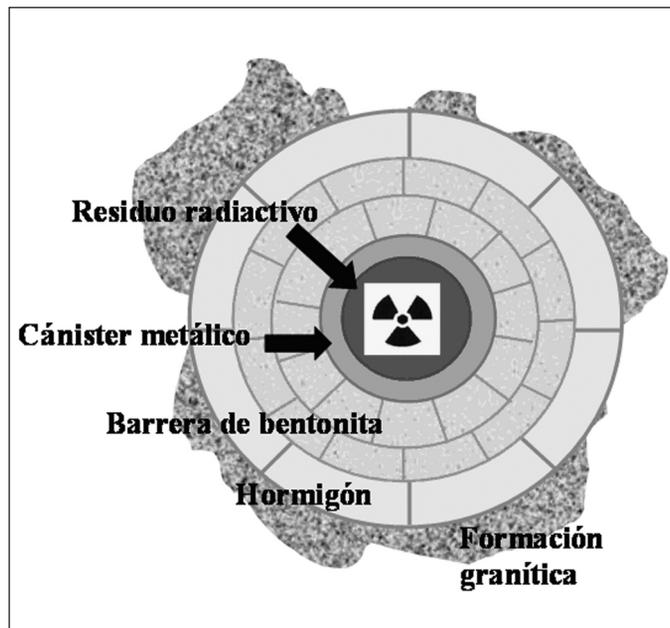


Figura 1. Esquema del sistema de barreras múltiples en un Almacenamiento Geológico Profundo  
Figure 1. Schematic of the multiple barrier system in a Deep Geological Repository



Figura 2. Fotografía de un Almacenamiento Temporal (AT)  
Figure 2. Picture of a Temporary Storage (TS)

(retención de especies en disolución en la superficie de las fases sólidas).

Las interacciones que tienen lugar entre los radionucleidos en solución y las superficies minerales, dependen, tanto de las características químicas del radionucleido como de su especiación química, de las propiedades físicas del medio sólido y de las propiedades químicas del líquido. Por tanto, la sorción recoge un amplísimo conjunto de procesos, que son función de las condiciones ambientales o geoquímicas del medio.

Los parámetros que describen y/o cuantifican la capacidad de sorción de un material son el coeficiente de distribución,  $k_d$ , y el factor de retardo,  $R_f$ . El coeficiente de distribución,  $k_d$ , describe el estado de equilibrio de un sistema mediante la relación de la concentración de contaminante adsorbido en la fase sólida y la que permanece en solución, es decir:

$$k_d = S/C \quad (1)$$

donde  $S$  es la concentración de la especie adsorbida en la fase sólida (por ejemplo  $\mu\text{g/g}$  de sólido), y  $C$  es la concentración de la especie en la fase líquida ( $\mu\text{g/ml}$  de solución), por lo que el  $k_d$  tiene unidades, en este caso, de  $\text{ml/g}$ .

El concepto de  $k_d$  implica un modelo de sorción lineal,  $S=C \cdot k_d$ , lo que supone que se cumplan ciertas condiciones, siendo las más importantes que el número de sitios de sorción disponibles en la superficie del sólido sea infinito, que todas las partes de la superficie del adsorbente tengan igual afinidad por las diferentes especies químicas de adsorbato, y que la reacción de sorción sea rápida y reversible.

La determinación experimental del  $k_d$  se lleva a cabo, normalmente, mediante experimentos estáticos o "batch". En estos experimentos, una masa conocida de material, se pone en contacto con un volumen conocido de agua en equilibrio con el medio y se añade una cantidad conocida de trazador. Tras un cierto tiempo en contacto, y en agitación, se separa la fase sólida de la fase líquida y se mide la concentración del contaminante en cada una de las fases.

El factor de retardo,  $R_f$ , representa el retardo en el transporte debido a la sorción. La interacción entre el contaminante disuelto y la superficie mineral produce una disminución en la velocidad de migración del contaminante en relación a la velocidad del agua. El factor de retardo se define mediante la siguiente relación:

$$R_f = \text{Velocidad del agua} / \text{Velocidad del RN} \quad (2)$$

La determinación experimental del  $R_f$ , que es un parámetro adimensional, se realiza utilizando un método dinámico. Se hace pasar un flujo conocido de agua a través de una columna del material de estudio, se inyecta el trazador, y se mide la concentración del mismo a la salida de la columna. La velocidad del agua se determina inyectando un trazador conservativo, es decir que no se adsorba, como por ejemplo el tritio (HTO). Representando, en función del tiempo, las concentraciones de salida del trazador de estudio y del conservativo, se puede calcular el  $R_f$  por la posición de los picos de ambos trazadores. En la Figura 3 (García-Gutiérrez *et al.*, 2001) se presenta un ejemplo de obtención del factor de retardo en una columna de bentonita, el agua se mueve 2,98 veces más rápida que el selenio utilizado como trazador.

El factor de retardo se relaciona con el  $k_d$  a través de la siguiente expresión:

$$R_f = 1 + \frac{\rho_b}{\varepsilon} k_d \quad (3)$$

donde  $\rho_b$  es la densidad del material y  $\varepsilon$  su porosidad.  $k_d$  y  $R_f$  dependen de parámetros geológicos, como área superficial y composición mineralógica, de las características del agua en equilibrio con el sólido (Eh, pH, concentración iónica), de la concentración del radionucleido, de la temperatura y del tiempo de contacto del sólido y del radionucleido. Por tanto, son

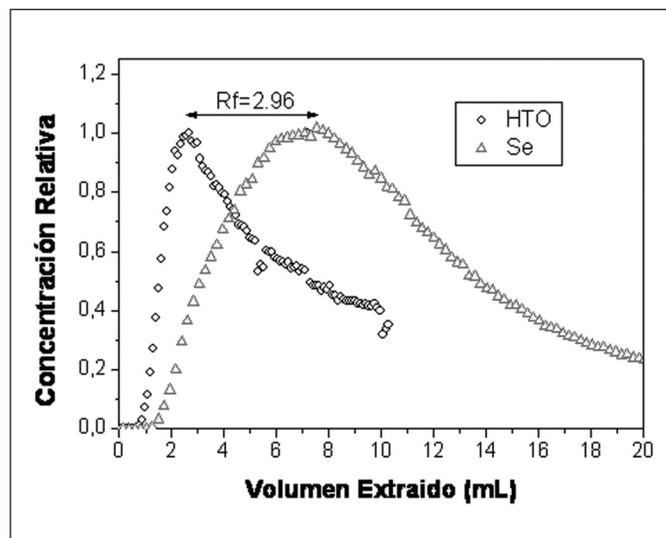


Figura 3. Obtención del Factor de Retardo,  $R_f$ . Comparación entre las curvas de elución de HTO (conservativo) y Selenio  
 Figure 3. Retardation Factor,  $R_f$ . Comparison between the elution curves of HTO (conservative) and Selenium

parámetros empíricos que no nos dicen el mecanismo por el que se ha producido la sorción.

El efecto de la concentración del radionucleido en la capacidad de adsorción de un material queda reflejado en su isoterma de adsorción. Una isoterma de adsorción de forma general (McKinley y Alexander, 1992), queda representada por tres zonas, como se muestra en la Figura 4. Una primera zona, donde la adsorción es lineal y por tanto el concepto de  $k_d$  es válido, que es lo que sucede cuando el radionucleido o contaminante se encuentra en concentraciones de traza. Una zona intermedia donde la relación  $\log S/\log C$  decrece rápidamente debido a la progresiva saturación de los sitios de adsorción. Y finalmente, una tercera zona, donde  $\log S$  permanece constante al valor máximo determinado por los sitios de sorción disponibles, no hay una relación directa entre concentración en fase sólida y en solución.

### Teoría y metodología experimental de ensayos de difusión

En medios de muy baja permeabilidad, el transporte de los radionucleidos se produce mediante difusión, la cual puede estar retardada por fenómenos de sorción o de exclusión aniónica. En presencia de un gradiente de concentración, partículas atómicas o moleculares migran desde las zonas de alta concentración hacia las de baja concentración. Este fenómeno se describe mediante las Leyes de Fick. En un medio unidimensional y para un fluido homogéneo y no confi-

nado, estas leyes se expresan de la siguiente forma (Crank, 1975):

- 1ª Ley de Fick

$$J = -D \frac{\partial C}{\partial x} \quad (4)$$

- 2ª Ley de Fick:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} \quad (5)$$

donde  $J$  es la densidad de flujo difusivo en la dirección  $x$  ( $Bq/m^2s$ ),  $C$  es la concentración de la sustancia difusiva ( $Bq/m^3$ ),  $t$  es el tiempo (s),  $x$  es la distancia de difusión (m), y  $D$  es el coeficiente de difusión ( $m^2/s$ ),  $D_0$  para agua libre.

En un medio poroso, a diferencia de en un medio libre, la difusión de los solutos se ve afectada por la cantidad de agua que contiene el medio, la distribución del tamaño de poros (constrictividad,  $\delta$ ) y la tortuosidad ( $\tau$ ) de los caminos en los que puede ocurrir la difusión. Por ello se define el coeficiente de difusión en los poros,  $D_p$ , que se relaciona con el de difusión en agua libre,  $D_0$ , a través de la siguiente ecuación:

$$D_p = \frac{\delta}{\tau^2} D_0 \quad (6)$$

Sólo los poros conectados y que contribuyen al transporte son importantes, formando la porosidad accesible a la difusión,  $\phi$ , por ello se define el coeficiente de difusión efectivo,  $D_e$ , como:

$$D_e = \phi \cdot D_p \quad (7)$$

Si el soluto se adsorbe o interacciona con el medio poroso, existe un factor de retardo  $R_f$ . En estos casos se obtiene un coeficiente de difusión aparente,  $D_a$ , definido por:

$$D_a = \frac{D_p}{R_f} \quad (8)$$

La determinación experimental clásica del coeficiente de difusión efectivo se lleva a cabo mediante los ensayos "through-diffusion" (TD), o difusión a tra-

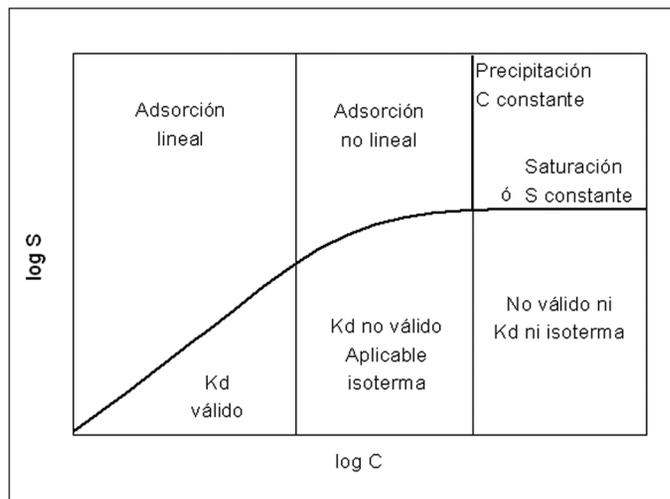


Figura 4. Representación de una isoterma general con las tres zonas en que puede ser dividida  
Figure 4. Sorption isotherm with the three areas in which it can be divided

vés de una muestra que separa dos depósitos, uno de los cuales contiene el trazador, o mediante ensayos "in-diffusion" (ID), o difusión hacia el interior de la muestra. Los ensayos TD se pueden realizar de dos formas, manteniendo el gradiente de concentración entre los dos depósitos constante, o bien dejando evolucionar las concentraciones hasta que se igualen en ambos depósitos.

En el ensayo TD con gradiente de concentración constante se mide la concentración de trazador en el depósito de llegada, mientras que se mantiene constante en el de entrada. En la Figura 5 se puede observar un esquema del montaje de un ensayo TD. Cuando se alcanza el régimen permanente el flujo difusivo a través de la muestra es constante. La expresión de la masa acumulada de trazador  $M$ , que ha pasado al otro depósito a través de una sección de área  $S$ , de una muestra de espesor  $L$ , en función del tiempo  $t$ , es (Crank, 1975):

$$M = S \cdot C_0 \cdot L \cdot \left[ \frac{D_e \cdot t}{L^2} - \frac{2\varepsilon}{\pi^2} \sum_{n=1}^{\infty} \frac{(-1)^n}{n^2} \cdot \exp\left(-\frac{D_e \cdot n^2 \cdot \pi^2}{\varepsilon \cdot L^2} \cdot t\right) - \frac{\varepsilon}{6} \right] \quad (9)$$

donde  $C_0$  es la concentración inicial que permanece constante. Para tiempos largos, el término de la serie tiende a cero, y la ecuación (9) se reduce a:

$$D_e = \frac{\ln \Delta C_0 / \Delta C}{\beta \cdot t} \quad (11)$$

$$M = S \cdot C_0 \cdot L \cdot \left[ \frac{D_e \cdot t}{L^2} - \frac{\varepsilon}{6} \right] \quad (10)$$

Al representar la masa acumulada vs el tiempo, el coeficiente de difusión efectivo se obtiene a partir de la pendiente de la parte lineal de la gráfica, como se observa en la Figura 6. En esta gráfica se presentan dos zonas, la primera corresponde al régimen transitorio, y la segunda al permanente, que implica un flujo constante de trazador con el tiempo. Si el flujo es constante, la evolución debe ser lineal.

En el ensayo through-diffusion con gradiente de concentración variable lo que se hace es dejar evolucionar las concentraciones de trazador en ambos depósitos hasta que estas se igualen. El montaje del ensayo es similar al del TD con gradiente de concentración constante.

En estos ensayos, al representar la concentración medida en los depósitos de entrada (IN) y de salida (OUT) frente al tiempo, obtenemos gráficas como la de la Figura 7 (García-Gutiérrez *et al.*, 2001). Wolfrum *et al.* (1988), presentan una solución analítica aproximada para estos ensayos:

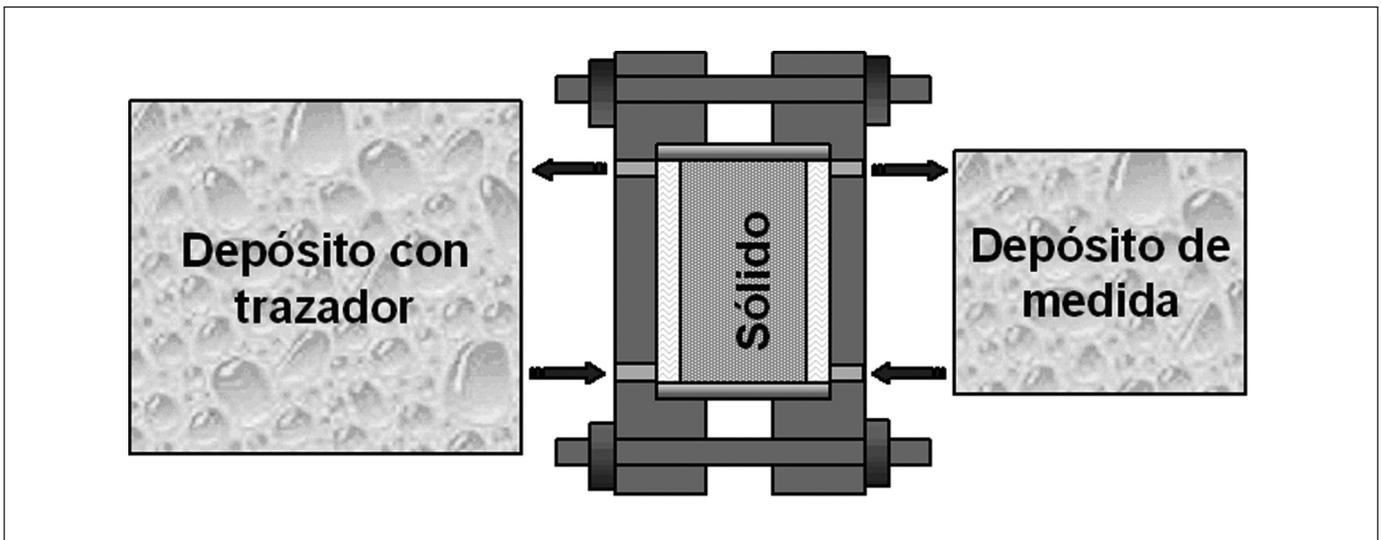


Figura 5. Figura del montaje de un ensayo Through-Diffusion  
Figure 5. Schematic view of a Through-Diffusion experiment

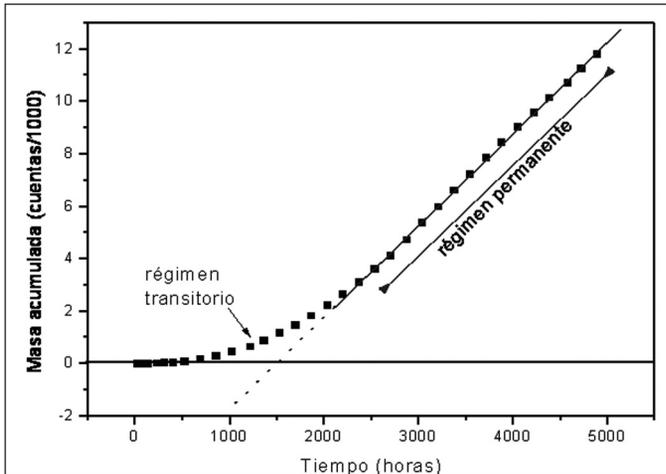


Figura 6. Evolución de la masa acumulada en función del tiempo. La pendiente del ajuste en la zona de régimen permanente nos permite calcular el  $D_e$ .

Figure 6. Evolution of the cumulative mass as a function of time. The slope of the fit in the steady state region allows calculating  $D_e$ .

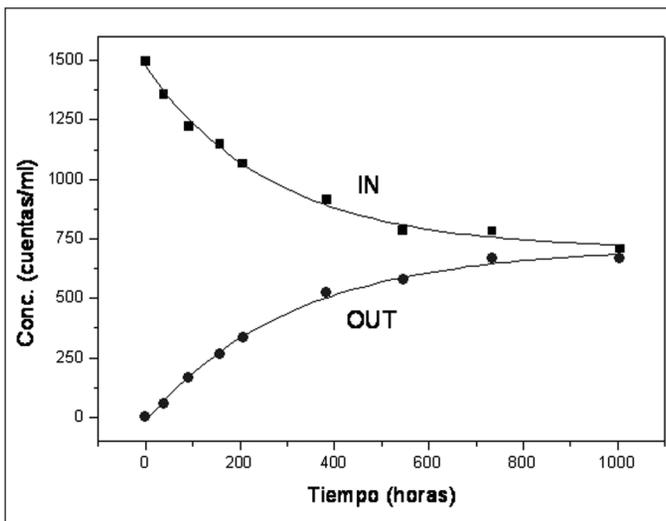


Figura 7. Gráfica de la evolución de la concentración en los depósitos IN y OUT para HTO en una muestra de bentonita compactada a una densidad de 1,65 g/cm<sup>3</sup>

Figure 7. Evolution of concentration in the IN and OUT reservoirs for HTO in compacted bentonite with a density of 1.65 g/cm<sup>3</sup>

donde  $\Delta C$  es la diferencia de concentración entre los dos depósitos en el tiempo  $t$ ,  $\Delta C_0$  la diferencia de concentración inicial entre los dos depósitos,  $\beta = S/L (1/V_a + 1/V_i)$ , con  $V_a$  y  $V_i$  los volúmenes de los depósitos,  $S$  el área de la pastilla de arcilla, y  $L$  la anchura.

La determinación experimental del coeficiente de difusión aparente se lleva a cabo mediante los ensa-

ayos ID, o difusión hacia el interior de la muestra, en los cuales se pone en contacto el sólido con la fase líquida, la cual contiene el trazador, y tras el tiempo de difusión, se mide el perfil de concentración del trazador dentro de la muestra. En la Figura 8 se presenta un esquema del montaje de un ensayo ID.

Manteniendo la concentración constante en el depósito con el trazador, el  $D_e$  se puede obtener a partir del perfil de concentraciones que se encuentra en la muestra. Este perfil responde a la siguiente solución analítica (Crank, 1975):

$$\frac{C}{C_0} = \operatorname{erfc}\left(\frac{x}{2\sqrt{D_a t}}\right) \quad (12)$$

donde  $x$  es la distancia a la que se está midiendo la concentración  $C$ . La Figura 9 presenta perfiles de concentración de HTO en pastillas de bentonita para tres densidades distintas.

### Resultados experimentales

Se han realizado estudios de sorción de <sup>137</sup>Cs y de <sup>233</sup>U en muestras del hormigón y mortero utilizado en el almacenamiento de residuos de baja y media actividad de El Cabril (Córdoba). Los ensayos se han realizado en el interior de una cámara con atmósfera de N<sub>2</sub>, simulando las condiciones de un AGP, es decir, ausencia de oxígeno.

La Figura 10 muestra los valores de  $k_d$  para cesio y uranio, obtenidos en función del tiempo de contacto del sistema agua/sólido/radionucleido. En dicha gráfica se puede ver como la sorción del uranio es más de un orden de magnitud superior a la del cesio, aunque

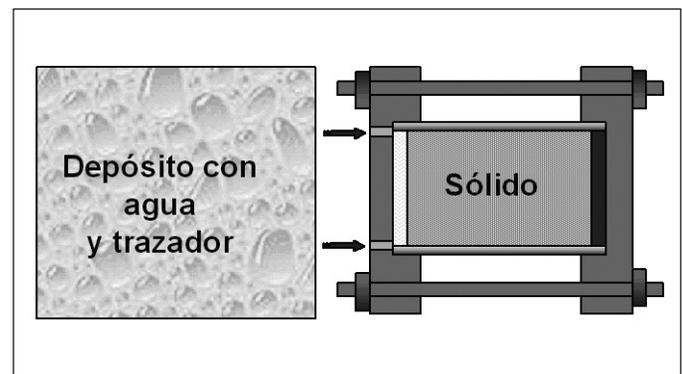


Figura 8. Figura del montaje de un ensayo In-Diffusion  
Figure 8. Schematic view of an In-Diffusion experiment

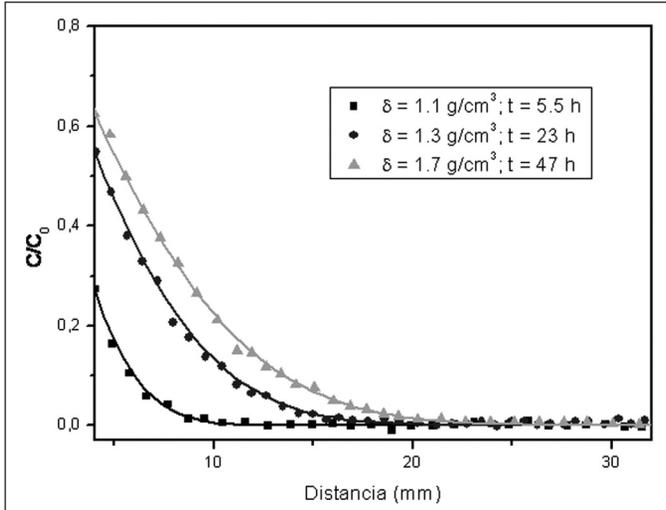


Figura 9. Perfiles de concentración de HTO en pastillas de bentonita compactada a distintas densidades  
 Figure 9. HTO concentration profiles in compacted bentonite at different densities

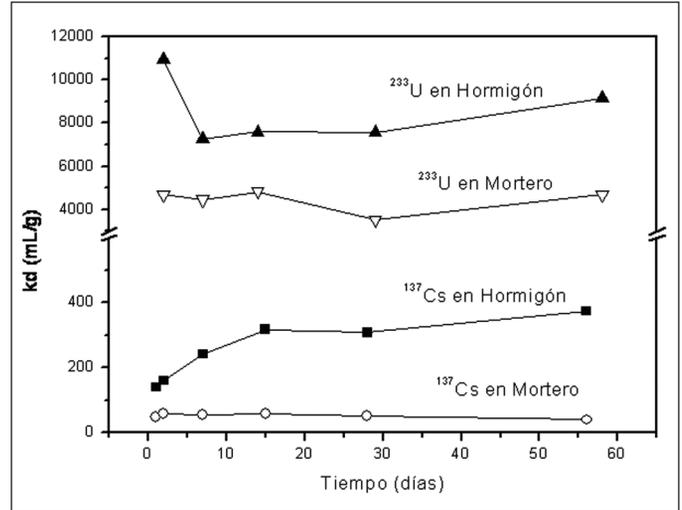


Figura 10. Cinética de sorción de <sup>137</sup>Cs y <sup>233</sup>U en hormigón y mortero  
 Figure 10. <sup>137</sup>Cs and <sup>233</sup>U sorption kinetics in concrete and mortar

dadas las condiciones geoquímicas del ensayo, pH superior a 12,5 y condiciones reductoras (Eh -170mV para el agua sintética de poro del hormigón y -145mV para el agua sintética de poro del mortero) se podría producir la precipitación del elemento, lo que interfiere en la determinación del  $k_d$ . Se puede observar que la sorción, tanto del cesio como del uranio, es superior en el hormigón que en el mortero. En el caso del cesio con las muestras de hormigón, se observa que después de los 56 días de contacto no se ha

alcanzado el equilibrio, mientras que en las muestras de mortero, a partir del segundo día de contacto la adsorción prácticamente no varía, alcanzándose el equilibrio. La cinética de sorción del uranio sobre hormigón presenta un primer valor anómalo para posteriormente observarse, también, un ligero aumento. El uranio sobre mortero se puede considerar asimismo en equilibrio.

Las Figuras 11 y 12 presentan las isotermas de sorción en hormigón y mortero del cesio y del uranio,

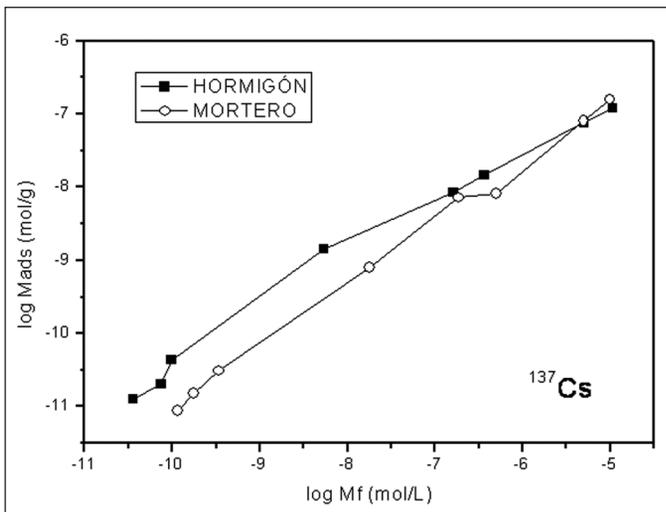


Figura 11. Isotermas de sorción de <sup>137</sup>Cs en hormigón y mortero  
 Figure 11. <sup>137</sup>Cs sorption isotherms in concrete and mortar

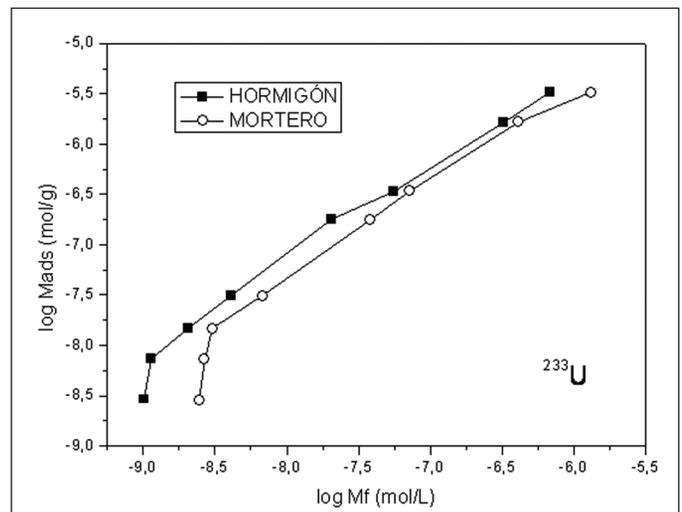


Figura 12. Isotermas de sorción de <sup>233</sup>U en hormigón y mortero  
 Figure 12. <sup>233</sup>U sorption isotherms in concrete and mortar

respectivamente. Para realizar el estudio se han mantenido iguales todas las condiciones experimentales, excepto la concentración de trazador.

En el caso del cesio, el intervalo de concentraciones utilizado ha sido  $1,3 \cdot 10^{-6} \text{M} - 3,0 \cdot 10^{-10} \text{M}$ . A la vista de los resultados, en el intervalo de concentraciones que se ha trabajado, prácticamente se ha mantenido la linealidad de la isoterma, siendo válido el concepto de  $k_d$  en todo el rango.

Para el uranio, el intervalo de concentraciones estudiado fue  $6,6 \cdot 10^{-5} \text{M} - 6,0 \cdot 10^{-9} \text{M}$ . En este caso ocurre lo mismo que con el cesio, ya que en ese rango de concentraciones, tal y como podemos ver en la Figura 12, se mantiene la linealidad en las isotermas, siendo el valor de  $k_d$  válido para todo el intervalo en el que se ha realizado el estudio.

## Conclusiones

Los estudios de los procesos de sorción pretenden cuantificar la interacción agua/sólido/radionucleido, y proporcionar parámetros que puedan utilizarse en los códigos geoquímicos. El valor del  $k_d$  y el  $R_f$  nos permite conocer como se comporta el radionucleido o contaminante únicamente en unas condiciones específicas, las mantenidas durante la experimentación. El concepto de  $k_d$  es ampliamente utilizado en los códigos de Evaluación del Comportamiento de un Almacenamiento Geológico Profundo de residuos radiactivos, pero es un parámetro que no nos explica el mecanismo de sorción, y que por tanto no sirve para predecir el comportamiento del sistema agua/sólido/radionucleido en un ambiente geoquímico distinto. La utilización de isotermas de sorción y el estudio de la sorción en función del pH y fuerza iónica de la solución, permitirá la obtención de coeficientes termodinámicos más útiles en la simulación de la evolución de un sistema. El conocimiento de los mecanismos de sorción permite modelizar las posibles reacciones y su evolución con el tiempo.

El tipo de ensayo de difusión depende del elemento de experimentación y de su capacidad de sorción. Elementos con gran capacidad de sorción obligan a la realización de ensayos in-diffusion ya que alcanzar el

régimen permanente llevaría muchísimo tiempo. Elementos que no se adsorben ven retardado su transporte en la barrera de bentonita debido al fenómeno de exclusión aniónica, que hace que la porosidad accesible del medio poroso sea menor que la porosidad física que presenta.

La experimentación con hormigones y morteros presenta dificultades añadidas, ya que el agua en equilibrio con estos medios no es estable en condiciones óxicas, y su alto pH ( $\text{pH} > 12$ ) disminuye la solubilidad de la mayoría de los radionucleidos, si bien es una propiedad útil para su contención.

Las isotermas de sorción de cesio y uranio en hormigón y mortero permiten conocer el comportamiento de sorción de estos dos elementos, muy importantes desde el punto de vista de seguridad de un almacenamiento de residuos radiactivos, en un amplio rango de concentraciones, y permite el uso del valor de  $k_d$  en los códigos de transporte.

Es importante completar los estudios de sorción con ensayos de sorción/desorción, de forma que se cuantifique la reversibilidad de la reacción, y es por tanto imprescindible realizar también ensayos cinéticos.

## Referencias

- Astudillo Pastor J. 2001. *El almacenamiento geológico profundo de los residuos radiactivos de alta actividad. Principios básicos y tecnología*. ENRESA, 200 pp.
- Crank, J. 1975. *The mathematics of diffusion*. 2ª ed. Clarendon Press, Oxford.
- García-Gutiérrez M., Missana T., Rivas P. 2001. Sorción y migración de actínidos y productos de fisión. *IV Jornadas de Investigación y Desarrollo Tecnológico en Gestión de Residuos Radiactivos*. Publicación Técnica de ENRESA 07/2001, Vol. 1, 61-77.
- Ilustre Colegio Oficial de Físicos. 2000. Gestión de residuos radiactivos. En: *Origen y gestión de residuos radiactivos*. Ilustre Colegio Oficial de Físicos, Madrid, 103-177.
- McKinley, I.G.; Alexander, W.R. 1992. Constraints on the Applicability of 'In-situ Distribution Coefficient' Values. *Journal of Environmental Radioactivity*, 15, 19-34.
- Wolfum, C; Lang, H; Moser, H; Jordan, W. 1988. Determination of Diffusion Coefficients Based on Ficks Second Law for Various Boundary Conditions. *Radiochimica Acta*. 44/45, 245-249.

Recibido: abril 2009

Revisado: septiembre 2009

Aceptado: octubre 2009

Publicado: enero 2010