

Nota Técnica:  
Barreras de ingeniería para el aislamiento de residuos radiactivos

*Technical Note:  
Engineered barriers for radioactive waste confinement*

R. Fernández<sup>(\*)</sup>

Recepción/Received: 20-X-09  
Aceptación/Accepted: 22-XII-09

RESUMEN

Las centrales nucleares generan residuos radiactivos de elevada peligrosidad y permanencia en el tiempo. La evaluación de la seguridad de repositorios destinados al alojamiento definitivo de estos residuos lleva estudiándose desde hace varias décadas. El almacenamiento geológico es técnicamente factible y empieza ya a desarrollarse en países pioneros. La evaluación científica de las interacciones entre las distintas barreras de ingeniería se estudia mediante ensayos de laboratorio, análisis de análogos naturales y modelos teóricos. Las tres vías de estudio son capaces de representar y validar los principales procesos geoquímicos que tienen lugar en el campo cercano al repositorio. Este artículo revisa los fundamentos científicos y técnicos del concepto de almacenamiento geológico detallando, en particular, los métodos de estudio aplicados a la evaluación de la estabilidad geoquímica de la barrera de bentonita.

**Palabras clave:** residuo radiactivo, almacenamiento geológico profundo, barreras de ingeniería, hormigón, bentonita.

SUMMARY

*Nuclear power plants generate long-lived radioactive waste of high toxicity. The security assessment of repositories destined to definitive confinement of radioactive waste has been studied for several decades. Deep geological repositories are technically feasible and begin to be built by some pioneer countries. The scientific evaluation of interactions between the different engineered barriers is studied by laboratory experiments, natural analogues and modeling studies. The three methods are able to represent and validate the main geochemical processes that take place in the near field. This paper reviews the scientific and technical basis of the concept of geological disposal, with particular focus on the methods of study applied to the evaluation of geochemical stability of the bentonite barrier.*

**Keywords:** radioactive waste, deep geological repository, engineered barriers, concrete, bentonite.

---

<sup>(\*)</sup> Instituto Eduardo Torroja de Ciencias de la Construcción (CSIC), Madrid, España.

Persona de contacto/Corresponding author: raul.fernandez@uam.es

## 1. INTRODUCCIÓN

El peligro de los Residuos Radiactivos de Alta Actividad (RRAA) generados en centrales nucleares radica en su elevada radiotoxicidad y prolongada actividad con respecto al tiempo. Su aislamiento en condiciones de seguridad garantizada lleva estudiándose desde hace más de 50 años.

Esta comunicación aporta una visión divulgativa acerca de las investigaciones realizadas durante las últimas décadas sobre aislamiento de RRAA. El objetivo es dar a conocer el concepto de Almacenamiento Geológico Profundo (AGP) y mostrar la forma en la que se han investigado a nivel científico y técnico los procesos a tener en cuenta en cuanto a la durabilidad de materiales e interacciones entre las barreras de ingeniería diseñadas para alojar RRAA.

## 2. LA ENERGÍA NUCLEAR Y EL PROBLEMA DE LOS RESIDUOS

Las centrales nucleares generan energía eléctrica a partir de procesos de fisión nuclear. Para ello se bombardean núcleos de átomos pesados (principalmente U, Pu y Th) con neutrones de baja velocidad, formándose núcleos más pesados e inestables, que se estabilizan mediante desintegración radiactiva formando átomos más ligeros. La fisión nuclear libera calor y energía que es transformada en energía eléctrica. Los residuos generados mantienen su ciclo natural de desintegración radiactiva.

Se considera residuo radiactivo todo material o producto de desecho que presenta trazas de radiactividad y para el cual no está previsto ningún uso, incluyéndose sólidos, líquidos y gases residuales contaminados. Los residuos radiactivos se dividen en dos grandes grupos en función de las características de su almacenamiento: residuos radiactivos de media y baja actividad (generados a partir de aplicaciones industriales, investigación, medicina y contaminación de materiales provenientes de las propias centrales nucleares) y RRAA, siendo estos últimos emisores beta-gamma de alta actividad específica y vida corta, con periodos de desintegración inferiores a 30 años y radionúclidos emisores alfa en concentraciones apreciables cuyo periodo de desintegración alcanza varios miles de años, además de producir calor. El almacenamiento de estos residuos debe ser garantizado durante decenas de miles de años hasta que la radiactividad disminuya lo suficiente para que dejen de ser peligrosos.

De acuerdo con los datos ofrecidos por la Agencia Internacional de la Energía Atómica en 2009, existen

actualmente 436 centrales nucleares operativas en el mundo, 5 centrales en proceso de clausura y 45 centrales en construcción. El número de países que consideran o ya planifican la construcción de su primera central nuclear está en aumento. España, sin embargo, se encuentra en la lista de países que poseen centrales nucleares operativas, pero sin planes de expansión.

Actualmente en España, los RRAA provienen de ocho centrales nucleares en funcionamiento (reactores operativos) y dos centrales ya clausuradas. Las centrales fueron construidas durante tres generaciones diferenciadas dentro del programa nuclear: José Cabrera (Guadalajara), Santa María de Garoña (Burgos) y Vandellós I (desmantelada en 1990) pertenecen a la primera generación de centrales nucleares, proyectadas en la década de los 60 y cuya construcción finalizó a finales de los años 60 y principios de los 70. Almaraz I y II (Cáceres), Ascó I y II (Tarragona), y Cofrentes (Valencia) pertenecen a la segunda generación, proyectadas a principios de los años 70 y puestas en funcionamiento en el periodo 1981-1985. Vandellós II (Tarragona) y Trillo (Guadalajara) pertenecen a la tercera generación, cuya construcción fue autorizada con posterioridad a la aprobación del Plan Energético Nacional (julio 1979), entrando en funcionamiento en 1987 y 1988, respectivamente.

En 1984, de acuerdo con el contenido del Plan Energético Nacional, fueron paralizadas las obras de cinco centrales nucleares que se hallaban entonces en fase de construcción: Lemóniz I y II (Vizcaya), Valdecaballeros I y II (Badajoz) y Trillo II (Guadalajara). Desde entonces, estas cinco unidades permanecen en moratoria, esto es, con la construcción paralizada hasta que se decida su destino final.

La aportación de la energía nuclear al total de energía eléctrica generada en España, alcanzó un 38% en 1989 y un 27,8% en el año 2000 (1) y se han mantenido en valores cercanos al 18% durante los últimos 3 años. La Unión Europea genera alrededor de un 35% de su electricidad a partir de energía nuclear, sin embargo, esto sólo ha producido un volumen acumulado de residuos del 0,05% (2).

En España, la gestión de los residuos radiactivos es competencia de ENRESA (Empresa Nacional de Residuos Radiactivos), creada por el Real Decreto 1522, del año 1984.

Los residuos de baja y media actividad, procedentes de aplicaciones no energéticas, se almacenan en el vertedero nuclear de El Cabril (Córdoba), mientras que los

de alta actividad —combustible gastado generado en las centrales nucleares— se confinan de manera temporal en piscinas especiales dentro de las propias centrales. Las previsiones realizadas por ENRESA en el 5º Plan General de Residuos Radiactivos, aprobado en julio de 1999, estimaban que en España habrá que gestionar unas 6.750 toneladas de uranio metal, lo que supone un volumen de unos  $10^4$  m<sup>3</sup>. En la realización de estas estimaciones se consideró como escenario el mantenimiento del parque nuclear actual con un periodo de vida de cada instalación de cuarenta años desde su puesta en marcha hasta su parada definitiva.

La decisión sobre el tratamiento definitivo que se ha de dar al combustible gastado la tomará el Gobierno apoyándose en las investigaciones que se están llevando a cabo y que se centran en:

- La separación y transmutación. Método de gestión de *ciclo cerrado*, mediante el cual, se manipula el combustible gastado (reproceso) para separar y transmutar determinados radionúclidos de vida larga, de modo que puedan ser reutilizados como materiales energéticos, reduciendo así mismo el inventario de residuos.
- El AGP. Método de gestión de *ciclo abierto*, por el cual, los RRAA se almacenan definitivamente bajo tierra a gran profundidad (en repositorio).

En la actualidad, el gobierno español ha optado por un Almacén Temporal Centralizado (ATC). El ATC es una instalación en superficie diseñada para guardar en un único lugar el combustible gastado de las centrales nucleares y los residuos de alta actividad que se producen en España durante un periodo estimado de 60 años.

Esta decisión no supone una solución final. No obstante, todos los grupos parlamentarios estuvieron de acuerdo e instaron al gobierno a optar por el ATC en una comisión del Congreso de los Diputados, celebrada a puerta cerrada, cuyas conclusiones se publicaron en diciembre de 2004.

En Europa, la opción de AGP sigue siendo considerada como la más viable a medio-largo plazo. La Comisión Europea ha respaldado el almacenamiento geológico como la mejor estrategia para hacer frente a los residuos radiactivos de larga vida. El almacenamiento geológico es técnicamente factible actualmente, y se pueden demostrar las garantías requeridas de aislamiento a largo plazo (3). Si bien, es probable que la construcción de los silos se retrase en algunos países a la espera de una mayor confianza en el análisis del comportamiento de estos sistemas, el primer repositorio está ya en construcción en Finlandia. Por esto, es imprescindible no abandonar en España el seguimiento científico sobre AGP.

La gestión de los residuos por ciclo abierto supone un estudio, en detalle, de todos los posibles sucesos susceptibles de producirse a corto y largo plazo, en el campo próximo y lejano al repositorio, ya que los niveles de radiactividad no alcanzarán niveles naturales, no peligrosos, hasta pasados varios miles de años (Figura 1). En el estudio de los productos generados por desintegración radiactiva se observa, inicialmente, la contribución dominante de los productos de fisión y activación. Después de unos cientos de años, los actínidos se hacen dominantes, y en unos cientos de miles de años, la actividad total del combustible gastado es similar a la del depósito de uranio a partir del que se produjo el combustible.

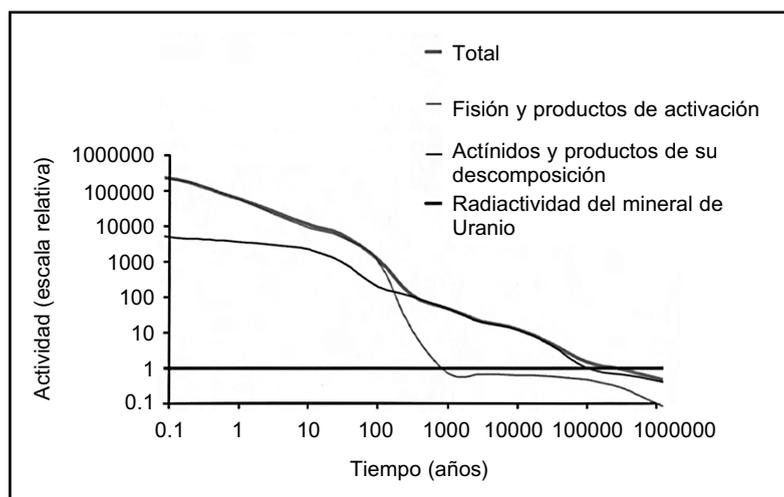


Figura 1. Actividad relativa del combustible gastado en función del tiempo desde la licencia del reactor (modificado de Hedin, 1997 (4)).

### 3. EL ALMACENAMIENTO GEOLÓGICO PROFUNDO (AGP)

El AGP se fundamenta en el denominado principio multi-barrera, que consiste en interponer una serie de barreras artificiales y naturales entre el residuo y la biosfera, que aseguren que el tiempo de tránsito de cualquier radionúclido almacenado que pudiera liberarse hasta la biosfera sea tan largo que de alcanzarla, su actividad haya decaído lo suficiente como para no modificar los rangos del fondo radiactivo natural ni los rangos aceptados de dosis a las personas. Este funcionamiento debe asegurarse bajo cualquier hipótesis de funcionamiento actual o futuro (5).

El repositorio debe situarse en una formación geológica estable, para ello se consideran formaciones salinas, graníticas y principalmente arcillosas. Los residuos se alojarán en una serie de galerías construidas a una profundidad comprendida entre 300 y 1.000 metros de profundidad, según sea la formación geológica, de manera que se prevenga el flujo de aguas subterráneas y se asegure la distancia de seguridad con la biosfera.

El concepto de multibarrera considera que el agua es el único medio capaz de actuar como vehículo de transporte de los radionúclidos. La superposición de barreras tiene la función de evitar que el agua alcance a los residuos y, en consecuencia, minimizar la cantidad de especies radiactivas que pudieran ser disueltas y transportadas (6).

El residuo sólido (principalmente pastillas cerámicas de  $UO_2$ , estables y poco solubles) es considerado como barrera en sí mismo debido a su forma físicoquímica (barrera 1). El residuo se encuentra encapsulado en un

cánister de acero al carbono (barrera 2). El cánister se introduce en la galería y se rodea de una barrera de arcilla compactada, normalmente bentonita, hasta un sellado completo de la galería. Si la formación es arcillosa, es necesario además introducir una barrera de hormigón entre la barrera de bentonita y la propia formación geológica que sirva de soporte estructural para la construcción de las galerías. La protección mecánica y fisicoquímica es conocida como barrera de ingeniería (barrera 3). La propia formación geológica, o roca encajante, es considerada como barrera natural (barrera 4). El mantenimiento y vigilancia adecuada a largo plazo de la instalación es necesaria para garantizar la seguridad (Figura 2).

### 4. LA BARRERA DE BENTONITA COMPACTADA

La bentonita compactada es la principal barrera de ingeniería considerada en el concepto de AGP. El mineral mayoritario de la bentonita, montmorillonita, confiere a la arcilla las características fisicoquímicas adecuadas para actuar como barrera de ingeniería debido a su estructura cristalográfica (Figura 3). La montmorillonita es un filosilicato de tipo 2:1, que presenta un espaciado interlamina de carácter expandible. Este espaciado está ocupado por cationes hidratados adsorbidos, que compensan el exceso de carga laminar negativa generada por sustituciones isomórficas en la estructura interna de tetraedros y octaedros. Al estar débilmente enlazados pueden ser fácilmente sustituidos por otros cationes. Esta propiedad le permite retener radionúclidos que puedan difundir desde el cánister metálico. La hidratación de los cationes confiere a la bentonita de capacidad de hinchamiento, plasticidad y baja permeabilidad. Estas propiedades son útiles en caso de fracturas o deformaciones de las barreras adyacentes, ya que la

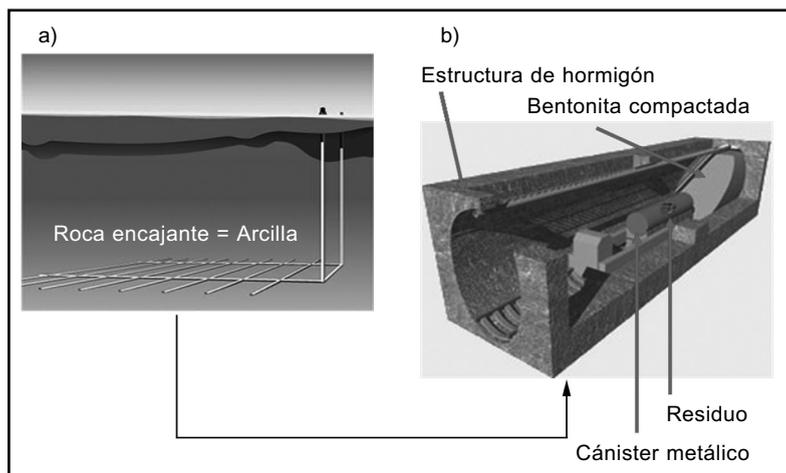


Figura 2. a) Modelo de AGP en una formación arcillosa. b) Disposición de los residuos en una galería. La sección muestra la serie de barreras de ingeniería a la que se someten los RRAA.

bentonita puede sellar los huecos que se generen. La composición química del agua intersticial y la composición mineralógica de la bentonita (montmorillonita principalmente, además de carbonatos, feldspatos, plagioclasas, cuarzo, vidrio volcánico, sales solubles, etc.) le confieren estabilidad geoquímica y capacidad reguladora frente a aguas ácidas, que favorecerían la corrosión de los elementos metálicos del cánister o frente a aguas alcalinas provenientes de la degradación de la barrera de hormigón. El estudio de bentonitas ha permitido seleccionar aquellas que demuestran un mejor comportamiento para actuar como barreras de ingeniería. Destaca, a nivel internacional, la bentonita MX-80, o bentonita de Wyoming, además de otras como FoCa (bentonita francesa), Deponit CA-N (bentonita griega), etc. (7). Todas ellas exhiben un contenido en montmorillonita igual o superior al 80%. En España, se ha seleccionado la bentonita FEBEX, o bentonita de "la Serrata" (Almería), como bentonita de referencia en el concepto de AGP. Esta bentonita posee un contenido de montmorillonita de  $92 \pm 3\%$  en peso (8).

Debido a las diferentes características físicas y químicas de los materiales que conforman las barreras se hace

necesario estudiar el comportamiento químico, físico y mineralógico a largo plazo en las sucesivas interfases entre materiales, destacando la interacción que tendrá lugar entre el hormigón y la bentonita.

## 5. MÉTODOS DE ESTUDIO DE ESTABILIDAD GEOQUÍMICA DE LAS BARRERAS

La comunidad científica se ha valido de distintas aproximaciones para abordar el estudio de interacciones entre las barreras de ingeniería y su evolución con el tiempo. En general, se pueden clasificar las vías de estudio en tres grupos:

- Experimentos de laboratorio: dan información sobre los mecanismos de reacción y permiten recopilar datos termodinámicos y cinéticos.
- Simulación: programas hidrogeoquímicos que se valen de los datos termodinámicos y cinéticos adquiridos para validar observaciones realizadas experimentalmente y predecir los procesos que tendrán lugar a largo plazo.

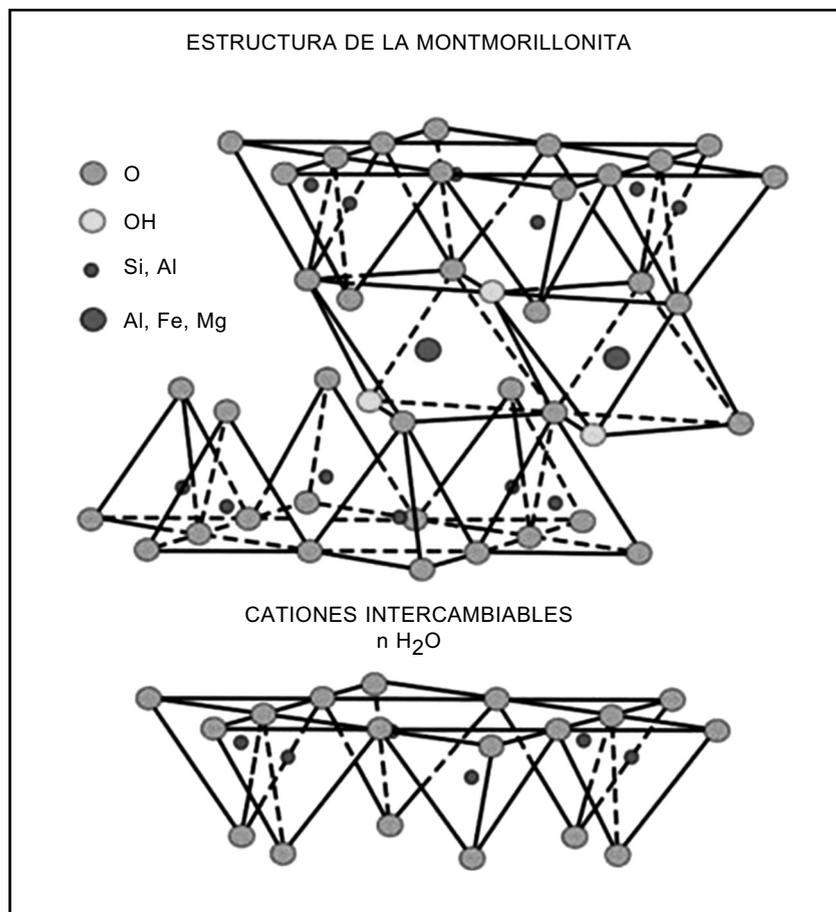


Figura 3. Estructura cristalina de la montmorillonita (modificado de Grim, 1968 (9)).

- Análogos naturales: ayudan a interpretar los procesos de forma espacial y temporal, y permiten comparar las predicciones de los modelos con observaciones realizadas sobre procesos geológicos.

Numerosos artículos se han publicado al respecto. A continuación se detallan los aspectos más relevantes aportados mediante las distintas vías de estudio con respecto a la interacción entre las barreras de hormigón y de bentonita.

### 5.1. Vía experimental

Los experimentos de laboratorio pueden realizarse en condiciones controladas a pequeña escala o en laboratorios subterráneos que simulan las condiciones reales de un repositorio. El objetivo de estos segundos es demostrar la viabilidad del concepto en términos de ingeniería además de observar el comportamiento a largo plazo (varios años) de los procesos de tipo térmico, hidráulico, mecánico e hidrogeoquímico que tienen lugar en las barreras de ingeniería. Existen en el mundo varios laboratorios subterráneos en distintas formaciones geológicas y a distintas profundidades. Estos laboratorios se clasifican en dos tipos: 1) genéricos, que no serán usados como repositorio de RRAA y 2) específicos, que son considerados como sitios potenciales para alojar RRAA. La mayoría de los laboratorios subterráneos existentes son genéricos. Éstos, además, pueden subdividirse en dos tipos: 1.1) laboratorios construidos a partir de excavaciones pre-existentes como minas o túneles y 1.2) laboratorios construidos intencionadamente sobre un tipo de roca específico. Por ejemplo, Grimsel Test Site y Mont Terri en Suiza, las minas de Tono y Kamaishi en Japón, y las minas de Stripa en Suecia y Asse en Alemania pertenecen al grupo 1.1. Los laboratorios de Whiteshell en Canadá, Äspö en Suecia, Mizunami y Horonobe en Japón, HADES en Bélgica y KURT en Corea pertenecen al grupo 1.2. Por otro lado, WIPP en Estados Unidos, Onkalo en Finlandia y Messue/Haute Marne en Francia son ejemplo de laboratorios de tipo 2 (10).

Las observaciones experimentales, ya sea en ensayos a pequeña o gran escala, han permitido establecer los mecanismos de reacción y evolución mineralógica esperada en la interacción entre el hormigón y las barreras arcillosas de ingeniería (11). El agua de poro alcalina proveniente del cemento interactuará interiormente con la barrera de bentonita y exteriormente con la formación geológica. Tomando como referencia un cemento Portland ordinario (OPC), la degradación del cemento se producirá en tres etapas claramente diferenciadas:

Etapas hiperalcalina temprana, caracterizada por la lixiviación de hidróxidos alcalinos provenientes de la degradación del cemento ( $\text{pH} \sim 13,5$ , medido a  $25\text{ }^\circ\text{C}$ ). En esta

etapa, de duración relativamente corta (en torno a 100 años), la alteración de la bentonita se caracteriza por la disolución parcial de la montmorillonita y la formación de minerales secundarios, principalmente zeolitas (e.g. analcima, filipsita).

Etapas alcalina larga (varios miles de años), caracterizada por el control ejercido por la disolución de portlandita ( $\text{pH} \sim 12,5$ , medido a  $25\text{ }^\circ\text{C}$ ). El  $\text{Ca}^{2+}$  es el catión predominante lixiviado desde el mortero de cemento. Las zeolitas serán reemplazadas por geles de silicato cálcico hidratado (C-S-H) en la zona alterada de la bentonita.

Una vez consumida la capacidad reguladora de la portlandita, el pH descenderá a valores inferiores a 12,5, posiblemente a valores en torno a 10,5. Durante esta etapa la disolución incongruente de geles C-S-H y otras fases del cemento determinarán la capacidad reguladora desde el lado del hormigón.

Cuevas y col. (12) estimaron que un bloque de hormigón, con una porosidad típica del 8,5% y un espesor de 30 cm, generará un lixiviado hiperalcalino capaz de modificar parcialmente 5 mm de bentonita compactada ( $1,65\text{ g/cm}^3$ , densidad seca). Este espesor representa la cantidad máxima de bentonita alterada que podrá verse afectada por el régimen difusivo de hidróxidos KOH y NaOH, asumiendo que la mayoría de la montmorillonita se transforma en fases secundarias. A pesar de que las transformaciones observadas debidas a lixiviados de cementos comunes, tipo OPC, aseguran la función de barrera asignada a la bentonita, numerosas investigaciones se están llevando a cabo sobre cementos que generan lixiviados de bajo pH (inferiores a 11). Éstos interactuarán de forma menos agresiva con la barrera de bentonita, sin embargo, la durabilidad de estos materiales (resistencia al ataque de aguas subterráneas, comportamiento de contracción y riesgo de corrosión en caso de emplear hormigón armado) está siendo evaluada (13). Los llamados "cementos de bajo pH" se sintetizan reemplazando parte de la portlandita por adiciones minerales con alto contenido en sílice (14).

### 5.2. Simulación

Las simulaciones realizadas con códigos geoquímicos son capaces de reproducir, al menos parcialmente, resultados obtenidos en el laboratorio u observaciones realizadas en entornos naturales. Los códigos de simulación permiten, además, extrapolar resultados en la escala de tiempo requerida para predecir la seguridad del repositorio ( $10^5 - 10^6$  años). Actualmente existen numerosos programas informáticos usados tanto para calcular parámetros constructivos requeridos en el campo de la ingeniería como procesos geoquímicos que se producirán en el campo próximo al repositorio (15, 16). Las investigaciones

más recientes tratan de aunar de forma efectiva las consideraciones termo-hidro-mecánicas con las químicas (THM-C). Esto se consigue mediante la integración de distintos módulos de cálculo en un mismo programa. Los códigos geoquímicos, a su vez, pueden desarrollarse mediante aproximaciones exclusivamente termodinámicas o mediante cálculos más complejos que incluyen parámetros cinéticos, además de los termodinámicos. Sin embargo, la aproximación cinética dificulta considerablemente el trabajo debido a la escasez y poca fiabilidad de los datos disponibles en cuanto a velocidades de reacción mineral en ambientes fuertemente alcalinos. Los análisis de sensibilidad demuestran que pequeñas variaciones en constantes cinéticas son capaces de alterar significativamente los resultados. Por otro lado, los prolongados tiempos de interacción geoquímica y la baja relación agua/roca en el sistema de barreras de un AGP permiten a las simulaciones termodinámicas, que consideran exclusivamente equilibrio químico entre especies disueltas y minerales, predecir de manera efectiva las etapas de alteración observadas por otros medios.

La geometría de los sistemas es también un factor a tener en cuenta, ya que los cálculos se complican y las simulaciones se retardan al pasar de una a dos y tres dimensiones. En este sentido, la actualización continua de los programas, bases de datos y la modernización de los procesadores permiten realizar cada vez estudios más detallados de las interacciones.

Las simulaciones realizadas sobre la interacción entre las barreras de hormigón y bentonita señalan la evolución en la degradación del cemento como efecto perturbador de la química y mineralogía de la bentonita. Sin embargo, debido al transporte difusivo lento esperado en el sistema, la porosidad se reducirá considerablemente en la interfase de estos materiales debido a la precipitación de fases cementantes. Esto reducirá la movilidad de especies acuosas y mantendrá la capacidad amortiguadora de la barrera de bentonita por mayor tiempo (17).

### 5.3. Análogos naturales

En la evaluación del comportamiento de un repositorio, la evolución de las propiedades de los materiales cementantes se extrapola desde la escala convencional del laboratorio a periodos típicos de procesos geológicos. La validación de los modelos puede realizarse, en cierta manera, mediante la comparación de las predicciones con observaciones de análogos geológicos o muestras arqueológicas.

Estudios de materiales de unos 2.000 años de antigüedad han demostrado, por ejemplo, que la transformación de fases amorfas tipo C-S-H a fases termodinámicamente más estables y cristalinas es extremadamente lento (18).

Abundantes análogos naturales indican que a temperaturas por debajo de 100 °C, arcillas esmectíticas, como la bentonita, permanecen inalteradas durante más de un millón de años. Los análogos naturales también confirman la secuencia de disolución-alteración esperada y formación de fases metaestables como productos de alteración de residuos nucleares en condiciones similares a las de un repositorio, así como la aplicabilidad de los modelos termodinámicos en la predicción de migración de radionúclidos en el campo cercano (19).

Un caso particularmente interesante de análogo natural que presenta condiciones hiperalcalinas comparables a las generadas por la barrera de hormigón en un repositorio, debido a ciertas anomalías geoquímicas, se estudió en el área de Maqarin, al norte de Jordania (20). Las aguas subterráneas hiperalcalinas encontradas en la zona son debidas a la combustión espontánea de sulfuros e hidrocarburos inflamables en presencia de carbonatos y arcillas en condiciones de alta temperatura y baja presión. Consideraciones geomorfológicas hacen pensar que el proceso de combustión debió ocurrir hace no más de 600 mil años y no menos de 150 mil. Como consecuencia se formaron cementos naturales en la propia formación geológica. La interacción con aguas de infiltración formó lixiviados alcalinos que migraron en una extensión de unos 400 metros. Hoy se distinguen 3 etapas de alteración de la pluma alcalina representativas de tipos de aguas alcalinas: etapa temprana (dominada por agua de tipo Na-K-OH), etapa intermedia (dominada por fluidos Ca-OH) etapa tardía (dominada por especies silicatadas). Estas observaciones confirman los resultados obtenidos en el laboratorio y validan las simulaciones realizadas.

## 6. CONSIDERACIONES FUTURAS

La evaluación de aspectos científicos y técnicos ya estudiados en el sistema de AGP debe seguir desarrollándose en los próximos años debido a la alta peligrosidad de los residuos y permanencia en el tiempo. El análisis cada vez más detallado de los procesos permite dirigir los esfuerzos a reducir los riesgos en la seguridad del sistema.

Algunos países poseen ya almacenamientos temporales de residuos o comienzan a construir almacenamientos definitivos. El avance tecnológico en este sentido está directamente relacionado con el consentimiento generalizado de la población. Es necesario, por tanto, establecer campañas de información y fomentar el debate social y político al respecto. Las decisiones finales respecto a almacenamiento de residuos, y en cuanto a la energía nuclear en general, serán tomadas por los políticos, bajo el respaldo científico, pero éstas tenderán siempre a posponerse si no encuentran el respaldo social necesario.

En España, la construcción de un ATC se plantea como una contribución a la creación de infraestructuras científicas de repercusión internacional respecto a la investigación energética y medioambiental, sin embargo, su ubicación aún no se ha decidido. Serán los

ayuntamientos, los encargados de presentar su candidatura pública para alojar la instalación. El AGP se plantea como solución definitiva para el aislamiento de RRAA, pero no se contempla aún como solución a corto-medio plazo.

## BIBLIOGRAFÍA

- (1) Espejo, C.: "La producción de electricidad de origen nuclear en España", *Boletín de la AGE*, 33 (2002), pp. 65-77.
- (2) Comisión Europea: Geological Disposal of Radioactive Wastes Produced by Nuclear Power: from concept to implementation, In Report No: EUR 21224, [http://europa.eu.int/comm/research/energy/pdf/waste\\_disposal\\_en.pdf](http://europa.eu.int/comm/research/energy/pdf/waste_disposal_en.pdf) Ed. (2004), p. 45.
- (3) Chapman, N. A.: "Geological Disposal of Radioactive Wastes – Concept, Status and Trends", *Journal of Iberian Geology*, 32 (1) (2006), pp. 7-14.
- (4) Hedin, A.: Spent nuclear fuel. How dangerous is it?, In: Swedish Nuclear Fuel Waste Management Co. Stockholm, Swed. (1997), pp 1-60.
- (5) Astudillo, J.: "El almacenamiento geológico profundo de los residuos radiactivos de alta actividad. Principios básicos y tecnología", ENRESA Ed. ENRESA, Madrid, 2001, p. 200.
- (6) Brookins, D. G.: *Geochemical aspects of radioactive waste disposal*, Springer-Verlag Ed. New York, 1984, p. 347.
- (7) Svensson, D.; Eng, A. y Sellin, P.: "Alternative buffer material experiment, In: Clays in natural and engineered barriers for radioactive waste confinement", Andra Ed. Andra: Lille, France (2007), pp. 223-224.
- (8) Caballero, E.; Jiménez de Cisneros, C.; Huertas, F. J.; Huertas, F.; Pozzuoli, A. y Linares, J.: "Bentonite from Cabo de Gata, Almería, Spain: a mineralogical and geochemical overview", *Clay Minerals*, 40 (2005), pp. 463-480. doi:10.1180/0009855054040184
- (9) Grim, R. E.: *Clay Mineralogy*, M. G. Hill Ed. USA, 1968.
- (10) Cho, W. J.; Kwon, S. y Park, J. H.: "KURT, a small-scale underground research laboratory for the research on a high-level waste disposal", *Annals of Nuclear Energy*, 35 (1) (2008), pp. 132-140. doi:10.1016/j.anucene.2007.05.011
- (11) Gaucher, E. C. y Blanc, P.: "Cement/clay interactions - A review: Experiments, natural analogues, and modeling", *Waste Management*, 26 (7) (2006), pp. 776-788. doi:10.1016/j.wasman.2006.01.027 PMID:16574392
- (12) Cuevas, J.; Leguey, S.; Ramírez, S.; Sánchez, L.; Vigil de la Villa, R.; Alonso, M. C.; Andrade, C. y Hidalgo, A.: "Proyecto Ecoclay: Interacción Hormigón-bentonita", *Estratos*, 69 (2004), pp. 11-15.
- (13) García Calvo, J. L.; Alonso, M. C.; Fernández Luco, L.; Hidalgo, A. y Sánchez, M.: "Implications of the use of low-pH cementitious materials in high activity radioactive waste repositories". In International conference Underground disposal unit design and emplacement processes for a deep geological repository, Prague (2008), pp 1-11.
- (14) Alonso, M. C.; Fernández-Luco, L.; García, J. L.; Hidalgo, A. y Huertas, F.: "Low-pH Cementitious Materials, Design and Characterization". In *Proceedings of the 12th International Congress of the Chemistry of Cement*. J. J. Beaudoin, J. M. Makar L. y Raki Eds. Montreal, Canada (2007), pp. W4-08.06.
- (15) MacQuarrie, K. T. B. y Mayer, K. U.: "Reactive transport modeling in fractured rock: A state-of-the-science review", *Earth-Science Reviews*, 72 (3-4) (2005), pp. 189-227. doi:10.1016/j.earscirev.2005.07.003
- (16) Van der Lee, J. y De Windt, L.: "Present state and future directions of modeling of geochemistry in hydrogeological systems", *Journal of Contaminant Hydrology*, 47 (2-4) (2001), pp. 265-282. doi:10.1016/S0169-7722(00)00155-8
- (17) Fernández, R.; Cuevas, J. y Mäder, U. K.: "Modelling concrete interaction with a bentonite barrier", *European Journal of Mineralogy*, 21 (1) (2009), pp. 177-191. doi:10.1127/0935-1221/2009/0021-1876
- (18) Petit, J.-C.: "Natural analogues for the design and performance assessment of radioactive waste forms: A review", *Journal of Geochemical Exploration*, 46 (1) (1992), pp. 1-33. doi:10.1016/0375-6742(92)90099-T
- (19) Apted, M. J.: "Natural analogues for predicting the reliability of the engineered barrier system for high-level waste", *Journal of Geochemical Exploration*, 46 (1) (1992), pp. 35-62. doi:10.1016/0375-6742(92)90100-M
- (20) Alexander, W. R.; Dayal, R.; Eagleson, K.; Eikenberg, J.; Hamilton, E.; Linklater, C. M.; McKinley, I. G. y Tweed, C. J.: "A natural analogue of high pH cement pore waters from the Maqarin area of northern Jordan. II: results of predictive geochemical calculations", *Journal of Geochemical Exploration*, 46 (1) (1992) 133-146. doi:10.1016/0375-6742(92)90104-G

\* \* \*