

MECANISMOS DE TRANSFERENCIA DE RADIONUCLEIDOS EN EL MEDIO AMBIENTE

J.M. Abril, R. Periañez

Dpto. Física Aplicada I, EUITA (Universidad de Sevilla)

M. García-León

Dpto. Física Atómica, Molecular y Nuclear. Facultad de Física. (Universidad de Sevilla)

R. García-Tenorio, G. Manjón

Dpto. Física Aplicada II, ETSA (Universidad de Sevilla)

1. Introducción

El grupo de Física Nuclear Aplicada de la Universidad de Sevilla ha participado desde 1989 en el Plan de I+D de ENRESA con estudios sobre los mecanismos de transporte de radionucleidos naturales y artificiales en el Medio Ambiente. Estos estudios se enmarcan en el interés de ENRESA por contribuir al mejor conocimiento general acerca de la dinámica de radionucleidos en el medio ambiente desde la doble perspectiva de la gestión de los residuos radiactivos y de la protección radiológica. Para su realización se han considerado dos escenarios de interés: la Ría de Huelva y las Marismas del Guadalquivir. En el primer escenario destaca la presencia de fábricas de fertilizantes fosfatados, que han incrementado históricamente los niveles de radiactividad natural en sus alrededores, y en el segundo el interés radica en el tratamiento de mejora de la calidad de los suelos agrícolas, utilizando una enmienda el fosfoyeso, que es un residuo de la industria de fertilizantes que se encuentra enriquecido en radionucleidos naturales pertenecientes a la serie del uranio.

La investigación realizada por nuestro grupo ha implicado la medida de concentraciones de radionucleidos naturales en muestras ambientales, la evaluación de flujos, la definición de patrones de comportamiento, la estimación de dosis, el diseño y realización de experimentos de laboratorio para la caracterización de procesos básicos de transferencia de radionucleidos a la materia particulada en suspensiones acuosas y en medios porosos satura-

dos (sedimentos), y, finalmente, el desarrollo de modelos numéricos para la simulación de la dispersión de radionucleidos en los sistemas acuáticos. En esta ponencia se resumen los aspectos y resultados más relevantes de los trabajos realizados por nuestro grupo de investigación en los últimos años en el marco del Plan I+D de ENRESA.

2. Radionucleidos naturales en la ría de Huelva

El estuario formado por las desembocaduras de los ríos Tinto y Odiel (Huelva) se ha visto afectado desde la década de los sesenta, y hasta 1998, por los vertidos de las fábricas de producción de ácido fosfórico. Estos vertidos presentan la particularidad de encontrarse enriquecidos, en diferentes proporciones, en radionucleidos de la serie del uranio, y han producido como consecuencia un claro impacto radiactivo en el estuario. En 1998, y debido a un cambio radical en la política de gestión de residuos de las empresas dedicadas a la producción de ácido fosfórico, cesan los vertidos directos al río Odiel y se adoptan medidas para evitar que los vertidos a las balsas de almacenamiento (situadas en los márgenes del río Tinto) afecten al medio ambiente circundante.

La peculiar "historia radiactiva" de este estuario durante los últimos 30 años, que se encuentra ligada a las diversas políticas de gestión de residuos de las fábricas de producción de ácido fosfórico situadas

en su entorno, le han convertido en un excelente laboratorio natural donde analizar el comportamiento y dinámica de diversos radionucleidos naturales en un medio acuático mareal. Así, y hasta 1998, se pudo analizar la evolución, tanto temporal como espacial, del impacto causado por la aportación de radionucleidos a su cauce (y como consecuencia el comportamiento de diversos radionucleidos naturales en un medio acuático), mientras que, durante los últimos años, y una vez finalizados los vertidos, ha sido posible evaluar y analizar la evolución de la restauración natural del estuario desde un punto de vista radiactivo.

Estos estudios han sido realizados por nuestro grupo de investigación durante más de una década, mediante el seguimiento periódico de las concentraciones de ^{226}Ra , ^{210}Po , e isótopos de U y Th en aguas y sedimentos. Este seguimiento, ha implicado la realización de un gran número de muestreos, para los que hemos contado con la colaboración de la Agencia de Medio Ambiente, en un primer momento, y la Consejería de Medio Ambiente, ambas de la Junta de Andalucía, en los últimos años, y el desarrollo y puesta a punto de numerosos métodos radioquímicos y técnicas radiométricas para la precisa determinación de los radionucleidos de interés en muestras ambientales. En este sentido, podemos indicar que el grupo de investigación cuenta con una amplia experiencia en la medida de concentraciones de radionucleidos en muestras ambientales (véase por ejemplo, Moreno et al., 2000 y Absi et al., 2002) y su capacidad analítica ha experimentado recientemente un notable incremento con la aportación de los servicios centrales de investigación de la Universidad de Sevilla.

En la **Figura 1** se localizan los puntos de recogida de muestras fijados en todas las campañas, desde 1988 hasta 2001. En las **Figuras 2, 3, 4 y 5**, y como una simple muestra de la ingente cantidad de datos generados durante los últimos 15 años, mostramos la evolución experimentada por las concentraciones de ^{226}Ra en los sedimentos del estuario del Odiel y ^{238}U en las aguas de los ríos Odiel y Tinto, desde 1988 hasta 2001. De dichas figuras se puede fácilmente inferir, por ejemplo, un elevado impacto radiactivo en los sedimentos del río Odiel durante los años en que se realizaban vertidos a su cauce y cómo, a partir de 1998, se observó una clara disminución de las concentraciones de ^{226}Ra , también observada para ^{210}Po y ^{210}Pb , en estos sedimentos, que en algunos puntos de muestreo llega a ser de un orden de magnitud. No se ha observado sin embargo una disminución general en las al-

tas concentraciones de ^{238}U a partir de 1998, si exceptuamos las zonas próximas a los lugares donde se realizaban los vertidos directos de las fábricas de ácido fosfórico al río Odiel. Ello es debido al doble origen de este elemento en el ecosistema acuático analizado: hasta 1998 una fracción de uranio presente en los sedimentos tenía efectivamente su origen en los vertidos de las fábricas de ácido fosfórico, pero otra fracción (que sigue afectando al estuario en la actualidad) provenía de la lixiviación de este elemento producida en los cauces de los ríos Tinto y Odiel, antes de su convergencia en el estuario. Esta lixiviación de U se ha visto favorecida históricamente por las características de ambos ríos y las labores de minería realizadas en sus cauces. Las aguas de estos ríos, de hecho, se caracterizan por presentar unos valores de pH muy bajos. Estas aguas experimentan un abrupto cambio de pH al mezclarse con agua de mar en el estuario, induciendo la precipitación del uranio previamente lixiviado, y su incorporación a los sedimentos.

Similares conclusiones a las obtenidas en el análisis de los resultados obtenidos en los sedimentos, se pueden deducir de los resultados obtenidos en las aguas del río Tinto, afectadas hasta 1998 por la intrusión de aguas enriquecidas en radionucleidos naturales procedentes de los drenajes de las balsas de almacenamiento de residuos (fosfoyeso) situadas en su entorno. Como ejemplo, y para el ^{226}Ra se obtuvieron hasta 1998 concentraciones en las aguas del Tinto muy superiores a las encontradas en ecosistemas similares no afectados por aportes radioactivos antropogénicos, mientras que con posterioridad al cambio en la política de gestión de residuos, estas concentraciones experimentaron una notable disminución.

Finalizando este apartado, podemos comentar el accidente que tuvo lugar en 1998 en la nueva balsa de fosfoyeso. Debido a las abundantes lluvias se derramó el contenido de la nueva balsa, alcanzando una parte del fosfoyeso que contenía al río Tinto. Una caracterización del impacto que tuvo lugar, desde un punto de vista radiactivo, se puede apreciar en las concentraciones de actividad de ^{226}Ra y ^{210}Po en agua en el río Tinto en los años 1999, inmediatamente después del accidente, y 2001, dos años después.

Los datos generados en estos estudios han permitido la estimación de dosis al público por irradiación externa y por ingestión de pescados y mariscos, con posterioridad a 1998. Estos trabajos se han realizado en colaboración con el grupo PRPYMA del

CIEMAT, y permitieron concluir por ejemplo que la dosis por irradiación externa al público (baño y estancia en orillas) estimada para la zona turística de Mazagón (situada en las cercanías de la Ría de Huelva) no superaba los $4 \times 10^{-4} \mu\text{Sv/a}$ en 1998, mientras que la dosis por ingestión de pescados y mariscos resultó ser de 0,62 mSv/a. Estos valores, comparados con los obtenidos con anterioridad a 1998, muestran una clara tendencia a la baja en la nueva situación de vertidos, aunque se mantienen en el brazo del Tinto.

3. Uso del fosfoyeso como enmienda de suelos agrícolas

El fosfoyeso (fundamentalmente constituido por sulfato cálcico) es un residuo de la industria de fertilizantes fosfatados, que puede ser utilizado como una enmienda cálcica muy eficiente en suelos salino-sódicos. Esta práctica agrícola es muy ampliamente usada en las marismas del Guadalquivir para la rectificación de sus suelos, con lo que se consiguen cubrir dos objetivos: dar un uso esencial para los agricultores de la zona a estos residuos (procedentes de las fábricas situadas en la Ría de Huelva) y además diluir su contenido radiactivo hasta alcanzar unos niveles medioambientales habituales.

En los Estados Unidos el uso comercial de fosfoyeso para la agricultura se encuentra regulado, y sólo se permite su utilización como enmienda si la concentración media certificada para el ^{226}Ra no supera los 370 Bq kg^{-1} (USEPA, 1992). En España no existe actualmente regulación sobre este uso, aunque hay que destacar que diversos autores han determinado en los fosfoyesos onubenses concentraciones de ^{226}Ra claramente superiores al límite establecido en los Estados Unidos (entre 400 y 1100 Bq kg^{-1}). Es precisamente con base en estos hechos por lo que el grupo de investigación ha realizado durante los últimos años un estudio detallado sobre el impacto radiactivo y radiológico causado por el uso de fosfoyesos onubenses como enmienda en las marismas del Guadalquivir.

Para la realización de este estudio se eligió una finca de las Marismas de Lebrija, en el sector B-XII ($36^{\circ}56'\text{N}$, $6^{\circ}7'\text{W}$), compuesta por una serie de parcelas experimentales que poseen un sistema de drenaje sujeto a monitorización continua. Estas parcelas reúnen pues unas condiciones excepcionales para el estudio de la dinámica de radionúclidos en el sistema suelo-planta-agua.

En dichas parcelas se han seguido y estudiado durante dos años agrícolas los ensayos realizados con tres tipos de enmiendas: unas parcelas fueron tratadas con estiércol (30 Mg ha^{-1}), otras similares con fosfoyeso (30 Mg ha^{-1}), y unas terceras con fosfoyeso en una cantidad superior (13 Mg ha^{-1}). Adicionalmente una parcela no fue tratada para ser considerada como parcela testigo.

La aportación cuantitativa de elementos radiactivos naturales a los suelos tratados con las enmiendas de fosfoyeso queda reflejada en los siguientes datos: en las parcelas tratadas con enmiendas de fosfoyeso a razón de 26 Mg ha^{-1} se incorporan un total de 13.3 MBq ha^{-1} de ^{226}Ra y 1.7 MBq ha^{-1} de ^{238}U , lo que incrementa las concentraciones medias de estos radionúclidos en los suelos tratados (suponiendo la homogeneización de la enmienda añadida hasta una profundidad de 30 cm) en 3.4 Bq kg^{-1} , y 0.5 Bq kg^{-1} , respectivamente.

Este muy ligero incremento teórico en las concentraciones de ^{226}Ra y ^{238}U en los 30 cm superiores de los suelos tratados con las enmiendas de fosfoyeso no ha podido ser incluso discernido a través de nuestras medidas experimentales. Las determinaciones realizadas en testigos de suelos tomados en las diferentes parcelas experimentales, indican que las concentraciones de ^{226}Ra son bastante uniformes con independencia del tratamiento aplicado a la parcela de donde los testigos analizados han sido colectados.

Adicionalmente, las concentraciones de isótopos de uranio y ^{226}Ra en las aguas de drenaje son también similares en todas las parcelas con independencia del tratamiento aplicado a las parcelas estudiadas, por lo que no se puede concluir ningún efecto ligado al uso del fosfoyeso como enmienda (El-Mrabet et al., 2003). La lixiviación de una fracción de los radionúclidos naturales asociados a los fosfoyesos añadidos, o es muy pequeña, o es indiscernible frente a la lixiviación experimentada por los mismos radionúclidos presentes de forma natural en los suelos.

En este sentido, podemos indicar que las concentraciones de ^{226}Ra en las aguas de drenaje son similares en todas las parcelas a las determinadas en aguas superficiales no contaminadas, mientras que las de uranio son superiores en un orden de magnitud (incluida la parcela testigo). Este último dato, unido al hecho de que la razón isotópica $^{234}\text{U}/^{238}\text{U}$ en las aguas de drenaje tiene un valor medio de 1.16 ± 0.04 , mientras que en los dos insumos se encuentra equilibrio secular, nos indica que la mayor contribución al uranio encontrado en las aguas de drenaje procede del lixiviado natural del suelo.

Todo ello, nos permite afirmar la muy pequeña o nula trascendencia radiológica para el público del uso de los fosfoyesos como enmiendas de suelos. De hecho, en la parcela de Lebrija, considerando como vía más crítica el consumo de cangrejo rojo (que eventualmente pueda prosperar en las zanjas de drenaje) a razón de 20 kg anuales (4 veces más que el consumo medio de moluscos y crustáceos en el suroeste de España), la dosis por ingestión debida al U y Ra no supera los 5 μ Sv anuales.

4. Estudios experimentales y de modelización de la adsorción de radionúclidos en suspensiones acuosas y sedimentos saturados

Con el objetivo de mejorar el conocimiento existente sobre el comportamiento y la dinámica de los radionucleidos en el medio acuático, y poder realizar consecuentemente de una forma apropiada su modelización, el grupo de investigación de Física Nuclear Aplicada también ha realizado durante los últimos años una serie de aportaciones en el estudio de procesos básicos de adsorción. Estos estudios de adsorción se han realizado bajo dos diferentes enfoques: así, por una parte se han realizado una serie de contribuciones novedosas desde el punto de vista teórico microscópico para la mejor comprensión de estos procesos básicos, mientras que por otra parte se han realizado estudios experimentales en laboratorio (con variables controladas) con trazadores radiactivos.

La primera faceta ha incluido tanto la revisión minuciosa de una teoría microscópica de la adsorción, en la que se han identificado cuales son los factores relevantes que afectan a su cinética, como la posterior modelización de la dependencia de los coeficientes de distribución (k_d) con el tamaño de grano. Ello nos ha permitido mejorar notablemente las técnicas de caracterización del alcance de vertidos radiactivos a ecosistemas acuáticos, a través de la especiación granulométrica de los sedimentos (como se ha mostrado en Laissaoui y Abril, 1999, en su aplicación práctica para la Ría de Huelva).

Por otra parte, los experimentos de trazadores en laboratorio se han realizado con suspensiones acuosas tomadas en diversos sistemas acuáticos andaluces (Guadalquivir, embalses y Ría de Huelva), y utilizando diversos radionucleidos: ^{239}Pu , ^{241}Am , ^{99}Tc , ^{137}Cs y ^{133}Ba (actualmente estos experimentos de trazado se extienden a la utilización de diversos elementos

análogos estables utilizando para su determinación la técnica de ICP-MS). A través de estos experimentos hemos podido comprobar que a excepción del ^{99}Tc , el cual posee un marcado carácter conservativo en un amplio rango de pH y potencial redox, la adsorción de los radionucleidos a la materia particulada en suspensiones acuosas se desarrolla como una superposición de al menos tres procesos elementales con tiempos característicos del orden de minutos, horas y días (El-Mrabet et al., 2001 y 2003). Estos procesos han sido estudiados en detalle mediante la aplicación de modelos cinéticos compartimentales (Figura 6) habiéndose encontrado la existencia de familias de modelos equivalentes, lo que conllevó a la necesidad de diseñar y realizar una serie de experimentos específicos para diferenciar entre modelos de reacciones paralelas y reacciones consecutivas. Los modelos, una vez calibrados con un proceso elemental de adsorción, se han aplicado con carácter predictivo a procesos de trazado múltiple y de desorción (Barros y Abril, 2003).

Adicionalmente, estos experimentos de trazado de suspensiones acuosas con elementos radiactivos han incluido el estudio de la dependencia de los coeficientes cinéticos asociados con la superficie libre de las partículas por unidad de volumen de la suspensión (El-Mrabet et al., 2003).

También, en paralelo a los experimentos de laboratorio comentados en los párrafos anteriores, se han realizado otra familia de experimentos con trazadores radiactivos (^{133}Ba y ^{137}Cs) pero ahora con columnas de sedimentos en reposo. A través de estos experimentos se ha abordado tanto el estudio de los aspectos cinéticos de absorción como la obtención experimental y modelización de los perfiles de distribución de concentraciones con la profundidad en estas columnas. La complejidad y especificidad de estos estudios, conjuntamente con alta resolución deseada en los perfiles de distribución de concentraciones en profundidad, ha conllevado la necesidad de desarrollar y poner a punto una serie de dispositivos experimentales de diseño propio (Barros et al., 2003).

5. Modelos de simulación numérica del transporte reactivo de radionúclidos en sistemas acuáticos (medio marino)

El estudio de la dispersión de los radionúclidos en los sistemas acuáticos ha de contemplar tanto el

transporte advectivo y difusivo, que se aborda con técnicas de modelización y simulación numérica de la hidrodinámica de los sistemas acuáticos, como las reacciones simultáneas de adsorción-desorción por partículas en suspensión y sedimentos. Ello implica la necesidad de resolver la dinámica de la materia en suspensión, que exhibe gran variabilidad con el ciclo de marea, y la cinética de los procesos de adsorción. En particular, una resolución apropiada de la cinética de la desorción es esencial en escenarios de descontaminación, como el caso actual de la Ría de Huelva.

Los modelos hidrodinámicos han sido ampliamente desarrollados en el campo de la oceanografía física, pudiendo ser aplicados al estudio de la dispersión de radionúclidos que es el objeto específico de nuestro estudio. Pero en ellos es necesario integrar todos los procesos indicados con anterioridad para conformar grandes modelos de transporte reactivo de radionúclidos en los sistemas acuáticos que simulen lo más apropiadamente su dispersión.

La construcción, validación y mejora de modelos de transporte reactivo de radionúclidos en sistemas acuáticos es una línea clásica del grupo Física Nuclear Aplicada en la que se han realizado continuas aportaciones científicas. Así, durante los últimos años se ha avanzado notablemente en la complejidad de los procesos incorporados a los modelos. Éstos actualmente resuelven, en tres dimensiones, el transporte con *forcing* mareal, geostrofico y por vientos, incluyendo sistemas con estratificación. E introducen la dinámica de la materia en suspensión con igual detalle, utilizando para ello tanto aproximaciones de medio continuo como técnicas de *particle-tracking* (Figura 7) (Periáñez y Elliot, 2000, Periáñez, 2002a).

Adicionalmente, los últimos trabajos se han centrado en implementar en este tipo de modelos los efectos de distintas aproximaciones a la cinética de la adsorción de los radionúclidos introducidas (Periáñez 2003a y 2003b). El desarrollo, puesta a punto y validación de estas aproximaciones se ha llevado a cabo con éxito en una gran variedad de escenarios: la Ría de Huelva (Periáñez, 2002b), el Mar de Irlanda (Figura 8) y el Canal de la Mancha (véase referencias anteriores en esta sección), y su potencia los convierte en una herramienta ideal para la realización de análisis predictivos: pueden así aplicarse en situaciones de emergencia, en el estudio de procesos de dispersión en vertidos controlados y en el análisis de diversos escenarios de descontaminación.

Agradecimientos

A los estudios expuestos en esta ponencia han contribuido de forma esencial los siguientes miembros del grupo de Investigación Física Nuclear Aplicada de la Universidad de Sevilla: A. Absi, H.Barros, J. Diaz, R.El-Mrabet, H.Moreno y I.Vioque.

Estamos además especialmente agradecidos al Grupo de Investigación en Agronomía de la Universidad de Sevilla por su colaboración en los estudios experimentales realizados en las Marismas del Guadalquivir, y a la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía por poner a nuestra disposición la infraestructura necesaria para la realización de muestreos en la Ría de Huelva.

Referencias

- Absi, A. G. Manjón, H. P. Moreno, R. Periáñez. Radioactive impact of waste discharges of phosphoric acid factories in the estuary of the Tinto and Odiel rivers (south of Spain) after 1998. Contribución al 4ème rencontre HYDRODYNAMIQUE MARINE 2002. Casablanca, Marruecos, 19-20 abril 2002.
- Barros, H., A. Laissaoui y J.M. Abril. 2003. Trends in radionuclide sorption by estuarine sediments. Experimental studies using ¹³³Ba as a tracer. THE SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT (en prensa) .
- Barros H. y J.M. Abril. 2003. Experimental and modelling study on the uptake and desorption kinetic of ¹³³Ba by suspended estuarine sediments from southern Spain. water research (en prensa).
- El-Mrabet, R, J.M. Abril, G. Manjón y R. García-Tenorio. 2001. Experimental and modelling study of Plutonium uptake by suspended matter in aquatic environments from Southern Spain. WATER RESEARCH 35(17) 4184- 4190.
- El-Mrabet, R., J.M. Abril, R. Periáñez, G. Manjón, R. García-Tenorio, A. Delgado y L. Andreu. 2003. The effect of phosphogypsum amendments on radionuclide content in drainage water and marsh soils from SW Spain. JOURNAL OF ENVIRONMENTAL QUALITY 32; 1262-1268.
- El-Mrabet, R., J.M. Abril, G. Manjón and R. García-Tenorio. 2003. Experimental and modelling study of ²⁴¹Am uptake by suspended matter in freshwater environments from southern Spain. J. RADIOANAL. NUCL. CHEM. (en prensa).
- Laissaoui, A y J.M. Abril. 1999. A theoretical technique to predict the distribution of radionuclides bound to particles in surface sediments. JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RADIOACTIVITY 44; 71-84.
- Moreno, H.P., A. Absi, I. Vioque, G. Manjón y R. García-Tenorio. Application of a liquid scintillation tech-

- nique to the measurement of ^{226}Ra and ^{224}Ra in samples affected by non-nuclear industry wastes. *J. RADIATIONAL NUCL. CHEM.*, Vol. 245, 2 (2000) 309-315.
- Periáñez R. y A.J. Elliott (2002). A particle tracking method for simulating the dispersion of non conservative radionuclides in coastal waters. *JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RADIOACTIVITY* 58, 13-33.
- Periáñez R. (2002a). Modelling the suspended matter dynamics in a marine environment using a three dimensional σ -coordinate model: application to the eastern Irish Sea. *APPLIED MATHEMATICAL MODELLING* 26, 583-601.
- Periáñez R. (2002b). The enhancement of ^{226}Ra in a tidal estuary due to the operation of fertilizer factories and redissolution from sediments: experimental results and a modelling study. *ESTUARINE COASTAL AND SHELF SCIENCE* 54, 809-819.
- Periáñez, R. (2003a). Redissolution and long-term transport of radionuclides released from a contaminated sediment: a numerical modelling study. *ESTUARINE COASTAL AND SHELF SCIENCE* 56, 5-14.
- Periáñez, R (2003b). Kinetic modelling of the dispersion of plutonium in the eastern Irish Sea: two approaches. *JOURNAL OF MARINE SYSTEMS* 38, 259-275.
- USEPA (1992). Potential uses of phosphogypsum and associated risks. Background information document for 40 CFR 61 Subpart R. Natl. Emission Standards for Radon emissions from PG Stacks. USEPA 402- R92-002. USEPA. Washington. D.C.

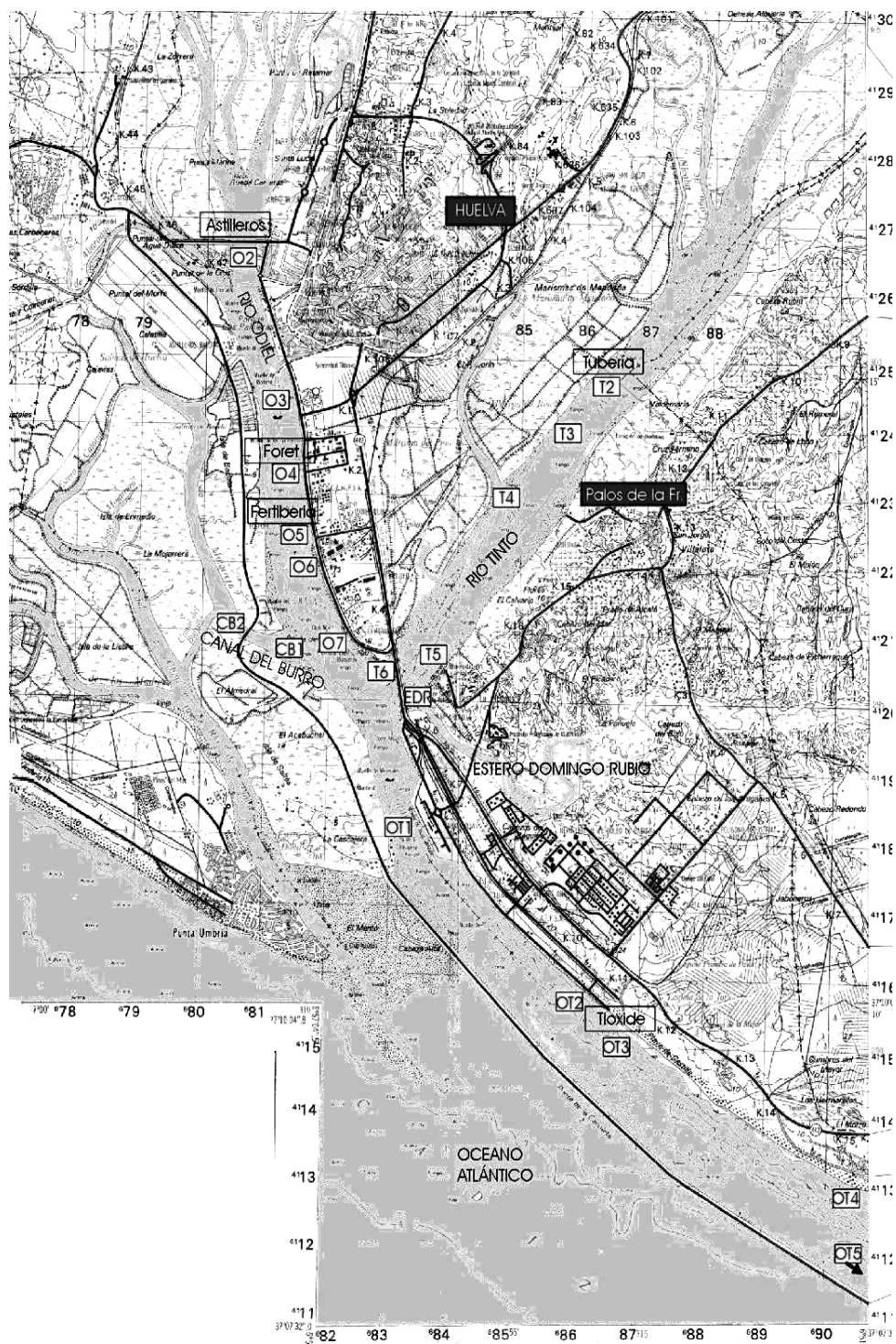


Figura 1. Mapa de la zona del estuario en el que se localizan los puntos de muestreo que aparecen en las figuras siguientes. También se sitúan las fábricas de ácido fosfórico y las balsas de fosfoseso.

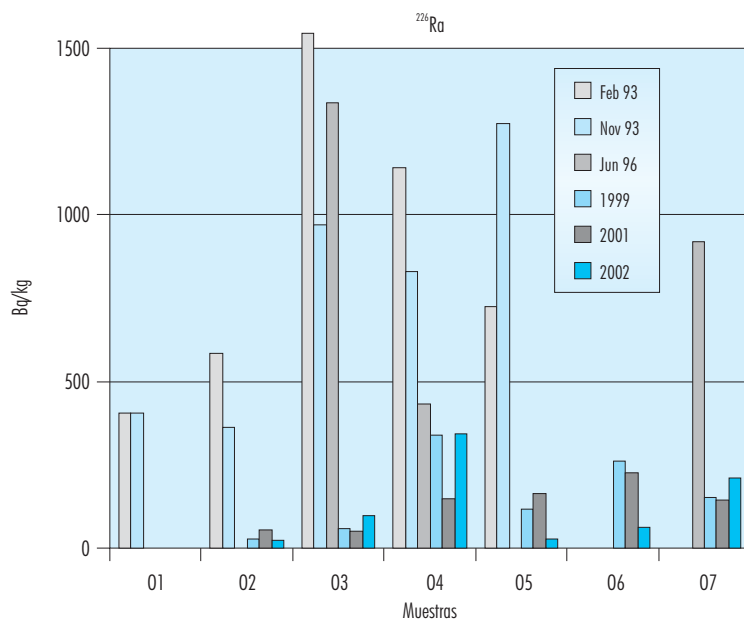


Figura 2. Concentraciones de actividad de ^{226}Ra en muestras de sedimentos de río a lo largo del río Odiel a su paso por Huelva. Se comparan los resultados obtenidos en 1999, 2001 y 2002 con otros resultados anteriores correspondientes a 1993 y 1996.

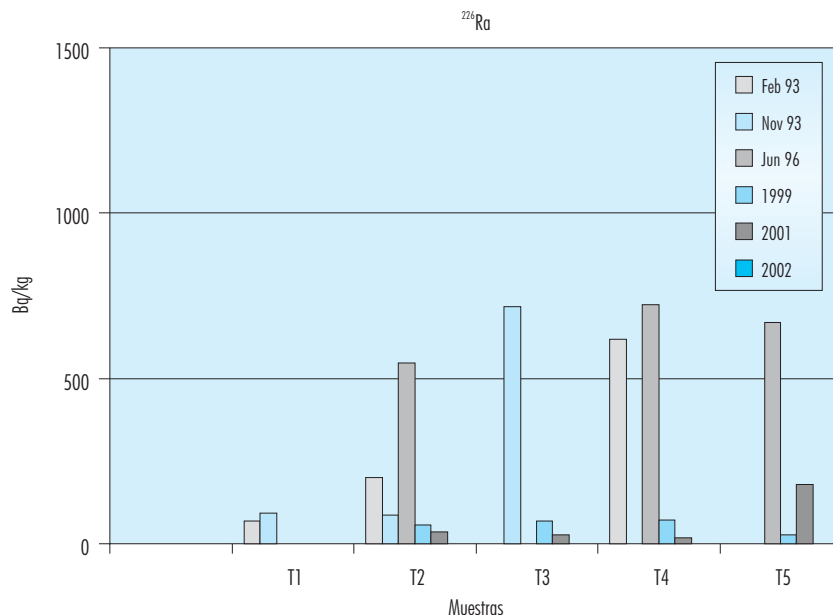


Figura 3. Concentraciones de actividad de ^{226}Ra en muestras de sedimentos de río a lo largo del río Tinto a su paso por Huelva. Se comparan los resultados obtenidos en 1999, 2001 y 2002 con otros resultados anteriores correspondientes a 1993 y 1996.

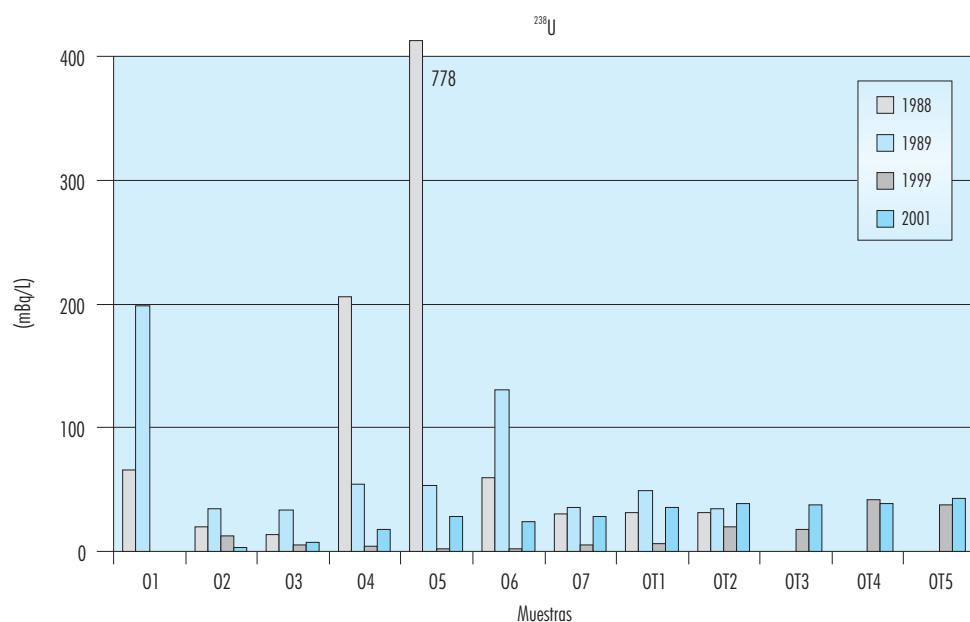


Figura 4. Concentraciones de actividad de ^{238}U en muestras de agua de río a lo largo del río Odiel a su paso por Huelva. Se comparan los resultados obtenidos en 1999 y 2001 con otros resultados anteriores correspondientes a 1988 y 1989.

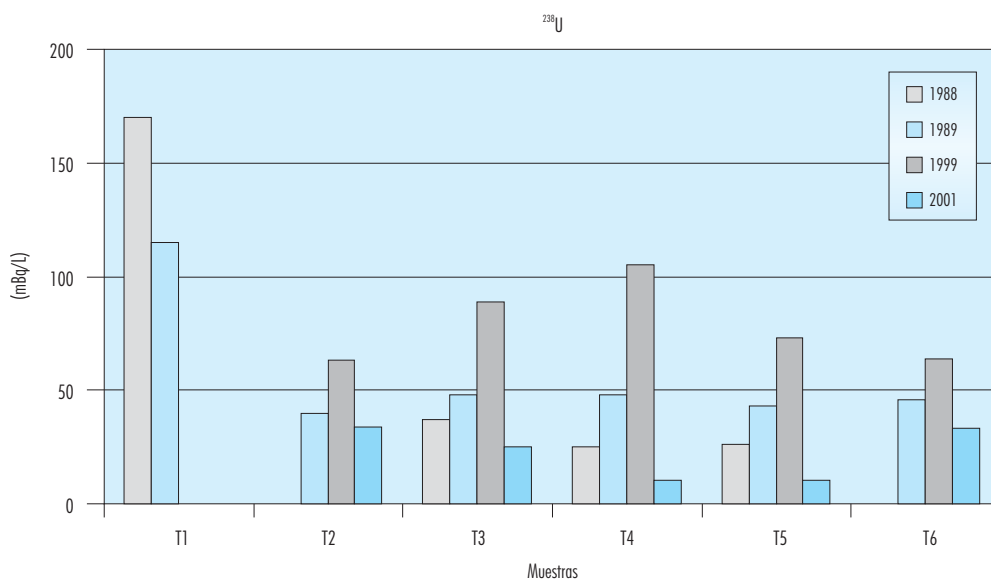


Figura 5. Concentraciones de actividad de ^{238}U en muestras de agua de río a lo largo del río Tinto a su paso por Huelva. Se comparan los resultados obtenidos en 1999 y 2001 con otros resultados anteriores correspondientes a 1988 y 1989.

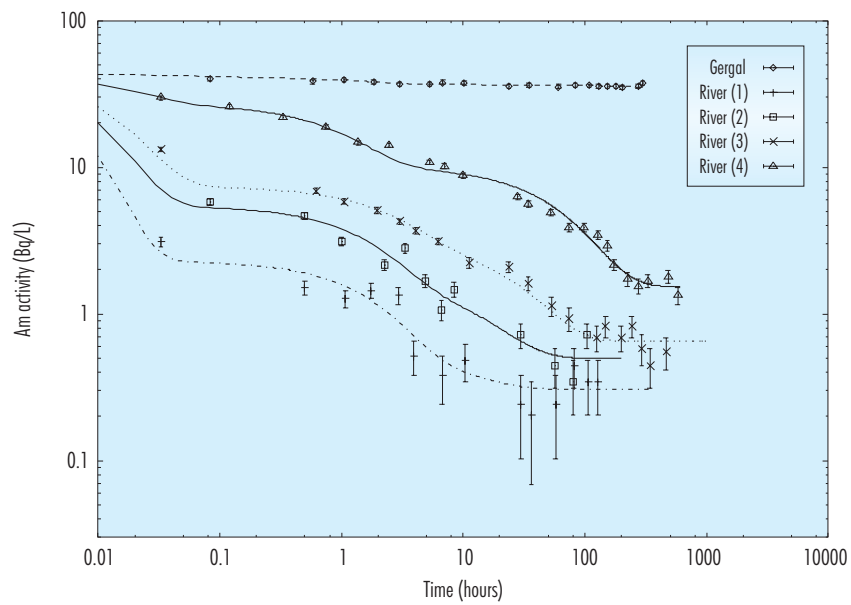


Figura 6. Concentraciones de ^{241}Am medidas (puntos con barras de error) y calculadas (líneas) con un modelo de dos reacciones paralelas más una consecutiva, todas reversibles y con coeficientes independientes de la concentración para distintos experimentos realizados con suspensiones acuosas del embalse del Gergal y del río Guadalquivir (El-Mrabet et al. 2003).

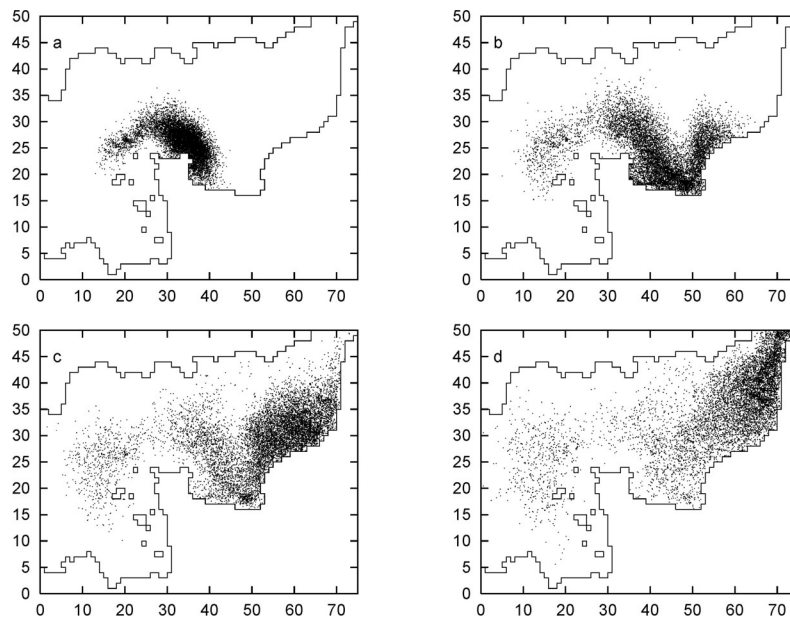


Figura 7. Simulación de la dispersión de una descarga instantánea de ^{137}Cs desde La Hague usando la técnica de particle-tracking. Mostramos la posición de las partículas disueltas 20, 40, 60 y 80 días tras la descarga.

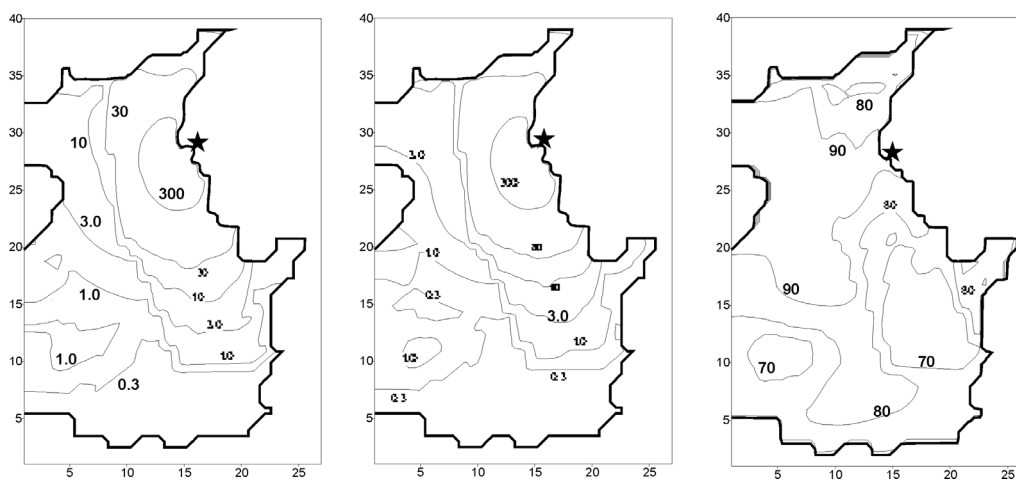


Figura 8. Distribución de Pu total en sedimentos (kBq/m^2) del Mar de Irlanda (la posición de Sellafield está indicada con un asterisco) para 1977 obtenida con un modelo de dispersión 3D que incorpora la cinética de la adsorción basada en un modelo de uno (izquierda) y dos pasos (centro). A la derecha se representa el porcentaje de Pu reducido obtenido con el modelo de dos pasos.