

CENTRALES NUCLEARES E IMPACTO AMBIENTAL EN EL MEDIO EDAFICO

A. GARCÍA ALVAREZ¹, J. J. IBÁÑEZ MARTÍ¹ y A. PÉREZ-GONZÁLEZ¹

RESUMEN

La explotación de centrales nucleares plantea graves problemas, debido al peligro que supone la liberación al ambiente de isótopos radiactivos. Accidentes como los de Chernóbil y, más recientemente, el de la central de Vandellòs en nuestro país, han sensibilizado a la opinión pública y a los organismos oficiales implicados, obligando a replantearse el papel de las centrales nucleares en la política energética de los Estados. El suelo es uno de los receptores terminales de la contaminación por radionúclidos y, sin embargo, son escasos los trabajos publicados sobre este tema. No obstante, en la revisión realizada por los autores se pone de manifiesto la profunda alteración de los componentes del suelo —fundamentalmente su biocenosis—, que modifican la estructura ecológica y, en consecuencia, el funcionamiento global del sistema edáfico.

Palabras clave: Suelo, radioisótopos, contaminación, impacto ambiental, residuos radiactivos.

INTRODUCCION

Los accidentes ocurridos en los últimos años en diversas centrales nucleares, de los cuales el de Chernóbil ha sido uno de los más graves y con una incidencia trasnacional, ha reavivado una polémica en la que muchas veces se obvian las grandes lagunas que se tienen en el conocimiento de los isótopos radiactivos como agentes contaminantes.

El suelo es uno de los receptores terminales de radioisótopos. Su presencia en el medio edáfico se debe a su existencia previa como componente del substrato litológico, o bien a las radiaciones cósmicas (Tabla I). En este caso, generalmente, tienen una distribución amplia, aunque su concentración suele ser muy baja. Sin embargo, otra fuente de radioisótopos procede de la contaminación derivada de las actividades en las que el hombre emplea la energía nuclear (defensa, centrales nucleares, medicina, investigación, etcétera). En este otro caso se distribuyen en áreas reducidas, pero

en forma mucho más concentrada. Este es el riesgo inherente a la actividad de las centrales nucleares y la causa principal del impacto ambiental que producen las mismas, debido a la presencia de una cantidad inusualmente elevada de isótopos radiactivos.

Refiriéndonos a la cuestión que nos ocupa, el impacto que supone la explotación de las centrales nucleares debe incluir todas las labores que se realizan, desde la extracción minera para la obtención del combustible hasta los residuos que genera la actividad propia de la central. En todos los casos se obtienen subproductos con una concentración más o menos elevada de radioisótopos, que potencialmente —y en muchos casos realmente— pueden tener el suelo como destino.

INCORPORACION DE RADIOISOTOPOS AL MEDIO EDAFICO

En este apartado vamos a referirnos fundamentalmente a la contaminación por radionúclidos procedentes de la actividad de las centrales nucleares.

¹ Centro de Ciencias Medioambientales (CSIC). Serrano, 115 dpdo. 28006 Madrid.

Hemos dicho con anterioridad que desde las operaciones llevadas a cabo para la extracción y enriquecimiento de uranio, hasta el almacenamiento de los residuos radiactivos, la industria nuclear genera graves riesgos de contaminación de la biosfera en general y del medio edáfico en particular.

La minería del uranio produce anualmente decenas de toneladas de residuos que contienen mayoritariamente uranio y torio y algunos otros isótopos que proceden de su desintegración. Se trata, por tanto, de radioisótopos con larga vida media y baja actividad específica. El enorme volumen de residuos implicado ha hecho que tengan un tratamiento especial, aunque en muchas ocasiones el suelo termina cobijándolos.

La actividad específica de las centrales nucleares lleva aparejada, en ocasiones, la emisión de isótopos radiactivos como consecuencia de escapes esporádicos. Dichos escapes acaban depositándose en el suelo debido a la concurrencia de diversos factores climáticos (lluvia, nieve, etcétera). Todo ello sin tener en cuenta el riesgo de un accidente nuclear, que como en el caso de Chernóbil, por citar uno de los más recientes, ha depositado en los suelos de varios países europeos —al menos en los que se tienen referencias— cantidades significativas de radioisótopos (PHARABOD, SCHAPIRA y ZERBIB, 1988).

Pero una de las causas que mayor incidencia tiene en la contaminación de los suelos es la producción de residuos derivados de la actividad de las centrales nucleares. Tan sólo en un año (1980) se han

generado 100.000 m³ de vertidos radiactivos de bajo nivel en Estados Unidos (GATES, 1985). La cifra tiende a incrementarse con el paso del tiempo y mucho más si se incluyen los desechos radiactivos de alto nivel o los transuránicos.

El problema surge, sobre todo, con el almacenamiento de los residuos de bajo nivel, que generalmente se realiza por enterramiento (SPALDING y col., 1985). Criterios inadecuados en la selección y caracterización de los lugares elegidos han dado lugar a una liberación de radionúclidos, debido a una respuesta no prevista del terreno en los emplazamientos o a un comportamiento inesperado del vertido radiactivo, que pueden acabar explotando, tal como ocurrió en Kishtim (Siberia) en 1957, dejando tras de sí una secuela dramática. En tres de los lugares donde han sido almacenados residuos radiactivos de bajo nivel en EE. UU., Maxey Flats, Sheffield y West Valley (que han sido cerrados de forma permanente), las soluciones adoptadas para el almacenamiento de los desechos han resultado ser claramente deficientes. Los lixiviados que producen contienen radionúclidos como ⁶⁰Co, ⁹⁰Sr, ¹³⁴, ¹³⁷Cs, ²³²Th, ²³⁴, ²³⁵U y ²³⁸, ²³⁹Pu, entre otros (FRANCIS, 1985), que han terminado instalándose en los suelos circundantes.

La explotación de centrales nucleares, en definitiva, lleva implícito el riesgo de contaminación del medio edáfico, riesgo que en muchas ocasiones se traduce en una desafortunada realidad y concentraciones significativas de radionúclidos terminan instalándose en el suelo de forma más o menos permanente.

TABLA I
PROCEDENCIA DE ALGUNOS DE LOS RADIONUCLIDOS MÁS IMPORTANTES
PRESENTES EN EL SUELO
(De GEE y col., 1983)

Fuente	Radionúclido
Presentes en la naturaleza	⁴⁰ K, ²²² Rn, ²²⁶ Ra, ²³⁰ , ²³² Th, ²³⁵ , ²³⁸ U
Radiación cósmica	³ H, ⁷ Be, ¹⁴ C, ²² Na
Pruebas con armas nucleares	³ H, ⁹⁰ Sr, ¹³⁷ Cs, ²³⁹ , ²⁴⁰ Pu
Residuos de la minería (uranio, fosfatos, carbón)	²²² Rn, ²²⁶ Ra, ²³⁰ , ²³² Th, ²³⁵ , ²³⁸ U
Residuos industriales (centrales nucleares y residuos procedentes de la actividad médica y de investigación)	⁵⁹ , ⁶³ Ni, ⁶⁰ Co, ⁹⁰ Sr, ⁹³ , ⁹⁹ Zr, ⁹⁹ Tc, ¹⁰⁷ Pd, ¹²⁹ I, ¹³⁷ Cs, ¹⁴⁴ Ce, ¹⁵¹ Sm, ¹⁵² , ¹⁵⁴ Eu, ²³⁷ Np, ²³⁹ , ²⁴⁰ , ²⁴² Pu, ²⁴¹ , ²⁴³ Am

EL SUELO COMO SISTEMA

El suelo es el resultado de las complejas relaciones que se establecen entre la fracción mineral (a la que podemos denominar componente abiótico) y las diversas poblaciones de organismos que se desarrollan en el medio edáfico (componente biótico). Como consecuencia de las innumerables interacciones, el proceso de autoorganización de los componentes del sistema edáfico culmina en un estado estacionario, con independencia de las características concretas que puedan encontrarse en cada tipo de suelo.

Cualquier elemento exógeno al medio edáfico que tenga capacidad de incorporarse y permanecer en el mismo puede distorsionar el funcionamiento de todo el sistema y modificarlo hasta extremos imprevisibles (IBÁÑEZ y GARCÍA ALVAREZ, 1991). En este sentido, la presencia de radionúclidos y la radiactividad asociada a ellos alteran profundamente ciertas características que podían reconocerse en el suelo antes de la incorporación de estos últimos. Como muestra, por ejemplo, la incorporación al suelo de ^{90}Sr , ^{99}Tc ó ^{137}Cs , análogos estructuralmente al Ca, Mn y K, respectivamente, alteran la adsorción de estos últimos cationes en la fracción mineral y su posterior absorción por los seres vivos que habitan en el medio edáfico; o el efecto de bioacumulación de radionúclidos, capaz de modificar completamente el comportamiento bioquímico y fisiológico de los organismos.

CARACTERIZACION DEL IMPACTO PRODUCIDO POR LA PRESENCIA DE ISOTOPOS RADIATIVOS EN EL SUELO

Los estudios encaminados a una correcta valoración del impacto que supone la presencia de radioisótopos en el ecosistema, y más concretamente en el subsistema edáfico, son escasos, puntuales y, en muchas ocasiones, contradictorios.

No obstante, según nuestro criterio, un procedimiento operativo para evaluar los efectos sobre el medio edáfico de la presencia de radioisótopos es el de discriminar entre sus componentes, abiótico y biótico, para luego intentar una interpretación

que incluya a todo el sistema. Para el primer componente, los efectos tienen que ver con fenómenos de adsorción-desorción y los mecanismos de movilidad y transporte de los isótopos radiactivos, todos ellos de naturaleza físico-química. En el segundo componente hay que tener en cuenta, además, el fenómeno asociado a la presencia de radionúclidos, la radiactividad, y los efectos que ésta tiene en la materia viva.

RADIOISOTOPOS Y ESTRUCTURA ABIOTICA DEL SUELO

La contaminación del medio edáfico por radioisótopos lleva aparejada algunos cambios en el funcionamiento químico del mismo que repercuten posteriormente en la absorción de dichos isótopos por raíces de plantas y organismos del suelo. Las propiedades físicas del suelo, especialmente su composición textural, influyen en gran medida en la retención de radionúclidos por la fracción mineral. Los suelos con textura ligera (arenosa) tienen una menor capacidad de retención que los de textura pesada (arcillosa) y, por tanto, la absorción por plantas y microorganismos será mayor en los primeros. En el caso de algunos radionúclidos como el ^{137}Cs , la adsorción sobre la fracción arcillosa es particularmente acusada (Tabla II), ya que minerales del grupo de la mica, como la illita, tienden a fijarlo (SAWHNEY, 1964).

La fracción orgánica del suelo es también capaz de retener radionúclidos, constituyendo complejos isótopo-resto orgánico, tal como se ha visto para el ^{99}Tc —en forma de pertecnato—, entre otros isótopos (GEARING y col., 1975).

Además pueden formarse quelatos, en cuyo caso tiende a incrementarse el transporte y la biodisponibilidad de los radionúclidos, que como en el caso de los actínidos suelen ser formas de escasa movilidad cuando no están ligados.

El pH del suelo influye notablemente en la retención de radioisótopos. En los suelos con pH ácido los hidrogeniones pueden desplazar otros cationes (incluidos los radionúclidos), aumentando la concentración de estos últimos en la solución del suelo. Por el contrario, en suelos con pH alcalino pueden formarse precipitados insolubles con aniones

TABLA II
EFECTO DE LA TEXTURA DEL SUELO EN LA ABSORCIÓN DE RADIOISÓTOPOS POR PLANTAS

Radioisótopo	Textura	Razón concentración planta-suelo				
		Zanahoria	Rábano	Lechuga	Tomate	Trigo
⁸⁵ Sr	Arenosa	1,850	3,800	1,410	0,306	0,309
	Limosa	0,522	1,350	0,490	0,038	0,110
	Arcillosa	0,409	0,815	0,265	0,166	0,065
¹³⁷ Cs	Arenosa	0,083	0,031	0,324	0,084	0,062
	Limosa	0,004	0,004	0,013	0,001	0,001
	Arcillosa	0,020	—	0,083	0,017	0,013
⁹⁵ Zr-Nb	Arenosa	0,029	0,017	0,007	0,0004	—
	Limosa	0,093	0,007	0,002	0,0005	—

como el carbonato, fosfato, etcétera, lo que se traduce en una menor disponibilidad.

EFECTO DE LOS RADIOISÓTOPOS SOBRE LA MICROFLORA EDAFICA

Aunque los radionúclidos presentes en el suelo pueden actuar como agentes mutagénicos de los microorganismos, BARNHART y col. (1980) han encontrado poblaciones viables y metabólicamente activas en depósitos de residuos transuránicos de bajo nivel del LANL (Los Alamos National Laboratory). Estos autores han realizado recuentos de hasta $1,5 \times 10^6$ bacterias aerobias y de $3,3 \times 10^3$ hongos por gramo de suelo seco. No obstante, experimentos llevados a cabo por FRANCIS y col. (1980) con poblaciones aisladas en los depósitos de Maxey Flats indican que el crecimiento bacteriano es inhibido completamente a una dosis de $2,7 \times 10^3$ pCi/ml de radiactividad procedente de una solución con ⁶⁰Co, ⁸⁵Sr y ^{134,137}Cs.

VANDECASTEELE y col. (1980), en un estudio con organismos procariontes fijadores de N₂ atmosférico (*Anabaena*, *Azotobacter* y *Rhizobium*) observan que el ⁹⁹Tc puede ser metabolizado y acumulado en cantidades variables, dependiendo del tipo de organismos. En este punto llegamos a una cuestión que no debe soslayarse, como es la absorción de radioisótopos por microorganismos del suelo y raíces de plantas.

Los términos «absorción microbiana», «bioabsorción» o «bioconcentración» han sido utilizados para referirse a los procesos de bioacumulación. Existe un buen número de referencias en las que se po-

ne de manifiesto la asimilación de diferentes isótopos radiactivos por microorganismos del suelo y especies vegetales (FRANCIS, 1985). La acumulación constituye un fenómeno de cierta importancia, aunque escasamente conocido todavía, ya que puede constituir un mecanismo de transporte de radionúclidos, que vuelven a quedar libres en el medio en el momento de producirse la lisis celular.

EFECTOS DE LA RADIATIVIDAD EN LOS ORGANISMOS DEL SUELO

Los microorganismos, en general, tienen tolerancia o resistencia a las radiaciones ionizantes. Este tipo de radiaciones han sido ensayadas como método de esterilización de alimentos, agua y suelos, por lo que se dispone de una amplia información sobre sus efectos.

En el suelo han sido aisladas bacterias radiorresistentes, como *Arthrobacter radiotolerans*, y en ocasiones han sido necesarias dosis mayores de 2×10^6 rad de radiación gamma para eliminar la población bacteriana (ARUNACHALAM y col., 1974). Algunos experimentos en los que se ha sometido a la microflora del suelo a diferentes dosis de radiación durante un período prolongado consiguen modificar el umbral de resistencia de algunas cepas (Tabla III). No obstante, los resultados deben interpretarse con ciertas reservas, ya que no pueden considerarse como una respuesta de todas las poblaciones que constituyen la microflora, sino de aquellas que son radiorresistentes.

Los efectos de la radiactividad sobre la fauna del suelo han sido revisados por KRIVOLUTSKY (1987).

Este autor considera que dicha fauna constituye uno de los indicadores biológicos más apropiado para detectar niveles de contaminación radiactiva. Alteraciones en la estructura de la comunidad y modificaciones en la densidad de las poblaciones serían los efectos más evidentes. Destaca el acusado descenso de Lumbrídeos y Miriápodos y, en general, de la diversidad específica. Los efectos también se hacen notar en las formas predatoras, parásitas y fitófagas. En un trabajo realizado por EDWARDS (en: CAWSE, 1975) en un suelo de bosque de Rohamsted, una radiación de 0,001-0,5 Mrad elimina a la mayoría de los insectos, y una dosis de 0,2 Mrad resulta letal para el conjunto de la fauna de invertebrados transcurridos ochenta días desde el momento de la exposición.

METABOLISMO Y CONTAMINACION POR RADIONUCLIDOS

El conjunto de transformaciones que tienen lugar en el suelo —que tienen que ver con la síntesis y descomposición de materiales— ha venido a denominarse metabolismo edáfico, con independencia de los organismos que las protagonizan. La presencia de radioisótopos en el medio edáfico puede modificar varios aspectos de dicho metabolismo, induciendo un reajuste que afecta al resultado de algunos procesos concretos.

Algunos trabajos ponen de manifiesto que los suelos radiados pueden ser metabólicamente activos debido a la resistencia a la radiactividad de los sistemas exoenzimáticos. No obstante, entre los efectos observados que suponen una alteración de los

procesos que tienen lugar en el suelo puede citarse la producción de compuestos gaseosos radiactivos que se liberan a la atmósfera y pueden ser transportados a mucha distancia de donde han sido producidos. En efecto, compuestos gaseosos triados o carbonados han sido identificados en zonas de enterramiento de residuos radiactivos, además de gases como el ⁸⁵Kr o el ²²²Rn. En la producción y liberación de estos derivados gaseosos participan activamente los microorganismos del suelo. Así, las bacterias productoras de metano pueden utilizar ¹⁴C ó ³H para formar los compuestos ¹⁴CH₄, CH₃-³H y ¹⁴CH₃-³H. MATUSZEK (1980) ha estimado entre 200 y 6.000 mCi/año la producción de CH₃-³H en zonas de enterramiento de vertidos radiactivos.

Otro aspecto que merece mencionarse es la producción microbiana de compuestos quelantes, como ácidos orgánicos o hidroxamatos, capaces de «secuestrar» radioisótopos. De esta manera se incrementa su movilización y biodisponibilidad, ya que de otra forma permanecerían adsorbidos a la fase sólida del suelo (ya sea en su fracción mineral o en la orgánica).

RECUPERACION DE SUELOS CONTAMINADOS

Hasta el presente no se conocen muchas soluciones para la recuperación de suelos que no sean la de trasladar espacialmente el problema. En efecto, en los casos en que se ha tratado de eliminar la contaminación de radionúclidos, debido a su gravedad se ha exhumado el terreno contaminado y transportado a una localización más segura. Un

TABLA III
RESISTENCIA A LA RADIACION DE MICROORGANISMOS PREVIAMENTE EXPUESTOS A UN PERIODO PROLONGADO DE RADIACION GAMMA
(De ERIKSEN y EMBORG, 1978)

Suelo previamente expuesto a radiación gamma* (Krad)	Número de tubos en los que se aprecia crecimiento bacteriano (%)			
	Dosis de radiación (Mrad)			
	2	3	4	5
0 (control)	100	47	0	0
15	100	93	3	0
150	100	100	33	0
800	100	100	40	7
1.500	100	100	100	40

* El período de exposición del suelo es de ciento ochenta días en todos los casos.

procedimiento, por otro lado, demasiado costoso. Un método propuesto tras el accidente de Chernóbil es el de extraer los radionúclidos con especies vegetales de crecimiento rápido capaces de absorberlos y enterrar posteriormente la biomasa contaminada. En algunos casos se ha utilizado el tetrafenilborato de sodio para precipitar radiocesio

(KAPLAN y col., 1988), que también acaba finalmente siendo enterrado. El uso de compuestos quelantes (EDTA, entre otros) también ha sido ensayado en la descontaminación. Pero, en general, todos los procedimientos son excesivamente costosos y no han resultado eficaces para la descontaminación y recuperación del suelo.

SUMMARY

The exploitation of nuclear centrals raises serious problems because the risk of radionuclides liberation on the environment. Accidents like those of Chernóbil or, more recently, Vandellòs in our country, upset the public opinion and official organisms. Soil is one of the terminal receivers of radioisotopes contamination, however few works by non involved on governmental of energy development plans scientists, existing in this matter. Nevertheless, in the revision carried out by the autors, deep alterations in soil components are made evident, mainly on its biocenosis, that modify its ecological structure and, consequently, the whole working of the edaphic system.

Key words: Soil, Radionuclides, Contamination, Environmental Impact, Radioactive Wastes.

BIBLIOGRAFIA

- ARUNACHALAM, G.; OBLISAMI, G., and RANGASWAMI, G., 1974: «Effect of gamma radiation on certain microbial and chemical properties of two soil types». *Madras Agric. J.*, 61: 992-996.
- BARNHART, B. J.; CAMPBELL, E. W.; MARTÍNEZ, E., and CALDWELL, D. E., 1980: *Potential microbial impact on trasuranic wastes under conditions expected in the waste isolation pilot plant (WIPP)*. Los Alamos National Laboratory. LA-8297-PR.
- CAWSE, P. A., 1975: «Microbiology and biochemistry of irradiated soils». En: *Soil biochemistry*. E. A. PAUL and A. D. McLAREN (Eds.): 213-267. M. Dekker. New York.
- ERIKSEN, W. H., and EMBORG, C., 1978: «Increase of radiation resistance of a soil microflora exposed to long-term gamma irradiation». *Appl. Environ. Microbiol.*, 36: 618-619.
- FRANCIS, A. J., 1985: «Low-Level radioactive wastes in subsurface soils». En: *Soil reclamation processes. Microbiological analyses and applications*. R. L. TATE and D. A. KLEIN (Eds.): 279-331. M. Dekker. New York.
- FRANCIS, A. J.; DOBBS, S., and NINE, B. J., 1980: «Microbial activity of trench leachates from shallow-land, low-level radioactive waste disposal sites». *Appl. Environ. Microbiol.*, 40: 108-113.
- GATES, D. M., 1985: *Energy and Ecology*. Sinauer. Sunderland. 377 pp.
- GEARING, P. J.; VAN BAALEN, C., and PARKER, P. L., 1975: «Biochemical effects of technetium-99-pertechnate on microorganisms». *Plant Physiol.*, 55: 240-246.
- GEE, G. W.; RAI, D., and SERNE, R. J., 1983: «Mobility of radionuclides in soil». En: *Chemical mobility and reactivity in soil systems*: 203-227. Madison.
- IBÁÑEZ, J. J., y GARCÍA ALVAREZ, A., 1991: «Rasgos estructurales, evolutivos y dinámicos en la frontera biosfera-geosfera. Un enfoque sistémico». (*En prensa.*)
- KAPLAN, D. I.; BURKMAN, W. G., and ADRIANO, D. C., 1988: «Response of loblolly pine (*Pinus taeda* L.) seedlings to soil-applied organoborates». *Water, Air and Soil Pollution*, 37: 73-83.
- KRIVOLUTSKY, D. A., 1987: «Radiation ecology of soils animals». *Biol. Fertil. Soils*, 3: 51-55.

- MATUSZEK, J. M., 1980: «Biochemical and chemical processes leading to radionuclide transport from low-level waste burial sites». *Trans. Am. Nucl. Soc.*, 34: 155-156.
- PHARABOD, J. P.; SCHAPIRA, J. P., y ZERBID, J. C., 1986: «Chernobil: Una nube de dudas». *Mundo Científico*, 6: 1126-1129.
- SAWHNEY, B. L., 1964: «Sorption and fixation of microquantities of cesium by clay minerals. Effects of saturating cations». *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 39: 851-855.
- SPALDING, B. P.; HYDER, L. K., and MUNRO, I. L., 1985: «Grouting as a remedial technique for buried low-level radioactive wastes». *J. Environ. Qual.*, 14: 389-396.
- VANDECASTEELE, C. M.; DELMONTE, A.; ROUCOUX, P., et VAN HOVE, C., 1980: «Technetium et organismes diazotrophes. Toxicité, localisation, facteurs de transfert». *Act. Cong IAEA*: 275-286.