

Mapas de riesgo nuclear: una herramienta para la racionalización de los planes de recuperación posaccidente

Blanca García-Puerta⁽¹⁾; Marco Sangiorgi⁽²⁾; Miguel Hernández-Ceballos⁽²⁾; Cristina Trueba Alonso⁽¹⁾; Milagros Montero Prieto⁽¹⁾; Lucca De Felice⁽²⁾

Empresa: CIEMAT⁽¹⁾; Joint Research Centre⁽²⁾

Dirección: Av. Complutense, 40. Madrid

Teléfono: 91 346 6649

E-mail: blanca.garciapuerta@ciemat.es

Resumen – *La Preparación y Respuesta en Emergencias necesita del empleo de herramientas útiles y de aplicación rápida y sencilla, que hagan que el proceso de toma de decisiones conduzca, con la optimización de los recursos disponibles, a la aplicación de medidas eficaces. Con el fin de proporcionar una herramienta que cumpla con estas premisas, se ha desarrollado la metodología que aquí se presenta para la elaboración de mapas de priorización de actuaciones para la recuperación de sistemas agrícolas frente a un accidente nuclear.*

Se pretende analizar el mecanismo de respuesta de los ecosistemas afectados, así como examinar los patrones de dispersión y depósito de los radionúclidos liberados desde una central nuclear. A partir del depósito generado y junto con el estudio de su comportamiento en el suelo y de su potencialidad de transferencia a la cadena alimentaria, se han elaborado los mapas de riesgo radiológico por incorporación a través de dicha vía. Estos mapas de riesgo proporcionan una ayuda a los decisores, ya que permiten priorizar las áreas de actuación más afectadas, optimizándose así la recuperación.

1. INTRODUCCIÓN.

La trasposición de la directiva por la que se establecen normas de seguridad básicas para la protección contra los peligros derivados de la exposición a radiaciones ionizantes (Directiva 2013/59/EURATOM de 5 de diciembre de 2013), requiere la adecuación de la normativa española en materia de prevención. Con ello, se atenderán, además, las recomendaciones internacionales en cuanto a la preparación para la recuperación (IAEA, 2014).

La bondad de los planes de preparación y respuesta para la gestión de una emergencia nuclear con consecuencias exteriores para el público y el medio ambiente está condicionada, por la precisión de la información sobre la contaminación emitida y sobre las condiciones y características ambientales del área afectada. De cara a la toma de decisiones durante la transición desde la situación de exposición de emergencia a la de exposición existente, se deben establecer los criterios y actuaciones necesarios para implementar las estrategias más adecuadas para la recuperación del entorno contaminado.

Una herramienta muy útil en el proceso de toma de decisiones que está implícito, tanto en la fase de planificación, como en la de implementación de las medidas previstas, son los mapas de riesgos (Leung, W.H. et al 2018). Con ellos, es posible establecer categorías de afección para las zonas contaminadas y definir zonas prioritarias de actuación, con el fin de racionalizar y optimizar los planes de recuperación.

Dentro del proyecto ANURE (Assessment of the Nuclear Risk in Europe - A case Study in the Almaraz Nuclear Power Plant, Spain) desarrollado entre el European Commission Directorate General, Joint Research Centre (EC/DG JRC) y CIEMAT (Specific Agreement between JRC-CIEMAT, 2017), se ha previsto diseñar una metodología para elaborar mapas del riesgo asociado a una contaminación radiactiva causada por una emisión accidental y sus posibles consecuencias a

medio y largo plazo. Con la consecución de este proyecto se quiere contribuir al estudio de la estimación del riesgo nuclear en Europa, estudiando las consecuencias radiológicas exteriores de un accidente severo y representar la distribución geográfica del riesgo radiológico, centrado en el medio agrícola. Para la consecución de estos objetivos se ha tomado como referencia la central española de Almaraz, en Cáceres.

2. PRESENTACIÓN DEL CASO DE ESTUDIO Y METODOLOGÍA

La elección de la central de Almaraz se debe a su ubicación en una zona de ecosistema típicamente mediterráneo como es la dehesa (EEA, 2016) cuyo interés, además de medioambiental, radica en los recursos agrícolas y, sobre todo, ganaderos. Se trata, por tanto, de un hábitat sensible y de especial interés ambiental y socioeconómico. Además, por su proximidad a la frontera con Portugal, una liberación accidental podría llegar a producir un impacto transfronterizo que habría que tener en cuenta en la planificación de la recuperación.

Para desarrollar la metodología se ha considerado un accidente severo con consecuencias al exterior. En este caso se ha seleccionado un patrón de emisión de un accidente tipo ISLOCA (Interfacing Systems Loss-Of-Coolant Accident), obtenido del análisis de accidentes realizado en la central de Surry, por las similitudes en diseño y potencia entre ambas centrales. Sin embargo, al no responder a ningún estudio específico de la propia central de Almaraz, los resultados y las conclusiones obtenidas no pueden ser sino orientativas, aunque podrían resultar suficientemente significativas. En cualquier caso, se trata de un ejercicio teórico, enfocado al desarrollo y ensayo de la metodología diseñada, en la que se considera una liberación hipotética, no entrando en consideraciones acerca de su probabilidad. Este enfoque, aun siendo teórico, permite elaborar mapas de riesgos asociados a una contaminación radiactiva causada por una emisión accidental, lo cual, como ya se ha indicado es el objeto principal del estudio. El estudio metodológico comprende las siguientes fases:

Estudio de la dispersión y posterior depósito de los radionucleidos

El primer paso en el desarrollo de los mapas de riesgo ha sido la determinación de las zonas afectadas por el depósito de los radionucleidos emitidos accidentalmente a la atmósfera. Esta determinación presenta grandes incertidumbres (Sørensen, J., 2018); por un lado, por el ritmo y magnitud de la liberación, determinados por el término fuente y, por otro, por la información meteorológica utilizada para llevar a cabo la modelización de la dispersión y el depósito de los radionucleidos.

Respecto al término fuente, se ha seleccionado un único término fuente, para el que, como se ha dicho anteriormente, se ha considerado un accidente tipo ISLOCA, con una liberación de 35 horas a la que se ha aplicado la fracción de inventario de Almaraz correspondiente al ^{137}Cs , ^{90}Sr y ^{131}I . En el caso de estudio que aquí se presenta se ha analizado la incertidumbre debida a la meteorología, mediante un estudio probabilístico (Lelieveld, J., et al 2012) de las posibles emisiones a la atmósfera desde Almaraz. Para ello se han seleccionado los datos numéricos del re-análisis de la predicción meteorológica de cinco años consecutivos, del 2012 al 2016, procedentes del Sistema de Predicción Global (GFS, por sus siglas en inglés), gestionado por los Centros Nacionales para la Predicción Ambiental (en inglés: National Centers for Environmental Prediction – NCEP), dependientes de la NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) de los Estados Unidos (NOAA-NCEI, 2018).

La modelización de la dispersión y depósito de cada una de las 1825 posibles situaciones (una por día durante cinco años) se ha realizado con el modelo RIMPUFF (Thyker-Nielsen, S., et al 1999) (con un alcance temporal de 35 horas de emisión y 48 horas más para permitir un depósito significativo en la zona de influencia de la central). Se ha utilizado el módulo Statistical Tool para obtener los principales estadísticos de los indicadores que se tendrán en cuenta en el caso estudio para el ^{137}Cs . Ambas herramientas están incluidas en el sistema de ayuda a la decisión JRODOS (Realtime Online DecisiOn Support system) (KIT, 2017).

Se ha considerado una malla de cálculo, centrada en Almaraz, de 1600 x 1600 km que cubre la totalidad de la Península Ibérica. El tamaño de celda computacional aumenta cuanto mayor es la distancia a la fuente; tiene 5 bandas de diferentes tamaños de celda (desde los 2 x 2 km en los primeros kilómetros desde, en este caso, la central Almaraz, hasta los 32,5 x 32,5 km en el anillo exterior).

Como resultado, por cada celda de la malla se dispone de 1383 valores válidos de depósito, debido a la falta de datos meteorológicos en algunos días del intervalo temporal elegido, con los que se realiza el estudio estadístico. Para ilustrar la metodología empleada se han tomado los resultados de concentración de actividad del ^{137}Cs . Los valores obtenidos se han clasificado teniendo en cuenta los niveles de contaminación de las Guías y Recomendaciones Nórdicas (NGR, 2014), que pueden verse en la tabla 1, a partir de los cuales se han establecido 5 categorías de depósito, indicadas también en la misma tabla, a las que se han asignado valores de índice de severidad del 1 (el más bajo), al 5 (el más elevado).

Table 1. Niveles de contaminación y valores de concentración de actividad obtenidos de las Guías y Recomendaciones Nórdicas y categorías de depósito asociadas.

Nivel de contaminación	Concentración de actividad depositada (kBq/m ²)	Índice de Severidad del Depósito	Grado de severidad del Depósito
No contaminado	<10*	1	Mínima
Algo contaminado	10-100	2	Baja
Contaminado	100-1000	3	Media
Muy contaminado	1000-10000	4	Alta
Extremadamente contaminado	>10000	5	Máxima

*Las Guías y Recomendaciones Nórdicas no definen el límite inferior de la concentración de actividad depositada, por lo que se ha considerado un valor de 10 kBq/m².

De las 1383 categorías de depósito obtenidas para cada celda, se ha seleccionado como valor representativo de cada una de ellas, la moda, la cual se ha ponderado por su probabilidad de ocurrencia con respecto al total del número de simulaciones válidas.

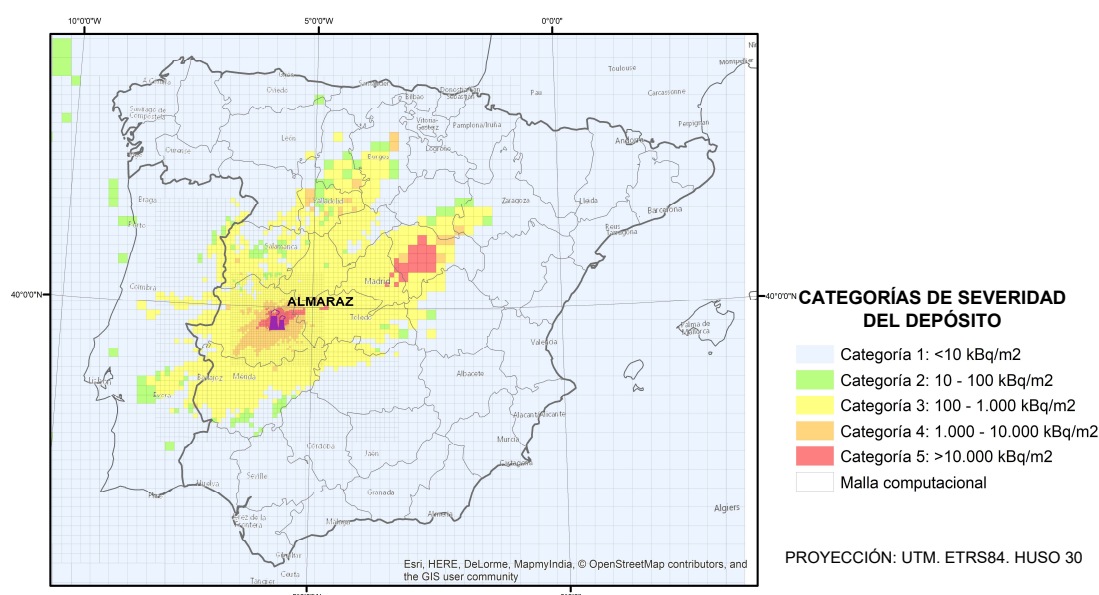


Figura 1. Mapa de Severidad de Depósito en función de la categoría de depósito más frecuente en cada celda, ponderada por la probabilidad de ésta respecto a las 1383 simulaciones.

El resultado obtenido es un Mapa de Severidad de Depósito, el cual puede verse en la figura 1, y en el que queda patente que las áreas afectadas por el depósito (obviando la categoría de depósito 1) quedan fundamentalmente en la categoría 3, donde la severidad de depósito es media (con concentraciones de actividad entre 100 y 1000 kBq/m²). No obstante, además de en las proximidades de la central, hay un área que ocupa la mitad oeste de la provincia de Guadalajara, en la que la categoría de depósito es máxima (categoría 5); este hecho puede explicarse por la dinámica de la dispersión y a la orografía, siendo la forma de relieve más condicionante, en este caso, la depresión del río Tajo.

Estudio de la vulnerabilidad radiológica

La vulnerabilidad radiológica, se entiende en este caso como la potencialidad del sistema agrícola para hacer biodisponibles los radionúclidos depositados en él (Trueba C., 2004), de tal forma que éstos puedan llegar a ser absorbidos por los cultivos y, de ellos, lleguen a pasar a la cadena alimentaria. Puesto que hay que considerar la capacidad de los cultivos para incorporar los radionucleidos y esta capacidad varía en función del tipo de cultivo del que se trate (IAEA, 2010), para ilustrar la metodología desarrollada se ha utilizado como cultivo representativo el cereal de secano, por ser de los cultivos más extendidos en la España peninsular y también en la zona de estudio (MAPAMA, 2016). Para identificar las zonas potencialmente aptas para el cultivo de cereales de secano se ha partido del mapa de usos de suelo europeo: Corine Land Cover (EEA, 2016). Según las características de los diferentes tipos de usos de suelo descritos en dicho mapa, se ha considerado que los usos de suelo en los que se podría cultivar cereales de secano son: Tierras de labor de secano, Cultivos anuales asociados con cultivos permanentes, Mosaico de cultivos y Terrenos principalmente agrícolas, pero con importantes espacios de vegetación natural y semi-natural.

La potencialidad de absorción de los radionucleidos por las plantas se representa por medio de los factores de transferencia y, además de tener un valor diferente en función del tipo de cultivo, es intrínseco de cada radionucleido y varía con el tipo de suelo sobre el que se deposita, en particular su textura (IAEA, 2010). En la tabla 2 se recogen, para diferentes texturas de suelo, los valores de los factores de transferencia del ¹³⁷Cs (que es, de los posibles radionucleidos liberados, el que se ha tenido en cuenta en el caso de estudio) recogidos en la bibliografía consultada para el grano de los cereales.

Tabla 2. Valores de factores de transferencia para el grano de los cereales en climas templados (IAEA, 2010).

Textura	Media	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
All textures	2,90 x 10 ⁻²	4,1	2,00 x 10 ⁻⁴	9,00 x 10 ⁻¹
Sand	3,90 x 10 ⁻²	3,3	2,00 x 10 ⁻³	6,60 x 10 ⁻¹
Loam	2,00 x 10 ⁻²	4,1	8,00 x 10 ⁻⁴	2,00 x 10 ⁻¹
Clay	1,10 x 10 ⁻²	2,7	2,00 x 10 ⁻⁴	9,00 x 10 ⁻²
Organic	4,30 x 10 ⁻²	2,7	1,00 x 10 ⁻²	7,30 x 10 ⁻¹

Las características del suelo sobre el que se produce el depósito son, por tanto, un elemento clave en el comportamiento de los radionucleidos en dicho suelo. Por ello, se ha llevado a cabo un estudio de los suelos peninsulares españoles estableciendo 49 grupos de suelos, a partir del mapa de suelos europeo (European Commission and the European Soil Bureau Network, 2004), considerando la clasificación del suelo y su roca madre (Trueba, C. et al, 2015). En la metodología diseñada, la textura tenida en cuenta corresponde con el dato de textura aportado por el mapa de suelos europeo. El resto de los parámetros del suelo se han extraído de la base de datos de perfiles de suelos españoles desarrollada por CIEMAT (Trueba, C. et al, 2015), ampliada con 26 perfiles de suelo más, dentro del trabajo de tesis que se está llevando a cabo en la actualidad.

En el proceso de transferencia suelo-planta del ^{137}Cs influye, además, el contenido en K del propio suelo, puesto que, por sus similares propiedades físico-químicas, el K “compite” con él tanto por incorporarse en la estructura del suelo (Montero, M., et al 2001) como por ser absorbido por los cultivos, ya que es un nutriente esencial. Por ello, se ha realizado un ajuste de los factores de transferencia teniendo en cuenta el contenido en K del primer horizonte del suelo (donde se considera que mayoritariamente quedarán las raíces de los cultivos). Así, con el valor de K y para cada una de las texturas de los suelos, se ha obtenido un valor del factor de transferencia más ajustado a los parámetros locales del sistema agrícola para el cultivo de cereales de secano.

Con los valores resultantes de los factores de transferencia ajustados se ha hecho una clasificación en cinco categorías, las cuales corresponden al índice de vulnerabilidad radiológica y que representan el grado de vulnerabilidad del sistema suelo-cereal de secano frente a la absorción del ^{137}Cs por este cultivo. En la figura 2 se muestra el mapa de vulnerabilidad radiológica resultante.

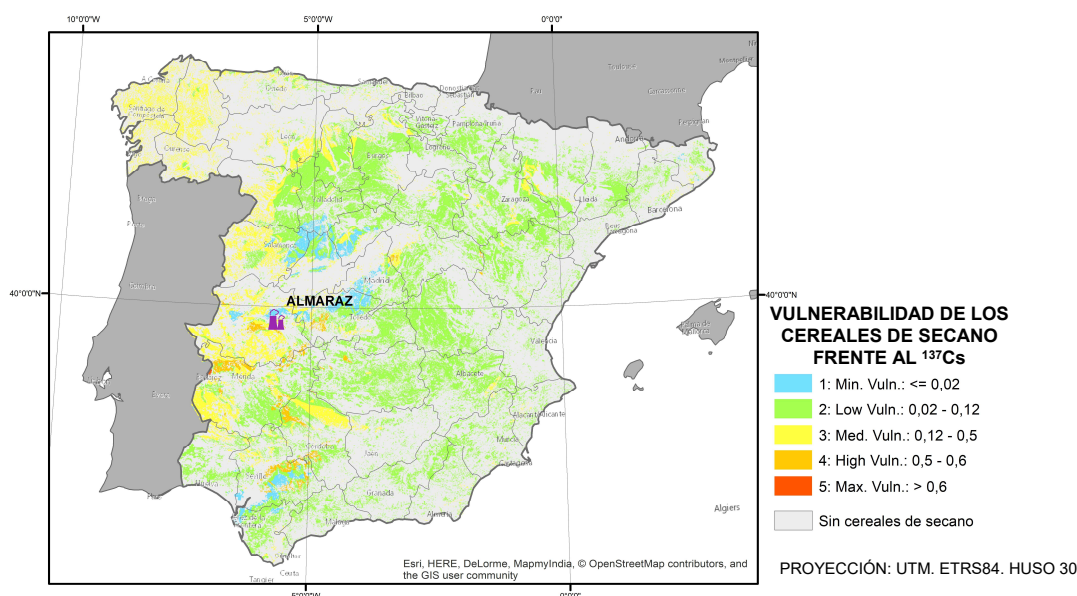


Figura 2. Mapa de Vulnerabilidad radiológica de las zonas potencialmente aptas para el cultivo de cereales de secano, respecto al ^{137}Cs . En gris claro quedan representadas las zonas donde no se da el cereal de secano.

Como puede observarse, la vulnerabilidad radiológica para el cereal de secano más ampliamente representada en la España peninsular, en relación con un depósito de ^{137}Cs , es la vulnerabilidad baja (en verde), seguida de la vulnerabilidad media (en amarillo), esta última localizada principalmente en el tercio oeste peninsular. Las zonas especialmente vulnerables y que podrían resultar de interés para estudios específicos (en naranja y muy puntualmente en rojo), se encuentran en las provincias de Cáceres (en las proximidades de la central), Badajoz, Toledo, Ciudad Real, Guadalajara, Sevilla y Córdoba. Dentro de la provincia de Cáceres, en el entorno más próximo de Almaraz, existe cierta variabilidad en cuanto a la vulnerabilidad; si bien predomina la vulnerabilidad media, hacia el norte aparecen zonas de vulnerabilidad mínima (en azul), mientras que hacia el oeste aparece un área relativamente extensa clasificada como de vulnerabilidad alta (en naranja).

Estudio de la priorización de zonas de actuación

Una vez obtenida la severidad del depósito, por un lado, y la vulnerabilidad radiológica del sistema suelo-planta, por otro, superponiendo sus mapas correspondientes mediante un Sistema de Información Geográfica (SIG) (ESRI, 2016), es posible determinar el riesgo radiológico para establecer las prioridades de actuación, de cara a implementar las medidas de remediación o recuperación de la zona de uso agrícola contaminada de forma óptima.

Para ello se ha definido el índice de priorización, el cual resulta de multiplicar, en cada celda de la malla computacional, el valor resultante del índice de severidad del depósito y el valor del índice de vulnerabilidad radiológica que le corresponde a la celda. Los resultados obtenidos, cuyos valores varían desde 1 a 25, se han agrupado en cinco categorías de priorización: desde la prioridad mínima (categoría 5) a la máxima (categoría 1). En la figura 3 se representa la distribución espacial del índice de priorización, el cual refleja el riesgo de transferencia del ^{137}Cs depositado en el suelo frente a la cadena alimentaria, a través del grano de los cereales de secano.

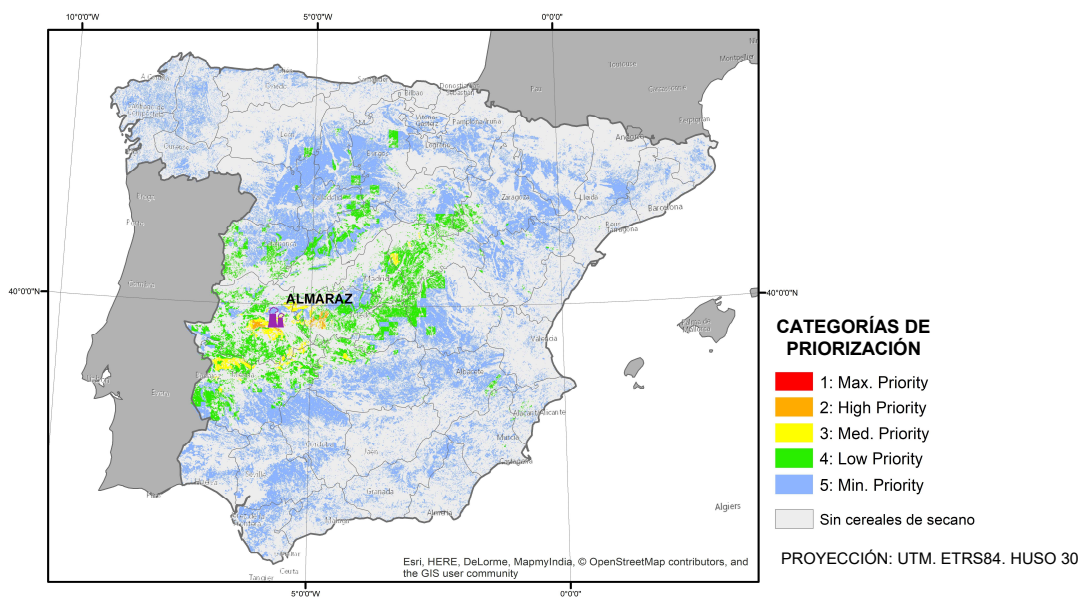


Figura 3. Mapa de priorización de las medidas de recuperación de las zonas potencialmente aptas para el cultivo de cereales de secano, respecto al ^{137}Cs .

Los resultados obtenidos no muestran áreas de máxima prioridad de actuación. En general, se obtienen áreas de prioridad baja, ocasionalmente de media y muy puntualmente de alta prioridad de actuación, debido a la coincidencia de valores bajos y medios de severidad de depósito y la general baja y media vulnerabilidad radiológica. El entorno de la central de Almaraz sería objeto de acciones prioritarias, ya que se han obtenido valores de prioridad alta (en naranja) al oeste y media (en amarillo) al sur.

3. CONCLUSIONES

Teniendo en cuenta las condiciones meteorológicas (necesarias para determinar los patrones de dispersión y depósito de los radionucleidos liberados en un accidente nuclear), la probabilidad de depósito en cada punto del área analizada, la capacidad del suelo para transferir la concentración de actividad depositada a los cultivos y la potencialidad de éstos para incorporarla y, por lo tanto, para introducirla en la cadena alimentaria, se ha diseñado una metodología para elaborar mapas de riesgo radiológico para la cadena alimentaria.

Para ilustrar dicha metodología se ha elegido un caso de estudio consistente en una liberación hipotética en la central nuclear de Almaraz, en el que se analiza un periodo de tiempo de cinco años con el que obtener un patrón de dispersión y depósito del ^{137}Cs liberado. Con este ejemplo se quiere destacar la importancia de considerar las especificidades locales: condiciones orográficas, el tipo de suelo y sus propiedades intrínsecas, el uso del suelo, etc. El mapa de priorización resultante muestra cómo áreas con un mismo depósito de ^{137}Cs pueden suponer un nivel de riesgo diferente en cuanto a la transferencia de concentración de actividad a la cadena alimentaria.

La metodología desarrollada tiene como objetivo establecer una priorización de las zonas afectadas en las que llevar a cabo actuaciones de remediación y recuperación y podría ser de gran ayuda como herramienta en la Respuesta y Preparación para la Emergencia en cualquier lugar de Europa. Al tener en cuenta factores locales, también se reducen las incertidumbres en el proceso de toma de decisión. Todo ello lleva a una racionalización de las acciones a llevar a cabo y a la optimización de los recursos destinados a la recuperación de las zonas afectadas en una situación de posaccidente.

Según el mapa de priorización obtenido para el caso estudio, de cara a diseñar planes de actuación orientados a la recuperación de áreas de cultivo de cereal afectadas por un depósito de ^{137}Cs , cuya fuente fuera la central nuclear de Almaraz, las áreas de actuación prioritaria en la España peninsular serían: en la provincia de Cáceres, las situadas en la confluencia entre las comarcas agrarias de Cáceres, Trujillo y Plasencia, y al suroeste de Navalmoral de la Mata; en la de Toledo, en las comarcas de Talavera y La Jara; y en la provincia de Guadalajara, en una zona muy restringida al noroeste de la comarca de La Campiña. Todas ellas corresponden con áreas de prioridad alta (coloreadas en naranja), ya que no existen zonas de máxima prioridad.

AGRADECIMIENTOS

Los integrantes del grupo que participa en el proyecto ANURE agradecen la oportunidad brindada por la Sociedad Nuclear Española de presentar el trabajo que venimos desarrollando desde hace un año como resultado del acuerdo firmado por las instituciones en las que estamos integrados: Joint Research Centre – JRC (Ispra) y Centro de Investigaciones Energéticas y Medioambientales – CIEMAT.

REFERENCIAS.

Directiva 2013/59/EURATOM de 5 de diciembre de 2013, por la que se establecen normas de seguridad básicas para la protección contra los peligros derivados de la exposición a radiaciones ionizantes.

ESRI, 2016. ArcGIS Desktop: Release 10.5. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA.

European Commission and the European Soil Bureau Network, 2004. CD-ROM, EUR 19945 EN. The European Soil Database distribution version 2.0.

European Environment Agency (EEA), 2016. Corine Land Cover 2012 seamless vector data.

IAEA, 2014. Radiation Protection and Safety of Radiation Sources: International Basic Safety Standards General Safety Requirements Part 3.

IAEA, 2010. Technical reports series nº 472.

Karlsruhe Institute of Technology (KIT), March 2017 JRodos: An off-site emergency management system for nuclear accidents. (https://resy5.iket.kit.edu/JRODOS/documents/JRodOS_Report_forHomepage.pdf)

Lelieveld, J., D. Kunkel, and M. G. Lawrence, 2012. Global risk of radioactive fallout after major nuclear reactor accidents. Atmos. Chem. Phys. 12 (9), 4245–4258.

Leung, W.H., Ma, W.M., Chan, P.K.Y., 2018. Nuclear accident consequence assessment in Hong Kong using JRODOS. Journal of Environmental Radioactivity, 183, 27-36.

Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA), 2016. Anuario de estadística 2015. Efectivos y Producciones Ganaderas.

Montero, M., Moraleda, M., Claver, F., Vázquez, C.; Gutiérrez, J., 2001. Methodology for decision making in environmental restoration after nuclear accidents: TEMAS System (version 2.1). Report CIEMAT. ISBN: 84-7834-404-7.

NOAA-NCEI, 2018. Global Forecast System (GFS) <https://www.ncdc.noaa.gov/data-access/model-data/model-datasets/global-forecast-system-gfs> [ultimo acceso, Sep2018].

Nordic Guidelines and Recommendations (NGR), 2014. Protective Measures in Early and Intermediate Phases of a Nuclear Or Radiological Emergency. Beredskabsstyrelsen (Denmark), Sundhedsstyrelsen (Denmark), Geislavarnir Ríkisins (Iceland), Stuk (Finland), Statens Stralevern (Norway), Stral Sakerhets Myndigheten (Sweden).

Specific Agreement between JRC-CIEMAT, 2017. Joint Project ANURE “Assessment of the Nuclear Risk in Europe. A Case Study in the Almaraz Nuclear Power Plant (Spain)” Ref. CIEMAT 7551/2016.

Sørensen, J. H., Schönfeldt, F., Sigg, R., Pehrsson, J., Lauritzen, B., Bartnicki, J., ... Lindgren, J. (2018). Added Value of uncertainty Estimates of SOurce term and Meteorology (AVESOME). Nordic Nuclear Safety Research.

Thykier-Nielsen, S., Deme, S., Mikkelsen, T., 1999. Description of the Atmospheric Dispersion Module RIMPUFF. RODOS(WG2)-TN(98)-02.

Trueba C., 2004. Metodología para evaluar la sensibilidad radiológica de suelos y su aplicación a los suelos peninsulares españoles. Tesis Doctoral. Departamento de Ingeniería Nuclear. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Industriales. Universidad Politécnica de Madrid.

Trueba, C., Garcia-Puerta, B., Montero M., 2015. Mapas de vulnerabilidad radiológica. Actualización al nuevo mapa europeo de suelos. CIEMAT. ISBN: 9788478347490.