



**Máster Universitario en  
Química Sostenible  
Universidad Zaragoza**



## **CARACTERIZACIÓN RADIOLÓGICA DE MUESTRAS DE SUELO:**

**Toma de muestra, conservación y preparación, análisis por espectrometría gamma, determinación del índice de actividad beta total y procedimiento de separación radioquímica para la determinación del Sr<sup>90</sup>**

**Belén García Martínez  
Trabajo Fin de Máster  
Máster en Química Sostenible  
Curso 2011-2012**

## AGRADECIMIENTOS:

A todo el personal del Laboratorio de Bajas Actividades (LABAC) de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Zaragoza, ante todo a mis directores de Trabajo Fin de Máster Dr. José Ángel Villar Rivacoba y Dra. Carmen Pérez Marín (muchas gracias Carmen, por tu paciencia y por dedicarme parte de estos tiempos difíciles, de decisiones importantes y cambios drásticos).

A mis compañeros de Máster Cristina, Dune, Jorge y Eva, porque sin ellos no habría sido lo mismo.

A mi familia y amigos.

## **ÍNDICE**

### **1. INTRODUCCIÓN**

### **2. VIGILANCIA RADIOLÓGICA AMBIENTAL EN ESPAÑA**

### **3. CARACTERIZACIÓN RADIOLÓGICA DE MUESTRAS DE SUELO**

#### **3.1. TOMA DE MUESTRAS DE SUELO**

#### **3.2. CONSERVACIÓN Y PREPARACIÓN DE LA MUESTRA DE SUELO**

#### **3.3. ANÁLISIS DE SUELOS POR ESPECTROMETRÍA GAMMA**

##### **3.3.1. Principio del método**

##### **3.3.2. Equipos de medida**

##### **3.3.3. Calibración en eficiencias**

##### **3.3.4. Determinación del fondo**

##### **3.3.5. Medida de las muestras**

##### **3.3.6. Cálculos y resultados obtenidos**

#### **3.4. DETERMINACIÓN DEL ÍNDICE DE ACTIVIDAD BETA TOTAL EN MUESTRAS DE SUELO**

##### **3.4.1. Principio del método**

##### **3.4.2. Equipos de medida**

##### **3.4.3. Calibración en eficiencias**

##### **3.4.4. Determinación del fondo**

##### **3.4.5. Medida de las muestras**

##### **3.4.6. Determinación del factor de autoabsorción**

##### *3.4.6.1. Preparación de fuentes para determinación del factor de autoabsorción para muestras de suelo*

##### **3.4.7. Cálculos y resultados obtenidos**

#### **3.5. DETERMINACIÓN DEL ISÓTOPO $\text{Sr}^{90}$ EN MUESTRAS DE SUELO. PROCEDIMIENTO DE SEPARACIÓN RADIOQUÍMICA**

##### **3.5.1. Introducción**

##### **3.5.2. Principio del método**

##### **3.5.3. Procedimiento de separación radioquímica**

##### **3.5.4. Cálculos y resultados obtenidos**

### **4. CONCLUSIONES**

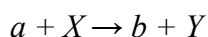
### **5. BIBLIOGRAFÍA**

## 1. INTRODUCCIÓN

La radiactividad está presente de forma natural en todos los lugares de nuestro planeta y del Universo y forma parte esencial de nuestro entorno. El ambiente en el que vivimos y nos movemos es radiactivo, todos los materiales que nos rodean, el aire, el agua, los seres vivos, el propio cuerpo humano son, en mayor o menor grado, radiactivos. Esto no significa que estemos en un ambiente peligroso o nocivo, pero sí indica que debe ser controlado y vigilado porque la radiactividad ambiental no sólo es de origen natural, posee también una contribución debida a la acción humana.

Un proceso radiactivo es una transición desde un estado inicial del núcleo de un átomo a un estado final del mismo, que se produce espontáneamente debido a que la energía total del sistema inicial es mayor que la del sistema final.

Los núcleos inestables existen en la naturaleza (radiactividad natural) o pueden ser creados artificialmente (radiactividad artificial). La radiactividad natural proviene o bien de los radionúclidos presentes en la corteza terrestre ( $K^{40}$ ,  $U^{238}$ ,  $Th^{232}$ ,...), o bien de los radionúclidos producidos de la interacción de los rayos cósmicos con la atmósfera ( $H^3$ ,  $Be^7$ ,  $C^{14}$ ,  $Na^{22}$ ,...). Por otro lado, la radiactividad artificial se produce por reacciones nucleares que consisten en un proceso del tipo:



que simboliza el bombardeo de núcleos  $X$  (núcleos blanco) con partículas ligeras  $a$  (o partículas incidentes). A causa de la interacción entre  $a$  y  $X$ , se forman núcleos  $Y$ , en general distintos de  $X$ , y se emiten partículas ligeras  $b$ . De esta manera, se obtienen nuevos núcleos  $Y$  que pueden ser radiactivos. Entre los radionúclidos producidos artificialmente ( $Sr^{90}$ ,  $I^{131}$ ,  $Cs^{137}$ ,  $Fe^{55}$ ,  $H^3$ ,  $Mn^{54}$ ,  $Ru^{106}$ ,  $Ba^{140}$ ) cabe destacar que por interacción o reacción nuclear se pueden crear cadenas radiactivas artificiales de evolución análoga a las series naturales. Además, los reactores nucleares permiten fabricar gran variedad de radionúclidos artificiales emisores beta, muy útiles en campos muy variados que van desde la metalurgia hasta la medicina.

Un núcleo estable no puede estar constituido por cualquier número de neutrones ( $N$ ) y protones sino que se observa que existe una cierta relación entre  $N$  y el número atómico ( $Z$ ). Si los núcleos se disponen en orden de  $N$  y  $Z$  crecientes sobre un diagrama rectangular, de forma que todos los radionúclidos con el mismo  $N$  (isobaras) aparezcan a lo largo de líneas horizontales, y todos los radionúclidos con el mismo  $Z$  (isótopos) en líneas verticales, se obtiene la ‘carta de Segré’ o diagrama neutrón-protón. En este diagrama, las líneas del número másico ( $A$ ) constante, cortan a los ejes según ángulos de  $45^\circ$ . Para pequeños números másicos, los núcleos estables se

agrupan alrededor de la línea  $N = Z$  llamada línea de estabilidad en el plano  $N-Z$ . Los núcleos radiactivos vienen representados por puntos situados a la derecha o a la izquierda de esta línea: son núcleos que tienen un exceso de protones o de neutrones. Pasarán a un núcleo estable emitiendo partículas alfa, partículas beta (positivas o negativas), rayos gamma y, en un número muy limitado de casos, protones o neutrones. Fundamentalmente, existen pues, tres tipos de procesos radiactivos:

- a) Radiactividad  $\alpha$ . La partícula emitida es un núcleo de Helio, formado por la asociación de dos protones y dos neutrones. La mayoría de los núcleos con  $A > 150$  pueden presentar este tipo de proceso. Para núcleos más ligeros el proceso es muy improbable.
- b) Radiactividad  $\beta$ . El núcleo emite un electrón ( $\beta^-$ ) o positrón ( $\beta^+$ ). Este tipo de radiactividad se produce para cualquiera que sea el  $Z$ , incluso para  $Z=0$ , es decir, el neutrón. Ciertos núcleos pueden ser a la vez emisores  $\beta^-$  y  $\beta^+$ .
- c) Radiactividad  $\gamma$ . En cualquiera de los dos procesos radiactivos anteriores, el núcleo producto puede quedar en un estado excitado. Esta excitación se detendrá por emisión de un fotón  $\gamma$ .

También, cabe mencionar que las partículas cargadas a su paso a través de la materia se verán sometidas por un lado a las fuerzas coulombianas, y por otro a las fuerzas nucleares, mucho menos frecuentes que las anteriores debido a su corto radio de alcance. Así pues, las interacciones coulombianas de partículas cargadas con la materia pueden ser de distintos tipos, pero las más frecuentes y de mayor importancia conducen a una pérdida de energía de las partículas incidentes que se traduce en tres efectos posibles:

- ionización de los átomos del material
- excitación de los átomos
- emisión de la radiación

Cabe destacar el primero de estos efectos, fenómeno en el que la energía que pierde la partícula incidente es absorbida, total o parcialmente, por un electrón orbital de alguno de los átomos del material. Si esta energía absorbida es suficiente para arrancar el electrón, éste se convierte en partícula libre y lo que queda del átomo es un ión positivo de carga idéntica a la del electrón. El sistema constituido por el electrón libre y el ión positivo se denomina par iónico y se dice que se ha producido un fenómeno de ionización o de radiación ionizante [1] [2].

## 2. VIGILANCIA RADIOLÓGICA AMBIENTAL EN ESPAÑA

El Consejo de Seguridad Nuclear (CSN), en virtud de las funciones que tiene encomendadas, lleva a cabo la evaluación y la vigilancia del impacto radiológico ambiental de las instalaciones nucleares y radiactivas, y vigila la calidad radiológica del medio ambiente de todo el territorio nacional, en cumplimiento de las obligaciones del Estado español en esta materia. Los objetivos básicos de la vigilancia radiológica ambiental son los siguientes:

- Detectar la presencia y vigilar la evolución de elementos radiactivos y de los niveles de radiación en el medio ambiente, determinando las causas de los posibles incrementos.
- Estimar el riesgo radiológico potencial para la población.
- Determinar, en su caso, la necesidad de tomar precauciones o establecer alguna medida correctora.

La vigilancia radiológica del medio ambiente en España se realiza mediante un sistema de redes, constituido por una red de vigilancia integrada por:

- La red de vigilancia implantada en la zona de influencia de las centrales nucleares y otras instalaciones nucleares y radiactivas del ciclo del combustible nuclear, donde los titulares de las instalaciones desarrollan Programas de Vigilancia Radiológica Ambiental (PVRA), a los que el CSN superpone sus programas de control independiente.
- La red de vigilancia nacional (Revira), no asociada a instalaciones, que gestiona el CSN, y que está constituida por:
  - a) La Red de Estaciones de Muestreo (REM), donde la vigilancia se realiza mediante programas de muestreo y análisis llevados a cabo por diferentes laboratorios.
  - b) La Red de Estaciones Automáticas (REA) de medida en continuo, que facilita datos en tiempo real de los valores de concentración de actividad en la atmósfera así como de los niveles de radiación ambiental en distintas zonas del país.

En el año 1999 el CSN inició la publicación anual de una serie de informes técnicos con información sobre los niveles de radiactividad ambiental de España, que pone a disposición de ciudadanos e instituciones. El Laboratorio de Bajas Actividades (LABAC) de la Facultad de Ciencias de Zaragoza, donde se han llevado a cabo los ensayos para este Trabajo, forma parte de la red Revira.

Para el desarrollo de los programas de vigilancia se lleva a cabo la recogida y análisis de muestras en las principales vías de transferencia de radionúclidos en los elementos de los

ecosistemas que pueden contribuir a la exposición de las personas a las radiaciones. En términos generales, estas vías se pueden clasificar como:

- Vías transitorias. Son aquellas en las que la concentración de un radionúclido es proporcional a la tasa de emisión del mismo por lo que, en principio, existirá concentración mientras exista emisión.
- Vías integradoras. Son aquellas en las que la concentración de un radionúclido se incrementa con la emisión continua del mismo al medio ambiente, pudiendo persistir después del cese de la emisión.
- Vías acumuladoras. Son aquellas que tienen su base en las vías anteriores y en las que la concentración de un radionúclido aumenta en función del tiempo, bien por procesos físicos, químicos o biológicos. En las muestras seleccionadas en estas vías se pueden medir concentraciones de actividad de isótopos no detectados en las vías anteriores [3].

Las vías que se consideran en la REM así como las muestras que se recogen son:

Tipos de vías	Tipos de muestras REM
Transitorias	Aire: partículas de polvo y yodo en aire Agua: superficial y potable (origen superficial)
Integradoras	Suelo Agua potable (origen subterráneo) Alimentos: leche y dieta tipo

En el Trabajo que se presenta, se procedió a la caracterización radiológica de suelo correspondiente a la campaña del año 2011. El muestreo es anual y se realiza en un recinto de unos 50 m<sup>2</sup> vallado situado en las instalaciones del Aula Dei de Montañana, Zaragoza. Un sitio que, por sus características cumple los requisitos establecidos en la Norma UNE 73311-1 [4].

### 3. CARACTERIZACIÓN RADIOLÓGICA DE MUESTRAS DE SUELO

#### 3.1. TOMA DE MUESTRAS DE SUELO

La toma de muestra de suelo se realiza según el Procedimiento 1.1 publicado por el CSN [5], que se basa principalmente en la Norma UNE 73311-1 [4].

A continuación, se describe de forma resumida esta primera etapa del Trabajo.

Para la toma de muestras de suelos se han utilizado los siguientes instrumentos y materiales:

- Estacas metálicas graduadas.
- Pala pequeña para recoger la muestra.
- Hoz, azada pequeña.
- Cepillo.

- Plantilla para la toma de submuestras.
- Etiquetas adhesivas y ficha de muestreo.
- Guantes.
- Bidón de 5 l.
- Recipiente hermético para la toma de vegetación.
- Balanza.

En primer lugar, se selecciona un área lo más despejada posible y preferentemente sin vegetación, de unos 4 m<sup>2</sup> de superficie acotándolo con las estacas metálicas.

Una vez seleccionado el área de muestreo, se procederá a limpiar superficialmente la zona de vegetación. Se retiran manualmente las hojas, ramas, etc. sueltas que puedan tapizar la superficie. Se guardan por si fuese necesario su análisis en caso de resultados anómalos en las determinaciones de suelo. A continuación, se extraerán las submuestras requeridas (5 submuestras: 4 en cada una de las esquinas del área seleccionada y 1 en su centro), sirviéndose para ello de una plantilla. El procedimiento operativo será el siguiente:

- Marcar sobre el terreno los puntos donde se van a realizar las extracciones.
- Verificar que los instrumentos necesarios estén limpios para evitar contaminación.
- Hincar el instrumento de extracción hasta una profundidad de 5 cm (extracción de la capa superficial).
- Recoger la parte del suelo que queda dentro de cada plantilla con la pala pequeña e introducirlas dentro del recipiente previamente tarado.

En nuestro caso la muestra total de suelo pesó 11,472 kg.

En el caso de existir piedras de tamaño apreciable dentro del área delimitada por las estacas proceder a cepillar el polvo existente sobre ellas y añadirlo a la muestra. Desechar las piedras.

De la muestra total se toma la muestra representativa de suelo, la que se receptiona en el laboratorio, en un bidón de 5 l de capacidad y se pesa. La muestra de la que se parte en nuestro caso es de 6,266 kg. Posteriormente, se etiqueta correctamente el recipiente (indicando: la entidad que realiza la toma de muestra, la fecha, la referencia de la muestra y los datos del destinatario de la misma) y se rellena el registro de toma de muestra y entrada de la misma al laboratorio.

### **3.2. CONSERVACIÓN Y PREPARACIÓN DE LA MUESTRA DE SUELO**

Pequeñas variaciones en la forma de manipular, conservar y/o preparar la muestra para determinar su contenido radiactivo, pueden afectar considerablemente a los resultados, aspecto éste que tiene una singular relevancia para muestras de suelos de características



radiactivas calificables de ambientales. Así pues, si siempre es necesario el reducir las posibles fuentes de variabilidad externa, este aspecto cobra aún mayor importancia si cabe, cuando se trata de realizar un seguimiento temporal sistemático del contenido radiactivo presente en el suelo existente en un determinado punto, representativo de una zona geográfica, o cuando se desea efectuar la comparación de los resultados obtenidos para diferentes zonas geográficas, máxime cuando estos valores suelen ser frecuentemente proporcionados por diferentes laboratorios. Por todo lo cual, se debe garantizar que las condiciones para la conservación de las muestras de suelo sean tales que permitan mantener inalteradas sus principales propiedades físico-químicas, con especial hincapié en conservar su porcentaje de humedad relativa y su contenido en materia orgánica. Para ello, se deben someter las muestras a los métodos descritos en la Norma UNE 73311-5 [6] aplicable a la utilización de diferentes procesos para la recepción, conservación y preparación de las muestras, contribuyendo además su utilización sistemática a asegurar un estándar de la calidad en los resultados obtenidos. Además, del estudio de la combinación de esta Norma con otras se publicó el Informe Técnico 1.2. del CSN [7].

De esta forma, y basándonos en lo explicado anteriormente, se explica la manera en la que se ha procedido en el Trabajo con la muestra de suelo para su conservación y preparación para posteriores medidas.

En primer lugar, los instrumentos y materiales utilizados son:

- Balanza analítica.
- Granatario.
- Estufa de desecación ventilada.
- Horno mufla con temperatura regulable hasta 650 °C.
- Molino de bolas.
- Frigorífico y congelador.
- Bandejas de aluminio.
- Capsulas o crisoles de porcelana.
- Envases con la geometría adecuada para medida directa o para su traslado.
- Serie de tamices de malla cuadrada y tejido de alambre.
- Material de uso normal en el laboratorio: frasco lavador, espátula, cepillo o brocha, productos de limpieza, etiquetas, guantes, bolsas de plástico, etc.

Se desagrega la totalidad de la muestra de suelo recepcionada retirando las piedras no porosas de tamaño superior a 2 mm, eliminando de éstas la tierra adherida, así como las

hierbas, raíces y cualquier otro objeto extraño que contenga el suelo. Una vez desagregado se homogeneiza la muestra. Se identifican cuatro bandejas (previamente taradas) y se distribuye lo más uniformemente posible la muestra en éstas.

Se deseca la muestra en la estufa a 105-110 °C durante 24 horas, hasta alcanzar un peso constante, en nuestro caso de 5,151 kg. La humedad de la muestra de suelo se obtendrá por diferencia de pesos antes y después del secado.

Después, se desagrega y se tritura la muestra en el molino de bolas. Se tamiza a 0,5 mm según lo descrito en la Norma UNE 7050-2 [8]. Se pesa la fracción tamizada, que en este caso es de 3,412 kg.

En este punto, hay que diferenciar la preparación de las muestras para su análisis por espectrometría gamma o para la determinación del índice de actividad beta total, que son las dos determinaciones que se van a realizar en este Trabajo:

**a) Preparación inicial de la muestra de suelo para espectrometría gamma**

Según lo descrito anteriormente, la muestra ya se encuentra preparada para su análisis por espectrometría gamma. Lo último que queda por hacer es transferir parte de la muestra, en nuestro caso concretamente 108,8 gr, hasta llenar una caja de polipropileno de 125 ml de capacidad que es el contenedor que se utiliza en este equipo.

**b) Preparación inicial de la muestra de suelo para la determinación del índice de actividad beta total**

Por otra parte, otra cantidad de la muestra final tamizada, en el caso de este Trabajo 252,3 gr, se coloca en un crisol previamente tarado. Se calcina en la mufla a 450 °C a razón de 20 °C por hora, manteniendo la muestra a 450 °C durante 6 horas. Se remueve la muestra una vez fría con una espátula, para verificar su coloración homogénea y la ausencia de materia carbonosa oscura. En caso contrario, se deberá volver a calcinar. La etapa final de estas operaciones de preparación de la muestra para la determinación del índice de actividad beta total es la colocación de una parte alícuota de la muestra sobre un soporte circular (plancheta) de acero inoxidable y de igual superficie que la del detector del equipo destinado a la medida.

Se toma una alícuota de entre 0,2 y 0,3 gr y se disuelve en la menor cantidad posible de ácido nítrico diluido, transferir el concentrado a una plancheta alta de fondo rugoso, previamente tarada y evaporar hasta sequedad en lámpara de infrarrojo hasta obtener peso constante. Se lava bien el vaso con el mínimo posible de agua destilada con unas gotas de ácido nítrico diluido, para arrastrar y disolver el residuo que puede quedar

pegado a las paredes del vaso, incorporando las aguas de lavado a la plancheta. Se pesa la plancheta y se calcula el espesor másico (EM) según la siguiente expresión:

$$EM = \frac{(P_2 - P_1)}{A}$$

donde,  
EM es el espesor másico, en  $\text{mg} \cdot \text{cm}^2$ ;  
 $P_2$  es el peso de la plancheta más el residuo seco de la muestra, en mg;  
 $P_1$  es la tara de la plancheta, en mg;  
A es el área interior de la plancheta, en  $\text{cm}^2$ .

Las planchetas se mantienen durante un mínimo de dos días en un desecador antes de la medida. Es aconsejable no superar los  $25 \text{ mg/cm}^2$  de depósito sobre la plancheta debido al alcance de las partículas beta y al posible efecto de autoabsorción de las mismas según la Norma UNE 73311-4 [9].

### 3.3. ANÁLISIS DE SUELOS POR ESPECTROMETRÍA GAMMA

#### 3.3.1. Principio del método

El análisis de muestras de suelo por espectrometría gamma se basa en la Norma UNE 73350-1 [10]. El método consiste en la obtención de la distribución energética (espectro de energía) de las radiaciones gamma emitidas por una muestra. Los isótopos sobre los que se suministra información son:  $\text{K}^{40}$ ,  $\text{Tl}^{208}$ ,  $\text{Pb}^{212}$ ,  $\text{Bi}^{214}$ ,  $\text{Pb}^{214}$ ,  $\text{Be}^7$  (naturales) y  $\text{Cr}^{51}$ ,  $\text{Mn}^{54}$ ,  $\text{Co}^{58}$ ,  $\text{Co}^{60}$ ,  $\text{Fe}^{59}$ ,  $\text{Zn}^{65}$ ,  $\text{Nb}^{95}$ ,  $\text{Zr}^{95}$ ,  $\text{Ru}^{103}$ ,  $\text{Ru}^{106}$ ,  $\text{I}^{131}$ ,  $\text{Cs}^{134}$ ,  $\text{Cs}^{137}$ ,  $\text{Ba}^{140}$ ,  $\text{La}^{140}$ ,  $\text{Ce}^{144}$  (artificiales).

#### 3.3.2. Equipos de medida

Para las mediciones se emplean los equipos del laboratorio de radiofísica del LABAC. En este caso, se utiliza el detector de germanio REGe (de electrodos inversos), de la empresa comercial Canberra y de tipo coaxial. El cristal de germanio se encuentra protegido por una ventana ultrafina de carbono polimérico. A su vez, los detectores están montados en cámara de vacío acopladas a un vaso Dewar de 30 litros de capacidad llenos de nitrógeno líquido, con el que se refrigeran.

El cristal de germanio tiene 56 mm de diámetro y 57,5 mm de longitud. La eficiencia relativa es de 31,7% para el  $\text{Co}^{60}$  (1.332 keV).

El detector está acoplado a una cadena electrónica compuesta por:

- Fuente de alta tensión modelo 3106D de Canberra, que polariza al detector a una tensión de -3000 voltios.
- Preamplificador montado conjuntamente al detector.
- Amplificador modelo 2021 de Canberra.

- Convertidor analógico digital modelo 8701 de Canberra.
- Multicanal AccuSpec configurado en 4096 canales.

El detector dispone de un blindaje contra la radiactividad ambiental compuesto por:

- Blindaje pasivo formado por una caja interior de cobre electrolítico, de 4 mm de espesor, rodeada por 15 cm de plomo. El interior de la caja de cobre se encuentra ventilado con gas nitrógeno para reducir el contenido de radón. El detector se encuentra ubicado en el sótano de la Facultad de Ciencias. La habitación posee un sistema de ventilación forzada para evitar concentraciones de radón.
- Blindaje activo constituido por un detector plástico de centelleo, ubicado en la parte superior del blindaje de plomo, con su correspondiente cadena electrónica. El sistema genera una ventana de veto de 200  $\mu$ s que reduce los efectos de la radiación cósmica de alta energía.

### **3.3.3. Calibración en eficiencias**

La calibración en eficiencia del detector se realiza mediante la medida de patrones gamma certificados respecto a su pureza, composición y actividad. Para el caso de las muestras de suelos se utiliza suelo trazado con cocktail gamma. El tiempo de contaje será de 2 h, realizándose la operación una vez al mes.

### **3.3.4. Determinación del fondo**

La obtención del fondo radiactivo para el caso de las muestras de suelos, se realiza mediante la medida de una caja de polipropileno de 125 ml vacía. El tiempo de contaje será de 60 h, realizándose la operación una vez al mes.

### **3.3.5. Medida de las muestras**

La muestra tamizada obtenida en el apartado 3.2. se introduce en una caja de polipropileno de 125 ml previamente tarada, se pesa y se precinta. Se introduce en el detector para su medida. El tiempo de contaje es de 24 h.

### **3.3.6. Cálculos y resultados obtenidos**

Una vez obtenido el espectro registrado, a través de la tarjeta AccuSpec en un ordenador PC dedicado para esta función y correctamente identificado con su código, se analiza con un programa desarrollado por el LABAC que denominamos ANESGA, (ANálisis de ESpectros GAMMA).

La siguiente figura representa el espectro de emisiones gamma de la muestra de suelo analizada.

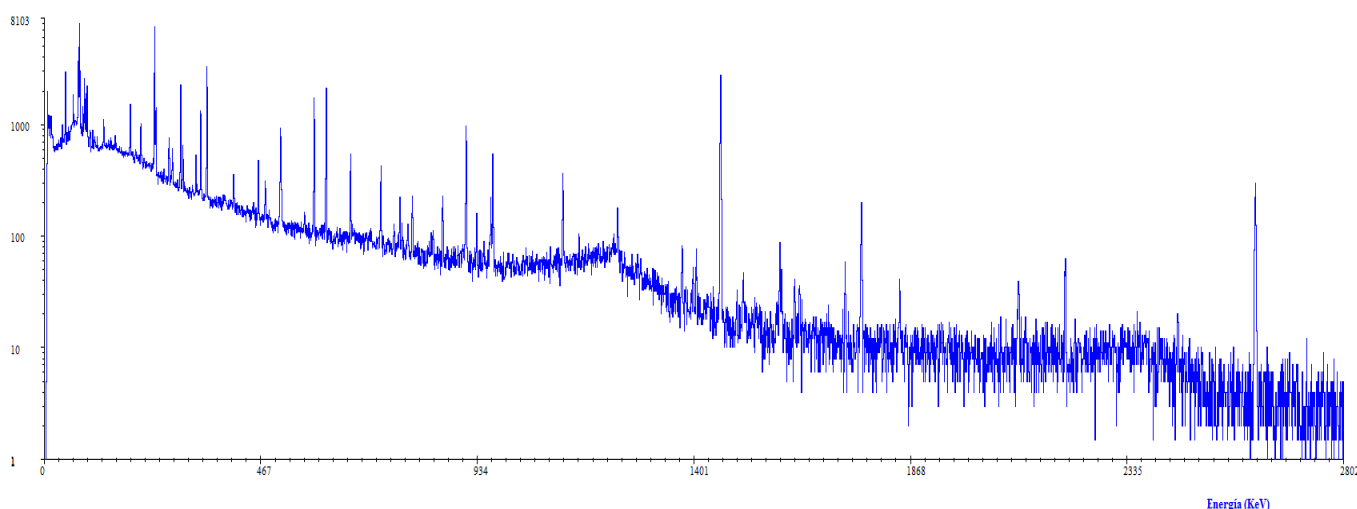


Figura 1. Espectro de emisiones gamma de la muestra de suelo correspondiente a la campaña del año 2011

El resultado final para cada isótopo de una muestra se expresa como la actividad junto con su incertidumbre expandida y la Actividad Mínima Detectable (AMD) correspondiente. La actividad de la muestra es el número de átomos que se desintegran por unidad de tiempo. Por otra parte, se entiende por AMD, la más pequeña actividad de una muestra que proporcione un conteo neto para el que puede afirmarse que, en un determinado nivel de confianza, la muestra tiene actividad. Si la actividad fuese inferior a la Actividad Mínima Detectable (AMD), o simplemente el programa determinase que no existe un pico que se pueda ajustar, se expresará solamente la AMD que ANESGA siempre suministra.

Como factor  $k$  de cobertura para la incertidumbre expandida se toma  $k=2$  lo que implica un nivel de confianza del 95,5%. Las unidades de actividad que se utilizan en la medición de suelos es Bq/kg seco. Para expresar la actividad en Bq/m<sup>2</sup> se multiplicará por la densidad superficial de la zona muestreada, en nuestro caso 45,97 kg seco/m<sup>2</sup>. Los resultados obtenidos en el análisis del espectro se presentan en la siguiente tabla:

ANÁLISIS ESPECTROMETRÍA GAMMA						
REFERENCIA UZA						
MUESTRA Suelos						
TIEMPO DE CONTAJE 216000 sg						
CANTIDAD MUESTRA 47,151kg seco/m2						
ISÓTOPOS	ACTIVIDAD ESPECIFICA (Bq/kg <sub>seco</sub> )	ERROR 2σ ACTIVIDAD (Bq/kg <sub>seco</sub> )	ACTIVIDAD ESPECIFICA (Bq/m <sup>2</sup> )	ERROR 2σ ACTIVIDAD (Bq/m <sup>2</sup> )	AMD (Bq/kg <sub>seco</sub> )	AMD (Bq/m <sup>2</sup> )
K-40	4,059E+02	1,274E+01	1,914E+04	6,005E+02	1,146E+01	5,404E+02
Tl-208	8,835E+00	4,785E-01	4,166E+02	2,256E+01	4,831E-01	2,278E+01
Pb-212	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	4,483E-01	2,114E+01
Bi-214	2,011E+01	9,763E-01	9,484E+02	4,604E+01	9,807E-01	4,624E+01
Pb-214	2,127E+01	8,784E-01	1,003E+03	4,142E+01	9,239E-01	4,356E+01
Be-7	5,812E+00	1,588E+00	2,740E+02	7,488E+01	1,454E+00	6,856E+01
Cr-51	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	1,773E+00	8,358E+01
Mn-54	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	3,184E-01	1,501E+01
Co-58	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	2,907E-01	1,371E+01
Co-60	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	3,246E-01	1,530E+01
Fe-59	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	6,376E-01	3,006E+01
Zn-65	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	9,119E-01	4,300E+01
Nb-95	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	3,329E-01	1,570E+01
Zr-95	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	3,881E-01	1,830E+01
Ru-103	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	2,727E-01	1,286E+01
Ru-106	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	2,677E+00	1,262E+02
I-131	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	2,810E-01	1,325E+01
Cs-134	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	2,274E-01	1,072E+01
Cs-137	2,484E+00	3,146E-01	1,171E+02	1,483E+01	2,118E-01	9,987E+00
Ba-140	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	9,946E-01	4,690E+01
La-140	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	3,219E-01	1,518E+01
Ce-144	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	0,000E+00	1,458E+00	6,873E+01

Tabla 1. Resultados del análisis por espectrometría gamma de la muestra de suelo correspondiente a la campaña del año 2011

### 3.4. DETERMINACIÓN DEL ÍNDICE DE ACTIVIDAD BETA TOTAL EN MUESTRAS DE SUELOS

#### 3.4.1. Principio del método

Para la determinación del índice de actividad beta total en muestras de suelos nos basamos en la Norma UNE 73311-4 [9]. El índice de actividad beta total aporta información del contenido de radionúclidos emisores beta presentes en la muestra. La determinación de este índice es una medida puramente orientativa que permite, mediante la utilización de técnicas simples y equipos poco complicados, conocer únicamente el orden de magnitud de la posible contaminación radiactiva.

El rendimiento de detección se verá afectado por la absorción producida por los materiales sólidos que envuelven a la muestra. Será necesario realizar una curva de calibrado y una tabla de factores de atenuación que relacionen la pérdida del rendimiento de detección en función del espesor másico de la muestra depositada en la plancheta.

#### **3.4.2. Equipos de medida**

Para la determinación del índice de actividad beta total se emplea un contador proporcional alfa-beta, de flujo de gas CH<sub>4</sub>/Ar, Canberra modelo HT1000, con capacidad para la medida de cuatro planchetas de geometría 2π, diámetro de la ventana 5,1 cm, grosor de la ventana 100 mg/cm<sup>2</sup>, fondo < 0,7 cpm, eficiencia >42%. Este equipo se encuentra en el laboratorio de radiofísica del LABAC.

#### **3.4.3. Calibración en eficiencias**

La calibración en eficiencia del detector se realiza mediante la medida de un patrón de Sr<sup>90</sup>/Y<sup>90</sup>, certificado respecto a su pureza, composición y actividad. El tiempo de calibración dependerá de la actividad de la muestra utilizada, pero será suficiente para obtener un número de cuentas superior a 10.000, lo cual supone no superar un error estadístico del 1% en el cálculo de la eficiencia. La calibración se repetirá con frecuencia mensual, para verificar el correcto funcionamiento del equipo.

#### **3.4.4. Determinación del fondo**

La obtención del fondo radiactivo para muestras de suelo se realiza mediante la medida de una plancheta de fondo rugoso de iguales características que las utilizadas para la muestra. El tiempo de contaje será de 6 ciclos de 200 minutos cada uno, realizándose la operación una vez cada dos meses.

#### **3.4.5. Medida de la muestra**

Las muestras, ya preparadas, se introducen en el detector para su medida. El tiempo de contaje es de 7 ciclos de 200 minutos cada uno y el archivo creado por el programa se guarda para el posterior análisis y cálculo del índice de actividad beta total.

#### **3.4.6. Determinación del factor de autoabsorción**

Se llama factor de autoabsorción a la atenuación o pérdida de eficiencia debida al espesor másico y se calcula a partir de la relación de la eficiencia de un equipo en el recuento de muestras de calibrado, con un espesor másico concreto, entre la eficiencia de ese equipo en el recuento de la muestra de calibrado con espesor másico cero.

Se realiza mediante la medida de una serie de planchetas, preparadas por adición de una disolución de Sr<sup>90</sup>, conocida e idéntica en todas ellas, y cantidades crecientes de depósitos, de naturaleza semejante a la de las muestras correspondientes a cada caso.

Los contajes obtenidos en %, respecto de la actividad añadida, se representan frente al espesor correspondiente, obteniéndose una curva que se ajusta matemáticamente a una función.

El factor de autoabsorción se calcula, bien a partir de la gráfica, o bien analíticamente por medio de la función correspondiente.

#### **3.4.6.1. Preparación de fuentes para determinación del factor de autoabsorción para muestras de suelo**

Se toman 12 planchetas perfectamente limpias y taradas y preparar una disolución de nitrato sódico de concentración 50 mg/mL.

Se añade idéntica cantidad del patrón de  $\text{Sr}^{90} + \text{Y}^{90}$  en cada una de las planchetas, posteriormente, añadir 0,5 mL de ácido nítrico concentrado.

En 2 planchetas (previamente marcadas) añadir 4 mL de agua desionizada y se homogeneizan suavemente para mezclar bien los componentes.

En el resto se adicionan cantidades crecientes de la disolución de nitrato sódico, de 0,5 mL en 0,5 mL hasta un máximo de 5 mL en la última.

Para obtener un volumen aproximadamente similar en cada una de las planchetas se añade agua desionizada hasta 6 mL, posteriormente homogeneizar suavemente.

Se evapora a sequedad en placa calefactora a 70-80 °C y se calcinan en la mufla a 400 °C durante 2 minutos.

Una vez calcinadas, las planchetas se guardan en el desecador y posteriormente se pesarán para calcular el depósito por diferencia de pesada.

#### **3.4.7. Cálculos y resultados obtenidos**

El índice de actividad beta total (A) se calcula mediante la siguiente fórmula:

$$A = \frac{1}{60} \cdot \frac{C_m / T_m - C_f / T_f}{\varepsilon \cdot F_A \cdot X_M} \cdot e^{\frac{\ln 2 t}{T_{1/2}}}$$

Siendo:

$C_m$  el número total de cuentas de la muestra en el tiempo  $T_m$  de medida de la muestra expresado en minutos.

$C_f$  el número total de cuentas del fondo en el tiempo  $T_f$  de medida del fondo expresado en minutos.

$F_A$  es el factor de autoabsorción expresado en tantos por uno y obtenido por la función correspondiente o a partir de la gráfica.

$X_M$  es peso de la muestra utilizado en la medida

$t$  es el tiempo transcurrido entre la mitad de la toma de muestra y la mitad de la medición, expresado en días.

$T_{1/2}$  es el periodo de semidesintegración del  $\text{Sr}^{90}$ , expresado en días.

$\varepsilon$  la eficiencia del detector expresada en tanto por uno

$$\varepsilon = \frac{C_p / T_p}{N}$$



Donde:  
 $C_p$  son las cuentas patrón en el tiempo  $T_p$  de medida del patrón expresado en minutos.  
 $N$  es la actividad nominal (real) del patrón en desintegraciones por minuto.

La determinación del error estadístico de los contajes se realiza mediante el cálculo de la desviación típica ( $\sigma$ ) de los mismos. Hay que tener en cuenta que el contaje total de una muestra corresponde a la suma de dos funciones, la propia de la muestra más la debida al fondo. La desviación típica deberá incluir, por tanto, el efecto del fondo y se calcula según la siguiente expresión:

$$\sigma = \frac{2}{60} \cdot \frac{\sqrt{C_m / T_m^2 + Cf / T_f^2}}{E.F_A \cdot X_M} \cdot e^{\frac{\ln 2 \cdot t}{T/2}}$$

Las unidades serán las mismas que las de la actividad.

No se tienen en cuenta el error de la eficiencia ya que al mantenerse éste por debajo del 1% su contribución resulta despreciable frente a los errores debidos al contaje de la muestra o del fondo.

Por otra parte, se entiende por tal AMD, la más pequeña actividad de una muestra que proporcione un contaje neto para el que puede afirmarse que, en un determinado nivel de confianza, la muestra tiene actividad.

Para un nivel de confianza del 95,5% la actividad mínima detectable (AMD) se obtiene mediante la siguiente fórmula:

$$A.M.D. = \frac{2,71 + 4,66}{60} \cdot \frac{\sqrt{Cf / T_f^2}}{E.F_A \cdot X_M}$$

con unidades análogas a las ya citadas.

El resultado final del índice de actividad beta total de una muestra se ajusta a las siguientes formas dependiendo de los casos que a continuación se presentan:

a) Índice de actividad de la muestra  $\geq$  AMD

La muestra tiene, por tanto, un valor de actividad real, expresándose el resultado de la forma  $A \pm n\sigma$  seguido de sus unidades correspondientes (Bq/kg seco y Bq/m<sup>2</sup>) y donde  $n$  tomará los valores 1, 2 ó 3, según el nivel de confianza con el que se desee expresar el valor final de  $A$  (1  $\sigma$  = 68%; 2  $\sigma$  = 95,5%; 3  $\sigma$  = 99,9%).

b) Índice de actividad de la muestra  $<$  AMD

Cuando se da este caso, el resultado se expresa como cero, seguido de las unidades de actividad correspondientes (Bq/kg muestra).

Los resultados obtenidos del índice de actividad beta total en la muestra de suelo recogida se pueden observar en la siguiente tabla:

ANÁLISIS: BETA TOTAL								
REFERENCIA : UZA								
MUESTRA : Suelo								
ACTIVIDAD ESPECÍFICA (Bq/kg seco)	Incertid 2σ ACTIVIDAD (Bq/kg seco)	AMD (95,5%) (Bq/kg seco)	ACTIVIDAD ESPECÍFICA (Bq/m <sup>2</sup> )	Incertid 2σ ACTIVIDAD (Bq/m <sup>2</sup> )	AMD (95,5%) (Bq/m <sup>2</sup> )	TIEMPO DE CONTAJE (sg)	kg seco MUESTRA MEDIDA	FACTOR CONVERSIÓN (kg seco/m <sup>2</sup> )
4,370E+02	4,434E+01	4,751E+01	2,009E+04	2,038E+03	2,184E+03	84000	2,144E-04	45,968185

Tabla 2. Índice de actividad beta total de la muestra de suelo correspondiente a la campaña del año 2011

### 3.5. DETERMINACIÓN DEL ISÓTOPO Sr<sup>90</sup> EN MUESTRAS DE SUELOS. PROCEDIMIENTO DE SEPARACIÓN RADIOQUÍMICA

#### 3.5.1. Introducción

El análisis del isótopo Sr<sup>90</sup> en suelos se realiza según lo establecido en los Informes Técnicos del CSN, concretamente según el Procedimiento 1.6 [10]. Este procedimiento se basa principalmente en la Norma UNE 73340-3 [11]. En él se recogen cinco procedimientos experimentales para la determinación de la concentración de actividad de estroncio en suelos y sedimentos, dos de los cuales contemplan la determinación de Sr<sup>89</sup> y Sr<sup>90</sup>, mientras que los otros tres sólo hacen referencia a la determinación de Sr<sup>90</sup>. En el caso del actual Trabajo, se ha llevado a cabo la determinación de la concentración de actividad de Sr<sup>90</sup> mediante la precipitación del SrCO<sub>3</sub> y medida por contador proporcional y se describirá de manera resumida en apartados posteriores.

#### Interacción del estroncio en el medio

Existen diversos modelos para representar las múltiples vías por las cuales tiene lugar la transferencia de estroncio, desde la fuente emisora hasta el hombre y para describir los factores implicados. Asimismo, hay que tener en cuenta la importancia relativa que puede tener cada una de las vías de transferencia en la dosis recibida por el hombre, ya que es el objeto principal de interés cuando se considera la emisión de materiales radiactivos al medio. En este sentido, la acumulación de estroncio en el suelo y su paso posterior a la vegetación, y por tanto, a la cadena alimentaria, se puede considerar la vía de mayor impacto en el hombre tanto a corto como a largo plazo. La incorporación de estroncio por inhalación es poco probable. Cuando las partículas en suspensión en la atmósfera se depositan sobre las superficies por gravedad se habla de deposición seca; cuando son arrastradas por la lluvia,

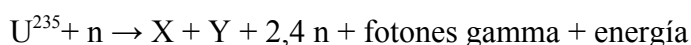
entonces se habla de deposición húmeda. Esta última es más efectiva ya que arrastra grandes cantidades de radionúclidos —1 minuto de lluvia puede depositar más radiactividad que en 24 horas de deposición seca—.

En la valoración del impacto del material radiactivo sobre el hombre es esencial conocer el comportamiento del estroncio en los sistemas acuático y terrestre. Este comportamiento es extremadamente complejo, puesto que depende de sus propiedades físicas y químicas, de la forma en que llega al medio y de las características del ecosistema.

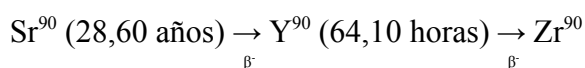
El estroncio se puede incorporar por vía seca o húmeda desde la atmósfera o a través del ecosistema acuático por irrigación e inundación. El estroncio depositado en los suelos se incorpora a las plantas y pasa a formar parte de la cadena trófica. A largo plazo, es el suelo el que determina la dosis interna que el hombre puede recibir. Una vez incorporado en el organismo, el estroncio se metaboliza de la misma forma que el calcio pasando a formar parte de la estructura ósea y convirtiéndose en una fuente de radiación interna que afecta principalmente a la médula ósea.

### **Isótopos del estroncio en el control ambiental**

Dentro de la serie de isótopos que presenta el estroncio, los que más importancia medioambiental tienen son los antropogénicos  $\text{Sr}^{89}$  y  $\text{Sr}^{90}$ , emitidos como consecuencia de los accidentes y pruebas nucleares. El  $\text{Sr}^{90}$  es el que tiene mayor relevancia en los estudios medioambientales debido a su largo período de semidesintegración (28,60 años); mientras que el  $\text{Sr}^{89}$  con un período más corto (50,55 días) no tiene un impacto medioambiental a largo plazo. El  $\text{Sr}^{89}$  y  $\text{Sr}^{90}$  se forman a partir de la reacción de fisión del uranio que tiene lugar dentro del reactor nuclear:



donde X e Y son los dos fragmentos obtenidos como productos de fisión. Dichos fragmentos pueden clasificarse en dos grupos: los fragmentos ligeros, de masa entre 80 y 110 —entre los que se encuentran los isótopos del Sr— y los pesados entre 125 y 155. El  $\text{Sr}^{90}$  se desintegra con una probabilidad del 100% emitiendo una partícula beta y dando lugar a  $\text{Y}^{90}$  que también es un emisor beta y decae a  $\text{Zr}^{90}$ , estable tal como se indica en el esquema siguiente:



El  $\text{Sr}^{90}$  y el  $\text{Y}^{90}$  son dos radionúclidos que alcanzan el equilibrio secular. Esto, permite conocer la concentración de la actividad de  $\text{Sr}^{90}$  presente en una muestra a través de la medida del  $\text{Y}^{90}$ .

### **3.5.2. Principio del método**

El Estroncio (Sr) presente en la muestra de suelo o sedimento se pone en disolución llevando a cabo una lixiviación de la misma con un ácido inorgánico en placa calefactora u horno de microondas. El Sr se separa de los metales alcalinos y del Ca a través precipitaciones sucesivas. La separación del Ba, Ra y Pb se realiza por precipitación en forma de cromato, mientras que otros productos de fisión se precipitándolo en forma de hidróxidos, junto con el hidróxido de itrio, por medio de la adición de portador de hierro. El Sr se purifica precipitándolo en forma de  $\text{SrCO}_3$ . Para la medida por contador proporcional, se deposita el precipitado de  $\text{SrCO}_3$  final sobre una plancheta y se realiza el recuento. Por otra parte, procediendo a la disolución del  $\text{SrCO}_3$  depositado en la plancheta, se lleva a cabo la determinación de la recuperación química del proceso a partir de la cantidad de portador o trazador de Sr adicionada inicialmente por gravimetría.

El equipo de medida utilizado es el mismo que se describe en el apartado 3.4.2. Así pues, la calibración del equipo en eficiencias, la determinación del fondo y del factor de autoabsorción son análogos a los que se describen del apartados 3.4.3 al 3.4.6 de este Trabajo. En esta ocasión la muestra se mide durante 7 ciclos de 200 minutos.

### **3.5.3. Procedimiento de separación radioquímica de la muestra**

#### **Ataque por vía húmeda**

Del residuo obtenido de la calcinación del suelo, se toma una alícuota del entre 20 y 30 g y se añaden sobre ella 300 mL de  $\text{HNO}_3$  de concentración 8N. Una vez pasada la efervescencia, añadir 5 mL de la solución de portador de estroncio (II). Se calienta con agitación del 15% durante un mínimo de 5 horas, cubierto con vidrio de reloj para evitar pérdidas. Se deja enfriar hasta el día siguiente.

Se filtra con filtro de fibra de vidrio de 0,45  $\mu\text{m}$  sobre embudo Büchner, lavando el vaso original con  $\text{HNO}_3$  8N y agua desionizada hasta volumen aproximado de 500 mL. Dejar secar el sólido durante 15 minutos.

Se transfiere el filtrado al vaso original, se lava la fiola con agua y se evapora hasta aproximadamente 100 mL o aparición de sales. En caliente, se añaden 100 mL de ácido nítrico concentrado y se evapora de nuevo con agitación al 50% hasta 50 mL dejándolo enfriar (se puede usar baño de hielo).

Sobre la muestra se añaden 50 mL de ácido nítrico concentrado frío, se agita durante 30 minutos y se filtra el  $\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$  obtenido con un equipo de filtración Millipore, se lava con  $\text{HNO}_3$  concentrado. El precipitado se seca, y se desecha el filtrado.

Se disuelve el precipitado, en el mismo filtro, con agua caliente. Se lava hasta tener unos 90-100 mL de disolución, para arrastrar bien. Se evapora hasta 50 ml.

#### **Separación de bario.**

Se ajusta el pH entre 4 y 6 con amoníaco y se adicionan 4 mL de disolución reguladora de acetato de bario.

Se calienta la disolución y se adiciona 1 mL de disolución de cromato de sodio 1M, a continuación se calienta con agitación al 15% durante 5 minutos.

Se deja enfriar hasta temperatura ambiente y después se filtra con un aparato de filtración Millipore. Procurar que no quede en la fiola más de 100 ml. Se seca a vacío durante 5 minutos. Se desecha el precipitado. El filtrado que contiene el Sr se pasa a un vaso de 250 ml, limpiando con agua desionizada la fiola hasta 100 ml.

#### **Separación de itrio.**

A partir de este punto el procedimiento se tiene que llevar a cabo sin interrupción, debido a que se procede a la separación del itrio presente en la muestra.

Se evapora el filtrado hasta 50 mL con agitación al 50%, se deja enfriar y se adiciona 1 mL de disolución portadora de hierro (III). Se ajusta el pH de la disolución a 9 con amoníaco y se calienta con agitación al 25% durante 10 minutos sin llegar a ebullición. Después se deja enfriar a temperatura ambiente para asegurar la correcta formación del precipitado de Fe.

Se filtra con un equipo de filtración Millipore lavando el precipitado con 10 mL de agua desionizada, se desecha el filtro con el precipitado.

Se anota el día y la hora de la precipitación de hidróxido de hierro como tiempo de crecimiento del  $^{90}\text{Y}$ .

#### **Purificación del Sr separado.**

Sobre el vaso de 250 mL se ajusta el pH a 8 con amoníaco y se adicionan 20 mL de disolución saturada de carbonato de sodio y se agita durante 30 min.

Se filtra el  $\text{SrCO}_3$  obtenido y se lava el vaso y el precipitado con agua desionizada. Secar el precipitado a vacío durante 30-40 minutos. Se desechan los filtrados.

Se desconecta el vacío y se adicionan sobre el precipitado 100 mL de ácido nítrico concentrado. Una vez pasado todo el ácido nítrico, se vuelve a conectar el vacío y se deja secar el precipitado de  $\text{Sr}(\text{NO}_3)_2$  formado durante 30-40 minutos.

Se disuelve el precipitado con agua desionizada y se recoge la disolución en una fiola limpia.

#### **Preparación de las planchetas.**

Se taran las planchetas con cuatro cifras decimales.

Se coloca la plancheta en la parte inferior del tubo de centrífuga, previamente tarada, y se introduce la disolución anterior en dicho tubo, se alcaliniza y se añaden 20 ml de disolución saturada de carbonato de sodio.

Una vez llenados todos los tubos de centrífuga por igual, se deja reposando 10 min y posteriormente se centrifuga 2 veces a 2.500-2.600 rpm.

Al final de la centrifugación, se saca la plancheta del tubo de centrífuga y se deja secar en lámpara de infrarrojo.

Cuando se ha secado se deja enfriar a temperatura y se deja en reposo en el desecador, durante mínimo 2 días y se pesa, para la calcular el rendimiento químico ( $R_Q$ ).

### 3.5.4. Cálculos y resultados obtenidos

El número de cuentas obtenido en el detector alfa-beta es la suma del número de cuentas debido al  $Sr^{90}$  y las debidas al  $Y^{90}$ .

$$N(\text{total}) = N(Sr^{90}) + N(Y^{90})$$

Conocidas las eficiencias del estroncio e itrio, se puede calcular la actividad de  $^{90}Sr$  presente en la muestra. Para ello se realizará la medida cuando el estroncio y el itrio se encuentren en equilibrio. En estas condiciones el número total de cuentas será:

$$N(\text{total}) = \varepsilon(Sr^{90}) \cdot A(Sr^{90}) \cdot \Delta t + \varepsilon(Y^{90}) \cdot A(Sr^{90}) \cdot \Delta t \cdot C_Y(t)$$

De esta ecuación, añadiendo los factores de volumen de muestra, autoabsorción y rendimiento químico, se obtiene la expresión de la actividad del  $^{90}Sr$ :

$$A(Sr^{90}) = \frac{1}{60} \cdot \frac{N(\text{netas})}{(\varepsilon(Sr^{90}) + \varepsilon(Y^{90}) \cdot C_Y(t)) \cdot \Delta t \cdot F_A \cdot X_M \cdot R_Q} \cdot e^{\frac{\ln 2t}{T_{1/2}}}$$

Siendo:  
 $N(\text{netas})$  = cuentas netas de la medida.

$$N(\text{netas}) = N_m - N_f \cdot \frac{\Delta t}{\Delta t_f}$$

Y además:

$N_m$  = cuentas de la medida

$N_f$  = cuentas de fondo

$\Delta t$  = tiempo de medida (min.)

$\Delta t_f$  = tiempo de fondo (min.)

$C_Y(t)$  = factor de crecimiento del  $Y^{90}$ .

$R_Q$  = rendimiento químico (tanto por uno).

60 = d.p.m./Bq.

$\varepsilon(Sr^{90})$  = eficiencia del  $Sr^{90}$ .

$\varepsilon(Y^{90})$  = eficiencia del  $Y^{90}$ .

$F_A$  = factor de autoabsorción.

$X_M$  = volumen o peso utilizado en la medida de la muestra expresado en kg seco para muestras de suelo.

$t$  es el tiempo transcurrido entre la mitad de la toma de muestra y la mitad de la medición, expresado en días.

$T_{1/2}$  es el periodo de semidesintegración del  $Sr^{90}$ , expresado en días.

Por otra parte, para calcular el error de recuento de la actividad, se determina, en primer lugar, la desviación standard mediante la fórmula:

$$\sigma(^{90}\text{Sr}) = \frac{1}{60} \cdot \frac{\sqrt{N_m + N_f \cdot \left(\frac{\Delta t}{\Delta t_f}\right)^2}}{\left(\varepsilon(^{90}\text{Sr}) + \varepsilon(^{90}\text{Y}) \cdot C_Y(t)\right) \cdot \Delta t \cdot F_A \cdot X_M \cdot R_Q} \cdot e^{\frac{\ln 2 \cdot t}{T_{1/2}}}$$

El error estadístico a un nivel de confianza del 95,5 % vendrá dado por la expresión:

$$\text{Error} = 2\sigma(\text{Sr}^{90})$$

Este error se expresará en unidades de actividad multiplicándolo por los correspondientes factores de cambio de unidades.

Por último, como ya se ha comentado en apartados anteriores, se entiende por tal AMD, la más pequeña actividad de una muestra que proporcione un contaje neto para el que puede afirmarse que, en un determinado nivel de confianza, la muestra tiene actividad.

Para un nivel de confianza del 95,5 % la Actividad Mínima Detectable (AMD) se obtiene mediante la siguiente fórmula:

$$\text{AMD}(^{90}\text{Sr}) = \frac{1}{60} \cdot \frac{2,71 + 4,66 \cdot \sqrt{N_f}}{\left(\varepsilon(^{90}\text{Sr}) + \varepsilon(^{90}\text{Y}) \cdot C_Y(t)\right) \cdot \Delta t \cdot F_A \cdot X_M \cdot R_Q}$$

Las unidades serán las mismas que las de la actividad.

El resultado final de la actividad de  $\text{Sr}^{90}$  de la muestra se ajusta a las siguientes formas dependiendo de los casos que a continuación se presentan:

a) Actividad de la muestra  $\geq$  AMD

La muestra tiene, por tanto, un valor de actividad real, expresándose el resultado de la forma  $A \pm n\sigma$  seguido de sus unidades correspondientes (Bq/kg seco y Bq/m<sup>2</sup>) y donde n tomará los valores 1, 2 ó 3, según el nivel de confianza con el que se desee expresar el valor final de A (1  $\sigma$  = 68%; 2  $\sigma$  = 95.5%; 3  $\sigma$  = 99.9%).

b) Actividad de la muestra  $<$  AMD

Cuando se da este caso, el resultado se expresa como cero, seguido de las unidades de actividad correspondientes (Bq/kg seco y Bq/m<sup>2</sup>).

Los resultados de los valores de actividad para el  $\text{Sr}^{90}$  han sido inferiores que la AMD como se puede observar en la siguiente tabla:

ANÁLISIS: Sr <sup>90</sup>									
REFERENCIA: UZA									
MUESTRA : Suelo									
ACTIVIDAD ESPECÍFICA (Bq/kg seco)	Incertid 2σ ACTIVIDAD (Bq/kg seco)	AMD(95,5%) (Bq/kg seco)	ACTIVIDAD ESPECÍFICA (Bq/m <sup>2</sup> )	Incertid 2σ ACTIVIDAD (Bq/m <sup>2</sup> )	AMD (95,5%) (Bq/m <sup>2</sup> )	TIEMPO DE CONTAJE (sg)	(kg seco) MUESTRA MEDIDA	FACTOR DE CONVERSIÓN (kg seco/m <sup>2</sup> )	RTO. QUÍMICO (%)
0,000E+00	0,000E+00	1,426E+00	0,000E+00	0,000E+00	6,555E+01	84000	0,0242	45,9681	55

Tabla 3. Actividad del isótopo Sr<sup>90</sup> de la muestra de suelo correspondiente a la campaña del año 2011



## 4. CONCLUSIONES

De todo el trabajo desarrollado se concluye que:

1. Se puede apreciar en el análisis del espectro gamma que hay presencia ambiental de  $\text{Cs}^{137}$  isótopo radiactivo producido de manera artificial en una concentración que no es nociva para la salud, pero éste es un claro ejemplo de lo importante que es llevar a cabo un exhaustivo plan de vigilancia radiológica ambiental. En el caso concreto de este isótopo, su presencia en el medio ambiente se debe poso radiactivo. Los planes de vigilancia permiten hacer un control de éstas. Se observa también la presencia de isótopos naturales en actividades superiores a la AMD y que aparecen también en otras muestras ambientales debido a su existencia natural en el medio ambiente.
2. El índice de actividad beta total es de 437 Bq/kg seco. Este índice nos permite estimar de forma rápida el contenido de radiactividad del suelo, cuyo origen puede ser tanto natural como artificial y decidir si es necesario realizar posteriores determinaciones específicas de emisores beta.
3. En la muestra recogida durante la campaña del año 2011, el valor de actividad para el  $\text{Sr}^{90}$  es inferior a su AMD, aunque sí se detecta en años anteriores debido también al poso radiactivo.
4. Se ha realizado una revisión del procedimiento de separación radioquímica de  $\text{Sr}^{90}$  en muestras de suelo para, en la medida de lo posible, optimizar las cantidades de reactivos y de muestra utilizadas, siempre teniendo en cuenta que hay que llegar a un compromiso entre las reducciones en la utilización de productos químicos que conllevaran la disminución de residuos y el rendimiento químico final del procedimiento.

## 5. BIBLIOGRAFÍA

- [1] *Curso sobre medidas ambientales de radiactividad.*  
Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (Cedex) y Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales y Tecnológicas (Ciemat). 1998.
- [2] *Curso de capacitación para supervisores de instalaciones radiactivas.*  
Instituto de Técnicas Energéticas, Universidad Politécnica de Cataluña. 1983.
- [3] Colección de Informes Técnicos 20.2011 del CSN. *Programa de vigilancia radiológica ambiental del CSN. Resultados 2010.*
- [4] Norma UNE 73311-1:2002. *Procedimiento de toma de muestras para la determinación de la radiactividad ambiental. Parte 1: suelos, capa superficial.*
- [5] Colección de Informes Técnicos 11.2003, serie vigilancia radiológica ambiental, procedimiento 1.1. *Procedimiento de toma de muestras para la determinación de la radiactividad en suelos: capa superficial.*
- [6] Norma UNE 73311-5:2002. *Procedimiento para la conservación y preparación de muestras de suelo para la determinación de la radiactividad ambiental.*
- [7] Colección de Informes Técnicos 11.2003, serie vigilancia radiológica ambiental, procedimiento 1.2. *Procedimiento para la conservación y preparación de muestras de suelo para la determinación de la radiactividad.*
- [8] Norma UNE 7050-2:1997. *Tamices y tamizado de ensayo: telas metálicas, chapas perforadas y láminas electroformadas. Medidas nominales de las aberturas.*
- [9] Norma UNE 73311-4:2002. *Determinación del índice de actividad beta total en aguas mediante contador proporcional.*
- [10] Norma UNE 73350-1:2002. *Procedimiento para la determinación de la radiactividad ambiental. Equipos de medida. Parte 1: espectrometría gamma con detectores semiconductores.*
- [11] Colección de Informes Técnicos 11.2005, serie vigilancia radiológica ambiental, procedimiento 1.6. *Procedimiento para la determinación de la concentración de  $Sr^{89}$  y  $Sr^{90}$  en suelos y sedimentos.*
- [12] Norma UNE 73340-3:2004. *Procedimiento para la determinación de la radiactividad ambiental. Métodos analíticos. Parte 3: determinación de la concentración de  $Sr^{89}$  y  $Sr^{90}$  en suelos y sedimentos.*