La medida de la concentración de actividad de ^{222}Rn en aire en recintos cerrados

A Method for Indoor ^{222}Rn Activity Concentration Measurement

Luis Pujol Terés[1*]

Resumen

El ^{222}Rn es un gas radiactivo de origen natural procedente de la desintegración radiactiva del ^{226}Ra presente en el suelo y en rocas. A través de su desintegración emite radiación alfa, siendo por ello una de las principales fuentes de exposición de radiación a la población. El ^{222}Rn es considerado cancerígeno por la Organización Mundial de la Salud (OMS), basándose en estudios epidemiológicos, siendo la segunda causa de cáncer de pulmón por detrás del tabaco. La medida de la concentración de ^{222}Rn en recintos cerrados, esto es, en los lugares de trabajo y en el interior de edificios, ha sido objeto de numerosos estudios en diferentes países que han desarrollado normativa específica y programas nacionales para evitar los daños debidos al radón.

En este trabajo se ha desarrollado un método rápido y sencillo para la medida de la concentración de la actividad de ^{222}Rn en aire utilizando un sistema detector de centelleo sólido de ZnS(Ag) en el interior de un vial de 20 ml de capacidad donde se recoge el gas por difusión. Después de la exposición, se cierra el vial y se mide con el espectrómetro de centelleo Quantulus 1220. Este método permite alcanzar un límite de detección de 20 Bq m^{-3}. Este valor es un orden de magnitud inferior al que se recomienda en la Directiva 2013/59/Euratom y en el Real Decreto 732/2019 donde se establece el nivel de referencia de la concentración de radón en aire en 300 Bq m^{-3}.

Palabras clave: ^{222}Rn, detector de centelleo sólido de ZnS(Ag), protección radiológica, detectores pasivos, medida de ^{222}Rn.

Abstract

Radon is a naturally occurring radioactive gas and its presence in the environment is associated mainly with the ^{226}Ra in rocks and soils. During the decay process, radon radiation is released in the form of alpha particles. The largest fraction of the public's exposure to natural radiation comes from ^{222}Rn. Radon is considered a known human carcinogen by the World Health Organization (WHO), according to extensive studies of exposure by human beings, and constitutes the second leading cause of lung cancer after cigarette smoking. ^{222}Rn concentration measurement in workplaces and indoor has been investigated in several countries, and national radon programmes and regulations had been introduced.

In this study, a rapid and easy indoor radon measurement technique is developed. Indoor radon concentration is monitored with 20 ml vials with a thin plastic screen of ZnS(Ag) scintillator detector inside. After exposure, vials were then tightly capped and measured immediately in the laboratory using a low background scintillation system (Quantulus 1220). This method can measure indoor ^{222}Rn concentration activity with a detection limit above 20 Bq m^{-3}. This value is one order of magnitude lower that the recommended by Directive 2013/59/Euratom and by Royal Decree 732/2019 that is established in 300 Bq m^{-3}.

Keywords: *^{222}Rn, ZnS(Ag) Alpha scintillation detector, radiation protection, passive detectors, ^{222}Rn measurement.*

1. INTRODUCCIÓN

Los niveles de ^{222}Rn en aire inciden de manera directa en la salud, ya que se trata de un gas radiactivo de origen natural cuya inhalación continuada en altas concentraciones puede producir serios daños en el sistema respiratorio, llegando incluso a ser el segundo factor causante de cáncer de pulmón, por detrás del tabaco, según la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2015). En consecuencia, la exposición al ^{222}Rn en recintos cerrados, esto es, en lugares de trabajo y en el interior de viviendas, representa un riesgo de exposición a la radiación ionizante. Por ello, la medida del gas ^{222}Rn en aire está teniendo gran interés en los últimos años. A finales del año 2013 se publicó la Directiva 2013/59/Euratom por la que se establecen las normas de seguridad básicas para la protección contra los peligros derivados de la exposición a radiaciones ionizantes (EURATOM, 2013), en adelante Directiva 2013/59/Euratom.

La Directiva 2013/59/Euratom estableció la necesidad de que los Estados miembros de la Unión Europea llevaran a cabo planes de acción para reducir a medio y largo plazo el riesgo de cáncer de pulmón atribuible a la exposición al radón. Este requisito aparece en los artículos 54 (radón en los lugares de trabajo), 74 (exposición al radón en recintos cerrados) y 103 (plan de acción para el radón), y en su anexo XVIII (lista de aspectos que deberán considerarse para la preparación del plan de acción nacional destinado a hacer frente a los riesgos a largo plazo derivados de las exposiciones al radón a que se refieren los artículos 54, 74 y 103).

Sin embargo, a fecha de hoy, la Directiva 2013/59/Euratom solo se ha transpuesto parcialmente mediante el

* Email: Luis.pujol@cedex.es

[1] Doctor en Física. Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas (CETA), del CEDEX.

Real Decreto 732/2019 por el que se modifica el *Código Técnico de la Edificación* (CTE) (Ministerio de Fomento, 2019). En el artículo 74 de dicha Directiva se obliga a los Estados miembros a establecer niveles nacionales de referencia para las concentraciones de radón en recintos cerrados (viviendas) y a adoptar medidas adecuadas para limitar la penetración del radón en los edificios. Los niveles de referencia para el promedio anual de concentración de actividad en el aire no deben superar los 300 Bq m^{-3}. Este nivel ya se había recomendado previamente en la Guía 11.2 del Consejo de Seguridad Nuclear (CSN, 2012a). En consecuencia, en el Real Decreto 732/2019, se introduce una nueva exigencia básica de salubridad HS 6, de protección frente al gas radón. Además, en el apartado 3.1 del Apéndice C de dicho Real Decreto 732/2019 se establece que la estimación del promedio anual de concentración de ^{222}Rn en el aire podrá efectuarse mediante detectores de tipo pasivo o activo. Adicionalmente, en este mismo apartado, se indica que las entidades de medida que proporcionen los detectores y lleven a cabo, bien su análisis, o bien el procesamiento de los registros de medida, deberán estar acreditadas de acuerdo con la norma UNE-EN ISO/IEC 17025:2017 (UNE, 2017).

Así pues, la medida del ^{222}Rn en aire tiene interés desde el punto de vista de protección radiológica: protección frente al radón del aire en los lugares de trabajo y en los recintos cerrados (viviendas). El principal responsable de la concentración de radón en los recintos cerrados (viviendas) es el gas proveniente del suelo que es generado a partir de la desintegración del ^{226}Ra presente en los suelos sobre los que se ha edificado, que puede penetrar en el volumen de aire interior a través del suelo por presión (convección) o concentración (difusión) y, en menor medida, a través de los materiales de construcción (por exhalación).

Sin embargo, además del interés que suscita la medida del ^{222}Rn en el campo de la protección radiológica, existen numerosas aplicaciones de la medida del ^{222}Rn en aire en diferentes campos del conocimiento. Por citar algunos ejemplos: la determinación del fondo radiactivo de los descendientes del ^{222}Rn en las medidas de espectrometría gamma ya que es una contribución a la fluctuación del fondo (Banjanac *et al.,* 2014; Dragounova y Rulik, 2013; Modec, Korun, Martelanc y Vodenik, 2012), la medida del flujo de ^{222}Rn en el aire permite entender los procesos volcánicos (Torres-González *et al.,* 2019), su utilización como trazador en aguas subterráneas (Ortega, Manzano, Custodio, Hornero y Rodríguez-Arévalo, 2015) o como trazador en modelos de transporte atmosférico (IAEA, 2012) aplicado al cambio climático. Una lista más detallada puede encontrarse en el capítulo 5 del Atlas Europeo de Radiación Natural publicado por la Comisión Europea (European Commission, 2019).

En este trabajo se ha propuesto un método para la medida de la concentración de ^{222}Rn en aire en recintos cerrados que puede ser utilizado en diferentes aplicaciones como la medida de radón en edificios, en lugares de trabajo o para la exhalación del radón en materiales de construcción. Entre las ventajas de esta metodología cabe destacar, una sencilla preparación y toma de muestra y una reducción en el tiempo de obtención de resultados ya que la medida se puede hacer de forma inmediata una vez recogida la muestra de aire.

En el apartado 2 se resume brevemente la evolución de la normativa sobre el ^{222}Rn hasta llegar a las actuales Directivas y algunas iniciativas a nivel estatal y autonómico llevadas a cabo. En el apartado 3 se realiza una breve introducción al gas ^{222}Rn, su origen y sus efectos en la salud. En el apartado 4 se describen los equipos de medida de ^{222}Rn en aire utilizando la clasificación habitual en detectores pasivos y activos. En el apartado 5 se explica el aseguramiento de la calidad metrológica en la medida del ^{222}Rn en España y las normas UNE aplicables y, finalmente, en los siguientes apartados se describe el método propuesto en este trabajo.

2. EVOLUCIÓN DE LA NORMATIVA Y LA INVESTIGACIÓN SOBRE EL RADÓN

Los desarrollos normativos vigentes en la actualidad para la medida del radón en aire ya empezaron en la década de los 90. La Comisión Europea publicó en 1990 la recomendación 90/143/Euratom relativa a la protección de la población contra los peligros de una exposición al radón en interiores de edificios (EURATOM, 1990). Sin embargo, no fue hasta el año 2001 en que se transpuso la Directiva 96/29/Euratom a la legislación española en el Real Decreto 783/2001 que en dicho título VII relacionaba la necesidad de controlar la exposición de fuentes naturales de radiación en actividades laborales. En particular, la protección de los trabajadores contra la inhalación de radón en lugares de trabajo tales como establecimientos termales, cuevas, minas, lugares de trabajo subterráneos o no subterráneos en áreas identificadas. El Real Decreto 783/2001 se modificó en el 2010 con el Real Decreto 1439/2010 para definir la autoridad competente responsable de requerir el cumplimiento del título VII (fuentes naturales de radiación). Finalmente, a primeros del 2012, el Consejo de Seguridad Nuclear (CSN) publicó la Instrucción Técnica IS-33, sobre criterios radiológicos para la protección frente a la exposición a la radiación natural en lugares de trabajo. En particular, la concentración de radón en lugares de trabajo cuya superación requeriría la adopción de medidas correctoras o dispositivos de vigilancia. Sin embargo, dejaba sin cobertura la exposición al radón en las viviendas. Este problema se solventó con la inclusión de protección del radón en recintos cerrados en la Directiva 2013/59 y su incorporación en la legislación nacional en el Real Decreto 732/2019, como se ha indicado en la introducción de este trabajo.

Además, hay que recalcar los esfuerzos realizados por el Consejo de Seguridad Nuclear (en adelante, CSN) desde hace décadas, consciente este organismo regulador de la problemática del gas ^{222}Rn. El CSN ya empezó a trabajar con diferentes grupos pertenecientes a universidades y organismos españoles en la determinación de las concentraciones de radón y descendientes en el interior de los edificios de España (CSN, 2004b). Posteriormente, el CSN empezó un acercamiento a la problemática que supone habitar en espacios con excesivas concentraciones de gas ^{222}Rn y a trabajar con el Instituto de Ciencias de la Construcción Eduardo Torroja (en adelante, IETcc-CSIC) en requisitos específicos destinados a limitar y mitigar la entrada de radón en los edificios (CSN, 2010b).

Por otra parte, la obligación de poner en marcha un Plan Nacional contra el radón en España (artículo 103 de

la Directiva 2013/59/Euratom) requiere articular una serie de objetivos específicos con un amplio alcance: fomentar el cumplimiento de la legislación, implantar políticas de apoyo, coordinar iniciativas a nivel estatal, autonómico y local, transferir el conocimiento, concienciar a la población e impulsar la iniciativa privada (García-Talavera, López, Sanz, Ramos y Sánchez-Ojanguren, 2017).

A nivel estatal, el Ministerio de Sanidad ha publicado recientemente un documento titulado "Acción frente al Radón" explicando la magnitud del problema mediante la elaboración de una guía para el público recopilando información básica sobre el radón y los riesgos que conlleva para la salud (Ministerio de Sanidad, 2021a). Por otra parte, el IETcc-CSIC, bajo la supervisión de la Dirección General de Agenda Urbana y Arquitectura del Ministerio de Transportes, Movilidad y Agenda Urbana (MITMA), ha elaborado una guía de rehabilitación frente al radón (IETcc, 2021). Esta guía, junto a otras guías de ayuda para el diseño de soluciones de protección frente al radón se pueden descargar en el enlace https://www.codigotecnico.org/Guias/GuiaRadon.html. Asimismo, cabe señalar diferentes proyectos de investigación financiados por el Ministerio de Ciencia e Innovación, como el proyecto Radoncero (BIA 2014-58887-R), o por proyectos de I+D financiados por el CSN sobre "Generación y validación de un modelo numérico para la predicción de la entrada de radón en edificios en base a una caracterización del terreno y a una definición tipológica de la construcción" (publicado en el BOE de 25 de febrero 2021).

A nivel autonómico, también se han publicado recientemente algunas guías de protección frente al gas radón como, por ejemplo, por la Junta de Extremadura (Junta de Extremadura, 2020a, 2020b) o por el Gobierno de Canarias (Gobierno de Canarias, 2020).

En el ámbito laboral, conviene señalar el papel de los agentes sociales en la divulgación de los riesgos de la exposición a altas concentraciones de ^{222}Rn en los lugares de trabajo. Así como las guías publicadas para los delegados de prevención (ISTAS-CCOO, 2019; UGT, 2019).

Finalmente, no hay que olvidar que tanto la web del CSN (https://www.csn.es/radon) como el Laboratorio de Radiactividad Ambiental de la Universidad de Cantabria (LaRUC) (http://elradon.com/) ofrecen información específica sobre el radón.

3. INTRODUCCIÓN AL ^{222}RN

3.1. Origen y fuentes del ^{222}Rn

El radón es un gas incoloro, inodoro e insípido que procede de las tres series radiactivas naturales (^{238}U, ^{235}U y ^{232}Th) que se encuentran en las rocas de la corteza terrestre. El ^{222}Rn procede de la serie radioactiva natural del ^{238}U (figura 1) y los otros isótopos del radón menos comunes (^{219}Rn y ^{220}Rn) proceden de las series radiactivas naturales que tienen como elemento de cabecera el ^{235}U (^{219}Rn o actinón) o el ^{232}Th (^{220}Rn o torón). Desde un punto de vista epidemiológico y de salud pública, el ^{222}Rn es el más relevante, pues comprende un 80 % de todo el radón en la naturaleza. El ^{222}Rn procede directamente de la desintegración del ^{226}Ra y se desintegra en otros elementos. El ^{222}Rn tiene un periodo de semidesintegración de 3,8232 (8) días y emite radiación alfa en su descomposición a ^{218}Po.

El ^{222}Rn emana de los granos de las rocas del subsuelo a través de los poros del terreno y, posteriormente, es liberado a la atmósfera desde el suelo por exhalación (figura 2). Por ello los niveles de ^{222}Rn dependen de la naturaleza y características del terreno. En algunas regiones ricas en ciertos materiales como granitos o arcillas con elevados contenidos en ^{238}U presentan niveles muy elevados de dicho gas.

Posteriormente, a través de la difusión de sus átomos y por movimientos de convección, debido a las diferencias de presión existentes entre el gas de suelo y el interior y exterior de las viviendas, es liberado fácilmente en aquellas zonas más próximas al suelo, motivo por el cual se suelen alcanzar niveles más elevados de dicho gas, principalmente en aquellas zonas con poca ventilación o subterráneas

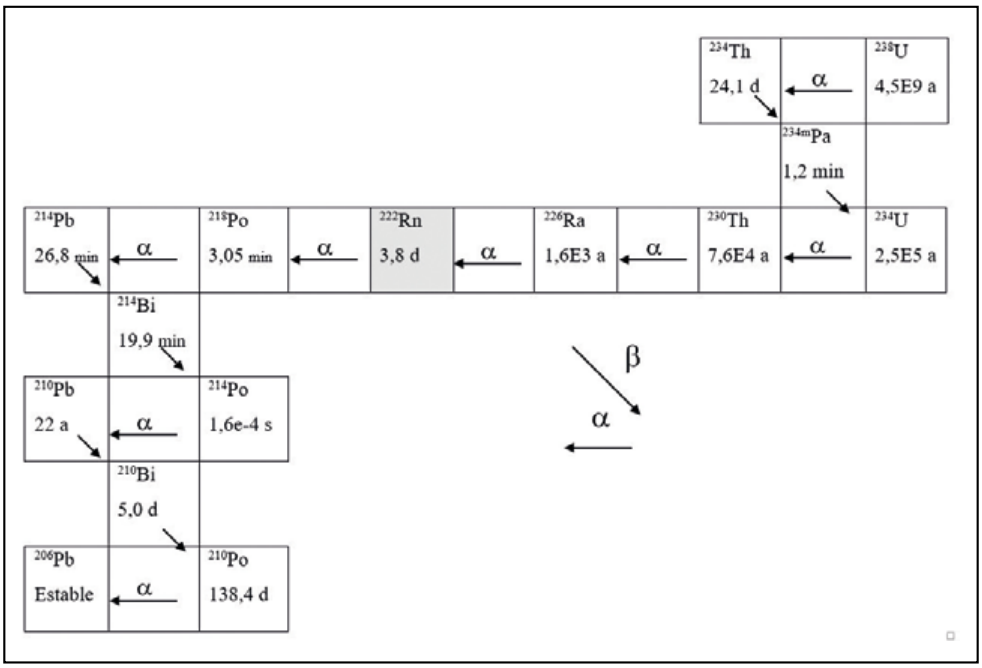

Figura 1. Cadena natural de desintegración del ^{238}U.

como bodegas, cuevas o sótanos (Poncela, García y Merino, 2006).

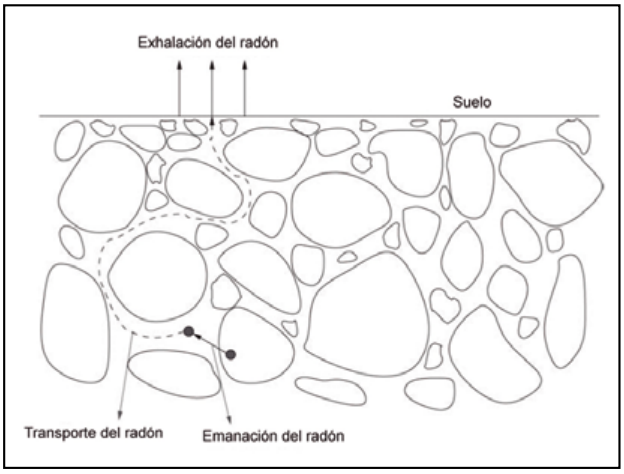

Figura 2. Procesos que conducen a la emisión de radón a la atmósfera (Ishimori, Lange, Martin, Mayya y Phaneuf, 2013) .

Otra fuente de ^{222}Rn en el interior de viviendas, son los materiales de construcción empleados, como el hormigón y cemento que pueden estar fabricados por materias primas con mayor o menor contenido de ^{226}Ra, por lo que son liberadas ciertas cantidades de ^{222}Rn a través de las paredes (figura 3).

Por último, como el ^{222}Rn se disuelve en el agua y se libera también con facilidad, ésta puede llegar a ser una fuente significativa de ^{222}Rn en aquellos casos en los que la misma proceda de pozos profundos y sin depuración previa (Poncela *et al.,* 2006).

La concentración de la actividad de ^{222}Rn pueden experimentar importantes fluctuaciones temporales debido a diversos factores, por ejemplo, la ventilación de los recintos, la temperatura, la humedad del aire e incluso la presión atmosférica.

En resumen, las principales vías de entrada de radón en espacios cerrados (viviendas, lugares de trabajo y los edificios de uso público) son el suelo, los materiales de construcción y el agua corriente (García-Talavera *et al.,* 2017).

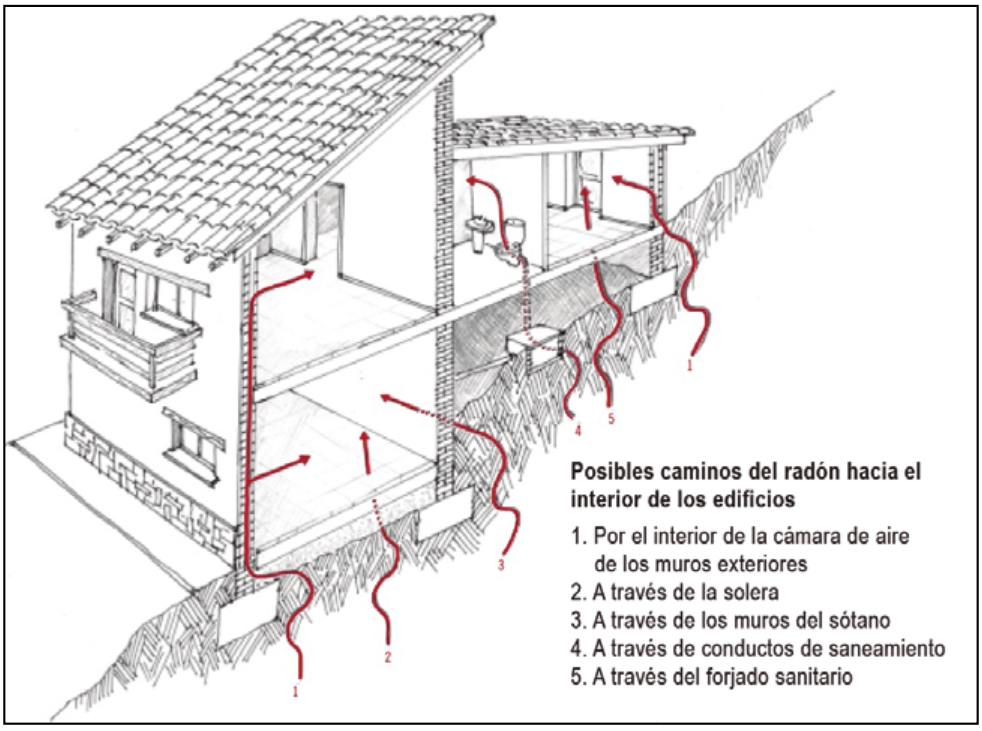

Figura 3. Posibles caminos del ^{222}Rn hacia el interior de los edificios (CSN, 2010b).

3.2. El ^{222}Rn en la salud

El ^{222}Rn es considerado cancerígeno por la Organización Mundial de la Salud (OMS), de acuerdo con la Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer (IARC) y la Agencia de Protección Ambiental (EPA) de EEUU, que lo clasifican como cancerígeno del grupo 1 (CSN, 2010b). Advierten que el principal efecto adverso derivado de la inhalación de ^{222}Rn y, en especial, de sus productos de desintegración es el riesgo de contraer cáncer de pulmón, siendo la segunda causa detrás del tabaco (CSN, 2010b; OMS, 2015).

Al penetrar en un espacio cerrado, el ^{222}Rn se acumula aumentando su concentración. La inhalación de este gas puede llegar a generar cáncer de pulmón debido a que la radiación que se produce de la desintegración del mismo y de sus descendientes emisores alfa y beta de corto periodo de semidesintegración (^{218}Po, ^{214}Pb, ^{214}Bi y ^{214}Po) en el interior de nuestro organismo, es capaz de alterar el ADN de los tejidos pulmonares (CSN, 2010b). Así pues, los elementos verdaderamente dañinos son los denominados descendientes alfa de corto periodo de semidesintegración del ^{222}Rn, esto es, el ^{218}Po y el ^{214}Po, que tienen periodo de semidesintegración mucho menor y que al ser inhalados se depositan en el tracto respiratorio y emiten radiación alfa en cantidades comparativamente mucho más elevadas que el ^{222}Rn (Ministerio de Sanidad, 2021b; Samet, 1989). La energía emitida por las partículas alfa del ^{218}Po y el ^{214}Po es de 6,1 y 7,8 MeV, respectivamente, mientras que la energía emitida por las partículas alfa del ^{222}Rn es de 5,6 MeV.

4. EQUIPOS PARA MEDIR EL ^{222}RN EN AIRE

Los equipos para medir el ^{222}Rn en aire se suelen clasificar en detectores pasivos y detectores activos tomando como criterio el muestreo (European Commission, 2019; IAEA, 2015; OMS, 2015; Papastefanou, 2002). Los dispositivos pasivos no requieren corriente eléctrica ni una bomba para funcionar en el entorno de muestreo, mientras que los dispositivos activos requieren electricidad y permiten obtener un registro continuo de la concentración y las fluctuaciones del gas radón durante el periodo de medición.

Otro aspecto importante, al abordar las mediciones de ^{222}Rn, es entre pruebas a corto y a largo plazo (Quindos, Fernandez y Soto, 1991). Teniendo en cuenta la duración de las medidas, hay tres tipos de mediciones (European Commission, 2019; Pantelic *et al.,* 2019; Papastefanou, 2002): 1) mediciones puntuales o instantáneas, en las que el radón es muestreado en un intervalo de tiempo muy corto (por ejemplo, minutos); 2) mediciones en continuo, en las que la concentración de ^{222}Rn es monitorizada de forma continua y cada periodo de tiempo (minutos u horas); y 3), mediciones integradas en las que el radón se mide y se promedia durante un largo periodo de tiempo (días o meses). En este caso la mayoría de los equipos son pasivos. Esta clasificación es clave ya que la concentración de radón, por ejemplo, en recintos cerrados tiene importantes variaciones diarias y estacionales (Tobar y Pujol, 2014). Así pues, una prueba de ^{222}Rn a corto plazo puede proporcionar una primera indicación de la concentración media de ^{222}Rn, pero no tiene en cuenta la elevada variación temporal del ^{222}Rn en interiores, lo que ocasiona que las mediciones a corto plazo resulten poco fiables para la mayoría de las aplicaciones (OMS, 2015).

En consecuencia, la selección del tipo de equipo para la toma de muestra (pasivo o activo) y el periodo de medición (medición instantánea, integrada a largo plazo o en continuo) dependerá de la aplicación y de los objetivos que se persigan en dicha medida.

A continuación, vamos a detallar algunos de los equipos habituales siguiendo la clasificación según sean detectores pasivos o detectores activos.

4.1. Detectores pasivos

Este tipo de detectores no requieren suministro eléctrico. Los más habituales son los detectores de trazas nucleares de estado sólido, los detectores de carbón activado y las cámaras iónicas de electreto. La mayoría de las mediciones de las concentraciones de ^{222}Rn en las viviendas se han hecho con detectores de trazas nucleares de estado sólido o con detectores de carbón activado (IAEA, 2015). A continuación, se describen las principales características de estos equipos (European Commission, 2019; IAEA, 2015; OMS, 2015).

4.1.1. Detectores de trazas nucleares de estado sólido

Los detectores de trazas nucleares de estado sólido consisten, por lo general, en un detector plástico situado dentro de un pequeño contenedor. El ^{222}Rn entra en el contenedor por difusión, emitiendo partículas alfa, que dejan huellas de daños en el detector plástico. Para determinar la concentración de actividad de ^{222}Rn a la que ha estado expuesto el detector, el plástico se trata con una solución cáustica que graba las trazas del daño causado por la radiación de partículas alfa. Las trazas pueden contarse automáticamente bajo un microscopio o con un escáner de diapositivas. El plástico sensible de uso común es el CR-39 (Janik, Hasan, Bossew y Kavasi, 2021).

4.1.2. Detectores de carbón activado

Los detectores de carbón activado se denominan a veces, más formalmente, dispositivos de captación de carbón activado. Consisten en un pequeño recipiente con carbón activado que adsorbe el ^{222}Rn presente en el aire; el carbón está cubierto por una pantalla y, generalmente, por una barrera de difusión. Después del uso, el detector se sella y se devuelve al laboratorio para la medida de las emisiones de radiación gamma producidas por la progenie de período de semidesintegración corto del ^{222}Rn, que son el ^{214}Pb y el ^{214}Bi.

4.1.3. Cámaras iónicas de electreto

Una cámara iónica de electreto contiene un disco de electreto de politetrafluoroetileno (PTFE) que se ha cargado positivamente, hasta un potencial que suele ser del orden de 700 V. El electreto mantiene esta carga electrostática, que se neutraliza gradualmente a medida que las partículas alfa emitidas por el ^{222}Rn y su progenie ionizan el aire de la cámara. La medición de la carga del electreto al comienzo y al final del período permite calcular la concentración del ^{222}Rn. Al hacer este cálculo, debe tenerse en cuenta la ionización causada por la radiación natural de fondo. Además, la respuesta no es lineal, en términos de voltaje.

4.2. Detectores activos

Estos detectores necesitan suministro eléctrico. Algunos de uso común son (European Commission, 2019): cámaras de ionización, contadores proporcionales, tubos Geiger-Müller, celdas de Lucas, centelleadores, detectores de estado sólido de semiconductor, entre otros. A continuación, vamos a describir los dos tipos de dispositivos más utilizados: los dispositivos de integración electrónicos (DIE) y los Monitores Continuos de Radón (MCR).

4.2.1. Dispositivos de integración electrónicos (DIE)

Son dispositivos activos muy compactos, que funcionan a pilas y son fácilmente transportables. En general, consisten en una cámara de difusión de reducidas dimensiones en cuyo interior se encuentra un detector de semiconductor de partículas alfa (detector de silicio de estado sólido) que detecta y cuenta las emisiones del radón y sus productos de desintegración (Junta de Extremadura, 2020a). Por las reducidas dimensiones de la cámara de difusión, cuando las concentraciones de radón son moderadas a menudo se necesitan tiempos de integración prolongados (más de

dos días) para obtener una lectura estadísticamente estable. La humedad ambiente elevada puede afectar a la medición. En el caso de varios DIE de uso habitual no existen posibilidades de calibración periódica.

4.2.2. Monitores continuos de radón (MCR)

Existen varios tipos de MCR disponibles en el mercado, que emplean diferentes tipos de sensores como células de centelleo, cámara de ionización y detectores de silicio de estado sólido. Los MCR recogen el aire que analizan mediante una pequeña bomba o dejando que se difunda hacia el interior de una cámara sensora.

Entre los MCR más utilizados se encuentran el AlphaGUARD PQ2000 PRO (Saphymo Gmbh, Alemania) que tiene una cámara de ionización donde el radón entra por difusión, el RAD7 (Durridge Company, Inc.) y los detectores alfa RTM 2200 y EQF 3220 (Sarad, Alemania), ambos detectores de semiconductor con una cámara de electrodeposición (Shahrokhi, Burghele, Fábián y Kovács, 2015; Tamakuma *et al.,* 2021). El RAD7 requiere que la humedad en el interior de la cámara de detección sea inferior al 10 %, por lo que el aire que entra en el detector debe pasar a través de una columna de desecante (drierita) que absorbe la humedad.

5. ASEGURAMIENTO DE LA CALIDAD METROLÓGICA

5.1. Laboratorios acreditados en la medida de radón en aire

Una pieza importante de la medida del gas radón en aire es garantizar la fiabilidad de las mediciones que tanto en el ámbito de cumplimiento obligatorio como en el voluntario se hagan en las viviendas y lugares de trabajo. En aras de esta fiabilidad, el CSN publicó en 2010 la Guía de Seguridad 11.01 (CSN, 2010a). En ella se establecían los requisitos fundamentales que debían cumplir los laboratorios y servicios de medida de radón en aire. Estos incluían requisitos generales relativos a la gestión, basados en la norma ISO/IEC 17025, y requisitos técnicos específicos a la medida de radón. La Guía 11.01 se completó con otra específica sobre la metodología a seguir en los estudios de exposición al radón en los lugares de trabajo: la Guía 11.4 (CSN, 2012b).

Garantizar una medida correcta de radón en el aire de los locales habitables de un edificio y en los lugares de trabajo es crítico para garantizar la salud de la población. De este modo, el Real Decreto 732/2019, por el que se modifica el Código Técnico de Edificación (CTE), incorpora la exigencia de que los laboratorios que realicen dicha medida deben estar acreditados por ENAC según la norma UNE-EN ISO/IEC 17025, ya que solamente los laboratorios acreditados aportan la máxima fiabilidad en la validez de sus resultados (ENAC, 2020). La acreditación permite que un laboratorio pueda demostrar que utiliza métodos y procedimientos técnicamente válidos y controlados, cuenta con los equipos e instalaciones necesarios, dispone de personal con los conocimientos técnicos y la experiencia adecuados, y desarrolla su actividad bajo un estricto control de calidad. Los laboratorios acreditados por ENAC en la actualidad para realizar este tipo de ensayos se presentan en la tabla 1.

Tabla 1. Laboratorios acreditados en el ámbito de la radiación natural. Medida de ^{222}Rn en aire

Laboratorio	Acreditación nº
CYE Control y Estudios S.L.	284/LE2630
LABS & TECHNOLOGICAL SERVICES AGQ, S.L.	305/LE1322
Universidad de Cantabria. Laboratorio de Radiactividad Ambiental (LARUC)	1204/LE2219
Universidad de Santiago de Compostela (USC). Laboratorio de Radón de Galicia	1352/LE2399
Universidad Politécnica de Valencia. Laboratorio de Radiactividad Ambiental	620/LE1050

La norma UNE-EN ISO/IEC 17025 incluye la participación en programas de intercomparación como un requisito básico de aseguramiento de calidad. El CSN, en 2004, financió la primera campaña de intercomparación de detectores de radón en nuestro país (CSN, 2004a); y en 2011, la primera campaña de intercomparación en condiciones de campo (Gutiérrez-Villanueva *et al.,* 2013). A partir de 2020, y en el marco del Plan Nacional contra el Radón, el CSN ha empezado a organizar cada dos años una campaña de intercomparación de monitores continuos e integradores de la concentración de radón en aire utilizando la cámara de radón tipo STAR (*System for Test Atmoshperes with Radon*) del Laboratorio de los Estudios de Radón (LER) del Instituto de Técnicas Energéticas (INTE) de la Universidad Politécnica de Catalunya (UPC). Los resultados de esta campaña de intercomparación se han publicado recientemente en un documento del CSN (CSN, 2022).

El aseguramiento de la calidad metrológica de la cámara de radón del INTE de la UPC se asegura siguiendo la norma IEC 61577-4:2009 (*Radiation Protection Instrumentation–Part 4: Equipment for the production of reference atmospheres containing radon isotopes and their decay products*). Esta cámara está equipada con los equipos necesarios para controlar y medir la concentración de la actividad de radón. En los años 2018-2020, la cámara de radón del INTE-UPC participó en una campaña de intercomparación con la participación de distintas instituciones europeas que ofrecen servicio de calibración de detectores de la concentración de la actividad de radón en aire con el objetivo de evaluar las prestaciones y la precisión metrológicas de cámaras de radón europeas que calibran los equipos que miden radón en aire (Beck *et al.,* 2021).

5.2. Normas de referencia para la medida del ^{222}Rn en aire

Una norma es un documento de aplicación voluntaria que contiene especificaciones técnicas basadas en los resultados de la experiencia y del desarrollo tecnológico que se elabora por consenso entre todas las partes interesadas e involucradas en la actividad objeto de la misma y que debe ser aprobada por un Organismo de Normalización reconocido, Organismo que en España es AENOR. Las normas españolas se denominan UNE (Una Norma Española) y son elaboradas por los Comités Técnicos de Normalización (CTN) de AENOR. El CTN 73 se encarga con carácter general del área denominada Industria Nuclear y su campo de actividad es la normalización de la industria nuclear en sus aplicaciones pacíficas, incluyendo combustibles,

Tabla 2. Normas vigentes en la medida de ^{222}Rn en aire

Norma	Título
UNE-EN ISO 11665-1:2019	Parte 1: Orígenes del radón y sus productos de desintegración en vida corta y métodos de medición asociados. (ISO/FDIS 11665-1:2019).
UNE-EN ISO 11665-2:2019	Parte 2: Método de medición integrada para determinar la concentración promedio de energía potencial alfa de sus productos de desintegración de vida corta. (ISO 11665-2:2019).
UNE-EN ISO 11665-3:2019	Parte 3: Método de medición puntual de la concentración de energía potencial alfa de sus productos de desintegración de vida corta. (ISO 11665-3:2020).
ISO 11665-4:2021	*Part 4: Integrated measurement method for determining average activity concentration using passive sampling and delayed analysis.*
UNE-EN ISO 11665-5:2019	Parte 5: Método de medición en continuo para la concentración de actividad (ISO 11665-5:2020).
UNE-EN ISO 11665-6:2020	Parte 6: Método de medición puntual para la concentración de actividad (ISO 11665-6:2020).
UNE-EN ISO 11665-7:2020	Parte 7: Método de acumulación para estimar la tasa de exhalación en superficie. (ISO 11665-7:2012).
ISO 11665-8:2019	*Part 8: Methodologies for initial and additional investigations in buildings.*
ISO 11665-9:2019	*Part 9: Test methods for exhalation rate of buiding materials.*
BS ISO 11665-10	*Part 10: Determination of diffusion coefficient in waterproof materials using activity concentration measurement.*
UNE-EN ISO 11665-11:2019	Parte 11: Método de ensayo para gas de suelo con muestreo en profundidad (ISO 11665-11:2016).
UNE-CEN ISO/TS 11665-12:2021	Parte 12: Determinación del coeficiente de difusión en materiales impermeables: método de medición de la concentración de actividad de un lado de la membrana (ISO/TS 11665-12:2018)

diseño, construcción y explotación de las instalaciones, en especial en sus aspectos de gestión de calidad e higiene y seguridad frente a las radiaciones. A nivel internacional es el Comité Técnico (TC) 85 de la International Organization for Standardization (ISO) el que se dedica a la Energía Nuclear y Protección Radiológica. Las normas españolas e internacionales vigentes en la medida de ^{222}Rn en aire se presentan en la tabla 2.

6. MÉTODO EXPERIMENTAL

6.1. Instrumentación

La detección de la radiación alfa emitida por el ^{222}Rn y sus descendientes emisores alfa (^{218}Po y ^{214}Po) se ha realizado con un sistema detector de centelleo sólido. Este detector consiste en una fina lámina de plástico en que en una de sus caras se han depositado el ZnS(Ag) en forma de polvo policristalino (figura 4) y un tubo fotomultiplicador. El tamaño de los cristales se sitúa entre 7-20 µm, con una densidad específica de 4,1 g cm^{-3} y con una capa monocristalina de espesor másico entre 3 y 10 mg cm^{-2} (Theodórsson, 1996). Cuando las partículas alfa emitidas por el ^{222}Rn y sus descendientes emisores alfa inciden sobre la superficie del centelleador inorgánico de ZnS(Ag), se emiten fotones que son detectados por un tubo fotomultiplicador que los convierte en una señal eléctrica.

Las láminas de plástico en la que se ha depositado el ZnS(Ag), se introducen en el interior de un vial, cubriendo la totalidad de la pared lateral interna. En los detectores se corta un segmento para que quepan dentro del vial y cubran la máxima superficie de las paredes laterales interiores (figura 5). La manipulación del disco de ZnS(Ag) se hace con sumo cuidado de forma que no se vea afectado por el corte y posterior doblado al introducirlo en el vial de centelleo. Los viales se cierran con el tapón y no se vuelven a abrir hasta su uso para la caracterización del fondo o para su medida en un ambiente con ^{222}Rn. Además, tal como se detalla en el apartado 7.2, una parte crítica en esta técnica es la caracterización del fondo del vial una vez se han introducido en su interior las dos láminas de ZnS(Ag). Tal como se describe en dicho apartado aquellos viales que se encuentren fuera del intervalo de control son descartados para su uso en la medida del ^{222}Rn.

Los viales con las láminas de plástico de ZnS(Ag) en su interior se exponen en un ambiente con ^{222}Rn que se introduce en el vial por difusión. Una vez transcurrido el tiempo de exposición el vial se cierra. Los fotones emitidos por el ZnS(Ag) al interactuar los emisores alfa del gas ^{222}Rn y sus descendientes, que están en el interior del vial, son

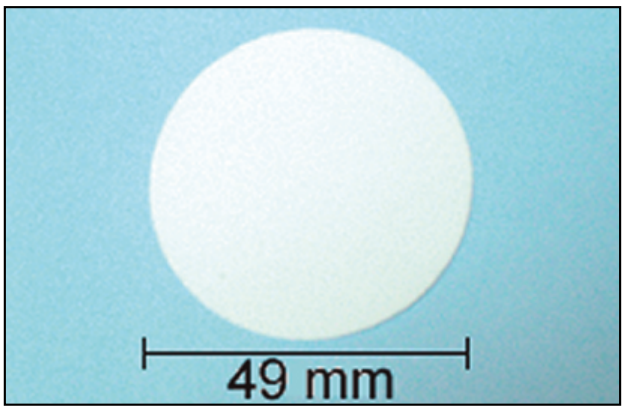

Figura 4. Láminas de plástico del centelleador sólido inorgánico de ZnS(Ag).

Figura 5. Vial de polietileno teflonado con dos láminas de ZnS(Ag) en su interior. Se observa en el exterior: el tapón para cerrar el vial y una de las láminas antes de introducirla en el vial.

detectados por los tubos fotomultiplicadores de un sistema de medida de centelleo. En este trabajo se ha empleado un espectrómetro de centelleo Quantulus 1220 de PerkinElmer (figura 6), que dispone de dos tubos fotomultiplicadores detectores que convierten la señal luminosa emitida por el centelleador sólido de ZnS(Ag) en señales eléctricas.

Como equipo de referencia para realizar la calibración del método propuesto (ver apartado 7.3) se ha empleado el AlphaGUARD PQ 2000PRO (Saphymo Gmbh, Alemania). Este equipo es un monitor continuo de radón que consiste en una cámara de ionización que permite la medida en continuo de la concentración de actividad de ^{222}Rn en aire por difusión (figura 7). Las medidas en modo difusión se pueden programar en intervalos de 10 o 60 minutos.

Figura 6. Espectrómetro de centelleo Quantulus 1220 de PerkinElmer utilizado para realizar la medida de los viales con las láminas de ZnS(Ag) en su interior una vez expuestos en un ambiente con ^{222}Rn.

Figura 7. Equipo AlphaGUARD PQ 2000PRO para medidas en continuo de ^{222}Rn. Este equipo se ha utilizado para la calibración del método propuesto.

6.2. Materiales

Se han utilizado los siguientes materiales:

- Viales de polietileno teflonado de baja difusión de 20 cm^3 de capacidad nominal, modelo 6000477 (PerkinElmer).
- Láminas de plástico de ZnS(Ag) de 49,1 mm de diámetro, modelo EJ-440 (Eljen Technology).

6.3. Método propuesto para la Medida de ^{222}Rn en aire

El método propuesto en este trabajo para la medida del ^{222}Rn en aire en un recinto cerrado (lugares de trabajo o viviendas) consiste en la exposición durante 4 horas de un vial abierto donde en su interior se han introducido previamente las finas láminas de plástico de ZnS(Ag). El gas radón entra por difusión en el interior del vial abierto. Una vez transcurrido el tiempo de exposición, se coge el tapón y se cierra el vial con fuerza. El volumen de gas radón recogido corresponde con la capacidad máxima del vial. Los viales utilizados son de polietileno teflonado de baja difusión por lo que el radón atrapado en el vial no se puede escapar una vez cerrado. Finalmente, para determinar la concentración de actividad de ^{222}Rn en aire, el vial se mide con el equipo de centelleo Quantulus 1220 de PerkinElmer. Este equipo dispone de 2 tubos fotomultiplicadores que detectan los fotones que emiten las láminas del centelleador inorgánico de ZnS(Ag) al interactuar las partículas alfa emitidas por el ^{222}Rn del aire y sus descendientes con dicho centelleador.

Para la puesta a punto del método hay que tener en cuenta diferentes factores, como pueden ser: el número de finas láminas de ZnS(Ag) que se colocan en el interior del vial (1 o 2), la caracterización del fondo y la calibración (determinación de la eficiencia). Finalmente, el método es utilizado en diferentes ambientes (recintos cerrados) y validado con una cámara de radón de referencia. En consecuencia, en el apartado 7 se detallan los estudios realizados y en el apartado 8 se presentan y discuten los resultados.

7. ESTUDIOS REALIZADOS

7.1. Selección del número de láminas de ZnS(Ag)

Se estudió el número de láminas de ZnS(Ag) que se debían introducir en el interior del vial. Con una lámina no se cubre toda la superficie interior lateral, pero si se ponen dos láminas aumenta la superficie de detección, pero también puede aumentar el fondo. En consecuencia, para realizar este estudio se expusieron viales abiertos en un ambiente con ^{222}Rn durante 24 h utilizando viales con una lámina y viales con dos láminas. Transcurrido ese tiempo se cerraron y se midieron en el detector de centelleo Quantulus 1220 (6 ciclos de 360 minutos). Las pruebas se realizaron por duplicado. La elección de la mejor configuración se determinó utilizando la figura de mérito (*FM*) definida como:

$$FM = \frac{C^2}{B} \qquad [1]$$

donde, C son el número de cuentas por minuto de la muestra, expresadas en cpm y B son el número de cuentas por minuto de fondo, expresadas en cpm.

7.2. Caracterización del fondo

La caracterización del fondo radiactivo de un equipo de medida es necesaria cuando se realizan medidas de radiactividad ambiental. Este fondo puede tener distintas contribuciones: radiación cósmica, radiación ambiental, radiación intrínseca del material detector, o interferencias como puede ser ruido electrónico o la quimioluminiscencia que se produce al interaccionar la luz del ambiente con el material centelleante. Por otra parte, el fondo es una magnitud de entrada en el cálculo de la concentración de actividad de la muestra con lo que su determinación es necesaria. En consecuencia, es necesaria la caracterización previa del fondo radiactivo para cada vial antes de utilizarlo para su medida.

En este apartado se realizan tres estudios para la caracterización del fondo:

- Determinación del fondo de los viales utilizados (apartado 7.2.1). Se evalúa la manera óptima de preparación de los viales que se van a utilizar para medir el fondo. Hay que caracterizar el valor del fondo para cada vial y una vez utilizados hay que volverlos a medir para comprobar si se pueden reutilizar. Por este motivo, determinar la forma óptima de su preparación es requisito para el desarrollo de esta nueva metodología.
- Estudio de la evolución temporal del fondo en distintos viales con el objetivo de estudiar la estabilidad del fondo para la reutilización de los viales una vez caracterizado su fondo (apartado 7.2.2).
- Determinación de los parámetros de control del fondo de los viales para su reutilización en un gráfico de control (apartado 7.2.3).

7.2.1. Determinación del fondo de los viales utilizados

Se estudiaron tres métodos distintos para preparar los viales utilizados en las medidas. Este aspecto es crítico ya que el límite de detección de la técnica propuesta depende del valor del fondo de cada vial y es necesaria la caracterización del fondo de cada vial antes de utilizarlo en la medida del ^{222}Rn en aire. En todos los casos se utilizaron viales con dos láminas de ZnS(Ag) en su interior. Los métodos estudiados para preparar los viales utilizados fueron:

- Método 1. Limpieza del interior del vial mediante aire forzado utilizando un ventilador.
- Método 2. Exposición del vial a niveles muy bajos de radón en un ambiente exterior donde los niveles de radón son menores. La exposición se realizó en una azotea externa del laboratorio con sombra. Los tiempos de exposición fueron de 2 horas (método 2a) y 4 horas (método 2b).
- Método 3. Preparación de un vial nuevo, sin exposición al aire forzado, ni en el exterior. Los viales se han preparado en el laboratorio.

Hay señalar que, en los métodos 1 y 3, los viales se preparan en el interior del laboratorio sin contacto con el exterior, y en el método 2, los viales se exponen en el exterior. Los viales, una vez preparados, se colocan en el interior del detector de centelleo Quantulus 1220. Se establece un protocolo de medida de tiempo de espera de aproximadamente 6 horas entre la preparación y la medida para adaptar la temperatura del vial y para disminuir la quimioluminiscencia. Finalmente, se miden los viales durante un tiempo total de 2.160 minutos (6 ciclos de 360 minutos).

7.2.2. Estudio de la evolución temporal del fondo

Para estudiar la evolución del fondo de los viales a lo largo del tiempo para su posible reutilización, se utilizaron viales con dos detectores de ZnS(Ag) en su interior, todos ellos con la misma preparación de fondo (método 2a, ver apartado 7.2.1). Estos viales una vez cerrados se midieron de forma sistemática a lo largo de varias semanas.

7.2.3. Estudio del fondo con dos láminas de ZnS(Ag). Gráfico de control del proceso

Para establecer un criterio de control de la medida de fondos con dos láminas de ZnS(Ag), se analizaron los resultados obtenidos de todas las pruebas realizadas, para comprobar si el método se encontraba bajo control estadístico. Para ello el primer paso es el ajuste del proceso, donde se toman los datos de los fondos obtenidos y se calculan los límites de control:

Límite Superior: $\overline{x} + 3\sigma$ [2]

Límite Inferior: $\overline{x} - 3\sigma$ [3]

donde,
$\overline{x}$ es la media de los datos experimentales;
σ es la desviación típica de los datos experimentales.

La elección de un valor de 3-sigma como límite de control es debido a la alta variabilidad que tiene el fondo de radón (Dragounova y Rulik, 2013). Se construye el gráfico de control con estos límites y se representan los valores de las medidas de la variable a controlar (número de cuentas por minuto del fondo, en adelante cpm). Si los valores de las medidas se encuentran dentro de los límites de control, el proceso está bajo control estadístico. Si por el contrario algún valor aislado se encuentra fuera del intervalo de control, se elimina por tratarse de un hecho aislado (causa aleatoria) y se elabora un nuevo gráfico de control calculando los límites sin el dato eliminado.

7.3. Calibración del detector

La eficiencia de detección (calibración) del método propuesto se determinó en función del tiempo de exposición de los detectores. Las pruebas se llevaron a cabo en un almacén subterráneo del edificio del Centro de Estudios de Técnicas Aplicadas (CETA), del CEDEX. El almacén presentaba una concentración de actividad de ^{222}Rn que variaba entre 200 y 300 Bq m^{-3}. Esta concentración de actividad fue suficiente para obtener una estadística de recuento adecuada. Los tiempos de exposición de los detectores (viales con las láminas de ZnS(Ag) en su interior) fueron 30 minutos, 1 hora, 2 horas, 6 horas, 10 horas y 24 horas. Las medidas se realizaron por duplicado para cada uno de los

tiempos de exposición. Durante los tiempos de exposición, en la misma ubicación, se midió la concentración de ^{222}Rn en aire utilizando el detector activo AlphaGUARD PQ 2000PRO. Las medidas con este equipo son las que se utilizaron como valor de referencia para determinar la curva de eficiencia en función del tiempo de exposición (calibración). Finalmente, se seleccionó un tiempo de exposición de 4 horas para validar la calibración del método propuesto.

7.3.1. Medida de los viales para diferentes tiempos de exposición

Una vez los viales con las dos láminas de ZnS(Ag) fueron expuestos a diferentes tiempos, se cerraron y se midieron en el detector de centelleo Quantulus 1220 de PerkinElmer. Se estudiaron dos protocolos de medida:

- Protocolo 1. Medida de 6 ciclos de 360 minutos.
- Protocolo 2. Medida de 4 ciclos de 360 minutos. Transcurridas 36 horas se volvieron a medir otros 4 ciclos de 360 minutos.

En el apartado 3 de este trabajo se indicó que el periodo de semidesintegración (T) del ^{222}Rn es de 3,8232 (8) días. Así pues, en el momento en que se cierra el vial, el ^{222}Rn empezará a desintegrarse siguiendo la ley de desintegración radiactiva:

$$cpm = cpm_0 e^{-\lambda t} \quad [4]$$

donde,

cpm son el número de cuentas por minuto en un tiempo t, tiempo transcurrido entre el cierre del vial y el tiempo de medida en el detector de centelleo Quantulus 1220.

cpm_0 son el número de cuentas por minuto iniciales, esto es, en el momento en que el vial se cierra.

λ es la constante de desintegración radiactiva del ^{222}Rn, esto es, 2,0984·10^{-6} s^{-1}. Esta constante se calcula como:

$$\lambda = \frac{ln2}{T} \quad [5]$$

Expresando la ecuación 4 en forma logarítmica se obtiene:

$$ln(cpm) = ln(cpm_0) - \lambda \cdot t \quad [6]$$

Las cpm de las medidas realizadas, para cada uno de los tiempos de exposición, se ajustaron a una función lineal para calcular las cpm iniciales (cpm_0) de ^{222}Rn en el momento del muestreo (momento en el que se cierra el vial).

7.3.2. Determinación de la eficiencia en función del tiempo de exposición de los viales (curva de calibración)

Una vez obtenidas las cpm_0, se calcula la eficiencia de recuento, ε, utilizando la siguiente expresión para cada uno de los tiempos de exposición:

$$\varepsilon = \frac{cpm_0 - cpm_f}{V \cdot A_{ref} \cdot 60} \cdot 10^6 \quad [7]$$

donde,

cpm_0 son el número de cuentas por minuto de la muestra al cerrar vial, tiempo inicial, en cpm.

cpm_f son el número de cuentas por minuto del fondo, en cpm.

V es el volumen útil del vial, en cm^3. El volumen útil es de 24,08 ± 0,21 cm^3.

A_{ref} es la concentración de actividad de referencia utilizando el equipo AlphaGUARD PQ 2000PRO, en Bq m^{-3}. Esta actividad es un promedio durante el tiempo de exposición.

60 es un factor de conversión de segundos a minutos.

La incertidumbre relativa de la eficiencia, $u(\varepsilon)$, es la siguiente:

$$(\varepsilon) = \sqrt{\left(\frac{u(cpm_0)}{(cpm_0)}\right)^2 + \left(\frac{u(cpm_f)}{(cpm_f)}\right)^2 + \left(\frac{u(V)}{V}\right)^2 + \left(\frac{u(A_{ref})}{A_{ref}}\right)^2} \quad [8]$$

donde,

$u(cpm_0)$ es la incertidumbre del número de cuentas iniciales para cada muestra, en cpm.

$u(cpm_f)$ es la incertidumbre del número de cuentas por minuto del fondo, en cpm.

$u(V)$ es la incertidumbre del volumen del vial, en cm^3. La incertidumbre se ha determinado por la repetibilidad de la pesada de 5 viales.

$u(A_{ref})$ es la incertidumbre de la actividad de referencia del AlphaGUARD PQ 2000PRO, en Bq m^{-3}.

La representación de la eficiencia en función del tiempo de exposición permite obtener la curva de calibración. La realización de la curva de calibración es necesaria realizarla al menos una vez y verificar periódicamente la eficiencia para el tiempo de exposición seleccionado.

7.3.3. Determinación de la eficiencia para un tiempo de exposición de 4 horas

Con la finalidad de comprobar que la curva de calibración obtenida en el apartado anterior era adecuada se realizó una verificación exponiendo cuatro viales, con el fondo previamente caracterizado, en el mismo almacén subterráneo del edificio CETA con un tiempo de exposición de 4 horas. Se calculó el valor medio de la eficiencia utilizando la ecuación 7 y se comparó el resultado con el valor obtenido con la curva de calibrado obtenida en el apartado anterior.

7.4. Medida de ^{222}Rn aire en diferentes ambientes

Se tomaron muestras en diferentes ambientes para un tiempo de exposición de 4 horas:

1. en un almacén subterráneo situado en el edificio CETA del CEDEX,
2. en el laboratorio de medida de baja actividad del CEDEX, y
3. en un almacén en la Sierra de Gredos (ver figura 8).

El tiempo de medida en el detector de centelleo Quantulus 1220 de la caracterización previa de los fondos fue de 6 ciclos de 180 minutos y el tiempo de medida de los detectores después de la exposición fue de 4 ciclos de 360 minutos. Transcurridos 36 horas se volvieron a

Figura 8. Disposición de los cuatro viales con el centelleo sólido de ZnS(Ag) (detectores) y monitor continuo de radón AlphaGUARD PQ 2000PRO en un almacén en la Sierra de Gredos.

medir las muestras. En cada zona se tomaron 4 muestras simultáneamente (4 viales) para realizar una media del resultado.

La actividad de la concentración de actividad de ^{222}Rn, *A (Bq m^{-3})*, se calcula utilizando la siguiente expresión:

$$A = \frac{cpm - cpm_f}{V \cdot \varepsilon \cdot 60 \cdot f_d} \cdot 10^6 \qquad [9]$$

donde,

cpm son el número de cuentas por minuto de la muestra, en cpm.

ε es la eficiencia de recuento para un tiempo de exposición de 4 horas, en tanto por uno. La eficiencia calculada a partir de la curva de calibración es ε = 1,24 ± 0,08.

f_d es la corrección por desintegración, que tiene en cuenta el tiempo transcurrido entre la toma de la muestra (cierre del vial) y la medida.

El resto de los términos han sido definidos previamente.

La actividad mínima detectable se calcula utilizando el límite de detección, que es un parámetro que permite conocer si la medida de una muestra es estadísticamente diferente del fondo. El límite de detección (L_D) de una muestra se define como (Currie, 1968):

$$L_D = 2{,}71 + 4{,}65 \cdot \sqrt{\mu_B} \qquad [10]$$

donde μ_B es el número de cuentas del fondo.

La actividad mínima detectable, *AMD (Bq m^{-3})*, se define como:

$$AMD = \frac{L_D}{V \cdot T \cdot \varepsilon \cdot 60 \cdot f_d} \cdot 10^6 \qquad [11]$$

donde,

T es el tiempo de media del fondo, en minutos.

La precisión de las medidas se evaluó con el resultado de la concentración de actividad media, A_{media}, de los cuatro viales calculando el coeficiente de variación, CV(%), utilizando la siguiente expresión:

$$CV(\%) = 100 \cdot \frac{\sigma}{A_{media}} \qquad [12]$$

donde,

σ es la desviación típica de las cuatro medidas;

A_{media} es la media de las cuatro medidas.

La exactitud o sesgo relativo, ER(%), se evaluó utilizando como valor de referencia el obtenido con el AlphaGUARD PQ 2000PRO, A_{ref}, utilizando la siguiente expresión:

$$ER(\%) = 100 \cdot \frac{|A_{media} - A_{ref}|}{A_{ref}} \qquad [13]$$

Otro criterio de aceptación de un valor ambiental es el E_n. Este criterio tiene en cuenta la incertidumbre del valor de referencia y la incertidumbre de la medida realizada. La expresión que se utiliza es la siguiente:

$$E_n = \frac{A_{media} - A_{ref}}{\sqrt{u^2(A_{media}) + u^2(A_{ref})}} \qquad [14]$$

7.5. Aseguramiento de la calidad metrológica

El Laboratorio de los Estudios de Radón (LER) de la Universidad Politécnica de Catalunya (UPC) dispone de una cámara de radón que permite generar y controlar una concentración de ^{222}Rn con precisión metrológica (ver apartado 5.1). En consecuencia, se mandaron 3 series de 4 detectores (4 viales con dos láminas de plástico de ZnS(Ag) en su interior) a la UPC para exponer los detectores a una atmósfera controlada de concentración de ^{222}Rn. Posteriormente se midieron en el detector de centelleo Quantulus 1220 del laboratorio del CEDEX. La primera serie se denominó: E1-1, E1-2, E1-3 y E1-4, la segunda serie: E2-1, E2-2, E2-3 y E2-4, y la tercera serie: E3-1, E3-2, E3-3 y E3-4. Las concentraciones de actividad de ^{222}Rn para cada serie fueron: 10000 Bq m^{-3}, 2000 Bq m^{-3} y 250 Bq m^{-3}, respectivamente. El tiempo de exposición en la cámara de radón de la UPC fue de 4 horas. Una vez terminado el tiempo de exposición los viales se cerraron completamente con el tapón para evitar fugas y se mandaron al Laboratorio del CEDEX inmediatamente para su medida. Dado el corto período de semidesintegración del radón fue necesario minimizar el tiempo transcurrido entre que se cerró el vial (fin de la exposición) y su medida.

8. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

8.1. Selección del número de láminas de ZnS(Ag)

En la tabla 3 se muestran los resultados de la medida de ^{222}Rn en aire. Los datos de fondo que se han utilizado para el cálculo son un valor promedio de todos los fondos medidos con 1 y 2 láminas. Se observa que el valor del fondo es aproximadamente el doble utilizando 2 láminas de ZnS(Ag) en lugar de 1. Sin embargo, para las medidas realizadas, se observa que el número de cuentas casi es triplicado con la utilización de 2 láminas. En consecuencia, la figura de mérito (*FM*) empleando 2 láminas de ZnS(Ag) es, aproximadamente, un 400 % superior a la *FM* empleando 1 lámina de ZnS(Ag). Por tanto, el método propuesto que se va a desarrollar es utilizando 2 láminas de ZnS(Ag) en el interior del vial debido a su mayor sensibilidad en la respuesta, lo que permitirá alcanzar mejores límites de detección.

Tabla 3. Resultados de la figura de mérito (*FM*) en la medida de la concentración de ^{222}Rn en aire con 1 y 2 láminas de ZnS(Ag) en el interior del vial

Número de láminas de ZnS(Ag)	Fondo (cpm)	Cuentas (cpm)	*FM* (cpm)	*FM* (cpm) valor medio
1	0,019 ± 0,009	0,063 ± 0,005	0,21 ± 0,10	0,22 ± 0,08
		0,065 ± 0,006	0,22 ± 0,11	
2	0,035 ± 0,004	0,177 ± 0,009	0,90 ± 0,14	0,90 ± 0,10
		0,177 ± 0,009	0,91 ± 0,14	

La incertidumbre está expresada como k=1.

8.2. Caracterización del fondo

8.2.1. Resultados de la determinación del fondo de los viales utilizados

Los resultados del estudio de la determinación del fondo de los viales utilizados se resumen en la tabla 4.

Tabla 4. Resultados de la caracterización del fondo de los viales utilizados

Método	Procedimiento de preparación	Cuentas por minuto (cpm)
1	Extracción con aire	0,130 ± 0,008
2a	Exposición exterior 2 horas	0,048 ± 0,005
2b	Exposición exterior 4 horas	0,044 ± 0,004
3	Vial nuevo sin exposición aire	0,110 ± 0,007

La incertidumbre está expresada como k=1.

El fondo más bajo es obtenido mediante la exposición de los viales en el exterior del edificio. Esto es lógico, ya que la concentración de actividad de ^{222}Rn en el exterior es, en general, inferior que en los interiores. La exposición de los viales en el exterior permite desplazar por difusión el ^{222}Rn del interior del vial disminuyendo el fondo. Tanto con la exposición de 2 horas como la de 4 horas se obtienen valores estadísticamente indistinguibles y significativamente inferiores con los otros métodos. En consecuencia, para la preparación del fondo del vial se procede a exponer el vial en el exterior durante 2 horas antes de su medida. De esta forma se optimiza el tiempo de preparación de los viales y se consigue el fondo más bajo.

8.2.2. Resultados del estudio de la evolución temporal del fondo

En la tabla 5 se recogen los resultados de las medidas de la evolución temporal del fondo en un vial con 2 láminas de ZnS(Ag).

Tabla 5. Evolución temporal del fondo para un vial con 2 láminas de ZnS(Ag)

Tiempo (semanas)	Cuentas por minuto (cpm)
1	0,044 ± 0,008
4	0,032 ± 0,008
7	0,06 ± 0,01
10	0,022 ± 0,006
30	0,025 ± 0,004

La incertidumbre está expresada como k=2.

Los datos del seguimiento de la evolución temporal de fondo muestran que el fondo en el interior de los viales se mantiene prácticamente estable con el tiempo, con las fluctuaciones típicas de la estadística de bajo recuento (por ejemplo, valor de 0,06 ± 0,01 cpm en la séptima semana). Por eso es importante la caracterización del fondo de los viales antes de utilizarlos en medidas ambientales. En consecuencia, una vez preparado un vial con 2 láminas de ZnS(Ag) se puede volver a utilizar durante un largo periodo de tiempo. Se observa que existe un fondo que no es debido al radón y que no se puede eliminar y, por lo tanto, es necesario caracterizarlo.

8.2.3. Resultados del fondo en viales con dos láminas de ZnS(Ag). Gráfico de control del proceso

En el proceso de ajuste de control para los fondos obtenidos con 2 láminas de ZnS(Ag) en el interior del vial, se encontraron tres puntos fuera de control (0,194 cpm; 0,088 cpm; 0,080 cpm) que fueron eliminados. En la figura 9 se muestra el gráfico de control.

Los datos de los fondos medidos (en cpm, número de cuentas por minuto) se distribuyen de forma homogénea alrededor de la media (X) lo que verifica que la variabilidad del proceso se debe a causas aleatorias. Por ello se considera que el procedimiento de medida de fondo empleado se encuentra bajo control estadístico. El límite superior (L_{sup}) de control empleado en las medidas sucesivas de fondo se ha situado en 0,072 cpm. Esto significa que no se acepta un vial con 2 láminas de ZnS(Ag) con un fondo superior a 0,072 cpm.

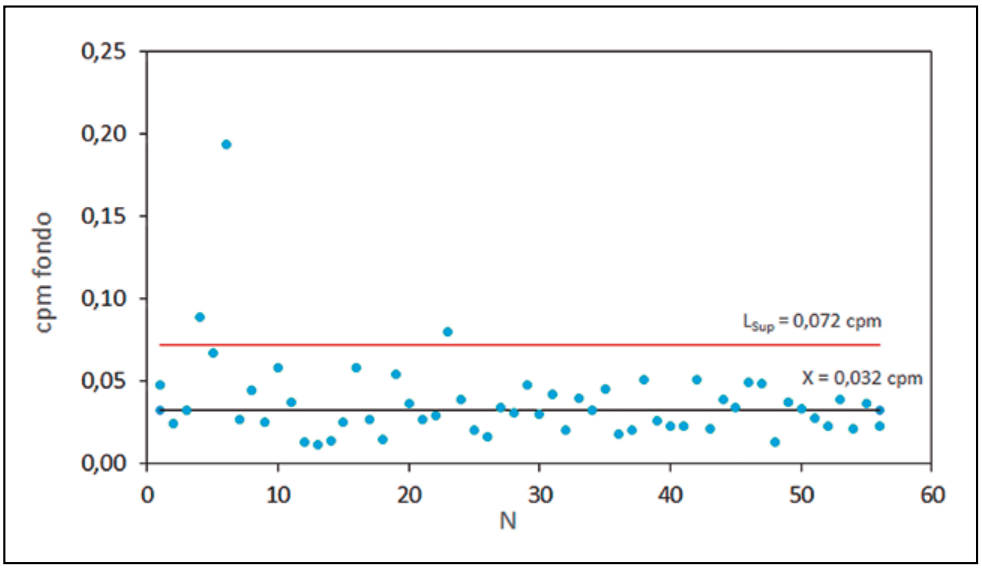

Figura 9. Gráfico de control de proceso de medida de fondo con 2 láminas de ZnS(Ag).

8.3. Calibración del detector

8.3.1. Medida de viales con 2 láminas de ZnS(Ag) para diferentes tiempos de exposición

En la figura 10 se muestran los resultados obtenidos midiendo 6 ciclos de 360 minutos (protocolo 1) y, en la figura 11, los resultados obtenidos midiendo en dos periodos de 4 ciclos de 360 minutos (protocolo 2).

Se observa que el coeficiente de determinación mejora utilizando el protocolo 2 de medida (0,956 frente a 0,572) con lo que, finalmente, el protocolo utilizado para los obtener los datos de la curva de calibración fue el protocolo 2.

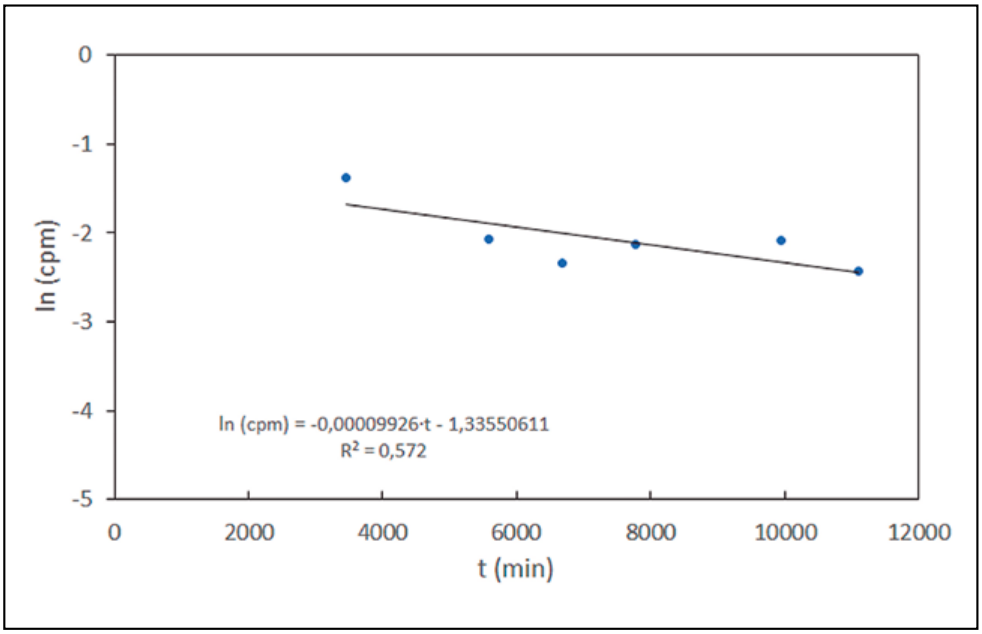

Figura 10. Ajuste lineal de los datos experimentales para 4 h (medida 6 ciclos de 360 minutos).

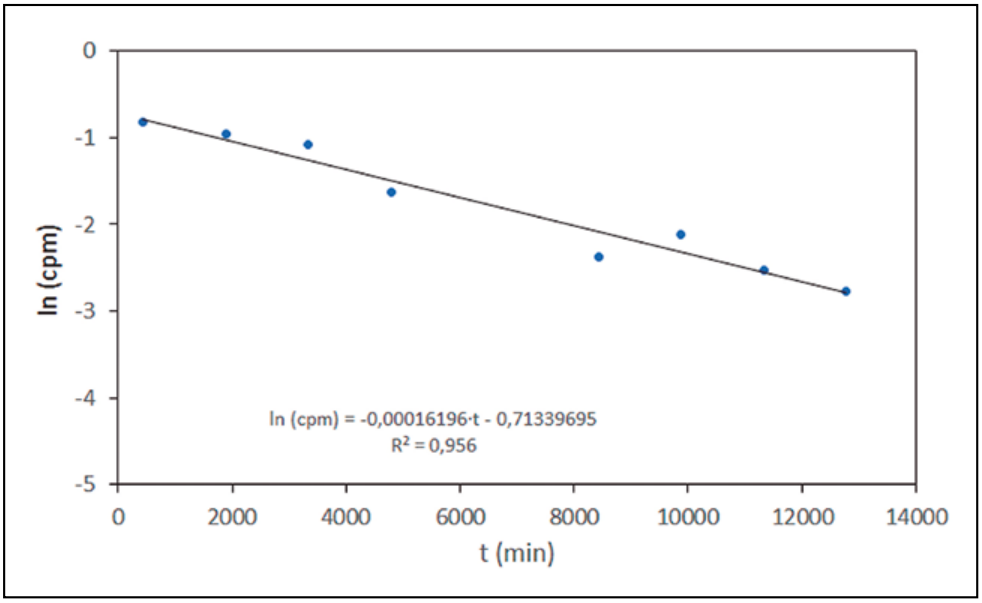

Figura 11. Ajuste lineal de los datos experimentales para 10 h de exposición (medida dos periodos de 4 ciclos de 360 minutos).

8.3.2. Determinación de la eficiencia en función del tiempo de exposición (curva de calibración)

La curva de calibrado relaciona la eficiencia de detección en función del tiempo de exposición de los viales con las dos láminas de ZnS(Ag). De acuerdo con la ecuación 6 se obtienen las cpm_0 para cada tiempo de exposición. La eficiencia promedio obtenida a través de la ecuación 7 para cada tiempo de exposición se ajusta a una curva siendo la ecuación de calibrado (figura 12):

$$\varepsilon(\%) = 11{,}343 \cdot ln(x) + 107{,}452 \qquad [15]$$

La curva de calibrado muestra un primer tramo a tiempos cortos (0,5 - 6 horas) con una pendiente ascendente, mientras que, a tiempos más largos, ese incremento se suaviza alcanzando un "equilibrio". Este resultado confirma que con tiempos cortos de exposición la eficiencia de detección obtenida es adecuada para medir ^{222}Rn en aire. Dicha ecuación permite conocer la eficiencia de detección experimental para cualquier tiempo de exposición de los viales. La incertidumbre en las medidas es elevada debido a la variabilidad en la actividad de concentración de radón a lo largo del día ya que la calibración se realiza en un almacén subterráneo del edificio CETA donde la concentración de radón no está controlada.

Es conveniente indicar que esta curva de calibración debe realizarla cada laboratorio, ya que puede variar en función tanto de parámetros físicos (viales y láminas de ZnS(Ag)), como de parámetros ambientales (presión, temperatura, humedad, etc.). En consecuencia, serían necesarios más estudios para realizar una curva extrapolable a todas las condiciones.

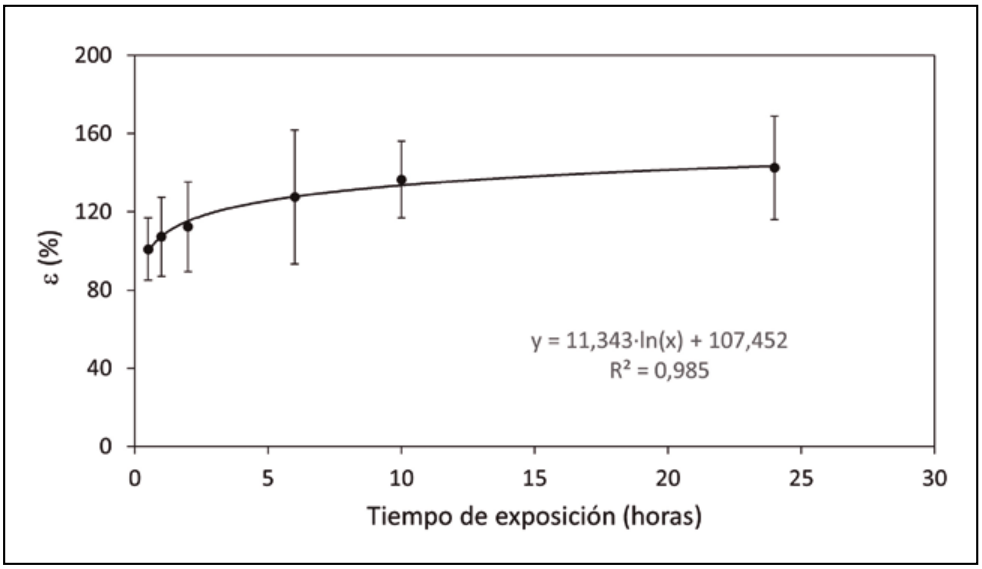

Figura 12. Curva de calibrado de ajuste logarítmico de la eficiencia con respecto al tiempo de exposición de los viales.

8.3.3. Determinación de la eficiencia para un tiempo de exposición de 4 horas

La tabla 6 presenta los resultados de la verificación realizada con cuatro viales para un tiempo de exposición de 4 horas en un mismo recinto. El error relativo entre el valor medio de la eficiencia experimental y el obtenido mediante la curva de calibrado es del 2 %. Este resultado sirve para verificar la curva de calibración obtenida en el apartado anterior. Las eficiencias son superiores al 100 % debido a que además de medir las emisiones alfa del ^{222}Rn, también se miden las emisiones alfa de sus descendientes ^{218}Po y ^{214}Po, tal y como se ha comentado en el apartado 6.1 Instrumentación.

Tabla 6. Comparación de la eficiencia media experimental y de la curva de calibrado para un tiempo de exposición de 4 horas

Vial	ε	ε (%)	ε_{media}	$\varepsilon_{calibrado}$
1	1,35 ± 0,39	135	1,26 ± 0,10	1,24 ± 0,08
2	1,09 ± 0,48	109		
3	1,52 ±0,63	152		
4	1,10 ± 0,45	110		

La incertidumbre está expresada como k=1.

8.4. Medida de ^{222}Rn aire en diferentes ambientes

En la figura 13 se presenta un espectro típico de una medida realizada.

El espectro muestra dos zonas diferenciadas: una zona de bajas energías (no presente en la figura 13), hasta el canal 400, que recoge un elevado número de cuentas que proceden de fenómenos de fotoluminiscencia y, por otra parte, una zona de altas energías, donde aparece una señal en torno al canal 1020-1024 que corresponde a la señal de los impulsos de la desintegración alfa del ^{222}Rn y sus descendientes alfa ^{218}Po y ^{214}Po. El espectro que se obtiene es básicamente un solo pulso, no pudiéndose diferenciar entre el ^{222}Rn y sus descendientes de mayor energía.

El valor medio de la concentración de actividad de ^{222}Rn en aire en diferentes localizaciones, así como el valor de la medida con el AlphaGUARD PQ 2000PRO se presentan en la tabla 7. La actividad se ha obtenido con la media de las cuatro medidas en el caso del almacén subterráneo, y con 3 medidas en el caso del Laboratorio y de la Sierra de Gredos ya que se tuvo que eliminar un valor anómalo en ambos casos.

En la tabla 8 se observa que la precisión en todos los casos es inferior al 20 %. Respecto al error relativo o sesgo (*ER*), la medida en el almacén subterráneo tiene un valor del 2 %, mientras que en los otros puntos de muestreo, esto es, en el laboratorio y en la Sierra de Gredos, es superior, esto es, -18 % y -35 %, respectivamente. En este último caso, en el almacén de la Sierra de Gredos, la diferencia de concentración de actividad entre el método propuesto y la obtenida con el AlphaGUARD PQ 2000PRO puede deberse a la variación de las condiciones atmosféricas (presión, temperatura o humedad) que pueden afectar al resultado de la medida. Con estos datos de *ER* se podría pensar que la sensibilidad del método depende de la concentración de actividad de ^{222}Rn. Sin embargo, no se tienen los datos suficientes para asegurar dicha afirmación. En el caso del E_n se observa que solo el valor del almacén subterráneo del edificio CETA presenta un valor inferior a 1.

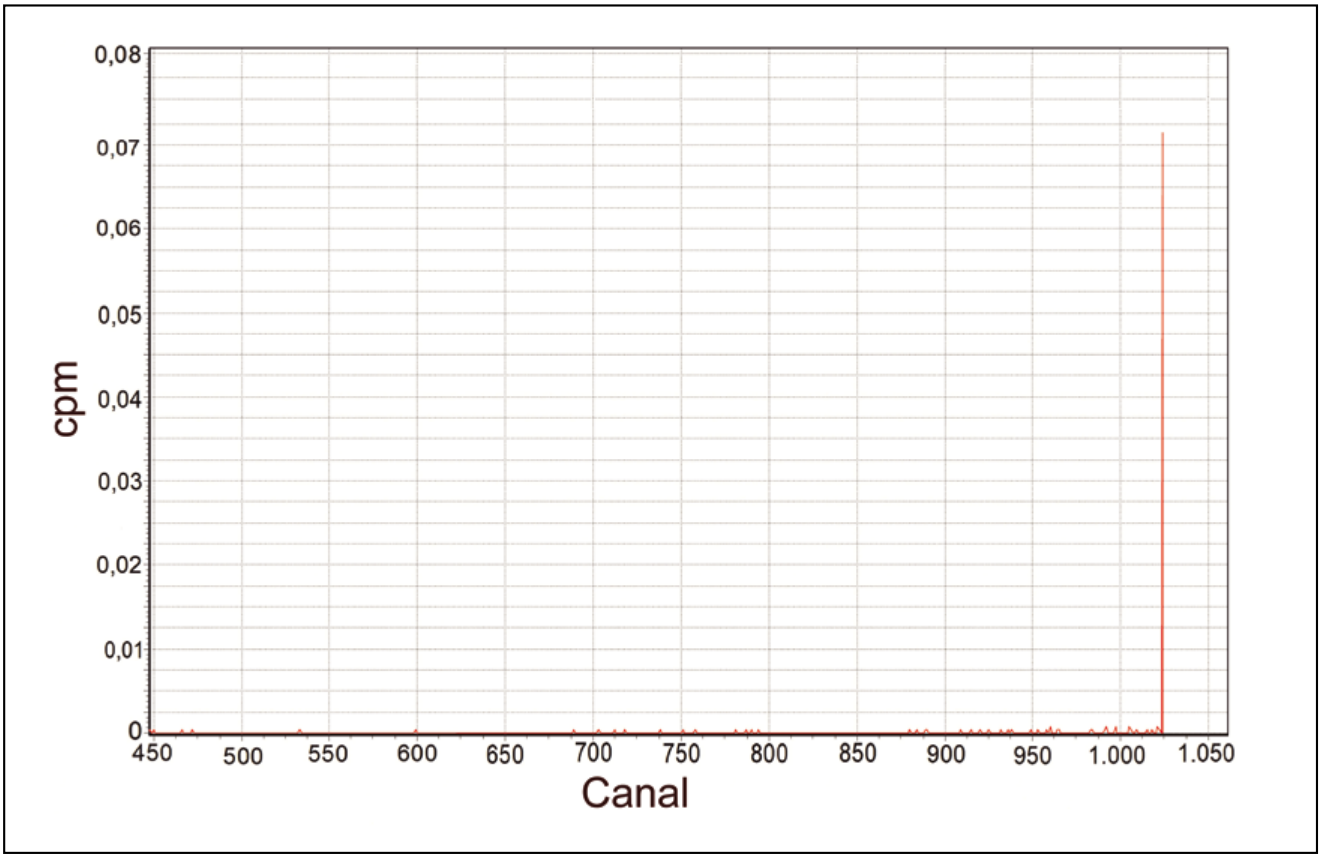

Figura 13. Espectro de medida de ^{222}Rn en aire en el detector de centelleo Quantulus 1220.

Tabla 7. Resultados de la concentración de actividad de ^{222}Rn en aire en diferentes localizaciones

Localización muestreo	Vial	A (Bq m^{-3}) método propuesto	A_{media} (Bq m^{-3}) método propuesto	A_{ref} (Bq m^{-3}) AlphaGuard
Almacén subterráneo del edificio CETA	*1*	293 ± 86	275 ± 63	270 ± 26
	2	238 ± 104		
	3	331 ± 136		
	4	239 ± 97		
Laboratorio baja actividad del CEDEX	*1*	134 ± 65	136 ± 21	166 ± 20
	2	valor anómalo		
	3	148 ± 86		
	4	126 ± 84		
Almacén de la Sierra de Gredos	*1*	87 ± 61	89 ± 13	138 ± 18
	2	valor anómalo		
	3	97 ± 74		
	4	84 ± 62		

La incertidumbre está expresada como k=2.

Tabla 8. Parámetros de aseguramiento de la calidad obtenidos en la comparación de las medidas con el método propuesto y el AlphaGUARD PQ 2000PRO (A_{ref})

Muestra	A_{ref} (Bq m^{-3})	N	A_{media} (Bq m^{-3})	Precisión *CV(%)*	Exactitud *ER(%)*	E_n
Almacén	270 ± 26	4	275 ± 63	16	2	0,07
Laboratorio	166 ± 20	3	136 ± 21	17	-18	-1,03
Sierra de Gredos	138 ± 18	3	89 ± 13	8	-35	-2,21

La incertidumbre está expresada como k=2.

La AMD obtenida en la medida de la concentración de actividad de ^{222}Rn en aire con el procedimiento propuesto es de 20 Bq m^{-3} para un tiempo de medida de 360 minutos. Este valor es un orden de magnitud inferior al que se recomienda en la Directiva 2013/59/Euratom y en el Real Decreto 732/2019 donde se establece el nivel de referencia de 300 Bq m^{-3}.

8.5. Aseguramiento de la calidad metrológica

En la tabla 9 se presentan los resultados obtenidos en el aseguramiento de la calidad metrológica del método propuesto. Hay que señalar algunos aspectos relevantes en el diseño experimental para mostrar la importancia de aplicar correctamente el protocolo en la medida de estos detectores. Por una parte, ya se ha comentado que la caracterización del fondo previa a la medida es necesaria. Los viales de la serie E1 tenían el fondo más bajo, después los de la serie E2 y, finalmente, los viales de la serie E3 eran los que tenían el fondo más alto. Sin embargo, la serie E1 fue sometida a los niveles más elevados de concentración de actividad, cuando hubiese sido necesario realizarlo al revés, esto es, que la serie sometida a la concentración de ^{222}Rn inferior tuviera el fondo más bajo. Otro aspecto importante para señalar es que la medida de ^{222}Rn hay que realizarla lo antes posible debido a su corto periodo de semidesintegración, sobre todo cuando las actividades son bajas, ya que si no el límite de detección (*AMD*) se incrementa en función de la corrección del factor de desintegración. En los resultados presentados en la tabla 9 se ha tenido que eliminar los resultados de la serie E3 debido a que la medida de dichas muestras se retrasó por temas técnicos y logísticos y, además, el fondo era alto, lo que incrementaba el límite de detección. Finalmente, se realizó un estudio de difusión de ^{222}Rn en los viales y se tuvo que descartar un vial en cada una de las series E1 y E2. Los parámetros de calidad (exactitud y precisión) se presentan en la tabla 9. Se observa que los resultados de exactitud y de precisión son satisfactorios para el método propuesto. Por otra parte, se observa que

Tabla 9. Resultados de la exposición de los detectores en una cámara de referencia y valor medio de la concentración de actividad con el método propuesto

Muestra	A_{ref} (Bq m^{-3})	N	A_{media} (Bq m^{-3})	Precisión *CV(%)*	Exactitud *ER(%)*	E_n
E1	10378 ± 1472	3	11050 ± 2129	10,4	6,5	0,26
E2	1911 ± 275	3	1837 ± 631	18,6	-3,9	-0,11

La incertidumbre está expresada como k=2.

el valor de E_n es inferior a 1, lo que confirma la idoneidad del método propuesto.

9. CONCLUSIONES

En este trabajo se ha desarrollado un procedimiento de medida de ^{222}Rn en aire, rápido y sencillo, combinando el uso de láminas de ZnS(Ag) introducidas en el interior de un vial de baja difusión, y su posterior medida con el espectrómetro de centelleo Quantulus 1220. En la metodología presentada es necesario exponer los viales en un ambiente con bajos niveles de radón, inferiores a 10 Bq m^{-3}, durante 2 horas para alcanzar fondos suficientemente bajos, previo a la toma de muestra.

La curva de calibración presenta un primer tramo, para intervalos entre 30 minutos y 6 horas, con una pendiente ascendente, entre un 100-140 %, ese incremento se suaviza para tiempos de exposición más largos. Estos valores de la eficiencia son adecuados para determinar cuantitativamente ^{222}Rn en aire. Finalmente, se ha seleccionado y caracterizado la eficiencia para un tiempo de exposición de 4 horas. Es conveniente indicar que esta curva de calibración debe realizarla cada laboratorio, ya que puede variar en función tanto de parámetros físicos (tipo de vial, número de láminas de ZnS(Ag), etc.), como de parámetros ambientales (presión, temperatura, humedad, etc.).

La calidad metrológica del método se ha asegurado exponiendo los detectores a concentraciones de ^{222}Rn controladas. Se ha determinado la exactitud y la precisión del método. Los resultados muestran que la exactitud del método utilizando el error relativo es menor del 10% y que la precisión, utilizando el coeficiente de variación es inferior al 20 % para la concentración de actividad de ^{222}Rn estudiada.

La actividad mínima detectable (AMD) obtenida de 20 Bq m^{-3} para un tiempo de medida de 6 horas es adecuada para controlar los niveles establecidos por la Directiva europea y la normativa española que sitúa el nivel de referencia en 300 Bq m^{-3}.

10. REFERENCIAS

Banjanac, R., Dragic, A., Udovicic, V., Jokovic, D., Maetic, D., Veselinovic, N., y Savic, M. (2014). Variations of gamma-ray background in the Belgrade shallow underground low-level laboratory. *Applied Radiation and Isotopes,* 87, pp. 70-72. doi:10.1016/j.apradiso.2013.11.091

Beck, T.R., Antohe, A., Cardellini, F., Cucoş, A., Fialova, E., Grossi, C., y Hening, K. (2021). The Metrological Traceability, Performance and Precision of European Radon Calibration Facilities. *International Journal of Environmental Research and Public Health,* 18(22), 12150. doi:10.3390/ijerph182212150

CSN (2004a). *Calidad metrológica y dosimetría del radón. Primera campaña nacional de intercomparación.* Colección Documentos I+D 12.2004. Madrid: CSN.

CSN (2004b). *Concentración de radón en viviendas españolas. Otros estudios de radiación natural.* Colección Informes Técnicos 13.2004. Madrid: CSN.

CSN (2010a). Guía de Seguridad 11.01. *Directrices sobre la competencia de los laboratorios y servicios de medida de radón en aire.* Madrid: CSN.

CSN (2010b). *Protección frente a la inmisión de gas radón en edificios.* Colección Informes Técnicos 24.2010. Madrid: CSN.

CSN (2012a). Guía de Seguridad 11.2 *Control de la exposición a fuentes naturales de radiación.* Madrid: CSN.

CSN (2012b). Guía de Seguridad 11.4. *Metodología para la evaluación de la exposición al radón en los lugares de trabajo*. Madrid: CSN.

CSN (2022). *Intercomparación 2020 de medidas de la concentración de radón en aire bajo diferentes condiciones ambientales. Equipos de medida continuo y detectores integrados.* Colección Informes Técnicos 55.2022. Madrid: CSN.

Currie, L.A. (1968). Limits for qualitative detection and quantitative determination. Application to radiochemistry. *Analytical Chemistry,* 40(3): pp. 586-593. doi:10.1021/ac60259a007

Dragounová, L., y Rulík, P. (2013). Low level activity determination by means of gamma spectrometry with respect to the natural background fluctuation. *Applied Radiation and Isotopes,* 81, pp. 123-127. doi:10.1016/j.apradiso.2013.03.017

ENAC (2020) (10 de mayo 2022). El nuevo Código Técnico de Edificación exige acreditación a los laboratorios que realicen la medida del radón en edificios. https://www.enac.es/acreditacion-medida-radon.

EURATOM (1990). *Recomendación de la Comisión, de 21 de febrero de 1990, relativa a la protección de la población contra los peligros de una exposición al radón en el interior de edificios (90/143/Euratom).*

EURATOM (2013). *Directiva 2013/59/Euratom del Consejo 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, y se derogan las Directivas 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom y 2003/122/Euratom.*

European Commission (2019). Chapters 2 y 5. Radon. En: G. Cinelli, De Cort, M., y Tollefsen, T. (ed.), *European Atlas of Natural Radiation*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.

García-Talavera, M., López, F.J., Sanz, M.T., Ramos, L., y Sánchez, M.F. (2017). Hacia un Plan Nacional contra el radón en España. *Alfa,* 173(34): pp. 23-29.

Gobierno de Canarias (2020). *Guía técnica de buenas prácticas frente a la exposición al radón en las instalaciones hidráulicas subterráneas de Canarias*. Tenerife: Gobierno de Canarias y Universidad de la Laguna.

Gutiérrez, J., Sainz, C., Fuente, I., Sáez, J.C., Correa, E., y Quindós, L.S. (2013). Intercomparison exercise on external gamma dose rate under field conditions at the laboratory of natural radiation (Saelices el Chico, Spain). *Radiation Protection Dosimetry,* 155(4): pp. 459-466.

IAEA (2012). *Sources and Measurements of Radon and Radon Progeny Applied to Climate and Air Quality Studies*. IAEA Proceedings Series. Viena: IAEA.

IAEA (2015). *Protection of the Public Against Exposure Indoors due to Radon and Other Natural Sources of Radiation.* Specific Safety Guide No. SSG-32. Viena: IAEA.

IETcc (2021). *Guía Rehabilitación frente al radón*. Madrid: CSIC.

Ishimori, Y., Lange, K., Martin, P., Mayya, Y., y Phaneuf, M. (2013). *Measurement and Calculation of Radon Releases from NORM Residues*. Tehnical Reports Series, Nº 474. Viena: IAEA.

ISTAS-CCOO (2019). *Exposición laboral al radón. Guía para la prevención*.

Janik, M., Hasan, M.M., Bossew, P., y Kavasi, N. (2021). Effects of Storage Time and Pre-Etching Treatment of CR-

39 Detectors on Their Response to Alpha Radiation Exposure. *International Journal of Environmental Research and Public Health,* 18(16), 8346. https://www.mdpi.com/1660-4601/18/16/8346

Junta de Extremadura (2020a). *Guía para la protección de gas radón.* Volumen 1 - General. Mérida: Junta de Extremadura.

Junta de Extremadura (2020b). *Guía para la protección de gas radón.* Volumen 2 - Profesionales. Mérida: Junta de Extremadura.

Ministerio de Fomento (2019). *Real Decreto 732/2019, de 20 de diciembre, por el que se modifica el Código Técnico de la Edificación, aprobado por el Real Decreto 314/2006, de 17 de marzo.* BOE, nº 311, 27 diciembre 2019. Madrid: Ministerio de Fomento.

Ministerio de Sanidad (2021a). *Acción frente al Radón*. Madrid: Ministerio de Sanidad.

Ministerio de Sanidad (2021b). *Mortalidad atribuible a la exposición a radón residencial en España*. Madrid: Ministerio de Sanidad.

Modec, P.M., Korun, M., Martelanc, M., y Vodenik, B. (2012). A comparative study of the radon-induced background in low-level gamma-ray spectrometers. *Applied Radiation and Isotopes,* 70(1): pp. 324-331. doi:10.1016/j.apradiso.2011.09.023

OMS (2015). *Manual de la OMS sobre el radón en interiores*. Ginebra: Organización Mundial de la Salud.

Ortega, L., Manzano, M., Custodio, E., Hornero, J., y Rodríguez-Arévalo, J. (2015). Using 222Rn to identify and quantify groundwater inflows to the Mundo River (SE Spain). *Chemical Geology,* 395, pp, 67-79. doi: https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2014.12.002

Pantelic, G., Celikovic, I., Zivanovic, M., Vukanac, I., Nikolic, J.K., Cinelli, G., y Gruber, V. (2019). Qualitative overview of indoor radon surveys in Europe. *Journal of Environmental Radioactivity,* 204, 163-174. doi:10.1016/j.jenvrad.2019.04.010

Papastefanou, C. (2002). An overview of instrumentantion for measuring radon in soil gas and groundwaters. *Journal of Environmental Radioactivity,* 63(3): pp. 271-283. doi:10.1016/s0265-931x(02)00034-6

Quindós, L.S., Arteche, J.L., y Fuente, I. (2006). Radon y Meteorología. *XXIX Jornadas Científicas de la Asociación Meteorológica Española*, *Pamplona, 19-26 abril, 2006.*

Quindós, L.S., Fernández, P.L., y Soto, J. (1991). Short-Term Vs. Long-Term Indoor Radon Measurements. *Health Physics,* 61(4): pp. 539-542. doi:10.1097/00004032-199110000-00010

Samet, J.M. (1989). Radon and Lung Cancer. *JNCI: Journal of the National Cancer Institute,* 81(10): pp. 745-758. doi:10.1093/jnci/81.10.745

Shahrokhi, A., Burghele, B.D., Fábián, F., y Kovács, T. (2015). New study on the correlation between carbon dioxide concentration in the environment and radon monitor devices. *Journal of Environmental Radioactivity,* 150, pp. 57-61. doi: https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.07.028

Tamakuma, Y., Kranrod, C., Jin, Y., Kobayashi, H., Nugraha, E. D., Sanpei, A., y Tokonami, S. (2021). Characterization of Commercially Available Active-Type Radon–Thoron Monitors at Different Sampling Flow Rates. *Atmosphere,* 12(8), 971. doi:10.3390/atmos12080971

Theodórsson, P. (1996). *Measurement of weak radioactivity*. Singapore: World Scientific.

Tobar, J.G., y Pujol, L. (2014). Influencia de la meteorología en el nivel de radón en un laboratorio de medidas de radioactividad ambiental. *Ingeniería Civil,* nº 173, pp. 61-70.

Torres-González, P., Moure-García, D., Luengo-Oroz, N., Villasante-Marcos, V., Iribarren, I., Blanco, M.J., y García-Fraga, J. (2019). Geochemical signals related to the 2011–2012 El Hierro submarine eruption. *Journal of Volcanology and Geothermal Research,* 381, pp. 32-43. doi:10.1016/j.jvolgeores.2019.05.018

UGT (2019). *Manual. Cuestiones que Delegados/as de Prevención han de conocer sobre el gas Radón*.

UNE (2017). UNE-EN ISO/IEC 17025:2017. *Requisitos generales para la competencia de los laboratorios de ensayo y calibración (ISO/IEC 17025:2017).*