

***Facultad
de
Ciencias***

**Comparación de técnicas de medida para
la evaluación de la dosis de radiación
debida al radón**

**Comparison of Measurement Techniques for
the Evaluation of Radon Dose**

Trabajo de Fin de Grado
para acceder al

GRADO EN FÍSICA

Autor: Laura de la Mora Calzada

Director: Carlos Sainz Fernández

Codirector: Daniel Rábago Gómez

Junio - 2025

Agradecimientos

Me gustaría dar las gracias a mis padres, por el apoyo incondicional que me han brindado durante todos estos años en el grado. Su paciencia y ánimo constante han sido fundamentales en mi entorno académico.

Quiero expresar también mi más sincero agradecimiento al personal del Laboratorio de Radiactividad Ambiental de la Universidad de Cantabria (LaRUC), especialmente a Luis y Jorge, por su ayuda durante la realización del trabajo experimental.

Así mismo, agradezco profundamente a mi tutor, Dani, por su apoyo y guía constante a lo largo de todo el proceso. Gracias por su implicación y ayuda en este trabajo.

Finalmente, gracias también a mis amigos por estar siempre ahí y a todas las personas que, de una forma u otra, han contribuido a que este trabajo sea posible.

Dedico también una mención especial a mi abuelo, que, aunque ya no esté aquí, sigue muy presente en mi memoria y ha sido una inspiración en cada uno de mis pasos. Por eso, este trabajo también es para él.

Índice

Resumen	4
Abstract.....	5
1. Introducción	6
1.1 Radiación y sus fuentes	6
1.2 El radón	12
1.3 Legislación relativa al gas radón	13
2. Materiales y métodos	17
2.1 Cámara de Radón	17
2.2 AlphaGUARD	18
2.3 Radon Scout	19
2.3.1 Cálculo del factor de calibración del Radon Scout	21
2.4 CR-39 (detector de trazas).....	23
2.4.1 Procedimiento para el revelado de CR-39	24
2.4.2 Calibración del CR-39	27
2.5 Método experimental.....	28
3. Resultados y análisis	31
3.1 Calibración	31
3.1.1 Radon Scout	31
3.1.2 CR-39.....	32
3.2 Resultados	33
3.2.1 Resultados de las medidas con Radon Scout	33
3.2.2 Resultados de las medidas con los detectores CR-39	35
3.2.3 Comparación de los dos métodos	36
4. Conclusiones	41
5. Referencias.....	43

Resumen

El radón es un gas radiactivo de origen natural considerado una de las principales fuentes de exposición a la radiación ionizante en interiores, especialmente en espacios poco ventilados. Este trabajo tiene como objetivo comparar dos técnicas diferentes de medición de concentración de radón, una basada en detectores pasivos de trazas (CR-39) y otra en monitores electrónicos de lectura continua (Radon Scout). Las mediciones se llevaron a cabo durante tres meses en diferentes ubicaciones de la Facultad de Medicina de la Universidad de Cantabria, evaluando tanto la precisión como la aplicabilidad de cada sistema. Los resultados obtenidos muestran una buena concordancia general entre ambos métodos, aunque con algunas discrepancias explicables por sus diferencias de funcionamiento. Además, se identificaron variaciones significativas en las concentraciones según el espacio estudiado, destacando la Sala de Reuniones como punto crítico. El análisis conjunto permite concluir que la combinación de ambas técnicas proporciona una caracterización más completa del riesgo radiológico asociado al radón.

Palabras clave: *Radón, dosis, exposición, dosimetría, CR-39, Radon Scout, radiación ionizante.*

Abstract

Radon is a naturally occurring radioactive gas and one of the main sources of ionizing radiation exposure in indoor environments, particularly in poorly ventilated areas. This study aims to compare two measurement techniques for assessing radon concentration, passive track detectors (CR-39) and continuous electronic monitors (Radon Scout). Measurements were conducted over a three-month period in different locations at the Faculty of Medicine of the University of Cantabria, evaluating both the accuracy and applicability of each system. The results show overall good agreement between both systems, with some discrepancies attributed to their operational differences. Additionally, significant variations in concentration were identified depending on the specific space studied, with the meeting room identified as a high-risk zone. The combined use of both methods provides a more comprehensive evaluation of radiological risk due to radon exposure.

Keywords: Radon, dose, exposure, dosimetry, CR-39, Radon Scout, ionizing radiation.

1. Introducción

1.1 Radiación y sus fuentes

La radiación es un fenómeno natural por el cual se emite, propaga y transfiere energía en cualquier medio en forma de ondas electromagnéticas o partículas. Estas ondas o partículas pueden interactuar con la materia de diferentes modos, ya sea depositando energía, alterando estructuras moleculares o generando reacciones nucleares.

La radiación electromagnética consiste en la propagación de energía mediante campos eléctricos y magnéticos oscilantes que viajan a la velocidad de la luz. Esta radiación se puede manifiesta en ondas de baja frecuencia como las ondas de radio hasta en rayos X y gamma de muy altas frecuencias tal y como se observa en la Figura 1.

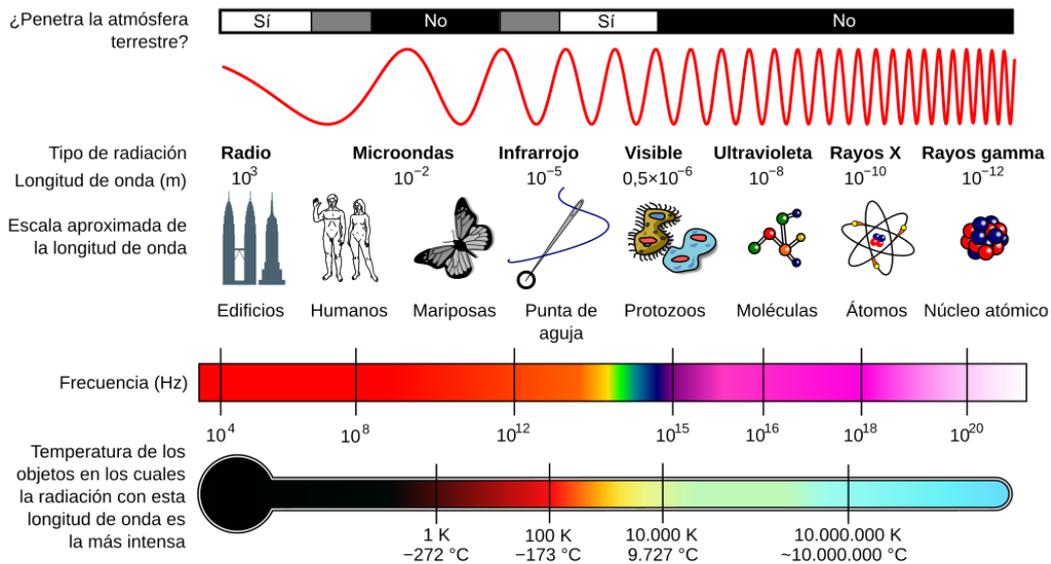


Figura 1. Diagrama del espectro electromagnético. Muestra la longitud de onda, los tipos, la frecuencia y la temperatura. [1]

Aunque clásicamente la radiación se describa como un campo electromagnético que oscila, debido a la dualidad onda-partícula, a nivel cuántico se comporta como un flujo de fotones, cada uno con una energía $E = h\nu$, donde la h es la constante de Planck y ν es la frecuencia de la onda. Se establece una clasificación de la radiación electromagnética desde el punto de vista de los efectos en átomos y moléculas a partir de un valor umbral de energía entorno a los 10 eV, dividiéndose en no ionizante e ionizante.

Radiación no ionizante: definición, fuentes y aplicaciones

La radiación no ionizante no tiene energía suficiente para arrancar electrones de los átomos, pero puede producir efectos térmicos o excitaciones electrónicas. Aquí se incluyen los campos magnéticos de baja frecuencia como las radiaciones ELF (Extremely Low Frequency), que abarca frecuencias comprendidas entre los 3 y 30 kHz, y se suelen utilizar en líneas eléctricas. También están en este grupo las radiofrecuencias y microondas, comprendidas entre los 30 kHz y 300 GHz, engloban las ondas de radio, televisión, móvil y microondas, empleadas en comunicaciones y electrodomésticos. Por último, están las radiaciones ópticas, que comprenden el infrarrojo (300 GHz a 400 THz), la luz visible (400 THz a 750 THz) y parte del ultravioleta (750 THz a 1660 THz).[2]

Estas formas de radiación no ionizante provienen tanto de fuentes naturales como artificiales. La principal fuente natural de radiación no ionizante es el Sol, ya que emite radiaciones ópticas en el infrarrojo, en el visible y en el ultravioleta. Por otro lado, también hay fuentes artificiales dentro de la radiación no ionizante, como los teléfonos móviles, routers de Wi-Fi, lámparas de infrarrojos, hornos microondas, equipos de soldadura. Estas fuentes artificiales han crecido con el avance tecnológico, aumentando así la exposición humana en entornos cotidianos y laborales.

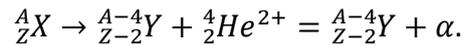
Además de las fuentes naturales y artificiales mencionadas, la radiación no ionizante tiene múltiples aplicaciones dentro de varios campos. En la medicina, es utilizada en técnicas de diagnóstico de imagen, como la resonancia magnética, en tratamientos con láser y fototerapia. En la industria se utiliza en procesos de soldadura, cortes de materiales, así como en controles mediante sensores ópticos. Como ya se mencionó tiene un papel muy grande en las comunicaciones por las señales de radio, televisión, telefonía y conexión a internet. Asimismo, se presenta en la agricultura y la alimentación, aplicándose en los sistemas de riego y en la conservación de alimentos mediante la irradiación con luz ultravioleta.

Radiación ionizante: origen, clasificación y fuentes

La radiación ionizante es aquella que tiene suficiente energía para ionizar la materia, es decir arrancar electrones de los estados ligados al átomo, ya que posee una energía superior a los 10 eV. Esta capacidad de ionización puede provocar alteraciones en las estructuras moleculares, incluyendo el ADN, pudiendo tener riesgos biológicos. Dentro de esta categoría se encuentra la parte ultravioleta de mayor energía del espectro

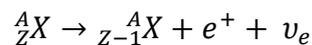
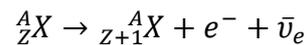
electromagnético, los rayos gamma, rayos X, las partículas alfa y beta. Podemos dividirlo en dos grandes grupos, la radiación corpuscular y la electromagnética.

Dentro de la radiación corpuscular se comprenden las partículas subatómicas emitidas por núcleos inestables. Al tratarse de elementos radiactivos la energía se libera a través de procesos de desintegración nuclear como la alfa, que emite partículas formadas por dos protones y dos neutrones,



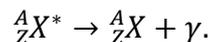
Esta tiene alta energía cinética y una alta capacidad de ionización. La desintegración alfa, emite núcleos de helio, pero su penetración es limitada. Puede formar cadenas de desintegración como ${}^{226}_{88}Ra \rightarrow {}^{222}_{86}Rn + {}^4_2He + 4.87 \text{ MeV}$.

La desintegración beta, libera electrones o positrones emitidos durante la desintegración de ciertos núcleos,



Tiene mayor capacidad de penetración que las partículas alfa, pudiendo atravesar varios milímetros de tejido. Un ejemplo de desintegración β^- es la desintegración del ${}^{14}C$ en ${}^{14}N$, ${}^{14}_6C \rightarrow {}^{14}_7N + e^- + \bar{\nu}_e$; y de emisión de positrones (β^+), ${}^{23}_{12}Mg \rightarrow {}^{23}_{11}Na + e^+ + \nu_e$. Dentro de este grupo de radiación corpuscular también encontramos los neutrones, partículas sin carga eléctrica que pueden penetrar profundamente en los materiales y tejidos.[3]

Dentro del grupo de la radiación electromagnética están los rayos gamma, que se emiten por núcleos inestables en los procesos de desintegración radiactiva,



Estos emiten energía en forma de ondas electromagnéticas, liberando fotones de alta energía y teniendo mucho más alcance que el de las partículas anteriores (Figura 2.). Y, por último, tendríamos los Rayos X, que son la radiación electromagnética originada en el frenado de los electrones (bremsstrahlung). Generalmente se crean en procesos artificiales, como en equipos de diagnóstico médico o en procesos de difracción de rayos X para el estudio de la estructura de la materia.

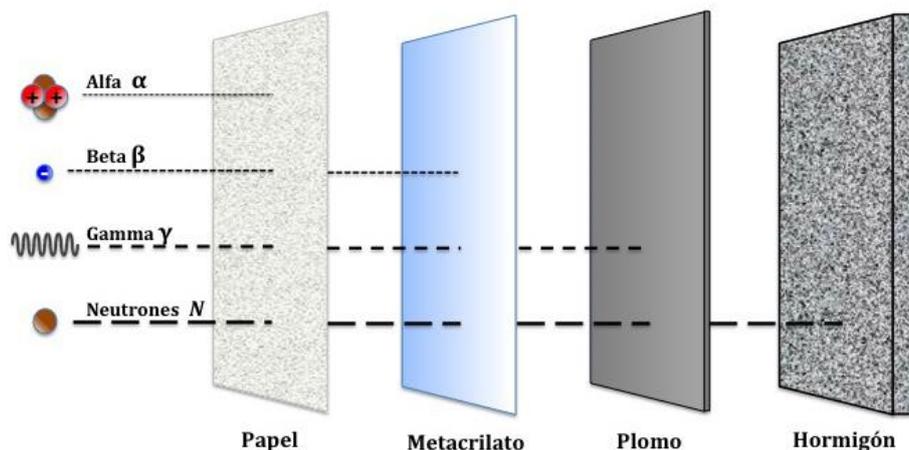
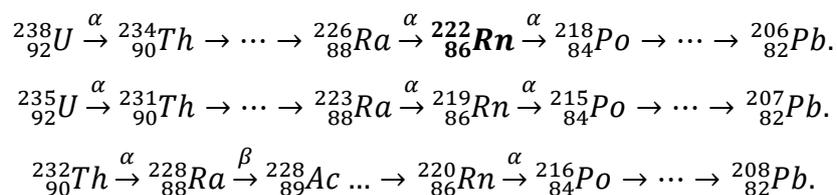


Figura 2. Penetración de las radiaciones ionizantes. [4]

Fuentes de radiación ionizante

La radiación ionizante puede originarse tanto de fuentes naturales como de artificiales. Dentro de las fuentes naturales se encuentra la radiación cósmica procedente del sol y del espacio. Es debida a la actividad solar y de las otras estrellas, y está constituida por protones, partículas alfa de energía muy alta, núcleos pesados y electrones. Pasan a través de la atmósfera e interactúan con elementos presentes en esta originando la radiación gamma, electrones, mesones, neutrones y otras partículas energéticas que forman parte de la radiación cósmica secundaria. A partir de la interacción de rayos cósmicos de alta energía con los núcleos de los átomos se crean isótopos cosmogénicos, como el tritio (^3H), el carbono 14 y el fósforo 12. [5]

Existe también la radiación procedente de los elementos radiactivos presentes en la corteza terrestre como el ^{238}U , ^{235}U y ^{232}Th . Estos isótopos radiactivos no se desintegran en elementos estables, sino que conforman una cadena radiactiva en las que un isótopo radiactivo decae en otro isótopo, llamado hijo, y este a su vez se desintegra en otro, emitiendo partículas hasta que se alcanza un isótopo estable [6], [7], [8]. Las series radiactivas que se encuentran en la naturaleza son:



Todos los nucleidos, ya sean naturales o artificiales, obedecen a la ley de decaimiento radiactivo, que describe cómo disminuye el número N de núcleos inestables con el tiempo:

$$N(t) = N_0 e^{-\lambda t}, \quad (1)$$

donde N_0 es el número de átomos inicial, λ es la constante de decaimiento radiactivo y t es el tiempo transcurrido.

La constante de decaimiento λ es característica de cada elemento radiactivo, tiene unidades de s^{-1} y representa la probabilidad por unidad de tiempo de que un núcleo se desintegre [9]. Se relaciona con el periodo de semidesintegración $T_{1/2}$ mediante la expresión:

$$\lambda = \frac{\ln 2}{T_{1/2}}. \quad (2)$$

El periodo de semidesintegración $T_{1/2}$ es el tiempo necesario para el que el número de núcleos radiactivos de un elemento se reduzca a la mitad de su valor inicial. Es un valor característico de cada nucleido y permite cuantificar la velocidad a la que se produce el decaimiento [10], [11].

Teniendo esto en cuenta se puede definir la actividad radiactiva $A(t)$, el número de desintegraciones por unidad de tiempo:

$$A(t) = \lambda N(t) = A_0 e^{-\lambda t}, \quad (3)$$

donde $A_0 = \lambda N_0$ representa la actividad inicial. La unidad de medida de la actividad en el Sistema Internacional (SI) es el Bequerel (Bq), definiendo 1 Bq como una desintegración por segundo.

Además de las fuentes naturales, existen diversas fuentes artificiales de radiación ionizante, utilizadas en actividades humanas, contribuyendo a la exposición total de la población. Estas incluyen dispositivos de diagnóstico médico, como los TAC y los equipos de formación de radiografías convencionales, que emplean rayos X para obtener imágenes del interior del cuerpo humano.

En el diagnóstico médico también se utilizan fuentes radiactivas, dentro del campo de la medicina nuclear. En este ámbito se administran radiofármacos al paciente, los cuales

emiten radiación desde el interior del cuerpo. Dicha radiación es detectada por equipos como la gammacámara, el PET o el SPECT, pudiendo obtener imágenes funcionales de órganos y tejidos, útiles para el diagnóstico de enfermedades. [12]

En tratamientos oncológicos, la radioterapia es una técnica médica que utiliza la radiación ionizante, con el objetivo de destruir células tumorales o impedir su proliferación. La radiación actúa dañando el ADN de las células cancerosas, lo que impide que se dividan y se multipliquen. Se administran de dos formas principalmente, con radioterapia externa, como se ha mencionado, y mediante braquiterapia, que implica la colocación directa de una fuente radiactiva dentro o muy cerca del tumor.

Otra área de fuentes de radiación artificial sería en las industrias nucleares, en las que se genera energía nuclear a partir de la fisión de isótopos radiactivos, como el ^{235}U . En menor medida, la radiación ionizante también se utiliza en la investigación científica, para estudiar fenómenos físicos, químicos o biológicos.

En conjunto, tanto las fuentes naturales como las artificiales contribuyen a la dosis total de radiación que recibe una persona a lo largo de un año. Sin embargo, tal como se muestra en la Figura 3, la dosis promedio no se distribuye de forma homogénea entre ellas. En la población española, la mayor parte de radiación anual proviene de usos médicos, siguiéndole el radón, una fuente de radiación natural. Este gas representa un 31% de la dosis promedio anual, convirtiéndose casi en el principal factor de exposición a radiación ionizante en condiciones normales, por lo que es muy importante su control y estudio.

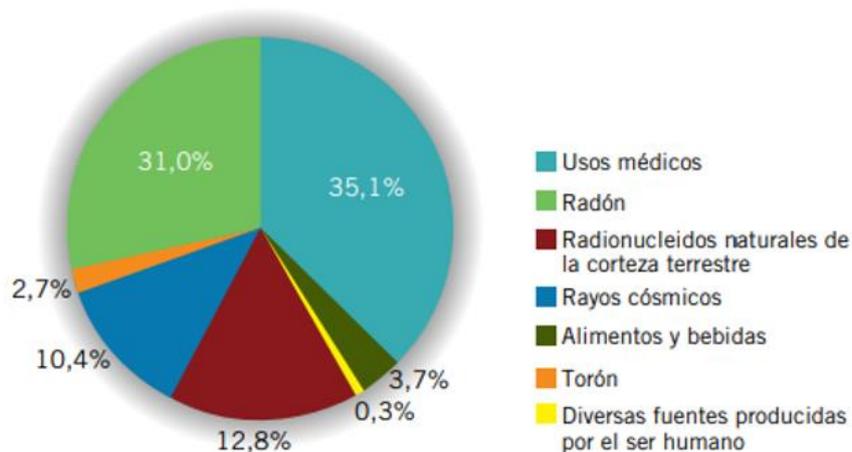


Figura 3. Dosis promedio de radiación recibida en un año por una persona en España.

[13]

1.2 El radón

El radón (Rn) es un gas radiactivo de origen natural que forma parte de la cadena de desintegración del ^{238}U (Figura 4). La cadena comienza con el ^{238}U , con un periodo de desintegración de aproximadamente 4500 millones de años. Este se desintegra sucesivamente en otros radionucleidos, como el ^{234}Th y el ^{234}U , antes de convertirse en ^{226}Ra y posteriormente en ^{222}Rn . Este elemento radiactivo, el radón, tiene un periodo de semidesintegración de $T_{1/2} = 3.8215 (2)$ días [14]. Al desintegrarse, se descompone en otros productos como el ^{218}Po y el ^{214}Po , ambos altamente radiactivos debido a su corto periodo de semidesintegración y por lo tanto emisión de partículas alfa con gran capacidad de ionización.

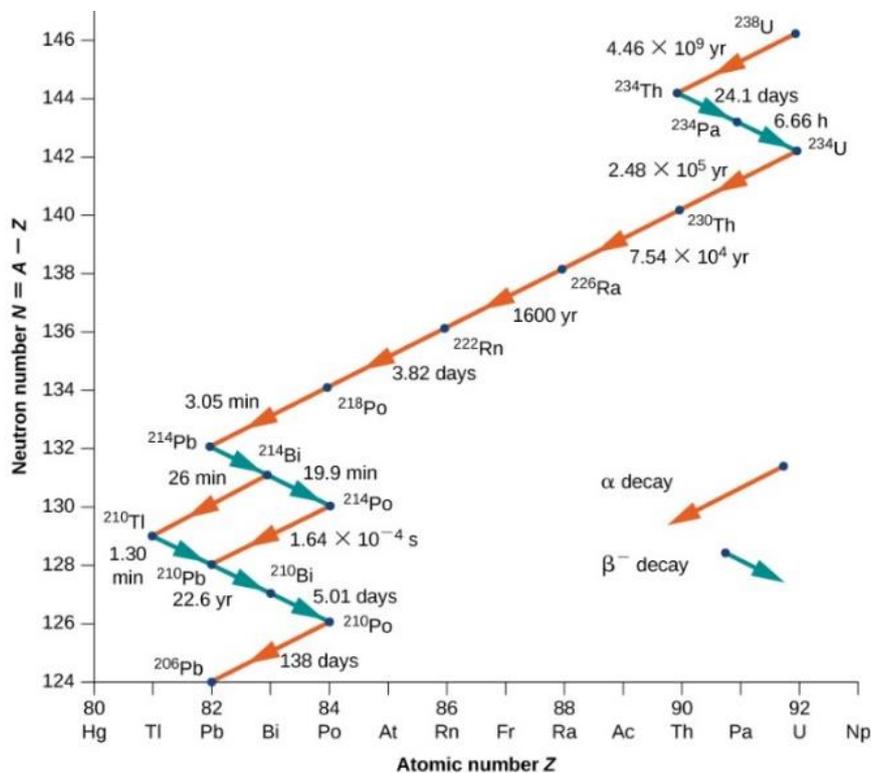


Figura 4. Cadena de desintegración del U-238. Desintegraciones principales. [15]

Este gas, perteneciente al grupo de los gases nobles, es relevante en el ámbito de la exposición a la radiación ionizante, ya que su periodo de semidesintegración le permite migrar desde el interior de la tierra a la superficie y acumularse en espacios cerrados como viviendas y lugares de trabajo. De esta forma genera exposición continua a la radiación ionizante y por lo tanto riesgos para la salud.

El radón en su forma gaseosa es incoloro, inodoro e insípido, por lo que dificulta su detección sin instrumentos especializados. Al inhalarse, los productos de desintegración se pueden adherir a aerosoles presentes en el aire y depositarse en los pulmones, aumentando el riesgo de desarrollar cáncer de pulmón. De hecho, el radón es la principal fuente de exposición a radiación ionizante natural más importante en los seres humanos. La exposición prolongada a concentraciones elevadas de radón ha sido considerada por la Organización Mundial de la Salud (OMS) como un factor determinante en el desarrollo del cáncer de pulmón, considerándose la primera causa de cáncer de pulmón en no fumadores y la segunda en fumadores y exfumadores. Por lo tanto, es crucial monitorear y controlar sus niveles en interiores, especialmente en zonas geográficas con alta concentración en uranio. [16]

Además del ^{222}Rn , existen otros isótopos radiactivos, como el torón (^{220}Rn). Este proviene de la serie de desintegración del torio (^{232}Th). Su periodo de semidesintegración es mucho más corto, $T_{1/2} = 55.6$ segundos, limitando su capacidad para desplazarse a la superficie y concentrarse en espacios interiores. No obstante, juega un papel significativo en la radiactividad natural y en estudios relacionados con la geología, ya que en la actualidad se están llevando a cabo diferentes estudios de este isótopo radiactivo como un indicador de terremotos [17], [18], [19].

Por tanto, la necesidad de monitorear y controlar los niveles de radón en viviendas y espacios laborales es fundamental para reducir su impacto en la salud pública, especialmente considerando su papel significativo en la incidencia de cáncer de pulmón.

1.3 Legislación relativa al gas radón

Debido al impacto que tiene el radón en la salud pública, su regulación se ha convertido en un aspecto clave en las medidas de protección radiológica en España y Europa. A lo largo de los años se han ido adoptando medidas para minimizar la exposición a este gas, tanto en viviendas como espacios de trabajo.

En el ámbito europeo, la Directiva 2013/59/EURATOM [20], aprobada en diciembre de 2013, establece normas de seguridad básicas para la protección contra los peligros derivados de la exposición a radiaciones ionizantes. Esta directiva obliga a los Estados miembros a establecer niveles de referencia para la concentración de radón en interiores, recomendando un máximo de 300 Bq/m^3 en promedio anual, tanto en puestos de trabajo,

viviendas y en lugares públicos. Si se superase este valor umbral se debe tomar medidas técnicas o de ventilación para reducir la concentración del gas y así reducir también los riesgos por una exposición larga. La OMS recomienda establecer un promedio anual de referencia de 100 Bq/m^3 , fijando el máximo en 300 Bq/m^3 . [21]

En respuesta a estas obligaciones europeas, España publicó el Real Decreto 1029/2022 [22], del 20 de diciembre, que aprueba el Reglamento sobre la protección de la salud frente a los riesgos derivados de las radiaciones ionizantes. Este también establece un nivel de referencia de 300 Bq/m^3 para la concentración anual promedio de radón en aire, aplicable tanto a viviendas como a lugares de trabajo y espacios públicos. Además, obliga a realizar mediciones de radón en áreas susceptibles, como en plantas bajas y sótanos de edificios situados en zonas de riesgo. Si se detectasen concentraciones superiores al nivel de referencia, se adoptarían medidas de protección para garantizar la seguridad.

La Instrucción IS-47, del Consejo de Seguridad Nuclear (CSN), publicada el 9 de abril de 2025, refuerza las obligaciones establecidas por el Real Decreto 1029/2022. Regula específicamente las condiciones y criterios para la realización de mediciones en los centros de trabajo ubicados en términos municipales de actuación prioritaria, definidos en base al Código Técnico de la Edificación (CTE) [23].

En particular, la IS-47 adopta como referencia los municipios clasificados como Zona II en el Apéndice B de la Sección HS6 (“Protección frente a la exposición al radón”) del Documento Básico de Salubridad del CTE modificado por el Real Decreto 732/2019. Esta zona agrupa aquellos municipios en los que, según el mapa de potencial de radón elaborado por el CSN [24], existe una probabilidad significativa de que los edificios presenten concentraciones superiores al nivel de referencia (300 Bq/m^3) si no se adoptan soluciones constructivas específicas.

Se propone que los detectores sean colocados entre octubre y mayo, durante un periodo mínimo de tres meses en condiciones que sean representativas del periodo de ocupación. El número de detectores se debe adecuar a la superficie útil y compartimentación de los edificios, priorizando las plantas bajas. Asimismo, los resultados de las mediciones se deben integrar en la evaluación de riesgos laborales bajo la Ley 31/1995, de Prevención de Riesgos Laborales, y actualizarse periódicamente, especialmente tras obras o reformas que puedan favorecer la acumulación del gas. [25]

En caso de que si, a pesar de las medidas de seguridad adoptadas, se sigue superando el nivel de referencia, se deberá clasificar a los trabajadores de dicha actividad como trabajadores expuestos al radón, a aquellos que puedan recibir una dosis efectiva superior a 6 mSv por año. También se deberá clasificar y señalar como zonas de radón aquellas en las que la concentración de radón en aire pueda dar una dosis efectiva a los trabajadores superior también a los 6 mSv al año y establecer las medidas de protección radiológica necesarias.

Para estimar el riesgo para la salud asociado a la exposición por radiación ionizante, se introduce el concepto de dosis efectiva (D_E), que se calcula mediante la fórmula:

$$D_E = \sum_T w_T \cdot H_T, \quad (4)$$

donde D_E es la dosis efectiva total (Sv), w_T el factor de ponderación tisular para el órgano o tejido (representa la sensibilidad), y H_T , es la dosis equivalente absorbida por el órgano o tejido T . Con esta fórmula se permite establecer límites de exposición más precisos y acordes al riesgo real para la salud.

Como parte de la planificación nacional para reducir estos riesgos, se ha puesto en marcha el Plan Nacional contra el Radón para poder coordinar acciones de mitigación y seguimiento del radón en interiores, así como aumentar la concienciación pública sobre los riesgos del radón en la salud, garantizando el cumplimiento de la legislación actual. Tiene como objetivo fomentar la investigación, elaborar mapas de riesgo detallados y establecer medidas técnicas que garanticen niveles seguros de exposición en edificios nuevos y existentes. La combinación de este plan con la legislación vigente representa un avance importante hacia la protección efectiva de la salud frente al radón.

Para garantizar el cumplimiento de la normativa, es imprescindible realizar mediciones precisas de la concentración de radón mediante equipos adecuados. Existen principalmente tres tipos de medición: las mediciones puntuales, que ofrecen una medida instantánea del nivel de radón; las mediciones integradas, que suelen utilizarse para periodos largos de exposición, miden de forma indirecta con detectores pasivos durante el periodo escogido, permiten obtener el promedio anual de concentración de radón; y por último están los sistemas de medida en continuo, que registran variaciones diarias hasta de varios meses. Estos suelen disponer de un sistema de lectura en pantalla y

almacenamiento electrónico. Todos estos dispositivos deben estar calibrados y certificados en laboratorios acreditados según la norma UNE-EN ISO/IEC 17025.

Dentro de este contexto, el presente Trabajo de Fin de Grado tiene como objetivo comparar dos técnicas diferentes de medida de la concentración de radón en interiores, los medidores pasivos de trazas y los medidores en continuo. Se pretende analizar su aplicabilidad y adecuación a la legislación vigente, así como identificar ventajas, limitaciones y niveles de precisión de cada método. El trabajo se enmarca en una línea de investigación orientada a reforzar la prevención y la protección radiológica de fuentes naturales.

2. Materiales y métodos

En este trabajo se empleó una cámara de radón para poder estudiar la respuesta de distintos detectores a concentraciones controladas de gas radón. Permite generar una atmósfera de referencia de radón, fundamental para calibrar equipos de medida, como los utilizados en este trabajo, el monitor portátil Radon Scout y los detectores de trazas nucleares, CR-39.

2.1 Cámara de Radón

La cámara de radón (Figura 5) es un dispositivo diseñado específicamente para estudiar la acumulación y comportamiento del gas radón en un ambiente controlado. Esta resulta fundamental en el ámbito del estudio de la radiactividad, ya que permite simular diferentes situaciones de exposición al radón y calibrar dispositivos de medición.

La cámara de radón utilizada está localizada en el *Laboratorio de Radiactividad Ambiental de la Universidad de Cantabria (LaRUC)*. Se trata de un laboratorio acreditado por *ENAC (Entidad Nacional de Acreditación)*, conforme a la norma *UNE-EN ISO/IEC 17025*, número 279/LC10.245, para la calibración de instrumentos de medida de las concentraciones de actividad de radón y para la exposición de detectores pasivos. La cámara consiste en un cubo de acero inoxidable con 1 m³ de volumen. Sus paredes tienen un grosor de 3.25 mm. La tapa superior se puede retirar, lo que permite el acceso al interior de la cámara para colocar o extraer los detectores de una manera más sencilla. Cuenta además con tres aberturas circulares de unos 80 mm de diámetro, lo que facilita añadir o quitar detectores sin abrir completamente la cámara y así se evita alterar la concentración de radón en el interior. [26]



Figura 5. Cámara de radón de LaRUC con la tapa extraída donde se pueden observar los equipos de referencia utilizados en este trabajo.

El objetivo de esta cámara es generar y mantener concentraciones conocidas y estables de radón, alcanzando valores de hasta decenas de kBq/m^3 . Esta propiedad es esencial para calibrar detectores y comprobar su respuesta a diferentes niveles de exposición. Dispone también de un sistema de ventilación regulado por una bomba conectada a una válvula lateral. Así es posible renovar parcialmente el aire de la cámara o introducir gas de una fuente calibrada y manteniendo así unas condiciones experimentales constantes.

En el interior de la cámara se encuentra instalado el monitor AlphaGUARD, un dispositivo de referencia para realizar una medición precisa de las concentraciones de radón a tiempo real. Está conectado a un ordenador para poder comprobar los datos al mismo tiempo.

2.2 AlphaGUARD

Es un monitor profesional diseñado para la detección y cuantificación del gas radón en aire. Es utilizado en estudios científicos, campañas de medición ambiental y en laboratorios de calibración como equipo de referencia, como ocurre en este caso. Está fabricado por la empresa Bertin Technologies, con sede en Francia, especializada en el desarrollo de instrumentos de medida y observación para diferentes campos de la física.

Funciona mediante una cámara de ionización pulsada. Su detección se basa en “recolectar” los iones generados en el aire interior de la cámara debidos a la desintegración del ^{222}Rn y sus descendientes, ya que emiten partículas alfa. Debido a este principio de detección el equipo ofrece una respuesta estable, continua y sensible, incluso con condiciones variables de temperatura, presión y humedad.

Tiene un rango de medida muy amplio, es capaz de medir concentraciones entre 2 Bq/m^3 y 2 MBq/m^3 , haciéndolo adecuado para ambientes domésticos e incluso industriales con concentraciones muy altas. Presenta gran sensibilidad, detectando aproximadamente 50 cuentas por minuto en una concentración de 1 kBq/m^3 , con una incertidumbre relativa inferior al 5%. Realiza mediciones en tiempo real, lo que le permite analizar la evolución temporal de la concentración de radón.



Figura 6. AlphaGUARD. Equipo de referencia utilizado en la cámara de radón. [27]

El AlphaGUARD de referencia utilizado para la calibración de los dispositivos de medida en *LaRUC* (Figura 6.), tiene como número de serie el 1763. Este dispositivo está calibrado en el laboratorio de calibración del *Bundesamt für Strahlenschutz (BfS)*, localizado en Berlín. Dicho laboratorio está acreditado por la entidad alemana *DAkkS (Deutsche Akkreditierungsstelle)*, con el número de acreditación D-K-15063-01-00.

2.3 Radon Scout

El *Radon Scout* (Figura 7) es un monitor muy utilizado en la medición de la radiación en aire en estudios de larga duración. Se trata de un medidor portátil debido al diseño y tamaño compacto. Está diseñado para realizar medidas en espacios interiores, tanto para estudios científicos como para la monitorización en viviendas, centros de trabajo, espacios públicos, infraestructuras subterráneas como minas o cuevas, o incluso en laboratorios de investigación. Este dispositivo está optimizado para registrar cómo varía la concentración de radón a lo largo del tiempo, permitiendo estudiar los patrones relacionados con la ventilación, ocupación y condiciones ambientales. Está fabricado por la empresa alemana SARAD GmbH.



Figura 7. Radon Scout. Monitor utilizado para medir la concentración de radón en continuo.

Este equipo está programado para medir la concentración de radón en el aire cada hora. Cuenta también con sensores para la temperatura y la humedad. El Radon Scout recoge 1.8 cuentas por minuto a una concentración de 1 kBq/m^3 , con una incertidumbre relativa inferior al 10%, y puede detectar con exactitud las variaciones en la actividad de las concentraciones desde 2 Bq/m^3 hasta 10 MBq/m^3 [28]. Lo que permite cubrir tanto espacios interiores con baja actividad como entornos con mayores concentraciones.

Tiene un sistema de detección pasiva con detectores de silicio detectando las partículas alfa debidas a la desintegración. Cada una de estas desintegraciones libera una partícula alfa con una energía característica. El Radon Scout cuenta con un detector de semiconductores de estado sólido que permite medir la energía de las partículas alfa emitidas, diferenciando así las distintas etapas de la desintegración del radón.

Las reacciones principales que ocurren en la cámara, detectando la emisión de partículas alfa, son: la transformación del ^{222}Rn en ^{218}Po , con una energía de 5.49 MeV, la conversión del ^{218}Po en ^{214}Pb con 6.00 MeV y la transformación del ^{214}Po en ^{210}Pb con 7.69 MeV.

El dispositivo posee una memoria interna con capacidad de almacenamiento para hasta 30.000 registros, lo que facilita el análisis a largo plazo sin intervenciones. Para poder extraer los datos obtenidos durante la exposición, se puede conectar el Radon Scout a un ordenador mediante un cable USB. A través del software *RadonVision*, se pueden descargar, visualizar y analizar los datos obtenidos durante la medida realizada.

2.3.1 Cálculo del factor de calibración del Radon Scout

La calibración de un equipo de medida es un proceso mediante el cual se establece la relación entre los valores proporcionados por el instrumento y los valores reales conocidos de una magnitud, determinados a partir de un patrón o sistema de referencia. En este contexto se determina el factor de calibración, un valor numérico que sirve para ajustar o corregir las mediciones del dispositivo, de manera que se alineen con los valores de referencia. Dicho valor actúa como coeficiente de corrección y su aplicación es fundamental para garantizar que las lecturas del equipo sean correctas.

Se realiza dentro de la cámara de radón de LaRUC anteriormente descrita. En este caso se utilizaron 3 monitores Radon Scout a los que se les expuso a 3 concentraciones diferentes, primero 2 medidas sobre 300 Bq/m³ y otra luego sobre 450 Bq/m³. Se utilizaron estas concentraciones con el fin de cubrir un rango de niveles ambientales típicos.

Hay que tener en cuenta que la concentración de radón medida por el equipo no va a ser un valor único, sino que fluctúa en torno a un valor promedio, por lo que hay que estabilizar la concentración el tiempo suficiente con la finalidad de reducir esa incertidumbre.

Además, se realizó una medida del fondo de los detectores. Este fondo representa la señal base o residual que puede registrarse incluso en ausencia de radón, y que suele deberse a la contaminación acumulada en el detector o a la presencia de productos de desintegración radiactiva adheridos tras un uso prolongado.

Para llevar a cabo la calibración se introdujeron los tres monitores Radon Scout en la cámara de exposición junto con el AlphaGUARD de referencia siguiendo el procedimiento anteriormente descrito. Se llevó la concentración de radón a diferentes niveles, se calculó la media medida por el AlphaGUARD y se comparó con las concentraciones registradas por cada uno de los Radon Scout. El factor de calibración (F) de cada monitor se obtuvo como la razón entre la concentración medida por el monitor de referencia y la concentración registrada por el Radon Scout. Este valor permite ajustar las medidas obtenidas por el Radon Scout, corrigiendo las posibles desviaciones:

$$F = \frac{C_{ref}}{C_m - C_{m_0}}, \quad (5)$$

donde C_{ref} es el valor de referencia obtenido por el AlphaGUARD y C_m y C_{m_0} es la concentración medida por el Radon Scout y su fondo respectivamente.

Para el cálculo de las incertidumbres asociadas a cada concentración medida, tanto por el Radon Scout como por el AlphaGUARD, se consideró la desviación estándar de las mediciones registradas en cada nivel de concentración. Esta desviación representa la dispersión de datos en torno al valor medio y se utilizó como estimación de la incertidumbre tipo. Para la medida del fondo, C_{m_0} , también se calculó su incertidumbre a partir de la desviación estándar de un conjunto de mediciones realizadas en condiciones en ausencia de radón.

Estas incertidumbres individuales fueron incorporadas en la expresión de propagación de errores que permite calcular la incertidumbre total del factor de calibración:

$$u(F) = F \cdot \sqrt{\left(\frac{u_{C_{ref}}}{C_{ref}}\right)^2 + \frac{u_{C_m}^2 + u_{C_{m_0}}^2}{(C_m - C_{m_0})^2}} \quad (6)$$

El cálculo es fundamental para poder evaluar la precisión del equipo y determinar si cumple con los criterios para realizar una medición fiable.

Otro parámetro importante que considerar es el límite de detección (LD). Este valor representa la concentración mínima de radón que el equipo es capaz de detectar con un nivel de estadística definido, y se calcula a partir de la incertidumbre asociada a la medida del fondo. Se determinó utilizando la siguiente expresión

$$LD = 3.29 \cdot u(C_{m_0}) \quad (7)$$

donde $u(C_{m_0})$ es la incertidumbre tipo asociada a la medida del fondo del detector. El factor 3.29 corresponde a un nivel de confianza del 99.96%, considerando una distribución normal. Esta estimación permite conocer el umbral a partir del cual las mediciones del equipo pueden considerarse estadísticamente significativas frente al ruido de fondo.

2.4 CR-39 (detector de trazas)

Los detectores CR-39 (Columbia Resin-39) son detectores sólidos de trazas nucleares utilizados para la medición pasiva de radiación alfa, permitiendo una cuantificación indirecta de la exposición del radón mediante la medida de la densidad de trazas (tr/mm^2). A diferencia de monitores como el Radon Scout, el CR-39 no necesita alimentación eléctrica ni mantenimiento. Se emplean especialmente en estudios de larga duración, donde no se requiere una lectura a tiempo real.

Los detectores utilizados en este trabajo han sido fabricados por la empresa Radosys Ltd. Especializada en instrumentación para detección de radón y análisis de trazas. Están formados por un polímero de plástico termoestable, utilizado como detector sólido de trazas nucleares. Suelen tener una superficie de unos 100 mm^2 y están contenidos en cámaras de difusión modelo RSKS, con un diámetro de 26 mm y una altura de 55 mm.



Figura 8. CR-39. Dispositivo utilizado para medir la densidad de trazas.

Además, cada detector está identificado de forma unívoca mediante su número de serie, el cual aparece tanto en la tapa de la cámara de difusión como impreso directamente en el cuerpo del detector, lo que facilita su seguimiento y trazabilidad durante todo el proceso experimental.

El mecanismo de detección se basa en la interacción de partículas alfa con la superficie del polímero, generando pequeñas trazas en la superficie, cuantificando así indirectamente la radiación alfa. Se van generando trazas en la superficie del polímero. Para hacer visibles estas trazas, se somete el material a un proceso químico llamado revelado o *etching*, en el que se utiliza una solución fuerte que erosiona la superficie del

polímero de manera controlada. Durante este proceso, la velocidad de erosión en las zonas afectadas por la partícula alfa es mayor que en las zonas no afectadas. Esto genera una diferencia en la profundidad de la superficie, lo que permite que las trazas se hagan visibles al microscopio.

2.4.1 Procedimiento para el revelado de CR-39

El proceso de revelado comienza extrayendo el CR-39 de cada cámara de difusión y colocándolos en slides específicos. Cada slide puede contener hasta 12 cristales. Los slides se colocan en la base circular del equipo de revelado, que cuenta con ranuras diseñadas para acomodar uno o dos slides por vez tal y como se observa en la Figura 9.



Figura 9. Carrusel con los slides colocadas.

Se prepara la solución de revelado de 4.25 M de NaOH, mezclando 4 litros de agua destilada con 1 kg de sosa cáustica (NaOH). La mezcla se vierte en el equipo de revelado y se agita con una varilla hasta disolver completamente el sólido.

Una vez preparada la solución, se cierra el equipo y se programa para calentar la solución a 90°C, lo que demora aproximadamente 10 minutos. Se verifica la temperatura con un termómetro antes de proceder, y luego se coloca el tambor con los slides dentro del equipo y se cierra la tapa.



Figura 10. Equipo de revelado

El programa de revelado se ajusta para operar durante 5 horas. Transcurrido este tiempo, se vacía el tanque del equipo y se prepara una solución neutralizante para detener el proceso de revelado, que consiste en 35 ml de ácido acético mezclados agua destilada hasta llegar a los 4 litros. Esta solución se introduce en el equipo, que se programa en modo de neutralización durante 20 minutos.

Una vez completada la neutralización, se vacía nuevamente el tanque y se añade agua destilada (4 litros) para realizar un enjuague final. Los slides se retiran y se dejan secar hasta el día siguiente.

Una vez secos, los slides se analizan utilizando un aparato denominado Radometer, equipado con un microscopio óptico y un software específico instalado en el ordenador conectado al equipo. El objetivo principal de este análisis es cuantificar el número de trazas producidas por las partículas alfa en el polímero. Para ello, el dispositivo lee el código de cada detector y divide el área de análisis en nueve secciones, abarcando una superficie total de 51.71 mm². Durante el proceso, el software muestra el área inspeccionada y marca las trazas detectadas en color rojo.



Figura 11. A la izquierda, slides secando. Derecha, microscopio óptico.

Antes de analizar las muestras, se utiliza un slide proporcionado por el fabricante para verificar el correcto funcionamiento del equipo. A continuación, se introducen los slides que se desean medir, realizando cinco mediciones por slide para comparar el número de trazas detectadas por el microscopio. Este divide cada muestra en nueve partes y va midiendo las trazas como se muestra en la Figura 12.

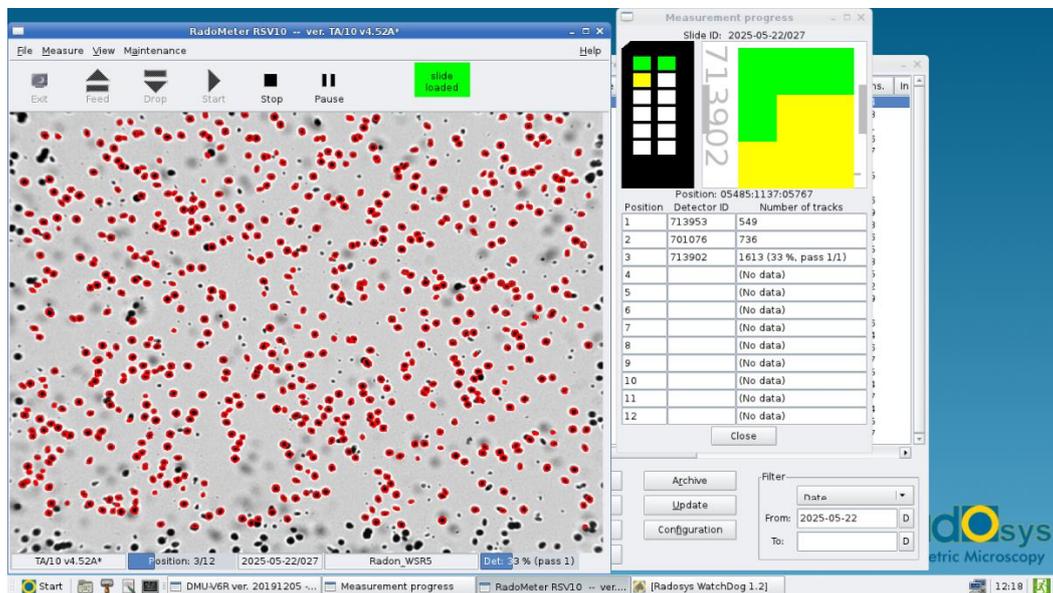


Figura 12. Software de Radosys utilizado por el microscopio para detectar las trazas. Las trazas de radiación están marcadas en rojo dentro del área medida.

2.4.2 Calibración del CR-39

El proceso de calibración tiene como objetivo establecer la relación cuantitativa entre la densidad de trazas registrada en el detector CR-39 y la exposición real al radón. Para ello, los detectores, fueron expuestos en la cámara de radón de LaRUC (Figura 5). Durante el periodo de exposición, las partículas alfa emitidas por la desintegración del radón impactan contra el polímero, generando las trazas.

Se realizaron varias exposiciones controladas a distintas concentraciones de radón utilizando un conjunto de detectores procedentes a la misma serie de fabricación. Tras el periodo de exposición, los detectores se sometieron al proceso de revelado químico para hacer visibles las trazas. A continuación, se contabilizó la densidad de trazas mediante análisis por microscopía.

Tras el revelado se calcula el factor de calibración representando gráficamente los valores obtenidos de exposición y trazas, siguiendo la siguiente ecuación:

$$E = CF \cdot (\rho - \rho_0) \quad (8)$$

donde E (en kBq h/m^3) es la exposición de radón, CF el factor de calibración y ρ y ρ_0 son las densidades de trazas de los detectores expuestos y de fondo (tr/mm^2), respectivamente. El factor de calibración tendrá las siguientes unidades $(\text{kBq} \cdot \text{h/m}^3)/(\text{tr/mm}^2)$.

Como dentro del experimento los valores que se conocen son las exposiciones y las trazas se van obteniendo, se representará el número de trazas por mm^2 , teniendo en cuenta que la superficie efectiva del detector es de 51.71 mm^2 , frente a la exposición para cada detector. Por lo que al hacer la recta de ajuste quedará: $\rho = \frac{1}{CF} \cdot E + \rho_0$.

La incertidumbre en la densidad de trazas se calcula a partir de la desviación estándar del número de trazas contadas en un mismo detector. Para cada medida de densidad se realizó el conteo de trazas cinco veces por muestra y se obtuvo la media y desviación estándar de los recuentos.

La incertidumbre tipo de la densidad de fondo $u(\rho_0)$, obtenida como desviación estándar, se utiliza para calcular el límite de detección (LD) del detector, según la expresión:

$$LD = 3.29 \cdot u(\rho_0) \quad (9)$$

este valor representa la densidad mínima de trazas que puede distinguirse del fondo con un 99.96% de confianza estadística. A partir del valor de LD , se puede estimar también el límite de exposición detectable usando la ecuación (8). Considerando que $\rho - \rho_0 = LD$, se puede calcular la exposición mínima detectable como $E_{LD} = CF \cdot LD$.

2.5 Método experimental

El objetivo principal de este trabajo es comparar dos métodos de toma de medida de la concentración del gas radón en espacios interiores. Para ello se diseñó un procedimiento que combina el uso de detectores activos y pasivos.

La elección de los espacios donde se colocaron los detectores no fue arbitraria, si no que se hizo un estudio en los meses previos al comienzo de este trabajo. Se escogieron tres ubicaciones estratégicas, una zona de control donde la concentración de radón es muy baja, casi nula, pudiendo tener esta zona como referencia para comprobar con los otros datos de estudio. La segunda zona seleccionada fue un despacho, un área de uso habitual con niveles bajos. Fue escogida para simular un entorno laboral común. Y por último la sala de reuniones de LaRUC, espacio de mayor tamaño y bastante frecuentado donde la concentración de radón puede verse influida por la ventilación.

El proceso previo permitió optimizar la ubicación de los detectores, asegurando que las muestras incluyeran situaciones con muy bajo riesgo y otras más propensas a la acumulación del radón. Para la medición se emplearon dos tipos de dispositivos. Se dispuso de 3 Radon Scout, colocados uno en cada ubicación escogida, permitiendo el registro continuo de la concentración del radón. Se mantuvieron activos durante toda la duración del trabajo. Se utilizaron también, 11 CR-39. De los cuales se colocaron 3 fijos en cada espacio, con tiempos de exposición escalonados, retirando uno cada mes durante un periodo total de tres meses. Otro detector se exponía diariamente, intentando simular la exposición al radón que recibiría un trabajador en esos espacios. Este detector se exponía durante la jornada laboral y se retiraba al final del día.

Tabla 1. Identificadores de los detectores utilizados en este trabajo.

Control	Sala de Reuniones	Despacho
GB-5069	GB-5819	GB-5652
GB-5535	GB-5821	GB-5673
GB-5589	GB-5824	GB-5733
Móviles	GB-5838	GB-5826



Figura 13. Dispositivo experimental utilizado. Un Radon Scout, 4 CR-39 (3 fijos y 1 móvil) y documento de seguimiento.

Se utilizó un documento de seguimiento para garantizar la obtención de las horas exactas de exposición. Cabe señalar, que en algunas ocasiones no se retiraron los CR-39 diarios a tiempo y se dejaron olvidados en sus localizaciones de medida. Estos errores se tuvieron en cuenta a la hora de analizar los datos de exposición.

Sala de Reuniones

N.º Detector: **GB 5838**

Fecha	Hora Inicio	Hora Fin
1-feb.		
2-feb.		
3-feb.	10:41	17:10
4-feb.	9:20	16.15
5-feb.	7:45	14:50
6-feb.	9:30	18:10
7-feb.	7:05	14:00
8-feb.		
9-feb.		

Figura 14. Ejemplo del documento de seguimiento utilizado para el control del tiempo de exposición de los detectores móviles.

Los equipos Radon Scout realizaban registros cada hora. Cada dos semanas se accedía a los dispositivos y se descargaban los datos mediante el software proporcionado por el fabricante. Así se podía comprobar el correcto funcionamiento de los dispositivos y garantizar una toma de datos correcta.

En el caso de los detectores pasivos CR-39, al finalizar el tiempo de exposición de los que se llevó a cabo el proceso de revelado, mencionado en la sección 2.4.1, y se realizó un conteo del número de trazas mediante un microscopio óptico. Permitiendo así estimar la concentración de radón promedio en cada detector durante el tiempo de exposición.

Además, dado que los detectores móviles pasaron parte del tiempo expuestos en la zona de control, fue necesario corregir su exposición total para aislar únicamente la contribución del lugar de interés.

La exposición total registrada por cada detector, E_T , incluye tanto la exposición en la zona de control, E_C , como la del lugar final, E_i . Por lo tanto, para poder obtener la concentración media de radón en el lugar específico, se aplicó la siguiente corrección:

$$E_T = E_i + E_C$$

Despejando la exposición correspondiente al lugar y dividiéndola entre el tiempo que estuvo en dicho sitio, se obtiene la concentración corregida:

$$C_i = \frac{E_T - C_C \cdot t_C}{t_i}$$

Siendo C_i y t_i los valores de la concentración y el tiempo expuestos de los detectores de trazas en el Despacho y en la Sala de Reuniones. E_T es la exposición total y C_C y t_C son la concentración media y el tiempo expuestos en la zona de Control.

El objetivo de este proyecto era comparar las dos técnicas de medida, por lo que en su análisis se seleccionaron las franjas horarias y temporales, que los detectores de trazas estuvieron expuestos, en los resultados de las medidas continuas de los Radon Scout. Para así finalmente compararlos.

3. Resultados y análisis

3.1 Calibración

3.1.1 Radon Scout

Para garantizar la fiabilidad de los datos, se realizó la calibración inicial de los tres monitores Radon Scout dentro de la cámara de radón (Figura 5) con concentraciones controladas. A partir de estas concentraciones medidas por cada monitor y las tomadas por el monitor de referencia, utilizando la Ec. (5), se calcularon los diferentes factores de calibración.

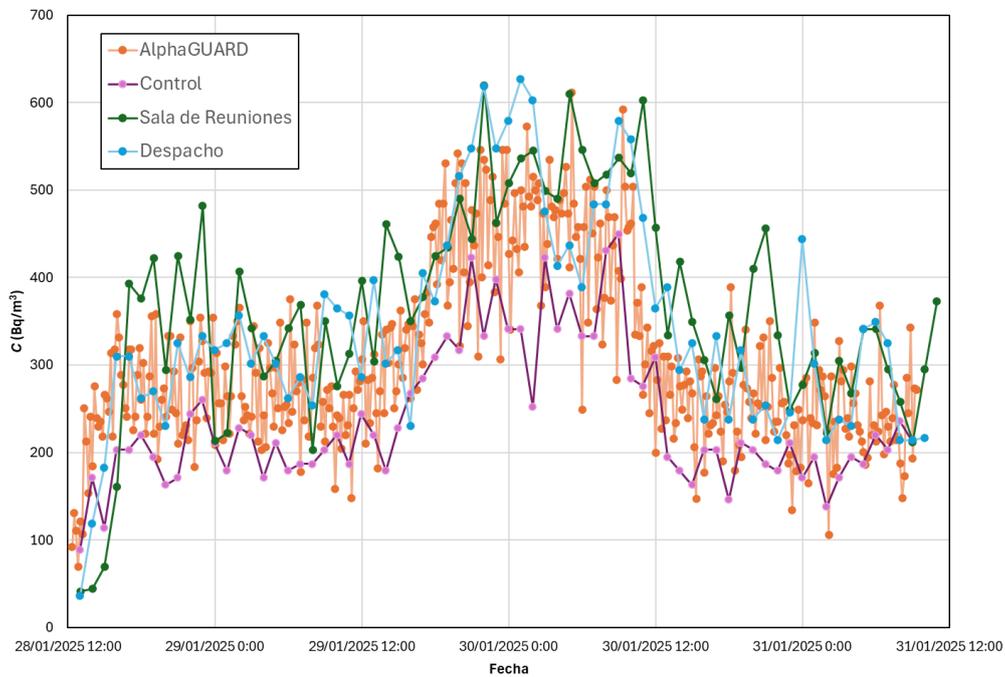


Figura 15. Representación gráfica de la evolución de las concentraciones medidas por cada monitor durante la calibración dentro de la cámara de radón.

Los factores de calibración determinados para cada uno de los monitores se muestran en la Tabla 2:

Tabla 2. Factor de calibración para los monitores Radon Scout

Ubicación	Monitor	<i>F</i>
Zona de Control	RSC686	1.32 ± 0.07
Despacho	RSC898	0.95 ± 0.06
Sala de Reuniones	RSC687	0.97 ± 0.05

Además, se calculó el límite de detección (*LD*) para cada uno de los monitores, el cual representa la concentración mínima de radón que puede detectarse con un 99.96% de confianza. Se utiliza la incertidumbre tipo asociada a la medida de fondo de acuerdo con la expresión (7) y se obtienen los siguientes límites de detección.

Tabla 3. Límites de detección para los monitores Radon Scout

Monitor	$u(C_{m_0})$ (Bq/m³)	LD (Bq/m³)
RSC686	1.7	5.5
RSC898	1.5	4.9
RSC687	1.7	5.6

3.1.2 CR-39

Para poder interpretar correctamente los resultados obtenidos, se ha calculado el factor de calibración de los detectores, utilizando 60 detectores de la misma serie de fábrica. Se expusieron 6 por cada concentración de radón.

Tabla 4. Datos para la calibración de los detectores de trazas

<i>E</i> (kBq m⁻³ h)	ρ (tr/mm²)
0 ± 0	0.57 ± 0.08
52.3 ± 2.9	2.30 ± 0.04
181 ± 10	5.60 ± 0.20
513 ± 28	13.50 ± 0.12
695 ± 37	16.70 ± 0.49
1010 ± 55	26.50 ± 0.16
1500 ± 80	36.00 ± 0.06
1990 ± 110	47.70 ± 0.50
3040 ± 160	68.5 ± 1.1
4430 ± 240	101.0 ± 1.0

Se representó gráficamente (Figura 16) y se realizó un ajuste lineal tomando como ordenada en el origen la densidad trazas de fondo para detectores no expuestos ($E = 0$ kBq m⁻³ h).

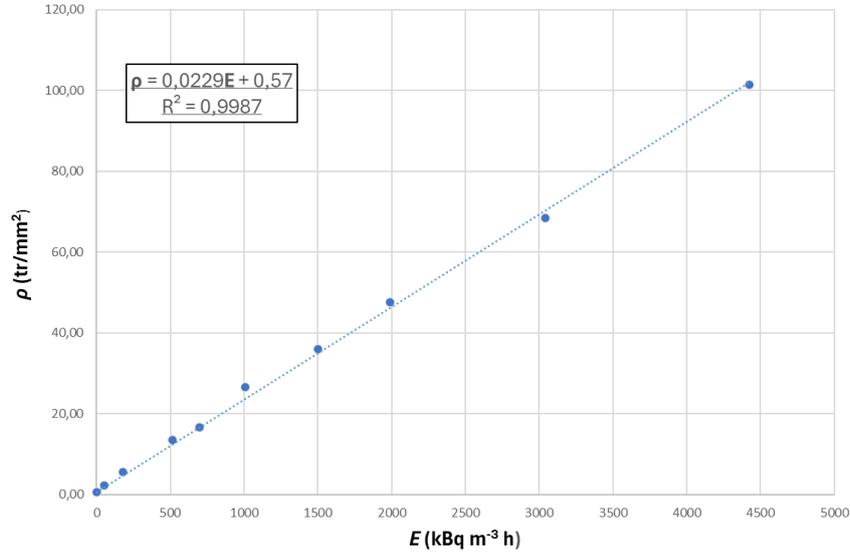


Figura 16. Representación gráfica de las trazas frente a la exposición. La recta de ajuste sigue la siguiente ecuación: $\rho = 0.0229 \cdot E + 0.57$.

Siguiendo la Ec. (8), la pendiente de la recta de ajuste en la Figura 16 representa $\frac{1}{CF}$. Por lo que se obtiene un factor de calibración con un valor de $CF = 43.67 \pm 0.12$ kBq·m⁻³·h / tr·mm⁻². Con el valor de la ordenada en el origen, $\rho_0 = 0.57$ tr/mm², obtenemos el fondo.

Además, se calculó también para este detector el límite de detección (LD) a partir de la expresión (9) con la incertidumbre del fondo, $u(\rho_0) = 0.08$ tr/mm². Por lo que se obtiene un límite de detección de $LD = 0.26$ tr/mm². Utilizando el valor del factor de calibración, se calculó también la exposición mínima detectable como $E_{LD} = CF \cdot LD = 43.67 \cdot 0.26 = 11.35$ kBq · h · m⁻³.

3.2 Resultados

3.2.1 Resultados de las medidas con Radon Scout

Durante el periodo comprendido entre el 3 de febrero y el 30 de abril de 2025, se llevaron a cabo mediciones continuas de la concentración de radón en distintas ubicaciones

mediante los dispositivos Radon Scout (Figura 7), durante el tiempo total del trabajo. Mostrándose en la Figura 17 la evolución temporal de dichas concentraciones.

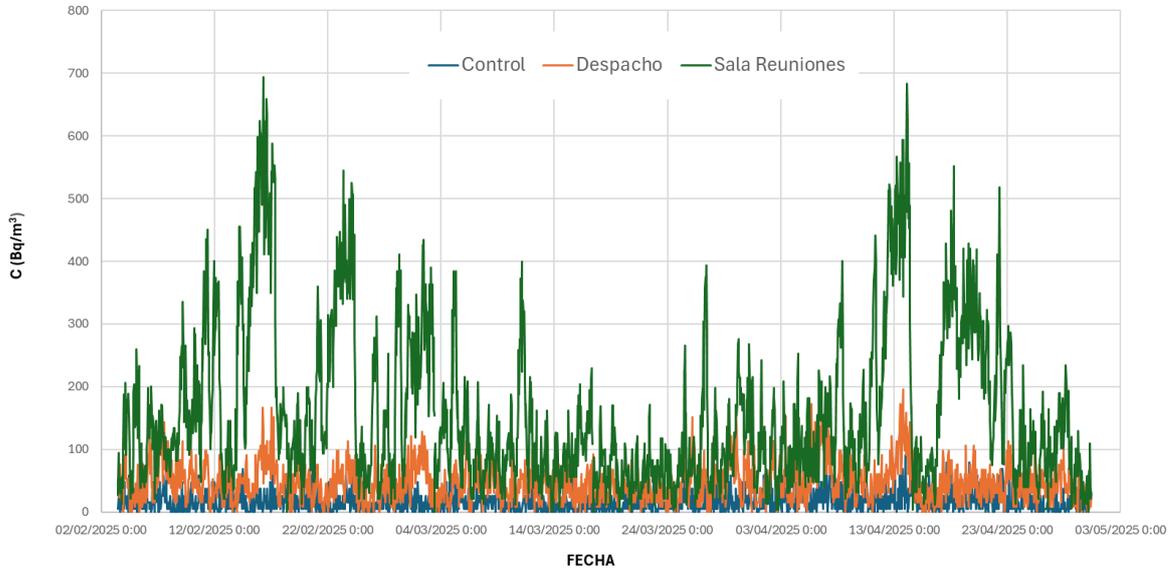


Figura 17. Representación gráfica de la concentración de radón en los diferentes espacios frente al tiempo.

Como puede observarse en la Figura 17, las concentraciones de radón muestran una variación significativa a lo largo del tiempo y entre los diferentes espacios monitoreados. Para una mejor comprensión cuantitativa de estas variaciones, en la siguiente tabla (Tabla 5) se presentan los valores promedio, máximos y mínimos registrados por los dispositivos Radon Scout durante el periodo completo de medición, junto con el tiempo total de exposición correspondiente a cada ubicación.

Tabla 5. Resultados de la concentración media durante 3 meses del Radon Scout

Ubicación	Promedio (Bq/m ³)	Máximo (Bq/m ³)	Mínimo (Bq/m ³)	Tiempo de Exposición (h)
Zona de control	18 ± 16	101 ± 35	0.0 ± 2.2	2087.2
Despacho	46 ± 19	196 ± 40	0.0 ± 2.2	2087.2
Sala de reuniones	155 ± 36	694 ± 88	0.0 ± 2.2	2087.2

3.2.2 Resultados de las medidas con los detectores CR-39

Los detectores CR-39 permitieron obtener medidas acumuladas de exposición al radón en las distintas ubicaciones de estudio. A partir de la densidad de trazas (ρ) registrada en cada detector y utilizando la recta de ajuste de calibración determinada previamente, $E = (\rho - \rho_0) \cdot (43.67 \pm 0.12)$, se calculó la exposición en kBqh/m³ para cada periodo de tiempo considerado. Asimismo, para calcular la concentración se dividió entre el número de horas.

En la zona de control los valores de densidad de trazas fueron bajos, como era esperable para una zona con condiciones de referencia. Aunque la densidad de trazas aumentó con el tiempo, la concentración media disminuyó ligeramente a lo largo de los tres meses de medición, pasando de 45.0 ± 6.0 Bq/m³ en el primer mes a 33.5 ± 2.5 Bq/m³ en todo el periodo.

Tabla 6. Resultados de los detectores de trazas en Zona de Control

Zona de Control	Inicio-Mes 1	Inicio-Mes 2	Inicio-Mes 3
ρ (tr/mm ²)	1.29 ± 0.06	1.84 ± 0.07	2.17 ± 0.09
Tiempo de Exposición (horas)	695.5	1367.45	2087.17
Exposición Estimada (kBqh/m ³)	31 ± 4	56 ± 5	70 ± 5
\bar{C} (Bq/m ³)	45.0 ± 6.0	41.0 ± 3.4	33.5 ± 2.5

En el Despacho se observó una mayor densidad de trazas respecto a la zona de control, con una concentración más elevada durante el primer mes, 79.0 ± 6.0 Bq/m³. Sin embargo, en la concentración de todo el periodo se detectó una leve disminución, acompañada de un incremento de la incertidumbre, registrándose 31 ± 11 Bq/m³ al final del tercer mes.

Tabla 7. Resultados de los detectores de trazas en el Despacho

Despacho	Inicio-Mes 1	Inicio-Mes 2	Inicio-Mes 3
ρ (tr/mm ²)	1.82 ± 0.05	2.42 ± 0.05	2.04 ± 0.52
Tiempo de Exposición (horas)	695.5	1367.45	2087.17
Exposición Estimada (kBqh/m ³)	55.0 ± 4.0	81 ± 4.0	64 ± 23
\bar{C} (Bq/m ³)	79.0 ± 6.0	59.0 ± 3.0	31 ± 11

En la Sala de Reuniones se presentaron las concentraciones más elevadas de todo el estudio. Aunque la densidad de trazas acumulada fue alta, la concentración media se mantuvo relativamente constante durante el periodo del primer mes y hasta el segundo, el periodo completo tuvo una concentración más baja, $156.0 \pm 7.3 \text{ Bq/m}^3$.

Tabla 8. Resultados de los detectores de trazas en Sala de Reuniones

Sala de Reuniones	Inicio-Mes 1	Inicio-Mes 2	Inicio-Mes 3
ρ (tr/mm ²)	3.48 ± 0.02	6.50 ± 0.03	8.03 ± 0.34
Tiempo de Exposición (horas)	695.5	1367.45	2087.17
Exposición Estimada (kBqh/m ³)	127 ± 4	259 ± 4	326 ± 15
\bar{C} (Bq/m ³)	183.0 ± 5.2	189 ± 2.7	156.0 ± 7.3

Los detectores móviles proporcionaron una visión puntual del comportamiento del radón. Los valores registrados refuerzan la información obtenida con los dispositivos fijos. El Despacho presentó una concentración de $24.4 \pm 7.9 \text{ Bq/m}^3$, mientras que la sala de reuniones alcanzó un valor significativamente más alto $127.3 \pm 7.0 \text{ Bq/m}^3$.

Tabla 9. Resultados detectores de trazas móviles

	Despacho	Sala de Reuniones
Trazas (tr/mm ²)	3.48 ± 0.02	6.50 ± 0.03
Tiempo de Exposición (horas)	695.5	1367.45
Exposición Estimada (kBqh/m ³)	65 ± 4	127 ± 4
\bar{C} (Bq/m ³)	24.4 ± 7.9	127.3 ± 7.0

3.2.3 Comparación de los dos métodos

En esta sección se comparan los resultados obtenidos mediante los detectores de trazas CR-39 y los monitores Radon Scout. Aunque ambos métodos presentan enfoques distintos, uno integrado (CR-39) y el otro continuo (Radon Scout), los datos obtenidos permiten analizar la coherencia entre ambos en cada una de las ubicaciones.

3.2.3.1 Zona de Control

Durante el primer mes, los valores de concentración estimados mediante los detectores CR-39 fueron notablemente superiores a los obtenidos con el Radon Scout, con una discrepancia del 64.4%. Sin embargo, es importante señalar que en este periodo las concentraciones registradas son bastante bajas y más cercanas al límite de detección, lo que introduce una mayor incertidumbre relativa. En los meses siguientes, las diferencias se reducen, mostrando una relación coherente entre ambos métodos.

Tabla 10. Comparación de la concentración medida por el CR-39 y el Radon Scout en el Control

Control	CR-39	SCOUT	
<i>Tiempo</i>	<i>C (Bq/m³)</i>	<i>C (Bq/m³)</i>	<i>Discrepancia (%)</i>
Inicio-Mes 1	45 ± 6	16 ± 14	64.4
Inicio-Mes 2	41 ± 3	15 ± 14	63.4
Inicio-Mes 3	34 ± 3	18 ± 16	47.1

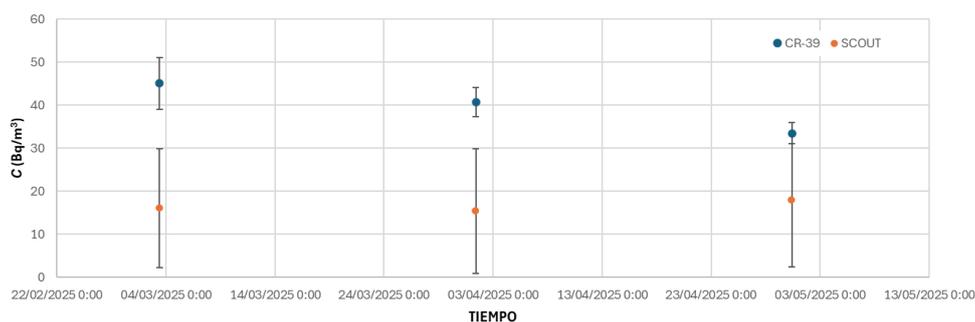


Figura 18. Representación gráfica de las concentraciones obtenidas en cada periodo de medida por los detectores CR-39 y el Radon Scout en la Zona de Control.

3.2.3.2 Despacho

En el Despacho, los resultados de ambos métodos muestran, en general, una buena correspondencia general, especialmente en los dos primeros periodos. La discrepancia relativa en el primer mes es del 38%, con el Radon Scout registrando valores más bajos que el CR-39. En el segundo mes, esta diferencia disminuye, lo que indica una mayor concordancia entre ambos métodos. Sin embargo, en el tercer mes se observa un cambio de tendencia, el valor estimado por el Radon Scout es superior al obtenido por el detector de trazas, con una discrepancia inversa del 36.7%. Esta inversión podría estar relacionada con la disminución puntual de la concentración durante el periodo de exposición que

afectó a la media acumulada captada por el CR-39, o bien con las mayores incertidumbres asociadas a ese periodo. También puede influir la distinta sensibilidad temporal de ambos sistemas, ya que mientras el CR-39 ofrece una media integrada del periodo de exposición, el Radon Scout mide en tiempo real y puede registrar aumentos momentáneos que influyen en la media.

Tabla 11. Comparación de la concentración medida por el CR-39 y el Radon Scout fijos en el Despacho

Despacho	CR-39	SCOUT	
<i>Tiempo</i>	<i>C (Bq/m³)</i>	<i>C (Bq/m³)</i>	<i>Discrepancia (%)</i>
Inicio-Mes 1	79 ± 6	49 ± 20	38.0
Inicio-Mes 2	59 ± 3	45 ± 19	23.7
Inicio-Mes 3	30 ± 11	47 ± 20	36.7

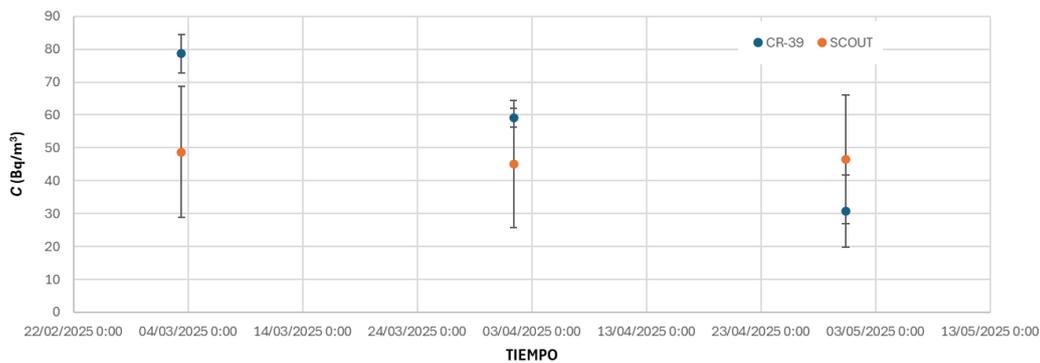


Figura 19. Representación gráfica de las concentraciones obtenidas en cada periodo de medida por los detectores CR-39 y el Radon Scout en el Despacho.

3.2.3.3 Sala de Reuniones

En la Sala de Reuniones, el comportamiento de ambos métodos sigue una tendencia similar. En los primeros dos meses, los detectores CR-39 proporcionan concentraciones más altas que el Radon Scout, con discrepancias del 38% y 23.7%, respectivamente. Sin embargo, en términos absolutos, estas diferencias se producen en rangos de concentración muy bajos. Cabe señalar que, en principio la respuesta del Radon Scout es más rápida y sensible a cambios puntuales en la concentración, mientras que los CR-39 podrían estar captando niveles de concentración que no quedan reflejados en la media horaria del Radon Scout.

Durante el periodo completo se produce una discrepancia inversa del 34%, al igual que pasaba en el Despacho, registrando el Radon Scout una concentración superior a la del detector de trazas. Puede deberse a variaciones rápidas de la concentración ambiental de radón que el CR-39 no consigue captar con precisión.

Tabla 12. Comparación de la concentración medida por el CR-39 y el Radon Scout fijos en la Sala de Reuniones

S. Reuniones	CR-39	SCOUT	
<i>Tiempo</i>	<i>C (Bq/m³)</i>	<i>C (Bq/m³)</i>	<i>Discrepancia (%)</i>
Inicio-Mes 1	79 ± 6	49 ± 20	38.0
Inicio-Mes 2	59 ± 3	45 ± 19	23.7
Inicio-Mes 3	31 ± 11	47 ± 20	34.0

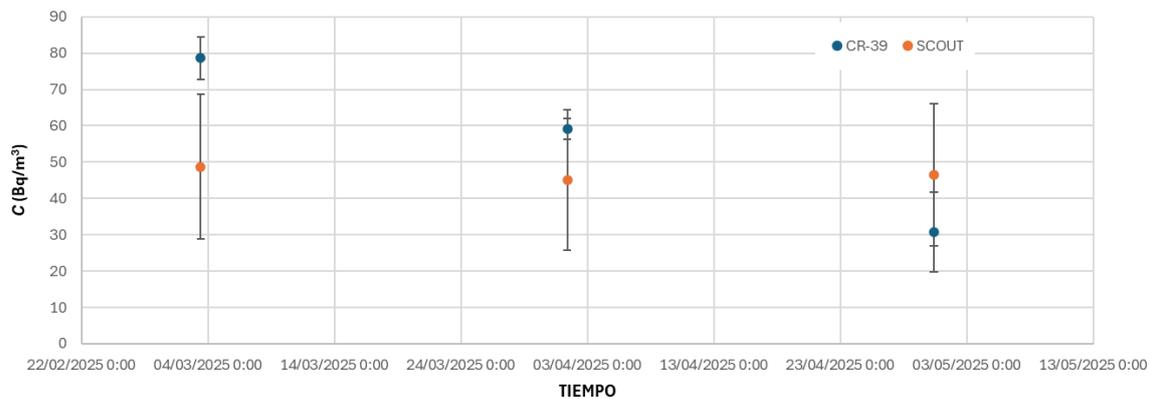


Figura 20. Representación gráfica de las concentraciones obtenidas en cada periodo de medida por los detectores CR-39 y el Radon Scout en la Sala de Reuniones.

3.2.3.4 Detectores móviles

En esta sección se presentan los resultados de las mediciones realizadas con detectores móviles, tanto en el Despacho como en la Sala de Reuniones, permitiendo una comparación adicional entre los dispositivos CR-39 y Radon Scout en condiciones similares de exposición.

En el Despacho, la concentración media de CR-39 fue de 24 ± 8 Bq/m³, mientras que el Radon Scout obtuvo un valor más alto de 46 ± 20 Bq/m³, implicando una discrepancia del 47.8%.

En la Sala de Reuniones, los resultados son más consistentes entre ambos métodos. El CR-39 estimó una concentración de $127 \pm 7 \text{ Bq/m}^3$, mientras que el Radon Scout midió $155 \pm 36 \text{ Bq/m}^3$, resultando en una discrepancia del 18.1 %. Esta diferencia, más reducida, sugiere una mejor concordancia en este espacio, posiblemente debido a una distribución más homogénea del radón durante el periodo de exposición.

Tabla 13. Resultados detectores de trazas móviles

		CR-39	SCOUT	
	$E \text{ (kBqm}^{-3}\text{h)}$	$C \text{ (Bq/m}^3)$	$C \text{ (Bq/m}^3)$	Discrepancia (\%)
Despacho	65 ± 4	24 ± 8	46 ± 20	47.8
Sala de Reuniones	127 ± 4	127 ± 7	155 ± 36	18.1

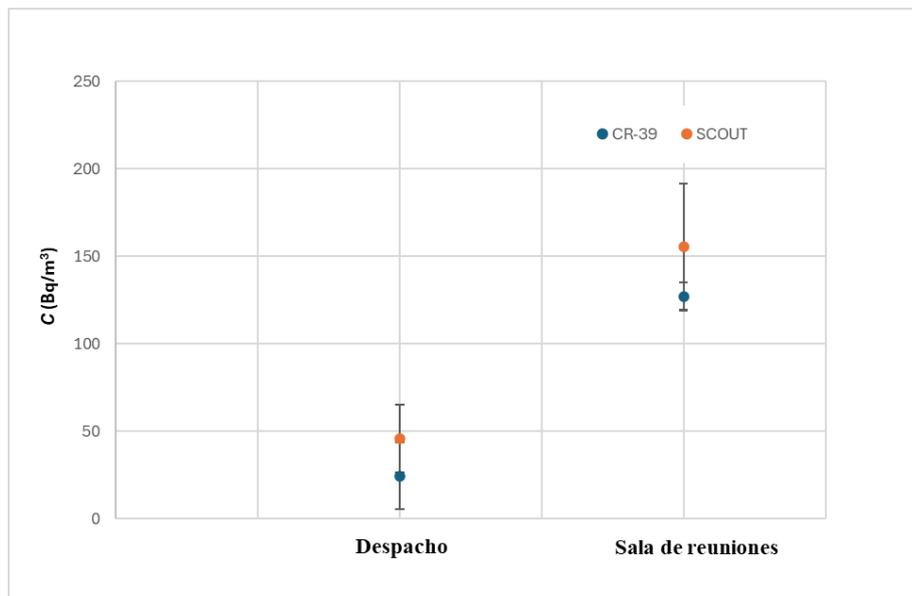


Figura 21. Representación gráfica de las concentraciones medias obtenidas en el Despacho y la Sala de Reuniones durante los periodos de exposición registrados.

En general, las discrepancias observadas entre los dos métodos están dentro de los márgenes esperables, considerando las diferencias en principio de funcionamiento, tiempo de integración y sensibilidad a variaciones temporales de la concentración de radón.

4. Conclusiones

Los resultados obtenidos tras la calibración de los dispositivos Radon Scout y los detectores CR-39 fueron satisfactorios. Se logró establecer una buena correlación entre los valores de exposición conocidos en la cámara de radón y los mediados por los detectores, obteniéndose un factor de calibración del CR-39 de $CF = 43.67 \pm 0.12$ $\text{kBq}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{h} / \text{tr}\cdot\text{mm}^{-2}$ y para los Radon Scout los mostrados en la Tabla 2. Esto garantiza la fiabilidad de los datos obtenidos durante el periodo de medición.

Si bien la calibración de los detectores es un paso fundamental para garantizar la validez de los datos cabe destacar que el objetivo principal de este trabajo reside en la comparación de métodos de medida en condiciones reales. En este sentido, resulta especialmente relevante el análisis de las discrepancias observadas entre los dispositivos, ya que reflejan las limitaciones operativas y diferencias intrínsecas entre técnicas continuas y pasivas.

Un aspecto importante es el comportamiento de ambos detectores cuando las concentraciones de radón se sitúan próximas a sus respectivos límites de detección (LD). En estas condiciones, las incertidumbres relativas incrementan notablemente, afectando a la precisión. Por lo que es esencial tener en cuenta estas limitaciones en la interpretación de los resultados y en la elección de dispositivo en entornos reales.

La comparación entre los resultados del Radon Scout (medición en continuo) y los CR-39 (medición integrada) mostró, en general, una buena concordancia teniendo en cuenta las incertidumbres. Aunque se observaron discrepancias puntuales, especialmente en los primeros periodos de medida, donde la exposición medida está cerca del límite de detección en los CR-39 y el ruido de fondo del detector puede tener una mayor influencia, estas diferencias pueden explicarse por la distinta naturaleza de ambos sistemas. Mientras que los CR-39 integran toda la exposición durante un periodo, el Radon Scout proporciona valores instantáneos promediados por hora, más rápidas en la concentración de radón.

Se observaron diferencias notables en la concentración de radón de los espacios estudiados. La Zona de Control presentó concentraciones muy bajas, como se esperaba, mientras que el Despacho mostró niveles intermedios, compatibles con un entorno laboral. Por su parte la Sala de Reuniones presentó valores mucho más elevados, llegando

a superar los 300 Bq/m^3 en momentos puntuales, lo que sugiere que este espacio puede requerir mejoras en ventilación o seguimiento más frecuente, aunque la media está por debajo del valor umbral que indica la ley.

Las discrepancias entre los métodos fueron en la mayoría de los casos inferiores al 50%, y se acentuaron especialmente en situaciones de baja concentración o gran variación temporal. Esto puede explicarse por las limitaciones asociadas a la sensibilidad de cada sistema. El CR-39 muestra mejor concordancia en condiciones de exposición alta, mientras que el Radon Scout proporciona datos más fiables cuando las concentraciones instantáneas son elevadas. En ambos casos, la coincidencia entre métodos mejora a medida que los valores medidos se alejan de sus respectivos límites de detección. Por el contrario, cuando se trabaja cerca del LD , las incertidumbres relativas aumentan significativamente. En los pocos casos donde el Radon Scout registró concentraciones superiores al CR-39, es posible que captara eventos puntuales de aumento de radón que no se reflejan en el promedio integrado a largo plazo que ofrece el detector de trazas.

Cabe señalar que las calibraciones realizadas no abarcaron de forma específica los rangos de concentración en los que se desarrollaron muchas de las mediciones, especialmente aquellas por debajo de los 100 Bq/m^3 . Esta limitación puede contribuir a explicar algunas de las discrepancias observadas entre los dispositivos utilizados. Además, la calibración en niveles bajos de radón representa un desafío tanto técnico como metrológico, debido a la dificultad de generar y mantener concentraciones estables en condiciones controladas a un nivel tan bajo.

El uso conjunto de monitores continuos (Radon Scout) y detectores pasivos de trazas (CR-39) ofrece una visión más completa del comportamiento del radón en interiores. Mientras que los CR-39 permiten estudiar exposiciones acumuladas de forma sencilla y económica, el Radon Scout es especialmente útil para detectar las variaciones diarias, picos de concentración y evaluar la eficacia de medidas correctoras en tiempo real.

La metodología empleada en este trabajo se ajusta a las recomendaciones del CSN y la legislación vigente. El uso de ambas técnicas es adecuado para la caracterización de espacios interiores en cuanto a concentración de radón, siendo útil para estudios científicos como para su aplicación en la prevención de riesgos laborales.

5. Referencias

- [1] Crates, «*EM Spectrum Properties es.svg*», Wikimedia Commons.
- [2] CESAR's Booklet .*The electromagnetic Spectrum*
- [3] Nave, R. (s.f.). «*Decaimiento Beta*», LibreTexts.
- [4] «Radiactivo Man en “¿Qué son las radiaciones ionizantes?”»
- [5] Fuji et al. (2019), *Cosmogenic nuclide production in meteoroids*. Earth and Planetary Science Letters, 510, pp. 1-12
- [6] «Cadena de desintegración», Enciclopedia de química.
- [7] «Decay chains», Taylor & Francis.
- [8] «Radioactive Decay», U.S. Environmental Protection Agency.
- [9] Knoll, G. F. *Radiation Detection and Measurement*, 4º edición, Wiley, 2010
- [10] Arvela et al. (2015), Indoor radon survey in Finnish dwellings, journal of Environmental Radioactivity
- [11] «Periodo de semidesintegración», Vive sin radón.
- [12] «¿Qué son los radiofármacos?», Organismo Internacional de Energía Atómica (IAEA).
- [13] «Dosis de Radiación», Consejo de Seguridad Nacional (CSN).
- [14] «NUBASE», IAEA Nuclear Data Section.
- [15] «Nuclear Reactions», PhysLibreTexts.
- [16] World Health Organization, *WHO handbook on indoor radon: A public health perspective*. Geneva: World Health Organization, 2009.
- [17] Y. Hwa Oh y G. Kim, «A radon-thoron isotope pair as a reliable earthquake precursor», 2015.
- [18] Semkow et al. (2005), *Radon diffusion through building materials*, Journal of Environmental Radioactivity, 79(2), 123-135
- [19] National institute of Standards and Technology (NIST). (s.f.). SRM 4972- *Radon emanation standard*. Gaithersburg, MD: U.S. Department of Commerce
- [20] Diario Oficial de la Unión Europea, *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*. pp. 1-73.

- [21] «El radón y sus efectos en la salud», Organización Mundial de la Salud (OMS).
- [22] Gobierno de España, *Real Decreto 1029/2022*. 2022, pp. 174676-174736.
- [23] Gobierno de España, *Real Decreto 314/2006*. 2006, pp. 11816-11831.
- [24] Consejo de Seguridad Nuclear, «Mapa del potencial de radón en España», 2017.
- [25] *Intrucción IS-47, de 9 de abril de 2025, del Consejo de Seguridad Nuclear*. 2025, pp. 59229-59235.
- [26] M. Fuente *et al.*, «Performance of radon monitors in a purpose-built radon chamber.», 2018.
- [27] «AlphaGUARD: professional Radon monitor from Saphymo», Peo Medical.
- [28] «Radon Scout», SARAD.
- [29] «Efectos en la salud de las radiaciones ionizantes», Organización Mundial de la Salud (OMS).
- [30] J. Aniés Escartín y T. Perramon Lladó, «Seguridad y salud frente a las Radiaciones ionizantes», Asepeyo.
- [31] F. H. Attix, *Introduction to Radiological Physics and Radiation Dosimetry*. John Wiley & Sons, 1986.
- [32] T. Bertin, «Alphaguard user manual».
- [33] F. M. Khan, *The Physics of Radiation Therapy*. Lippincott Williams & Wilkins, 2003.
- [34] G. F. Knoll, *Radiation Detection and Measurement*. John Wiley & Sons.
- [35] A. Martin y S. A. Harbison, *An Introduction to Radiation Protection*. Arnold Publishers, 1996.
- [36] «Las Radiaciones», Consejo de Seguridad Nacional (CSN).
- [37] «Plan Nacional Contra el Radón», Ministerio de Sanidad.
- [38] International Atomic Energy Agency. (210). *Radiation safety measures for radon* (IAEA Safety Reports Series No. 33) Vienna, Austria: IAEA.