

UNIVERSIDAD DE SANTIAGO DE COMPOSTELA

FACULTAD DE FÍSICA



DEPARTAMENTO DE FÍSICA DE PARTÍCULAS

MEDICIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE GAS ^{222}Rn
EN EL INTERIOR DE EDIFICIOS

Trabajo tutelado para la obtención
del Diploma de Estudios Avanzados,
que presenta:

Juan José Llerena Cristobo

Junio 2006

D. IGNACIO DURÁN ESCRIBANO, Catedrático del Área de Física Atómica,
Molecular y Nuclear de la Universidad de Santiago de Compostela,

AUTORIZA

La presentación del trabajo tutelado de investigación realizado bajo su dirección por D. Juan José Llerena Cristobo, para la obtención de los créditos de investigación dentro del programa de Física de Partículas y Dinámica no Lineal.

Santiago de Compostela, 26 de junio de 2006

Fdo. Prof. D. Ignacio Durán Escribano

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS.....	4
1.1 Introducción.....	4
1.1.1 El Radón	4
1.1.2 Naturaleza.....	4
1.1.3 Focos de radón.....	7
1.1.4 El gas radón en el interior de los edificios.....	10
1.1.5 Ciclos de variabilidad de la concentración de gas radón en interiores.....	13
1.2 La estadística Lognormal.....	14
1.2.1 Test de Kolmogorov-Smirnov (K-S). Gráficos P-P.	14
1.3 Estudios previos en España sobre la concentración de radón en interiores.....	15
1.4 Objetivos.....	18
CAPÍTULO 2. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL	19
2.1 EL LAR.....	19
2.2 Equipos	19
2.2.1 Equipos de toma de muestras	19
2.2.2 Equipos de lectura de muestras	22
2.2.3 Programas de análisis y cálculo.....	23
2.3 Metodología experimental	24
2.3.1 Toma de muestras mediante detectores de trazas nucleares.....	24
2.3.2 Toma de muestras mediante sondas de carbón activo.....	25
2.3.3 Caracterización del fondo de radiación del laboratorio.....	28
2.3.4 Caracterización del fondo de radiación del espectrómetro gamma.....	33
2.3.5 Preparación del patrón de referencia para las sondas de carbón activo.....	34
2.3.6 Medición de las muestras tomadas con sondas de carbón activo	34
2.3.7 Medición de las muestras tomadas con detectores de trazas	35
2.4 Método de cálculo de la concentración de radón con sondas de carbón activo	37
2.4.1 Cálculo de los coeficientes de variación estacional y actividades corregidas para los datos procedentes de sondas de carbón activo.....	41
2.4.2 Estimación de incertidumbres	43
CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	44
3.1 Método de los detectores de trazas nucleares.....	44
3.1.1 Análisis de los resultados obtenidos.....	44
3.1.2 Estimación de las incertidumbres	46
3.2 Método de las sondas de carbón activo	46
3.2.1 Correlación estacional	46
3.2.2 Análisis de los valores obtenidos	48
3.2.3 Estimación de incertidumbres con este método	51
3.3 Comparación del método de medida con sondas de carbón activo con el de medida con detectores de trazas	52
CAPÍTULO 4. CONCLUSIONES	58
CAPÍTULO 5. BIBLIOGRAFÍA	59
CAPÍTULO 6. APÉNDICES	63
6.1 Legislación aplicable	63

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

1.1 Introducción

1.1.1 El Radón

No hace tanto tiempo, cuando se hablaba de protección radiológica, se entendía como aplicada a la radiactividad artificial, resultado de la manipulación del átomo por el ser humano. Los niveles de radiación en un lugar concreto se referían a niveles por encima del fondo natural de ese mismo lugar. Actualmente, esta concepción ha cambiado, matizándose en el sentido de que, aunque la radiación sea natural y en cierto modo tolerable, toda disminución de las dosis absorbidas favorece la salud pública. En este sentido, el radón es la mayor fuente de radiactividad natural y el problema de salud pública que genera su concentración y la de sus descendientes en el agua de consumo o en el interior de las edificaciones, ha hecho tomar conciencia de que lo que hasta ahora se consideraba un fondo despreciable tiene, cuando menos, que ser determinado para su correcta evaluación.

1.1.2 Naturaleza

Como vemos en la Figura 1, Figura 2, y Figura 3, una característica común a todas las cadenas radiactivas naturales es la existencia de isótopos del radón. Con un número atómico de $Z=86$, el Rn es el gas monoatómico más pesado de la naturaleza. Es incoloro, inoloro, e insípido, y siendo un gas noble, carece prácticamente de actividad química frente a otros elementos de la tabla periódica. La reducida actividad química que caracteriza a todos los gases nobles no impide que existan agregados de radón basados en fuerzas de Van der Waals. Cuanto más pesado es el

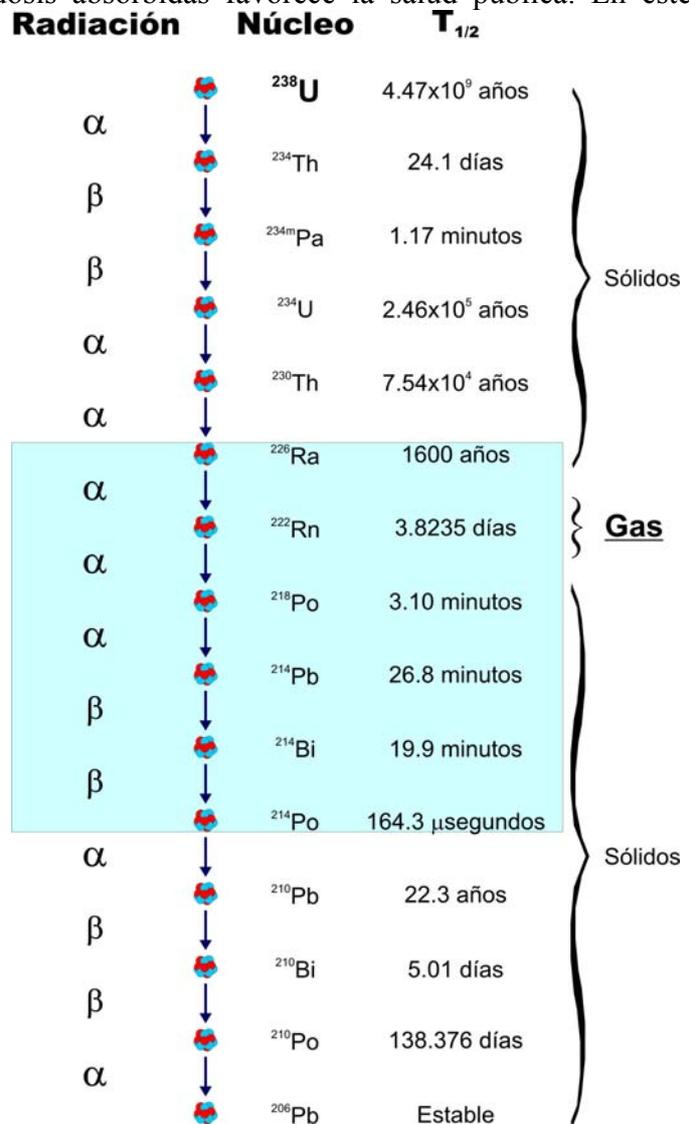


Figura 1: Esquema de desintegración del ^{238}U . En azul, sección de la cadena de desintegración correspondiente al ^{226}Ra , ^{222}Rn e hijos de periodo corto del mismo.

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

gas noble, mayor será la facilidad que presentan sus átomos, con capas electrónicas completas, de deformarse adquiriendo momentos dipolares, lo que les confiere su facilidad para la licuación, así como su alta solubilidad en agua (que decrece rápidamente con la temperatura (510, 230 y 169 cm³/Kg a 0°C, 20°C y 30°C, respectivamente)) y otros líquidos polares. En compuestos orgánicos, tiende a formar clatratos, aumentando su solubilidad (a excepción de la glicerina).

El radón presenta una gran facilidad para ser adsorbido por una gran variedad de sólidos (como el carbón activo), dada la relación existente entre esta propiedad y la facilidad para condensarse, al ser el estado adsorbido un estado condensado.

Por su naturaleza gaseosa, se difunde fácilmente a través de diferentes medios. Así, para el aire, su coeficiente de difusión es $D=1 \times 10^{-1}$ cm²/s, mientras que para el agua es de $D=1.13 \times 10^{-5}$ cm²/s, siendo más difícil su difusión en este último medio.

Se conocen tres isótopos del radón: ²²²Rn, ²²⁰Rn y ²¹⁹Rn, denominados respectivamente radón, torón y actinón, por razones históricas. Son

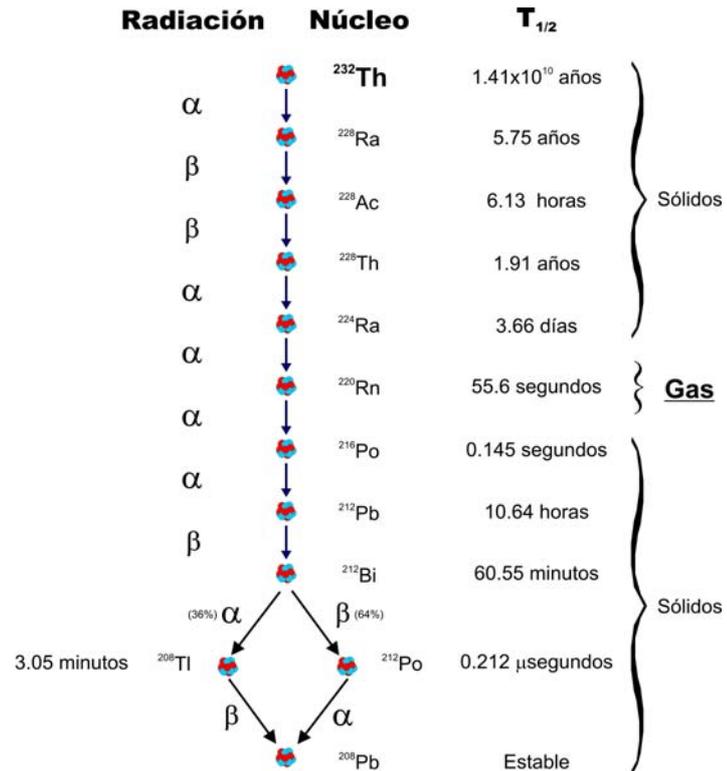


Figura 2: Esquema de desintegración del ²³²Th.

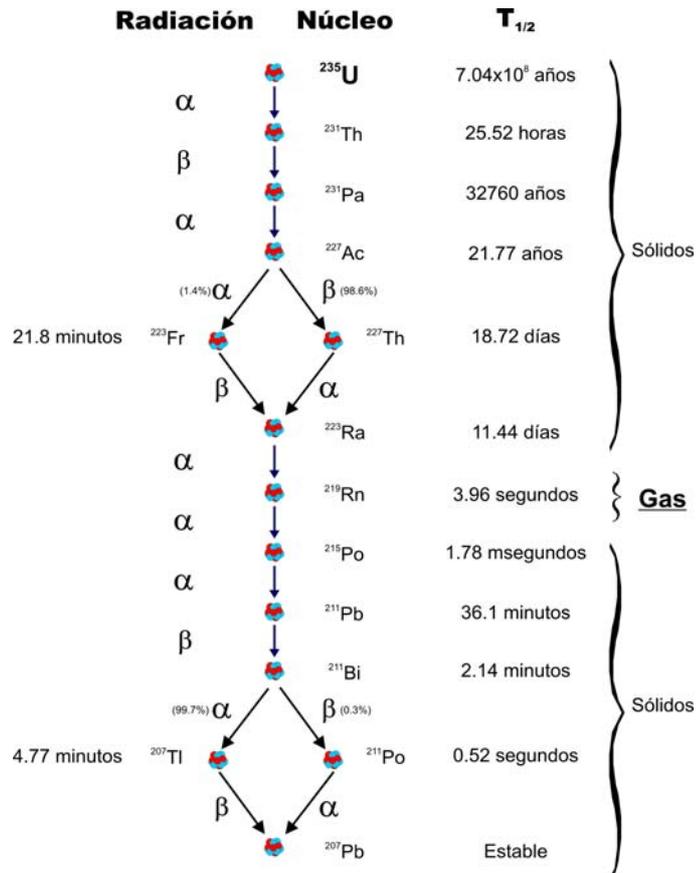


Figura 3: Esquema de desintegración del ²³⁵U.

radiactivos, y cada uno de ellos forma parte de una cadena radiactiva natural diferente. Así, el ^{222}Rn es un eslabón de la cadena radiactiva del ^{238}U (Figura 1), el ^{220}Rn de la del ^{232}Th (Figura 2), y el ^{219}Rn de la del ^{235}U que, como vemos en la Figura 3, pasa por el ^{227}Ac , de donde procede el nombre histórico. Estos isótopos del radón constituyen los únicos elementos gaseosos de sus respectivas cadenas radiactivas.

Mientras que normalmente un elemento estable se considera formado por unas proporciones establecidas de sus isótopos, en este caso, dadas sus cortas vidas medias, la concentración de estos isótopos en el medio ambiente, dependerá de la abundancia de sus padres y del periodo de desintegración de los mismos.

El isótopo más estable del radón es el ^{222}Rn ($T_{1/2}=3.82$ días), denominándose genéricamente radón. El ^{222}Rn es hijo directo del ^{226}Ra a través de una desintegración α . Sus productos de desintegración forman una serie de radionucleidos, de vida media corta, que decaen en cuestión de horas a ^{210}Pb , el cual tiene una vida media de 22 años (Figura 1). Debido a sus cortas vidas medias, los hijos del radón se aproximan rápidamente al equilibrio con su padre. Asumiendo que la concentración de todos los hijos de un núcleo son inicialmente cero, la concentración de un núcleo cualquiera de la cadena de desintegración vendría dada por la Ecuación 1 (Ecuaciones de Bateman):

$$n_i(t) = \lambda_1 \lambda_2 \dots \lambda_{i-1} n_1(0) \sum_{j=1}^i \frac{e^{-\lambda_j t}}{\prod_{\substack{k=1 \\ k \neq i}}^i (\lambda_k - \lambda_j)} \quad \text{Ecuación 1}$$

Según esta ecuación, el ^{226}Ra tardará unos 30 días en alcanzar el equilibrio secular con el ^{222}Rn , mientras que el ^{222}Rn tardará apenas 3.5 horas en alcanzarlos con sus hijos de periodo corto.

El actinión (^{219}Rn), debido a su periodo de semidesintegración ($T_{1/2}= 3.96$ s), presenta una limitada capacidad de migración. Esto, unido a la abundancia isotópica de ^{235}U en el uranio natural ($\sim 0.711\%$) (Amgarou, K. , 2002), hace que su presencia en la atmósfera sea despreciable, así como su posible contribución a la dosis debida a radón. Por otra parte, el ^{232}Th es más abundante que el ^{238}U en la corteza terrestre, pero su probabilidad de desintegrarse es menor, con lo que la cantidad de ^{222}Rn en el suelo será similar a la de ^{220}Rn . El torón tiene una vida media apenas 55.6 s, lo que inhibe su movilidad respecto a la presentada por el radón. Por lo tanto, en cualquier atmósfera, el isótopo dominante del radón será el ^{222}Rn .

Una vez en la atmósfera, la desintegración del ^{222}Rn y ^{220}Rn produce isótopos de polonio, plomo y bismuto, así como talio en el caso del ^{220}Rn . Estos son metales pesados, muy activos químicamente, que rápidamente formarán moléculas en fase condensada. Unidos a partículas de polvo, forman aerosoles radiactivos que pueden ser inhalados.

En condiciones normales, el ^{222}Rn constituye la mayor fuente de exposición a la radiación natural en humanos (50% del total de radiación natural) (Baeza et al., 2003). La peligrosidad de la exposición a altas concentraciones de radón, no proviene de este gas en sí, sino de su progenie, que son elementos emisores de partículas α en estado sólido, que se fijan al tejido pulmonar radiándolo. Los productos de desintegración del ^{222}Rn se pueden dividir en dos grupos: los de vida media corta, que incluye el ^{214}Pb , ^{214}Bi y ^{214}Po , y los de vida media larga, entre los que están el ^{210}Po , ^{210}Pb y ^{210}Bi . Dado que el elemento de mayor vida media del primer grupo tiene una $T_{1/2}$ de 27 minutos, toda la secuencia de desintegraciones se puede completar antes de que los diferentes sistemas de limpieza

presentes en el cuerpo humano los puedan eliminar (Amgarou, K. ,2002). La energía cinética de las partículas emitidas se disipa en el seno de la materia celular, bien mediante la creación de iones y radicales libres, o bien rompiendo directamente moléculas clave (como la de ADN), circunstancia que puede acarrear problemas graves de salud (Barros-Dios J.M. et al. 2002). Por otra parte, el grupo de vida media larga contribuye poco a la exposición a la que se ven sometidos los pulmones, puesto que el primer nucleido, el ^{210}Pb , tiene una vida media de 22.3 años, con lo que tendrá una alta probabilidad de ser eliminado por el propio organismo antes de su desintegración. Una fracción pequeña del radón atraviesa los capilares sanguíneos, incorporándose a la sangre, que lo distribuye por el organismo, pudiendo acumularse en el tejido adiposo (Garzón Ruipérez L., 1992).

El caso del ^{220}Rn es diferente. En su cadena no existen hijos de largo periodo de semidesintegración, siendo el radionucleido más importante de su cadena el ^{212}Pb , con una vida media de 10.64 horas, tiempo durante el cual puede ser absorbido y pasar al torrente sanguíneo, siendo así transportado a otros órganos.

La exposición al radón ocurre, mayormente, por su inhalación en recintos deficientemente ventilados. También puede asimilarse radón y sus descendientes, vía la ingestión del mismo, bien sea disuelto en agua, (en balnearios e incluso edificios particulares, las concentraciones de este gas en ambos medios están relacionadas entre si (Soto J. et al. 1991)), o bien a través del consumo de vegetales, y más notablemente con el tabaco (Misdaq M.A.; Flata K., 2003).

1.1.3 Focos de radón

El radón existente en la naturaleza procede exclusivamente de la desintegración del ^{226}Ra (Figura 1). Un material que contenga ^{226}Ra es, por tanto, una fuente de átomos de radón que se dispersan (al mismo tiempo que se desintegran) en el seno del material, dando lugar a concentraciones de ese gas, tanto en el interior como en el exterior del mismo.

Cuando se produce una desintegración α , el balance de masas y energías nos lleva a la siguiente ecuación:

$$\begin{aligned} {}^A_Z X \rightarrow {}^{A-4}_{Z-2} Y + \alpha &\Rightarrow m(A, Z) = m(A-4, Z-2) + m_\alpha + E_\alpha \Rightarrow \\ &\Rightarrow E_\alpha = m(A, Z) - m(A-4, Z-2) - m_\alpha \end{aligned} \quad \text{Ecuación 2}$$

Donde Q_α es la energía de la reacción. Suponiendo X en reposo, se puede plantear el sistema de ecuaciones:

$$E_\alpha = T(A-4, Z-2) + T_\alpha \quad \text{Ecuación 3}$$

$$0 = P(A-4, Z-2) + P_\alpha \quad \text{Ecuación 4}$$

Sustituyendo la Ecuación 3 en la Ecuación 2:

$$\begin{aligned} E_\alpha = T(A-4, Z-2) + T_\alpha &= \frac{P_{(A-4, Z-2)}^2}{2 \cdot m(A-4, Z-2)} + \frac{P_\alpha^2}{2 \cdot m_\alpha} = \\ &= \frac{P_\alpha^2}{2 \cdot m_\alpha} \cdot \left(1 + \frac{m_\alpha}{m(A-4, Z-2)} \right) \end{aligned} \quad \text{Ecuación 5}$$

O lo que es lo mismo:

$$E_{\alpha} = T_{\alpha} \left(1 + \frac{m_{\alpha}}{m(A-4, Z-2)} \right) \quad \text{Ecuación 6}$$

Donde,

$$E_R = \frac{m_{\alpha}}{m(A-4, Z-2)} T_{\alpha} \quad \text{Ecuación 7}$$

es la energía de retroceso (E_R) del núcleo resultante. Sustituyendo las masas del ^{222}Rn y de un núcleo de ^4He , se observa que la energía de retroceso del átomo de radón será tan solo un 2% de la existente en la reacción, cediéndose el resto a la partícula α . Como consecuencia, el átomo de radón tendrá un poder de penetración que, aunque sea muy inferior al de la partícula α , será una circunstancia importante a la hora de considerar la liberación de este gas (exhalación) por un material con contenido en ^{226}Ra .

El mayor volumen de materiales emisores de gas radón lo presenta la corteza terrestre (Garzón Ruipérez L., 1992). El ^{226}Ra se encuentra presente en los materiales de la corteza en concentraciones dependientes del tipo de roca. Así, mientras que las rocas basálticas poseen 1 ppm de uranio y las areniscas, al igual que las carbonatadas, 0.5 ppm, las arcillosas y graníticas poseen 3.5 ppm, mostrando estas últimas un mayor potencial emisor de radón (García Pomar . Mediciones realizadas en regiones de suelo arcilloso (Quindós et al., 1992), dan niveles más bajos que las realizadas sobre terrenos graníticos, lo cual lleva a la cuestión de que además de poseer ^{226}Ra , los suelos han de permitir la salida del radón.

La corteza terrestre constituye un sistema de gran complejidad. El material que la constituye se puede tratar como un sólido no compacto, existiendo entre los diferentes granos que lo forman poros y capilares (según sea su geometría). Estos poros pueden considerarse como pequeñas cavidades llenas de aire y rodeadas de partículas de mineral, que puede contener en su superficie o en su interior átomos de radio. Los átomos de radón resultado de la desintegración del radio, poseerán una energía cinética dada por la Ecuación 7, que irán perdiendo por ionización y excitación atómica en su interacción con la materia, según la ecuación de Bethe-Bloch:

$$-\frac{dE}{dx} = \frac{nZ_{\text{eff}}^2 e^4}{4\pi\epsilon_0 m_e v^2} \left[\ln \frac{2m_e v^2 T_{\text{max}}}{I^2 (1-\beta^2)} - 2\beta^2 - \delta - U \right] \quad \text{Ecuación 8}$$

Donde Z_{eff} es la carga efectiva del átomo de radón, $\beta = \frac{v}{c}$, con v la velocidad de la partícula, e y m_e la carga y masa del electrón respectivamente, ϵ_0 , T_{max} e I son la permitividad eléctrica, T_{max} la máxima energía transferida y el potencial de ionización respectivamente del medio, δ un factor de corrección por polarización del mismo, y U una corrección para baja velocidad que tiene en cuenta la participación de electrones de las capas internas de los átomos. El cálculo teórico de la Ecuación 8 no es trivial, y depende de la composición exacta de cada medio.

La distancia recorrida por el átomo de radón en el medio vendrá dada por:

$$L(E) = \int_0^E \left(-\frac{dE}{dx} \right)^{-1} dE \quad \text{Ecuación 9}$$

Cuanto mayor sea $L(E)$ en comparación con las dimensiones del grano de mineral sede de la desintegración, mayor será la probabilidad de que el átomo de ^{222}Rn pueda incorporarse al aire del poro. Si no es así, queda retenido en el grano de mineral. Este efecto viene cuantificado por la magnitud “poder emanador” (η , $[\eta]=\text{Bq/g}$), como la fracción de la actividad de radio que es efectiva en la incorporación del radón al aire que llena los poros.

Según lo dicho, León Garzón demostró (Garzón Ruipérez L., 1992) que la intensidad de emisión de gas radón de una fuente sólida viene dada por:

$$Q = 0.037 C_{pa} \eta \frac{d}{\varepsilon} \left[\frac{\text{átomos}}{\text{cm}^3 (\text{poros}) \cdot \text{s}} \right] \quad \text{Ecuación 10}$$

Donde C_{pa} sería la concentración del radionucleido padre, d la densidad del material, η el poder emanador y ε la porosidad del material.

Los mecanismos que gobiernan el transporte del radón desde la corteza terrestre hacia la atmósfera son muy complejos y difíciles de modelizar. En general, según un sencillo modelo (Garzón Ruipérez L., 1992), la diferencia de concentración entre el radón presente en la atmósfera y el presente en el subsuelo es el responsable de la movilización del radón presente en las grietas y poros del terreno conectados con el exterior. Esta fuga de radón del suelo establece un perfil de concentración con la profundidad dado por:

$$C(z) = \frac{Q}{\lambda} \left(1 - e^{-\sqrt{\frac{\lambda}{D}} z} \right) \quad \text{Ecuación 11}$$

Donde z es la profundidad, Q vendría dado por la Ecuación 10, λ sería la constante de semidesintegración del ^{222}Rn (en principio todo lo dicho sería también válido para el ^{220}Rn), y D el coeficiente de difusión.

Según la Ecuación 11, la concentración de gas crece con la profundidad, desde $z=0$ (superficie del suelo, donde no existe concentración de gas), hasta alcanzar una capa límite de saturación.

La “longitud de difusión” se define como $L = \sqrt{\frac{D}{\lambda}}$, con lo cual, para una profundidad $z=L$, obtendríamos el 63% del máximo de concentración, y para $z=7L$ aproximadamente, $C(z) \approx Q/\lambda$, que es el valor máximo de concentración.

La Ley de Fick describe la difusión en diversas situaciones. Cuando existen gradientes de concentración de una sustancia, se produce un flujo de partículas que tiende a uniformizar la concentración. El flujo irá en sentido opuesto al gradiente, y si este es débil, se podrá aproximar por:

$$\phi = D \frac{dC}{dz} \quad \text{Ecuación 12}$$

Sustituyendo la Ecuación 11 en la Ecuación 12, a la altura del suelo ($z=0$), obtendremos:

$$\phi_0 = QL \quad \text{Ecuación 13}$$

Ahora, la emisión del gas se produce a través de los poros que intersecan la superficie, con lo que la expresión ha de corregirse por el factor de porosidad, al considerarse una superficie efectiva menor, quedando:

$$\phi_0 = \varepsilon Q \sqrt{\frac{D}{\lambda}} \quad \text{Ecuación 14}$$

En función de la concentración del progenitor del gas, sustituyendo la Ecuación 10 en la Ecuación 14, quedaría:

$$\phi_0 = 0.037 C_{pa} d\eta \sqrt{\frac{D}{\lambda}} \quad \text{Ecuación 15}$$

A ϕ_0 se le denomina “exhalación”, y nos da el número de átomos de gas que abandonan el suelo por segundo y cm^2 de terreno.

Por lo tanto, la exhalación del terreno dependerá únicamente de la concentración del radionucleido padre, de la densidad del terreno y del poder emanador del mismo. Además, observando la dependencia con la constante de desintegración, podemos observar que en las mismas condiciones la exhalación de ^{220}Rn , será ~ 77 veces inferior que la de ^{222}Rn .

Galicia, asentada sobre suelos graníticos especialmente fracturados, posee, según esta aproximación teórica, todas las características necesarias para presentar unos niveles altos de emanación de gas radón en sus suelos. Todos los estudios llevados a cabo hasta la fecha refrendan este hecho, y confieren a nuestra comunidad el calificativo de zona de alto riesgo de contaminación por radón.

1.1.4 El gas radón en el interior de los edificios

Nuestras viviendas constituyen una suerte de transición entre el suelo y la atmósfera. Así, cabe esperar que la concentración de los diversos isótopos del radón se encuentre a medio camino entre los valores correspondientes a un medio y al otro.

El hecho de que, al menos en nuestras latitudes, pasemos la mayor parte del tiempo (entre un 80 y un 90%) en interiores (Garzón Ruipérez L., 1992), respirando aire con radón y descendientes, hace especialmente interesante el estudio de los valores de concentración de este gas que podamos encontrar dentro de nuestras casas y puestos de trabajo, así como de las mejores formas de medir y cuantificar estos valores.

Tratar de comprender el comportamiento del gas radón en el interior de un edificio no es trivial. Existe una gran cantidad de factores que intervienen en el mismo. Desde el tipo de edificación, pasando por el uso de la misma y los hábitos del personal que la habita, hasta su aislamiento y la calidad de los materiales empleados en su construcción.

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

El gas radón producido por el ^{226}Ra presente en el suelo, es el principal foco de la radiactividad existente en el interior de las edificaciones, a las cuales entra principalmente a través de grietas de los cimientos, las paredes, huecos pared/cañería, e incluso por las propias cañerías de los cuartos de baño, así como por difusión a través de los cerramientos en contacto con el suelo (Figura 4).

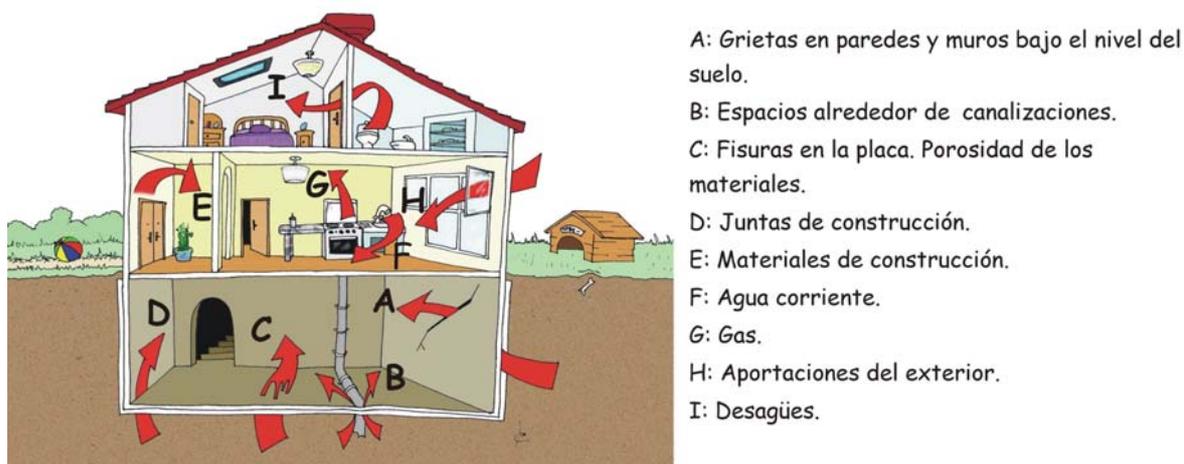


Figura 4: Posibles puntos de entrada de gas radón en una edificación.

Una vivienda no es un sistema estanco. Existe un intercambio continuo de aire con el exterior. Según un modelo sencillo (Garzón Ruipérez L., 1992), suponiendo una construcción apoyada directamente sobre el suelo, sin divisiones interiores, donde la única superficie emisora de radón es el suelo o el área situada alrededor de la vivienda, se podría aproximar la concentración interior mediante la expresión:

$$C_{\text{int}} = \frac{\frac{\phi_0}{h_i} + \lambda_v C_{\text{ext}}}{\lambda + \lambda_v} \quad \text{Ecuación 16}$$

Donde ϕ_0 (Ecuación 15) es la exhalación del terreno, h_i la altura interior de la vivienda, λ la constante de desintegración, λ_v la velocidad de intercambio de aire con el exterior y C_{ext} la concentración de radón en el exterior.

Resumiendo, aún considerando las limitaciones del modelo, de la Ecuación 16 se deduce que si $\lambda_v \rightarrow \infty$, $C_{\text{int}} \approx C_{\text{ext}}$, es decir, una correcta ventilación es el mejor arma para luchar contra la acumulación de radón en el aire del interior de un edificio.

Tras la velocidad de intercambio de aire con el exterior, el segundo parámetro más importante de la Ecuación 16 es la exhalación del terreno (ϕ_0). Una ojeada al mapa geológico de la zona, y una correcta interpretación de los datos en él recogidos, puede dar una buena idea de donde es más probable encontrar niveles altos de concentración de gas radón en el interior de los edificios.

Debido a lo básico de este modelo, no se ha considerado que al parámetro de exhalación pueden contribuir otros factores al margen de la emisión propia del suelo del

edificio. Así, pueden existir otros focos de radón que participan, a menor escala, en el aumento de la concentración de este gas en la atmósfera interior de los edificios. Los materiales de construcción, especialmente cementos de bajo coste y calidad, realizados a base de escorias de la industria metalúrgica, pueden convertir los cerramientos y divisiones del edificio en emisores de gas radón. El intervalo de concentración de ^{226}Ra en los hormigones utilizados en Europa es de entre 33.3 y 74 Bq/Kg, mientras que para el ^{232}Th es de entre 29.6 y 85.1 Bq/Kg. En ladrillos y cementos esta concentración es un 50% superior, mientras que yesos y escayolas presentan concentraciones un 5% inferiores. La madera es, en principio, el elemento de construcción y recubrimiento menos radiactivo. En EE.UU., sin embargo, los valores son ligeramente superiores, aunque congruentes con los europeos. En cualquier caso, la utilización de materiales zonales en la preparación de los materiales de construcción, puede conducir a anomalías. Así, en algunas casas suecas construidas a mediados del siglo XX, se utilizó un árido obtenido a partir de un esquisto aluminico natural que contenía 1480 Bq/Kg de ^{226}Ra (Garzón Ruipérez L., 1992). Ahora bien, la concentración de ^{226}Ra en los materiales no tiene porqué estar asociada directamente con la exhalación. Tomando como general la Ecuación 10, los diferentes parámetros intervinientes en la misma pueden variar enormemente de un material a otro y entre diferentes casas comerciales.

Otra fuente de radón, puede ser el agua corriente. El agua puede contener radón disuelto en altas cantidades cuando proviene de acuíferos subterráneos y no ha sido tratada convenientemente. Este radón es liberado a la atmósfera a temperatura ambiente, favorecido por el incremento de superficie que se produce a la salida del agua, principalmente en duchas. Obviando el hecho de que el radón puede ser ingerido con el agua, la contribución a la actividad de este gas en el aire, puede llegar a ser una importante fuente de contaminación en instalaciones de determinados balnearios (Soto J. et al., 1991), pero también en casas particulares, aunque en menor medida (Garzón Ruipérez L., 1992).

Finalmente, el gas suministrado como combustible doméstico, puede contener también gas radón susceptible de ser liberado al medio, en una cantidad que dependerá del tiempo transcurrido entre su extracción y su suministro al consumidor final, pero que en algunos países puede ser el responsable del 30% de la concentración de ^{222}Rn en atmósferas interiores (Sajo Bohus et al., 1995)

El radón que pasa a la atmósfera exterior por exhalación del terreno, es rápidamente dispersado por el viento y las corrientes térmicas convectivas. Esta distribución del gas se lleva a cabo en una determinada capa de la atmósfera cuya altura varía a lo largo del día, aumentando durante las horas de sol, y disminuyendo por la noche, por lo que, durante las horas nocturnas, se producirá una mayor acumulación de este gas sobre las capas próximas a la superficie. Esto introduce un ciclo diario en el parámetro C_{ext} de la Ecuación 16. Este parámetro se ve, además, influenciado por las condiciones atmosféricas del momento en relación a las precipitaciones (el agua tapa los poros del terreno, así como el hielo), velocidad y dirección del viento (el viento proveniente de tierra firme arrastra más radón que el proveniente del mar, debido a que este último presenta una menor exhalación), temperatura, humedad y presión atmosférica.

El modelo considerado en la Ecuación 16, una vez más debido a su sencillez, tampoco considera que el movimiento del gas en el interior del edificio, así como su entrada directa a través de grietas, se rige por la acción de la difusión turbulenta, frente a la difusión molecular, mucho menos eficiente en este caso. Los procesos de transporte, dependen de características ambientales como la presión, temperatura y humedad, frente a los de difusión molecular, que tan solo dependen de las características de la matriz. Por

ello, tanto las características climáticas del lugar, como las condiciones ambientales reinantes en el interior del edificio, influirán sobre la presencia y acumulación de radón en su atmósfera interior.

1.1.5 Ciclos de variabilidad de la concentración de gas radón en interiores

La concentración de gas radón, tanto dentro como fuera de los edificios, viene caracterizada por su variabilidad temporal, cubriendo escalas que van, desde ciclos diarios, hasta ciclos estacionales anuales. La comprensión de estos ciclos es necesaria de cara a conocer los métodos de medida adecuados para cada fin, poder comparar sus resultados, y conocer la exactitud de las medias anuales estimadas en base a cada uno de ellos.

Mientras que los ciclos diarios se tienden a explicar por las variaciones de temperatura día/noche (y una menor contribución de otras variables como la velocidad y dirección del viento, precipitaciones, humedad relativa y presión atmosférica), con importantes influencias debidas a la ocupación de los locales de medición (Rowe E.J., et al. 2002; Karunakara N. et al., 2005), los ciclos mayores de tres días y los ciclos estacionales anuales, parecen depender de la climatología del lugar donde se llevan a cabo las medidas (Rowe E.J., et al. 2002). Así, aunque la mayor parte de la bibliografía apunta hacia valores superiores a la media anual en verano, e inferiores a la misma en invierno (Rowe E.J. et al. 2002; Papaefthymiou H. et al, 2003; Bochicchio F. et al, 2005; Singh S. et al., 2005; Grainger G. et al, 2000), existen autores como Kullab M.K. (Kullab M.K. et al. 2001) que reportan el mínimo anual en otoño. Este último autor, utilizó detectores de trazas midiendo durante 60 días en cada estación, mientras que el resto de los autores utilizaron tiempos de integración mayores (de 90 e incluso 180 días) con el fin de aumentar la estadística necesaria en la utilización de este método de medida, lo que les obliga a definir verano como el periodo primavera-verano, e invierno como el periodo otoño-invierno, perdiendo resolución temporal.

1.2 La estadística Lognormal

Una de las características más marcadas de la concentración de gas radón en interiores, es su gran variabilidad y la marcada asimetría de su distribución estadística geográfica. Así, los valores de la concentración de gas radón en el aire de interiores, siguen una distribución estadística Lognormal, propia de un conjunto de datos afectado por variables aleatorias. Esta forma dispersa de producirse estos datos es común a todas las medidas de este tipo (ej.: Fennell S.G.).

La distribución Lognormal no es simétrica, y viene caracterizada (Aitchison J. , 1969; NIST/SEMATECH, 2006) por dos parámetros “a” y “b”, que denominamos, respectivamente, factor de escala y factor de forma. Su densidad de probabilidad viene dada por la Ecuación 17.

$$f(x, a, b) = \frac{1}{xb\sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(\ln(x/a))^2}{2b^2}} \quad \text{Ecuación 17}$$

El valor de la mediana (percentil 50) para esta distribución, es:

$$m = e^a \quad \text{Ecuación 18}$$

Para una muestra poblacional que siga una distribución Lognormal, el valor de la mediana, coincide con la media geométrica (μ_g) de los datos, siendo la desviación estándar geométrica (σ_g):

$$\sigma_g = e^b \quad \text{Ecuación 19}$$

Los valores que acotan el 68% del área de la función de densidad de probabilidad, entorno a la mediana, resultan serán $\frac{m}{\sigma_g}$ y $m\sigma_g$.

Por todo lo dicho, los resultados de las medidas de concentración de radón se expresarán en términos de la media geométrica ($m = \mu_g$ mediana, μ_g) y la desviación estándar geométrica (σ_g).

1.2.1 Test de Kolmogorov-Smirnov (K-S). Gráficos P-P.

En numerosos puntos del tratamiento de datos, es necesario discernir entre el tipo de estadística que siguen los mismos. Para ello se ha recurrido a la utilización del método de contraste de hipótesis.

Un contraste de hipótesis es un procedimiento inferencial basado en la existencia de una evidencia experimental proporcionada por una muestra particular, que permite elegir entre una hipótesis estadística planteada de antemano (hipótesis nula), o la negación de la misma (hipótesis alternativa).

Para este caso, se utilizó el test de Kolmogorov-Smirnov para una muestra, que se encuentra implementado en el paquete de análisis estadístico SPSS (2.2.3), y que pertenece

a la familia de contrastes no paramétricos, cuya principal virtud es no necesitar trabajar con datos obtenidos con una escala de medida de intervalo o razón. Particularmente, este test ofrece la ventaja de ser exacto, no dependiendo del tamaño muestral ni de la función de probabilidad acumulada testada. Como inconvenientes, encontramos que solo se puede utilizar con distribuciones continuas, que tiende a ser más sensible en el centro de la distribución que en los extremos, y que la distribución debe estar especificada, no valiendo que los parámetros de localización, forma y escala, provengan de los datos, debiendo determinarse por simulación. Se trata, pues, de una prueba de bondad de ajuste que sirve para contrastar la hipótesis nula de que la distribución de una variable se ajusta a una determinada distribución teórica de probabilidad.

Para contrastar la hipótesis nula, la prueba de K-S implementada en SPSS, se basa en la comparación de dos funciones de distribución (o funciones de probabilidad acumuladas), una de ellas empírica y la otra una función de distribución, planteando un estadístico¹ calculado a partir de la Ecuación 20 (Pardo A., 2001).

$$Z = \max |D_i| \sqrt{n} \quad \text{Ecuación 20}$$

Donde D_i , es la diferencia más grande existente entre las dos funciones de probabilidad acumuladas.

El estadístico Z se distribuye según el modelo de probabilidad Normal $N(0,1)$.

Se define el nivel crítico del contraste “p” (p-valor) a la probabilidad $p=P[Z>Z_0]$, o probabilidad de que el estadístico Z calculado sea mayor que el que se obtendría, para un cierto nivel de significación α (que nosotros marcamos de antemano al generar nuestras hipótesis), si nuestros datos se comportasen según la distribución estadística de hipótesis Z_0 . Así, si $p<\alpha$ (α se sitúa por convenio en 0.05), rechazamos la hipótesis nula, y en caso contrario la aceptamos. SPSS utiliza su propio método para obtener los p-valores asociados a los valores del estadístico Z, diferente del estándar basado en las probabilidades de la curva normal estandarizada, pero equivalente, ofreciendo resultados, ante valores de control, similares a los tabulados según el método tradicional (Pardo A., 2001).

Mientras que el test de Kolmogorov-Smirnov proporciona una serie de variables cuantitativas acerca de la bondad de la suposición de que un conjunto de datos procedan de una población que sigue, o no, una determinada estadística, los gráficos P-P, que representan las proporciones acumuladas de una variable respecto a las proporciones acumuladas de cualquiera de las integrantes en una serie de distribuciones de contraste, permiten, de un solo vistazo, determinar si la distribución de una variable coincide con otra distribución especificada. Si la variable seleccionada coincide, los puntos se agruparán en torno a una línea recta.

1.3 Estudios previos en España sobre la concentración de radón en interiores

En 1991, L. S. Quindós (de la Universidad de Cantabria) y otros, dieron a conocer los resultados de una serie de medidas realizadas a escala nacional entre 1988 y 1989 sobre la concentración de radón en las viviendas españolas (Quindós et al., 1991). El total de

¹ Un Estadístico es una magnitud cuantitativa, derivada de un conjunto de datos de una muestra con el objetivo de estimar o contrastar características de una población o modelo estadístico.

viviendas medidas fue de 1555, obteniendo una media nacional de concentración de radón de 41.1 Bq/m^3 con un desviación de 3 Bq/m^3 y un rango de concentración de entre 10 y 15400 Bq/m^3 . Estas cifras muestran la gran variabilidad de los datos recogidos, de los cuales se dedujo que el 13% de las viviendas superaban el límite impuesto por la EPA (Environmental Protection Agency americana), de 148 Bq/m^3 , mientras que un 4% superaban los marcados por la U.E. (200 Bq/m^3 para nuevas construcciones y 400 Bq/m^3 para las viejas). Así mismo, destacaban a Galicia como una de las comunidades con mayor concentración de radón en el interior de las viviendas, asociándolo con la naturaleza geológica de la zona, rica en rocas graníticas, emplazando para un estudio más detallado esta relación.

Este estudio, llegaría en 1992 de la mano de los mismos autores (Quindós al., 1992), confirmando su hipótesis de que la naturaleza del sustrato geológico de la zona es determinante en la concentración de radón medida en el interior de los edificios. Considerando una zona de nivel bajo de radón aquella en la que el 15% de las viviendas superaba los 150 Bq/m^3 , una zona de nivel medio aquella en la que entre el 15 y el 30 % de las viviendas lo superan, y una de nivel alto aquella en la que el 30% de estas supera la barrera establecida, llegaron a la conclusión que Galicia y la región occidental de Castilla-León eran zonas de alto nivel de radón, siendo de nivel moderado Extremadura, Canarias, Madrid y Cataluña, mientras que el resto del territorio podría considerarse de nivel bajo. El Grupo de Radiactividad Ambiental del Instituto de Física Corpuscular de la Universidad de Valencia publicó en 1995 los resultados de sus mediciones de radón en el interior de edificios de la Comunidad Valenciana (Amorós R. et al., 1995). Como resultado obtuvieron concentraciones medias de 34 Bq/m^3 (desviación estándar de 3.1 Bq/m^3), con un rango de entre 23.3 y 67 Bq/m^3 , alcanzando un 9% de las viviendas valencianas muestreadas, valores por encima del nivel de 148 Bq/m^3 recomendado por la EPA. Estos valores coinciden con los de la media nacional expuestos por Quindós en 1991 (Quindós et al., 1991), pero serían superiores a los dados en ese mismo estudio para la Comunidad Valenciana (17.6 Bq/m^3).

Antonio Baeza (Universidad de Extremadura), en colaboración con la Universidad de Valencia ha publicado (Baeza et al., 2003) un estudio en el que evalúa la contribución de diversos factores como son la litología del lugar, los elementos constructivos y ventilación del local, así como la evolución estacional de las concentraciones de radón, en la concentración de este gas en el interior de los edificios de la Comunidad de Extremadura. Para ello, realizaron una selección de 194 puntos de muestreo, realizándose las mediciones entre 1998 y 2000. Como resultado, un 22% de los edificios muestreados se encontraban por encima de los 400 Bq/m^3 impuestos como límite de acción por la U.E. La influencia litológica en la concentración de ^{222}Rn en el interior de edificios también fue puesta de manifiesto en este caso, puesto que los hogares con concentraciones por encima de los 400 Bq/m^3 resultaban estar contruidos sobre un suelo formado por rocas donde predominaban los granitos, mientras que en las zonas donde el predominio era de terrenos sedimentarios, apenas se sobrepasaban los 200 Bq/m^3 . Respecto a los materiales de construcción, encontraron que la concentración de radón en el interior del edificio crecía en función de la porosidad de los materiales utilizados en su construcción. Así mismo, la influencia de la ventilación se demostró decisiva en un caso en que se llegaron a medir $1600 \pm 300 \text{ Bq/m}^3$ antes de ventilar y $49 \pm 11 \text{ Bq/m}^3$ una vez realizada una correcta ventilación del local. Finalmente, los valores obtenidos en las diferentes estaciones del año, pusieron de manifiesto que las bajas temperaturas del invierno incrementan la exhalación de radón por el suelo, lo que se traduce en el aumento de este gas en las viviendas.

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

El proyecto Marna, resultado de un acuerdo entre el CSN y ENUSA Industrias Avanzadas, S.A., en el que colaboran las universidades de Salamanca, Extremadura, Politécnica de Extremadura, Vigo y Politécnica de Cataluña, evaluó la tasa de exposición a la radiación gamma natural en España (García Pomar et al., 2003). Este proyecto se llevó a cabo en diferentes fases entre 1991 y 2004. La Comunidad Gallega fue cubierta por lo que se ha dado en llamar Proyecto Marna-Galicia, inscrito en las fases 3 y 4 del proyecto Marna, abarcando las mediciones desde 1998 hasta el 2001, y contando con la colaboración de la Consellería de Xustiza, Interior e Relacións Laborais (Dirección de Interior e Protección Civil). Además de los objetivos del proyecto Marna, también se pretendía elaborar un mapa de potencial emisor de radón, las tasas de exposición en el litoral, así como la elaboración de mapas de tasa de exposición a escala 1:200000. A la luz de los datos obtenidos hasta ahora, se ha llegado a la conclusión de que existe una coincidencia entre las zonas de mayor tasa de exposición con las de mayor potencial de exhalación de radón. Por otro lado, se ha comprobado que la mayoría del territorio presenta niveles medios de potencial de exhalación de radón, recomendando que las zonas con mayor potencial sean estudiadas detenidamente.

A nivel de la Comunidad de Galicia, se está llevando a cabo un estudio previo de contaminación de los domicilios gallegos por ^{222}Rn por parte de la "Facultade de Medicina e Oncoloxía" de la Universidad de Santiago de Compostela (Figueiras Guzmán A., 2003), cuyas conclusiones preliminares establecen que el 40% de los hogares gallegos superan el nivel de acción de la EPA, mientras que el 22% de las casas de nueva construcción y el 3% de las viejas, superan los de la U.E., corroborando estudios previos que muestran a Galicia como una zona de alta concentración de radón en los domicilios.

El Consejo de Seguridad Nuclear ha llevado a cabo una modelización de la concentración de radón en el interior de viviendas a partir de las tasas de exposición natural, aplicándolo posteriormente al Concello de Santiago con los datos recogidos a través del proyecto Marna (García Cadierno J.P., 2003). El mapa de riesgo potencial por exposición al ^{222}Rn resultante, asigna a un 50% de la superficie del Concello un nivel alto de riesgo, encontrándose en esa zona el núcleo urbano de Santiago de Compostela y poblaciones como Vidán, Roxos, Casas Novas, Paradela, Lavacolla, San Marcos, A Rocha Vella, Meixonfrío ó A Susana. Concretamente, la tasa de exposición de 12-13 $\mu\text{R}/\text{h}$ para la zona de Santiago de Compostela recogida por el proyecto MARNA, se ha asociado a posibles concentraciones en interiores del orden de 200 a 400 Bq/m^3 (Quindós et al., 2004).

La O.M.S., en un estudio de 2003 (Pavia M. et al., 2003), analiza los datos recopilados, concluyendo que, aunque el riesgo se califica de bajo, los resultados evidencian un aumento significativo del riesgo de cáncer de pulmón en personas expuestas al radón. Este aumento está relacionado con la dosis y, para una exposición media, promediada en el tiempo, de 150 Bq/m^3 , se evidencia un aumento del 24% del riesgo de padecer cáncer de pulmón.

1.4 Objetivos

El presente estudio viene respaldado por los siguientes hechos:

- El teórico alto potencial de exhalación del suelo de la zona de Santiago de Compostela para la emisión de gas ^{222}Rn (García Cadierno J.P, 2003; Quindós et al., 2004).
- Existencia de estudios teóricos que prevén la posibilidad de encontrar concentraciones de gas radón estimadas entre 200 y 400 Bq/m³ en interiores en la zona de Santiago de Compostela (Quindós et al., 2004).
- La aprobación por la U.E. de directivas recomendando unos niveles máximos de concentración de gas radón en el aire interior de viviendas y lugares de trabajo (Consejo de las comunidades europeas, 1990; Comisión de las comunidades europeas, 1997).
- La ausencia de estudios detallados de área en la zona de Santiago de Compostela, acerca de la existencia real o no de acumulaciones de gas radón en interiores.
- Ausencia de estudios sobre la variabilidad estacional detallada de la concentración de gas radón en atmósferas interiores, teniendo en cuenta las peculiaridades del clima gallego.

En base a esto, los objetivos del presente estudio son:

- Establecer, mediante medidas de corto periodo de integración y protocolo de medida EPA 520/5-87-005 (Gray D. J. y Windham S.T., 1987), la existencia o no de acumulaciones de gas radón en el aire interior de los edificios de la zona de Santiago de Compostela, y cuantificarlas.
- Estudiar, mediante medidas de corto periodo de integración, la posible existencia de una pauta estacional, cuantificándola.
- Encontrar un protocolo de medida rápido y fiable que permita determinar la concentración media anual de ^{222}Rn en el aire del interior de los edificios.

CAPÍTULO 2. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

En este capítulo se describen los equipos experimentales y las técnicas de análisis empleadas en este trabajo. Los resultados obtenidos se presentan en el Capítulo 3, y las conclusiones que de ellos se derivan, en el Capítulo 4.

2.1 EL LAR

Todos lo recogido en este trabajo se ha llevado a cabo con el equipo y apoyo del Laboratorio de Análisis de Radiaciones (LAR), perteneciente al Grupo Experimental de Núcleos y Partículas (GENP), inscrito dentro del Departamento de Física de Partículas de la Universidad de Santiago de Compostela, cuyo campo de trabajo es el estudio de la radiación medioambiental, ya sea de origen natural o artificial.

Este laboratorio cuenta con equipos de ultrabajo fondo (espectrómetro gamma de germanio hiperpuro, contador proporcional y espectrómetro de centelleo líquido), que le permiten abordar la medición de la radiactividad presente en matrices sólidas, líquidas y gaseosas, con niveles cercanos al fondo de radiación natural.

A pesar de presentar la capacidad de tratar matrices muy diversas, el LAR se ha dedicado, hasta la fecha, fundamentalmente a la medición de radón en aire y aguas, así como en la determinación de los parámetros radiactivos básicos en muestras líquidas de todo tipo.

2.2 Equipos

2.2.1 Equipos de toma de muestras

Medidas de corto periodo de integración

Como elemento de recolección de gas radón para medidas de corto periodo de integración (48 horas), se emplearon sondas pasivas del tipo caja de carbón activo de la marca F&J Specialty, modelo RA40V. Estas sondas consisten en una caja de 10.2 cm de diámetro por 3.4 cm de alto. La tapa de cada sonda está sellada por una cinta de vinilo. El carbón se mantiene en su lugar mediante una rejilla de metal con una luz de entre el 30 y el 50%, ajustada mediante una arandela de presión exterior. Entre la rejilla y el carbón se encuentra un papel de filtro poroso que evita la pérdida de carbón durante el transporte. Cada caja contiene 70 ± 1 g de carbón activado con una malla 6 x 16 del tipo Calgon, grado PCB, con una baja concentración de emisores gamma (inferior a 37 mBq/g, excepto para ^{40}K).

El principio de funcionamiento de estas sondas, se basa en la alta capacidad de adsorción que tiene el carbón vegetal, el cual captura el radón para posteriormente poder medir la actividad gamma de sus hijos, una vez en equilibrio secular con su padre.

La ventaja de estos medidores radica en que son baratos y tienen una respuesta rápida, pudiendo ser reutilizados tras 24 horas en una estufa a 120°C. El tiempo de integración necesario para la toma de la muestra es, típicamente, de 48 horas, y podemos

realizar una lectura en apenas 4 horas. Estas características los hace especialmente útiles para la localización de puntos significativos, estudiar ciclos variacionales superiores al tiempo de integración empleado (48 horas), y para planificar campañas con detectores de largo periodo de integración.

Como desventajas, el corto periodo de integración de este método de medida, lo hace muy sensible a las oscilaciones de la concentración y, por tanto, impreciso de cara a estimar una media anual de concentración de gas radón basándonos en una única medida (Mose D.G. et al., 1988). Sin embargo, estudios comparativos en relación a medidas realizadas con sondas de carbón activo de entre 4 y 6 días de tiempo de integración, frente a detectores de trazas con un tiempo de integración de 90 días (tiempo de integración típico para este tipo de detectores), indican que, siendo estos más precisos en la extrapolación de los resultados a una media anual, cometen errores del orden de un factor 1.5 respecto a la media anual real, mientras que las sondas de carbón activo pueden cometer un error del orden de un factor 2 (Miles J.C.H., 2001).

Por otra parte, el vapor de agua compite con el radón en el proceso de adsorción en el carbón activo, con lo que en el factor de conversión se han de tener en cuenta las correcciones por humedad (Gray D.J. y Windham S.T., 1987). Hay que tener en cuenta también que, durante todo el periodo de integración (en nuestro caso 48 horas), las últimas horas tendrán más peso sobre la cantidad de radón adsorbido por el carbón activo (Vargas A. y Ortega X, 2004). Es por ello que se han de seguir protocolos de medida conducentes a mantener una concentración de gas radón constante y próxima al máximo, reduciendo la ventilación de los locales al mínimo.

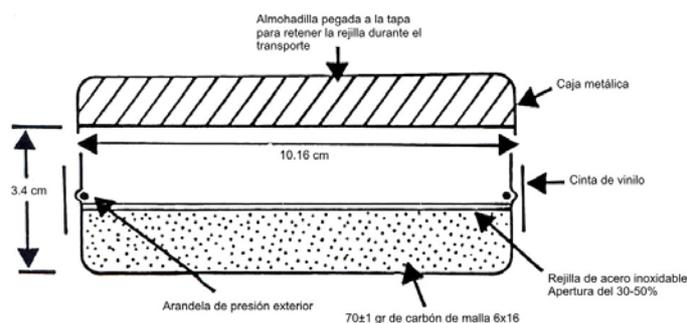


Figura 5: Esquema de una sonda de carbón activo.



Figura 6: Sonda de carbón activo utilizada.

Medidas de largo periodo de integración

Para medidas de largo periodo de integración (90 días), se emplearon dosímetros basados en detectores pasivos de trazas nucleares de estado sólido (SSNTD).

En este tipo de detectores, cuando una partícula α impacta en el elemento sensible (que puede ser nitrato de celulosa o policarbonato), causa un daño localizado en la estructura molecular del mismo. Ese daño solo es visible tras un tratamiento de “revelado posterior”. El valor de la densidad de trazas se correlaciona con la concentración de ^{222}Rn mediante un factor de conversión obtenido en el proceso de calibración.

Como ventaja de este tipo de detectores, se encuentra su baja eficiencia de detección ante la presencia de gas radón, lo que los hace poco sensibles a variaciones rápidas y extremas en la concentración de este gas, permitiendo tiempos muy prolongados de exposición y una mayor precisión en la media anual calculada.

Existen diversos factores que influyen en la precisión del factor de conversión utilizado para la determinación de la concentración de radón, empezando por la diferente sensibilidad de cada lote de fabricación, la carga electrostática generada por cambios en la humedad y temperatura ambiental, que afecta a la uniformidad en la deposición de los descendientes del radón en el interior de los detectores, o la presencia de gas torón. Por último, la gran sensibilidad del proceso de “revelado” de estos detectores a la temperatura (variaciones en $\pm 1^\circ\text{C}$ pueden acarrear errores del 10% en la estimación de la concentración de actividad (Vargas A. y Ortega X., 2004)), introduce otra fuente de incertidumbres.

Se emplearon dos tipos de SSNTD:

- Dosímetros de tipo cerrado de la marca LANDAUER, modelo RADTRAK, cuyo elemento radiosensitivo es una lámina de policarbonato (alil diglicol carbonato) CR-39 de 164.6 mm^2 , de la misma marca (Figura 7). El elemento detector está encapsulado en un cilindro plástico conductor con unas aberturas que permiten el paso, mediante difusión, únicamente de gas radón.
- Dosímetros de tipo abierto de la marca GT-ANALYTIC, modelo KODALPHA, cuyo elemento detector es una película de nitrato de celulosa LR115 de $4 \times 7.5\text{ cm}$, de la firma KODAK (Figura 8). La película detectora se encuentra montada al aire libre sobre un cuerpo plástico desechable. Este tipo de dosímetro es eficaz en la detección de gas torón (^{220}Rn). Estos dosímetros únicamente fueron utilizados en medidas redundantes, así como para determinar una posible contribución de gas torón al fondo radiactivo (contribución no encontrada).



Figura 7: Dosímetro RadTrack, suministrado por la empresa Landauer.



Figura 8: Dosímetro Kodalpha, suministrado por GT-Analytic.

Medidas en ciclo continuo

Para medidas de apoyo y control, se contó con un medidor de la concentración de radón en continuo de la marca Genitron Instruments GmbH, modelo ALPHAGUARD PQ 2000PRO (Figura 9), cedido temporalmente a este laboratorio. Se trata de un detector basado en una cámara de ionización de 0.56 litros de volumen activo, capaz de almacenar en memoria tanto los parámetros de concentración de actividad, como la temperatura, humedad relativa y presión atmosférica existentes durante el tiempo de medida. Presenta conexión con el PC, y autonomía de 10 días de medida sin conexión a la red.



Figura 9: Medidor de la concentración de ^{222}Rn en continuo AlphaGuard.

Los parámetros nominales de este detector son:

- Rango de concentración de gas ^{222}Rn : 2-2000000 Bq/m³ ($\pm 3\%$)
- Fondo: <1Bq/m³
- Rango de medición de la presión atmosférica: 800-1050 hPa (± 3 hPa)
- Rango de medición de la temperatura: -15-60 °C ($\pm 1.5^\circ\text{C}$)
- Rango de medición de la humedad relativa: 0-99% ($\pm 1.5^\circ\text{C}$)

2.2.2 Equipos de lectura de muestras

La lectura de las sondas de carbón activo expuestas, se realizó con un espectrómetro gamma basado en un detector de germanio hiperpuro de muy bajo fondo de la marca Ortec, modelo GMX50. Posee, una ventana de alta transmisión de fibra de carbono y un blindaje de 11 cm de plomo. La electrónica que acompaña al detector es un módulo DSPEC también de la marca Ortec. Con esta configuración, este detector puede alcanzar los siguientes valores:

- Resolución (FWHM) a 1.33 MeV, ^{60}Co : 2.2 keV.
- Resolución (FWHM) a 5.9 keV, ^{55}Fe : 800 eV.
- Ratio Pico-Compton, ^{60}Co : 58:1
- Eficiencia relativa a 1.33 MeV, ^{60}Co : 50%

Como equipo auxiliar, se ha utilizado una estufa de convección natural de la marca Selecta, modelo CONTERM de 80 litros de capacidad, así como una balanza analítica de la marca A&D, modelo GR-200.

La lectura de los detectores de trazas nucleares expuestos fue llevada a cabo en los laboratorios de Landauer, Inc. y GT-Analytic, homologados en EE.UU. y la U.E. respectivamente.



Figura 10: Equipo completo de espectrometría gamma utilizado en la medición de muestras de gas radón tomadas con sondas de carbón activo.

2.2.3 Programas de análisis y cálculo

Como programa de control y adquisición del espectrómetro gamma, se ha utilizado el programa GammaVision 5.31 de la firma Ortec. Este programa es capaz analizar regiones de interés definidas por el usuario o el espectro en su totalidad en busca de fotopicos coincidentes con los generados por los radioisótopos recogidos en sus librerías, ofreciendo posteriormente informes cualitativos basados en una calibración previa de las curvas de respuesta en energía y eficiencia del detector para la geometría utilizada.

Para el cálculo de actividades y almacenamiento y ordenación de datos, se programó una aplicación propia: "R", realizada en Visual Basic sobre una base de datos Access, implementando el método de cálculo de concentraciones de actividad recogido en el protocolo EPA 520/5-87-005 (Gray D.J. y Windham S.T., 1987).

"R" requiere de los siguientes datos:

- Identificación de la sonda y de la localización donde fue situada (datos no obligatorios si no se pretenden almacenar en la base de datos).
- Peso inicial y final de la sonda.
- Fecha y hora del inicio y final de la exposición.
- Fecha y hora de la medida de la sonda.
- Tiempo de medida.

- Cuentas obtenidas en la región de medición para el blanco, patrón y sonda medida.

Devolviendo los siguientes resultados:

- Concentración de actividad a la que ha estado sometida la sonda.
- Error en la estimación de la concentración de actividad a la que ha estado sometida la sonda.
- Eficiencia del detector.
- MDA (mínima actividad detectable).
- Agua adsorbida por la sonda.
- Tiempo de exposición.
- Lapsus exposición-medida.

“R”, ofrece la posibilidad de guardar los resultados en una base de datos para ser posteriormente consultados desde el propio programa o desde cualquier gestor de bases de datos compatible Access, así como generar estadísticas e informes personalizados sobre los valores recogidos.

Para el tratamiento estadístico de los datos se utilizó el paquete comercial SPSS 12.0.

2.3 Metodología experimental

2.3.1 Toma de muestras mediante detectores de trazas nucleares

Los datos relativos al muestreo con este tipo de detectores, se recogen en la Tabla 1. Para el grueso de medidas, se utilizaron detectores de tipo cerrado Radtrak, mientras los de tipo abierto (Kodalpa), se emplearon para realizar medidas redundantes, así como para determinar la posible contribución de gas torón (^{220}Rn) al fondo radiactivo.

Campaña Detectores Trazas			
Colocación Detectores		Retirada Detectores	
Inicio	Final	Inicio	Final
11/07/05	15/07/05	04/10/05	10/10/05
Detectores Radtrak Expuestos		116	
Detectores Kodalpa Expuestos		18	
Total Detectores Expuestos		134	
Detectores Recuperados		130	
Detectores Desechados		4	
Edificios Muestreados		19	

Tabla 1: Datos relevantes relativos a la campaña de determinación de la concentración de gas radón en el interior de edificios administrativos de Santiago de Compostela con detectores SSNTD.

La distribución de ambos tipos de detectores, siguió los mismos criterios que en el caso de las sondas de carbón activo, aumentando el área geográfica cubierta así como el número de edificios muestreados. En este caso, tan solo se realizó una campaña de medidas.

La toma de muestras se llevó a cabo en continuo, sin tener en cuenta los días no laborables, durante los cuales los detectores siguieron integrando en las mismas localizaciones. Fueron situados de acuerdo con los mismos criterios seguidos en el caso de las sondas de carbón activo, sin tomar ningún tipo de acción acerca de la ventilación de los locales.

Una vez iniciada la exposición de los detectores, estos permanecieron integrando durante al menos 90 días, tiempo tras el cual se procedió a cerrar con una pegatina metálica las aberturas de adquisición de los detectores tipo Radtrak, para ser enviados a medir a la casa suministradora, mientras que los detectores tipo Kodalpha fueron introducidos en fundas plásticas que no permiten la existencia de aire entre el elemento detector y las mismas, siendo también enviados a la casa suministradora para que procediese a su lectura.

2.3.2 Toma de muestras mediante sondas de carbón activo

En la Tabla 2, se resumen los datos más importantes de las diferentes campañas de medida de la concentración de gas radón en interiores, llevadas a cabo con sondas de carbón activo.

Para la selección de los puntos de toma de muestras, se siguieron criterios de maximización del área geográfica tratada (en lo que se refiere a la selección de los edificios), mientras que la selección de los puntos de muestreo dentro de estos, se hizo en base al criterio de primar los lugares con mayor personal y a un nivel más bajo, frente a los de menor número de personal expuesto y nivel más alto respecto al suelo.

Al tratarse de edificios administrativos, las muestras fueron tomadas durante el fin de semana, con el fin de entorpecer lo mínimo posible las actividades laborales, y de que las actividades del personal perturbase lo menos posible la medida (hecho especialmente útil de cara a detectar “puntos calientes” de concentración de gas radón).

El Diagrama 1 esquematiza el protocolo de toma de muestras seguido, basado en el protocolo utilizado por la Agencia de Protección del Medio Ambiente Estadounidense (EPA) (Gray D.J. y Windham S.T., 1987). Siguiendo este protocolo, los lugares de colocación de los sistemas de captación, permanecieron cerrados al menos 12 horas antes de realizar la medición, excepto para la entrada y salida normal de la estancia. Los extractores y sistemas de ventilación que utilizan aire exterior fueron desconectados.

Campañas Cánisters				
Campaña	Fecha Inicio	Fecha Finalización	Muestras Tomadas	Edificios Muestreados
Verano'04	09/07/05	19/07/05	48	11
Verano'05	06/07/05	08/07/05	14	7
Otoño'04	19/10/04	22/11/04	49	11
Otoño'05	05/11/05	07/11/05	10	5
Invierno'04-05	21/12/04	24/01/05	54	12
Invierno'05-06	04/02/06	06/02/06	6	3
Primavera'05	04/04/05	25/04/05	57	14
Total medidas realizadas			233	
Duplicaciones de control			18	
Total localizaciones muestreadas			59	
Localizaciones muestreadas 4 estaciones			50	
Edificios muestreados			16	

Tabla 2: Datos relevantes relativos a las diferentes campañas de determinación de la concentración de gas radón en el interior de edificios administrativos de Santiago de Compostela con sondas de carbón activo.

Las sondas se situaron a 50 cm. del suelo y 10 cm. del objeto más próximo, siempre al aire libre (no en cajones, armarios o alacenas), expuestas al aire que respiran las personas, y lejos de corrientes perceptibles de aire procedentes de puertas, ventanas,... Así mismo, se colocaron lejos de los muros exteriores de la estancia.

Una vez abierta, la sonda permaneció en el local durante 48 horas, al final de las cuales fue sellada nuevamente y enviada al laboratorio para su medición.

Este procedimiento fue repetido una vez en cada estación en 50 de las 59 localizaciones muestreadas, aunque esa estación pudo corresponderse con un año diferente.

Tan solo se ha alcanzado un 8% de duplicaciones de control dentro de este proyecto frente al 10%. Esto es relevante de cara al cálculo del error sistemático para este método de medida, puesto que se han empleado medidas de control realizadas fuera del ámbito de este proyecto.

CAPÍTULO 2. METODOLOGÍA EXPERIMENTAL

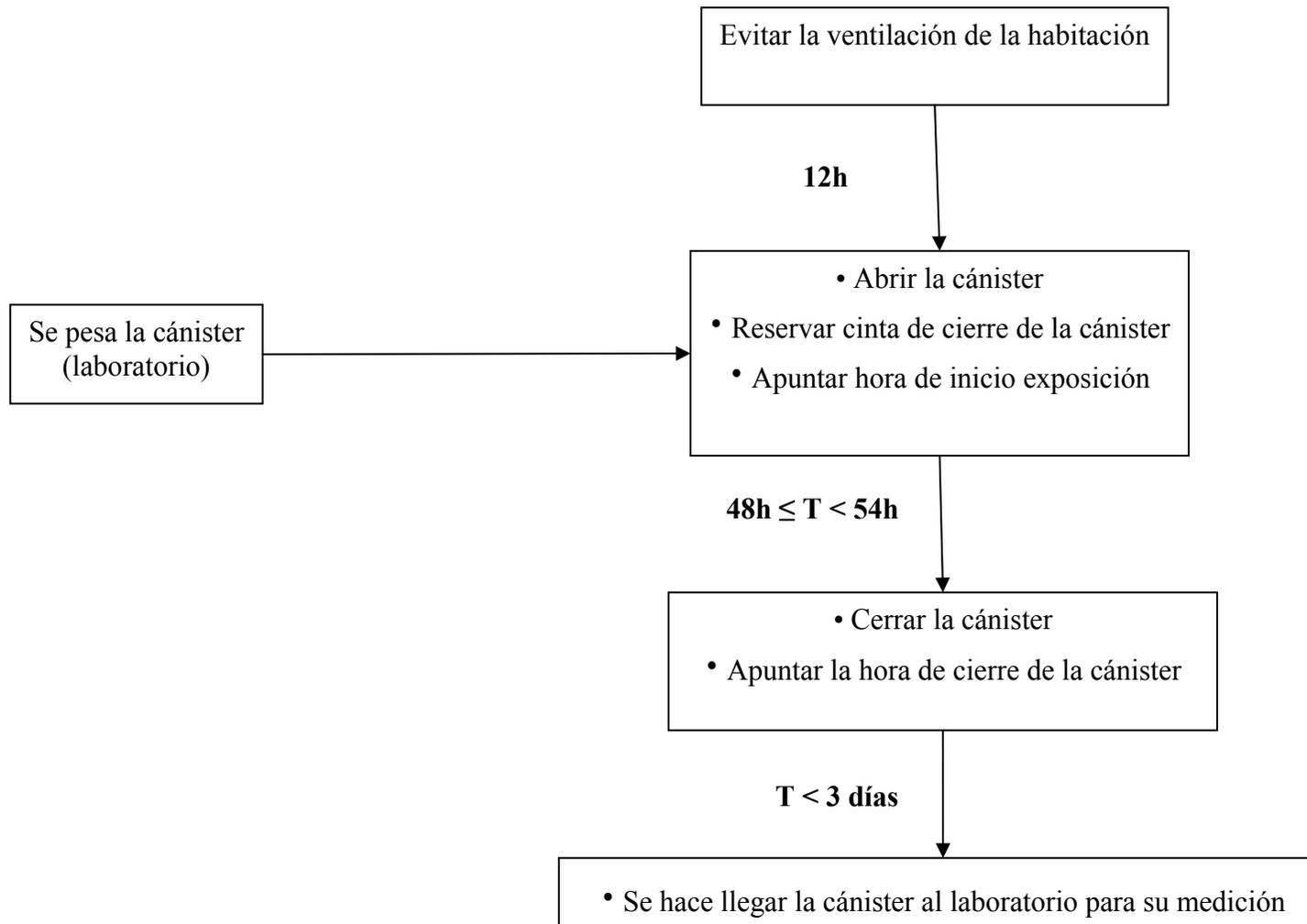


Diagrama 1: Protocolo de toma de muestras con sondas de carbón activo.

2.3.3 Caracterización del fondo de radiación del laboratorio

El radón afecta a la estabilidad y nivel del fondo de radiación del laboratorio, no solo a la hora de analizar las muestras tomadas con sondas de carbón activo, sino durante la medición con cualquiera de los instrumentos presentes en el mismo. Esto hecho nos ha llevado a la realización de un estudio sistemático, cuyas conclusiones son interesantes para este trabajo, en lo que respecta a la determinación de los ciclos de corto y medio periodo de las concentraciones de gas radón.

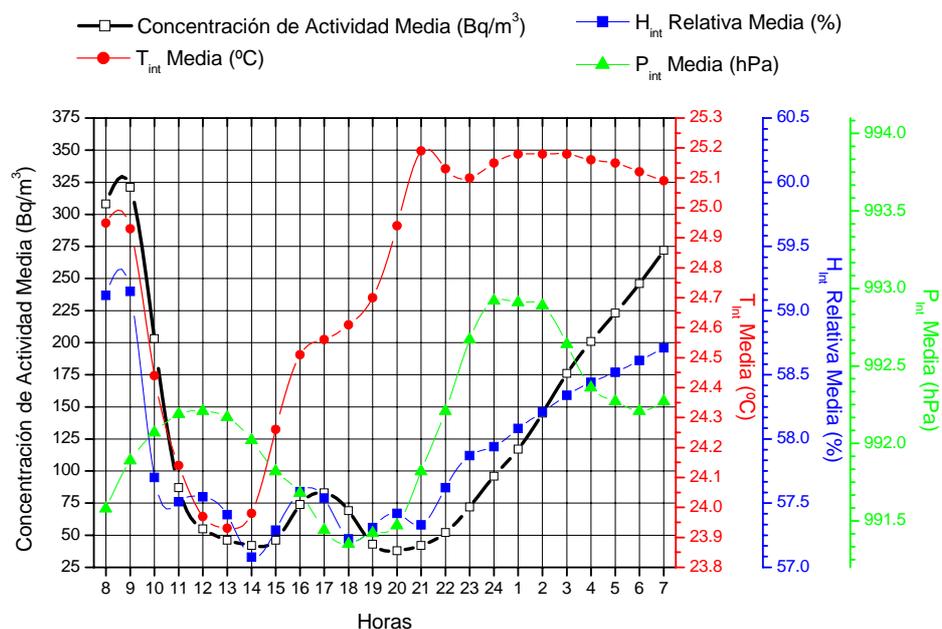
Las medidas se llevaron a cabo utilizando un detector AlphaGuard de medida continua en tiempo real, durante 50 días, desde el 21/04/06 hasta el 09/06/06, con tiempos de integración de una hora. El máximo de concentración fue de $640 \pm 55 \text{ Bq/m}^3$, por un mínimo de $8 \pm 3 \text{ Bq/m}^3$, con un valor medio de $185 \pm 4 \text{ Bq/m}^3$. La mayor relación Máximo/Mínimo diario ha sido de 76.8.

Calculando la media horaria de los valores diarios para concentración de gas radón, temperatura, humedad relativa y presión atmosférica en el interior del laboratorio, se obtiene la Gráfica 1 y la Gráfica 2 para días laborables y festivos, respectivamente.

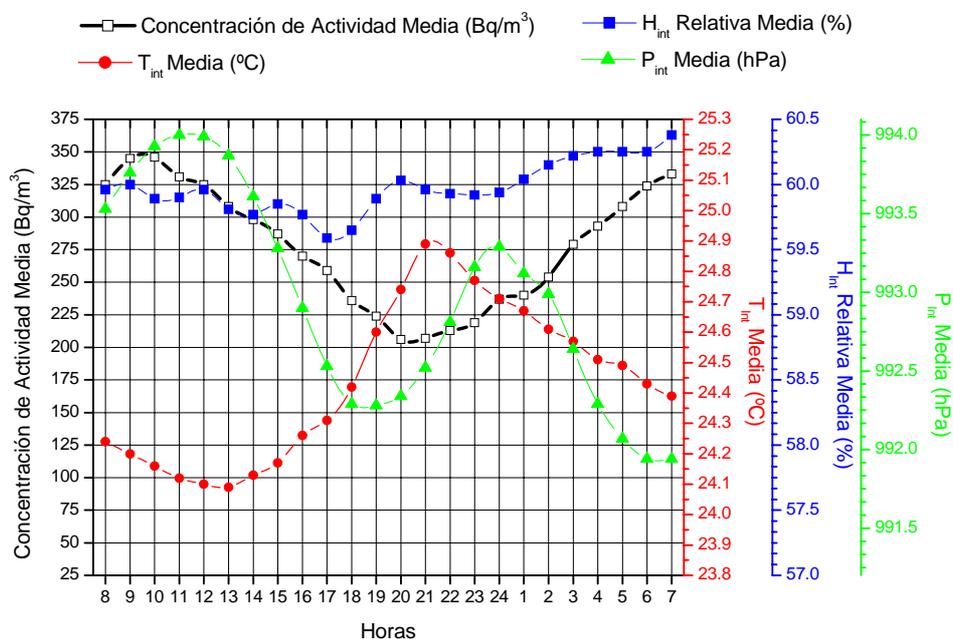
El Laboratorio de Análisis de Radiaciones (LAR-USC), está instalado en una ubicación provisional y no posee un sistema de ventilación forzada. La única ventilación es a través de la corriente de aire que se establece al abrir la puerta y las ventanas. La apertura de ventanas se realiza al inicio de la jornada laboral, a las 9 de la mañana, y coincide con la rápida caída en la concentración de gas radón que se observa en la Gráfica 1, seguida por la temperatura y humedad, que tienden a compensarse con los valores exteriores de las mismas. Entre las 2 y las 5 de la tarde se produce un repunte de la concentración de ^{222}Rn debido a que durante el descanso de mediodía del personal se vuelven a cerrar las puertas y ventanas. Este repunte es débilmente seguido por la humedad relativa. Finalmente se produce un nuevo repunte al final de la jornada laboral. Resumiendo, durante los días laborables, la bajada desde el máximo de concentración es muy brusca (283 Bq/m^3 en 4 horas), con mínimos anchos y compatibles con el valor medio de concentración de gas radón en el exterior, que es compatible con la media mundial aceptada por la UNSCEAR (UNSCEAR, 2000), de 10 Bq/m^3 .

La Gráfica 2, presenta los mismos datos que la Gráfica 1 pero para los días no laborables. Se observa una amplitud más pequeña en las variaciones de concentración de actividad (150 Bq/m^3), un máximo desplazado una hora respecto a los días laborables (esos días la apertura de ventanas corta la subida al máximo), una pendiente de bajada inferior, con un único mínimo 5 veces más alto que el obtenido para días laborables que se alcanza 6 horas más tarde, y un comportamiento totalmente distinto del resto de variables.

Como conclusión, se observa como la ventilación es el principal factor a tener en cuenta respecto al comportamiento de la concentración de gas radón en el interior de una habitación, tal y como había predicho la Ecuación 16, donde lo denominábamos λ_v , o factor de ventilación. Cuando la exhalación del terreno es lo suficientemente grande, como parece ocurrir en este caso, un λ_v bajo, es lo que permite que la concentración de actividad pueda incrementarse en 43 Bq/m^3 en 3 horas durante el periodo dedicado a la comida, o que la media diaria (entendiendo día el periodo de tiempo desde las 8 a.m. a las 7 p.m.) de los días festivos, sea 2.6 veces superior a la de los laborales.



Gráfica 1: Curvas de concentración de actividad, temperatura, humedad relativa y presión atmosférica medias, resultado de promediar los datos horarios de 31 días LABORABLES. El eje de abscisas representa las horas del día, tomando como origen T=8 a.m. Los ejes de abscisas representan las diferentes variables en el interior del LAR-USC.



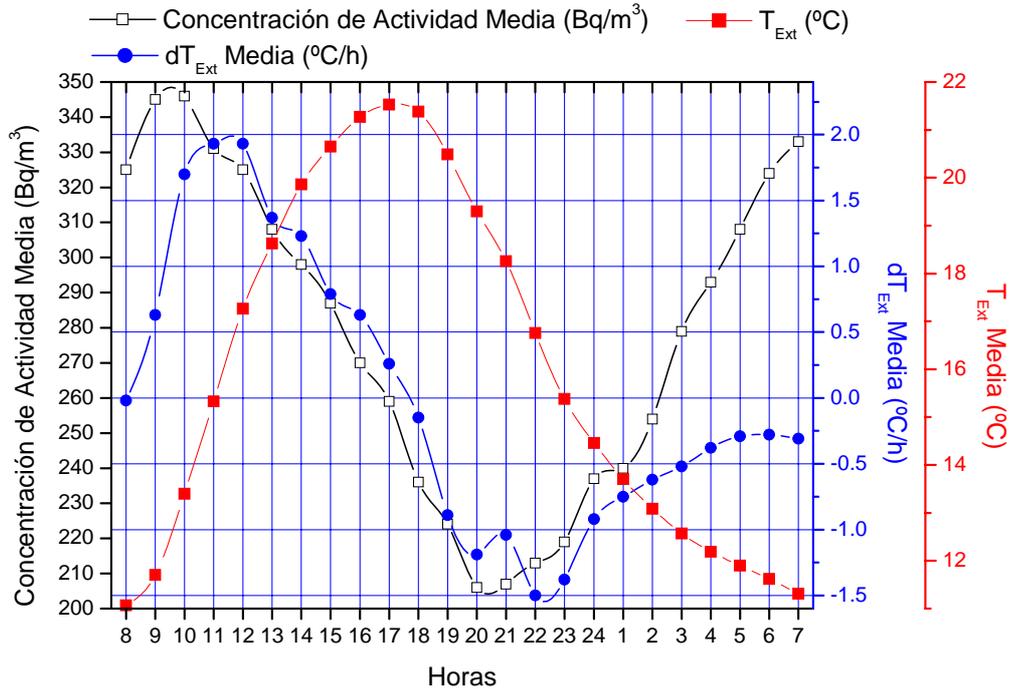
Gráfica 2: Curvas de concentración de actividad, temperatura, humedad relativa y presión atmosférica medias, resultado de promediar los datos horarios de 19 días NO LABORABLES. El eje de abscisas representa las horas del día, tomando como origen T=8 a.m. Los ejes de abscisas representan las diferentes variables en el interior del LAR-USC.

En la Gráfica 3 se representa la variación de las medias horarias de la concentración de gas radón para días no laborables, así como las medias horarias de la temperatura exterior y su derivada, frente a la hora del día. Dado que el Laboratorio de Análisis de Radiaciones se encuentra muy próximo (a menos de 50 metros) de la estación meteorológica oficial de Meteogalicia en Santiago de Compostela (Santiago-EOAS), se puede contar con datos precisos (proporcionados por Meteogalicia a través de su página web: www.meteogalicia.es), cada 10 minutos, de las condiciones atmosféricas en el exterior del laboratorio. Se han promediado a 1 hora y se les ha aplicado el mismo tratamiento que a los datos recogidos dentro del laboratorio.

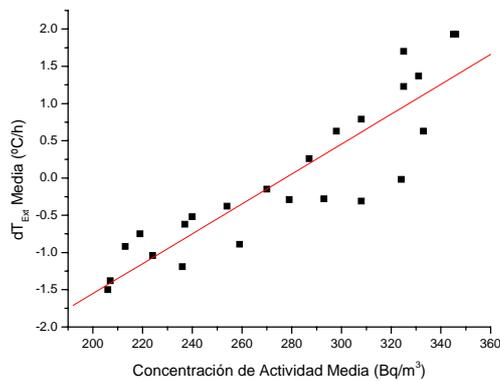
Se puede observar que existe una correlación directa entre la variación de la concentración de actividad y la derivada de la temperatura, existiendo un desfase de dos horas entre los mínimos de ambas. En la Gráfica 4 se muestra el ajuste de la correlación una vez corregido el desfase, obteniéndose el máximo valor del coeficiente de correlación de 0.90.

Se puede concluir que existe una correspondencia causal entre los ciclos día/noche y la derivada de la temperatura, así como de la concentración de gas radón. Esta correspondencia es congruente con lo reportado por otros autores (por ej., Karunakara N. et al, 2005). Debido a las inercias térmicas y al tiempo de respuesta de las medidas de la concentración, se observa un ciclo de histéresis, de tal forma que la curva de correlación no es idéntica cuando sube la temperatura (puntos en verde en la Gráfica 5) que cuando la temperatura baja (puntos en rojo en la Gráfica 5).

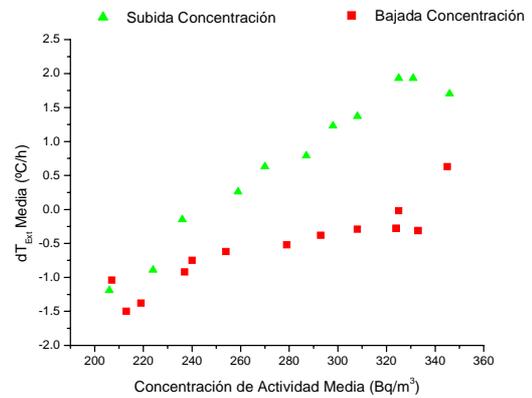
En este trabajo no se han encontrado correspondencias similares con la presión y la humedad en lo que respecta al ciclo día/noche.



Gráfica 3: Concentración de actividad media horaria, así como temperatura exterior media horaria y su derivada, frente a las horas del día. Los datos de temperatura exterior media horaria se han deducido de los proporcionados cada 10 min por la estación meteorológica Santiago-EOAS de Meteogalicia.

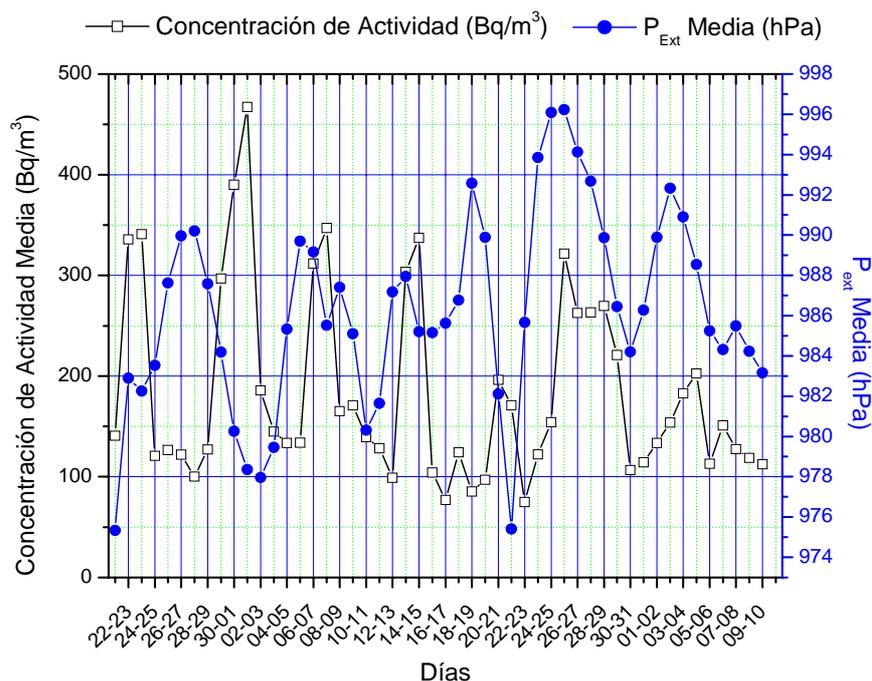


Gráfica 4: Valores medios de la derivada de la temperatura exterior media para cada hora, frente a los valores de concentración de actividad media horaria (desfasadas 2 horas), y su recta de correlación.



Gráfica 5: Valores medios de la derivada de la temperatura exterior, frente a los valores de concentración de actividad media, para cada hora, sin corregir el desfase horario. En verde, los valores cuando sube la concentración de radón, y en rojo cuando baja.

En la Gráfica 6, se observa que la variación de la presión atmosférica parece modular la concentración de gas radón del laboratorio en ciclos superiores a los tres días y en relación inversamente proporcional a la variación de la concentración de éste. Este resultado confirmaría los obtenidos por Rowe J.E. et al. (Rowe E.J. et al, 2002) en lo referente a que las condiciones climáticas son el principal parámetro a tener en cuenta cuando se trata de explicar el comportamiento de los ciclos de concentración mayores de 3 días. A falta de más datos, esta correlación se queda en una mera conjetura, y será objeto de un trabajo futuro.



Gráfica 6: Concentración de actividad media y presión exterior media para cada día a lo largo de los 50 días de toma de datos con el medidor de continuo AlphaGuard. Por Día, se entiende el periodo de tiempo entre las 9:00 a.m. y las 8:00 a.m. del día siguiente.

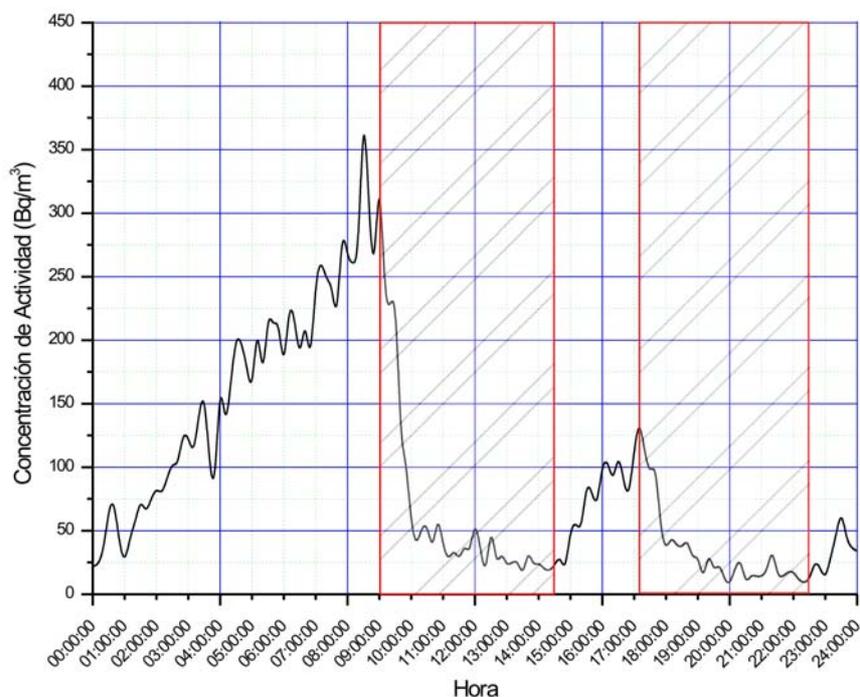
Si tenemos en cuenta el protocolo de toma de muestras seguido con las sondas de carbón activo (2.3.2), que inhibe la ventilación durante el periodo de integración, podemos afirmar que los valores obtenidos presentarán desplazamiento, hacia valores superiores de concentración de actividad, frente a métodos que integran sobre periodos de tiempo más largos y que no requieren la ausencia de ventilación en el lugar de muestreo (detectores de trazas).

Por otra parte, este estudio se ha llevado a cabo en edificios administrativos donde se ha comprobado que el factor de ocupación por parte del personal es determinante en la concentración de radón acumulada. Los dosímetros de trazas se utilizan con el fin de poder estimar una dosis media anual en función de una integración más extendida en el tiempo que la que otros métodos, como las sondas de carbón activo, no pueden ofrecer. Ahora, como se puede observar en la Gráfica 1 y Gráfica 2, y apunta Kávási en un reciente artículo (Kávási N. et al., 2006), si los detectores no son guardados en un lugar con bajo

contenido en radón durante las jornadas no laborables, los valores de concentración de actividad al final del periodo de integración, también se habrán sobreestimado.

2.3.4 Caracterización del fondo de radiación del espectrómetro gamma

La Gráfica 7, ha sido obtenida con el AlphaGuard utilizado para caracterizar el fondo del laboratorio, pero con tiempos de integración de 10 min. Se muestra el comportamiento de la concentración de gas radón durante un ciclo de 24 horas en el interior del LAR-USC. El máximo de concentración se alcanza por las mañanas antes de comenzar la jornada laboral. Los valores descienden y sufren un repunte durante las horas centrales del día. El horario de trabajo habitual en el laboratorio es de 9:00 a 14:00 y de 17:00 a 20:00 horas. Durante este tiempo el laboratorio se ventila de forma natural a través



Gráfica 7: Concentración de actividad en el LAR a lo largo de 24 horas. Se encuadran en rojo (zonas rayadas) los momentos durante los que se ventiló el laboratorio. Datos tomados con un medidor en continuo AlphaGuard de Genitron Instruments, con un tiempo de integración de 10 min.

de la apertura de sus puertas y ventanas, estableciendo una corriente de aire con el exterior. Encuadradas en rojo (zonas rayadas) se muestran los periodos donde el laboratorio pudo ser aireado. La ventilación natural es capaz de rebajar los niveles de fondo hasta valores compatibles con la concentración media en el exterior (10 Bq/m^3), pero la estabilidad de esos valores es más difícil de conseguir, porque el potencial de emisión de radón del suelo es alto.

Por otro lado, el intercambio de aire entre el recinto del blindaje del espectrómetro gamma, y el aire de la habitación cada vez que se introduce una muestra, induce fluctuaciones con respecto a las condiciones en las que se midió el blanco.

Con el fin de conocer los momentos óptimos en los que el fondo es bajo y se comporta según una distribución Normal, tomamos, a lo largo de varios días, medidas de una sonda de carbón activo no expuesta (blanco) a intervalos regulares durante el tiempo de trabajo del laboratorio. Estas medidas, se complementaron con el registro de blancos con sondas de carbón activo del laboratorio, hasta totalizar un total de 420 datos. Posteriormente dividimos los valores obtenidos en franjas horarias y aplicamos a los datos, y a su logaritmo, el test de Kolmogorov-Smirnov, utilizando como distribución estadística de contraste la Normal. Los resultados se muestran en la Tabla 3.

Periodo	p-Valor (Datos)	p-Valor (Ln (Datos))
9-20h	0.497	0.668
11-20h	0.891	0.941
11-14h y 18-20h	0.850	0.801

Tabla 3: Resultados de aplicar el test de K-S a los valores de blanco y sus logaritmos, en diferentes franjas horarias.

En las dos primeras franjas horarias analizadas, el comportamiento del logaritmo de los datos es claramente gaussiano, lo que indica una distribución log-normal para los valores obtenidos. Mientras, en la franja horaria de 11-14 h y de 18 a 20 h , los datos parecen seguir un comportamiento gaussiano, mientras que su logaritmo presenta una tendencia menos acusada hacia esa distribución.

Por tanto, se constata que el fondo de radiación en la franja horaria de 11-14 h y de 18-20h presenta un comportamiento gaussiano que permite la toma de una única medida de fondo y patrón susceptibles de ser utilizadas en el cálculo de la concentración de actividad a la que estuvieron sometidas las sondas de carbón activo medidas también en ese intervalo horario.

2.3.5 Preparación del patrón de referencia para las sondas de carbón activo

El protocolo EPA seguido durante este estudio para las sondas de carbón activo, implica que, para cada serie de medidas, se realice la medida de un patrón de cara a establecer la eficiencia de nuestro detector en el rango de medida comprendido entre los 295 y los 609 keV.

El patrón utilizado es de manufactura propia, y fue fabricado partiendo de una sonda como las utilizadas para la toma de muestras que fue desmontada, y sobre cuyo carbón fueron depositados 532 Bq de ^{226}Ra .

Finalmente, el patrón fue enviado a un laboratorio externo a la USC, donde fue comparado con un patrón de geometría similar.

2.3.6 Medición de las muestras tomadas con sondas de carbón activo

El Diagrama 2, muestra, esquemáticamente, el protocolo seguido. Este protocolo es el recogido en el protocolo EPA 52/5-87-005 (Gray D.J., Windham S.T., 1987), con la

excepción de utilizar para la lectura de las sondas, un espectrómetro de germanio hiperpuro en vez de uno de NaI(Tl).

Después de ser cerradas y pesadas para conocer el contenido en agua absorbida del aire, las cánisters permanecerán 3 horas en reposo para que el radón alcance el equilibrio secular con sus descendientes de vida media corta. El equilibrio secular alcanzado por el ^{222}Rn y sus hijos, permitirá mediante la medición de los fotopicos de actividad de estos a 295 keV y 352 keV en el caso del ^{214}Pb , y a 609 keV en el caso del ^{214}Bi , obtener la actividad atribuible al padre por comparación con una fuente de referencia (previa resta del valor obtenido para un blanco), y consecuentemente, la concentración de radón en el lugar de medición.

2.3.7 Medición de las muestras tomadas con detectores de trazas

Para el análisis de las muestras tomadas mediante detectores de trazas nucleares, estos fueron enviados a los laboratorios de las casas suministradoras, comunicándoseles únicamente la fecha de inicio y finalización de la exposición.

En general, para la lectura de este tipo de detectores, se comienza con un revelado químico de la película expuesta mediante la introducción de la misma en un baño de hidróxido sódico diluido que atacará la película del detector, haciendo visibles las trazas dejadas por la radiación. La estabilidad y control de parámetros del baño como la temperatura, concentración y tiempo de ataque, serán la base de una cuantificación fiable y precisa de la radiación a la que fueron expuestos los dosímetros. El protocolo concreto es propio de cada casa suministradora.

Tras el proceso de revelado, las trazas producidas por la radiación en la estructura molecular del elemento detector, se puede visualizar con un microscopio como una serie de pequeños agujeros de entre 1 y 15 μm de diámetro. La concentración de gas radón se obtiene por la contabilización del número de trazas por centímetro cuadrado existentes sobre el elemento detector, teniendo en cuenta el tiempo de exposición del detector y el proceso de revelado seguido.

Este proceso de lectura se encuentra informatizado, generando un informe en el que consta el número de detector, junto con un valor de actividad y su incertidumbre asociada.

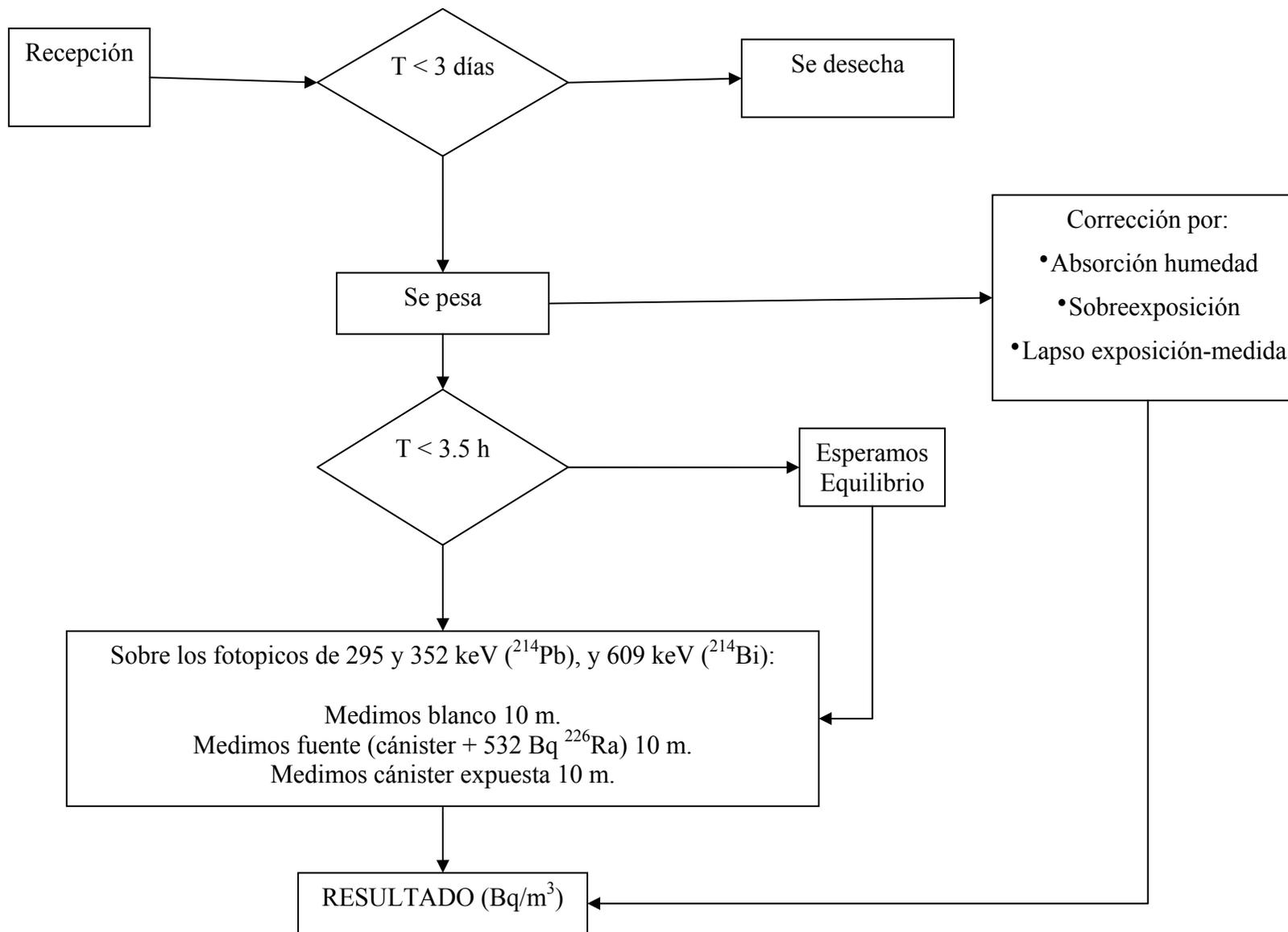


Diagrama 2: Protocolo de recepción y lectura de las muestras de gas radón tomadas con sondas de carbón activo.

2.4 Método de cálculo de la concentración de radón con sondas de carbón activo

En este primer método, el cálculo de la radiactividad ambiental debida a la concentración de radón en un recinto, se realiza de forma indirecta, midiendo la radiactividad acumulada en carbón activo bajo determinadas condiciones. El radón adsorbido se desintegra con un semiperiodo de 3.82 días (ver Figura 1), y lo que vamos a medir es la radiactividad de su progenie, midiéndose las cuentas netas (cps) por segundo entre el fotopico de 295 keV del ^{214}Pb , y el de 609 keV del ^{214}Bi . Como quedó explicado en la sección 2.3.3, hemos de deducir un valor de fondo que obtenemos mediante sondas “blanco”. Así,

$$cps = cps \text{ sonda} - cps \text{ blanco} \quad \text{Ecuación 21}$$

A partir de “cps” obtenemos la concentración de actividad (Rn) mediante la expresión:

$$Rn = \frac{cps}{T_s \cdot E \cdot FD \cdot FC} \quad \text{Ecuación 22}$$

Donde T_s el tiempo de exposición de la sonda (en segundos).

E, sería la eficiencia de nuestro detector en cps/Bq, en el rango de energías 295-609 keV, y con la geometría utilizada, que se calcula según la ecuación:

$$E = \frac{(cps \text{ patrón} - cps \text{ blanco}) / \text{tiempo contaje}}{\text{actividad patrón}} \quad \text{Ecuación 23}$$

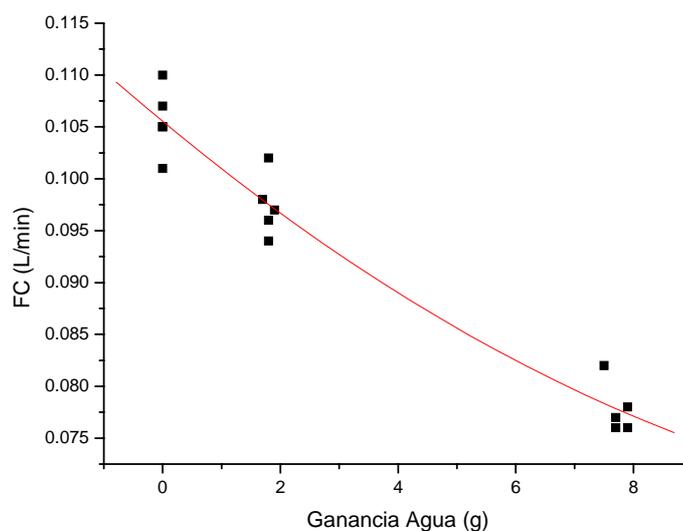
, donde el “tiempo de contaje” está en segundos, y “actividad patrón”, es la actividad de nuestro patrón de comparación en Bq.

FD, es el factor que corrige la desintegración experimentada por la muestra entre el final de la exposición y la lectura de la misma. Se calcula desde la mitad del periodo de exposición y el inicio de la medición de la sonda, según:

$$FD = e^{-\frac{\ln(2) t}{T_{1/2}}} \quad \text{Ecuación 24}$$

, donde “t” es el tiempo en segundos desde la mitad del periodo de exposición hasta el inicio del contaje de la sonda, y $T_{1/2}$ la vida media del ^{222}Rn en segundos.

FC es el factor de calibración del carbón de nuestras sondas. Es un factor que corrige el déficit en la capacidad del carbón de nuestras sondas de adsorción de ^{222}Rn , en función de la cantidad de agua que hayan adsorbido en su lugar. Este factor está tabulado (Gráfica 8) para un tiempo de exposición de 48 horas.



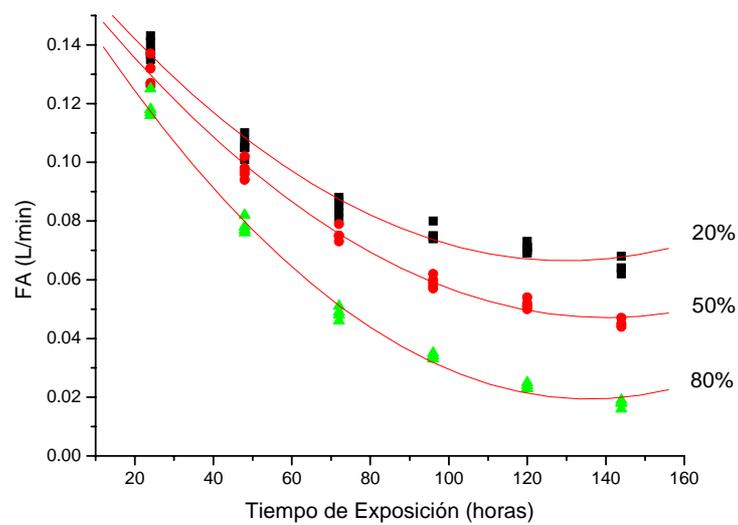
Gráfica 8: Variación del Factor de Calibración con la ganancia en agua. Gráfica obtenida en base a los valores tabulados en el protocolo EPA 520/5-87-005 (Gray J.D., Windham S.T., 1987).

Esta capacidad de adsorción de agua depende, del tiempo de exposición de la sonda. Un aumento del tiempo de exposición respecto de las 48 horas, ha de ser corregido, según la Ecuación 25, por el Factor de Ajuste (FA), dependiente del tiempo de exposición y grado de humedad relativa (Gráfica 9).

$$FC = FC(48horas) \frac{FA(\text{tiempo de exposición})}{FA(48 \text{ horas de exposición})} \cdot 1.7 \times 10^{-5} \quad \text{Ecuación 25}$$

, donde FC se da en m³/s.

Recientemente, un grupo japonés (Iimoto T. et al., 2005) ha publicado una serie de correcciones para tasas de humedad muy altas (ver referencias allí citadas).



Gráfica 9: Variación del Factor de Ajuste con el tiempo de exposición para tres curvas de humedad diferentes. Gráfica obtenida en base a los valores tabulados en el protocolo EPA 520/5-87-005 (Gray J.D., Windham S.T., 1987).

El esquema de cálculo y decisión se muestra en el Diagrama 3.

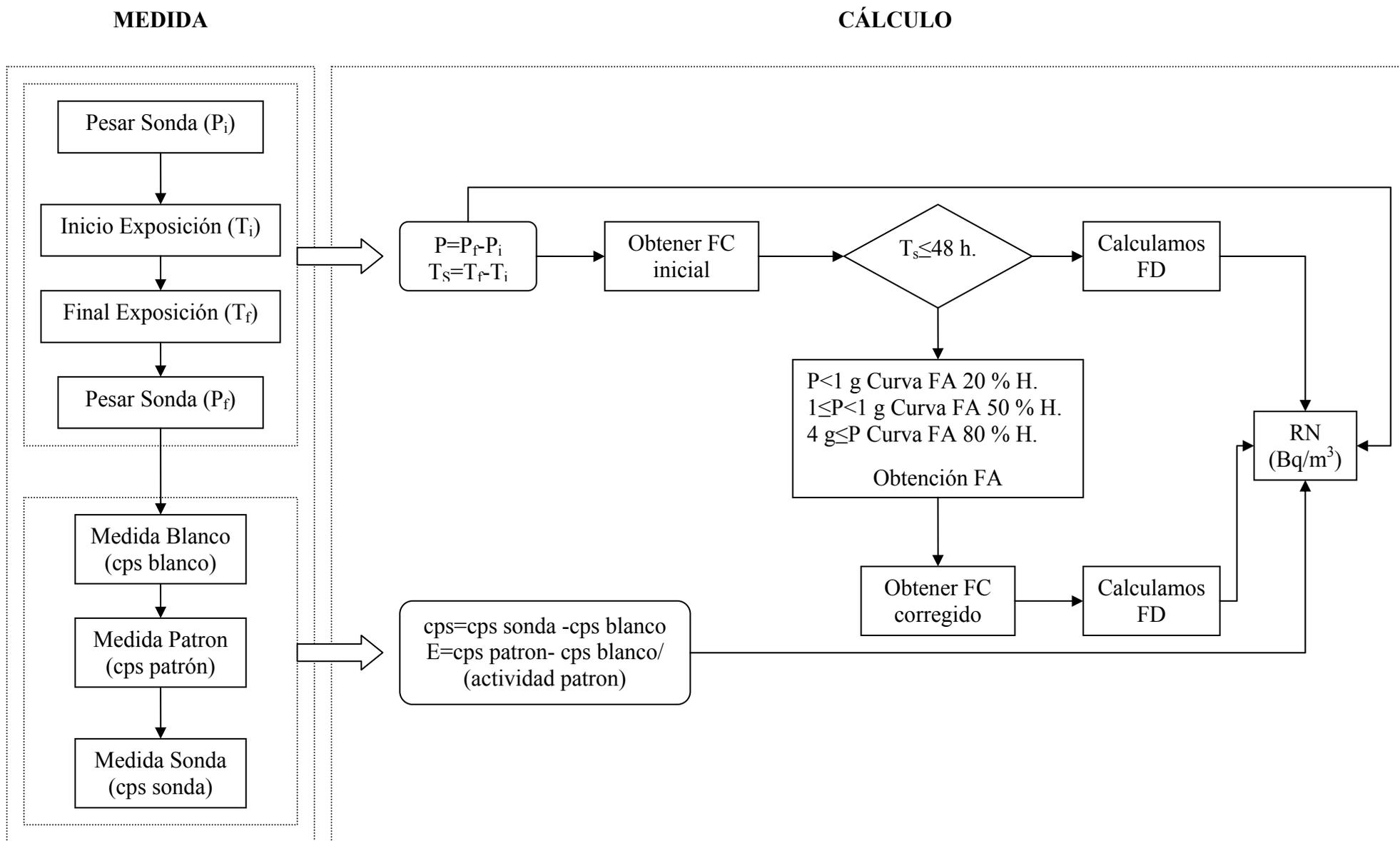


Diagrama 3: Diagrama de medida con sondas de carbón activo y cálculo de la concentración de actividad a la que estuvieron expuestas.

La parte de cálculo, según lo recogido en el protocolo de referencia EPA 520/5-87-005, recogida en el Diagrama 3, se implementó en el programa de cálculo, almacenamiento y consulta “R” (descrito en la sección 2.2.3).

2.4.1 Cálculo de los coeficientes de variación estacional y actividades corregidas para los datos procedentes de sondas de carbón activo

Para el estudio de la variabilidad estacional de los datos medidos (ver 2.3.1), se han seleccionado únicamente aquellos puntos donde se han tomado muestras al menos en cuatro campañas cubriendo un ciclo anual completo, y el resto han sido desechadas. El estudio de la correlación estadística de los datos con el tiempo en el que fueron medidos se ha llevado a cabo obteniendo, para cada una de los puntos seleccionados, la media de los cuatro valores de concentración medidos, para calcular a continuación sus residuos relativos con respecto a esas medias:

$$Residuo = \frac{Valor\ Campaña - Media}{Media} 100 \quad \text{Ecuación 26}$$

Tenemos así los cuatro conjuntos de residuos relativos (verano, otoño, invierno y primavera) a los que hemos aplicado una prueba de Kolmogorov-Smirnov para verificar la bondad de la hipótesis de normalidad de los datos. Una vez hecho esto, a partir de las medias y las varianzas normales de cada conjunto de datos, obtenemos las variaciones estacionales.

Posteriormente, a cada valor medido de la concentración de actividad, se le aplicó la corrección correspondiente al momento en el que fue medida, según la Ecuación 27, y, finalmente, se calculó el valor medio de los valores corregidos para cada lugar de referencia. El resultado se ha denominado “Valor Medio Normalizado” y se puede tomar, por tanto, como una buena estimación del valor medio anual, independientemente de las variaciones estacionales existentes.

$$Residuo = \frac{Valor\ Campaña - Media}{Media} 100 \quad \text{Ecuación 27}$$

Todo el proceso se recoge esquemáticamente en el Diagrama 4.

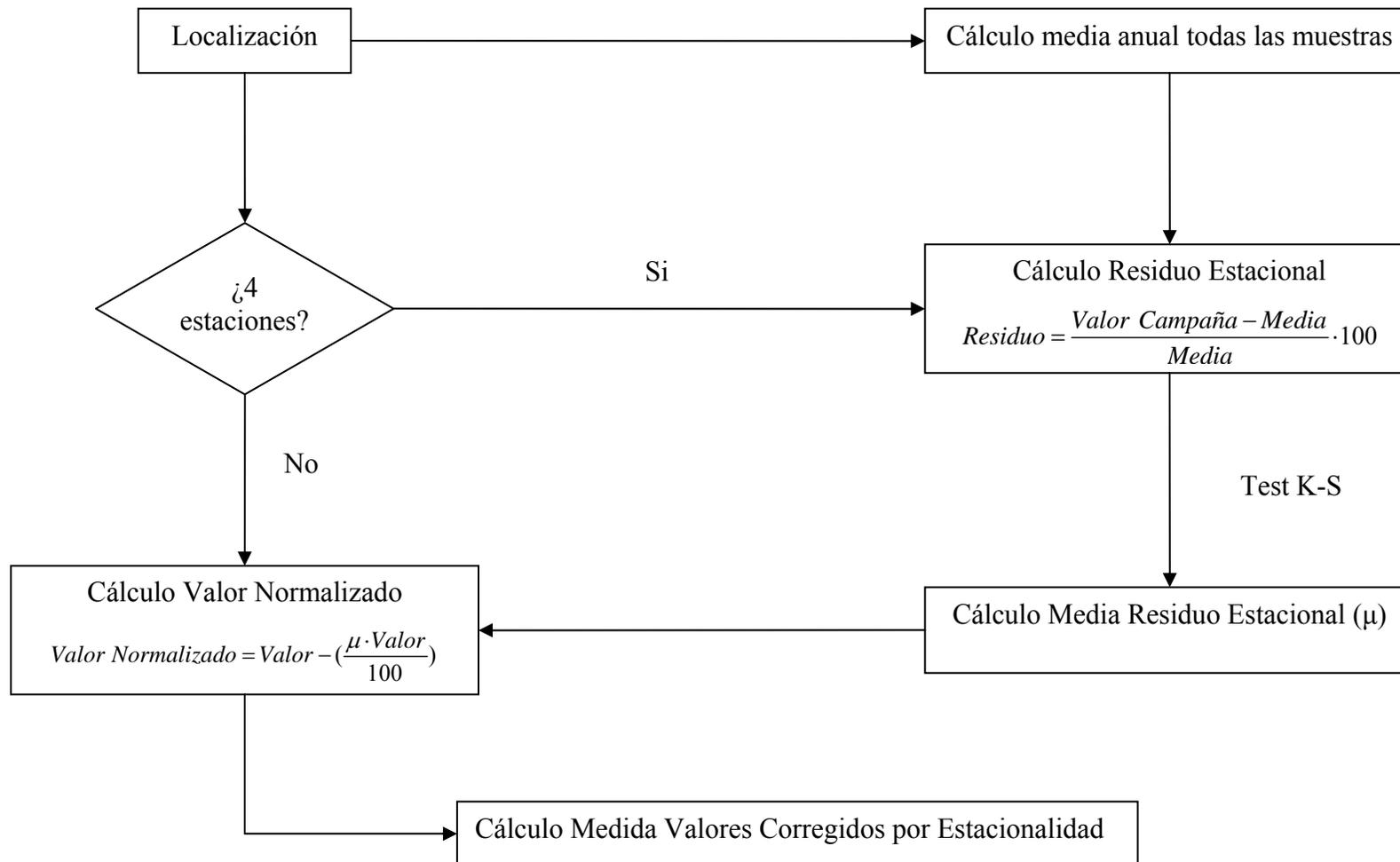


Diagrama 4: Diagrama de cálculo de los coeficientes de variación estacional y valores corregidos de la actividad.

2.4.2 Estimación de incertidumbres

A la hora de realizar el análisis de las incertidumbres en las medidas de la concentración de gas radón en un determinado lugar, hay que tener en cuenta que no es lo mismo la variabilidad de la emisión de radón por parte del suelo (que sigue una distribución estadística Lognormal) que la dispersión en las medidas que introducen los distintos métodos de medida (que siguen una distribución estadística normal y que presentan un error sistemático inherente al método empleado).

En todos los casos, hemos aplicado el test de Kolmogorov-Smirnov, para verificar la consistencia de las hipótesis estadísticas empleadas.

Así pues, para la estimación de las incertidumbres, hemos realizado unas series de medidas redundantes, con los diferentes métodos de medida descritos en este capítulo, así como unas intercomparaciones de nuestras medidas con las realizadas en otros laboratorios.

Las series de medidas redundantes, incluyen:

- 53 mediciones colocando dos cajas de carbón activo juntas, en determinados puntos elegidos aleatoriamente y midiéndolas junto con el resto de las de su serie.
- 20 mediciones colocando dos detectores de trazas juntos en determinados puntos elegidos aleatoriamente.
- Como hemos utilizado detectores de trazas de dos proveedores distintos (uno europeo y otro americano), hemos realizado también medidas redundantes utilizando dos detectores, uno de cada uno de los proveedores.
- En 55 casos, ha sido posible comparar los resultados obtenidos durante las campañas llevadas a cabo con sondas de carbón activo con los de la campaña de detectores de trazas.

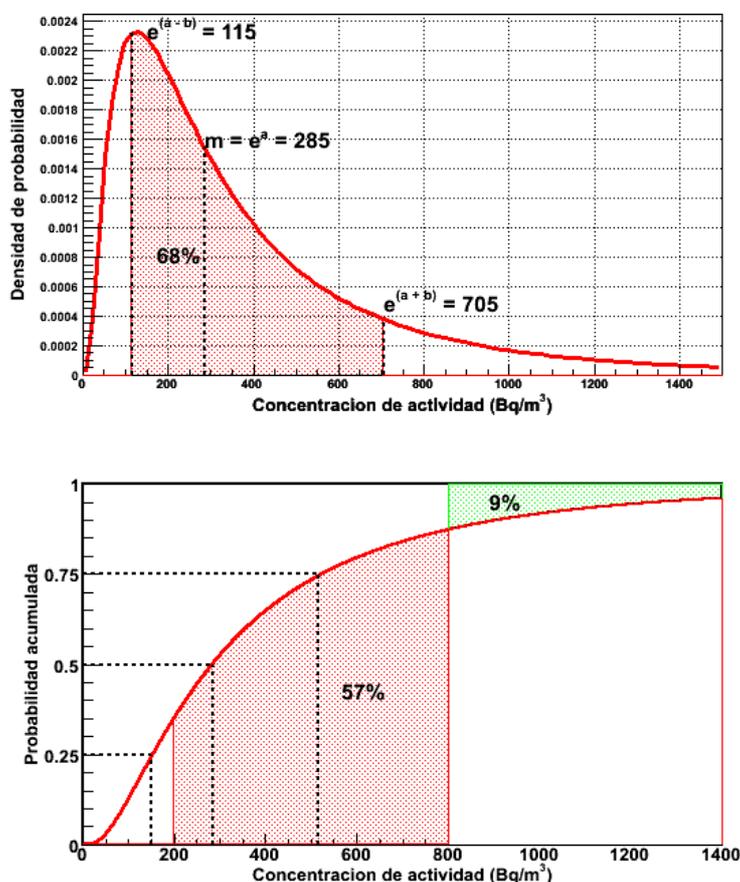
Como se ve en el capítulo siguiente, correspondiente a la presentación de los resultados, la dispersión estadística de las mediciones dentro de una misma serie y con el mismo método, es del orden del 5%, mientras que las incertidumbres sistemáticas (comparación de un método con otro) pueden ser del orden del 20%.

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1 Método de los detectores de trazas nucleares

3.1.1 Análisis de los resultados obtenidos

Los valores de la concentración de actividad debida a ^{222}Rn medidos en distintos puntos, siguen una distribución estadística Lognormal. De acuerdo con lo expuesto en la sección 1.2, obtenemos, de factor de escala $a = 5.65$ y un factor de forma $b = 0.91$ (Gráfica 10).

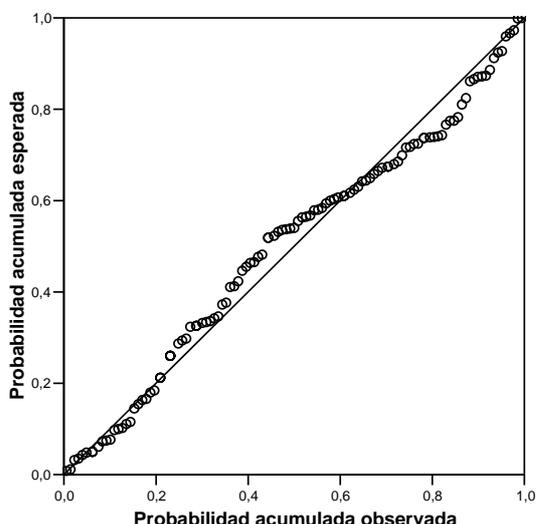


Gráfica 10: Densidad de probabilidad y probabilidad acumulada para la distribución lognormal ($a=5.65$ y $b=0.91$) que se ajusta a los datos de este trabajo (ver Apéndice 1). Se representan los puntos e intervalos de interés.

La aplicación del test K-S, permitió verificar la bondad de la hipótesis de lognormalidad de los datos ($p\text{-valor}=0.395$ para un factor de significación de 0.05, aplicando como distribución de contraste la Normal contra el logaritmo de los datos). El gráfico P-P correspondiente (Gráfica 11), apoya la hipótesis de lognormalidad para la

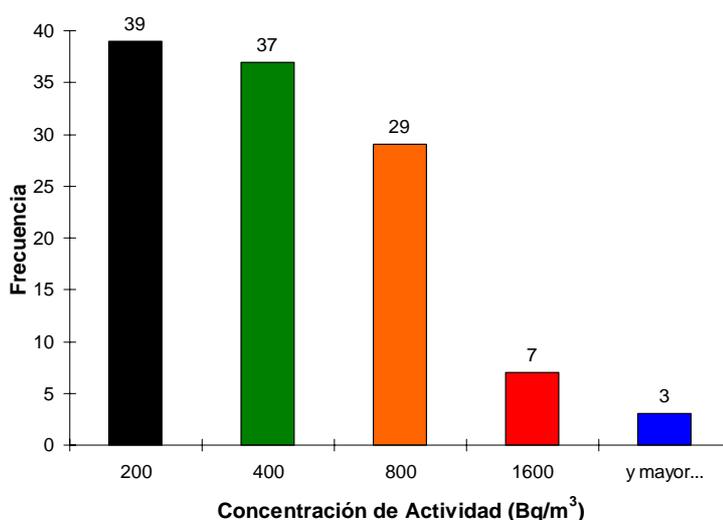
CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

distribución de parámetros $a = 5.65$ y $b = 0.91$, pudiendo considerarse su convolución con la gaussiana correspondiente a las incertidumbres normales, poco significativa.



Gráfica 11: Gráfica P-P para los valores de la columna “Valor Medio” (ver Apéndice 1), asignando los factores de escala $a = 5.65$ y forma $b = 0.91$.

La Gráfica 12 representa un histograma con los valores obtenidos de la concentración de actividad, seleccionando los grupos en función de los límites de actuación recomendados por las Directivas Europeas al respecto (ver apartado 6.1). En ella podemos observar que el 34 % de las muestras recogidas presentan concentraciones de radón superiores al nivel de actuación para viviendas de antigua construcción y el 9% dan valores superiores a los límites de actuación recomendados por la U.E. para lugares de trabajo.



Gráfica 12: Histograma que resume las medidas realizadas con detectores de trazas nucleares, agrupadas según los intervalos de peligrosidad establecidos por la legislación (Tabla 9).

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se concluye que los valores obtenidos de la concentración de actividad debida a ^{222}Rn , siguen una distribución Lognormal cuya mediana es $\mu_g = 285 \text{ Bq/m}^3$, con una $\sigma_g = 2.5 \text{ Bq/m}^3$ y el 68% de la probabilidad distribuido entre 115 y 705 Bq/m^3 .

El valor medio obtenido es 5.9 veces superior a la media nacional reportada por Quindós en 1992 (Quindós et al., 1992) sobre viviendas, o 6.1 veces mayor que la media mundial (UNSCEAR, 2000).

3.1.2 Estimación de las incertidumbres

Mediante la utilización de detectores de trazas, hemos medido la concentración de gas radón en 130 localizaciones (ver 2.3.1). Las incertidumbres asociadas a estos valores, se han calculado mediante los criterios de propagación de incertidumbres mencionados en el apartado 2.4.2, obteniendo incertidumbres estadísticas del orden del 5%.

Las incertidumbres sistemáticas inherentes a este método de medida se han estimado mediante exposición redundante de dosímetros de los modelos utilizados en puntos de medida aleatorios. Los resultados obtenidos se recogen en la Tabla 4.

	Desviación máx./min. (%)	Desviación media (%)
9 Parejas Radtrak	33/4	11
11 Parejas Kodalpha	8/1	5
11 Parejas Radtrak-Kodalpha	61/1	18

Tabla 4: Valores de desviación porcentual de la media para las diferentes parejas redundantes y de control.

3.2 Método de las sondas de carbón activo

3.2.1 Correlación estacional

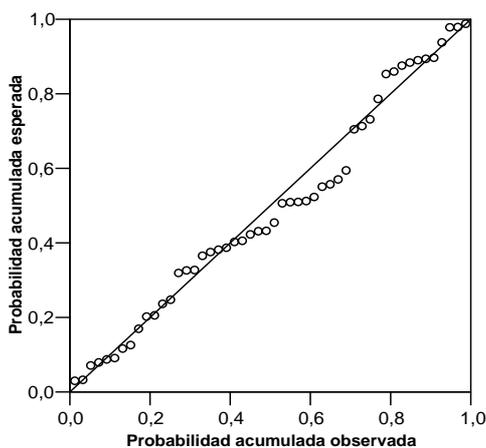
Para el estudio de la variabilidad estacional de los datos medidos, se han seleccionado únicamente aquellas referencias correspondientes a las localizaciones donde se han tomado muestras en las cuatro campañas (50 referencias), desechando el resto, tal y como se recoge en el Diagrama 3.

A los cuatro conjuntos residuos estacionales se les ha aplicado un test K-S para verificar la bondad de la hipótesis de normalidad de los datos. El valor del nivel crítico (p-valor) obtenido es muy grande en todos los casos (Tabla 5), para un nivel de significación del 5%, y por tanto la hipótesis de normalidad es correcta. Los gráficos P-P correspondientes (Gráfica 13, Gráfica 14, Gráfica 15 y Gráfica 16), refrendan el comportamiento Normal.

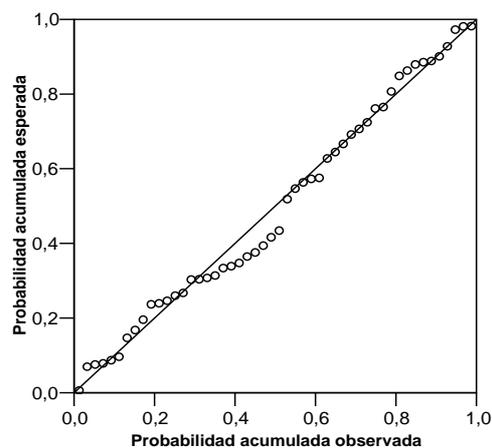
CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Estación	p-valor
Verano	0.583
Otoño	0.853
Invierno	0.544
Primavera	0.960

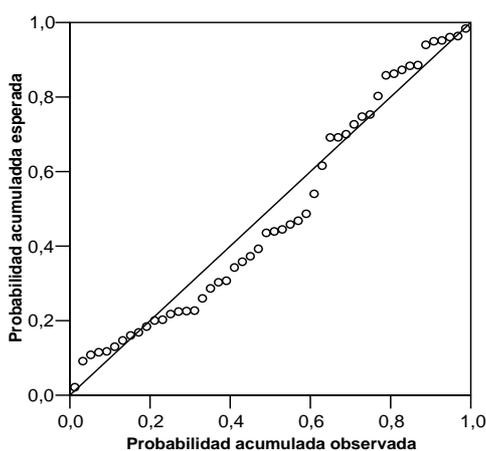
Tabla 5: Relación de p-valoros obtenidos tras aplicar un test de K-S a los conjuntos de residuos estacionales. Distribución de contraste Normal. Nivel de significación: 5%.



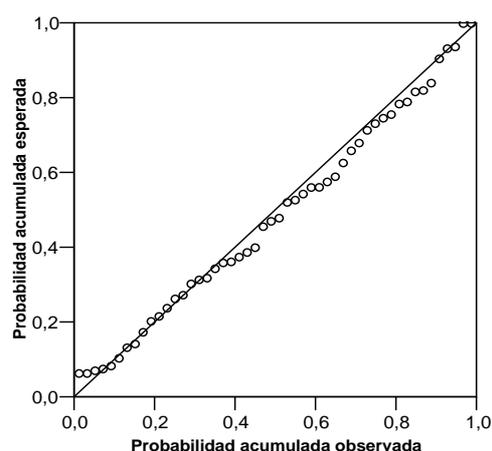
Gráfica 13: Gráfico P-P para los residuos estacionales de verano. Distribución de contraste Normal.



Gráfica 14: Gráfico P-P para los residuos estacionales de otoño. Distribución de contraste Normal.



Gráfica 15: Gráfico P-P para los residuos estacionales de invierno. Distribución de contraste Normal.



Gráfica 16: Gráfico P-P para los residuos estacionales de primavera. Distribución de contraste Normal.

CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A partir de las medias y las varianzas normales (Diagrama 4), obtenemos los siguientes resultados de las variaciones estacionales:

Estación	Variación estacional (%)
Primavera	-12±6
Verano	7±4
Otoño	-7±5
Invierno	12±6

Tabla 6: Resultados obtenidos para la variación estacional.

Como se puede observar, las variaciones estacionales existen, son muy pequeñas, y compatibles con las incertidumbres asociadas.

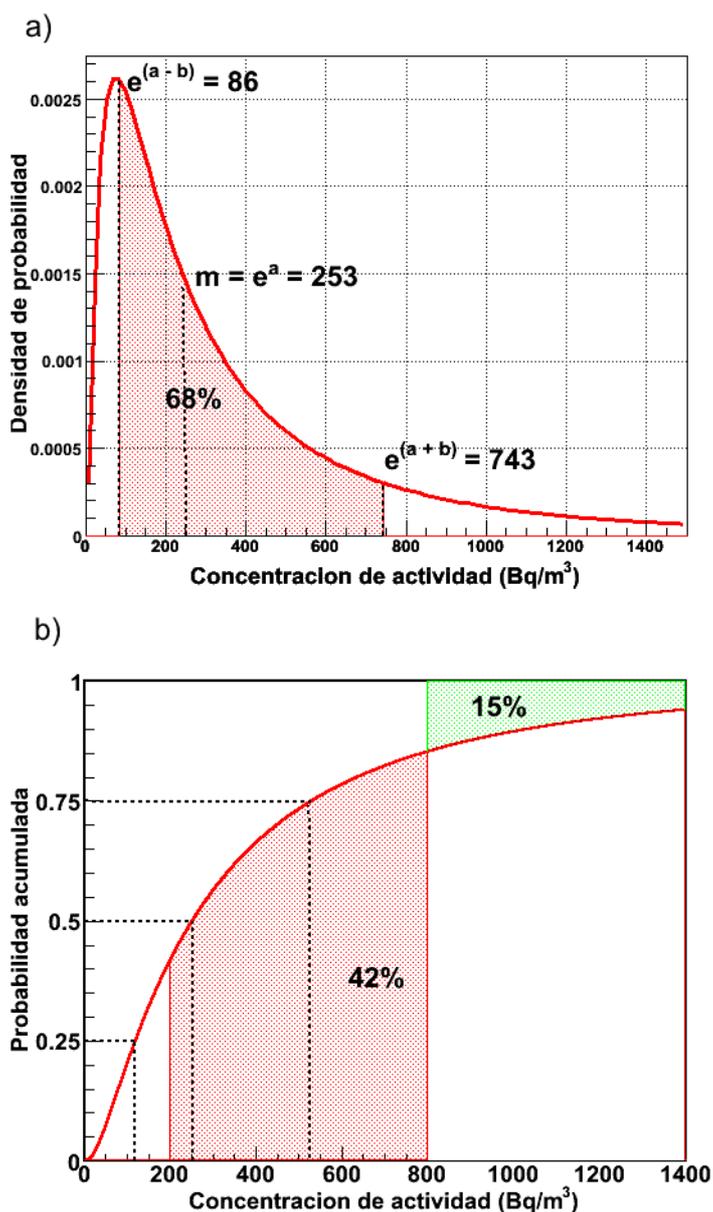
A pesar de la gran dispersión de datos, se observa la existencia de un ciclo estacional completo, con caídas en la concentración de actividad en primavera y otoño. Este ciclo estacional no se ha reportado en la bibliografía contrastada, donde la naturaleza de los sistemas de medida utilizados, les impide la resolución necesaria, o les obliga a prolongar los estudios durante periodos de tiempo muy largos, con lo que los datos comunicados son incompletos para alguna estación. Con objeto de comparar los valores encontrados, con los reportados en bibliografía, podemos reducir la resolución de nuestro método, definiendo dos periodos de 6 meses, tal y como se reporta en la mayoría de los trabajos. Utilizando la clasificación de “semestre cálido” (s.c.), como el formado por primavera y verano, y “semestre frío” (s.f.), como el formado por otoño e invierno (Bochicchio F. et al., 2005; Singh S. et al., 2005;), y definiendo la relación verano/invierno para cada localización muestreada al menos una vez en cada estación (50 localizaciones) como:

$$\frac{s.c.}{s.f.} = \frac{\text{ConcentraciónPrimavera} + \text{ConcentraciónVerano}}{\text{ConcentraciónOtoño} + \text{ConcentraciónInvierno}} \quad \text{Ecuación 28}$$

, se obtiene una distribución de valores de comportamiento Lognormal (p-valor=0.907 para un nivel de significación de 0.05), tal que su mediana $\mu_g=0.93$, lo que indica una mayor concentración de gas radón durante la temporada fría respecto a la cálida, compatible con los valores recogidos en la bibliografía consultada (Bochicchio F. et al., 2005; Singh S. et al., 2005; Kullab M.K. et al., 2001; Papaefthymiou H. et al., 2003). La desviación de los datos es muy alta ($\sigma_g=1.5$), e igual que la obtenida por Bochicchio (Bochicchio F. et al., 2005) a nivel regional para un estudio a nivel de toda Italia, reportando una dispersión a nivel estatal todavía mayor.

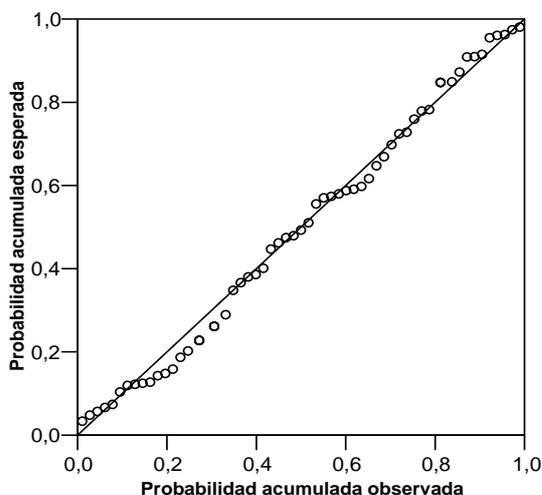
3.2.2 Análisis de los valores obtenidos

Una vez corregidos por el factor de variación estacional (Diagrama 4), el análisis estadístico de los valores de concentración de actividad medidos, corregidos para cada localización (59 localizaciones), siguen una distribución estadística Lognormal, de factor de escala $a = 5.53$ y factor de forma $b = 1.08$ (Gráfica 17).



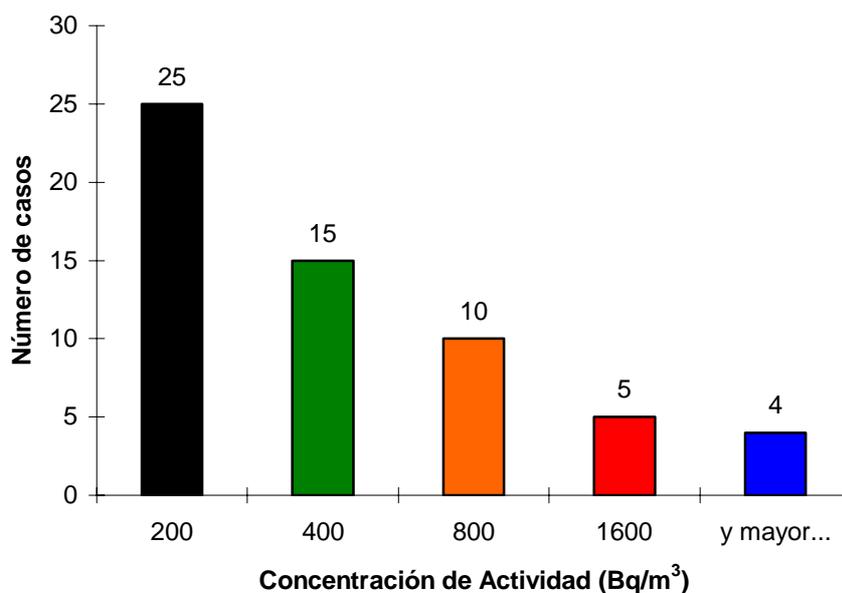
Gráfica 17: a) Densidad de probabilidad y b) Probabilidad acumulada para la distribución log-normal que se ajusta a los valores medios normalizados derivados de los datos recogidos en las campañas con sondas de carbón activo ($a=5.53$ y $b=1.08$). Se representan los intervalos de interés.

La aplicación del test K-S al logaritmo de los datos, permitió verificar la bondad de la hipótesis de lognormalidad de los datos, obteniéndose un p-valor de 0.978 para un nivel de significación de 0.05. El gráfico P-P correspondiente (Gráfica 18) reafirma este resultado.



Gráfica 18: Gráfica P-P para los valores medios normalizados para cada localización muestreada con sondas de carbón activo. Distribución de contraste lognormal. Factor de escala $a=5.53$ y $b=1.08$.

Si representamos en un histograma (Gráfica 19) los valores medios normalizados obtenidos, seleccionando los grupos en función de los límites establecidos en la Tabla 9, podemos observar que el 32 % de las muestras recogidas presentan concentraciones de radón superiores al nivel de actuación para viviendas de antigua construcción y el 15% dan valores que hay que considerar como altos o muy altos (por encima de los límites de actuación para lugares de trabajo (ver apartado 6.1).



Gráfica 19: Histograma de valores medios normalizados. Se han coloreado los diferentes intervalos, según el código de colores utilizado en esta memoria (ver Tabla 9).

Por lo tanto, podemos concluir que los datos obtenidos presentan una distribución lognormal cuya mediana es $\mu_g = 253 \text{ Bq/m}^3$, su desviación estándar geométrica $\sigma_g = 3 \text{ Bq/m}^3$ y el 68% de la probabilidad se distribuye entre 86 y 743 Bq/m^3 . Los parámetros más característicos de esta distribución de probabilidad se recogen en la Tabla 7.

Parámetro	Valor
Número de localizaciones	59
Mínimo (Bq/m^3)	35
Máximo (Bq/m^3)	2346
μ_g (Bq/m^3)	253
σ_g (Bq/m^3)	3

Tabla 7: Resumen de los parámetros estadísticos más importantes de la distribución seguida por los valores medios normalizados de concentración de actividad obtenidos en las diferentes campañas con sondas de carbón activo.

El valor medio obtenido es 5.2 veces superior a la media nacional reportada por Quindós en 1992 (Quindós et al., 1992) sobre viviendas en España, o 5.3 veces mayor que la media mundial (UNSCEAR, 2000).

3.2.3 Estimación de incertidumbres con este método

Utilizando cajas de carbón activo, hemos medido la concentración de gas radón en una serie de localizaciones durante una serie de campañas estacionales (ver 2.3.2). Las incertidumbres estadísticas asociadas al valor medio normalizado para cada localización, se calcularon siguiendo los criterios habituales de propagación de incertidumbres, suponiendo un comportamiento estadístico Normal. Las incertidumbres estadísticas así calculadas son del orden del 5%.

Para controlar estas incertidumbres se han realizado unas series de medidas redundantes, colocando dos cajas de carbón activo próximas en determinados puntos elegidos aleatoriamente y midiéndolas mezcladas con el resto de sus series. El resultado puede verse en la Tabla 8.

Valores resumen			
Total Parejas	Valor max./min. (Bq/m^3)	Dispersión max./min. (%)	Dispersión media (%)
53	107-7436	10.4/0.2	3 ± 0.1

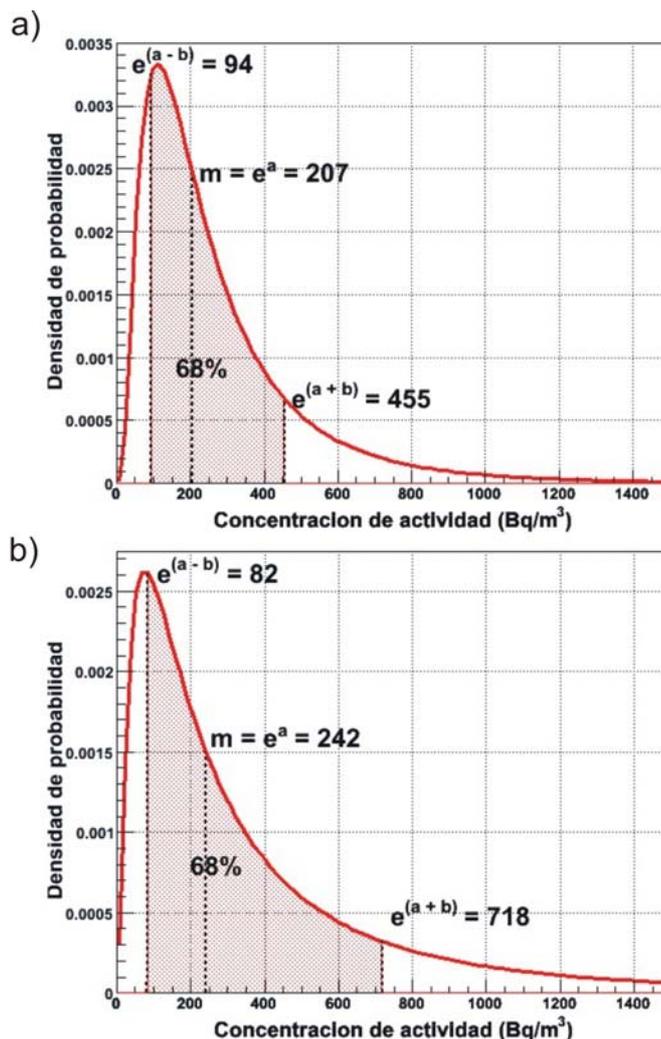
Tabla 8: Tabla resumen con los resultados obtenidos de las parejas de control utilizadas para el cálculo de las incertidumbres sistemáticas

El protocolo de muestreo y medida seguido (EPA 520/5-87-005, (Gray D.J., Windham S.T., 1987)), asume una variabilidad máxima entre sondas del 10% a 148 Bq/m^3 , frente al 3% de dispersión media que hemos obtenido sobre el rango de concentraciones de este trabajo.

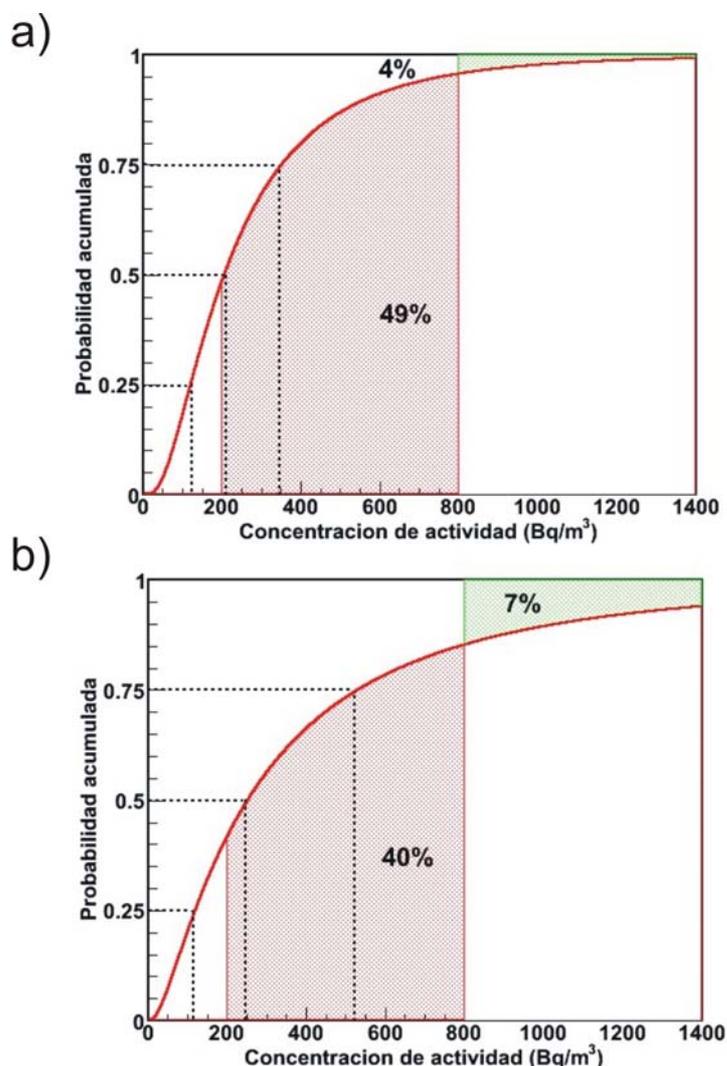
3.3 Comparación del método de medida con sondas de carbón activo con el de medida con detectores de trazas

En 55 casos ha sido posible comparar los resultados obtenidos en las campañas llevadas a cabo con sondas de carbón activo con la campaña de detectores de trazas.

En ambos casos, las distribuciones de valores obtenidos en las localizaciones coincidentes, siguen distribuciones lognormales (Gráfica 20 y Gráfica 21).



Gráfica 20: Distribuciones lognormales de los valores de concentración de actividad obtenidos en las localizaciones coincidentes entre la campaña con detectores de trazas y las llevadas a cabo con cajas de carbón activo. a) Densidad de probabilidad para los valores obtenidos con detectores de trazas ($a=5.33$ y $b=0.79$). b) Densidad de probabilidad para los valores obtenidos con detectores tipo caja de carbón activo ($a=5.49$ y $b=1.09$). Se representan los puntos e intervalos de interés.

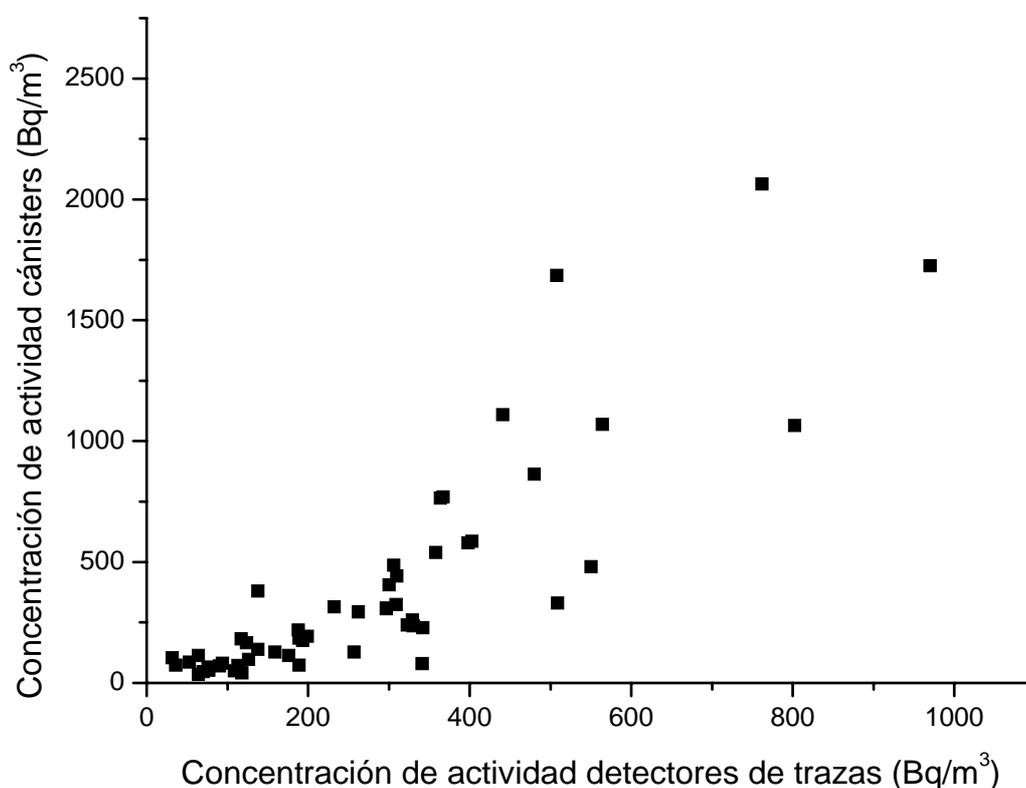


Gráfica 21: Distribuciones lognormales de los valores de concentración de actividad obtenidos en las localizaciones coincidentes entre la campaña llevada a cabo con detectores de trazas y las llevadas a cabo con cánisters de carbón activo. a) Probabilidad acumulada para los valores obtenidos con detectores de trazas ($a=5.33$ y $b=0.79$). b) Probabilidad acumulada para los valores obtenidos con detectores tipo cánister ($a=5.49$ y $b=1.09$). Se representan los puntos e intervalos de interés

Podemos observar (Gráfica 20), que los valores medios obtenidos con uno y otro método (207 para las Radtrak y 242 para el carbón activo) se diferencian tan solo en un 14%, con una mayor dispersión en el caso de las cajas de carbón activo respecto a los detectores de trazas. Tal y como parecía indicar el estudio de los ciclos de corto periodo de la concentración de radón (2.3.3), las sondas de carbón activo tienden a dar una media de concentración de actividad mayor que los detectores de trazas. Esto se puede explicar desde el hecho de que en este tipo de detectores, las últimas horas de integración tienen un peso mayor sobre el resto (50% para sondas de carbón activo operando a 3 días (Vargas A. y OrtegaX, 2004)). En nuestro caso, la mayor parte de la integración se habrá producido en

horas nocturnas de un domingo (fin de semana), donde el nivel de concentración de radón sube (Gráfica 3), con el agravante de no haber existido ventilación producida por la actividad humana. La dispersión obtenida para las sondas de carbón activo respecto a los detectores de trazas, es explicable también por las diferencias existentes entre los protocolos de medida y, consecuentemente, los tiempos de integración de uno y otro método. Mientras las sondas de carbón activo integraron 48 horas durante fines de semana (2.3.2), con las puertas de los locales cerradas, las medidas con los detectores de trazas fueron realizadas durante 3 meses, en condiciones normales de actividad. En estas condiciones, en aquellos lugares en los que existe poca concentración de actividad, las medidas con carbón activo dan valores ligeramente más bajos que las realizadas con detectores de trazas, mientras que en aquellos lugares en los que hay mucha concentración dan valores netamente superiores.

En la Gráfica 22 se muestra el diagrama de dispersión resultado de representar las concentraciones medidas con cajas de carbón activo frente a las concentraciones medidas con detectores de trazas.



Gráfica 22: Correlación de la concentración de actividad medida con sondas de carbón activo, frente a los valores obtenidos con detectores de trazas.

El comportamiento de los puntos de la gráfica de correlación a altas concentraciones vuelve a explicarse por la dinámica de acumulación de radón, que favorece a las cajas de carbón activo.

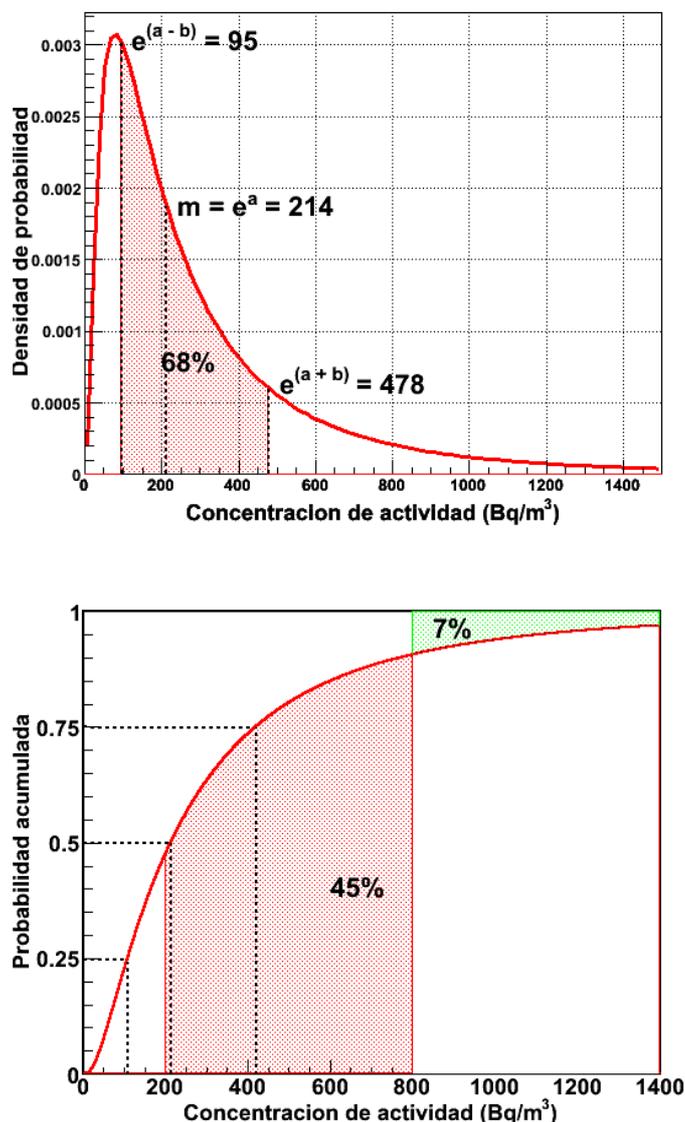
CAPÍTULO 3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Del análisis de ambas distribuciones se deduce que la normalización de los valores medidos con carbón activo, para su comparación con los medidos con detectores de trazas, viene dada por la Ecuación 29:

$$C^* = 19 + 1.4C - 0.2C^{1.2} \quad \text{Ecuación 29}$$

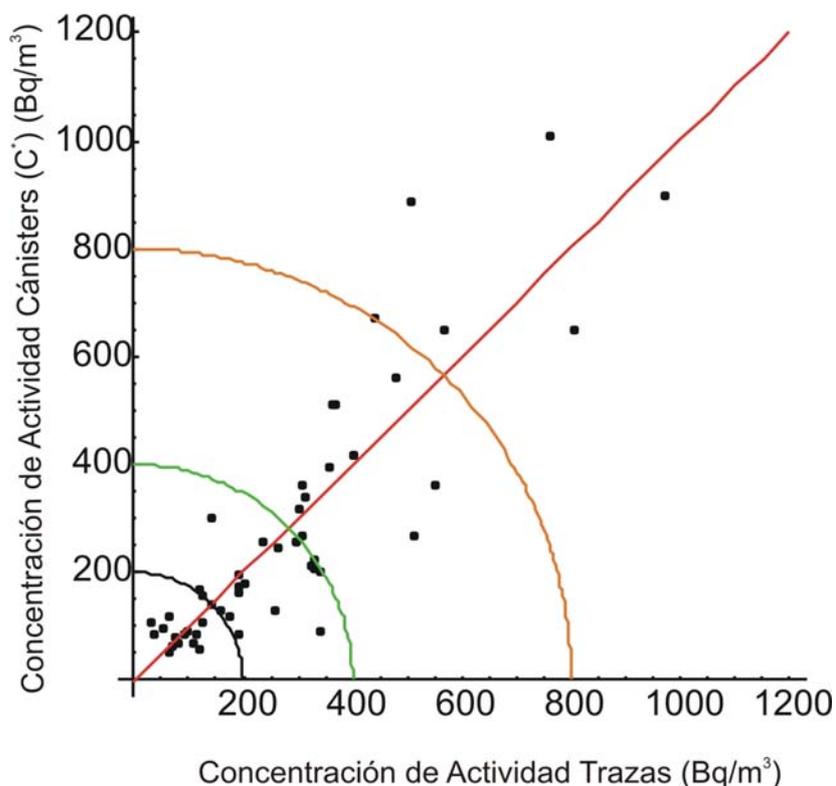
donde C es la concentración obtenida utilizando sondas de carbón activo. Se observa que la corrección de cero es pequeña (19), así como el término de no linealidad, quedando, básicamente, un factor lineal de 1.4.

En la Gráfica 23 vemos la distribución lognormal obtenida, una vez normalizados los valores correspondientes al carbón activo (C^*). Si comparamos la Gráfica 23 y la Gráfica 20a, comprobamos que el valor de ambas medianas se diferencia tan solo en un 2%.



Gráfica 23: Densidad de probabilidad y Probabilidad acumulada para la distribución lognormal ($a=5.36$, $b=0.81$) seguida por los valores obtenidos con cánisters de carbón activo, una vez normalizados (C^*)

En la Gráfica 24, vemos el diagrama de dispersión entre ambas series de medidas (medidas con sondas de carbón activo corregidas (C^*), y medidas con detectores de trazas). Teniendo en cuenta que fueron realizadas en tiempos muy distintos y mediante protocolos muy distintos, la correlación es muy buena (coeficiente de correlación para el ajuste lineal de 0.875).



Gráfica 24: Concentración de actividad corregida por la Ecuación 29 para sondas de carbón activo, frente a los valores obtenidos con detectores de trazas. Se representa el resultado del ajuste lineal de los datos, así como las curvas de igual concentración a 200, 400 y 800 Bq/m³.

A la vista de la Gráfica 24, se concluye que, una vez aplicadas las correcciones oportunas, ambos métodos coinciden en la calificación de los puntos calientes de concentración de gas radón. Los arcos de circunferencia a 200, 400, y 800 Bq/m³ encierran los puntos cuyo valor de la concentración corresponde a la media cuadrática de ambos métodos de medida.

Vemos pues que ambos métodos se complementan: con las cajas de carbón activo se pueden realizar medidas rápidas (un fin de semana) para detectar aquellos puntos en los que resulta aconsejable la repetición con detectores de trazas, cuyo precio es 2 veces superior (y no reutilizables), y su tiempo de respuesta mucho mayor (tres meses de exposición más casi un mes para obtener el resultado final).

CAPÍTULO 4. CONCLUSIONES

Se han realizado siete campañas de medidas integrales de la concentración de ^{222}Rn en interiores mediante el método de las cajas de carbón activo con 48 horas de tiempo de integración y una campaña mediante detectores pasivos de trazas nucleares, con tiempos de integración de 90 días.

En base al resultado de estas campañas, se ha presentado un protocolo de medida rápido, preciso y eficaz, para la localización de puntos con concentraciones de gas ^{222}Rn elevadas, basado en la utilización de detectores de corto periodo de integración.

Se ha confirmado la existencia de acumulaciones importantes de gas radón en el interior de edificios de la zona muestreada, en concordancia con las predicciones de los estudios teóricos existentes. La combinación redundante de ambos métodos de medida, pone en evidencia la existencia de determinados puntos por encima del nivel de actuación recomendada para lugares de trabajo, así como una media para la zona de Santiago de Compostela muy por encima de la media nacional y mundial.

Existen variaciones estacionales en la concentración de gas ^{222}Rn . Estas variaciones constituyen fluctuaciones muy pequeñas respecto a la media anual, con incrementos en verano e invierno, y descensos en primavera y otoño.

Se ha demostrado que la ventilación es el factor más importante en cuanto a la acumulación de gas ^{222}Rn en habitaciones interiores. El segundo factor más influyente en la variación de la concentración de actividad es la derivada de la temperatura, existiendo una relación causal directa entre esta y la concentración de radón.

La gran variabilidad geográfica que hemos encontrado en los datos de concentración obtenidos, hace conveniente realizar nuevas medidas en un área geográfica más extensa, de cara a obtener una estadística más completa.

Así mismo, existen otras zonas de la geografía gallega con alto potencial de exhalación de radón. Esto, unido a la falta de estudios de campo acerca de la acumulación de gas radón en el interior de los edificios gallegos, haría muy interesante un estudio masivo a nivel autonómico, de cara a establecer un mapa de concentraciones detallado y realista, frente a los existentes hasta ahora, de mucha mayor escala, basados en el campo gamma zonal. El protocolo descrito, se ajustaría perfectamente a las técnicas de muestreo masivo necesarias para un proyecto de esa envergadura, en cuanto a su bajo coste, rapidez, precisión y adaptabilidad, constituyéndose en un posible campo de trabajo futuro.

Otro campo de trabajo futuro, lo constituye la comprensión más profunda de los ciclos de concentración de periodo corto (24 horas) y medio (mayor de 3 días) del radón y su relación con los diferentes parámetros atmosféricos, de extrema importancia de cara a establecer factores correctores en las medidas, y al avance en una futura predicción anticipada de esas concentraciones.

CAPÍTULO 5. BIBLIOGRAFÍA

Aitchison J. Brown J. A. (1969). The lognormal distribution with special reference to its uses in economics. Cambridge, United Kingdom, Cambridge at the University Press.

Amgarou, K. (2002). Long-term measurements of indoor radon and its progeny in the presence of thoron using nuclear track detectors: a novel approach. PhD Thesis. Universitat Autònoma de Barcelona. Barcelona, Spain.

Amorós R., Bolta J.M., Navarro E., Roldán C. (1995). Radon levels in the Valencian Community (Spain). I. Results in the Province of Valencia (1990-1991). Journal of Environment Radioactivity, **27** (2), 125-131.

Baeza A., Navarro E., Roldán C., Ferrero J.L., Juanes D., Corbacho J.A., Guillén F.J. (2003). Indoor radon levels in buildings in the Autonomous Community of Extremadura (Spain). Radiation Protection Dosimetry, **103** (3), 263-268.

Barros-Dios J.M., Barreiro M.A., Ruano-Ravira A., Figueiras, A. (2002). Exposure to residential radon and lung cancer in Spain: A population-based case-control study. American Journal of Epidemiology, **156** (6), 548-555.

Bohicchio F., Campos-Venuti G., Piermattei S., Nuccetelli C., Risica S., Tommasino L., Torri G., Magnoni M., Agnesod G., Sgorbati G., Bonomi M., Minach L., Trotti F., Malisan M.R., Maggiolo S., Gaidolfi L., Giannardi C., Rongoni A., Lombardi M., Cherubini G., D'Ostilio S., Cristofaro C., Pugliese M., Martucci V., Crispino A., Cuzzocrea P., Sansone Santamaria A., Cappai M. (2005). Annual average and seasonal variations of residential radon concentration for all the talian Regions. Radiation Measurements, **40** (2-6), 686-694.

Kávási N., Kovács T., Németh Csaba, Szabó T., Gorjánác Z., Várhegyi A., Hakl J., Somlai J., (2006). Radiation measurements **41**, 229-234.

Comisión de las comunidades europeas (1997). Radiation Protection 88. Recomendations for the implementation of Title VII of the European Basic Safety Standards Directive (BBS) concerning significant increase in exposure due to natural radiation sources. European Commision. Directorate-General. Environment, Nuclear Safety and Civil Protection. 1997. Disponible desde Internet en : http://ec.europa.eu/energy/nuclear/radioprotection/publication/doc/088_en.pdf [con acceso el 20-05-06].

Consejo de las Comunidades Europeas (1996). Directiva 96/29/Euratom del Consejo de 13 de mayo de 1996 por la que se establecen las normas básicas relativas a la protección sanitaria de los trabajadores y de la población contra los riesgos que resultan de las radiaciones ionizantes. D.O.C.E. n° L 159 de 29/06/1996, 0001 – 0114. Disponible en Internet en: <http://europa.eu.int/eur-lex/lex/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31996L0029:ES:HTML> [con acceso el 22-05-06].

Consejo de las comunidades europeas (1990). 90/143/Euratom: 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.. D.O.C.E. nº L 080 de 27/03/1990 p. 0026-0028. Disponible en Internet en: http://europa.eu.int/smartapi/cgi/sga_doc?smartapi!celexapi!prod!CELEXnumdoc&lg=ES&numdoc=31990H0143&model=guichett [con acceso el 20-05-06].

Environmental Protection Agency (1993). El Radón: guía para su protección y la de su familia. Agencia de los Estados Unidos para la protección ambiental (EPA). Nº 402-K93-005. Septiembre 1993. Disponible en Internet en: <http://www.epa.gov/iaq/radon/pubs/elradon.html> [con acceso el 20-05-06].

Gray D.J., Windham S.T. (1987). EPA 520/5-87-005. EERF standard operating procedures for radon-222 measurement using charcoal canisters. Alabama, USA. U.S. Environmental Protection Agency.

Fennell S.G., Mackin G.M., Madden J.S., McGarry A.T., Duffy J.T., O'Colmáin M. Colgan P.A., Pollard D. (2002). RPII-02/01.Radon in dwellings. The irish national radon survey. The department of the environment, heritage & Local Government. Radiological Protection Institute of Ireland. Disponible en Internet en: [http://www.environ.ie/DOEI/doi/pub.nsf/0/7d411c497cb4fbdb80256f88003b0961/\\$FILE/radon02%5B1%5D.pdf](http://www.environ.ie/DOEI/doi/pub.nsf/0/7d411c497cb4fbdb80256f88003b0961/$FILE/radon02%5B1%5D.pdf) [con acceso el 22-05-06].

Figueiras Guzmán A. (2003). Mapa de contaminación por radón nos domicilios galegos. II Workshop "Radón y Medio Ambiente". Santiago de Compostela, 26-28 Junio 2003.

García Cadierno J.P. (2003). Modelización de la concentración de radón en el interior de viviendas a partir de las tasas de exposición natural. II Workshop "Radón y Medio Ambiente". Santiago de Compostela, 26-28 Junio 2003.

García Pomar D., Fernández Amigot J.A., Suárez Mahou E., Cascón Rodríguez M.C. (2003). Proyecto Marna. Proyecto Marna-Galicia. II Workshop "Radón y Medio Ambiente". Santiago de Compostela, 26-28 Junio 2003.

Garzón Ruipérez L. (1992) Radón y sus riesgos. 1ª Ed. Oviedo, España. Universidad de Oviedo. Servicio de Publicaciones.

Grainger G., Shalla S.H., Preece A.W., Goodfellow S.A. (2000). Home radon levels and seasonal correction factors for the Isle of Man. *Physics in medicine and biology*, **45**, 2247-2252.

Iimoto T., Tokonami S., Morishita Y., Kosako T. (2005). Application of activated charcoal radon collectors in high humidity environments. *Journal of Environmental Radioactivity*, **78**, 69-76.

Kullab M.K., Al-Bataina B.A., Ismail A.M., Abumurad K.M. (2001). Seasonal variation of radon-222 concentrations in specific locations in Jordan. *Radiation Measurements*, **34**, 361-364.

Martín Matarranz J.L., Frutos Vázquez B., Olaya Adán M. Nuevo código de edificación y radón. II Workshop "Radón y Medio Ambiente". Santiago de Compostela, 26-28 Junio 2003.

Miles J.C.H. (2001). Temporal variation of radon levels in houses and implications for radon measurement strategies. *Radiation Protection Dosimetry*, **93** (4), 369-375.

Ministerio de la presidencia (2001). R.D. 783/2001, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento sobre protección sanitaria contra radiaciones ionizantes. B.O.E. nº 178 del jueves 26 de julio de 2001 p. 27284-27393. Disponible en Internet en: <http://www.boe.es/boe/dias/2001/07/26/pdfs/A27284-27393.pdf> [con acceso el 20-05-06].

Misdaq M.A., Flata K. (2003). Radon and daughters in cigarette smoke measured with SSNTD and corresponding committed equivalent dose to respiratory tract. *Radiation Measurements*, **37**, 31-38.

Mose D.G., Mushrush G.W., Chrosniak C.E. 1988. Reliability of inexpensive charcoal and alpha-track radon monitors. *Natural Hazards* **3** (4), 341-355.

NIST/SEMATECH. e-Handbook of Statistical Methods, 2006. [Publicación en línea]. Disponible en Internet en: <http://www.itl.nist.gov/div898/handbook/> [con acceso el 22-05-06].

Organismo Internacional de Energía Atómica. 2004 . OIEA Colección Seguridad nº 115. Normas básicas internacionales de seguridad para la protección contra la radiación ionizante y para la seguridad de las fuentes de radiación. Viena, Austria. Disponible en Internet en: <http://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/SS-115-CD-S/CS115.zip> [con acceso el 22-05-06].

Pardo A., Ruiz M.A. 2001. SPSS 10.0. Guía para el análisis de datos. [publicación en línea]. Disponible desde Internet en: <http://www2.uca.es/serv/ai/formacion/spss/Inicio.pdf> [con acceso el 22-05-06].

Pavia M., Bianco A., Pileggi C., Angelillo I.F. (2003). Meta-analysis of residential exposures to radon gas and lung cancer. *Bulletin of the World Health Organization* 2003, **81** (10), 732-738. Disponible en Internet en: [http://whqlibdoc.who.int/bulletin/2003/Vol81-No10/bulletin_2003_81\(10\)_732-738.pdf](http://whqlibdoc.who.int/bulletin/2003/Vol81-No10/bulletin_2003_81(10)_732-738.pdf) [con acceso el 22-05-06].

Karunakara N., Somashekarappa H.M., Rajashekara K.M., Siddappa K. (2005). Indoor and outdoor radon levels and their diurnal variations in the environs of southwest coast of India. *International congress series*, **1276**, 341-343.

Papaefthymiou H., Mavroudis A., Kritidis P. (2003). Indoor radon levels and influencing factors in houses of Patras, Greece. *Journal of environmental radioactivity*, **66**, 247-260.

Quindós L.S., Soto J., Fernández P.L. (1992). Geología y niveles de radón en viviendas españolas. *Revista Española de Física*, **6** (1).

Quindós L. S., Soto J., Fernández P.L. (1991). Medida de la concentración de radón en el interior de viviendas españolas. *Revista Española de Física*, **5** (1).

Quindós L.S., Fernández P.L., Gómez J., Sainz C., Fernández J.A., Suarez E., Matarranz J.L., Cascón, M.C. (2004). Natural gamma radiation map (MARNA) and indoor radon levels in Spain. *Environment International* **29**, 1091-1096.

Rowe E.J., Kelly M., Price L.E., (2002). Weather system scale variation in radon-222 concentration of indoor air. *The science of the total environment*, **284**, 157-166.

Singh S., Mehra R., Singh K. (2005). Seasonal variation of indoor radon in dwellings of Malwa region, Punjab. *Atmospheric Environment*, **39**, 7761-7767.

Sajo Bohus L., Pálfalvi J., Molina J., Greaves E.D. (1995). Radon concentration in Venezuelan gas for domestic supply. *Radiation Measurements*, **25** (1-4), 573-576.

Soto J., Delgado M.T., Fernandez P., Gómez P., Quindós L.S. (1991). Niveles de ^{222}Rn en el balneario de Las Caldas de Besaya (Cantabria). *Revista de Sanidad e Higiene Pública*, **1** (65), 71-75.

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) (2000). Report to the General Assembly, 1, Annex B. Disponible en Internet en: <http://www.unscear.org/docs/reports/annexb.pdf> [con acceso el 01-06-06].

Vargas Drechsler A., Ortega Aramburu X. 2004. Calidad metrológica y dosimetría del radón. Primera campaña nacional de intercomparación. Madrid, España. Consejo de Seguridad Nuclear.

World Health Organization regional office for Europe (2000). Air quality guidelines for Europe. European Series, No. 91, 2nd ed. Copenhagen, Denmark. WHO Regional Publications. Disponible en Internet en: http://www.euro.who.int/air/activities/20050223_4 [con acceso el 20-05-06].

CAPÍTULO 6. APÉNDICES

6.1 Legislación aplicable

El R.D. 783/2001 (Ministerio de la presidencia) en su Título VII, Artículo 40, Apartado 2, traspone el Título VII, Capítulo único, Artículo 62 de la Directiva 96/29/EURATOM (Consejo de las Comunidades Europeas), instando a los titulares de actividades laborales en las que existan fuentes naturales de radiación a realizar los estudios necesarios con el fin de determinar si existe un incremento significativo de la exposición de los trabajadores o de los miembros del público, que pueda considerarse apreciable desde el punto de vista de la protección radiológica. Entre las actividades que deben ser sometidas a esta revisión se encuentran las “...actividades laborales en las que los trabajadores y, en su caso, los miembros del público, estén expuestos a la inhalación de descendientes de torón o de radón o a cualquier otra radiación, en sus lugares de trabajo...”

En 1997, un Grupo de Expertos de la UE, redactó una guía técnica (Radiation Protection 88), para el cumplimiento del Título VII de la Directiva 96/29/EUROATOM por los estados miembros (Comisión de las comunidades europeas). Así, establecieron como conveniente un nivel de actuación de entre 500 y 1000 Bq/m³ para la concentración de radón en los lugares de trabajo, basándose en una exposición de 2000 horas por año, teniendo los países miembros la libertad de establecer su nivel de actuación por debajo de estos límites. Aunque España no ha establecido estos límites a día de hoy, en otros muchos países si han quedado establecidos, por lo que parece oportuno marcar un valor de referencia de 800 Bq/m³ como aquel por encima del cual sería necesario emprender medidas correctoras.

Por otro lado, la Comisión de la Comunidad Europea, en su recomendación 90/143/EURATOM (Consejo de las comunidades europeas), relativa a la protección de la población contra los peligros de una exposición al radón en el interior de edificios, recoge, en su punto II, la existencia de estudios efectuados en diversos Estados de la Unión donde las concentraciones de radón en interiores alcanzan medias de 20 a 50 Bq/m³, es decir, bastante más bajas que las registradas en Galicia. Así mismo, asegura en ese mismo punto que, partiendo de modelos de exposición, se puede dar un factor de conversión entre la media temporal de la concentración de actividad de gas ²²²Rn y el equivalente de dosis efectiva anual, lo que hace que 20 Bq/m³ sean equivalentes a 1 mSv/año. Recordemos que la O.I.E.A. (Organismo Internacional de Energía Atómica) y la propia Unión Europea (Consejo de las Comunidades Europeas), fijaron en 1mSv/año el límite de la dosis de exposición anual para el público en general y en 5 mSv/año el límite de dosis ocupacional. Así, una población sometida a concentraciones medias de 100 Bq/m³, soporta dosis típicas de 5 mSv/año, pudiendo alcanzar la población de determinadas zonas de algunos países los 20 mSv/año debidos al radón. Teniendo en cuenta que hoy en día está comúnmente aceptado el principio de proporcionalidad del riesgo radiológico, en el sentido de que toda dosis, por pequeña que sea, entraña un riesgo, y que las medidas correctoras son, en la mayor parte de los casos, simples y económicamente proporcionadas, se recoge, finalmente, la recomendación de que se establezca un sistema adecuado para limitar la exposición a las concentraciones de radón en el interior de edificios, prestando especial atención a la adecuada información al público. Así, consecuentemente, se recomienda un nivel de actuación en los edificios ya existentes de 400 Bq/m³, y para los edificios de nueva construcción de 200 Bq/m³.

CAPÍTULO 6. APÉNDICES

La Tabla 9 presenta los intervalos establecidos por las diferentes recomendaciones de actuación.

Intervalos de concentración de radón	Comentario
$0 \leq \text{Bq/m}^3 \leq 200$	Por debajo de los niveles de actuación recomendados.
$200 < \text{Bq/m}^3 \leq 400$	Nivel de actuación para viviendas posteriores a 1990
$400 < \text{Bq/m}^3 \leq 800$	Nivel bajo de actuación para puestos de trabajo
$800 < \text{Bq/m}^3 \leq 1600$	Nivel alto de actuación para puestos de trabajo
$1600 < \text{Bq/m}^3$	Superior a todo nivel de actuación recomendado

Tabla 9: Niveles de actuación recomendados