



UNIVERSITAT  
POLITÈCNICA  
DE VALÈNCIA

# **Estudio del factor de equilibrio y cálculo de dosis aplicados al gas radón**

---

**TESIS DOCTORAL**

Javier Enrique Martínez Ferri

Dirigida por:

Dra. Belén Jeanne Juste Vidal

Dr. Gumersindo Verdú Martín

Julio 2023



*“Los átomos son, básicamente, espacio vacío.  
La materia está compuesta, principalmente, por la nada”  
-Carl Sagan-*



*A mi madre*



# Agradecimientos

A mis directores, Belén y Gúmer, por su confianza en mí y su dedicación a esta tesis. Por su apoyo y su paciencia en los momentos en los que las cosas no salían. Por su ánimo y comprensión. A Rafa por dejarme el programa de Dosimetría Interna y ayudarme con él.

A mis compañeros y amigos del Departamento de Ingeniería Química y Nuclear y del Instituto Universitario de Seguridad Industrial, Radiofísica y Medioambiental por sus ánimos para terminar esta tesis y en especial a María y Sete. También a los que han estado en el Departamento y han hecho su vida laboral fuera de él, como Nico y Pepe.

A Darío, Laura, Noelia, Marco y en especial a Susana por haberse leído esta tesis y darme su opinión. Por los veranos pasados en Denia y los que nos quedan por pasar.

A mi padre, mi hermano, mi cuñada y mis sobrinas y sobrino que siempre estarán ahí.





# Resumen

La tesis tiene como objetivo principal el estudio del gas radón y sus descendientes. El radón es un gas radiactivo presente en la naturaleza que puede filtrarse en las viviendas y que se ha asociado con un mayor riesgo de cáncer de pulmón. A pesar de que existen regulaciones y recomendaciones para controlar la concentración de radón en el aire interior, es necesario hacer mediciones del factor de equilibrio, un parámetro esencial en la evaluación del riesgo de exposición al radón, y de las concentraciones de sus descendientes que pueden variar en diferentes situaciones y entornos. Por lo tanto, es fundamental comprender en profundidad el factor de equilibrio y las concentraciones de los descendientes y cómo pueden variar en diferentes ubicaciones y circunstancias.

Esto implica, para el desarrollo de esta tesis, la toma de muestras de aire en el interior, la medición de la concentración de radón y de sus productos de desintegración, y la evaluación de factores ambientales, centrándose en la humedad relativa, y otros factores que podrían influir en la concentración del radón y sus descendientes en el ambiente interior. Con estos datos se desarrolla un modelo dosimétrico para el cálculo de la dosis por inhalación. Para comprender la variabilidad del factor de equilibrio en diferentes condiciones, se emplearán análisis estadísticos y se desarrollarán modelos matemáticos que integren los datos recopilados de las mediciones y los factores ambientales evaluados.

Además, se considerará el uso de las mascarillas faciales como una posible medida factor que pueda influir en la reducción de la dosis por inhalación de los descendientes del radón. Se realizarán mediciones específicas con y sin mascarillas faciales para evaluar su impacto.



# Resum

La tesi té com a objectiu principal l'estudi del gas radó i els seus descendents. El radó és un gas radiactiu present en la naturalesa que pot filtrar-se en les llars i que s'ha associat amb un major risc de càncer de pulmó. Tot i que existeixen regulacions i recomanacions per controlar la concentració de radó en l'aire interior, és necessari fer mesures del factor d'equilibri, un paràmetre essencial en l'avaluació del risc d'exposició al radó, i de les concentracions dels seus descendents que poden variar en diferents situacions i entorns. Per tant, és fonamental comprendre en profunditat el factor d'equilibri i les concentracions dels descendents i com poden variar en diferents ubicacions i circumstàncies.

Això implica, per al desenvolupament d'aquesta tesi, la presa de mostres d'aire a l'interior, la mesura de la concentració de radó i dels seus productes de decaïment, i l'avaluació de factors ambientals, centrant-se en la humitat relativa, i altres factors que podrien influir en la concentració del radó i els seus descendents en l'ambient interior. Amb aquestes dades es desenvolupa un model dosimètric per al càlcul de la dosi per inhalació. Per comprendre la variabilitat del factor d'equilibri en diferents condicions, s'emplearan anàlisis estadístics i es desenvoluparan models matemàtics que integren les dades recopilades de les mesures i els factors ambientals avaluats.

A més, es considerarà l'ús de les mascaretes facials com una possible mesura que puga influir en la reducció de la dosi per inhalació dels descendents del radó. Es realitzaran mesures específiques amb i sense mascaretes facials per a avaluar el seu impacte.



# **Abstract**

The main objective of this thesis is the study of radon gas and its decay products. Radon is a radioactive gas present in nature that can seep into homes and has been associated with an increased risk of lung cancer. Although there are regulations and recommendations to control the concentration of radon in indoor air, measurements of the equilibrium factor, an essential parameter in the assessment of the risk of radon exposure, and of the concentrations of its decay products that can vary in different situations and environments, are necessary. Therefore, it is essential to thoroughly understand the equilibrium factor and the concentrations of the decay products and how they can vary in different locations and circumstances.

To develop this thesis, it is necessary to take indoor air samples, measure the concentration of radon and its decay products, and evaluate environmental factors, focusing on relative humidity, and other factors that could influence the concentration of radon and its decay products in the indoor environment. With this data, a dosimetric model is developed for the calculation of inhalation doses. To understand the variability of the equilibrium factor in different conditions, statistical analyses will be used, and mathematical models that integrate the data collected from the measurements and the evaluated environmental factors will be developed.

In addition, the use of face masks will be considered as a possible factor that may influence the reduction of inhalation doses of radon decay products. Specific measurements will be taken with and without face masks to evaluate their impact.



# Contenido

Resumen.....	I
Resum.....	III
Abstract.....	V
Capítulo 1.....	1
Introducción .....	1
1.1 Motivación .....	1
1.2 Objetivos.....	4
1.3 Estructura de la tesis .....	5
Capítulo 2.....	7
Fundamentos teóricos y estado del arte .....	7
2.1 Conceptos teóricos.....	7
2.1.1 Radiactividad .....	7
2.1.2 Tipos de radiación.....	9
2.1.3 Equilibrio Radiactivo.....	12
2.1.4 Efectos biológicos de las Radiaciones.....	12
2.2 El radón y sus descendientes.....	14
2.2.1 Unidades de medida del Radón.....	14
2.2.2 Efectos del radón en la salud.....	15
2.2.3 Dosis efectiva.....	16
2.2.4 El radón en España .....	20
2.2.5 Unidades de medida en la descendencia del radón .....	23
2.3 Estado del arte de la medida de los descendientes del radón.....	26
2.3.1 Métodos de medición de alfa total .....	26
2.3.2 Métodos de medición mediante espectrometría alfa.....	28
2.3.3 Otros métodos .....	33
2.4 Dosimetría. Modelos dosimétricos del tracto respiratorio .....	34

VII

*Estudio del factor de equilibrio y cálculo de dosis aplicados al gas radón*

2.4.1 Dosis en los pulmones debido a la inhalación del gas del radón .....	37
2.4.2 Dosis en los pulmones debido a la inhalación de los descendientes de vida corta del radón. ....	37
2.4.3 Dependencia de los descendientes del radón y la dosis con los parámetros del aerosol. ....	38
2.5 Normativa y recomendaciones respecto a los descendientes del radón .....	41
Capítulo 3 .....	45
Instrumentación .....	45
3.1 Introducción .....	45
3.2 Detectores en continuo del radón.....	50
3.2.1 Monitor en continuo de radón RAD7 .....	50
3.2.2 RadonScout Plus .....	52
3.2.3 AlphaGUARD DF 2000 .....	54
3.3 Detectores de los descendientes del radón.....	56
3.3.1 SmartCAM .....	56
3.3.2 AlphaPM .....	59
3.3 Medición con elementos no integrados .....	61
3.4.1 Bomba de aire F&J DF-14 ME .....	61
3.4.2 Detector de germanio Ortec GMX 40.....	62
Capítulo 4 .....	63
Metodologías de espectrometría de radioisótopos para determinar el factor de equilibrio del radón.....	63
4.1 Introducción general .....	63
4.2 Medida del factor de equilibrio del radón por espectrometría gamma. ....	64
4.2.1 Introduction .....	69
4.2.2 Measurement equipment .....	70
4.2.3 Methods and methodology .....	72
4.2.4 Results .....	75
4.2.5 Conclusions .....	78



*Estudio del factor de equilibrio y cálculo de dosis aplicados al gas radón*

4.2.6	References.....	78
4.3	Medidas de parámetros de equilibrio del radón por espectrometría alfa e influencia con la humedad .....	79
4.3.1	Introducción .....	79
4.3.2	Materiales y métodos .....	81
4.3.3	Resultados .....	88
4.3.4	Conclusiones .....	95
4.3.5	Referencias .....	95
4.4	Conclusiones Generales .....	96
Capítulo 5	.....	99
	Cálculo de la dosis por inhalación del radón en una EPAR .....	99
5.1	Introducción .....	99
5.2	Resumen del artículo.....	100
5.2.1	Introduction .....	103
5.2.2	Experimental measures procedure .....	104
5.2.3	Materials and methodology .....	104
5.2.4	Results and validation .....	111
5.2.5	Conclusions .....	114
5.2.6	References.....	114
Capítulo 6	.....	117
	Análisis de la capacidad de filtración de los descendientes del radón de las mascarillas faciales .....	117
6.1	Introducción .....	117
6.1.1	Sistemas de remediación constructivos para la reducción de la concentración de radón.....	118
6.1.2	Sistemas de protección individual para la reducción de la dosis por inhalación de radón.....	119
6.2	Resumen del artículo .....	120
6.2.1	Introduction .....	123
6.2.2	Materials and methods.....	125
6.2.3	Results .....	135

*Estudio del factor de equilibrio y cálculo de dosis aplicados al gas radón*

6.2.4 Conclusions .....	137
6.2.6 References .....	138
Capítulo 7 .....	139
Conclusiones .....	139
7.1 Conclusiones Generales .....	139
7.2 Líneas de trabajo futuras.....	141
7.3 Publicaciones .....	142
Capítulo 8 .....	145
Referencias.....	145

## Índice de Figuras

Figura 2.1 Gráfica de estabilidad nuclear (CSN).....	8
Figura 2.2 Cadena de desintegración natural del $^{238}\text{U}$ hasta el $^{222}\text{Rn}$ (JANIS 4.1, 2022) .....	14
Figura 2.3 Mapa del proyecto MARNA sobre la radiación gamma natural. (CSN).....	21
Figura 2.4 Mapa del potencial de radón en España (Mapa del Potencial de Radón de España CSN, 2017).....	22
Figura 2.5 Esquema de desintegración del radón (JANIS 4.1, 2022)	30
Figura 2.6 Esquema de desintegración del Torón (JANIS 4.1, 2022)	30
Figura 2.7 Típico espectro alfa de los descendientes del radón .....	32
Figura 2.8 Esquema del tracto respiratorio humano (Vargas, A., Radioprotección,2023).....	35
Figura 2.9 . Deposición regional en función del tamaño de partícula calculado con la ICRP 66 para un trabajador estándar:.....	40
Figura 2.10 Dosis efectiva como función del tamaño de partícula (Figura modificada de la ICRU 88, 2015).....	40
Figura 3.1 Métodos de detección de radón según la radiación detectada. (imagen modificada de la ICRU 88, 2015). .....	46
Figura 3.2 Esquema y conjunto de Canisters .....	47
Figura 3.3 Par de cámaras para electretes, uno cerrado y el otro abierto .....	47
Figura 3.4 RadoMeter 2000 con la cámara de difusión y el cristal de CR39.....	48
Figura 3.5 Dispositivo de revelado químico y microscopio automatizado para el conteo de trazas.....	48
Figura 3.6 Detector de radón RAD7 (DurrIDGE RAD7 Manual, 2015). .....	51
Figura 3.7 Espectro de energía alfa que muestra la impresora del RAD 7 (DurrIDGE RAD7 Manual, 2015).....	52
Figura 3.8 Detector RadonScout Plus.....	53

Figura 3.9 Detector AlphaGUARD DF 2000 .....	54
Figura 3.10 Cabezal de la SmartCAM .....	57
Figura 3.11 Interior del cabezal de la SmartCAM con el sistema de transporte del filtro .....	57
Figura 3.12 Unidad de Proceso de la SmartCAM .....	58
Figura 3.13 Monitor de aire en continuo SmartCAM de Ultraelectronics junto el carro de transporte. ....	59
Figura 3.14 AlphaPM dispositivo complementario al AlopahGuard que registra la concentración de descendientes del radón. ....	60
Figura 3.15 F&J DF14ME Muestreador de aire móvil. (F&J hoja de características técnicas) .....	61
Figura 3.16 Detector de germanio Ortec GM40 .....	62
Figura 4.1 Air sampler with glass fiber filter paper. ....	71
Figura 4.2 Alpha spectrometer RAD-7 (DurrIDGE Company).....	72
Figura 4.3 Temporal evolution of filter exposure and measures. ....	73
Figura 4.4 First gamma spectrum measure (Gammavision). ....	76
Figura 4.5 Gamma spectrum measure at t=10200 s (Gammavision). 77	
Figura 4.6 Evolution of peak areas. ....	77
Figura 4.7 222Rn (izquierda) y 220Rn (derecha).....	82
Figura 4.8 Espectro registrado por la SmartCAM .....	82
Figura 4.9 Evolución del $^{218}\text{Po}$ , $^{214}\text{Po}$ y $^{212}\text{Po}$ durante 5 horas de medición. ....	84
Figura 4.10 Comparación de las medidas realizadas con el conjunto AlphaGUARD+AlphaPM y la SmartCAM. ....	88
Figura 4.11 Comparación de las medidas realizadas con el conjunto AlphaGUARD+AlphaPM y la SmartCAM. ....	89
Figura 4.12 Curva de los datos medidos con la SmartCAM para el cálculo del algoritmo y el ajuste realizado por el algoritmo. ....	93
Figura 4.13 Evolución de las cuentas corregidas según las ecuaciones de Bateman con los resultados del algoritmo. En rojo $^{218}\text{Po}$ , en azul $^{214}\text{Pb}$ y en verde $^{214}\text{Bi}$ . ....	94
Figura 5.1 Temporal diagram.....	105
Figura 5.2 Effective dose determination.....	105

Figura 5.3 Parts of the respiratory tract used in the biokinetic model (ICRP, 1994). .....	108
Figura 5.4 Human Respiratory Tract Model. ....	109
Figura 6.1 Diagram of the radon descendant's behavior in the air. Source: ICRU 88. ....	124
Figura 6.2 Radon detectors used (a) SmartCAM (b) RadonScout (c) AlphaGUARD. ....	127
Figura 6.3 SmartCAM head with the surgical mask fixed to the air inlet. ....	128
Figura 6.4 Facial masks for radon filtering potential analyzed: surgical, FFP2 and FFP3. ....	129
Figura 6.5 $^{222}\text{Rn}$ (left) and $^{220}\text{Rn}$ (right). ....	130
Figura 6.6 SmartCAM spectrum registration without mask .....	131
Figura 6.7 Evolution of $^{218}\text{Po}$ , $^{214}\text{Po}$ and $^{212}\text{Po}$ during 5 hours measurement. ....	132



## Índice de Tablas

Tabla 2.1 Resumen de las características de las radiaciones .....	13
Tabla 2.2 Factores de ponderación de radiación ( $w_R$ ) (Real Decreto 1029/2022, 2022).....	17
Tabla 2.3 Valores del factor de ponderación ( $w_R$ ) para neutrones según su energía (Real Decreto 1029/2022, 2022) .....	17
Tabla 2.4 Factores de ponderación de la radiación ( $w_R$ ) (ICRP 60. 1990) .....	18
Tabla 2.5 Factores de ponderación de tejido ( $w_t$ ) (Real Decreto 1029/2022, 2022).....	18
Tabla 2.6 . Factores de ponderación de los tejidos pulmonares (ICRP 66, 1994).....	19
Tabla 2.7 Magnitudes operacionales según la profundidad específica (d) (Real Decreto 1029/2022, 2022) .....	20
Tabla 2.8 Tiempos de muestreo según el tipo de medición (UNE-EN ISO 11665-1) .....	43
Tabla 3.1 Características técnicas del RAD7 (DurrIDGE RAD7 Manual, 2015).....	51
Tabla 3.2 Características del RadonScout Plus (Radon Scout Plus Manual, 2017).....	53
Tabla 3.3 Características del AphaGuard DF 2000 (AlphaGUARD Manual, 2019).....	55
Tabla 3.4 Características de la SmartCAM (SmartCAM Manual, 2018) .....	59
Tabla 3.5 Características técnicas del AlphaPM.....	61
Tabla 4.1 Experimental results for four successive measurements of filter paper (Net area value). .....	76
Tabla 4.2 La fracción de energía de los descendientes del radón .....	85
Tabla 4.3 localizaciones de los muestreos del PAEC .....	88
Tabla 4.4 Comparación de las mediadas en 3-Subterráneo .....	89
Tabla 4.5 Comparación de las mediadas en 2-Laboratorio_no_Ventilado .....	90

*Estudio del factor de equilibrio y cálculo de dosis aplicados al gas radón*

Tabla 4.6 Valores de $^{218}\text{Po}$ , $^{214}\text{Po}$ y PAEC medidos en el 1-Laboratorio_Ventilado.....	90
Tabla 4.7 Valores de $^{218}\text{Po}$ , $^{214}\text{Po}$ y PAEC medidos en la ubicación 2 .....	91
Tabla 4.8 Valores de $^{218}\text{Po}$ , $^{214}\text{Po}$ y PAEC medidos en la ubicación 2 con un 70% de humedad .....	91
Tabla 4.9 Valores de $^{218}\text{Po}$ , $^{214}\text{Po}$ y PAEC medidos en la ubicación 3 .....	92
Tabla 4.10 Valores de $^{218}\text{Po}$ , $^{214}\text{Po}$ y PAEC medidos en la ubicación 3 con un 80% de humedad .....	92
Tabla 4.11 Valores de $^{218}\text{Po}$ , $^{214}\text{Po}$ y PAEC medidos en la ubicación 4 .....	92
Tabla 4.12 Tabla resumen de los resultados .....	96
Tabla 5.1 Results of the measurements of the gamma spectrometry. ....	111
Tabla 5.2 Results of the comparison between UPVDose and LUDEP 2.0 (equivalent dose). 1 Bq and Acute Inhalation .....	112
Tabla 5.3 Results of the $^{214}\text{Bi}$ with double disintegration.....	112
Tabla 5.4 Results of effective dose for each radionuclide, in the human respiratory tract per 1 Bq of intake. ....	113
Tabla 5.5 Results of effective dose for each radionuclide (Rapid absorption).....	113
Tabla 5.6 Results of effective dose moderate absorption Po and Bi.....	113
Tabla 5.7 Results of effective dose moderate absorption and fast according to ICRP values for each radionuclide. ....	113
Tabla 5.8 Sum of effective doses.....	113
Tabla 6.1 The energy fraction of radon progenies in radon gas.....	133
Tabla 6.2 PAEC results from SmartCAM alpha spectrum analysis..	136
Tabla 6.3 EEC results from Matlab® developed algorithm .....	136
Tabla 6.4 EEC comparison obtained with the two methods.....	137



## Acrónimos

ADAM	Aerodynamic Equivalent Diameter
AMAD	Activity Median Aerodynamic Diameter
CAM	Continuous Air monitor
CSN	Consejo de Seguridad Nuclear
ADN	Ácido Desoxirribonucleico
EEC	Equilibrium Equivalent Concentration
ENUSA	Empresa Nacional del Uranio, S.A.
EURATOM	European Atomic Energy Community
EPA	Environmental Protection Agency
EPAR, WWTP	Estación de Pretratamiento de Aguas Residuales (WasteWater Treatment Plant)
GS	Guía de Seguridad
HRTM	Human Respiratory Tract Model
IARC	International Agency for Research on Cancer
ICRP	International Commission on Radiological Protection
ICRU	International Commission on Radiation Units and Measurements
IS	Instrucción de Seguridad
ISIRYM	Instituto Universitario de Seguridad Industrial, Radiofísica y Medioambiental
JANIS	Java-based nuclear information software
LRA	Laboratorio de Radioactividad Ambiental
MMC	Minimum Measurable Concentration
OMS, WHO	Organización Mundial de la Salud (World Health Organization)
PAEC	Potential alpha energy concentration
PAE	Potential Alpha Energy
PIPS	Passivated Implanted Planar Silicon
ARN	Ácido Ribonucleico
SENUBIO	Seguridad Nuclear y Bioingeniería de las Radiaciones Ionizantes

*Estudio del factor de equilibrio y cálculo de dosis aplicados al gas radón*

TLE, LET	Transferencia Lineal de Energía (Linear Energy Transfer)
UNSCEAR	United Nations. Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
UNE-EN	Norma Española. Asociación Española de normalización

# Capítulo 1

## Introducción

### 1.1 Motivación

Es bien conocido que las radiaciones ionizantes presentan riesgos para la salud humana. Dentro de las fuentes de radiación ionizante de origen natural, el gas radón destaca como la más importante. Durante varias décadas se han investigado los efectos del radón sobre la salud, especialmente en relación con el cáncer de pulmón.

En 1988, la IARC (Agencia Internacional para la Investigación del Cáncer) llevó a cabo estudios con animales y con humanos (mineros). Después de estos estudios, declaró que el radón es cancerígeno para el ser humano. En los años 90 del siglo pasado, se realizaron estudios sobre el radón residencial y el riesgo de cáncer de pulmón. En 2005, se publicaron resultados combinados de Europa y Norteamérica sobre el radón domiciliario y cáncer de pulmón.

En 2009, la Organización Mundial de la Salud (OMS) publicó el "Manual de la OMS sobre el radón en interiores", en donde se reconoce al radón como la segunda causa de cáncer de pulmón, y en 2014, el Código Europeo contra el Cáncer incluyó al radón residencial como un factor de riesgo a medir y evitar.

A lo largo de los años, se han publicado distintas regulaciones y recomendaciones para controlar la concentración de radón en el aire y establecer un valor para el factor de equilibrio a la hora de calcular la dosis. Ejemplo de estas recomendaciones y regulaciones son: las distintas ICRP

## Introducción

publicadas (ICRP, 1977), (ICRP 2010), (ICRP, 2017), las publicaciones de la UNSCEAR (en los años 1992, 2006, 2010), la Organización Mundial de la Salud, EURATOM, etc.

Como componente natural, el radón pertenece a la cadena de desintegración natural del  $^{238}\text{U}$  y está presente de forma natural en suelos y rocas. El radón puede entrar en las casas y edificios a través de grietas y agujeros en los cimientos y paredes. Si una casa está construida sobre un suelo que contiene una cantidad significativa de  $^{238}\text{U}$ , el radón puede filtrarse en el interior a través de mecanismos de difusión y convección. La exposición al radón es un problema en todo el mundo, pero los niveles de radón varían de una región a otra. Algunas áreas tienen niveles muy altos de radón debido a la presencia de rocas y suelos ricos en  $^{238}\text{U}$ . En otras áreas, los niveles son más bajos debido a la geología local y otros factores. Si la estancia donde se acumula el radón no está bien ventilada, se pueden alcanzar altas concentraciones.

El radón acumulado en el aire se desintegra, y se produce una serie de descendientes radiactivos, que incluyen  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$  y  $^{214}\text{Po}$ . Estos descendientes se adhieren a los aerosoles presentes en el aire y pueden ser inhalados. Cuando se inhalan, estos descendientes se quedan fijados en el tracto respiratorio y comienzan a desintegrarse, lo que resulta en la emisión de partículas alfa y beta. Estas partículas pueden dañar los tejidos en los que se depositan y aumentar el riesgo de cáncer de pulmón. Es importante tener en cuenta que el riesgo de exposición a la radiación del radón varía dependiendo de la cantidad de radón presente en el aire, la duración de la exposición y la sensibilidad individual. Además, ciertos grupos de la población pueden ser más susceptibles a los efectos de la exposición a la radiación del radón, como los fumadores y las personas con antecedentes familiares de cáncer de pulmón.

Las normativas enunciadas anteriormente proponen un factor de equilibrio (factor que relaciona la concentración de los descendientes del radón en el aire con la concentración de gas radón en el aire) para los cálculos dosimétricos en espacios interiores de 0.4 y para exteriores de 0.8 (UNSCEAR, 2000). Sin embargo, es importante destacar que estos valores son una generalización y pueden variar significativamente en función de las condiciones del entorno. De hecho, el factor de equilibrio puede fluctuar drásticamente en diferentes situaciones, lo que a su vez puede afectar a la concentración de los descendientes del radón y la exposición. Es por este motivo por lo que resulta fundamental comprender con profundidad el factor de equilibrio y cómo puede variar en diferentes entornos y circunstancias. Para tal efecto, *se deben realizar estudios y mediciones precisas para determinar el valor específico del factor de equilibrio en una determinada ubicación. Solo así se puede garantizar una evaluación precisa y fiable del riesgo de exposición al radón y la dosis por inhalación.*

Con el propósito de conocer con exactitud los valores relacionados con la concentración de los descendientes del radón en el aire, se han desarrollado distintos sistemas de medición: alfa total, espectrometría alfa, espectrometría gamma y combinaciones de ellas. En general, la elección del método de medición es crucial para establecer con precisión los valores del factor de equilibrio. Además, la rapidez en su determinación es importante para poder realizar mediciones en tiempo real y tomar medidas preventivas si es necesario. Por lo tanto, es fundamental contar con los equipos y técnicas adecuadas para medir con la mayor exactitud el factor de equilibrio y garantizar la seguridad de las personas expuestas al radón y sus descendientes.

La adhesión de los descendientes del radón a los aerosoles hace que el radón y sus descendientes no estén en equilibrio secular; es decir que la cantidad de descendientes adheridos puede variar. Varias magnitudes se han definido para dar un tanto por ciento de descendientes adheridos con respecto a la concentración de radón o estimar directamente la concentración de descendientes en el aire. Estas magnitudes pueden variar según las condiciones atmosféricas, como la temperatura, la presión y la humedad, así como la época del año, la ubicación y la ventilación. Por lo tanto, el cálculo de la dosis por inhalación de los descendientes del radón puede ser diferente en cada ocasión. La humedad relativa es un factor importante a tener en cuenta al estudiar la concentración de descendientes del radón en el aire. La humedad afecta a la tasa de adhesión de los descendientes a los aerosoles y puede aumentar o disminuir la cantidad de descendientes adheridos. Además, la humedad también puede afectar a la concentración de radón en el aire, ya que el radón es más soluble en agua que en aire seco. La humedad relativa es un factor crítico que debe tenerse en cuenta al estudiar la concentración de radón y sus descendientes en el aire.

Para calcular la dosis por inhalación se han elaborado varios modelos dosimétricos del tracto respiratorio. Uno de los más aplicados ha sido el de la ICRP 66, que se publicó en 1994. Más recientemente en la ICRP 137 (ICRP, 2017) se aplican los cambios sugeridos en la ICRP 130 (ICRP, 2015) sobre el modelo dosimétrico del tracto respiratorio humano descrito en la ICRP 66 (ICRP, 1994), también proporciona nuevos coeficientes de dosis para la inhalación de radón y sus descendientes en el aire. Es importante destacar que la inhalación de los descendientes del radón puede producir una mayor dosis que la inhalación del gas radón. Por ello, la aplicación de las concentraciones individuales de los descendientes a un modelo dosimétrico del tracto respiratorio humano permite conocer con mayor precisión las dosis depositadas en cada una de las partes del tracto respiratorio. Para comprender la importancia de este modelo dosimétrico en un caso real, es necesario considerar la concentración de los descendientes del radón presentes en el ambiente en cuestión. Una vez obtenidas las concentraciones de los descendientes del radón, se pueden

## *Introducción*

utilizar el modelo dosimétrico para evaluar las dosis depositadas en cada una de las partes del tracto respiratorio. Este enfoque permite obtener datos valiosos para la evaluación de los riesgos asociados a la exposición a radiación en un caso real, lo que resulta de gran relevancia para la protección de la salud pública y la toma de decisiones.

Existen varios métodos para mitigar el radón y sus descendientes en interiores, como la ventilación, las barreras antirradón y los sistemas de depresión. La ventilación implica la circulación del aire en el interior de una vivienda para reducir la concentración de radón y sus descendientes. Las barreras antirradón, por su parte, son materiales instalados en la base de la construcción para evitar la entrada de radón al interior de la vivienda. Los sistemas de depresión, por último, son sistemas que utilizan ventiladores para extraer el aire del subsuelo y reducir así la concentración de radón. A pesar de que estos métodos son eficaces para reducir la concentración de radón y sus descendientes en interiores, su instalación puede ser costosa y requerir ciertas modificaciones en la vivienda. Es por este motivo, por lo que un sistema de uso individual, como las mascarillas, para situaciones puntuales, puede ser una opción más económica y flexible para la disminución de la exposición a los descendientes del radón. Es importante tener en cuenta que cualquier sistema utilizado debe ser evaluado.

Esta tesis doctoral se ha desarrollado en el Instituto Universitario de Seguridad Industrial, Radiofísica y Medioambiental (ISIRYM), concretamente en el grupo de investigación SENUBIO. En ella se hace un análisis de distintos métodos para calcular las concentraciones de los descendientes del radón en el aire, también se examina cuál de las magnitudes utilizadas para el cálculo de la dosis por inhalación es la más precisa: factor de equilibrio, PAEC o EEC. De la misma manera, se estudia cómo afecta la humedad ambiental en la concentración de los descendientes y por tanto a la dosis por inhalación. Para obtener datos aplicados a un caso real, se desarrolla un modelo dosimétrico del tracto respiratorio con el cual se calculan las dosis en cada parte del sistema respiratorio. Por último, se analizan las propiedades de las mascarillas respiratorias como elementos reductores de la dosis por inhalación de los descendientes del radón. La tesis es por un compendio de artículos.

## **1.2 Objetivos**

Las mediciones de la concentración del gas radón son la base para el cálculo de la dosis por inhalación. Los cálculos realizados de esta forma pueden subestimar o sobreestimar las dosis obtenidas, sobre todo cuando el factor de equilibrio se toma como 0.4, valor recomendado por defecto en todas las publicaciones desde la ICRP 65 (ICRP, 1993).

Para estimar la dosis provocada por los descendientes del radón, que son los principales contribuyentes a la dosis total, hace falta saber con la mayor precisión posible la concentración de  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$  y  $^{214}\text{Po}$  en el aire.

Con este fin se han planteado los siguientes objetivos:

- Elaboración de metodologías para la medición del factor de equilibrio, a partir de muestras de filtros de aire recogidos con una bomba de succión de aire y analizados con un espectrómetro gamma o por espectrometría alfa.
- Aplicar las diferentes metodologías de cálculo de factor de equilibrio desarrolladas en distintas ubicaciones y bajo distintas condiciones de ventilación, concentración de aerosoles y humedad, así como diferentes concentraciones de gas radón con la finalidad de estudiar la influencia de estos factores en el factor de equilibrio.
- Calcular la dosis por inhalación de radón en un caso real, teniendo en cuenta las concentraciones de los descendientes del radón calculados a partir de una de las metodologías desarrolladas.
- Comprobar la reducción de la dosis por inhalación de los descendientes del radón usando tres clases distintas de mascarillas, mascarillas quirúrgicas, FFP2 y FFP3 en un bunker subterráneo donde se dan de altas concentraciones de radón.

### **1.3 Estructura de la tesis**

Esta tesis se compone de 7 capítulos:

- El presente capítulo, donde se encuentra la introducción, los objetivos planteados y la estructura de la tesis.
- En el capítulo dos se detallan los fundamentos teóricos acerca del gas radón, el estado del arte y la revisión bibliográfica de la medida del factor de equilibrio, PAEC y EEC. Además, se detallan aspectos dosimétricos de los descendientes del radón y se incluye también una revisión de la normativa aplicada.
- En el capítulo tres se describe la instrumentación utilizada en la elaboración de la tesis, así como la metodología para el cálculo de los parámetros relacionados con el equilibrio del radón con sus descendientes.
- En el capítulo cuatro se exponen los resultados obtenidos aplicando las metodologías desarrolladas para el cálculo del factor de equilibrio en diferentes ubicaciones y bajo diferentes condiciones de humedad y concentración de radón variable

## *Introducción*

- En el capítulo cinco se utilizan los resultados obtenidos que caracterizan el equilibrio del radón con sus descendientes, para calcular la dosis por inhalación a los trabajadores de una estación de pretratamiento de aguas residuales, siguiendo el modelo descrito por la ICRP 66 "Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection (HRTM)".
- En el capítulo seis se analiza la influencia de distintos tipos de mascarillas en la reducción de la dosis por inhalación de los descendientes del radón; para ello se calcula el PAEC y la EEC.
- Por último, el capítulo siete presenta las conclusiones más destacadas del desarrollo de esta tesis. Adicionalmente se establecen las posibles líneas futuras de investigación y se enumeran las aportaciones en forma de publicaciones científicas derivadas del presente trabajo.



# Capítulo 2

## Fundamentos teóricos y estado del arte

### 2.1 Conceptos teóricos

#### 2.1.1 Radiactividad

En situaciones de equilibrio, las partículas que conforman un átomo (neutrones, protones y electrones) se mantienen unidas. Sin embargo, algunos átomos pueden ser inestables debido a una falta o exceso de neutrones. Como resultado, se produce una liberación de energía y los átomos se desintegran al emitir partículas o radiación. Estos átomos inestables dan lugar a otros átomos más estables llamados descendientes. Este proceso se conoce como radiactividad. La radiación que se emite, ya sean ondas electromagnéticas o partículas, se describe como radiación (Monografía sobre las Radiaciones, CSN, 2015).

La estabilidad de un núcleo atómico está determinada por la relación entre sus protones y neutrones. La suma de protones y neutrones ( $A$ ) se conoce como número másico y ( $Z$ ) es el número de protones. Por lo tanto, cada núcleo atómico se puede expresar de la forma  $X_Z^A$ , donde  $X$  representa el símbolo del elemento químico. La estabilidad nuclear depende de la proporción adecuada de protones y neutrones en el núcleo, que varía según el elemento químico.

La figura (2.1) representa la curva de estabilidad nuclear. La curva de estabilidad nuclear describe la relación entre el número de protones y el número de neutrones en los núcleos atómicos y representa la región en la que los núcleos son más estables. La mayoría de los núcleos estables se encuentran en la llamada "curva de estabilidad nuclear" describe la adecuada relación entre el número de protones y de neutrones en los núcleos atómicos. De esta manera, aumentará el número de neutrones respecto de los primeros para que la fuerza nuclear fuerte supere a la de repulsión electrostática manteniendo estable al núcleo. Los núcleos fuera de la isla de estabilidad son generalmente menos estables y pueden experimentar desintegración radiactiva. La curva de estabilidad también muestra que los núcleos con números atómicos bajos ( $Z < 30$ ) son más estables cuando tienen una proporción igual de protones y neutrones, mientras que los núcleos con números atómicos más altos ( $Z > 30$ ) son más estables cuando tienen un exceso de neutrones en comparación con los protones.

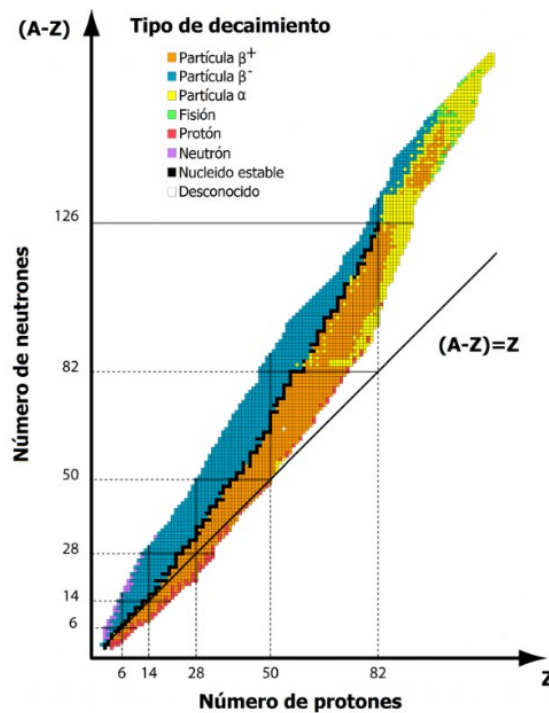


Figura 2.1 Gráfica de estabilidad nuclear (CSN)

La línea negra que se muestra en la curva de estabilidad nuclear es conocida como la "línea de estabilidad", y representa la relación entre el número de protones (Z) y el número de neutrones (N) en los núcleos estables. En la línea

En la curva de estabilidad, se puede observar que hay tres zonas de desintegración radiactiva representadas por diferentes colores. La zona de color azul representa la emisión de partículas beta negativas ( $\beta^-$ ), la zona de color naranja representa la emisión de partículas beta positivas ( $\beta^+$ ), y la zona de color amarillo indica que los núcleos emiten partículas alfa ( $\alpha$ ).

La radiactividad se mide en Becquerel (Bq), que es una unidad de medida de la actividad radiactiva. Un Becquerel es igual a una desintegración atómica por segundo, lo que significa que una tasa de un Becquerel corresponde a una desintegración atómica que ocurre cada segundo.

### 2.1.2 Tipos de radiación

Existen diferentes tipos de radiación ionizante atendiendo al tipo de partículas que se emiten. Cada tipo de radiación ionizante tiene diferentes propiedades y-, dependiendo de su energía, su capacidad de penetración y su interacción con los tejidos del cuerpo

- Radiación alfa:

La partícula emitida es una partícula cargada positivamente, un núcleo de helio-4,  ${}^4_2\text{He}$ , formada por dos neutrones y dos protones. El proceso se representa mediante una ecuación:



Donde X es el elemento inestable e Y es el elemento después de la emisión de la partícula alfa.

Únicamente la pueden presentar nucleidos con  $A > 150$ ; para nucleidos más ligeros es muy improbable, ya que la emisión de partículas alfa responde a la inestabilidad derivada de la repulsión colombiana entre los protones del núcleo. El espectro de la radiación alfa es monoenergético, lo que significa que las partículas alfa se emiten con una energía determinada.

- Radiación beta:

Hay dos tipos de desintegraciones beta:

- Desintegración beta negativa

El proceso consiste la emisión espontánea de electrones, llamados partículas beta negativas que emergen a velocidades muy próximas a las de la luz. La transformación nuclear que se produce es la conversión de un neutrón en un protón, un electrón y un antineutrino. El núcleo descendiente tendrá el mismo número másico que el precursor, pero su número atómico será una unidad mayor:



- Desintegración beta positiva

Consiste en la emisión de positrones (son la antipartícula del electrón, tienen igual masa al electrón, pero su carga eléctrica es positiva). El proceso elemental que tiene lugar en estos casos es la conversión de un protón en un neutrón, un positrón y un neutrino. En consecuencia, el núcleo descendiente tiene el mismo número másico que el precursor, en cambio el número atómico disminuye en una unidad:



- Captura electrónica

Los electrones de la corteza atómica, en determinadas condiciones pueden ser capturados por el núcleo, y entonces tiene lugar el proceso



Donde el electrón capturado se asocia a un protón, formándose un neutrón y un neutrino.

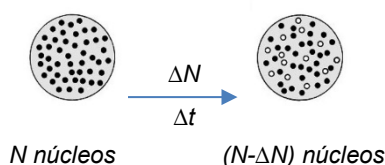
En estos casos, en total paralelismo con los de desintegración beta positiva, el núcleo descendiente tendrá el mismo número de nucleones que el originario, disminuyendo su número atómico en una unidad, por lo que el proceso total puede representarse por



• Emisión de radiación  $\gamma$

Un núcleo puede quedar en un estado excitado de maneras diversas. Por ejemplo, como consecuencia de cualquiera de las transiciones radiactivas anteriores, o como resultado de una reacción nuclear. Dicho núcleo pasará del estado excitado a otro estado excitado de menor energía o a su estado fundamental emitiendo, en general, radiación electromagnética que recibe el nombre de radiación  $\gamma$  o rayos  $\gamma$ .

En una población de núcleos radiactivos, éstos se desintegran de forma aleatoria, a un ritmo independiente de las condiciones ambientales (temperatura, humedad etc.).



De forma experimental, Rutherford ya comprobó que el ritmo de desintegración de una muestra -ley de desintegración radiactiva- seguía una función exactamente exponencial. Si este ritmo se debe a un proceso que tiene

lugar átomo por átomo, se puede pensar que depende inicialmente del número de átomos presentes en la muestra:  $\frac{dN}{dt} \propto N$ . La constante de proporcionalidad  $\lambda$  es específica de cada elemento y se denomina constante de desintegración radiactiva.

Por tanto,  $\frac{dN}{dt} = -\lambda N$  (el signo negativo indica disminución).

Integrando esta ecuación diferencial con las condiciones iniciales de  $t=0 \Rightarrow N=N_0$ , que es el número de átomos iniciales, queda:

$$N = N_0 e^{-\lambda t} \quad (2.6)$$

Donde,  $N$  es el número de átomos,  $N_0$  es el número inicial de átomos,  $\lambda$  es la constante de desintegración y  $t$  es el tiempo transcurrido.

Cada radionucleido queda caracterizado por el valor de  $\lambda$ , constante de desintegración, cuyas dimensiones son la inversa de las del tiempo,  $[\lambda] = T^{-1}$ , y que representa la probabilidad de que un determinado núcleo decaiga en una unidad de tiempo, subsiguiente a un instante inicial de elección arbitrario. La constante de desintegración es independiente de variables externas al núcleo, tales como temperatura, presión, campos eléctricos o magnéticos, etc. Además, es invariable a lo largo del tiempo, lo que significa que es independiente de la "edad" del núcleo.

Por tratarse de una función exponencial, y por tanto sin fin (que tiende asintóticamente a cero), en lugar de  $\lambda$ , se suele utilizar otra constante relacionada, llamada período de *semidesintegración*, y se define como el intervalo de tiempo requerido para que el número inicial de átomos radiactivos con número atómico  $Z$  de una muestra se reduzca a la mitad.

En estas condiciones, llamando  $T$  al período:

$$T = \frac{\ln 2}{\lambda} \quad (2.7)$$

Cada núcleo de un cierto elemento tiene igual probabilidad de desintegración, sin embargo, no se puede conocer a priori, qué núcleos sufrirán desintegración durante un intervalo temporal determinado. Si en la muestra se encuentran presentes muchos núcleos, la única afirmación válida es decir que se desintegrarán en promedio la mitad, al transcurrir un intervalo de tiempo igual a un período de semidesintegración. Se puede saber cuántos, no cuáles, van a sufrir desintegración.

Por último, la actividad es el número medio de desintegraciones por unidad de tiempo y se calcula como:

$$A = \lambda N \quad (2.8)$$

Y, por tanto,

$$A = A_0 e^{-\lambda t} \quad (2.9)$$

### 2.1.3 Equilibrio Radiactivo

En ciertos casos el radionucleido residual de una desintegración no es estable y el descendiente también es radiactivo con una  $\lambda$  distinta a la del padre. Esto da lugar a la formación de cadenas radiactivas a partir de un radionucleido inicial (A,  $\lambda_1$ ), en las que tras una serie de transmutaciones (B,  $\lambda_2$ ), se alcanza un núcleo estable, C, que finaliza el proceso.

Se pueden distinguir dos variantes de equilibrio radiactivo:

- Equilibrio Secular

Si se supone que  $N_i = \text{cte}$  y  $\lambda_1 \ll \lambda_i$ , se alcanza al cabo del tiempo la condición de *equilibrio secular*, en la que  $\lambda_1 N_1 = \lambda_2 N_2 = \dots = \lambda_n N_n$ . En el equilibrio secular, todos los miembros de la cadena se desintegran con un pseudoperíodo igual al del radionucleido inicial, y todos ellos tienen la misma actividad.

La relación anterior es aplicable siempre que un radionucleido precursor de período relativamente largo sea el origen de una cadena de diversos radionucleidos de período mucho más corto.

- Equilibrio transitorio

Cuando el período del precursor es mayor pero no excesivamente más grande que el de su producto de desintegración, o sea  $\lambda_1 < \lambda_i$ , y transcurrido un tiempo  $t$ , tal que  $e^{-\lambda_1 t} > e^{-\lambda_2 t}$  se deduce en este caso particular, del llamado equilibrio transitorio, que al final tiende a:

$$\frac{A_1}{A_2} = \frac{\lambda_1 N_1}{\lambda_2 N_2} = \frac{\lambda_2 - \lambda_1}{\lambda_2} \quad (2.10)$$

Por lo que la actividad del padre es  $(\lambda_2 - \lambda_1)/\lambda_2$  inferior a la del hijo.

### 2.1.4 Efectos biológicos de las Radiaciones

La radiación (alfa, beta, gamma y rayos X) interactúa con el medio biológico. Si la radiación alcanza al ADN puede provocar rupturas y modificaciones.

Una magnitud que mide la cantidad de energía que la radiación deja en un medio es la **Transferencia Lineal de Energía** (TLE). Su unidad es energía por unidad de longitud J/m. Cada tipo de radiación tiene un TLE distinto lo que provoca que el daño provocado al tejido biológico sea distinto. Las radiaciones gamma y rayos X tienen un bajo TLE por lo que provocan una baja ionización en su recorrido, por el contrario, su poder de penetración es grande. En el otro lado están las radiaciones alfa y beta (las radiaciones alfa más que las betas) tienen un alto TLE, lo que hace que en su recorrido provoquen muchas ionizaciones en el tejido biológico, por el contrario, su alcance es limitado.

Hay dos conceptos importantes en los efectos de las radiaciones:

**La irradiación** es someter a un persona u objeto a radiaciones en las que la fuente de radiación se encuentre fuera del objeto o individuo, irradiación externa.

**La contaminación** cuando un radioisótopo no deseado se deposita o se incorpora en el cuerpo u objeto. Si se deposita en la piel o superficie es contaminación externa, mientras que si se incorpora al cuerpo u objeto se habla de contaminación interna. La incorporación al cuerpo humano de una sustancia radiactiva puede ser por ingestión, inhalación o a través de heridas

Tabla 2.1 Resumen de las características de las radiaciones

Partículas	Alfa	Gran poder de ionización. Importancia máxima en la contaminación interna
	Beta	Capacidad de ionización media. Importancia en contaminación interna y externa.
	Neutrones	Poca capacidad de ionización
Fotones	Gamma	Ionización media. Importancia en irradiación y contaminación
	Rayos X	Ionización baja

Las radiaciones pueden interactuar con las células y depositar energía de dos formas diferentes:

**La acción directa:** La radiación interactúa con una macromolécula biológica (ADN, ARN, proteínas, etc.) y es absorbida por ellas, generando estructuras anormales. El daño se produce por absorción directa de la energía de la radiación en el mismo lugar de la interacción.

**La acción indirecta:** La radiación ionizante es absorbida por el medio en el que están suspendidos los distintos compuestos que forman la célula (como el agua, H<sub>2</sub>O). Esto genera un par de iones H<sup>+</sup> y OH<sup>-</sup> y un par de radicales libres H<sup>\*</sup> y OH<sup>\*</sup> (que pueden formar H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>). La acción indirecta es mucho más probable que la acción directa.

Cuando la exposición a la radiación es por irradiación o contaminación (interna o externa) y el daño es severo, puede producir muerte celular. Si la cantidad de células que mueren es pequeña y los mecanismos naturales del organismo reparan el resto de las células afectadas, las consecuencias pueden ser bajas. Si, por el contrario, la mortalidad celular es alta, aparecen los daños deterministas. No obstante, si la mortalidad celular es baja pero los mecanismos de reparación no han sido efectivos a la hora de reparar los daños producidos, se pueden producir alteraciones en el ADN y, por lo tanto, mutaciones genéticas y efectos estocásticos que a la larga pueden derivar en cáncer u otras enfermedades hereditarias.

La respuesta de la célula a la radiación está determinada por los siguientes factores:

- Factores físicos: calidad de la radiación, tasa de dosis, etc...
- Factores biológicos: ciclo celular, mecanismos de reparación.
- Factores químicos.

## 2.2 El radón y sus descendientes

El radón es un gas noble que proviene de la desintegración del  $^{226}\text{Ra}$  que a su vez viene de la cadena de desintegración natural del  $^{238}\text{U}$ .

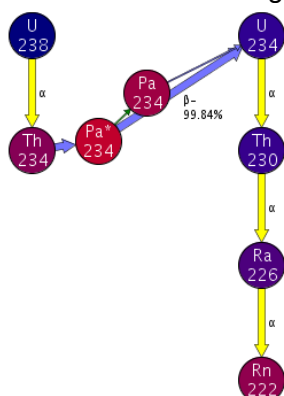


Figura 2.2 Cadena de desintegración natural del  $^{238}\text{U}$  hasta el  $^{222}\text{Rn}$  (JANIS 4.1, 2022)

Existen tres isótopos del radón:

El actinon  $^{219}\text{Rn}$  que procede de la cadena de desintegración del  $^{235}\text{U}$ , es el menos abundante en la naturaleza y su vida media es de 3.9 segundos.

El torón  $^{220}\text{Rn}$  que procede de la cadena de desintegración del  $^{232}\text{Th}$ , tiene una vida media de 54.5 segundos.

El radón  $^{222}\text{Rn}$  que procede de la cadena de desintegración del  $^{238}\text{U}$ , es el más abundante en la naturaleza y es el que tiene una vida media más larga 3.82 días. A su vez el  $^{222}\text{Rn}$  se desintegra en la siguiente serie radiactiva  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$  y  $^{214}\text{Po}$ . Desde el punto de vista dosimétrico es el más relevante debido a su abundancia y que en su cadena de desintegración hay dos descendientes emisores alfa de alta energía.

### 2.2.1 Unidades de medida del Radón.

Como sustancia radiactiva, el radón se puede medir en Curios, unidad que lleva el nombre del matrimonio que descubrió la radiactividad, Marie y Pierre Curie. El **curio** (Ci) es una unidad de medida muy grande y no pertenece al Sistema Internacional de unidades, por lo que en muchos países se utiliza el



**becquerel (Bq)**, unidad que lleva el nombre de Henry Becquerel. Cuando se expresa la actividad en Curios, se suele utilizar el picocurio (pCi).

Para expresar la concentración de actividad en el aire del radón, se utiliza el Becquerel por metro cúbico (Bq/m<sup>3</sup>) o el picocurio por litro (pCi/L). Un Becquerel es equivalente a  $2.703 \times 10^{-11}$  curios.

Si hablamos en términos de exposición al radón, la unidad que se utiliza es el becquerel por hora por metro cúbico (Bq h m<sup>-3</sup>).

### **2.2.2 Efectos del radón en la salud**

El radón y sus productos de desintegración de corta vida media en la atmósfera son los contribuyentes más importantes a la exposición humana de fuentes naturales. Mientras que los riesgos para la salud asociados con altas exposiciones al radón en minas subterráneas han sido conocidos desde hace mucho tiempo, se prestó relativamente poca atención a las exposiciones ambientales al radón hasta la década de 1970, cuando algunos científicos comenzaron a darse cuenta de que las exposiciones al radón en interiores podían ser bastante altas, en algunos casos comparables a las exposiciones experimentadas en minas subterráneas.

Es bien sabido que la inhalación de los productos de desintegración de corta vida del <sup>222</sup>Rn, y su posterior deposición en las paredes de las diferentes vías respiratorias, proporcionan la principal vía de exposición a la radiación en los pulmones. Esta exposición es producida principalmente por las partículas alfa emitidas por varios de estos radionucleidos, aunque también se emiten algunas partículas beta y radiación gamma.

Existe un acuerdo general entre la comunidad científica en el sentido de que la irradiación provocada por partículas alfa sobre las células secretoras y basales de las vías respiratorias superiores, es la responsable del riesgo de cáncer de pulmón observado en los mineros, aunque todavía existe cierta incertidumbre sobre qué células son las más importantes para la posterior inducción de dicho cáncer. Esta situación es central en el problema de la evaluación de dosis. El punto clave es que las partículas alfa emitidas en las paredes de las vías respiratorias tienen un alcance corto, de decenas de micrómetros, y hay grandes variaciones en la densidad de ionizaciones y excitaciones a lo largo y cerca de las vías respiratorias. Por lo tanto, el daño a las células críticas objetivo del tracto respiratorio depende de manera sensible de la geometría fuente/objetivo, así como de otros factores ambientales que afectan la deposición y la inhalación de los productos de desintegración de radón. En resumen, la dosis relevante para evaluar el riesgo de exposición al radón depende de varios factores ambientales y no es una cantidad fija.

Los diversos periodos de semidesintegración de los radionúclidos son muy importantes para determinar las contribuciones relativas de las dos series a la dosis bronquial. El periodo de semidesintegración de  $^{222}\text{Rn}$  es de 3.824 días. Tiene cuatro productos de desintegración de corta duración:  $^{218}\text{Po}$  (3.05 minutos),  $^{214}\text{Pb}$  (26.8 minutos),  $^{214}\text{Bi}$  (19.9 minutos) y  $^{214}\text{Po}$  (164  $\mu\text{s}$ ). Ambos isótopos de polonio son emisores alfa. Las concentraciones relativas de los diversos radionúclidos también se ven fuertemente afectadas por procesos dinámicos, incluida la unión de los productos de desintegración a las partículas de aerosol y su posterior deposición en las superficies de la habitación o en el suelo, así como el movimiento del aire en general. La fracción de progenie de radón en modo ultrafino (0.5-2 nm), no unida a partículas de aerosol ambientales, se conoce como la fracción no adherida.

La evaluación de la exposición al radón y a los productos de su desintegración debe tener en cuenta las concentraciones de actividad actual de los distintos radionúclidos emisores de partículas alfa presentes en el aire que se respira. Esta consideración, junto con el hecho de que es la energía total de partículas alfa aún por liberar debido a la desintegración de los radionúclidos inhalados lo que es importante para determinar la dosis, ha llevado a la definición de la tasa de exposición al radón en términos de Concentración Potencial de Energía Alfa (PAEC). Esta cantidad se puede calcular fácilmente una vez que se han determinado las actividades de los radionúclidos individuales mediante medición. En la mayoría de los casos, las actividades individuales no se miden directamente, por lo que la tasa de exposición debe determinarse indirectamente utilizando supuestos realizados sobre las relaciones de concentración, es decir, los factores de equilibrio, lo que conduce a la determinación de la Concentración Equivalente de Equilibrio (EEC). La dificultad esencial en este punto radica en que los factores ambientales que influyen en las relaciones de concentración son de gran importancia tanto para la evaluación de la exposición como de la dosis.

### 2.2.3 Dosis efectiva

Una de las magnitudes importantes en la dosimetría del radón es **la dosis absorbida**. Es la relación entre la energía depositada en un material y la masa del material:

$$D = E/m \quad (2.11)$$

Donde  $D$  es la dosis absorbida,  $E$  es la energía depositada en el material y  $m$  es la masa del material. La unidad de medida en el Sistema Internacional de unidades (SI) es el Gray (Gy), que se define como la absorción de un Julio de energía por kilogramo de masa. Por lo tanto, la dosis absorbida se expresa en Gy.

La energía depositada se puede calcular a partir de la energía de los fotones o partículas ionizantes que interactúan con el material y se expresan en Julios (J). La masa del material se mide en kilogramos (kg). Es importante destacar que la dosis absorbida no mide directamente los efectos biológicos de la radiación en el cuerpo, sino que es una medida de la cantidad de energía que ha sido depositada en un material como el tejido humano.

**La dosis equivalente**, abreviada como  $H_T$ , es una medida de la cantidad de radiación que es absorbida en un órgano o tejido T del cuerpo. Esta medida tiene en cuenta no solo la cantidad de radiación que se absorbe, sino también el tipo de radiación y su calidad. Para hacer esto, se utiliza un factor llamado  $w_R$ , que se calcula en función del tipo de radiación involucrada (R). La dosis equivalente es una forma de medir los efectos de la radiación en los tejidos y órganos del cuerpo.

$$H_T = \sum_T w_R D_{T,R} \quad (2.12)$$

La unidad de dosis equivalente es el sievert (Sv), que representa la cantidad de energía absorbida por unidad de masa corporal (generalmente en kilogramos). El Julio por kilogramo (J/kg) es la unidad básica de dosis absorbida, pero se utiliza el sievert para tener en cuenta los diferentes efectos biológicos de las diferentes formas de radiación.

Es importante tener en cuenta que la dosis equivalente no mide directamente el daño biológico causado por la radiación, sino que es una medida de la probabilidad de que la radiación cause daño. Por lo tanto, la dosis equivalente es una herramienta importante para evaluar el riesgo de exposición a la radiación, pero no es una medida completa del daño biológico real.

**Tabla 2.2 Factores de ponderación de radiación ( $w_R$ ) (Real Decreto 1029/2022, 2022)**

Tipo y rango de energía	$w_R$
Fotones	1
Electrones y muones	1
Protones y piones cargados.	2
Partículas alfa, fragmentos de fisión e iones pesados	20
Neutrones	Ver siguiente tabla

**Tabla 2.3 Valores del factor de ponderación ( $w_R$ ) para neutrones según su energía (Real Decreto 1029/2022, 2022)**

$w_R = 2.5 + 18.2 e^{-[\ln(E)]^2/6}$	para $E < 1$ MeV
--------------------------------------	------------------

$w_R = 5 + 17 e^{-[\ln(2E)]^2/6}$	para $1 \text{ MeV} \leq E \leq 50 \text{ MeV}$
$w_R = 2.5 + 3.25 e^{-[\ln(0.04E)]^2/6}$	para $E > 50 \text{ MeV}$

Según la ICRP 60 (ICRP, 1990) los valores del factor de ponderación  $w_R$  son los siguientes:

**Tabla 2.4 Factores de ponderación de la radiación ( $w_R$ ) (ICRP 60. 1990)**

Tipo e intervalo de energías	$w_R$
Fotones, todas energías	1
Electrones y muones, todas energías	1
Neutrones, energía <10 keV	5
10 keV a 100 keV	10
>100 keV a 2MeV	20
>2 MeV a 20 MeV	10
>20 MeV	5
Protones distintos de los de retroceso Energía >2 MeV	5
Partículas alfa, fragmentos de fisión y núcleos pesados	20

**La dosis efectiva**, o  $E$ , es una medida utilizada para evaluar el riesgo de exposición a la radiación en todo el cuerpo. Se calcula sumando todas las dosis equivalentes ( $H_T$ ) recibidas por los diferentes órganos y tejidos del cuerpo, y luego se pondera cada una de ellas por un factor ( $w_T$ ) que tiene en cuenta la sensibilidad relativa de cada órgano o tejido a la radiación.

La dosis efectiva es una forma de medir la cantidad total de radiación que ha sido absorbida por el cuerpo y el riesgo potencial asociado con esa exposición.

$$E = \sum_T w_T H_T = \sum_T w_T \sum_R w_R H_R \quad (2.13)$$

La unidad de medida utilizada para la dosis efectiva es el Julio por kilogramo (J/kg), que se llama sievert (Sv) en honor al físico Rolf Sievert.

**Tabla 2.5 Factores de ponderación de tejido ( $w_t$ ) (Real Decreto 1029/2022, 2022)**

Órgano o tejido	$w_T$
Médula ósea, colon, pulmón, estómago, mama	0.12

Gónadas	0.08
Vejiga, esófago, hígado, tiroides	0.04
Superficie del hueso, cerebro, glándulas salivares, piel.	0.01
Resto de tejidos.	0.12

En la ICRP 66 (ICRP, 1994) que trata de la biocinética del tracto respiratorio se publicaron los siguientes factores de ponderación para los tejidos del sistema respiratorio.

**Tabla 2.6 . Factores de ponderación de los tejidos pulmonares (ICRP 66, 1994)**

Tejido	$W_t$
<i>Región extratorácica</i>	
ET1 (Nariz anterior)	0.001
ET2 (Pasajes nasales posteriores, laringe, faringe y boca)	1
LNET (nódulos linfáticos)	0.001
<i>Región torácica</i>	
BB (Bronquios)	0.333
bb (Bronquiolos)	0.333
AI (alveolos pulmonares)	0.333
LNTN (nódulos linfáticos)	0.001

En situaciones en las que una persona se expone a campos de radiación externa, no es posible medir directamente las magnitudes dosimétricas (dosis efectiva y dosis equivalente) que se utilizan para establecer los límites de dosis en la protección radiológica. Por lo tanto, para asegurarse de que los límites de dosis se cumplen en la exposición a campos de radiación externa, se utiliza una magnitud operacional que se definen a continuación:

**El equivalente de dosis personal**, conocido como  $H_p(d)$ , es una medida importante utilizada en la vigilancia individual de la radiación. Esta medida se define como la cantidad de radiación absorbida por los tejidos blandos del cuerpo humano a una profundidad específica (d) debajo de un punto designado en el cuerpo. El  $H_p(d)$  se utiliza para evaluar la exposición individual a la radiación y garantizar que se mantengan los niveles de exposición aceptables. La unidad utilizada es el (Sv).

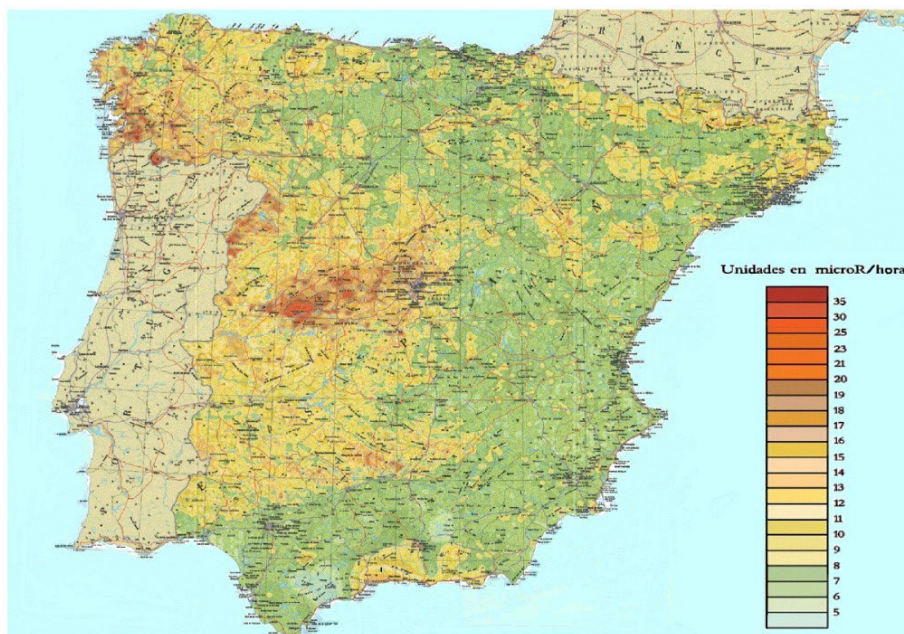
**Tabla 2.7 Magnitudes operacionales según la profundidad específica (d) (Real Decreto 1029/2022, 2022)**

<b>Magnitud de Protección Radiológica</b>	<b>Vigilancia dosimétrica individual</b>
Dosis efectiva	Hp (10)
Dosis equivalente en la piel	Hp (0.07)
Dosis equivalente en el cristalino	Hp (3)

#### **2.2.4 El radón en España**

La investigación del radón en España comenzó en la década de 1980, cuando se descubrió que la exposición al gas radón, que se encuentra en el suelo y en las rocas, era un factor de riesgo para el cáncer de pulmón. Desde entonces, se han llevado a cabo numerosos estudios para determinar la cantidad de radón presente en hogares y edificios públicos españoles y para evaluar el riesgo para la salud pública.

Hablar del comienzo de la investigación del radón en España es hablar del Proyecto MARNA. El proyecto comenzó en diciembre de 1991 con la firma de un convenio entre el CSN (Consejo de Seguridad Nuclear) y la empresa ENUSA, con el objetivo de crear un mapa de radiación gamma natural. El proyecto se inicializó aprovechando los datos disponibles de las campañas de yacimiento de uranio realizadas por la antigua Junta de Energía Nuclear, antes de la década de 1980. Otra de las aplicaciones del proyecto fue la elaboración de un mapa de distribución de radón. La última fase de medición del proyecto en la península finalizó en 2004.



**Figura 2.3 Mapa del proyecto MARNA sobre la radiación gamma natural. (CSN)**

Desde 1989 el CSN ha realizado distintas campañas de medida del radón en viviendas. Todas las medidas se han realizado en plantas bajas o primeros pisos, durante un periodo de tres meses.

La primera campaña de medidas tuvo lugar durante el periodo 1989-2000. El CSN firmó acuerdos de colaboración con distintas universidades para medir las concentraciones de radón en el interior de viviendas. Estos acuerdos proporcionaron una primera visión de los niveles de radón en España. Además, se realizaron estudios específicos en poblaciones de la sierra de Guadarrama y del oeste de la provincia de Salamanca con los valores de concentración de  $^{222}\text{Rn}$  más elevados. También se evaluaron las dosis de radiación natural que recibe la población del entorno de las centrales nucleares y se midieron concentraciones de  $^{222}\text{Rn}$  en viviendas de las islas Canarias.

La siguiente campaña se realizó en el periodo 2001-2009. Como parte del plan, se firmaron acuerdos de colaboración con universidades para estudiar la relación de la radiación gamma con los niveles de radón en poblaciones rurales de Galicia y la existencia de fallas activas como factor de riesgo en la inmisión de radón en edificios. También se concedieron subvenciones para medir concentraciones de radón en viviendas en Galicia y en las islas Canarias. En 2007, se firmó un acuerdo para realizar nuevas medidas de radón en el marco de un estudio epidemiológico sobre el impacto de las instalaciones nucleares y

radiactivas del ciclo de combustible nuclear español sobre la salud de la población.

La campaña Radón 10x10 llamada Proyecto Radón tuvo lugar entre 2009 y 2014. En 2009, el CSN impulsó una campaña para ampliar el mapa existente de radón en España, utilizando una rejilla de 10 km × 10 km. La primera fase del proyecto Radón 10 × 10 fue firmada en noviembre de 2009 y se obtuvieron unas 5.500 nuevas medidas de radón. En la segunda fase, firmada en Julio de 2013, se obtuvieron unas 1.300 medidas adicionales en zonas de riesgo medio, poblaciones de más de 200.000 habitantes y áreas de especial interés litoestratigráfico. El CSN es responsable de desarrollar y actualizar los mapas de radón en España.

En 2017 el CSN publicó el mapa del potencial del radón, las zonas con mayor potencial coinciden con las zonas de suelos graníticos.

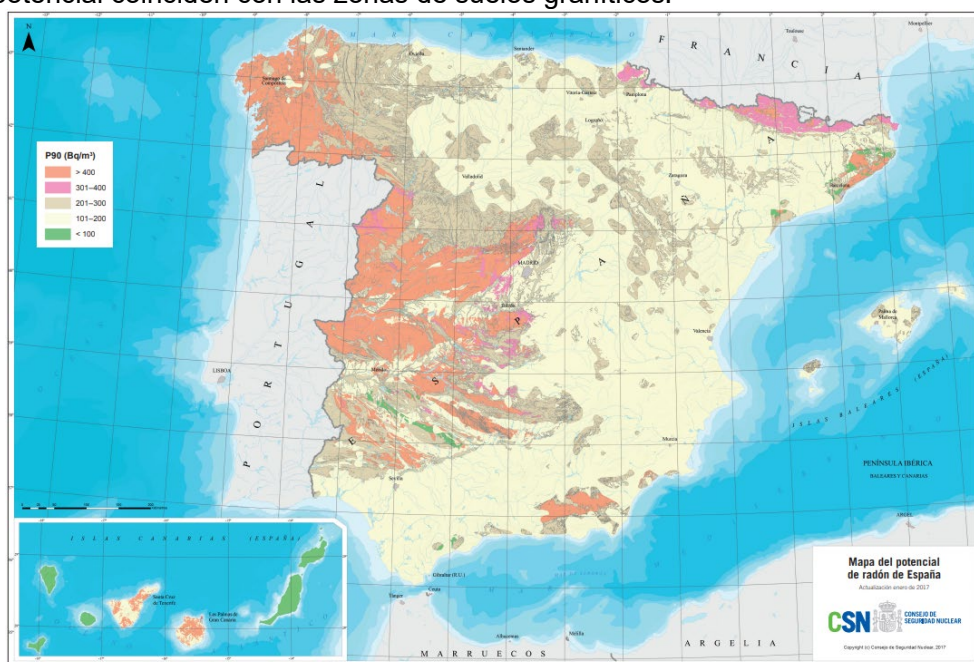


Figura 2.4 Mapa del potencial de radón en España (Mapa del Potencial de Radón de España CSN, 2017)

El 21 de diciembre de 2022 se publica el Real Decreto 1029/2022, donde se establecen los niveles de radón en interiores y se considera la posibilidad de medir la concentración de los descendientes del radón, según estime el CSN.

En el año 2023 el Consejo de Seguridad Nuclear quiere volver a retomar las medias de concentración del radón para realizar un mapa más detallado.



### **2.2.5 Unidades de medida en la descendencia del radón**

Las unidades para cuantificar a los descendientes del radón tienen su base en la evaluación de la radiotoxicidad. Una unidad que nos da una evaluación de la radiotoxicidad es la energía alfa potencial.

#### **Energía Alfa Potencial ( $\epsilon_p$ ) (PAE):**

Es la suma de la energía alfa potencial total que se emite durante la desintegración de los hijos de vida corta del radón en su cadena de desintegración. El PAE es una medida importante en la evaluación del riesgo de exposición al radón y sus descendientes. La historia del desarrollo y comprensión del PAE se remonta a principios del siglo XX y es importante para la evaluación del riesgo de exposición al radón y sus descendientes,

En la década de 1910, Rutherford y sus colaboradores descubrieron las partículas alfa. Rutherford y su estudiante de posgrado Thomas Royds midieron la energía de las partículas alfa emitidas en 1911.

En 1914, Rutherford concluyó que la energía de las partículas alfa emitidas debería medirse como una función de la distancia que viaja en el aire. Esta medida se conoce como la Energía Alfa Potencial (PAE). En 1917, el físico británico Frederick Soddy sugirió que la PAE podría usarse como una medida de la cantidad de radón y sus descendientes presentes en una muestra de aire.

En la década de 1920, los investigadores comenzaron a desarrollar métodos para medir el PAE de las partículas alfa. Uno de los primeros métodos involucró la medición de la ionización producida por las partículas alfa en un gas a presión conocida. El físico estadounidense Ernest O. Lawrence desarrolló un método para medir el PAE de las partículas alfa en 1928, utilizando un espectrómetro de masa para medir la energía y la carga de las partículas alfa.

Desde entonces, los métodos para medir el PAE han evolucionado y mejorado. En la actualidad, la medición del PAE se realiza normalmente utilizando detectores de estado sólido, que pueden medir la energía de las partículas alfa con alta precisión y sensibilidad. El PAE sigue siendo una medida importante en la evaluación del riesgo de exposición al radón y sus descendientes, y se utiliza para establecer límites de exposición y guías para la calidad del aire en todo el mundo.

En el siguiente párrafo se explica cómo se llega al cálculo de la Energía Alfa Potencial de los descendientes del radón, partiendo de la Energía Potencial Alfa del átomo de  $^{218}\text{Po}$ .

Un átomo de  $^{218}\text{Po}$  tiene una energía alfa potencial de 6 MeV por la desintegración del  $^{218}\text{Po}$  y una energía alfa potencial de 7.69 MeV por la desintegración del  $^{214}\text{Po}$ , por lo tanto, un átomo de  $^{218}\text{Po}$  tiene una energía alfa potencial de 13.69 MeV. Las energías alfa potenciales del  $^{214}\text{Pb}$  es de 7.69 MeV, la del  $^{214}\text{Bi}$  es de 7.69 MeV y la del  $^{214}\text{Po}$  es de 7.69 MeV.

$$\epsilon_p(\text{MeV}) = \sum_i \epsilon_{p,i} N_i = \mathbf{13.69} N_{Po218} + \mathbf{7.69} (N_{Pb214} + N_{Bi214}) + \mathbf{7.69} N_{Po214} \quad (2.13)$$

Las unidades de los números que están resaltados en negrita son PAE<sub>i</sub> (MeV/átomos), donde el subíndice *i* es para cada radionucleido.

Donde  $\epsilon_{p,i}$  es la Energía Alfa Potencial de cada radioisótopo y  $N_i$  es el número de átomos de cada radioisótopo.

Una vez hallada la Energía Alfa Potencial total también se puede obtener la relación entre el número de átomos de <sup>218</sup>Po en un bequerel (Bq) y la energía alfa potencial. Sabiendo que la constante de desintegración del <sup>218</sup>Po,  $\lambda_{Po218}=0.003762$ , se puede calcular que  $N_{at}=1 \text{ Bq}/\lambda_{Po218}=264 \text{ átomos/Bq}$ , como un átomo de <sup>218</sup>Po tiene 13.69 MeV/at, entonces si multiplicamos la energía potencial alfa por el número de átomos  $13.69 \cdot 264=3615 \text{ MeV/at}$ . Un bequerel de <sup>218</sup>Po tiene 3615 MeV.

#### Concentración de energía alfa potencial Cp (PAEC):

Durante los primeros estudios en las minas para cuantificar la radiotoxicidad de los descendientes, del radón el PAEC, se utilizó la unidad Working Level (WL), que se define como la combinación de descendientes del radón en metro cúbico de aire que resulta en una emisión de  $1300 \cdot 10^8 \text{ MeV}$  de energía alfa.

Las conversiones más utilizadas con el WL son las siguientes:

$$1 \text{ WL} = 1300 \cdot 10^8 \text{ MeV/m}^3 = 0.020826 \text{ mJ/m}^3$$

$$1 \text{ WL} = 3750 \text{ Bq/m}^3 \text{ de Concentración Equivalente de Equilibrio (EEC)}$$

$$C_p \left( \frac{\text{MeV}}{\text{m}^3} \right) = \sum_i \frac{\epsilon_{p,i}}{\lambda_i} C_i = \mathbf{3615} C_{Po218} + \mathbf{17840} C_{Pb214} + \mathbf{13250} C_{Bi214} \quad (2.14)$$

Hoy en día el WL es una unidad que está quedando en desuso.

El PAEC puede calcularse de la siguiente manera:

Las unidades de los números resaltados en negrita son PAE<sub>i</sub> (MeV/Bq). Donde  $\lambda_i$  es la constante de desintegración de cada isotopo y  $C_i$  es la concentración en el aire de cada isotopo.

#### Concentración de radón equivalente de equilibrio C<sub>eq</sub> (EEC):

Es la concentración de gas radón que estando en equilibrio radiactivo con sus descendientes tiene la misma energía alfa potencial que los descendientes en el aire. Antes del desarrollo del EEC, la cantidad de radón en el aire se medía en términos de actividad de radón, que se expresaba en unidades de Becquerel (Bq). Sin embargo, esto no era una medida precisa de la cantidad de radiación producida por el radón, ya que los descendientes radiactivos del radón también contribuyen a la radiación total. Por lo tanto, se necesitaba una nueva unidad de medida que tuviera en cuenta la radiación producida por todos los descendientes radiactivos en equilibrio con el radón.

Dicha unidad fue desarrollada en la década de 1980 como una forma de estandarizar la medición de la radiación producida por el radón y sus

descendientes, y se convirtió en una medida aceptada en todo el mundo en la década de 1990.

La forma matemática de la concentración de radón equivalente de equilibrio es la siguiente:

$$EEC \left( \frac{Bq}{m^3} \right) = \frac{\sum_i C_i \left( \frac{\epsilon_{p,i}}{\lambda_i} \right)}{\sum_i \left( \frac{\epsilon_{p,i}}{\lambda_i} \right)} = 0.104 C_{Po218} + 0.514 C_{Pb214} + 0.382 C_{Bi214} \quad (2.15)$$

Donde:

$$\sum_i \frac{\epsilon_{p,i}}{\lambda_i} = 3615 + 17840 + 13250 = 34710 \text{ MeV/Bq} \quad (2.16)$$

### **Factor de equilibrio:**

Es el cociente entre las concentraciones individuales de los descendientes del radón en el aire y la concentración del gas radón en el aire. Es una magnitud adimensional, su valor está comprendido entre 0 y 1.

El factor de equilibrio del radón se remonta a la década de 1920, cuando se descubrió que el radón y sus productos de desintegración podían causar enfermedades relacionadas con la radiación.

En la década de 1950, los científicos comenzaron a medir la cantidad de radón presente en el aire de las minas de uranio utilizando detectores de partículas alfa. Sin embargo, pronto se observó que simplemente la medida de la cantidad de radón presente en el aire no proporcionaba una evaluación precisa de la exposición a la radiación. Esto se debe a que los descendientes del radón se adhieren a partículas en el aire, lo que afecta la cantidad de radiación ionizante que una persona recibe por la inhalación del radón y sus descendientes. Es en este momento cuando se comienza a desarrollar métodos para medir el factor de equilibrio del radón.

Con el desarrollo de técnicas más precisas de medición del factor de equilibrio del radón en la década de 1960, se pudieron obtener valores más precisos y confiables.

En la década de 1970 se realizaron estudios para evaluar la variación del factor de equilibrio del radón en diferentes entornos, como hogares, lugares de trabajo y minas, y se encontró que el valor del factor de equilibrio del radón puede variar significativamente dependiendo de factores como la humedad, la temperatura y la concentración de partículas en el aire.

En la década de 1990, uno de los principales avances fue la introducción de técnicas de medición en tiempo real, que permitieron la monitorización continua del factor de equilibrio del radón en el ambiente. Otro avance importante en la década de 1990 fue el reconocimiento de la importancia de tener en cuenta las variaciones en el factor de equilibrio del radón en diferentes condiciones ambientales.

En la década de 2010, se prestó un mayor énfasis en la armonización de las técnicas de medición del factor de equilibrio del radón y en la comparación de datos obtenidos en diferentes entornos y situaciones. Esto ha llevado a una mayor confiabilidad y comparabilidad de los datos y ha mejorado la comprensión global de los niveles de exposición al radón en todo el mundo.

El factor de equilibrio tiene la siguiente expresión:

$$F = \frac{EEC}{C_{Rn222}} \quad (2.17)$$

Donde  $EEC = 0.104C_{Po218} + 0.514C_{Pb214} + 0.382C_{Bi214}$ , siendo  $C_{Po218}$ ,  $C_{Pb214}$  y  $C_{Bi214}$  son las concentraciones de  $^{218}Po$ ,  $^{214}Pb$  y  $^{214}Bi$ .  $F$  es el factor de equilibrio.

### 2.3 Estado del arte de la medida de los descendientes del radón

La mayoría de los métodos para detectar los descendientes del radón requieren de un muestreo del aire y de un conteo posterior. El muestreo del aire se realiza con una bomba de aire que lo aspira de la ubicación en donde se quiere conocer la concentración de los descendientes del radón; los descendientes que han quedado adheridos a los aerosoles quedan atrapados en un filtro por el que pasa el aire que aspira la bomba. Ese filtro se lleva a un dispositivo de medida, en donde por: recuento alfa total, espectrometría alfa, beta, gamma o una combinación de ellos se realiza el conteo de los descendientes. Se puede decir que la mayoría de los métodos tienen dos fases: muestreo (o toma de muestras) y recuento (o medición); según el método utilizado, los tiempos de cada uno varían.

#### 2.3.1 Métodos de medición de alfa total

El primer método que midió individualmente cada uno de los descendientes del radón fue el método empleado por Tsivoglov (Tsivoglov et al, 1953). El método consiste en tomar una muestra de aire durante 5 minutos mediante una bomba, los descendientes arrastrados quedan atrapados en un filtro. Una vez terminada la toma de muestras se mide el alfa total de los descendientes en el filtro durante 5, 15 y 30 minutos; estas tres medidas permiten obtener la concentración de  $^{218}Po$ ,  $^{214}Pb$ ,  $^{214}Bi$  y  $^{214}Po$ . Este sistema ha sido ampliamente usado gracias a su simplicidad, pero su desventaja es que no es muy preciso en el cálculo de la concentración del  $^{218}Po$ .

Durante la misma década, en 1956 H.Kusnetz (Kusnetz, 1956), propuso un método que utiliza una muestra de aire de unos 5 a 10 minutos, después, el filtro donde se ha recogido la muestra se deja como mínimo unos 40 minutos en espera antes de la fase de recuento. Esto se realiza así para asegurarse que el  $^{218}Po$  desaparece, ya que como este método empleaba un centellador de sulfuro de Zinc de baja resolución en energía, las partículas alfa del  $^{218}Po$  se solapan

con las del  $^{214}\text{Po}$  en la fase de recuento. La fase de recuento se efectuaba entre 1 y 10 minutos. Para obtener el PAEC hay que aplicar algunos factores de corrección que Kusnetz proporciona en su trabajo.

En 1969 Raabe y Wrenn (Raabe and Wrenn, 1969) idearon, usando la medición del alfa total, un proceso que utiliza el método de los mínimos cuadrados para calcular las concentraciones de los hijos de vida corta del radón. En este procedimiento también se emplea una fase de toma de muestras y una fase de medida del alfa total del filtro empleado. Durante la primera fase, un sistema de ecuaciones diferenciales describe la toma de muestras y la desintegración de los hijos y, otro sistema de ecuaciones diferenciales describe la desintegración durante la fase de medida, para finalizar se emplea el método de los mínimos cuadrados sobre las cuentas medidas para obtener las concentraciones. Para una buena precisión en los cálculos, el tiempo que tiene que pasar desde el término de la toma de muestras hasta el comienzo de la medida es de 30 s (debido al corto periodo de semidesintegración del  $^{218}\text{Po}$ ), y el tiempo de la fase de medida tiene que ser de 20 minutos. Es un método más consistente que el método de Tsivoglou.

El método más ampliamente utilizado para determinar la concentración de los descendientes del radón en el aire es el método de Thomas. Este método data de 1972, cuando Jess W. Thomas publicó el artículo "Measurement of radon daughters in air" (Thomas, J.W., 1972). Como en el método de Tsivoglou, aquí también hay una fase de toma de muestras y una fase de medición con distintos intervalos de recuento. Thomas determinó que, para su método, el mejor tiempo de la toma de muestras era de 5 minutos, favoreciendo la precisión con la que se determina la concentración de  $^{218}\text{Po}$ . Se investigaron para la fase de recuento 18 intervalos de tiempo que terminaban a los 30 minutos. Se determinó que los mejores intervalos eran: (2 minutos a 5 minutos), (6 minutos a 20 minutos) y (21 minutos a 30 minutos). Con los cambios introducidos, este método mejora la precisión del método empleado por Tsivoglou.

Diversas publicaciones han realizado modificaciones en los tiempos de recuento para optimizar el método de Thomas. Nazaroff fue uno de los que propuso una modificación (Nazaroff, 1984). En ese trabajo se recomienda una modificación para hacer el método más eficiente a bajas concentraciones de radón. Se amplía todo el proceso de 30 a 60 minutos, quedando el muestreo en 5 minutos y el proceso de recuento en los siguientes intervalos: (6 minutos a 9 minutos), (12 minutos a 29 minutos) y (40 minutos a 60 minutos).

Durante la década de 1980, en 1989, aprovechando los avances en microprocesadores, B.M. Hartley (Hartley, et al., 1989) publicó un trabajo en el que se emplea el método de los mínimos cuadrados para hallar las concentraciones de los descendientes del radón. Con dicho método se ajusta la curva de recuentos experimental con la curva teórica para cualquier tiempo. Se

puede aplicar a cualquier tiempo de recuento, reduce la incertidumbre de la medida y puede dar la lectura en tiempo real.

M.S. Heikkinen publica en 2001 (M.S. Heikkinen, 2001) un método de cálculo para las concentraciones de los hijos del radón. Emplea las medidas del alfa total para describirlas como una función de exponenciales. Las constantes de la función se ajustan mediante una regresión lineal de las medidas frente al tiempo después del muestreo. El tiempo de muestreo se realizó en 5 minutos y el recuento comenzó un minuto después de terminar. Las medidas del recuento se tomaron cada minuto. Para la regresión lineal se utilizó como tiempo el punto medio entre las medidas. El método tiene una baja incertidumbre.

Más recientemente, en 2020 Sakoda (Sakoda et al, 2020) desarrolla una nueva metodología. En esta también se utilizan las dos fases de toma de muestras y recuento, pero aquí, en ambas, se efectúan a la par; la fase de toma de muestras dura una hora y la de recuento 4 horas (ambas se inician simultáneamente). Mediante regresión lineal se construyen una curva de calibración que permite correlacionar las cuentas alfa totales con la EEC. Esta metodología permite calcular la EEC con una sola medición de las alfas totales. Una de las ventajas de este método es que no hay que realizar ninguna suposición de ratios de descendientes de radón en el aire; otra ventaja es que los requerimientos para aplicar este método son mínimos y lo puede realizar una persona sin experiencia.

### **2.3.2 Métodos de medición mediante espectrometría alfa**

Buscando una mejor precisión en la medida y con los avances en la detección, en 1968 Martz (Martz et al, 1969) publican un artículo donde emplean la espectrometría alfa, para medir las tasas de recuento del  $^{218}\text{Po}$  y el  $^{214}\text{Po}$  directamente. Como se describió en la sección anterior, este método también tiene dos etapas para calcular la concentración de los descendientes. La primera etapa es la de muestreo, en un filtro se depositan los descendientes mediante el uso de una bomba de succión de aire.

Realizaron dos recuentos del  $^{218}\text{Po}$  y el  $^{214}\text{Po}$ , el primero fue durante 5 minutos (midiendo la actividad del  $^{218}\text{Po}$  y el  $^{214}\text{Po}$ ) el segundo durante 30 minutos (en el cual se mide la actividad del  $^{214}\text{Po}$ ). Aplicando los dos recuentos en las ecuaciones diferenciales, y por la espectrometría alfa consiguen obtener dos ecuaciones y dos incógnitas para calcular las concentraciones de los descendientes del radón en el aire. En el trabajo los autores indican que:

- El intervalo de tiempo entre la finalización del muestreo y el comienzo del recuento influye en la precisión de la media del  $^{218}\text{Po}$ .
- La elección de los tiempos de recuento influye en la precisión del método.

- El método de Tsivoglov (comentado en la sección anterior) es menos preciso que el descrito por Martz, tanto en el cálculo de las concentraciones del  $^{218}\text{Po}$  como con el resto de los descendientes.

Tanto Jonassen y Hayes como Kerr (Jonassen and Hayes, 1974; Kerr, 1975), en distintos trabajos, propusieron modificaciones al método empleado por Martz. En los dos trabajos se emplean las mismas ecuaciones y las etapas descritas anteriormente. Ambos comienzan la etapa de recuento a los 2 minutos de terminar la de muestreo. Jonassen y Hayes sugirieron dos recuentos, uno de 2 a 5.33 minutos, donde se miden y se hace el recuento del  $^{218}\text{Po}$  y el  $^{214}\text{Po}$ , y otro desde los 20 a 26.33 minutos para el recuento del  $^{214}\text{Po}$ . Para aumentar la exactitud de las medidas del  $^{214}\text{Pb}$  y el  $^{214}\text{Po}$  sugieren realizar dos recuentos más (de 8 a 11.33 minutos y de 30 a 36.67 minutos). Después de este trabajo, Kerr publica un artículo donde propone otros tiempos para los dos recuentos: el primer recuento es desde los 2 a los 12 minutos para la medición del  $^{218}\text{Po}$  y del  $^{214}\text{Po}$ , el segundo recuento es desde los 15 a los 30 minutos. Con estos dos nuevos tiempos consigue mejorar la precisión de los métodos de Tsivoglov y Jonassen.

Al utilizar la espectrometría alfa, las cuentas que se detectan del  $^{218}\text{Po}$  tienen una aportación de las cuentas del  $^{214}\text{Po}$ , esto es debido a la pérdida de energía a medida que el alfa del  $^{214}\text{Po}$  viaja desde el sitio de desintegración hasta el detector. Nazaroff (Nazaroff, 1981) publica un trabajo en donde describe un método para descontar las alfas del  $^{214}\text{Po}$  de las registradas en el canal del  $^{218}\text{Po}$ . Define, mediante la espectrometría alfa, dos métodos para medir las concentraciones de los descendientes del radón. El primero, "el analítico" está basado en los dos recuentos, con este método mediante la definición de "la concentración mínima medible", MMC, para los descendientes del radón; la MMC es la concentración de un descendiente del radón en el aire tal que la desviación estándar en la medición, asociada únicamente a la naturaleza aleatoria de la desintegración radiactiva, es el 20% de la concentración muestreada." (Nazaroff, 1981) y el desarrollo de un algoritmo, se consigue un cálculo preciso de las concentraciones de los descendientes, mediante los siguientes tiempos: tiempo de muestreo 10 minutos, primer recuento desde los 11 a los 19 minutos ( $^{218}\text{Po}$  y  $^{214}\text{Po}$ ) y segundo recuento desde los 27 a los 40 minutos. El segundo método, es un método para determinar rápidamente el PAEC con una sola media, 5 minutos de muestreo y 5 minutos para el recuento ( $^{218}\text{Po}$  y  $^{214}\text{Po}$  a la vez). Este método es más rápido y preciso que los de alfa total. El primer método descrito en el artículo por Nazaroff es el más preciso de todos los descritos por el momento.

En la década de los 90, la espectrometría alfa se desarrolló para incorporarla en los monitores en continuo que realizan el muestro, recuento y análisis controlados por un ordenador.

### 2.3.2.1 Monitores en continuo CAM's (Continuous Air Monitor)

La espectrometría alfa tiene ventajas frente a la medición del alfa total, es más precisa y se obtiene una mejor estimación de la concentración de  $^{218}\text{Po}$  en el aire.

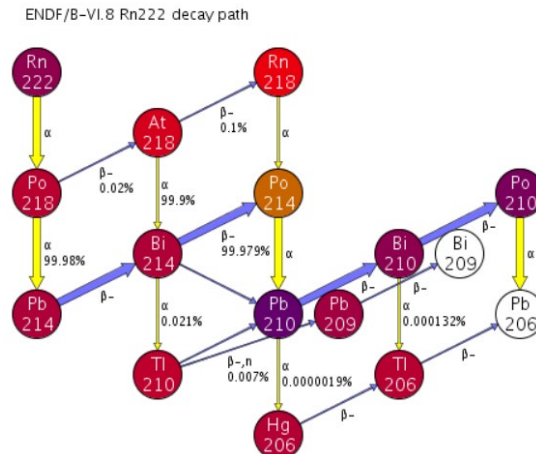


Figura 2.5 Esquema de desintegración del radón (JANIS 4.1, 2022)

Al realizar espectrometría (según el rango de energías) se registran todos los emisores alfa, en el caso de los descendientes del radón:  $^{218}\text{Po}$  y  $^{214}\text{Po}$  con energías de 6 MeV y 7.69 MeV respectivamente. Como se comentó en la sección anterior, la pérdida de energía de las partículas alfa del  $^{214}\text{Po}$  hace que algunas de ellas entren en el recuento de las del  $^{218}\text{Po}$ .

ENDF/B-VI.8 Rn220 decay path

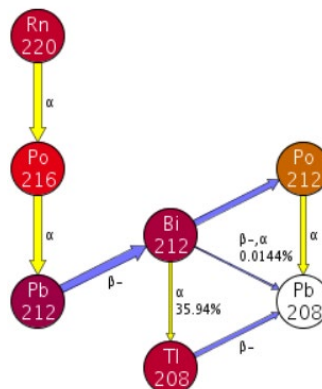


Figura 2.6 Esquema de desintegración del Torón (JANIS 4.1, 2022)



La presencia del torón en los lugares donde se realizan las mediciones del radón también influye en los recuentos de los descendientes del radón. El torón tiene tres descendientes emisores alfa:  $^{216}\text{Po}$  (6.9 Mev),  $^{212}\text{Bi}$  (6.2 Mev) y  $^{212}\text{Po}$  (8.95 Mev), de los cuales el  $^{212}\text{Bi}$  emite en una energía muy cercana a la del  $^{218}\text{Po}$  (6.11 Mev) por lo que al realizar la espectrometría se miden en el mismo canal. Para tener en cuenta este solapamiento a la hora del recuento del  $^{218}\text{Po}$ , Tokonami (Tokonami. S, et al., 1996) publicó un trabajo en donde describe un método para eliminar las contribuciones anteriormente descritas. En este estudio emplean un monitor en continuo con un filtro con un detector de silicio, una bomba de aire, un caudalímetro y un espectrómetro. El espectrómetro cuenta con tres canales para registrar las medias del  $^{218}\text{Po}+^{212}\text{Bi}$ , el  $^{214}\text{Po}$  y el  $^{212}\text{Po}$ ; de ese recuento de datos se calcula la concentración de  $^{218}\text{Po}$  y el PAEC.. Para calcular los solapamientos en el canal del  $^{218}\text{Po}$  se necesitan tres espectros: en el primero se detectan las partículas alfa del  $^{218}\text{Po}$  y el  $^{214}\text{Po}$  durante un periodo corto durante el muestreo, el segundo espectro es una medida 30 minutos, después del muestreo, de las partículas alfa del  $^{214}\text{Po}$ , con estos dos espectros se realiza una sustracción; con el tercer espectro realizado a las 3 horas después del muestreo se obtienen las cuentas del  $^{212}\text{Bi}$  y el  $^{212}\text{Po}$ , y el solapamiento se calcula experimentalmente. La concentración del  $^{218}\text{Po}$  en un momento dado se calcula teniendo en cuenta:

- Las cuentas en el canal del  $^{218}\text{Po}$  menos las cuentas registradas en un momento anterior.
- La eficiencia del recuento.
- Cálculo experimental del solapamiento.

Con el procedimiento descrito por Tokonami se puede calcular el PAEC en continuo.

Otro método para minimizar la influencia de la presencia del torón en las medidas lo describió Furuta (Furuta S. et al, 2000). En este trabajo se describe un monitor en continuo, en el cual el filtro, donde quedan atrapados los descendientes del radón, es movable. En los filtros fijos, el descendiente del torón, el  $^{212}\text{Po}$ , se acumula en las medidas de periodo largo, causando un incremento del fondo. El medidor en continuo que se utiliza en el trabajo emplea el método descrito por Jonassen y Hayes (Jonassen and Hayes, 1974) para calcular las concentraciones de los descendientes del radón; comprobaron que el cambio en continuo del filtro reduce la acumulación del  $^{212}\text{Po}$ .

La influencia de la presencia del torón en las medidas de los descendientes del radón en los monitores en continuo, que utilizan una bomba de aire, es obvia y hay que tenerla en cuenta. En los monitores en continuo que utilizan el método de difusión también hay que tener en cuenta la presencia del torón, tal como Michielsen (Michielsen S et al, 2015) describe en su trabajo.

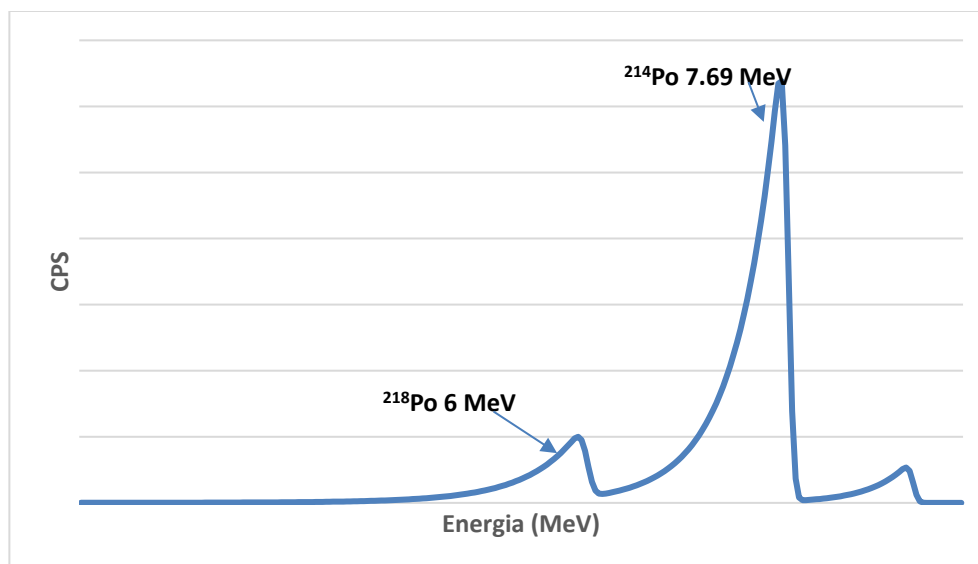


Figura 2.7 Típico espectro alfa de los descendientes del radón

La precisión de los monitores en continuo que realizan una espectrometría alfa se ve afectada porque las partículas alfa pierden energía al pasar por el filtro, la capa de aire y el detector; esto hace que los picos, figura (2.7) muestren colas de baja energía, lo cual lleva a errores en el recuento de los picos. En el trabajo publicado por Jinmin Yang en 2015 (Jinmin Yang et al, 2015), propone un método de ajuste con el cual minimizar el efecto de las colas de baja energía en los picos. El método consiste en ajustar los picos a una función gaussiana mediante mínimos cuadrados y la función 'fminsearch' de MATLAB®. El algoritmo se probó utilizando el método de Kerr y dio buenos resultados.

Los medidores en continuo (CAM's) también se utilizan para medir durante largos periodos concentraciones bajas de radón al aire libre. En 2020, Lei Zhang (Zhang, L. et al, 2020) publicó un artículo donde utilizan un CAM con un filtro que se enrollaba automáticamente disponiéndose de filtro nuevo"; midieron la EEC del radón durante un año al aire libre, llegando a detectar contracciones muy bajas. El detector que utilizaron fue un detector de silicio plano (PIPS) de 400 mm<sup>2</sup> (SARAD GmbH, Dresden, Alemania), el espectro alfa se registró mediante un analizador multicanal.

### **2.3.3 Otros métodos**

Siendo los métodos basados en la detección alfa los más utilizados, también se han desarrollado métodos para el cálculo de la EEC y del PAEC basados en la detección beta y gamma.

En el trabajo de Kulwant Singh (Kulwant S et al, 2006), se describe una utilización de la detección de la desintegración beta. El muestreo se realizó durante 15 minutos con una bomba de aire y un filtro. El recuento se realizó en intervalos de tiempo cada vez mayores, comenzando en 1-2 minutos y se realizó durante 5-15 minutos después del final del muestreo. Se llevó a cabo con un contador Geiger-Müller midiendo la beta total. Se empleó las ecuaciones de Bateman para el muestreo y el recuento. Se realizó un análisis de regresión por mínimos cuadrados ponderados, para hallar la concentración en el aire de los descendientes del radón que mejor se ajustaba a la disminución de la tasa de recuento con el tiempo. En el artículo, los autores exponen que, al tener un mayor poder de penetración las desintegraciones beta, el método descrito es más preciso que el basado en las desintegraciones alfa.

Se puede combinar dos tipos distintos de desintegraciones para calcular la concentración de los descendientes del radón en el aire:

- Medición de las desintegraciones alfa y beta simultáneamente. Este procedimiento se describe en el artículo que publicaron T. Katona (Katona T et al, 2007). Realizaron mediciones de las desintegraciones alfa y beta totales, con un periodo de muestreo de 15 minutos y un recuento de 90 minutos, a intervalos de 1 minuto. Mediante mínimos cuadrados ponderados (método de Marquardt) y las dos curvas medidas, se determinaron las actividades individuales de los descendientes del radón. Las curvas se descompusieron como suma de exponenciales.
- Medición de las desintegraciones alfa y gamma simultáneamente: en el artículo publicado en 1999 por A. Paul (Paul., A., et al., 1999) describe una metodología donde se utiliza simultáneamente la medición de alfa y gamma.

Se puede determinar el EEC de los descendientes del radón por espectrometría gamma. Para realizar este proceso se precisa de dos etapas descritas en los métodos anteriores. La etapa de muestreo se realiza con una bomba de aire y se efectúa durante 1320 s. Se usa un espectrómetro gamma para el recuento que dura 1000 s, se efectúa en tres tandas de 1000 s cada una. Los picos que se miden son los del  $^{214}\text{Pb}$  (351.9 keV) y el del  $^{214}\text{Bi}$  (609.3 keV). Este método se describe en el trabajo de (Forkapić et al., 2012) y (Martínez J E, et al., 2017).

## **2.4 Dosimetría. Modelos dosimétricos del tracto respiratorio**

La dosis de los descendientes del radón en la región de los bronquios, en los pulmones, es dos órdenes de magnitud mayor que la producida por el radón. Por esto, los modelos dosimétricos se centran sólo en la dosis de los bronquios por la inhalación de los descendientes del radón, despreciando la contribución debida al gas radón inhalado.

Las dosis más altas se producen en la región de los bronquios, debido a las desintegraciones alfa de los descendientes del radón depositados en ellos. Entonces, la principal consecuencia debida a la inhalación de los descendientes del radón es la formación de carcinomas en los bronquios. Ya que no es posible medir directamente la dosis en los bronquios, se han desarrollado modelos dosimétricos para el cálculo de la dosis en las células sensibles situadas en los bronquios.

La contribución de los descendientes del radón no fue reconocida hasta el trabajo de (Bale, 1980). (Harley y Fresco, 1951) y (Harley, 1980) mostraron que la retención de los descendientes del radón fue del 50% de la actividad total de los descendientes del radón inhalados. Al evaluar la exposición de los trabajadores de la minería o procesamiento de materiales que contienen radio, se vio que los descendientes del radón contribuyen mucho más a la dosis que el propio radón. Esto es lo contrario a lo que suponían (Evans y Goodman, 1940), los cuales fijaron las primeras directrices postulando que las dosis por inhalación en el epitelio bronquial eran debidas a la desintegración alfa del radón. (Bale, 1980) estimó que la dosis absorbida por los descendientes del radón podría ser hasta 8 veces la dosis debida al gas radón.

Los retos en la dosimetría en los pulmones, debidas a los descendientes del radón, son: la falta de uniformidad en la deposición de estos dentro de la región bronquial y entre las superficies de las vías respiratorias bronquiales, el corto alcance de las partículas alfa en relación con la distribución no uniforme de las células blanco en el epitelio bronquial, y la relación entre la deposición de energía y el alcance de la partícula alfa.

El tracto respiratorio humano está compuesto por tres regiones:

- La región extratorácica, que la componen: la nariz, la boca y la faringe. (ET)
- La región traqueobronquial, formada por los bronquios y los bronquiolos. (BB y bb)
- La región alveolar, es donde se produce el intercambio de gases entre el pulmón y la sangre. (Al).

Al producirse el intercambio de gases en los alveolos es donde el gas radón y sus descendientes pasan a la sangre y al resto de órganos. Las regiones bronquial y alveolar tienen dos mecanismos de limpieza, los cuales difieren: la

región bronquial tiene una limpieza mucociliar rápida y en la región alveolar es más lenta.

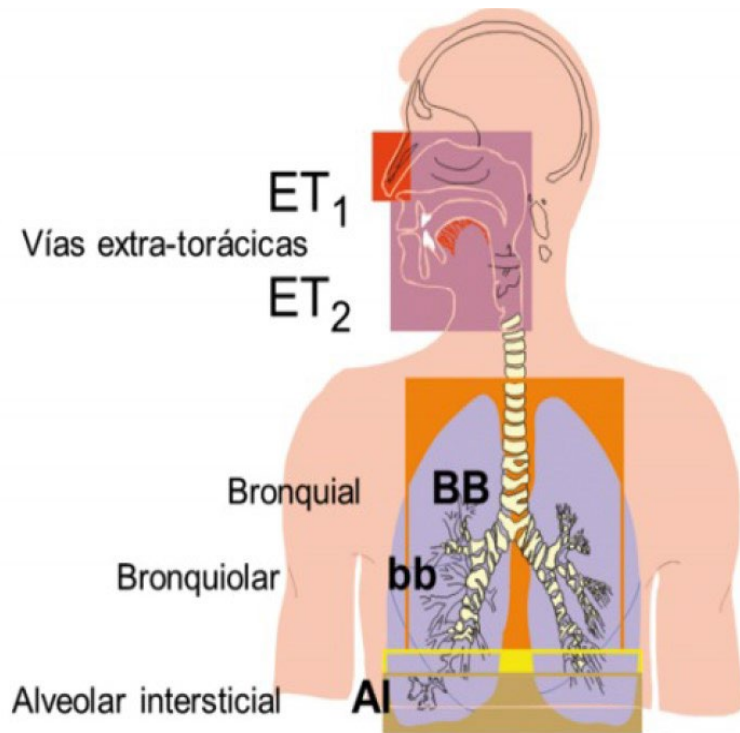


Figura 2.8 Esquema del tracto respiratorio humano (Vargas, A., Radioprotección,2023)

Desde el punto de vista de la modelización, los modelos dosimétricos de los pulmones comprenden cinco submodelos:

- Un modelo morfológico de los pulmones, detallando la estructura anatómica del pulmón en términos del número de generaciones de las vías respiratorias y sus características como el diámetro, la longitud y la ramificación.
- Un modelo fisiológico, el cual define los patrones de respiración relacionados con diferentes actividades físicas.
- Un modelo de deposición de partículas, que comprende todas las partes de los pulmones, los mecanismos de deposición en las vías respiratorias

cilíndricas y ecuaciones analíticas de deposición para patrones específicos.

- Un modelo de limpieza bronquial que abarque la limpieza mucociliar de los bronquios y el transporte a la sangre.
- Un modelo dosimétrico, el cual especifique la geometría de las interacciones de las partículas alfa con las células sensibles blanco a diferentes profundidades del epitelio bronquial.

Se utilizan dos enfoques de modelos diferentes para calcular las dosis que reciben los pulmones tras la inhalación de los productos de desintegración del radón de vida corta:

Modelos en los cuales, las dosis absorbidas por las células blanco sensibles de las generaciones del tracto bronquial, se calculan con modelos deterministas y estocásticos de las vías respiratorias propuestos por (Haque y Collinson.,1967), (Harley y Pasternack., 1972, 1982), (Hofmann.,1982a), (Jacobi.,1964), (Jacobi y Eisfeld.,1980), (James.,1988), (Winkler-Heil y Hofmann.,2002), y (Zock et al, 1996). Estos modelos se denominan modelos anatómicos o biológicos.

Modelos de compartimentos, como el de la ICRP 66 (ICRP,1994), modeliza las vías respiratorias en compartimentos para simplificar los cálculos de dosis. Estos modelos son llamados farmacológicos o modelos cinéticos.

Mientras que el modelo ICRP (1994) puede ser aplicado a la inhalación de cualquier radioisótopo, el primer modelo descrito arriba se desarrolló específicamente para la inhalación de los descendientes del radón.

En general, la estructura del modelo de compartimentos de la ICRP 66 (ICRP, 1994) es la misma que la de los modelos de generación de las vías respiratorias. Hay, sin embargo, algunas diferencias: (1) La estructura de los pulmones consiste sólo en tres compartimentos, las vías bronquiales largas (BB), las vías bronquiales cortas (bb) y la región alveolar (AI), en lugar de generaciones de vías respiratorias únicas; (2) las fracciones de deposición en los compartimentos de zona traqueobronquial (TB) ( $TB=BB+bb$ ) y AI se obtienen de ajustar los datos experimentales y se expresan como función de los parámetros de las partículas y del flujo, en lugar de los cálculos de deposición desde el inicio. (3) el mecanismo de limpieza y los tiempos medios relacionados se refieren a todos los compartimentos y no a cada una de las vías respiratorias; y (4) las dosis de las células blanco-bronquiales se calculan para la actividad total alfa en un compartimento dado, en lugar de las actividades de superficie en estado estacionario en las vías respiratorias cilíndricas individuales.

La ICRP 130 publicada en 2015 (ICRP, 2015) realiza algunas modificaciones en el modelo publicado en la ICRP 66 (ICRP, 1994). Los tres compartimentos de los alveolos pulmonares (AI) los agrupa en un solo

compartimento. Introduce el compartimento INT que representa el intersticio pulmonar y algunas de las tasas de transporte cambian.

#### **2.4.1 Dosis en los pulmones debido a la inhalación del gas del radón**

A partir de observaciones experimentales de las concentraciones de radón en diferentes órganos y tejidos, (Pohl y Pohl-Ruling., 1977) calcularon las dosis en los órganos tras la inhalación continua del radón. Para el pulmón calcularon un coeficiente de dosis equivalente anual de  $1.1 \mu\text{Sv} (\text{Bq m}^{-3})^{-1}$  para la inhalación solo del gas radón.

Asumiendo un estado estacionario para la actividad específica del radón en los tejidos del cuerpo en una concentración de actividad constante de  $1 \text{ Bq m}^{-3}$  en el aire inhalado, (Jacobi y Eisfeld., 1980) calcularon las tasas de dosis equivalente en diferentes tejidos del cuerpo. Para la inhalación del radón gas, reportaron un coeficiente de dosis equivalente anual para el pulmón de  $7.5 \mu\text{Sv} (\text{Bq m}^{-3})^{-1}$ .

(Peterman y Perkins., 1988) desarrollaron un modelo multicompartimental que simulaba el comportamiento de los gases inertes en el cuerpo humano, utilizando los datos del flujo sanguíneo y la solubilidad publicados por (Nussbaum y Hursh., 1957). En este modelo, se asume que el gas inerte se transporta por el flujo sanguíneo a través del cuerpo. Con el modelo se calculó un coeficiente de dosis equivalente anual del radón que fue de  $6.2 \mu\text{Sv} (\text{Bq m}^{-3})^{-1}$ .

Un modelo dinámico más refinado para el cálculo de dosis por inhalación de gases inertes fue desarrollado por (Khurshed., 2000). El coeficiente de dosis equivalente anual por gas radón que se calculó con este modelo fue  $5.9 \mu\text{Sv} (\text{Bq m}^{-3})^{-1}$ .

#### **2.4.2 Dosis en los pulmones debido a la inhalación de los descendientes de vida corta del radón.**

Lo más importante de los descendientes del radón desde la perspectiva de la dosimetría por inhalación, son los emisores alfas  $^{218}\text{Po}$  (vida media 3.07 min,  $E_{\alpha}=6 \text{ MeV}$ ) y  $^{214}\text{Po}$  (vida media 162  $\mu\text{s}$ ,  $E_{\alpha}=7.69 \text{ MeV}$ ).

En diversos trabajos y modelos pulmonares, se han publicado cálculos de coeficientes de dosis equivalentes anuales debidas sólo a los descendientes del radón. En el trabajo de (Jacobi and Eisfeld., 1980) publicaron un coeficiente de dosis de  $144 \mu\text{Sv} (\text{Bq m}^{-3})^{-1}$ , en 1988 (James., 1988) publicó un coeficiente de dosis de  $436 \mu\text{Sv} (\text{Bq m}^{-3})^{-1}$ , (Harley et al., 1996) en el estudio que realizaron dieron un coeficiente de dosis equivalente anual de  $326 \mu\text{Sv} (\text{Bq m}^{-3})^{-1}$ . Unos años más tarde (Porstendörfer., 2001) publicó un coeficiente de dosis de  $395 \mu\text{Sv} (\text{Bq m}^{-3})^{-1}$ . En otros dos trabajos (Marsh et al., 2005) y (Winkler-Heil et al.,

2007) publicaron para el coeficiente de dosis equivalente anual los valores de  $439 \mu\text{Sv} (\text{Bq m}^{-3})^{-1}$  y  $268 \mu\text{Sv} (\text{Bq m}^{-3})^{-1}$  respectivamente.

La comparación entre las dosis del gas radón y de los descendientes del radón, demuestra que las dosis de los descendientes del radón son cerca de dos órdenes de magnitud mayor que las correspondientes a las dosis del gas radón. Esto claramente indica que la dosis en los pulmones se debe principalmente a los descendientes de vida corta.

Mientras las dosis descritas arriba muestran que los descendientes del radón son los principales responsables de los efectos radiobiológicos en los pulmones, su distribución a través del pulmón es, sin embargo, relativamente inhomogénea, con dosis significativamente más altas en la región bronquial (BB) y bronquiolar (bb) que en la región alveolar (AI).

Para calcular las dosis por inhalación a un trabajador expuesto se han aplicado tres modelos dosimétricos:

- REDEP/IMBA (Mash and Birchall, 2000), basado en la ICRP modelo del tracto respiratorio humano (ICRP, 1994) un modelo compartimental determinista.
- RADOS (Winkler-Heil y Hofmann, 2002) un modelo determinista de generación de vías respiratorias.
- IDEAL-DOSE (Hofmann et al, 2010) un modelo estocástico.

Estos modelos demuestran que la dosis en los alvéolos pulmonares es entre uno y dos órdenes de magnitud inferiores que la dosis en las regiones de bronquiolos y bronquios, justificando la preponderancia de tumoraciones a nivel bronquial y por lo tanto la relevancia de dicha región al estudio dosimétrico

También los emisores beta de los descendientes de vida corta del radón, cálculos realizados por (Markovic et al, 2011) tienen un factor de conversión a dosis.

En 2017 se publica la ICRP 137 donde se dan los siguientes valores recomendados para los coeficientes de dosis por inhalación de los descendientes del radón:

- Para trabajadores en interiores (trabajos sedentarios) y cuevas subterráneas  $16 \text{ nSv Bq h m}^{-3}$ .
- Para trabajadores en interiores (trabajos con esfuerzo físico)  $31 \text{ nSv Bq h m}^{-3}$ .

### **2.4.3 Dependencia de los descendientes del radón y la dosis con los parámetros del aerosol.**

La distribución del tamaño de un aerosol inhalado es uno de los factores que determina la fracción de la ingesta que se deposita en cada región del tracto respiratorio. La deposición depende del tamaño de la partícula, así como del patrón de respiración del sujeto y la geometría del tracto respiratorio.



La dosis equivalente al pulmón que surge de la inhalación de los productos de desintegración del radón de corta duración es directamente proporcional a la cantidad depositada en las regiones bronquial (BB) y bronquiolar (bb). Sin embargo, a pesar de las fracciones de deposición más altas de los productos de desintegración del radón adheridos en las vías respiratorias alveolares, la dosis en las regiones BB y bb es mucho mayor que la de la región AI porque la masa del tejido diana en la región BB y bb es pequeña (unos pocos gramos) en comparación con la masa de la región alveolar-intersticial (AI) (1 kg aproximadamente) (ICRP, 1994).

Los mecanismos de deposición de aerosoles en el tracto respiratorio y cómo estos mecanismos están relacionados con los parámetros del aerosol, hay tres mecanismos principales de deposición: sedimentación gravitatoria, impacto inercial y difusión. En la sedimentación gravitatoria, el tamaño físico, la forma y la densidad de la partícula determinan la velocidad de sedimentación y, por lo tanto, la probabilidad de deposición. Este mecanismo es importante para partículas con diámetros aerodinámicos ( $d_{ae}$ ) mayores a aproximadamente 0.5 mm. En el impacto inercial, la inercia o momento de la partícula resiste el cambio de dirección cuando se encuentra con un obstáculo en el camino, y la partícula se deposita si el momento es lo suficientemente alto. Este mecanismo es importante para partículas con  $d_{ae}$  mayores a aproximadamente, 2 mm.

La difusión es el movimiento aleatorio de una partícula de aerosol causado por colisiones con moléculas de gas. La difusión es el mecanismo dominante de deposición en las vías respiratorias para partículas pequeñas de menos de 0.5 mm y, por lo tanto, es importante para la progenie de radón adheridos a los aerosoles. A diferencia de la sedimentación gravitacional y el impacto inercial, la difusión es independiente de la densidad de partículas. Esto significa que  $d_{ae}$  no es una medida directa de la difusión y, por lo tanto, para partículas pequeñas, el tamaño se expresa mejor en términos del diámetro termodinámico. Los dos diámetros están relacionados a través de la densidad de la partícula y un factor de forma:

$$d_{th} = d_{ae} \sqrt{\frac{\chi}{\rho}} \quad (2.18)$$

Donde  $d_{th}$  es el diámetro termodinámico,  $d_{ae}$  es el diámetro aerodinámico,  $\rho$  es la densidad y  $\chi$  es el factor de forma.

En la figura (2.9) se muestra la deposición regional, es decir, la fracción de partículas inhaladas depositadas en una región dada, en función del diámetro de la partícula calculado con la ICRP 66 (ICRP, 1994). Se evaluó considerando procesos aerodinámicos (sedimentación gravitacional, impacto inercial) y termodinámicos (difusión) que actúan de manera competitiva.

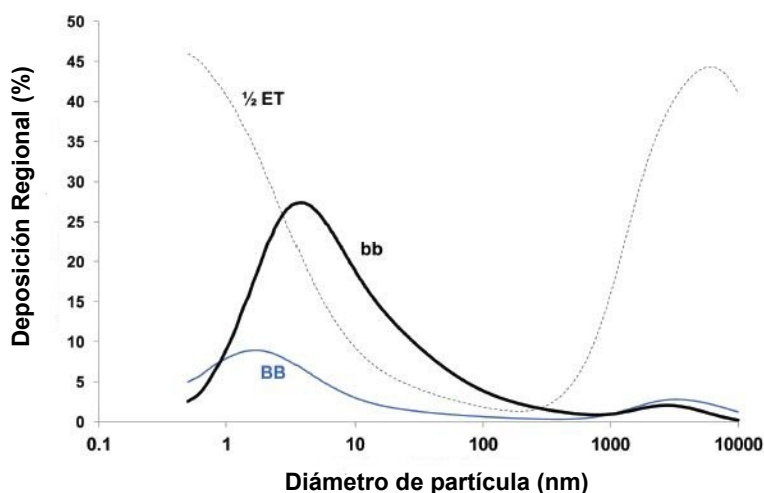


Figura 2.9 . Deposición regional en función del tamaño de partícula calculado con la ICRP 66 para un trabajador estándar: línea continua azul, región bronquial (BB); línea continua, región bronquiolar (bb); línea punteada, 1/2 ET igual a la mitad de la deposición en la región extratorácica (ET). (Figura modificada de la ICRU 88, 2015).

La deposición en la región extratorácica (ET) disminuye con el tamaño de partícula en el rango de 0.6-100 nm debido a que la difusión es el mecanismo de deposición dominante en este rango. La deposición en las regiones bronquial (BB) y bronquiolar (bb) aumenta inicialmente entre 0.6 nm y aproximadamente 4 nm. La deposición en BB y bb disminuye con los tamaños de partículas de 400 nm, ya que se deposita menos por difusión.

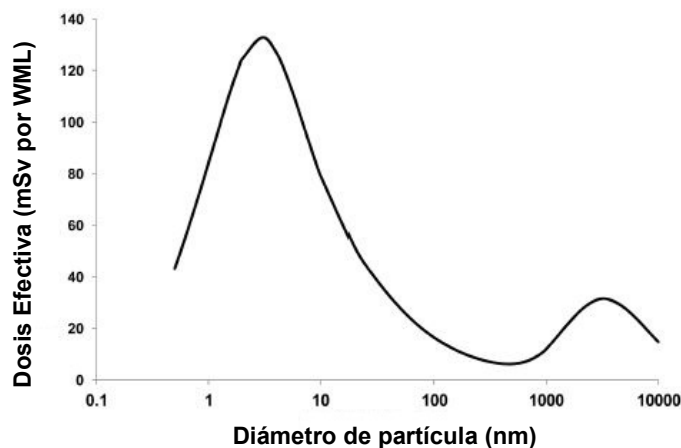


Figura 2.10 Dosis efectiva como función del tamaño de partícula (Figura modificada de la ICRU 88, 2015)

Como se esperaba, la figura (2.10) tiene una forma similar a la figura (2.9), que muestra la deposición fraccional en las vías respiratorias centrales (regiones BB y bb) en función del tamaño de las partículas.

## **2.5 Normativa y recomendaciones respecto a los descendientes del radón**

En la ICRP 24 (ICRP,1977) (International Commission On Radiological Protection) publicada en 1977, se habla del riesgo del radón y sus descendientes. Recopila información de publicaciones anteriores, y se expresan el límite anual a la exposición de la concentración de energía alfa de los descendientes del radón en  $2000 \text{ h} \cdot 3.9 \cdot 10^4 \text{ MeVh}^{-1} = 7.8 \cdot 10^7 \text{ MeVh}^{-1}$ . Se introduce por primera vez la definición del factor de equilibrio. Las recomendaciones de esta ICRP se aplican al ámbito de la minería del uranio.

Al mismo tiempo, la UNSCEAR publicó un informe (UNSCEAR, 1977) en donde propone un factor de equilibrio del 0.6 para los cálculos de dosis. En el siguiente informe publicado en 1982 (UNSCEAR, 1982) se mantiene el valor de 0.6 para los cálculos con el factor de equilibrio.

Una variación del valor de equilibrio fue publicada en la ICRP de 1993 (ICRP 65, 1993). En esta publicación se da un valor de 0.4 para el factor de equilibrio para los cálculos de la dosis en interiores; con una ocupación de 2000 horas al año en el trabajo ó 7000 horas en interiores; estos datos se recogen de la publicación de la UNSCEAR de 1988 (UNSCEAR, 1988). Asumiendo para estos valores una exposición continua a un 1 Bq de radón durante un año en el domicilio da una exposición de  $1.56 \cdot 10^{-2} \text{ mJ h mm}^{-3}$  y para lugares de trabajo de  $4.45 \cdot 10^{-3} \text{ mJ h mm}^{-3}$ .

En el año 2006 en la reunión de la UNSCEAR (UNSCEAR, 2006), se volvió a dar el valor de 0.4 al factor de equilibrio, para los cálculos de dosis en interiores y para cálculos en exteriores se recomienda emplear el valor de 0.6 para el factor de equilibrio.

En 2009 la Organización Mundial de la Salud publica el libro "WHO HANDBOOK ON INDOOR RADON, A PUBLIC HEALTH PERSPECTIVE". Con respecto a los descendientes del radón indica que el valor del factor de equilibrio para calcular la dosis en interiores tiene que ser 0.4. Para una evaluación más precisa de la dosis en donde el factor de equilibrio es muy diferente de 0.4, la OMS recomienda la determinación directa de los productos de desintegración del radón que puede realizarse en términos del EEC, la PAEC total o las actividades de cada descendiente.

La publicación "Lung Cancer Risk from Radon and Progeny And Statement on Radon" de la ICRP en 2010 (ICRP, 2010) concluyó que el radón y sus descendientes deben tratarse de la misma manera que otros radionucleidos en

el marco de la ICRP. Las dosis de radón y su progenie deben calcularse utilizando los modelos biocinéticos y dosimétricos de la ICRP. Viendo los datos anteriormente publicados dan el valor de 9 nSv por Bq/m<sup>3</sup> para la EEC en interiores.

En 2017, la ICRP publica la ICRP 137 (ICRP. 2017). En esta publicación se describe los modelos biocinéticos del radón y sus descendientes. También se comenta los valores dados en otras ICRP para el factor de equilibrio y da distintas recomendaciones para disminuir la dosis por inhalación del radón y sus descendientes.

En España no es hasta el año 2011 cuando el Consejo de Seguridad Nuclear publica la instrucción IS-33 sobre los criterios que se deben seguir para la protección frente a la concentración del gas radón. Un año después el CSN publica dos Guías de Seguridad. La GS-11.03, instando a utilizar el valor de 0.4 para el factor de equilibrio, y la GS-11.04 que describe una metodología para la medición del factor de equilibrio en los lugares de trabajo *“La medida de F puede llevarse a cabo con equipos de medida en continuo. En este caso, las medidas deben tomarse al menos durante cinco jornadas no consecutivas y, considerando la importante variabilidad de F, en situaciones lo más representativas posibles de las condiciones de trabajo.”*

En el año 2013 se publica la Directiva Europea (2013/59/Euratom) en donde se establecen las normas de seguridad para la protección contra las radiaciones ionizantes, incluyendo el gas radón.

Tanto la ICRP como la ICRU (International Committee for Radiological Units) en 2014 y 2015 publican dos recomendaciones con respecto al factor de equilibrio y al PAEC. En la ICRP (ICRP 126, 2014) se dice que se puede utilizar para el cálculo de dosis el valor del factor de equilibrio mencionado con anterioridad (0.4) a menos que “las pruebas evidencien lo contrario”. En la ICRU 88 (ICRU 88, 2015) se recomienda saber y registrar el factor de equilibrio y el PAEC.

En mayo de 2016 se publican las siguientes normas UNE, UNE-EN ISO 11665-1 y UNE-EN ISO 11665-3.

#### **UNE-EN ISO 11665-1:**

Los métodos de medición que se describen en ella establecen por el muestro del aire representativo y por la detección de los isotopos radiactivos del radón.

La duración del muestro tiene que estar relacionada con el objetivo que se persiga. Como la concentración de radón y la concentración de energía potencial alfa varia en el tiempo y en la localización, la duración del muestreo tiene que ser adecuada a estos parámetros.

Los muestreos pueden ser activos o pasivos, siempre anotando el tiempo, lugar, fecha y hora.

En esta norma también se fijan las condiciones de muestro según en ambientes abiertos o cerrados.

En la siguiente tabla se describen los tiempos de muestreo:

**Tabla 2.8 Tiempos de muestreo según el tipo de medición (UNE-EN ISO 11665-1)**

Medición	Características del muestreo	Duración habitual del muestreo	Características del resultado de la medición
Puntual	Muestreo en un punto	Inferior a una hora	Representativo solo de la actividad volumétrica en un momento y un punto dados
Continua	Continuo	Variable	Representativo de la variación de la actividad volumétrica durante el muestreo en un punto dado. Este muestreo se realiza para observar la variación temporal de la actividad volumétrica de radón; la duración del muestreo y el intervalo de integración deben ser compatibles con la dinámica del fenómeno estudiado
Integrada de corta duración		Pocos días	Representativo del valor medio de la actividad volumétrica durante el muestreo en un punto dado
Integrada de larga duración		Varios meses	Estimación del valor medio anual de la actividad volumétrica en un punto dado. Esta medición se suele llevar a cabo para evaluar la exposición en humanos debida al radón

En la norma se definen los siguientes tipos de detección: centello de sulfato de zinc activado con plata ZnS(Ag), espectrometría de rayos gamma, centelleo líquido, ionización del aire, semiconductor (detección alfa), detectores de trazas de estado sólido (SSNTD) y descarga de una superficie polarizada dentro de una cámara de ionización.

También definen los métodos de medición: método de medición integrada, método de medición en continuo, métodos de medición puntual.

### **UNE-EN ISO 11665-3:**

Esta parte de la norma describe los métodos de medición puntuales para los descendientes de vida corta del radón y la medición de la concentración de energía alfa potencial. La aplicación de estos métodos es para medidas puntuales con muestreos de varios minutos. No es aplicable a medidas anuales.

El equipo está compuesto por: una bomba de aire, un filtro, un flujómetro y los detectores pueden ser un ZnS(Ag) o un semiconductor de silicio sensible a las partículas alfa.

El muestro debe hacerse sin interrupción mediante bombeo y filtrando un volumen de aire determinado: la filtración se realiza a través de una membrana de alta eficiencia. El tiempo de muestro no ha de ser superior a 20 minutos.

Después se traslada la muestra al detector y se determina la actividad alfa total en varios intervalos de conteos. Son necesarias varias mediciones repetidas de la actividad alfa total.

El 21 de diciembre de 2022 se publica el Real Decreto 1029/2022. Es la transposición a la legislación española de la 2013/59/Euratom. Se establece el nivel de concentración de radón de 300 Bq/m<sup>3</sup> como referencia. También establece un plan nacional contra el radón. En su artículo 31, punto 2 establece:

*“2. En los lugares de trabajo especificados en el artículo 19.3, la vigilancia radiológica comprenderá:*

*a) La medición de la concentración de actividad del radón en aire.*

*b) En los casos que determine el Consejo de Seguridad Nuclear, la medición del factor de equilibrio y de la distribución de tamaño de aerosoles, o bien la medición de las concentraciones de actividad en aire de los descendientes del radón de vida corta.”*

Con este artículo en el Real Decreto, se da importancia a la medición del factor de equilibrio y de la concentración de la actividad de los descendientes del radón en el aire dada la importancia de los dos factores para el cálculo de la dosis por inhalación. Como se ha indicado, la concentración de los descendientes del radón en el aire influye en la dosis que pueda recibir el público general o los trabajadores.

# Capítulo 3

## Instrumentación

### 3.1 Introducción

En este capítulo se va a describir los distintos detectores de radón utilizados para realizar las medidas experimentales llevadas a cabo en esta tesis.

Desde que se vinculó el radón con el cáncer de pulmón (WHO, 2009), gracias a los estudios en las minas y en sus trabajadores, y sobre todo al descubrimiento de grandes concentraciones en algunas viviendas, se ha dado gran importancia a la medición de la concentración de radón en aire en interiores.

Para las mediciones de radón, el principal procedimiento de detección es el método de detección de partículas alfa, ya que el radón, durante su desintegración, emite exclusivamente partículas alfa, mientras que los descendientes de vida corta del radón emiten partículas alfa, beta y rayos gamma, dependiendo del radionucleido.

La técnica, cuando la detección se centra en partículas alfa del radón y sus descendientes, se llama método directo. Para el método indirecto, solo se detectan partículas alfa o beta o rayos gamma emitidos por los productos de desintegración del radón mediante el método de “dos filtros” o el método de “toma de muestras electrostática” y se recalcula la concentración de actividad del radón a partir de estos datos. En la siguiente figura (3.1) se resumen estos dos tipos de detección y los detectores asociados a ellas:

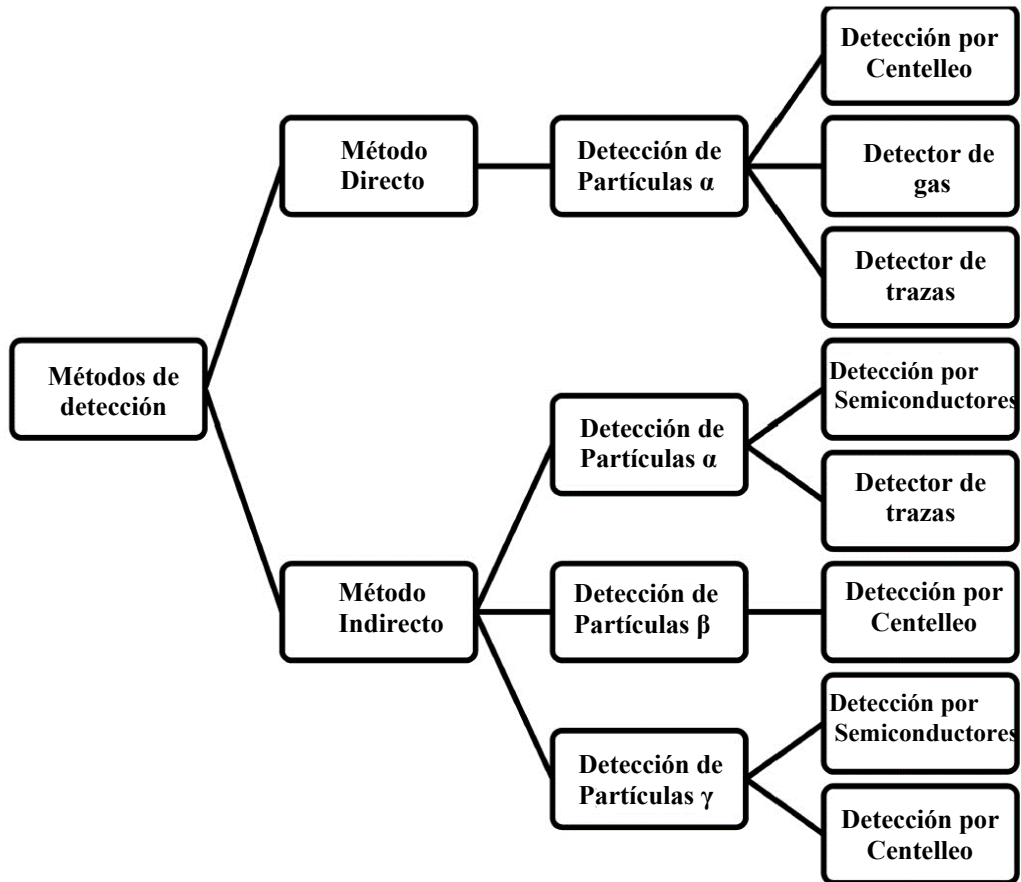


Figura 3.1 Métodos de detección de radón según la radiación detectada. (imagen modificada de la ICRU 88, 2015).

Para medir la concentración de radón en aire, existen dos tipos de detectores: los detectores pasivos y los detectores activos.

Entre los detectores pasivos, destacan:

**Detectores basados en canisters carbón activo:** La técnica de adsorción de carbón activo se utiliza ampliamente para medir las concentraciones de radón en interiores durante períodos de 2 a 7 días. Estas mediciones a corto plazo se realizan comúnmente para proporcionar resultados rápidos y rentables, lo que permite tomar decisiones sobre la protección contra el radón, como se indica en el documento de la EPA "Protocols for Radon and Radon Decay Product Measurement in Houses" (EPA, 1992). Durante el tiempo de exposición, el radón se adsorbe y desorbe continuamente. La cantidad de radón adsorbido en



el carbón activo se mide contando los picos gamma de 267 keV a 685 keV, una región que comprende la energía del  $^{214}\text{Pb}$  (295 keV, 352 keV) y  $^{214}\text{Bi}$  (609 keV) en un espectrómetro de centelleo NaI(Tl) o germanio. Ejemplo de marcas comerciales de canisters son: *Inspectusa* y *AccuStar*<sup>®</sup>

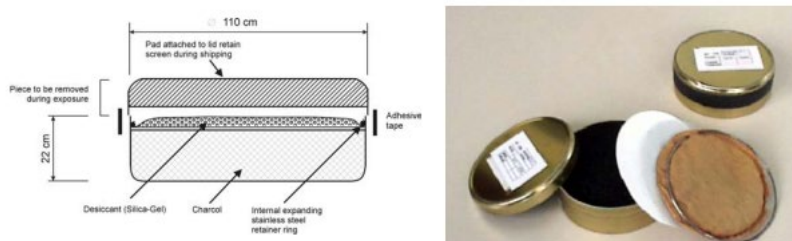


Figura 3.2 Esquema y conjunto de Canisters

**Detectores electretes:** El sistema E-PERM se basa en la tecnología de cámaras de ionización de electretes (EIC). Consta de una cámara de iones de plástico conductor de la electricidad, además de un disco de teflón cargado eléctricamente llamado electrete, que se monta dentro de la mencionada cámara. El tercer componente, para completar el sistema de E-PERM, es un lector de electrete necesario para medir el voltaje de este. El electrete se carga eléctricamente, con una tensión inicial alrededor de 750 voltios. La desintegración alfa del radón y su progenie produce partículas entre 5-7 MeV que chocan con el disco de teflón y los electrones que se derivan de la ionización son atraídos al polo positivo y reducen la tensión inicial de 750 V. El cambio de la carga está relacionado con la concentración de radón. Un Ejemplo de marca comercial de estos detectores es: *E-PERM*<sup>®</sup> de *Rad Elec Inc.*



Figura 3.3 Par de cámaras para electretes, uno cerrado y el otro abierto

### Instrumentación

**Detectores de trazas:** estos detectores están compuestos por una cámara que lleva insertada un detector cuadrado fabricado con un plástico (los más utilizados son: el polímero LR-115 y el policarbonato CR-39). La pastilla se coloca dentro de una cámara que permite solo la entrada del gas radón. Las partículas alfa de la desintegración del radón y sus descendientes, a su paso por el material plástico, dejan trazas. Después del periodo de medición, los detectores de plástico se someten a un revelado químico para resaltar las trazas generadas. El proceso de revelado facilita que las trazas pueden ser contadas, por un microscopio automatizado, y conocer su densidad por  $\text{cm}^2$ : Con un coeficiente de calibración y la densidad se calcula la concentración de radón. Ejemplos comerciales son: *RadoMeter 2000* de Radosys y *Radtrak* de Radonova.



Figura 3.4 *RadoMeter 2000* con la cámara de difusión y el cristal de CR39.



Figura 3.5 Dispositivo de revelado químico y microscopio automatizado para el conteo de trazas.

Entre los detectores activos destacan:

**Monitores de radón en continuo:** utilizan distintas clases de detectores que pueden ser: cámaras de ionización, detectores de centelleo o detectores en estado sólido. La mayoría de los detectores en continuo tienen una bomba externa que aspira el aire exterior hacia la cámara de detección. La señal de la cámara de detección es recogida por circuitos electrónicos que la tratan para

dar una lectura integrada de la concentración de radón según el intervalo temporal elegido. Los detectores de estado sólido tienen la ventaja que son capaces de hacer además espectrometría alfa. Marcas comerciales de detectores en continuo de radón son: 1028 XP de SunRadon, ATMOS-Radon Monitor de Radonova, Rad 7 de DurrIDGE, *AlphaGUARD* de Bertin Instrument, Corentium Pro de Airthings.

**Dispositivos de integración electrónicos:** el detector se encuentra en el interior de una cámara de difusión y se basa en un detector de estado sólido que registra las cuentas alfa de los descendientes del radón. Las dimensiones de la cámara de difusión definen los tiempos de integración de las medidas. Marcas comerciales de este tipo de detectores son: RadonEye de FTLab, Wave Radon de Airthings o Corentium Home también de Airthings.

Para medir la concentración de los descendientes del radón en el aire, existe una clasificación parecida: dispositivos activos y pasivos. Entre los dispositivos pasivos se encuentran los detectores de trazas. La técnica que se emplea en este caso se basa en el método "Can and Bare" (Mahmoud Abo-Elmagd, 2009). Consiste en dejar midiendo el chip (detector) de plástico sin la cámara, que permite sólo la entrada del radón, y otro detector de trazas midiendo con la cámara. Los dos se colocan en la misma ubicación y durante el mismo periodo de tiempo. La diferencia entre la densidad de trazas del detector sin cámara y el detector con cámara puede ofrecer una medida del factor de equilibrio. En los dispositivos activos se encuentran los detectores en continuo que miden los descendientes del radón. Son dispositivos que generalmente tienen una bomba externa para absorber el aire con los descendientes del radón suspendidos en él; los descendientes recogidos quedan atrapados en un filtro, donde hay un detector que registra las desintegraciones de los descendientes.

En esta tesis se ha utilizado detectores activos para medir las concentraciones de radón y de sus descendientes. Estos detectores se han obtenido en distintas convocatorias públicas para la adquisición de equipamiento científico tecnológico del Instituto Universitario ISIRYM. Una de las más recientes fue la financiación obtenida en 2021 con el proyecto: "Estudio, Control y Mitigación de las Fuentes de Radiación Natural (Rad-Natura)" donde el ISIRYM, recibió la financiación de la GENERALITAT VALENCIANA (IDIFEDER/2021/047) para la adquisición de una cámara de radón de 1 m<sup>3</sup> de volumen y los detectores *AlphaGUARD DF 2000* y *AlphaPM*.

También se obtuvo financiación con el proyecto: "Desarrollo de metodologías de prevención y de modelos de dosimetría interna para las radiaciones ionizantes relacionadas con materiales NORM (MEMO RADIÓN)" que fue seleccionado en el marco del Programa Operativo 2014-2020 Comunitat Valenciana del Fondo Europeo de Desarrollo Regional, con referencia IDIFEDER/2018/038. Gracias a esta convocatoria de subvenciones para infraestructuras y equipamiento de I+D+i para el periodo 2018-2020 se adquirió

### *Instrumentación*

el equipamiento científico-tecnológico de la *SmartCAM Alpha Beta in Air Monitor*.

En 2018, el grupo de investigación SENUBIO recibió ayuda para el proyecto “BIORA: Bioingeniería de las Radiaciones Ionizantes” (PROMETEO/2018/035) con IP Gumersindo Verdú Martín, financiado por la convocatoria de Grupos de Excelencia PROMETEO de la GVA, y donde una de sus líneas de estudio es la reducción de dosis debida a la radiación ionizante en materiales NORM, centrándose en el desarrollo de modelos de dosimetría interna y de determinación del factor de equilibrio del radón para estimar la dosis de radón por inhalación de los trabajadores y trabajadoras expuestos o público en general.

Equipamiento adquirido en otras convocatorias públicas por el ISIRYM es:

- RadoMeter 2000. Detectores de radón con trazas CR-39 RSKS (Radosys).
- RAD7. Detector de radón en continuo por espectrometría alfa (DurrIDGE).
- DurrIDGE con Drystick. Accesorio reductor de humedad para RAD7 (DurrIDGE).
- Electretes EPERM. Detector de radón en aire (RadElec).

Detectores de radón en continuo:

- Lucas cell Radon Scout PMT. Detector de radón en aire (Sarad).
- Radón Scout. Detector de radón en aire (Sarad).
- Corentium Pro. Detector de radón en aire (Airthings).

## **3.2 Detectores en continuo del radón.**

A continuación, se presentan las características técnicas de los detectores de radón en continuo utilizados en el desarrollo experimental de esta tesis.

### **3.2.1 Monitor en continuo de radón RAD7**

El detector *RAD7* de DurrIDGE Company es uno de los más utilizados en la medición del radón en aire. Es un dispositivo transportable debido a sus dimensiones y su peso (29.5 cm x 21.5 cm x 27.9 cm y 4.35 kg). Puede operar con una humedad externa de entre 0% y 95% y una temperatura de entre 0 y 40 grados centígrados. En la figura (3.6) se muestra el Rad 7:



Figura 3.6 Detector de radón RAD7 (DurrIDGE RAD7 Manual, 2015).

El RAD 7 detecta las desintegraciones alfa del radón y sus descendientes. Incorpora una pequeña bomba para realizar su aspiración y lo conduce a una cámara de piedras drieritas para quitar la humedad del aire entrante, ya que la humedad en la cámara del detector tiene que ser inferior al 10%, debido a la afinidad del radón por las moléculas de agua. Intercalado entre las piedras de drieritas y la cámara del detector se encuentra un filtro destinado a quitar los descendientes del radón que contenga el aire entrante, por lo que sólo accede a la cámara de detección el gas radón. En la cámara de detección hay un detector de estado sólido que es capaz de realizar una espectrometría alfa. En la cámara, el radón, se desintegra en sus descendientes  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$  y  $^{214}\text{Po}$ ; como el detector sólo detecta las desintegraciones alfa, solo va a contabilizar las de los polonios  $^{218}\text{Po}$  y  $^{214}\text{Po}$ . Las medidas serán estables cuando el radón consiga el equilibrio secular con sus descendientes, pasadas unas 3 horas.

Tabla 3.1 Características técnicas del RAD7 (DurrIDGE RAD7 Manual, 2015).

Tipo de medida	Colección electrostática de partículas alfa mediante análisis espectro Detector de silicio
Sensibilidad	0.0067 cpm/Bq·m <sup>3</sup> en modo SNIFF 0.013 cpm/Bq·m <sup>3</sup> en modo NORMAL
Rango de medida	4 Bq·m <sup>3</sup> - 0.75 MBq·m <sup>3</sup>
Error	±5%
Condiciones ambientales	0-45 °C 0-100% HR sin condensar
Sensor de temperatura	0-45 °C

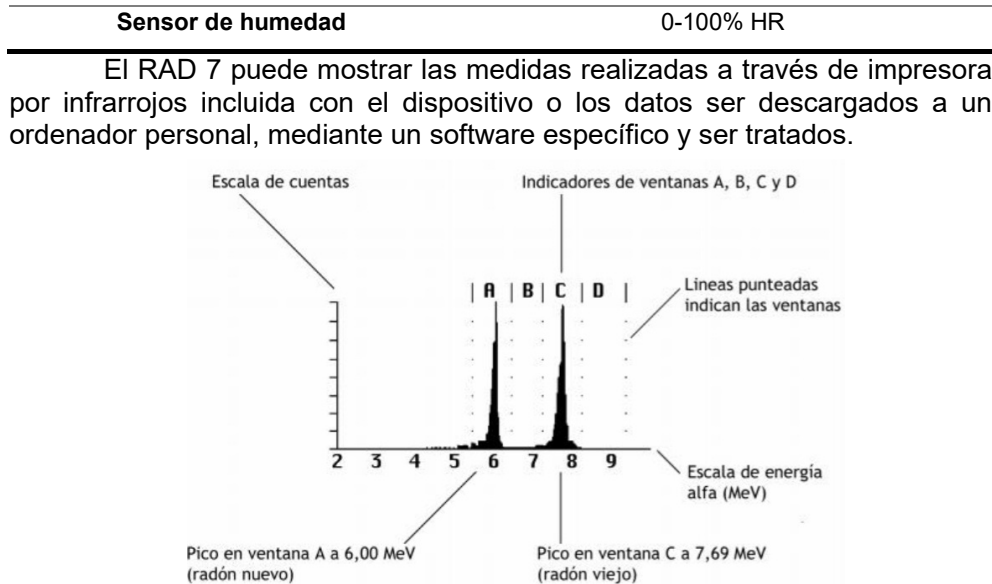


Figura 3.7 Espectro de energía alfa que muestra la impresora del RAD 7 (DurrIDGE RAD7 Manual, 2015).

El RAD 7 también registra las medidas de humedad ambiental y temperatura, durante todo el proceso de medida.

### 3.2.2 RadonScout Plus

En los detectores en continuo encontramos también el *RadonScout Plus*, fabricado por *SARAD Company*. El equipo dispone de un detector en estado sólido de silicio que está ubicado en una cámara de difusión a la cual entra el radón por difusión. El detector hace un conteo de las desintegraciones alfa de los descendientes del radón. En la **figura (3.8)** se muestra el detector RadonScout Plus:



Figura 3.8 Detector RadonScout Plus

El peso y las dimensiones de este detector son las siguientes: 800 g y 175 x 135 x 55 mm; gracias a estas dimensiones y peso se puede transportar fácilmente. En él se pueden almacenar, 16000 datos de las medidas realizadas. En la parte frontal se encuentra una pestaña que sirve para encender y apagar el dispositivo; una luz led indica el estado de funcionamiento del dispositivo (verde encendido y naranja para la recarga de la batería). Las baterías tienen una autonomía de 3 meses. Para la descarga de los datos tiene dos conexiones, un puerto USB y una conexión HDMI. También dispone de un pequeño display en donde se visualizan los valores medidos, el intervalo de medición, el valor promedio y la hora de inicio de las mediciones.

Tabla 3.2 Características del RadonScout Plus (Radon Scout Plus Manual, 2017)

Tipo de medida	Espectrometría $\alpha$ en cámara de difusión. Colector de HV (high voltaje) y detector de Si
Sensibilidad	1.8 cpm/KBq/m <sup>3</sup>
Rango de medida	0 Bq m <sup>-3</sup> - 2 MBq m <sup>-3</sup>
Error	±5%
Condiciones Ambientales	de -10 hasta 40°C; 0..100% HR sin condensar
Sensor de temperatura	-20°C - 80°C
Sensor de humedad	0 - 100% HR
Sensor de presión	800 - 1200 mbar

### *Instrumentación*

Mediante el software *Radon Visión* se puede seleccionar el intervalo de las mediciones, normalmente se fija en una hora. También permite fijar una alarma basándose en la concentración de radón en el aire, cuando la concentración supera el nivel fijado una luz led, comienza a parpadear en verde.

Con el detector ubicado en el lugar de las medidas, mediante la pestaña en la posición *RUN* comienzan los ensayos, una vez en funcionamiento una luz verde parpadeante indica que está en marcha el ensayo. Una vez acabe la medición, se coloca la pestaña en la posición *STOP*, los datos obtenidos quedan registrados en la memoria interna del *RadonScout Plus* que mediante el software *Radon Vision* se pueden descargar y analizar.

Después de las mediciones el dispositivo tiene que purgarse. El tiempo de purga dependerá de la concentración de radón a la que se haya expuesto el dispositivo.

### **3.2.3 AlphaGUARD DF 2000**

Este dispositivo es utilizado ampliamente y por su fiabilidad, es tomado como referencia en las medias de radón en aire. Se suele utilizar en las cámaras de radón para la calibración de otros dispositivos.



**Figura 3.9** Detector *AlphaGUARD DF 2000*



Las dimensiones del *AlphaGUARD* de *Bertin Instrument* son 329 mm x 355 mm x 123 mm y un peso de 6.2 kg, los cuales la hacen un dispositivo fácil de transportar.

El modelo de *AlphaGUARD DF 2000* tiene dos modos de operación:

- El modo de difusión, donde un filtro de fibra de vidrio permite la entrada a la cámara de ionización solo al gas radón.
- El modo activo (solo en el modelo *DF 2000*), en el que una bomba de aire, incorporada en el dispositivo, aspira el aire hacia la cámara de ionización. La entrada se realiza por una entrada de aire y hay un filtro que sólo permite la entrada del gas radón.

En la siguiente tabla se describen las características técnicas del *AlphaGUARD*:

Tabla 3.3 Características del *AphaGuard DF 2000* (*AlphaGUARD Manual*, 2019)

Tipo de medida	Cámara de ionización de recuento de impulsos (espectroscopia alfa).
Sensibilidad	5 cpm at 100 Bq/m <sup>3</sup>
Rango de medida	2 Bq/m <sup>3</sup> – 2.000.000 Bq/m <sup>3</sup>
Error	±3%
Condiciones Ambientales	de -10 hasta 50°C; 0..95% HR sin condensar
Sensor de temperatura	-20°C - 80°C
Sensor de humedad	0 - 99% HR
Sensor de presión	700 - 1100 mbar

La cámara de ionización cilíndrica del *AlphaGUARD* tiene un volumen activo de 0.56 l. Su interior metálico tiene un potencial de +750 V cuando el dispositivo está encendido. A lo largo del eje longitudinal se encuentra el electrodo central que se encuentra a un potencial nulo. El electrodo central está conectado con la entrada de señal de la unidad de preamplificación de alta sensibilidad. Las señales de medición de la unidad de preamplificación se transmiten a una red electrónica para su procesamiento digital.

Una vez en marcha, los datos de las medidas efectuadas se muestran en una pequeña pantalla en el frontal de esta, se muestran 5 conjuntos de datos:

- Valores de medición actuales de la concentración de radón en Bq/m<sup>3</sup> (o pCi/l), temperatura en °C (o °F), humedad relativa del aire en %Hr, la presión del aire en mbar o hpa (o inHg).

### *Instrumentación*

- Valores de medición actuales de los sensores externos. Sensores externos como el *AlphaPM*.
- Gráficas de dos parámetros que pueden ser elegidos por el usuario.
- El valor medio de la concentración de radón a lo largo de 1 d.
- Información sobre el modo de medición elegido, el ciclo de medición, cantidad de puntos de medición y la hora de inicio y finalización.

En el modo de difusión (modo que se ha utilizado en esta tesis) los tiempos de duración de los ciclos de las medidas son de 10 minutos ó de 60 minutos.

Así como el *RadonScout*, el *AlphaGUARD* también dispone de una alarma que avisa si la concentración de radón supera un valor prefijado.

Para descargar los datos almacenados por el *AlphaGUARD* durante las mediciones se tiene que usar el software *DataVIEW PRO* de *Bertin Technologies*. El *AlphaGUARD* se conecta a través de su puerto USB al ordenador personal donde está instalado el software, de esta forma se descargan los datos de las medidas realizadas. Con el software *DataVIEW PRO* se pueden tratar los datos obtenidos y visualizarlos. También se pueden exportar los datos a formato EXCEL para procesarlos con otras aplicaciones informáticas.

## **3.3 Detectores de los descendientes del radón**

### **3.3.1 SmartCAM**

El dispositivo *SmartCAM* de *Ultraelectronics* es un monitor de aire en continuo. Está compuesto por diversos elementos: el cabezal, la unidad de proceso y la bomba de aire.

A continuación, se describen estos elementos:

- El cabezal

Las dimensiones del cabezal de la *SmartCAM* son 256 mm x 182 mm x 260 mm con un peso de 4.5 kg. El cabezal contiene el sistema de transporte del filtro, el filtro y el detector del dispositivo. En las **figuras (3.10) y (3.11)** se muestra el cabezal y su interior.



Figura 3.10 Cabezal de la SmartCAM

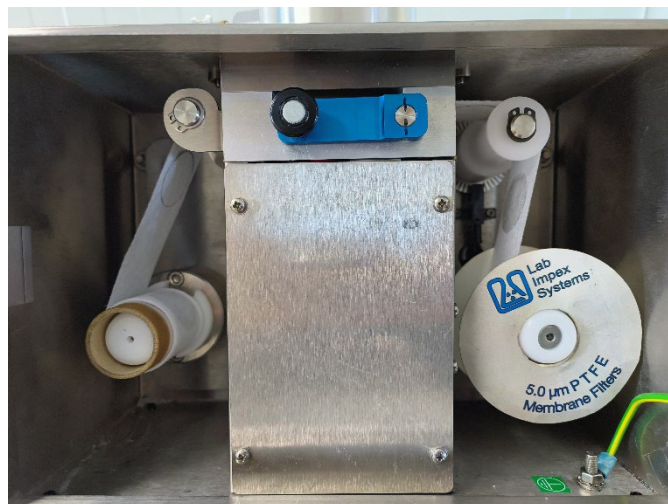


Figura 3.11 Interior del cabezal de la SmartCAM con el sistema de transporte del filtro

El sistema de transporte lo componen dos carretes, ya que el filtro es una cinta continua que se desenrolla de un carrete y se enrolla en el otro. El detector está ubicado en la parte inferior, debajo del filtro.

- Unidad de Proceso

Las dimensiones de la Unidad de Proceso son 256 mm x 192 mm x 432 mm con un peso de 6.5 kg. En la Unidad de Proceso se encuentran los dispositivos electrónicos que se encargan del proceso de los datos, la pantalla de visualización, las entradas para USB y dispositivos externos. El software se

### Instrumentación

ejecuta bajo un Windows NT. En la **Figura (3.12)** se muestra la Unidad de Proceso.

- Bomba exterior de aire

La bomba de aire está instalada en la parte inferior de un carro de transporte que sirve para integrar todos los componentes. El flujo máximo de la bomba de aire es de 57 lpm. En la **Figura (3.13)** se muestra todo el montaje de la *SmartCAM* en el carro de transporte.



Figura 3.12 Unidad de Proceso de la *SmartCAM*



**Figura 3.13** Monitor de aire en continuo *SmartCAM* de Ultraelectronics junto el carro de transporte.

En la siguiente tabla se resumen las características técnicas de la *SmartCAM*.

**Tabla 3.4** Características de la *SmartCAM* (*SmartCAM Manual*, 2018)

Tipo de medida	Detector de estado sólido (PIPS) (espectroscopia alfa).
Flujo bomba de aire	20 - 50 lpm
Rango de medida	Alfa 0.02 - 100000 Bq/m <sup>3</sup> Beta 1 - 10000000 Bq/m <sup>3</sup>
Eficiencia	Alfa típicamente 22.5% Beta típicamente 22.5%
Condiciones Ambientales	de -10 hasta 50°C; 0..95% HR sin condensar

En funcionamiento la *SmartCAM* succiona el aire por la parte superior del cabezal. Los descendientes del radón suspendidos en el aire quedan atrapados en el filtro de PTEE (Politetrafluoroetileno) con una eficiencia del 98%.

Las desintegraciones de los descendientes son recogidas por dos detectores de estado sólido (PIPS) de alta sensibilidad que son capaces de hacer espectrometría alfa; los detectores tienen una superficie activa de 450 mm<sup>2</sup>.

Los descendientes de vida corta del radón que tienen una emisión alfa son el <sup>218</sup>Po y el <sup>214</sup>Po. Como el torón también se encuentra en la naturaleza, al igual que el radón, la *SmartCAM* también registra la emisión alfa de uno de sus descendientes, el <sup>212</sup>Po.

Las señales de los detectores son enviadas a la Unidad de Proceso, donde una vez procesadas, se registran las lecturas cada minuto (también se registran la temperatura y la presión atmosférica cada minuto). La *SmartCAM* almacena las medidas en su disco duro interno en formato “\*.csv” (lo cual facilita su lectura en cualquier ordenador). Las lecturas las puede dar en cps, en bequerelios, concentración (Bq/m<sup>3</sup>) y en tasa de dosis (Bq/h m<sup>3</sup>).

Aunque la *SmartCAM* descrita en el párrafo anterior es capaz que detectar las desintegraciones beta, la utilizada para el desarrollo de la presente tesis está calibrada ¿exclusivamente? para desintegraciones alfa. **3.3.2 AlphaPM**

El dispositivo *AlphaPM* de *Bertin Instrument* es un complemento del monitor en continuo de radón *AlphaGUARD DF 2000*. Se basa en los mismos principios básicos que utilizan otros monitores activos de los descendientes del radón. Esto es, los descendientes del radón que hay suspendidos en el aire son absorbidos por una pequeña bomba de aire y quedan atrapados en un filtro especial. En la siguiente **figura (3.14)** se muestra el *AlphaPM*.

## Instrumentación

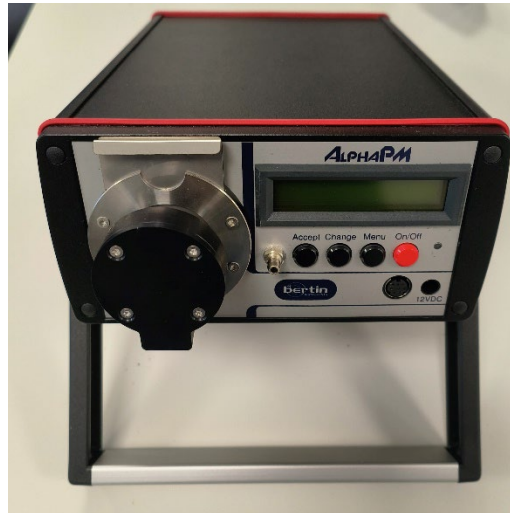


Figura 3.14 *AlphaPM* dispositivo complementario al *AlphaGuard* que registra la concentración de descendientes del radón.

Las dimensiones de este dispositivo son 220 mm x 98 mm x 340 mm con un peso de 2.5 kg, lo cual lo hace fácil transportar.

El método que utiliza el *AlphaPM* para el muestreo de los descendientes del radón en el aire es muy similar al sistema utilizado por la *SmartCAM*. El *AlphaPM* tiene una pequeña bomba de aire interna cuyo caudal puede llegar a los 2 lpm; la bomba aspira a los descendientes que quedan atrapados en un pequeño filtro de fibra de vidrio de 0.35 mm de espesor y una capacidad de retención de 0.6  $\mu\text{m}$ . Para registrar las desintegraciones está equipado con un detector de semiconductor (PIPS) de 400  $\text{mm}^2$  de área activa.

Como el *AlphaPM* se conecta con el *AlphaGUARD*, se sincronizan los periodos de recogida de muestras. Los datos se pasan a la memoria del *AlphaGUARD* y se descargan a un ordenador personal con el software descrito para el *AlphaGUARD*. Las unidades en las que da las lecturas son:  $\text{Bq/m}^3$  EEC,  $\mu\text{J/m}^3$ ,  $\text{MeV/Cm}^3$  y mWL.

Tabla 3.5 Características técnicas del AlphaPM

Tipo de medida	Cuasi-continua
Límite de detección inferior	2 Bq/m <sup>3</sup> EEC a 10 minutos y a 2 lpm
Rango de medida	0 – 1000000 Bq/m <sup>3</sup> EEC
Eficiencia	130 pulsos/h a 1 Bq/m <sup>3</sup> EEC y 2 lpm
Condiciones Ambientales	de 0 hasta 50°C; 0. 90% HR sin condensar

### 3.3 Medición con elementos no integrados

#### 3.4.1 Bomba de aire F&J DF-14 ME

Estos dispositivos que se van a describir a continuación no están integrados de por sí en un sistema compacto de medición como los descritos anteriormente.

Para la succión del aire, se utiliza una bomba de aire F&J DF-14 ME como dispositivo de toma de muestras de las muestras y éstas se trasladan después a un espectrómetro gamma Ortec GSX 40 para su medición.



Figura 3.15 F&J DF14ME Muestreador de aire móvil. (F&J hoja de características técnicas)

El muestreador de aire se amplaza en un carro móvil con dos ruedas de goma, tiene un cuello de cisne ajustable en altura (122 cm a 213 cm). Un microprocesador proporciona mediciones de la velocidad de flujo (el típico rango de funcionamiento del muestreador es de 14 a 115 lpm) y totalizaciones del volumen aspirado. La bomba de aire que lleva instalada el muestreador es de

### *Instrumentación*

paletas de carbono sin aceite, con un regulador de flujo de aire constante. El sistema permite que la bomba funcione con una pérdida de carga mínima. Las dimensiones y el peso son: 51 cm x 38 cm x 122-213 y 35 kg.

En la boca se enrosca un filtro de fibra de vidrio con una alta eficiencia de toma de muestras 98%.

#### **3.4.2 Detector de germanio Ortec GMX 40**

Para la espectrometría gamma de los filtros muestreados con el equipo anterior, se ha utilizado un detector de germanio Ortec GMX 40 en configuración vertical. La ventana de entrada es de 0.3  $\mu\text{m}$  de espesor implantado con iones, lo que amplía el rango inferior de energías útiles. La implantación de iones da lugar a un contacto totalmente estable que no se deteriora con los ciclos repetidos. Es un equipo que detecta radiación gamma en un rango de 6 KeV a 3 MeV y con 2 keV de resolución.

Para la medida, la muestra del filtro del aire se coloca en una placa petri que se sitúa sobre el detector y se cierra el blindaje de plomo del detector, de 10 cm de espesor. Los datos obtenidos se analizan con el software *GammaVision*.



Figura 3.16 Detector de germanio Ortec GM40



# **Capítulo 4**

## **Metodologías de espectrometría de radioisótopos para determinar el factor de equilibrio del radón**

### **4.1 Introducción general**

Este capítulo se divide en dos secciones en las que se describen dos metodologías de espectrometría de radioisótopos para determinar el factor de equilibrio del radón, la concentración de energía alfa potencial (PAEC) y la concentración de radón equivalente en equilibrio (EEC).

Ambas metodologías comparten el mismo procedimiento de muestreo. Dicho procedimiento consiste en utilizar una bomba de succión para generar un flujo de aire que, atravesando un filtro atrapa los descendientes del radón. Se mide la cantidad de descendientes del radón presentes en el filtro mediante uno de los dos métodos espectrométricos: gamma o alfa.

En la primera sección, se emplea la espectrometría gamma para medir el filtro y así determinar el factor de equilibrio del radón a través de los descendientes adheridos al filtro. Conocer el factor de equilibrio en una ubicación determinada permite calcular con mayor precisión la dosis por

inhalación que aplicando los valores por defecto que ofrece la ICRP (ICRP, 1993; ICRP, 2017) o la UNSCEAR (UNSCEAR, 2000).

En la segunda sección, se describe el método de espectrometría alfa para el cálculo de la concentración de energía potencial alfa (PAEC) a través de la medición de los descendientes del radón presentes en el filtro. Debido a que la concentración de PAEC puede variar significativamente por factores ambientales o por las concentraciones del radón y de los aerosoles del aire, es importante conocer su valor para calcular con precisión la dosis por inhalación.

## **4.2 Medida del factor de equilibrio del radón por espectrometría gamma.**

La técnica de espectrometría gamma de los descendientes del radón se utiliza para calcular el factor de equilibrio, que es importante en la evaluación de la exposición a la radiación. Antes de utilizar la espectrometría gamma, hay que tomar una muestra de aire que contenga los descendientes del radón. Los descendientes del radón son partículas radiactivas que se generan cuando el radón se desintegra. Estas partículas se adhieren a los aerosoles presentes en el aire, lo que permite su fijación mediante un filtro, como se comentó en la sección anterior.

Entre los diferentes descendientes del radón, existen dos emisores gamma: el  $^{214}\text{Pb}$  y el  $^{214}\text{Bi}$ . Durante el proceso de espectrometría del filtro, se miden las áreas debajo de los picos correspondientes a estos dos radioisótopos. Estos valores se utilizan en dos sistemas de ecuaciones de Bateman, uno correspondiente a la etapa de muestreo, y otro a la etapa de medición. Conociendo la concentración de gas radón en el aire, es posible calcular el factor de equilibrio.

Esta metodología se publicó en un artículo donde se presenta el cálculo del factor de equilibrio en una Estación de Pretratamiento de Aguas Residuales (EPAR) ubicada en la costa mediterránea donde se supera la limitación de concentración de radón para lugares de trabajo, según la instrucción IS-33 del CSN.

Para medir el factor de equilibrio del radón en el aire de la planta de pretratamiento de aguas residuales, se empleó una bomba de succión de aire equipada con un filtro. Además, la concentración de gas radón en la planta se midió utilizando un detector en continuo de radón. A partir de los resultados obtenidos, y los dos sistemas de ecuaciones de Bateman, se calculó la concentración de los productos de desintegración del radón y el factor de equilibrio correspondiente.

En este caso particular y debido a la gran distancia que hay entre la EPAR y el laboratorio de la UPV donde se llevan a cabo las mediciones del filtro, se presenta una disminución en la cantidad de  $^{218}\text{Po}$ , debido a su corto periodo de

semidesintegración (3.1 minutos). Por lo tanto, es necesario desarrollar un ajuste a la metodología que permita obtener la concentración de  $^{218}\text{Po}$  al final del muestreo. *El artículo presenta el algoritmo iterativo necesario para contrarrestar la desintegración del  $^{218}\text{Po}$  por el transporte hasta el laboratorio de medida.*

El resultado del factor de equilibrio obtenido en la EPAR fue de 0.27, un valor menor que el valor fijado por defecto para interiores por las publicaciones de la ICRP y UNSCEAR.

#### **Resumen del artículo**

El artículo con el título "Air radon equilibrium factor measurement in a Waste Water Pre-Treatment Plant" se ha publicado por la revista "Radiation Physics And Chemistry" con el siguiente



DOI: <https://doi.org/10.1016/j.radphyschem.2017.03.011>.

La revista está en el primer cuartil Q1 y dentro de la temática "NUCLEAR SCIENCE & TECHNOLOGY" ocupando el lugar 8/33 para el año 2016. Ha sido citado 2 veces.








# Air radon equilibrium factor measurement in a Waste Water Pre-Treatment Plant

J.E. Martínez<sup>a</sup>, B. Juste<sup>a</sup>  , J. Ortiz<sup>b</sup>, S. Martorell<sup>b</sup>, G. Verdu<sup>a</sup>

Show more 

 Add to Mendeley  Share  Cite

<https://doi.org/10.1016/j.radphyschem.2017.03.011> 

[Get rights and content](#) 

## Highlights

- High levels of Radon in a workplace can increase health risks in the employees.
- Using the typical equilibrium factor 0.4 could lead to an error in the estimation of radon doses.
- We present a method for radon equilibrium determination.
- Equilibrium factor is calculated by gamma spectrometry measuring of radon progeny concentrations in the air.



## Air radon equilibrium factor measurement in a Waste Water Pre-Treatment Plant

J.E.Martínez, B.Juste, J.Ortiz, S.Martorell, G.Verdú

### Abstract

We analyze in this paper a Waste Water Pre-Treatment Plant (WWTP) located at the Mediterranean coast with air radon concentration above Spanish action level (600 Bq per cubic meter).

This paper presents a method for radon equilibrium determination by gamma spectrometry measuring of the radon progeny concentrations in the air, in order to estimate WWTP workers effective dose more exactly.

The method is based on simultaneous sampling of air through a filter paper and alpha spectrometry measurement of radon activity concentration in the air.

According to the measured radon activity concentration in the air of  $368 \pm 45$  Bq/m<sup>3</sup> the equilibrium factor between radon and progenies is estimated to be  $F=0.27$ , which is in good agreement with expected values.

**Keywords:** Radon Equilibrium factor, Gamma spectroscopy, Bateman equation, Radon progeny.

### 4.2.1 Introduction

Equilibrium factor between radon and short-lived progenies is of special importance for dose assessment from radon inhalation and it should be determined in each radon monitoring.

Direct measurements of radon decay products concentration are difficult to perform and rather limited. Therefore, they are estimated taking into account the equilibrium between radon and its decay products.

According to UNSCEAR (2000), radon Equilibrium-Equivalent Concentration (EEC) is calculated:

$$EEC_{Rn222} = 0.105 C_{A\ Po218} + 0.515 C_{A\ Pb214} + 0.38 C_{A\ Bi214} \quad (4.1)$$

Where  $C_{A\ Po-218}$ ,  $C_{A\ Pb-214}$  and  $C_{A\ Bi-214}$  are the activity concentrations of the short-lived decay products in air.

The equilibrium factor is calculated then as the ratio of the EEC to the radon activity concentration ( $C_{Am}$ ):

$$F = \frac{EEC_{Rn222}}{C_{Am}} \quad (4.2)$$

According to the conversion coefficients of ICRP 65: "Protection Against Radon-222 at Home and at work" (ICRP, 1993), effective dose per unit exposure at work (mSv per MJ h m<sup>-3</sup>) is 1.4 and conversion factor of radon progeny

exposition is  $2.22 \cdot 10^{-6}$  mJ h  $m^{-3}$  per Bq h  $m^{-3}$  (assuming equilibrium factor F 0.4). ICRP 65 suggests a rounded value for the equilibrium factor of 0.4 for indoor environments. This estimated value may vary in

Different situations, since it is influenced by environmental factors such as pressure, temperature, humidity, etc. To obtain a precise dose calculation caused by radon and its progeny, it is necessary to know the value of the equilibrium factor in each case.

Different techniques have been developed for the measurement of the equilibrium factor. In literature, most used methods are based on the detection of gross alpha activities that bring a great deal of uncertainty and error (Leung et al., 2006; Mingli et al., 2010), or “ $\beta$  count” (Singh et al., 2006).

One particular place where indoor radon concentrations can exceed national guidelines (Nuclear Safety Council, 2011) is in Waste Water Pre-Treatment Plants (WWTPs), where treatment processes may contribute to ambient airborne concentrations. When the water containing radium is aerated or backwashed, elevated concentrations of radon are released. Therefore, WWTP operators may be exposed to an increased risk of  $^{222}\text{Rn}$  inhalation, due to the movement of gas from the water to air while water treatment processes are being carried out (Juste et al., 2015).

The equilibrium factor is measured in a WWTP plant located at the Mediterranean coast. In this plant, the two workers spend an average of 2.5 h a day inside the treatment plant according to the permanency registries given. The workers are exposed to an annual average of radon concentration that occasionally exceeds the proposed nowadays limitation level of 600 Bq/m<sup>3</sup>.

In this paper, we propose a novelty mathematical resolution (for avoid the absence of the  $^{218}\text{Po}$ , due to its short period) method for F calculation. It consists in alpha spectrometry measurement of the activity concentration of radon in the air. Simultaneously, the radon progeny activity concentrations are determined by gamma spectrometry of the filter paper. To do that, we used a pump air suction through a filter where the progeny of radon were trapped (Forkapić et al., 2012). The advantage of the gamma spectroscopy method is its accuracy and fast determination of radionuclide activities.

#### **4.2.2 Measurement equipment**

Air sampler F&J DF-14ME (Fig. 4.1) with fiber glass filter paper of high collection efficiency of  $\epsilon=98\%$  was used for aerosol sampling. The pump flow velocity was adjusted to a value of  $v=1e^{-3}$  m<sup>3</sup>/s (60 L/min). During the experiment radon short lived daughters attached to aerosols were collected on the fixed filter paper.





**Figura 4.1 Air sampler with glass fiber filter paper.**

Even if the suction flow with this pump is not high, as the suction time is 22 min (because of radon daughters period decay), and radon concentrations are over  $300 \text{ Bq/m}^3$ , measurable quantities of  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$  and  $^{214}\text{Bi}$  are adhered to the filter.

On the other hand, radon activity concentration was measured during 3 days by alpha spectrometer RAD-7 (DurrIDGE Company, USA) (Fig. 4.2) (DurrIDGE, 2015), which enables continuous and direct reading of radon concentration in air. RAD7 Detector is based on electrostatic collection of alpha-emitters with spectral analysis using a passive Ion-implanted Planar Silicon detector.



Figura 4.2 Alpha spectrometer RAD-7 (DurrIDGE Company).

The measurement procedure with this meter has been verified by means of the participation in several national intercomparison (Gutierrez and Sainz, 2016).

After the suction, the filter paper which is put in a sealed container to avoid the contamination, was sent to the *Environmental Laboratory*, (LRA, *Laboratorio de Radioactividad Ambiental*) is an accredited laboratory in gamma spectrometry of the *Polytechnic University of Valencia* and measured by gamma spectrometry in four successive measurements of 1000 s duration. These sequential measures performed allowed to see the radon progeny peaks evolution. 1000 s measurement time was selected to obtain quality spectra, and time is short enough to perform three other sequential measures.

The gamma spectrometry measurements were performed by an Ortec GMX 40 Germanium detector, with an extended range from 6 keV to 3 MeV in original lead shield with a wall thickness of 10 cm and 2 keV resolution (1.33 MeV Co-60).

#### 4.2.3 Methods and methodology

We describe here the algorithm method for radon progenies determination in the air at the start of suction.

The air suction time  $t_s$  is 1320 s. Once the fiber filter is collected, it is transported ( $t_t$  7200 s) to the LRA where the radon descendants are measured in the germanium detector. In this laboratory four sequential measures ( $t_m$  1000 s) are performed. In order to connect the results of gamma spectrometry measurements of the filter paper and the radon progeny concentrations in the air at the start of suction, it is necessary to take into account decay corrections during the time of suction  $t_s$ , cooling time  $t_t$  after the suction but before the measurements and during the measurements  $t_m$ , because these periods of time are not negligible in comparison to the short life times of radon daughters ( $^{218}\text{Po}$  (3 min),  $^{214}\text{Pb}$  (26.8 min) and  $^{214}\text{Bi}$  (19.9 min)) (Fig. 4.3).

Estudio del factor de equilibrio y cálculo de dosis aplicados al gas radón

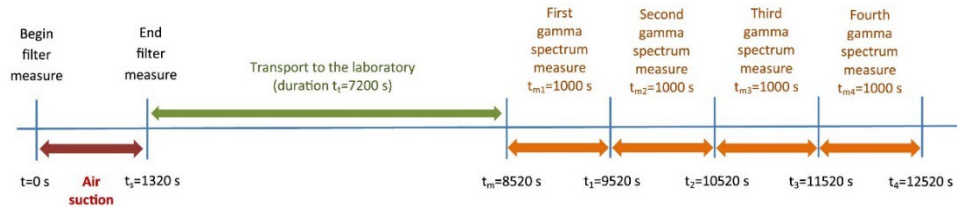


Figura 4.3 Temporal evolution of filter exposure and measures.

After the time  $t_s$  elapsed from the beginning to stopping of suction, the number of radon progeny atoms  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$  and  $^{214}\text{Bi}$  collected on the filter paper  $N_{Po}$ ,  $N_{Pb}$  and  $N_{Bi}$  changed according to differential equations (Eqs. ((4.3), (4.4), (4.5)), assuming that at the beginning of suction there were no radon progenies on the filter paper  $N_{Po}(0)=0$ ,  $N_{Pb}(0)=0$  and  $N_{Bi}(0)=0$ :

$$\frac{dN_{Po}}{dt_R} = C_{Po}v\varepsilon - \lambda_{Po}N_{Po} \quad (4.3)$$

$$\frac{dN_{Pb}}{dt_R} = C_{Pb}v\varepsilon + \lambda_{Po}N_{Po} - \lambda_{Pb}N_{Pb} \quad (4.4)$$

$$\frac{dN_{Bi}}{dt_R} = C_{Bi}v\varepsilon + \lambda_{Pb}N_{Pb} - \lambda_{Bi}N_{Bi} \quad (4.5)$$

$C_{Po}$ ,  $C_{Pb}$  and  $C_{Bi}$  are the radon progeny concentrations in the air at the start of suction. These values correspond to the unknown quantity to be obtained from this equation system, where  $v=0.001 \text{ m}^3/\text{s}$  is the pump suction flow and  $\varepsilon=0.98$  is the filter efficiency.

$\lambda_i$  are the corresponding decay constant parameters  $\lambda_{Po}=0.003787 \text{ s}^{-1}$ ,  $\lambda_{Pb}=0.000431 \text{ s}^{-1}$ ,  $\lambda_{Bi}=0.0005805 \text{ s}^{-1}$ .

To solve the Bateman equations system, a Matlab<sup>®</sup> routine module has been developed. The resolution of this equations system provides a set of new equations dependent on the progeny radon concentrations.

$$N'_{Po}(0) = 0.25703C_{Po} \quad (4.6)$$

$$N'_{Pb}(0) = 0.823161C_{Po} + 0.986511C_{Pb} \quad (4.7)$$

$$N'_{Bi}(0) = 0.171644C_{Po} + 0.23904C_{Pb} + 0.903873C_{Bi} \quad (4.8)$$

Where  $N'_{Po}(0)=N_{Po}(t_s)$ ,  $N'_{Pb}(0)=N_{Pb}(t_s)$  y  $N'_{Bi}(0)=N_{Bi}(t_s)$ .

After the suction of the air through the filter paper, the radon progeny atoms captured on the filter continue decaying during the cooling and measuring time, and the number of atoms change in accordance with other set of differential Eqs. (4.9), (4.10), (4.11). The initial conditions for this system of equations were obtained by solving the first system of differential Eqs. (4.6), (4.7), (4.8):

$$\frac{dN'_{Po}}{dt_R} = -\lambda_{Po}N'_{Po} \quad (4.9)$$

Metodologías de espectrometría de radioisótopos para determinar el factor de equilibrio del radón

$$\frac{dN'_{Pb}}{dt_R} = \lambda_{Po}N'_{Po} - \lambda_{Pb}N'_{Pb} \quad (4.10)$$

$$\frac{dN'_{Bi}}{dt_R} = \lambda_{Pb}N'_{Pb} - \lambda_{Bi}N'_{Bi} \quad (4.11)$$

The number of decayed nuclei of  $^{214}\text{Pb}$  and  $^{214}\text{Bi}$  during the measurement can be connected with the gamma spectrometry detected results of filter paper measured:

$$N_r = \frac{N_d}{\epsilon_d p_\gamma} \quad (4.12)$$

Where,  $N_d$  is the area under the photopeak,  $N_r$  is the number of decayed nuclei during the time of measurement  $t_m$ ,  $\epsilon_d$  is photopeak detection efficiency and  $p_\gamma$  is the  $\gamma$ -ray emission probability.

Solving Eqs. (4.9), (4.10) we obtain:

$$N'_{Pb}(t) = N'_{Pb}(0)e^{-\lambda_{Pb}t} - \frac{\lambda_{Po}}{\lambda_{Pb}-\lambda_{Po}}N'_{Po}(0)[e^{-\lambda_{Pb}t} - e^{-\lambda_{Po}t}] \quad (4.13)$$

Detected decays are actually the difference between the not decayed nuclei after the decay time  $t=t_t$  and the not decayed nuclei after the measurement time  $t=t_t+t_m$ :

$$N_r = N'(t = t_t) - N'(t = t_t + t_m) \quad (4.14)$$

Then the detected decays for the  $^{214}\text{Pb}$  are given by:

$$N_r(^{214}\text{Pb}) = e^{-\lambda_{Pb}t_t}[1 - e^{-\lambda_{Pb}t_m}] \left[ N'_{Pb}(0) - \frac{\lambda_{Po}}{\lambda_{Pb}-\lambda_{Po}}N'_{Po}(0) \right] + \frac{\lambda_{Po}}{\lambda_{Pb}-\lambda_{Po}}N'_{Po}(0)e^{-\lambda_{Po}t_t}[1 - e^{-\lambda_{Po}t_m}] \quad (4.15)$$

To obtain the values  $N'_{Pb}(0)$  and  $N'_{Po}(0)$  we need at least two measures at  $t_{tt}=t_1$  and  $t_{tt}=t_1+t_m$ . The main disadvantage of this method is that the first measurement time should be after few minutes of the final time of suction. For example, if  $t_1$  is about 15 min after  $t_s$ , it is not possible to discriminate  $N'_{Pb}(0)$  and  $N'_{Po}(0)$  because  $e^{-\lambda_{Po}t_t} \cong 0$ . Nevertheless, in our case, the high transport time of the filter to the laboratory makes it not possible to register this difference.

The solution of Eq. (4.11) is given by:

$$N'_{Bi} = N'_{Bi}(0)e^{-\lambda_{Bi}t} - \frac{\lambda_{Pb}N'_{Pb}(0)}{\lambda_{Bi}-\lambda_{Pb}}[e^{-\lambda_{Bi}t} - e^{-\lambda_{Pb}t}] - \frac{\lambda_{Po}\lambda_{Pb}}{\lambda_{Pb}-\lambda_{Po}}N'_{Po}(0)[e^{-\lambda_{Pb}t} - e^{-\lambda_{Bi}t}] \quad (4.16)$$

In this case:

$$N_r(^{214}\text{Bi}) = \left[ N'_{Bi}(0) - \frac{\lambda_{Pb}N'_{Pb}(0)}{\lambda_{Bi}-\lambda_{Pb}} + \frac{\lambda_{Po}\lambda_{Pb}}{\lambda_{Pb}-\lambda_{Po}}N'_{Po}(0) \right] e^{-\lambda_{Bi}t_t}[1 - e^{-\lambda_{Bi}t_m}] + \left[ \frac{\lambda_{Pb}N'_{Pb}(0)}{\lambda_{Bi}-\lambda_{Pb}} - \frac{\lambda_{Po}\lambda_{Pb}N'_{Po}(0)}{\lambda_{Pb}-\lambda_{Po}} \right] e^{-\lambda_{Pb}t_t}[1 - e^{-\lambda_{Pb}t_m}] \quad (4.17)$$

For the Eq. (4.17), if  $N'_{Po}(0)$  and  $N'_{Pb}(0)$  are known, it is possible to obtain  $N'_{Bi}(0)$ , but, as we have said before  $N'_{Po}(0)$  and  $N'_{Pb}(0)$  are linked by Eq. (4.15), thus an approximation is made. Therefore,  $C_{Po}$  is approximated as  $F \cdot C_A / (Rn-$

222)/ $\lambda_{Po}$  being  $F$  an initial equilibrium factor estimated and  $C_A(Rn-222)$  the activity concentration of radon measure with the alfa spectrometer RAD7. Then,  $N'_{Po}(0)=C_{Po}/0.25704$ . In this way  $N'_{Pb}(0)$  can be obtained from Eq. (4.15), and  $N'_{Bi}(0)$  is also obtained from Eq. (4.17). Afterwards, from Eqs. (4.7), (4.8) we obtained the concentrations  $C_{Pb}$  and  $C_{Bi}$ . The next step is to find the activity concentration of  $^{218}Po$ ,  $^{214}Pb$  and  $^{214}Bi$ :

$$C_A(^{218}Po) = \lambda_{Po}C_{Po} \quad (4.18)$$

$$C_A(^{214}Pb) = \lambda_{Pb}C_{Pb} \quad (4.19)$$

$$C_A(^{214}Bi) = \lambda_{Bi}C_{Bi} \quad (4.20)$$

Finally, the equilibrium factor is given by Eqs. (4.1), (4.2).

Once the calculations are done, a new value of equilibrium factor for  $^{218}Po$  is updated, and the Eqs. (4.15), (4.17) are applied again to obtain a new value of  $N'_{Bi}(0)$  and  $N'_{Pb}(0)$  and subsequently a new equilibrium factor is attained. The iterative process converges in a few steps. It must be mentioned that only one gamma spectrometry measure is needed, the other measures are used to correct errors.

#### **4.2.4 Results**

Due to the long time of the transport to LRA, we have developed a novelty mathematical resolution method (explained above) for avoid the absence of  $^{218}Po$  when we did the measurements.

In order to check our methodology, the algorithm was first applied to measurements obtained by Forkapić, S (Forkapić, S., 2011). The equilibrium factor obtained with our methodology was  $F=0.55$ , which was in good agreement with the equilibrium factor obtained by Forkapic in his work  $F=0.56$ .

In our case the filter was placed in a Petri little plastic box for gamma spectrometry measurements with HPGe. Measures were successive repeated four times (1000 s duration each of them). The next table (Table 1) displays the obtained results. The net areas under the photopeaks of 351.9 keV ( $^{214}Pb$ ) and 609.3 keV ( $^{214}Bi$ ) obtained experimentally are listed. The measurement of  $^{218}Po$  are null.

Metodologías de espectrometría de radioisótopos para determinar el factor de equilibrio del radón

Tabla 4.1 Experimental results for four successive measurements of filter paper (Net area value).

$t_i$ (s)	$t_m$ (s)	$t_i+t_m$ (s)	$^{214}\text{Pb}$	$^{214}\text{Bi}$
			$N_d$ (351.9 keV) $\epsilon_d=0.092275$ $p_\gamma=0.371$	$N_d$ (609.3 keV) $\epsilon_d=0.0557879$ $p_\gamma=0.461$
7200	1000	8200	224	303
8200	1000	9200	149	226
9200	1000	10200	97	164
10200	1000	112000	65	115

As it can be seen,  $^{218}\text{Po}$  is not present in the above table because the Polonium half-life is shorter than the time needed to attempt the first measurement of the sample. Therefore, Polonium did not remain in the sample by the time of measurement.

Fig. (4.4) shows the obtained spectrum measured for the first time. It displays  $^{214}\text{Pb}$  (351.9 keV) and  $^{214}\text{Bi}$  (609.3 keV) peaks. Fig. (4 5) shows the third measured 3000 s after the first one.

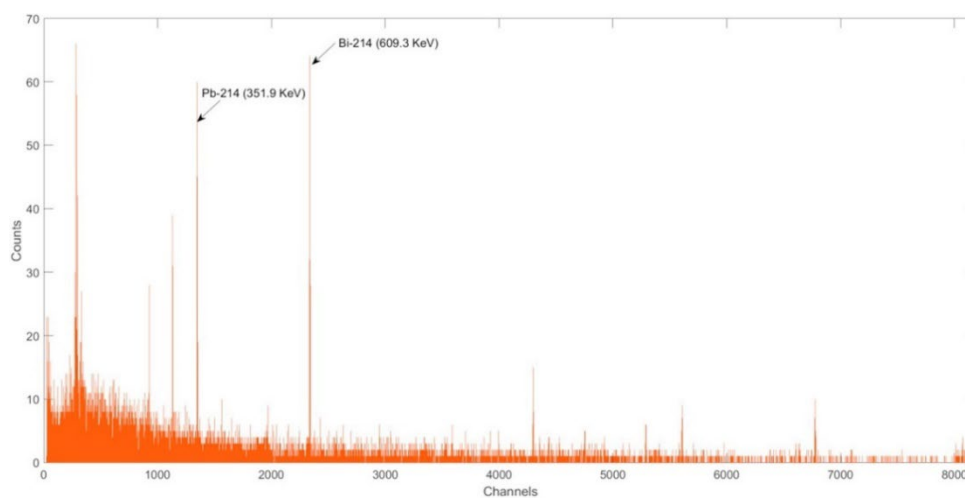
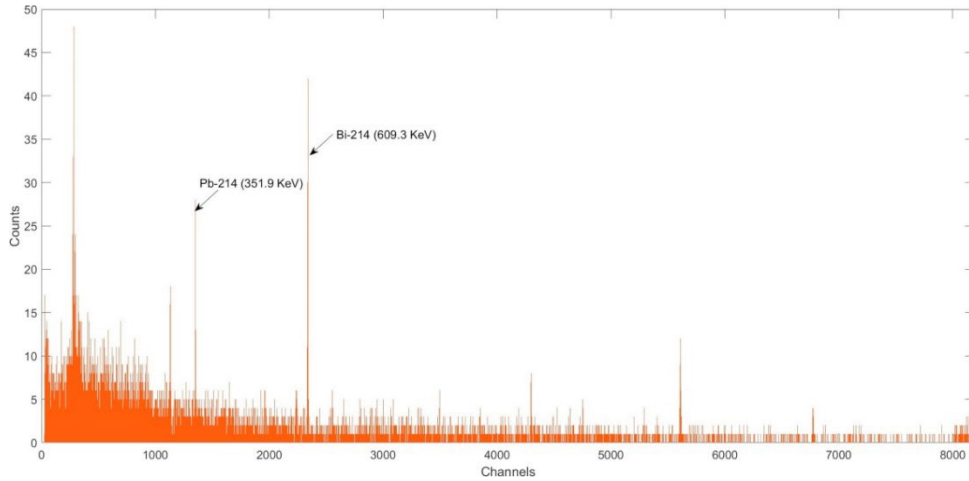


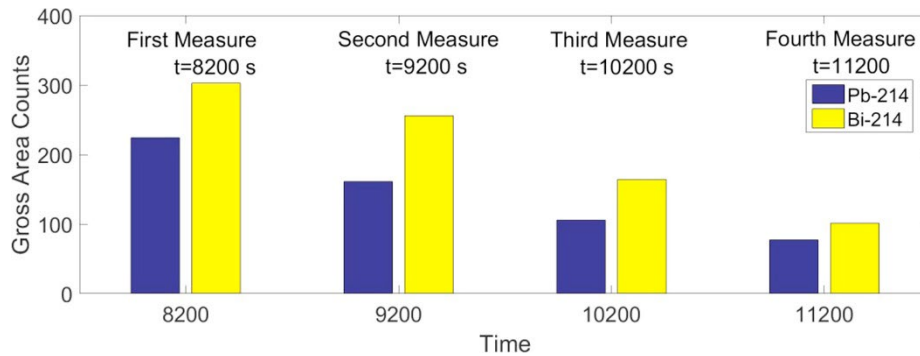
Figura 4.4 First gamma spectrum measure (Gammavision).

*Estudio del factor de equilibrio y cálculo de dosis aplicados al gas radón*



**Figura 4.5** Gamma spectrum measure at t=10200 s (Gammavision).

Fig. (4.6). represents the evolution of gross peak areas mentioned before (Fig. 4.4, Fig. 4.5) of the four filter gamma spectrum measures, of the filter.



**Figura 4.6** Evolution of peak areas.

Applying the solving algorithm developed, the equations system is solved. Therefore the activity concentrations of radon progeny in the air at the start of sampling were calculated:

$$C_A(^{218}\text{Po}) = \lambda_{\text{Po}} C_{\text{Po}} = 104.2 \text{ Bq/m}^3$$

$$C_A(^{214}\text{Pb}) = \lambda_{\text{Pb}} C_{\text{Pb}} = 161.4 \text{ Bq/m}^3$$

$$C_A(^{214}\text{Bi}) = \lambda_{\text{Bi}} C_{\text{Bi}} = 32.6 \text{ Bq/m}^3$$

Finally, according to measured radon activity concentration in the air of  $C_{\text{Rn-222}} = 368 \pm 6 \text{ Bq/m}^3$ , the equilibrium factor between radon and progenies was estimated to  $F = 0.27$ .

#### **4.2.5 Conclusions**

Generally, a default value of 0.4 is used for the equilibrium factor in living areas according to ICRP 65 (ICRP, 1993) and UNSCEAR (UNSCEAR, 2000). While this is usually a reasonable assumption, there are cases where the equilibrium factor can significantly differ from 0.4 due to various housing and environmental factors.

Because the effective dose depends strongly on the  $F$  value, it is important for risk assessment to know the normal range of this factor at specific settings. We describe in this paper a methodology to measure equilibrium factor in a Waste Water Pre-treatment plant, where high concentrations of radon affect workers.

Based on the developed methodology, an equilibrium factor of 0.27 is obtained. This result indicates that the  $F$  recommended by ICRP (ICRP, 1993) and UNSCEAR (UNSCEAR, 2000) overestimates the doses received by workers of this Waste Water Pre-Treatment Plant. The lower value of the equilibrium factor obtained is due to the air extraction system, which renews the air 10 times per hour.

#### **4.2.6 References**

Durrige Radon Instrumentation., 2015. RAD 7 Radon Detector, user manual. DURRIDGE Company.

Forkapić, S., Mrđa, D., Vesković, M., Todorović, N., Bikit, K., Nikolov, J., Hansman, J., 2012 . Radon equilibrium measurement in the air. In Paper presented at the First East European Radon Symposium–FERAS.

Gutierrez, J, L., Sainz, S., 2016. Intercomparacion de monitores de gas radón en condiciones de campo. Saelices el Chico (España). Editorial de la Universidad de Cantabria.

ICRP., 1993. Protection Against Radon-222 at Home and at Work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23 (2).

Juste, B., Ortiz, J., Verdú, G., Martorell, S., 2015. Air radon concentration decrease in a waste water treatment plant. Radiat Prot Dosimetry 2015; 164 (4): 497-501. <http://dx.doi.org/10.1093/rpd/ncv329>.

Leung S,Y,Y., Nikezic, D., Yu,K,N., 2006. Passive monitoring of the equilibrium factor inside a radon exposure chamber using bare LR 115 SSNTDs. Nuclear Inst. and Methods in Physics Research A 564 319–323. <http://dx.doi.org/10.1016/j.nima.2006.04.031>.

Mingli, Y. et al., 2010. Proceedings of the 3rd Symposium of Natural Radiation Exposure and Control. pp 601-606, (Chinese).



Nuclear Safety Council (Consejo de Seguridad Nuclear, CSN)., 2011. Instruction IS-33, on the radiological criteria for the protection against exposure to natural radiation. CSN.

Singh, K., Singh, S., Mehra, R., Singh, M., Sahota, H, S., Papp, Z., 2006. Measurement of radon and thoron progeny outdoors in Malout, India, using grab aerosol sampling and beta counting. Radiation Measurements, vol.41,no,1,pp.108-111. <http://dx.doi.org/10.1016/j.radmeas.2005.03.002>

UNSCEAR., 2000. Sources and effects of ionizing radiation, New York: UNITED NATIONS, ANNEX B.

### **4.3 Medidas de parámetros de equilibrio del radón por espectrometría alfa e influencia con la humedad**

#### **4.3.1 Introducción**

Esta sección del capítulo tiene estructura de artículo porque se va a enviar de esta forma al IRRMA 11.

La espectrometría alfa es una técnica utilizada para estudiar el equilibrio del radón con sus productos de descomposición, y es una herramienta importante en la evaluación de la exposición a la radiación. Para llevar a cabo la espectrometría alfa, se succiona una muestra de aire que contiene los aerosoles con los productos de desintegración del radón, mediante una bomba y se quedan adheridos a un filtro. Entre los diferentes productos de desintegración del radón, existen dos que emiten partículas alfa: el  $^{218}\text{Po}$  y el  $^{214}\text{Po}$ . El  $^{218}\text{Po}$  y el  $^{214}\text{Po}$  emiten partículas alfa con energías diferentes: 6 MeV y 7.69 MeV, respectivamente. Debido a estas diferencias de energía, cuando se realiza la espectrometría del filtro, se pueden calcular las actividades de cada uno de estos radioisótopos.

En esta sección se aplica esta metodología de estudio de los descendientes de radón por espectrometría alfa en diferentes ubicaciones de la Universitat Politècnica de València y así se obtiene el PAEC y el EEC. Además, se estudia la influencia de las condiciones atmosféricas como la humedad en las variaciones de estos parámetros.

Tal y como establecen distintos trabajos publicados, la concentración de los descendientes del radón se ve afectada por distintos factores (Márquez, J.L. et al., 2015):

- Temperatura.
- Presión Atmosférica.
- Humedad.
- Precipitaciones.

*Metodologías de espectrometría de radioisótopos para determinar el factor de equilibrio del radón*

- Ventilación.
- Concentración de aerosoles.
- Situación geográfica.

De todos estos factores el que mayor influencia tiene en el cálculo del equilibrio del radón con sus descendientes es el de la humedad, puesto que afecta directamente a la concentración de los descendientes del radón ( $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$  y  $^{214}\text{Po}$ ); una parte de los descendientes quedan adheridos a los aerosoles que hay suspendidos en el aire. Los aerosoles y los descendientes actúan como núcleos de condensación de la humedad ambiental formando gotas de agua. Si la humedad aumenta, aumentan los núcleos de condensación, por tanto, los descendientes adheridos y con ello la concentración de  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$  y  $^{214}\text{Po}$ .

La ventilación también es un factor influyente, tanto para la concentración de radón como para sus descendientes. Cuando la ventilación es natural, la entrada de aire del exterior sin contaminar hace que la concentración del gas radón y sus descendientes disminuya. Para la disminución de la concentración de los descendientes del radón, la ventilación forzada es más efectiva que la natural: para bajas concentraciones de radón la ventilación natural disminuye la concentración de los descendientes (Cavallo, A. et al., 1992) (Cramer, R. et al., 1988).

Otro factor que sólo afecta a los descendientes del radón es la concentración de aerosoles. Si aumenta el número de aerosoles en el aire, aumenta también los núcleos de concentración, por lo tanto, más descendientes del radón se adherirán a los aerosoles, incrementando los valores del PAEC y del EEC (Planinic, J. et al., 1997).

Si las concentraciones de los descendientes del radón se ven afectadas por distintos factores, la medida de ellas también está afectada por distintos parámetros.

Una de ellas es la interferencia de las desintegraciones del  $^{212}\text{Bi}$  en las medidas del  $^{218}\text{Po}$ . Esta interferencia se produce porque la desintegración alfa del  $^{212}\text{Bi}$  tiene una energía de 6.05 MeV y la del  $^{218}\text{Po}$  es de 6 MeV, por lo tanto, las dos lecturas se solapan.

El  $^{214}\text{Po}$  tiene una emisión alfa de una energía de 7.69 MeV, lo que provoca que desde el punto de desintegración de la partícula hasta que llega al detector la partícula pierda energía, lo que provoca una cola en el espectro que llega hasta la energía de 6 MeV. Esto provoca una interferencia en el conteo del  $^{218}\text{Po}$ .

Cuando las medias se realizan utilizando un filtro donde quedan atrapados los descendientes del radón, estos alcanzan el equilibrio secular con el  $^{218}\text{Po}$  en el filtro. Por este motivo hay que hacer una corrección en las medias de actividad del  $^{214}\text{Po}$ .

En esta tesis doctoral se analiza la variación de la humedad en dos de las ubicaciones seleccionadas, donde se aumenta artificialmente la humedad para ver el efecto que tiene en el PAEC y se presenta un algoritmo desarrollado en Matlab® para el cálculo del EEC.

En dos de las ubicaciones elegidas se efectúan medidas con otra instrumentación como modo de verificación.

### **4.3.2 Materiales y métodos**

#### *4.3.2.1 Equipamiento experimental*

Para las medidas en las distintas ubicaciones se utilizó el monitor de aire en continuo *SmartCAM*, descrito en el capítulo 3. Se midieron las actividades de  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Po}$  y  $^{212}\text{Po}$  en todas las ubicaciones.

Para la comprobación de los datos obtenidos se usó el detector de radón *AlphaGUARD* más el complemento que mide el factor de equilibrio y el EEC *AlphaPM*, los dos están descritos en el capítulo 3. Los dos detectores en conjunto se emplearon en dos de las ubicaciones donde se tomaron datos.

#### *4.3.2.2 Método de cálculo del PAEC*

De acuerdo con la ICRP 115 (ICRP 115, 2010) la concentración de energía alfa potencial (PAEC) de cualquier mezcla de descendientes de vida corta del radón o el torón en el aire, es la suma de la energía alfa potencial liberada de todos los átomos de los descendientes presentes por unidad de volumen de aire durante la desintegración completa hasta el  $^{210}\text{Pb}$  para los descendientes del  $^{222}\text{Rn}$  o hasta el  $^{208}\text{Pb}$  para los descendientes del  $^{220}\text{Rn}$ . La unidad habitual para esta cantidad es  $\text{MeV}/\text{m}^3$ .

La concentración de energía alfa potencial (PAEC) está dada por la ecuación (4.21):

$$PAEC \left( \frac{\text{MeV}}{\text{m}^3} \right) = \sum_i \left( \varepsilon_{p,i} / \lambda_i \right) C_i \quad (4.21)$$

Donde  $\varepsilon_{p,i}$  es la energía alfa potencial del descendiente de vida corta  $i$ , igual a 13.69 MeV para el  $^{218}\text{Po}$  y 7.69 MeV para el  $^{214}\text{Pb}$  y el  $^{214}\text{Bi}$ ,  $\lambda_i$  es la constante de desintegración para cada radionucleido, y  $C_i$  es la concentración de actividad del radionucleido  $i$  en el aire. Ya que, en este caso, la concentración de los emisores beta es desconocida es imposible calcular la concentración de energía alfa potencial a través de la ecuación (4.21) sin el desarrollo de un algoritmo específico.

Como las energías de emisión del  $^{218}\text{Po}$  y  $^{214}\text{Po}$  son diferentes, es posible separar ambos radionucleidos por espectrometría alfa. En la figura (4.7) se muestran los esquemas de desintegración del radón y el torón, desde el  $^{226}\text{Ra}$  hasta el  $^{210}\text{Pb}$  para el radón y desde el  $^{224}\text{Ra}$  hasta el  $^{208}\text{Pb}$  para el torón, siendo

Metodologías de espectrometría de radioisótopos para determinar el factor de equilibrio del radón

el último de los elementos de los dos esquemas un elemento estable. Marcados en amarillo están los descendientes emisores alfa de los de los dos radioisótopos (radón y torón), los cuales están involucrados en el proceso que se describe.

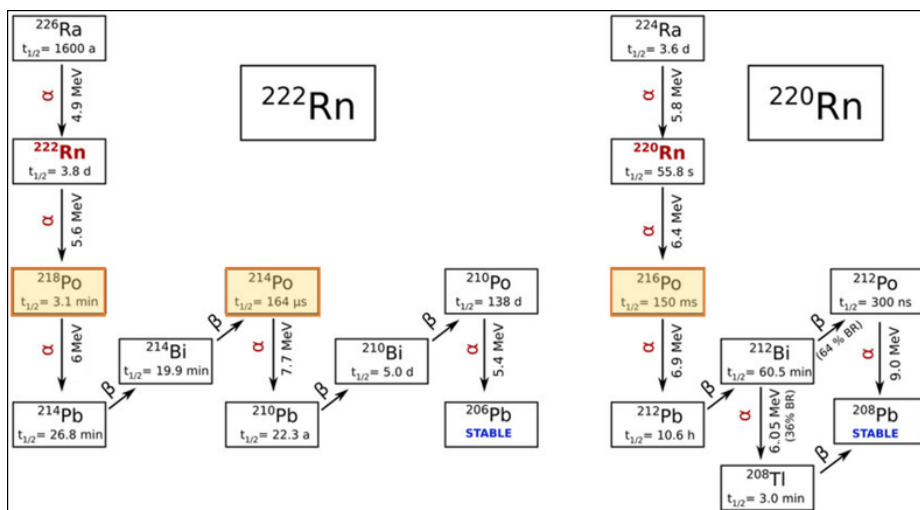


Figura 4.7  $^{222}\text{Rn}$  (izquierda) y  $^{220}\text{Rn}$  (derecha)

Como se mencionó en el capítulo 3, la *SmartCAM* es capaz de hacer una espectrometría alfa. De acuerdo con esto, los picos característicos de las emisiones alfa de los tres polonios  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Po}$  y  $^{212}\text{Po}$  se registran. La figura (4.8) muestra el espectro detectado por la *SmartCAM* durante una de las medidas. También se muestran las tres regiones de los ROI.

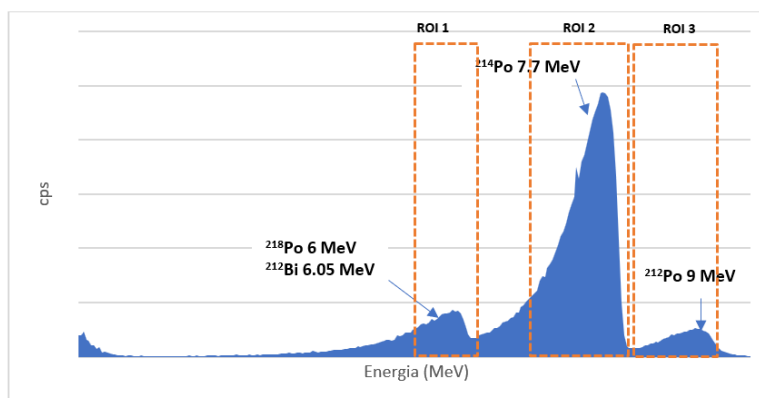


Figura 4.8 Espectro registrado por la *SmartCAM*

Cuando se calculan las cuentas del  $^{218}\text{Po}$  en un entorno que incluya descendientes del radón y del torón, la energía del  $^{212}\text{Bi}$  está incluida en el ROI1, porque la energía de la emisión alfa del  $^{212}\text{Bi}$  (6.05 MeV) es más o menos igual a la del  $^{218}\text{Po}$  (6 MeV). Los niveles de actividad detectable del  $^{218}\text{Po}$ , también contienen descendientes del radón, lo que significa que las alfas espurias del bismuto también son detectables por la *SmartCAM*. Como resultado, las cuentas del  $^{218}\text{Po}$  se sobrestiman y es necesario descontar las cuentas del  $^{212}\text{Bi}$ . Para compensar esta sobrestimación en el ROI1, las cuentas del  $^{212}\text{Po}$ , que son producto de la desintegración del  $^{212}\text{Bi}$  y están en equilibrio radiactivo con su padre, son analizadas (Turtainen, T et al., 2022). Las cuentas netas del  $^{212}\text{Bi}$  se pueden calcular por el pico del  $^{212}\text{Po}$  del RIO3 que no está afectado y pueden restarse del pico del ROI1 (la relación  $^{212}\text{Po}:$  $^{212}\text{Bi}$  es siempre 0.36/0.64).

Entonces, la actividad corregida del  $^{218}\text{Po}$  en el filtro se calcula restando la contribución del  $^{212}\text{Bi}$ :

$$A_{Po218} = \left( A_{Po218+Bi212} - \frac{0.36}{0.64} A_{Po212} \right) \quad (4.22)$$

La siguiente ecuación describe la evolución temporal de la actividad del  $^{218}\text{Po}$  en el filtro:

$$\frac{dA_{Po218}}{dt} = C_{Po218}^{Air} \phi \eta - \lambda_{Po218} A_{Po218} \quad (4.23)$$

Donde  $A_{Po218}$  es la actividad en el filtro del  $^{218}\text{Po}$  (Bq),  $C_{Po218}$  es la concentración del  $^{218}\text{Po}$  en el aire (Bq/m<sup>3</sup>),  $\phi$  es el flujo de aire de la *SmartCAM* (m<sup>3</sup>/s),  $\eta$  es la eficiencia del detector (21%) y  $\lambda_{Po218}$  es la constante de desintegración del  $^{218}\text{Po}$  (0.003787 s<sup>-1</sup>).

Integrando la ecuación (4.23), la actividad del  $^{218}\text{Po}$  en el filtro se calcula como sigue:

$$A_{Po218} = \frac{C_{Po218}^{Air} \phi \eta}{\lambda_{Po218}} \left[ 1 - e^{-\lambda_{Po218} t} \right] \quad (4.24)$$

De acuerdo con la ecuación (4.21),  $C_{Po218}^{Air}$  es necesario para el cálculo del PAEC. Sustituyendo desde la ecuación (4.24) y cancelando  $e^{-\lambda_{Po218} t}$  cuando  $t \gg 1$  segundo,  $C_{Po218}^{Air}$  puede estimarse:

$$C_{Po218}^{Air} = \frac{A_{Po218} \lambda_{Po218}}{\phi \eta} \quad (4.25)$$

El número de átomos  $N$  de un radionucleido en el aire asociado con una actividad  $A$  en el filtro esta dado por la ecuación (4.26), considerando  $N=C/\lambda$ , donde  $\lambda$  es la constante de desintegración:

$$N_{Po218}^{Air} = \frac{A_{Po218}}{\phi \eta} \quad (4.26)$$

Siendo  $N_{Po218}^{Air}$  el número de densidad atómica (átomos/m<sup>3</sup> en el aire).

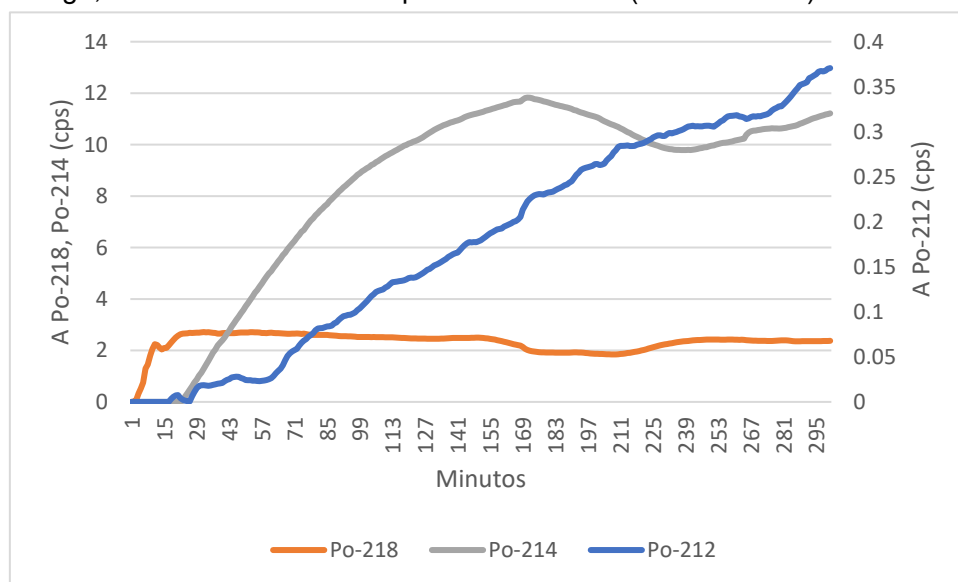
*Metodologías de espectrometría de radioisótopos para determinar el factor de equilibrio del radón*

Las capacidades espectrométricas de la *SmartCAM* permiten discriminar las partículas alfa de los isotopos  $^{218}\text{Po}$  y del  $^{214}\text{Po}$  adheridos en el filtro, pero  $^{214}\text{Pb}$  y  $^{214}\text{Bi}$  no pueden detectarse, por ser emisores beta. A pesar de todo, restando  $N_{\text{Po}218}^{\text{air}}$  de  $N_{\text{Po}214}^{\text{air}}$ , la actividad en el filtro del resto de radionucleidos ( $N_{\text{Rest}} = N_{\text{Pb}214}^{\text{air}} + N_{\text{Bi}214}^{\text{air}} + N_{\text{Po}214}^{\text{air}}$ ) puede obtenerse:

$$A_{\text{Rest}} = A_{\text{Po}214} - A_{\text{Po}218} \quad (4.27)$$

Los descendientes del radón en el aire no están en equilibrio secular, pero en el caso del filtro en el detector los descendientes se considera que sí están en equilibrio secular.

La figura (4.9) representa la evolución durante 5 horas de medida de las actividades corregidas del  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Po}$  y el  $^{212}\text{Po}$  en el filtro. Puede observarse que el  $^{218}\text{Po}$  alcanza rápidamente el equilibrio secular ( $\approx 24$  minutos). Sin embargo, el  $^{214}\text{Po}$  alcanza este equilibrio más tarde ( $\approx 150$  minutos).



**Figura 4.9** Evolución del  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Po}$  y  $^{212}\text{Po}$  durante 5 horas de medición.

Como se explicó anteriormente, cada átomo de  $^{218}\text{Po}$  emitirá una partícula alfa a 6 MeV. También dará lugar a la emisión posterior de una partícula alfa de 7.69 MeV con la desintegración de su hijo  $^{214}\text{Po}$  en  $^{210}\text{Pb}$ . Así, la presencia de un átomo de  $^{218}\text{Po}$  representa una energía potencial de partícula alfa  $E = 6.00 + 7.69 = 13.69$  MeV procedente de los hijos de vida corta del radón tabla (4.2).

Tabla 4.2 La fracción de energía de los descendientes del radón

Descendientes del radón	Energía de la emisión alfa (MeV)	Constante de desintegración $\lambda$ ( $s^{-1}$ )	Energía alfa final (MeV)	Fracción de energía	Energía potencial alfa por descendiente (MeV)
$^{218}\text{Po}$	6	$3.762 \cdot 10^{-3}$	6+7.69	0.11	13.69
$^{214}\text{Pb}$	0	$429.2 \cdot 10^{-6}$	0+7.69	0.51	7.69
$^{214}\text{Bi}$	0	$583.5 \cdot 10^{-6}$	0+7.69	0.38	7.69
$^{214}\text{Po}$	7.69	4210.7	7.69	0	7.69

Usando  $N_{Po218}^{air}$  de la ecuación (4.26) se puede estimar la energía potencial de partículas alfa por unidad de volumen aportada por los átomos de  $^{218}\text{Po}$ . Se pueden hacer cálculos similares para las contribuciones de los otros tres descendientes a la  $\varepsilon_p$ . La única modificación para los demás es que la energía alfa potencial asociada a cada átomo es de 7.69 MeV.

La energía alfa potencial se calcula como:

$$\varepsilon_p \text{ (MeV)} = \sum_i \varepsilon_{p,i} N_i = 13.69 N_{Po218}^{air} + 7.69 (N_{Pb214}^{air} + N_{Bi214}^{air}) + 7.69 N_{Po214}^{air} \quad (4.28)$$

Esta ecuación también puede expresarse en términos de concentración de radionucleidos en el aire de la siguiente manera:

$$PAEC \text{ (MeV/m}^3\text{)} = 13.69 \frac{C_{Po218}^{air}}{\lambda_{Po218}} + 7.69 \left( \frac{C_{Pb214}^{air}}{\lambda_{Pb214}} + \frac{C_{Bi214}^{air}}{\lambda_{Bi214}} + \frac{C_{Po214}^{air}}{\lambda_{Po214}} \right) \quad (4.29)$$

Siendo  $C_{Po218}^{air}$ ,  $C_{Pb214}^{air}$ ,  $C_{Bi214}^{air}$ ,  $C_{Po214}^{air}$  la concentración de los respectivos radioisótopos ( $\text{Bq/m}^3$ ) y  $\lambda_{Po218}$ ,  $\lambda_{Pb214}$ ,  $\lambda_{Bi214}$ ,  $\lambda_{Po214}$  ( $s^{-1}$ ) sus correspondientes constantes de desintegración.

Las actividades retenidas en el filtro debidas a  $^{214}\text{Bi}$  y  $^{214}\text{Pb}$  siguen la ecuación (4.23). Estas actividades se encuentran en el filtro en equilibrio secular con  $^{214}\text{Po}$ , cuya evolución se muestra en la figura (4.9), entonces:

$$PAEC \approx 13.69 \frac{A_{Po218}}{\phi \eta} + 7.69 \frac{A_{Rest}}{\phi \eta} \quad (4.30)$$

Ya que  $1 \text{ Bq/m}^3$  del radón ( $^{222}\text{Rn}$ ) en equilibrio radiactivo con sus hijos de vida corta equivale a un PAEC de  $3.47 \cdot 10^4 \text{ MeV} \cdot \text{m}^{-3}$ , dividiendo el PAEC por este factor de conversión ( $\text{eV} \cdot \text{Bq}^{-1}$ ) definido en la ICRU 88 (ICRU 88, 2015), se puede obtener el EEC, el cual es una alternativa al uso del PAEC. El EEC es la concentración de  $^{222}\text{Rn}$  en equilibrio con sus descendientes que daría el mismo PAEC que sin equilibrio.

#### 4.3.2.3 Algoritmo de cálculo del EEC

Para un PAEC dado, la Concentración Equivalente de Equilibrio se define como la concentración de cada producto de desintegración que estaría presente si existiera un equilibrio secular. La concentración de radón equivalente en equilibrio es directamente proporcional a la Concentración de Energía Alfa Potencial (PAEC) de la siguiente manera  $1 \text{ Bq/m}^3 \text{ (EEC)} = 3.47 \cdot 10^4 \text{ MeV/m}^3 \text{ (PAEC)}$ . La relación entre la EEC y la concentración del gas radón se denomina factor de equilibrio.

El detector *SmartCAM* utilizado en esta tesis sólo está calibrado para la detección precisa de desintegraciones alfa, dado que la cadena de desintegración del radón incluye dos descendientes que se desintegran emitiendo partículas beta,  $^{214}\text{Pb}$  y  $^{214}\text{Bi}$ , para calcular la EEC es necesario conocer sus concentraciones en el aire. La ecuación (4.1) (ICRP 65, 1993) calcula la EEC a partir de la actividad de  $^{218}\text{Po}$  (emisor alfa),  $^{214}\text{Pb}$  (emisor beta) y  $^{214}\text{Bi}$  (emisor beta):

Dado que la espectrometría alfa registrada carece de información sobre las partículas beta, se ha desarrollado un algoritmo con Matlab®, utilizando la función de minimización de errores *fminsearch*, para calcular las concentraciones de los emisores beta  $^{214}\text{Pb}$  y  $^{214}\text{Bi}$  a partir de las concentraciones de  $^{218}\text{Po}$  y  $^{214}\text{Po}$  en el filtro. Una vez obtenidas, se puede calcular la EEC.

El algoritmo está basado en las *ecuaciones de Bateman* que consideran el muestreo, desintegración y producción de los descendientes del radón en el filtro. Se basan en las siguientes ecuaciones correspondientes al  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$  y  $^{214}\text{Bi}$ :

$$\frac{dA_{Po218}}{dt} = \frac{C_{Po218}}{\lambda_{Po218}} \phi \eta - \lambda_{Po218} A_{Po218}(t) \quad (4.31)$$

$$\frac{dA_{Pb214}}{dt} = \frac{C_{Pb214}}{\lambda_{Pb214}} \phi \eta + \lambda_{Po218} A_{Po218}(t) - \lambda_{Pb214} A_{Pb214}(t) \quad (4.32)$$

$$\frac{dA_{Bi214}}{dt} = \frac{C_{Bi214}}{\lambda_{Bi214}} \phi \eta + \lambda_{Pb214} A_{Pb214}(t) - \lambda_{Bi214} A_{Bi214}(t) \quad (4.33)$$

La solución de las anteriores ecuaciones es la siguiente:

$$A_{Po218}(t) = C_{Po218}^{air} \phi \eta \left[ \frac{1 - e^{-\lambda_{Po218} t}}{\lambda_{Po218}} \right] \quad (4.34)$$

$$A_{Pb214}(t) = \phi \eta \left( C_{Po218}^{air} \left[ \frac{1 - e^{-\lambda_{Pb214} t}}{\lambda_{Pb214}} + \frac{e^{-\lambda_{Pb214} t} - e^{-\lambda_{Po218} t}}{\lambda_{Pb214} - \lambda_{Po218}} \right] + C_{Pb214}^{air} \left[ \frac{1 - e^{-\lambda_{Pb214} t}}{\lambda_{Pb214}} \right] \right) \quad (4.36)$$



Estudio del factor de equilibrio y cálculo de dosis aplicados al gas radón

$$A_{Bi214}(t) = \phi \eta \left( C_{Po218}^{air} \left[ \frac{1-e^{-\lambda_{Bi214}t}}{\lambda_{Bi214}} + \frac{e^{-\lambda_{Bi214}t}-e^{-\lambda_{Pb214}t}}{\lambda_{Bi214}-\lambda_{Pb214}} - \frac{\lambda_{Pb214}(e^{-\lambda_{Pb214}t}-e^{-\lambda_{Bi214}t})}{(\lambda_{Bi214}-\lambda_{Pb214})(\lambda_{Pb214}-\lambda_{Po218})} + \frac{\lambda_{Pb214}(e^{-\lambda_{Bi214}t}-e^{-\lambda_{Po218}t})}{(\lambda_{Bi214}-\lambda_{Po218})(\lambda_{Pb214}-\lambda_{Po218})} \right] + C_{Pb214}^{air} \left[ \frac{1-e^{-\lambda_{Bi214}t}}{\lambda_{Bi214}} + \frac{e^{-\lambda_{Bi214}t}-e^{-\lambda_{Pb214}t}}{\lambda_{Bi214}-\lambda_{Pb214}} \right] + C_{Bi214}^{air} \left[ \frac{1-e^{-\lambda_{Bi214}t}}{\lambda_{Bi214}} \right] \right) \quad (4.37)$$

Donde  $t$  es el tiempo desde el comienzo del muestreo y el final del muestreo (s),  $\Phi$  es el flujo de aire ( $m^3/s$ ) y  $A_{Po214}$ ,  $A_{Pb214}$ ,  $A_{Bi214}$  y  $A_{Po218}$  es la actividad de:  $^{218}Po$ ,  $^{214}Pb$ ,  $^{214}Bi$  y el  $^{214}Po$  en el filtro.

Considerando:

$$A_{Po214} = A_{Pb214} + A_{Bi214} + A_{Po218} \quad (4.38)$$

Para resolver este sistema de ecuaciones, las series de datos del  $^{218}Po$  y  $^{214}Po$  proporcionadas por la *SmartCAM* se utilizan en un algoritmo de minimización de errores. En concreto, la función *fminsearch* puede ajustar los resultados de los errores por mínimos cuadrados a las series mencionadas anteriormente.

Por lo tanto,  $\sum(A_{Po218}^{Objective} - A_{Po218}^{Experimental})^2$  se minimiza para obtener  $C_{Po218}^{air}$  y entonces, de la misma manera,  $\sum(A_{Po214}^{Objective} - A_{Po214}^{Experimental})^2$ , se minimiza para obtener  $C_{Pb214}^{air}$  y  $C_{Bi214}^{air}$  los cuales se sustituyen en la ecuación (4.1), para obtener el EEC.

#### 4.3.2.4 Localizaciones de los muestreos para obtener el PAEC

Las medidas fueron hechas en diferentes localizaciones de la Universitat Politècnica de València. Se seleccionaron tres localizaciones con diferentes características.

Un laboratorio ventilado ubicado en una planta baja. La ventilación referida consiste en dejar las ventanas abiertas durante las mediciones.

Un laboratorio de similares dimensiones al anterior y también ubicado en una planta baja, pero sin ventilación. En este caso, durante las medidas se cierran puertas y ventanas.

Un búnker subterráneo de reducidas dimensiones que no tiene ventilación y al que apenas se accede en largos periodos de tiempo.

Por otro lado, también se han realizado mediciones en una Estación de Pretratamiento de Aguas Residuales (EPAR), situada en la costa mediterránea de la Comunidad Valenciana donde se registran altas concentraciones de radón. En esta planta la concentración de radón en el aire es superior a  $600 Bq/m^3$ , por lo que la instalación está equipada con un sistema de extracción de aire que renueva el aire diez veces por hora.

Tabla 4.3 localizaciones de los muestreos del PAEC

Localizaciones	Descripción	Acrónimo
UPV	Laboratorio ventilado en plata baja	1-Laboratorio_Ventilado
	Laboratorio no ventilado en plata baja	2-Laboratorio_no_ventilado
	Búnker subterráneo	3-Subterráneo
EPAR	Sala de tratamiento	4-EPAR

### 4.3.3 Resultados

#### 4.3.3.1 Validación

Para verificar el método desarrollado para la medida del PAEC, los datos obtenidos con él se comparan con los obtenidos por el conjunto *AlphaGUARD+AlphaPM*.

Como se describe en el apartado 3.2.2, en su último párrafo, el PAEC obtenido con el método se obtiene aplicando un factor de conversión sobre los datos. El factor de conversión hace que el PAEC pueda compararse con el EEC que dan las medidas realizadas por el conjunto *AlphaGUARD+AlphaPM*.

Se eligen dos ubicaciones distintas, una con una concentración de radón baja 2-Laboratorio\_no\_Ventilado y otra con una concentración de radón alta 3-Subterráneo; con éstas dos distintas concentraciones se puede probar la fiabilidad del método.

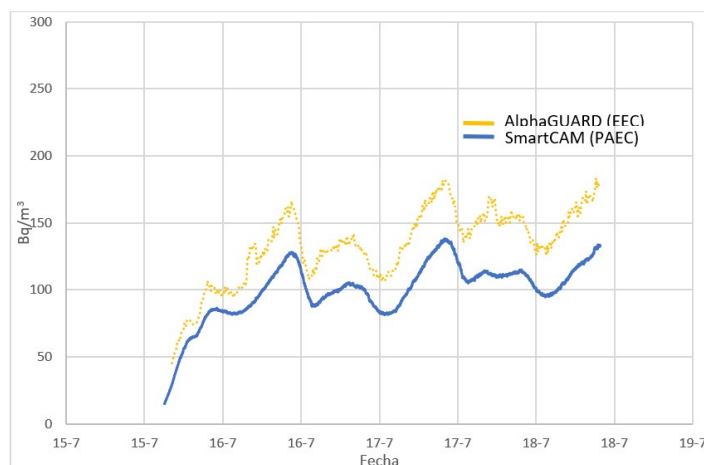


Figura 4.10 Comparación de las medidas realizadas con el conjunto *AlphaGUARD+AlphaPM* y la *SmartCAM*. Los datos del conjunto *AlphaGUARD+AlphaPM* están en EEC y los de la *SmartCAM* en PAEC. Al aplicar el factor de conversión son comparables. 3-Subterráneo.

En las mediciones conjuntas con la *SmartCAM* y el *AlphaGUARD+AlphaPM*, el *AlphaGUARD* detectó una concentración media de gas radón de

**643.87±154.22 Bq/m<sup>3</sup>** y un EEC medio de **132.15±37.03 Bq/m<sup>3</sup>**; el valor medido con la *SmartCAM* y el sistema descrito anteriormente es de **98.66±26.76 Bq/m<sup>3</sup>**. Si no se aplicaran todas las correcciones realizadas sobre las actividades del <sup>218</sup>Po y el <sup>214</sup>Po, el valor del EEC medido por la *SmartCAM* es de **115.83±26.87 Bq/m<sup>3</sup>**, valor próximo al medido con el conjunto *AlphaGUARD+AlphaPM*.

Tabla 4.4 Comparación de las mediadas en 3-Subterráneo

Radón (Bq/m <sup>3</sup> )	EEC AlphGUARD (Bq/m <sup>3</sup> )	PAEC <i>SmartCAM</i> con corrección (Bq/m <sup>3</sup> )	PAEC <i>SmartCAM</i> sin corrección (Bq/m <sup>3</sup> )
<b>643.87±154.22</b>	<b>132.15±37.03</b>	<b>98.66±26.76</b>	<b>115.83±26.87</b>

Una vez obtenida la verificación para altas concentraciones de gas radón, se realizó la misma verificación para bajas concentraciones de gas radón.

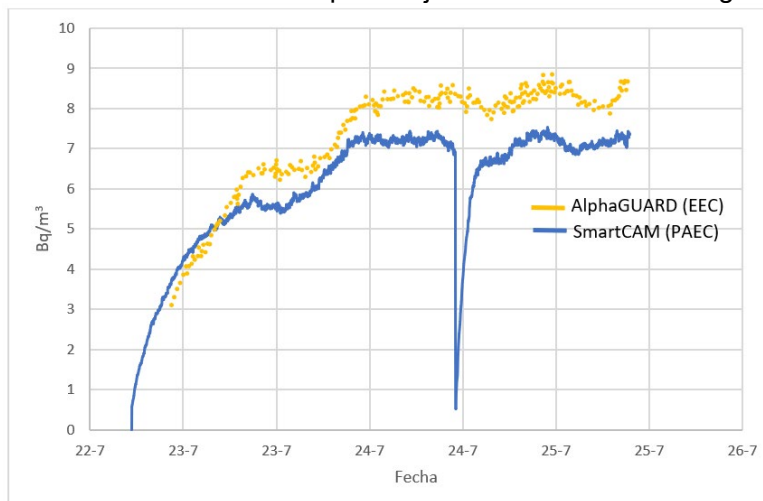


Figura 4.11 Comparación de las medidas realizadas con el conjunto *AlphaGUARD+AlphaPM* y la *SmartCAM*. Los datos del conjunto *AlphaGUARD+AlphaPM* están en EEC y los de la *SmartCAM* en PAEC. Al aplicar el factor de conversión son comparables. 2-Laboratorio\_no\_Ventilado.

La ubicación donde se realizan las mediciones es en el 2-Laboratorio\_no\_Ventilado. La concentración de radón en esta localización es mucho menor que la del búnker subterráneo.

La concentración media, durante los tres días de medidas, del gas radón fue de **39.0±16.7 Bq/m<sup>3</sup>**, la medida la dio el *AlphaGUARD*. El conjunto *AlphaGUARD+AlphaPM* midió un EEC de **7.23±4.47 Bq/m<sup>3</sup>**; el valor medio medido de la *SmartCAM* fue de **6.12±1.45 Bq/m<sup>3</sup>**. Sin las correcciones sobre el <sup>218</sup>Po y el <sup>214</sup>Po el valor medio medido fue de **7.33±1.79 Bq/m<sup>3</sup>**. El pico de bajada en la *SmartCAM* que se puede observar en la figura (4.11) es debido a que durante las medidas hubo un corte de corriente (los datos registrados durante

Metodologías de espectrometría de radioisótopos para determinar el factor de equilibrio del radón

ese intervalo no se han tenido en cuenta para el cálculo de la media), no afectó al conjunto *AlphaGUARD+AlphaPM* porque poseen baterías.

**Tabla 4.5 Comparación de las medidades en 2-Laboratorio\_no\_Ventilado**

Radón (Bq/m <sup>3</sup> )	EEC <i>AlphaGUARD</i> (Bq/m <sup>3</sup> )	PAEC <i>SmartCAM</i> con corrección (Bq/m <sup>3</sup> )	PAEC <i>SmartCAM</i> sin corrección (Bq/m <sup>3</sup> )
<b>39.0±16.7</b>	<b>7.23±4.47</b>	<b>6.12±1.45</b>	<b>7.33±1.79</b>

A bajas concentraciones de gas radón, los valores son similares, llegando a ser prácticamente iguales cuando no se tienen en cuenta las correcciones.

Una vez terminada la validación de la técnica, en esta sección se exponen los resultados obtenidos en todas las ubicaciones descritas anteriormente. Para hacer un estudio de cómo influye la humedad en el PAEC, en dos de las ubicaciones se aumenta la humedad relativa (Rabi, R et al, 2018) a un 70% y 80% respectivamente, este incremento se realiza con un humidificador comercial.

#### 4.3.3.2 Ubicación 1-Laboratorio\_Ventilado

Esta ubicación es un laboratorio que está ventilado mediante ventilación natural. Durante las medidas, se mantuvieron algunas ventanas del laboratorio abiertas para permitir la ventilación. Debido a la ventilación, la concentración de aerosoles y radón en el recinto disminuye.

**Tabla 4.6 Valores de <sup>218</sup>Po, <sup>214</sup>Po y PAEC medidos en el 1-Laboratorio\_Ventilado**

	Número de medidas	<sup>218</sup> Po (cps)	<sup>214</sup> Po (cps)	PAEC (Bq/m <sup>3</sup> )
<b>ene-20</b>	1	0.36±0.08	3±1	6.76±2.62
	1	0.4±0.1	4.15±0.81	9.22±1.81
	1	0.47±0.21	5.81±2.39	12.87±5.38
	<b>Total 3</b>	<b>0.41±0.13</b>	<b>4.32±1.40</b>	<b>9.62±3.27</b>

Se realizaron 3 medidas durante el mes de enero de 2020; en todas ellas, el PAEC fue muy bajo, lo que indica una baja concentración de descendientes del radón en esta ubicación. Esto se debe a que el laboratorio cuenta con ventilación natural. El valor medio del PAEC medido fue de 9.62 Bq/m<sup>3</sup> con una desviación estándar de 3.27.

#### 4.3.3.3 Ubicación 2- Laboratorio\_no\_Ventilado

La ubicación 2 es un laboratorio que está a unos 500 metros del anterior. Es una instalación que se ubica en un edificio de construcción nueva, por lo tanto, está mucho más aislado que el anterior en cuanto a pérdidas de energía. Durante las mediciones realizadas se mantuvieron las ventanas cerradas. También se utilizó un humidificador comercial para aumentar la humedad del recinto hasta un 70%.

Tabla 4.7 Valores de  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Po}$  y PAEC medidos en la ubicación 2

	Número de medidas	$^{218}\text{Po}$ (cps)	$^{214}\text{Po}$ (cps)	PAEC (Bq/m <sup>3</sup> )
nov-20	1	0.49±0.08	6.83±0.91	13.19±1.90
dic-20	1	0.95±0.26	11.37±5.05	21.65±7.87
dic-20	2	0.75±0.17	6.36±2.69	11.87±5.13
ene-21	1	0.75±0.12	8.35±2.18	15.07±4.28
mar-21	1	0.55±0.11	7.82±1.21	16.58±2.11
nov-21	1	1.02±0.18	9.5±2.6	16.24±3.84
abr-22	1	1.06±0.24	11.07±1.96	21.51±3.61
abr-22	2	0.4±0.16	6.25±2.58	11.36±4.66
	<b>Total 10</b>	<b>0.75±0.17</b>	<b>8.44±2.40</b>	<b>15.93±4.18</b>

Tabla 4.8 Valores de  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Po}$  y PAEC medidos en la ubicación 2 con un 70% de humedad

	Número de medidas	$^{218}\text{Po}$ (cps)	$^{214}\text{Po}$ (cps)	PAEC (Bq/m <sup>3</sup> )
abr-21	Humedad 70% 1	0.5±0.1	8.18±1.15	37.57±15.43
	Humedad 70% 1	0.50±0.04	9.37±0.93	31.63±7.97
	Humedad 70% 1	0.5±0.1	9.29±3.12	21.69±8.91
	<b>Total 3</b>	<b>0.50±0.08</b>	<b>8.95±1.73</b>	<b>30.3±10.8</b>

En este laboratorio el PAEC que se midió es más alto que en la ubicación 1. Al no estar ventilada, al cerrarse las ventanas, la concentración de aerosoles es más alta que en 1-Laboratorio\_Ventilado, por lo que la PAEC aumenta. También aumenta cuando se utiliza el humidificador para incrementar la humedad relativa a 70%, lo que hace que la PAEC se duplique.

Metodologías de espectrometría de radioisótopos para determinar el factor de equilibrio del radón

#### 4.3.3.4 Ubicación 3- Subterráneo

Esta localización está en la propia universidad: se trata de un búnker subterráneo sin ventilación. Dentro del búnker, hay una habitación de dimensiones muy reducidas donde se aloja la SmartCAM y que no suele ser accesible de forma habitual

Tabla 4.9 Valores de  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Po}$  y PAEC medidos en la ubicación 3

	Número de medidas	$^{218}\text{Po}$ (cps)	$^{214}\text{Po}$ (cps)	PAEC (Bq/m <sup>3</sup> )
<b>sep-20</b>	1	8.92±3.30	1.78±1.32	25.93±10.63
	2	8.53±1.88	3.9±1.9	27.82±7.57
	3	9.31±3.05	1.69±1.05	26.32±9.33
<b>mar-20</b>	1	9.8±1.2	3.47±0.94	27.44±3.62
	<b>Total 7</b>	<b>9.14±2.33</b>	<b>2.71±1.30</b>	<b>26.88±7.79</b>

Tabla 4.10 Valores de  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Po}$  y PAEC medidos en la ubicación 3 con un 80% de humedad

	Número de medidas	$^{218}\text{Po}$ (cps)	$^{214}\text{Po}$ (cps)	PAEC (Bq/m <sup>3</sup> )
<b>oct-20</b>	Humedad 80% 1	5.52±3.28	41.02±33.92	88.29±80.74
	Humedad 80% 1	4.1±2.5	26.6±21.6	51.57±43.47
	<b>Total 2</b>	<b>4.81±2.89</b>	<b>33.81±27.76</b>	<b>69.93±62.10</b>

Para la concentración de radón que existe en esta ubicación, el PAEC medido es muy bajo, lo cual quiere decir que la concentración de aerosoles en el aire de la habitación también es baja. Por lo tanto, los descendientes del radón que quedan adheridos a ellos son muy pocos, y la mayoría quedan depositados en el suelo o paredes. Al aumentar la humedad al 80%, el PAEC aumenta un 38% con respecto a lo medido sin humedad.

#### 4.3.3.5 Ubicación 4- EPAR

Tabla 4.11 Valores de  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Po}$  y PAEC medidos en la ubicación 4

	Número de medidas	$^{218}\text{Po}$ (cps)	$^{214}\text{Po}$ (cps)	PAEC(Bq/m <sup>3</sup> )
<b>ene-21</b>	1	4.45±0.55	16.06±8.17	35.52±13.55
<b>jul-21</b>	1	3.72±0.89	8.83±5.71	26.05±12.26
	<b>Total 2</b>	<b>4.09±0.72</b>	<b>12.45±6.94</b>	<b>30.79±12.91</b>

Las medidas para la localización 4 fueron hechas en enero y Julio del 2021, el periodo de muestreo fue de 2 horas. En este caso el PAEC medido fue bajo, comparado con la concentración de radón que hay en esta ubicación (más de

600 Bq/m<sup>3</sup>). Esto es debido al sistema de renovación de aire que hay en la planta, renueva el aire 10 veces por hora, lo que hace que la concentración de aerosoles sea baja.

#### 4.3.3.6 Cálculo del EEC mediante *fminsearch*

El algoritmo desarrollado en MATLAB® calcula el EEC mediante la función *fminsearch*, lo que permite conocer las concentraciones de los descendientes implicados en la ecuación (4.26). Se estima que la concentración de <sup>214</sup>Bi es la misma que la de <sup>214</sup>Po, puesto que el periodo de semidesintegración del <sup>214</sup>Po es de microsegundos y se puede decir que está en equilibrio secular con el <sup>214</sup>Bi.

Las medidas utilizadas en el algoritmo fueron tomadas en junio de 2022 en la ubicación 2\_Laboratorio\_no\_Ventilado y se recogieron con la *SmartCAM* durante 200 minutos

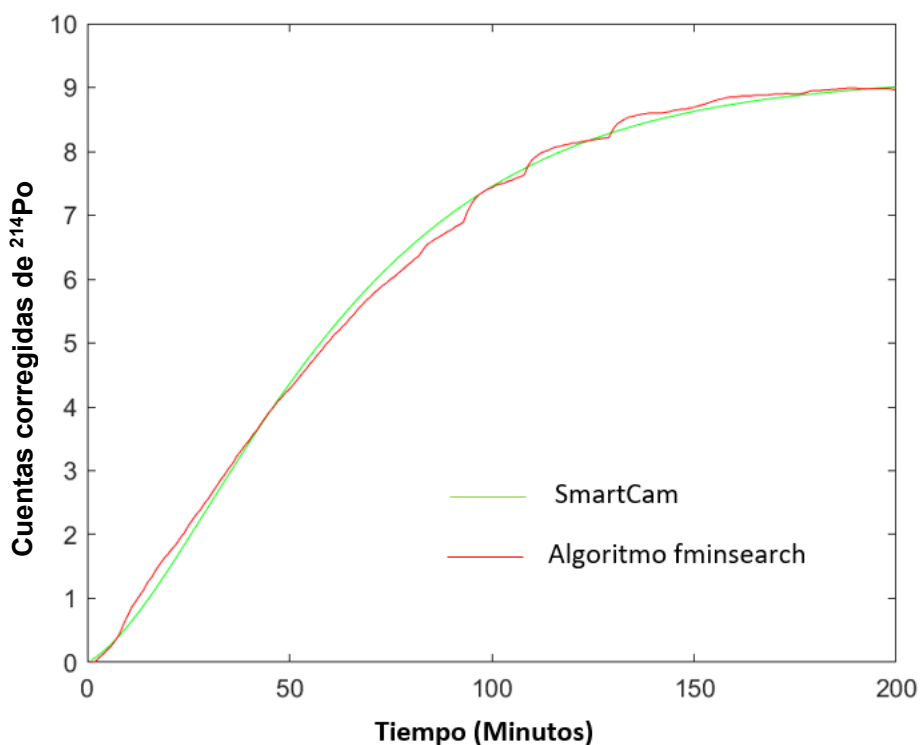


Figura 4.12 Curva de los datos medidos con la *SmartCAM* para el cálculo del algoritmo y el ajuste realizado por el algoritmo.

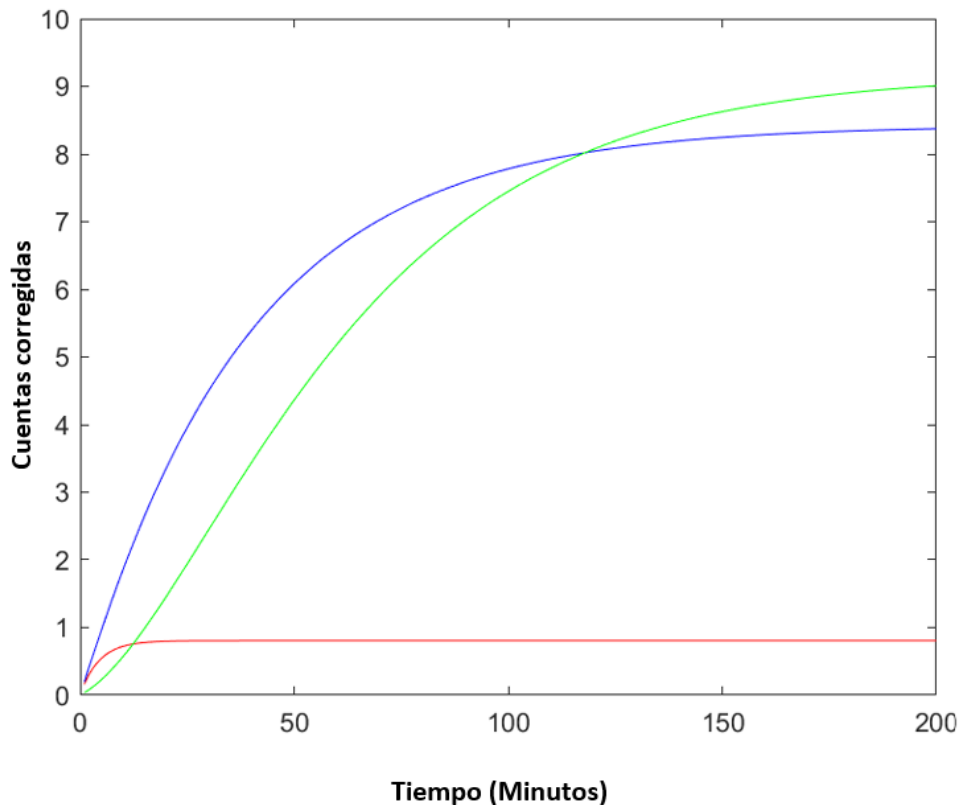


Figura 4.13 Evolución de las cuentas corregidas según las ecuaciones de Bateman con los resultados del algoritmo. En rojo  $^{218}\text{Po}$ , en azul  $^{214}\text{Pb}$  y en verde  $^{214}\text{Bi}$ .

Una vez realizados los cálculos, las concentraciones de  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$  y  $^{214}\text{Bi}$  al finalizar los 200 minutos son:

$$C_{218\text{Po}} = 18.72 \text{ Bq/m}^3$$

$$C_{214\text{Pb}} = 20.13 \text{ Bq/m}^3$$

$$C_{214\text{Bi}} = 2.67 \text{ Bq/m}^3$$

Aplicando estos valores en la ecuación (4.1) se obtiene una EEC de 13.34  $\text{Bq/m}^3$ . Calculando el PAEC, con el procedimiento descrito anteriormente, se obtiene un PAEC de 13.04  $\text{Bq/m}^3$ .



#### 4.3.4 Conclusiones

El método ideado para medir el PAEC mediante la *SmartCAM* se ha comparado con los valores proporcionados por el conjunto *AlphaGUARD+AlphaPM* (siendo el *AlphaGUARD* una referencia en la medición del gas radón), en condiciones de alta y baja concentración del gas radón. Se ha observado que los valores son muy similares entre sí.

En distintas mediciones realizadas en la UPV, se ha constatado que la ventilación natural juega un papel importante en la concentración de los descendientes del radón cuando la concentración de gas radón es baja. Con el mismo fondo, la concentración de descendientes en la localización 1-Laboratorio\_Ventilado es más baja que en la localización 2-Laboratorio\_no\_Ventilado.

En la localización 3-Subterráneo se ha comprobado que, aunque haya concentraciones altas de radón, la ausencia de aerosoles en el aire hace que el PAEC sea bajo.

En la 4-EPAR se ha observado que la ventilación forzada reduce tanto las altas concentraciones de gas radón como el número de aerosoles en suspensión, lo que disminuye el PAEC.

Al aumentar la humedad mediante el uso de un humidificador comercial, se produce un aumento en los núcleos de condensación (es decir, una mayor cantidad de aerosoles), lo que hace que más descendientes del radón se adhieran a ellos, aumentando así el PAEC. En la ubicación 2-Laboratorio\_no\_Ventilado, se produjo un incremento del 52,4% y en la ubicación 3-Subterráneo, un incremento del 38,4%.

El programa desarrollado en Matlab®, utilizando la función *fminsearch*, ha demostrado ser útil para calcular las concentraciones de los emisores beta de los descendientes del radón.

#### 4.3.5 Referencias

- Cavallo, A., Gadsby, K., Reddy, T. A., & Socolow, R. (1992). The Effect of Natural Ventilation on Radon and Radon Progeny Levels in Houses. *Radiation Protection Dosimetry*, 45(1-4), 569-573. <https://doi.org/10.1093/RPD/45.1-4.569>
- Crameri, R., Schuler, C., Furrer, D., & Burkart, W. (1988). *THE INFLUENCE OF A CONTROLLED NATURAL VENTILATION ON THE INDOOR RADON DECAY PRODUCTS CONCENTRATION: A CASE STUDY*. 12-15.

- ICRP. (2010). *Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon*. ICRP Publication 115, Ann. ICRP 40(1).
- ICRU. (2015). Report 88: Measurement and Reporting of Radon Exposures.
- Iwaoka, K., Tokonami, S., Ishikawa, T., & Yonehara, H. (2013). Mitigation effects of radon decay products by air cleaner. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 295(1), 639–642. <https://doi.org/10.1007/S10967-012-1813-Z/FIGURES/3>
- Márquez, J. L., Sáez, J. C., Álvarez, A., & Quiñones, J. (2015). *Influencia de las condiciones meteorológicas en la variación anual de la actividad de Rn Ambiental*.
- Planinić, J., Radolić, V., Faj, Z., & Šuveljak, B. (1997). Radon equilibrium factor and aerosols. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment*, 396(3), 414–417. [https://doi.org/10.1016/S0168-9002\(97\)00707-9](https://doi.org/10.1016/S0168-9002(97)00707-9)
- Rabi, R., & Oufni, L. (2018). Evaluation of indoor radon equilibrium factor using CFD modeling and resulting annual effective dose. *Radiation Physics and Chemistry*, 145, 213–221. <https://doi.org/10.1016/J.RADPHYSCHEM.2017.10.022>
- Turtiainen, T., Mitev, K., Dehqanzada, R., Holmgren, O., & Georgiev, S. (2022). Testing of thoron cross-interference of continuous radon measuring instruments. *Journal of the European Radon Association*, 2022, 7694. <https://doi.org/10.35815/RADON.V3.7694>

#### 4.4 Conclusiones Generales

Tabla 4.12 Tabla resumen de los resultados

Ubicación	PAEC (Bq/m <sup>3</sup> )
1-Laboratorio_Ventilado	9.62±3.27
2-Laboratorio_no_ventilado	15.93±4.18
3-Subterráneo	26.88±7.79
4-EPAR	30.79±12.91

El factor de equilibrio  $F$  es un índice importante para evaluar la relación entre la concentración de radón en el aire y los descendientes del radón presentes en los aerosoles en el aire. El  $F$  se utiliza para hacer una valoración rápida de la concentración de los descendientes del radón en el aire y determinar si están presentes en niveles elevados.

*Estudio del factor de equilibrio y cálculo de dosis aplicados al gas radón*

Sin embargo, cuando se trata de evaluar la dosis de radiación que puede recibir una persona debido a la exposición al radón y sus descendientes, se necesita una estimación más precisa. En este caso, el PAEC o el EEC son cálculos más apropiados al dar la concentración de los descendientes del radón, ya que son los que más importancia tienen en el cálculo de la dosis.

En resumen, el factor de equilibrio  $F$  es un índice útil para hacer una valoración rápida de las concentraciones de los descendientes del radón en el aire. Sin embargo, para una evaluación más precisa de la dosis de radiación, es necesario utilizar el PAEC o el EEC desde una perspectiva dosimétrica.



# Capítulo 5

## Cálculo de la dosis por inhalación del radón en una EPAR

### 5.1 Introducción

Evaluar la exposición a radiaciones es fundamental para la protección radiológica. Los modelos dosimétricos son imprescindibles para este propósito. Los modelos dosimétricos se utilizan para evaluar la exposición a la radiación en diferentes ambientes, como hogares, lugares de trabajo y entornos naturales, y proporcionan información importante para minimizar los riesgos para la salud humana.

La inhalación del radón y sus descendientes es un riesgo para la salud, al ser la principal fuente de exposición a la radiación de la población general y los trabajadores.

El factor de equilibrio sirve para evaluar, la exposición a los descendientes del radón; puede variar ampliamente con la concentración de radón, la concentración de aerosoles en el aire, la humedad y la presión atmosférica.

La variación del factor de equilibrio puede tener una influencia sobre la precisión de los modelos dosimétricos. Esto implica que es imprescindible conocer el valor del factor de equilibrio para el cálculo de la dosis por inhalación.

La Comisión Internacional de Protección Radiológica (ICRP) ha publicado recomendaciones para evaluar la exposición a la radiación, una de ellas es la ICRP 66 (ICRP, 1994). Esta ICRP da una metodología detallada para el cálculo de las dosis por inhalación de radionucleidos mediante un modelo dosimétrico del tracto respiratorio humano. Estos modelos dosimétricos utilizan datos de concentración de radón y sus descendientes en el aire, junto con parámetros fisiológicos y de exposición, para calcular la dosis de radiación absorbida en diferentes tejidos y órganos.

La aplicación de la ICRP 66 a un caso real donde se dan altas concentraciones de radón y en donde trabajan varias personas, es importante para la salud pública, por ejemplo, a un lugar de trabajo. La metodología que establece la ICRP 66 permite determinar si se superan los límites establecidos y poder tomar medidas para minimizar la exposición al radón.

## **5.2 Resumen del artículo**

El artículo con el título “Developing a novelty method to estimate radon doses in a Waste Water Pre-Treatment Plan” se ha publicado por la revista “Radiation Physics and Chemistry” con el siguiente

DOI: <https://doi.org/10.1016/j.radphyschem.2018.09.009>.

La revista está en el primer cuartil Q1 y dentro de la temática “NUCLEAR SCIENCE & TECHNOLOGY” ocupando el lugar 4/34 para el año 2019.

En este artículo se recogen los resultados del capítulo 4 y se calculan las dosis por inhalación, aplicando el modelo biocinético del tracto respiratorio humano de la ICRP 66. El cálculo se aplica a los trabajadores de la EPAR.

Para el cálculo del modelo biocinético se utiliza el método de los modelos compartimentales, para ello se desarrolla un programa llamado UPVDose utilizando Matlab®. Los datos obtenidos se comparan con los proporcionados por el software LUPED 2.0 (Jarvis, N et al., 1996). Tiene en cuenta dos tipos de absorciones de los radioisótopos inhalados, absorción rápida F y absorción moderada M.

Los datos se comparan con los de la dosis efectiva proporcionados por la ICRP 119 (ICRP, 2012).

Los cálculos de la dosis efectiva se efectúan basándose en las horas de permanencia de los trabajadores en la EPAR, resultando en unas dosis efectivas por año de: 162  $\mu$ Sv para el caso de absorción rápida (F) y 319  $\mu$ Sv para absorción moderada (M).



## Developing a novelty method to estimate radon doses in a Waste Water Pre-Treatment Plant

J.E. Martinez<sup>a</sup>, B. Juste<sup>a</sup>  , G. Verdu<sup>a</sup>, R. Miró<sup>a</sup>, J. Ortiz<sup>b</sup>, S. Martorell<sup>b</sup>

Show more 

+ Add to Mendeley  Share  Cite

<https://doi.org/10.1016/j.radphyschem.2018.09.009> 

[Get rights and content](#) 

### Highlights

- This work is centered on study indoor doses in a Waste Water Pre-Treatment Plant.
- Inhalation doses received by workers of a treatment plant due to the radon progeny is calculated.
- A novelty method to calculate the radon equilibrium factor is developed.
- Radon equilibrium factor is calculated based on gamma and alpha spectrometry.
- A Matlab algorithm has been developed according ICRP guidelines for radon inhalation dose estimation.





## **Developing a novelty method to estimate radon doses in a Waste Water Pre-Treatment Plant**

*J.E. Martínez, B. Juste, G. Verdu, R. Miró, J. Ortiz, S. Martorell*

**Keywords:** Radon, Equilibrium factor, Waste water, Inhalation doses, Lung dosimetry, Compartment models, Radon descendents.

### **Abstract**

According to World Health Organization (WHO), the radon is the second leading cause of lung cancer. This work is centered on a Waste Water Pre-Treatment Plant (WWTP) with radon concentration above Spanish action level (600 Bq per cubic meter). The authors have developed a novelty method based on gamma and alpha spectrometry to measure the radon equilibrium factor. At the same time, a Matlab® algorithm (UPVDose) has been coded based on the International Commission on Radiological Protection (ICRP) 66 Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection (HRT), to calculate the inhalation doses received by workers of this treatment plant due to the radon progeny. The effective doses of the workers obtained in the human respiratory tract are found to be low, but results are very dependent on the radionuclide type of absorption.

### **5.2.1 Introduction**

The radon equilibrium factor (F) shows the degree of balance between radon and its short-lived progenies. It is difficult to measure directly the concentration of these decay products. ICRP 65 (ICRP, 1993) suggests a rounded value for the equilibrium factor of 0.4 for indoor environments. This estimated value may vary in different situations since it is influenced by environmental factors such as pressure, temperature or humidity. To obtain a precise dose calculation caused by radon and its progeny, it is necessary to know the value of the equilibrium factor in each case. Several authors have studied Radon Dosimetry for workers based on ICRP'S approach Ramola et al. (2016), Zhu et al. (2018) and Marsh et al. (2017). In this paper, the estimation and use of equilibrium factor for workplaces inhalation doses are discussed.

The radon equilibrium factor measurement in our case was made using a simultaneous sampling of air through a filter paper and alpha spectrometry measurement of radon activity concentration in the air. The filter paper was measured a posteriori in a gamma spectrometer. In parallel, an algorithm was developed in Matlab® (UPVDose), using the symbolic package. This algorithm represents the human respiratory tract according to the ICRP 66 (ICRP, 1994) recommendations. Once the equilibrium factor was obtained the concentrations in air for each of the radon's progeny  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$  and  $^{212}\text{Bi}$  was determined. With these concentrations, the effective dose in the human respiratory tract was

computed for each progeny. To that, the developed algorithm (UPVDose) was used.

The authors analyze in this work a Waste Water Pre-Treatment Plant (WWTP) located at the Mediterranean coast with air radon concentration above Spanish action level. This paper presents a method for radon equilibrium factor determination in order to estimate WWTP workers effective dose more exactly.

The outline of the paper is as follows. The experimental measures procedure is explained in Section 2. Section 3 is dedicated to materials and methodology. In Section 4 is presented the results and validation. Finally, Section 5 summarizes the major conclusions of this work.

### **5.2.2 Experimental measures procedure**

Measurement procedure had two different parts; measures taken in-situ at the treatment plant, and the others corresponding to the sampling process and analysis carried out at the “Environmental Radioactive Laboratory” at the Polytechnic University of Valencia (Valencia).

At the treatment plant two measures were undertaken. On the one part, radon activity concentration was measured during two days by a continuous radon measuring instrument based on alpha spectrometer (RAD7<sup>®</sup>, DurrIDGE Company) (DurrIDGE Radon Instrumentation, 2015). RAD7<sup>®</sup> detector is based on electrostatic collection of alpha-emitters with spectral analysis using a passivated Ion-implanted Planar Silicon detector that converts alpha radiation directly to an electrical signal. One important advantage of solid state detectors is their ability to electronically determine the energy of alpha particle.

On the other hand, air suction was done using an air sampler F&J DF-14ME with fiberglass filter paper of  $\epsilon = 98\%$  efficiency was used for aerosol sampling. The pump flow velocity was  $v = 1e^{-3} \text{ m}^3/\text{s}$  (60 L/min). Radon short lived daughters attached to aerosols were collected on the fixed filter paper.

The filter was analyzed at the laboratory by gamma spectrometry performed in an Ortec GMX 40 Germanium detector, with extended range from 6 keV to 3 MeV, a 2 keV resolution and placed in original lead shield with wall thickness of 10 cm.

### **5.2.3 Materials and methodology**

#### *5.2.3.1 Equilibrium factor*

The below diagram shows the process steps: sampling (graph in red), transport and measurement (graph in blue). The first step corresponds to the air suction with the pump, the second step is centered on the transport of the sampling to the laboratory and the filter measurement with the gamma spectrometer Fig. (5.1), Fig. (5.2).

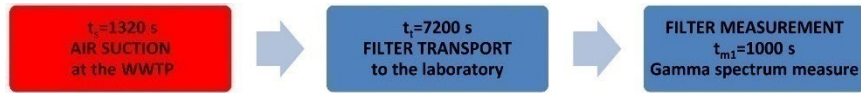


Figura 5.1 Temporal diagram.

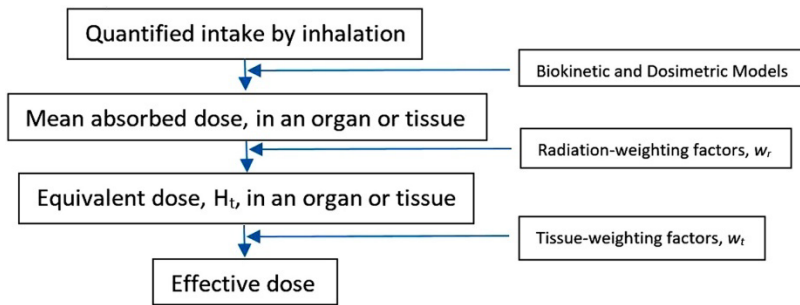


Figura 5.2 Effective dose determination.

As described before, the analysis of the radon decay products fixed at the fiberglass filter paper can be studied in two different steps.

The dynamic equations during air suction (the first sampling part at the WWTP) are given by equations Eqs. (5.1), (5.2), (5.3). And their initial conditions are  $N_{Po}(0) = 0$ ,  $N_{Pb}(0) = 0$  and  $N_{Bi}(0) = 0$ . The air suction duration was  $t_s = 1320$  s:

$$\frac{dN_{Po}}{dt_R} = C_{Po}v\varepsilon - \lambda_{Po}N_{Po} \quad (5.1)$$

$$\frac{dN_{Pb}}{dt_R} = C_{Pb}v\varepsilon + \lambda_{Po}N_{Po} - \lambda_{Pb}N_{Pb} \quad (5.2)$$

$$\frac{dN_{Bi}}{dt_R} = C_{Bi}v\varepsilon + \lambda_{Pb}N_{Pb} - \lambda_{Bi}N_{Bi} \quad (5.3)$$

While the dynamics equations in the second part (corresponding to the filter transport and laboratory analysis) are given by Eqs. (5.4), (5.5), (5.6). Their initial conditions are  $N'_{Po}(0) = N_{Po}(t_s)$ ,  $N'_{Pb}(0) = N_{Pb}(t_s)$  and  $N'_{Bi}(0) = N_{Bi}(t_s)$ . The filter transport duration from the WWTP to the laboratory is  $t_i = 7200$  s. At the laboratory a measure of  $t_m = 1000$  s was carried out ( $t_1$ ):

$$\frac{dN'_{Po}}{dt_R} = -\lambda_{Po}N'_{Po} \quad (5.4)$$

$$\frac{dN'_{Pb}}{dt_R} = \lambda_{Po}N'_{Po} - \lambda_{Pb}N'_{Pb} \quad (5.5)$$

$$\frac{dN'_{Bi}}{dt_R} = \lambda_{Pb}N'_{Pb} - \lambda_{Bi}N'_{Bi} \quad (5.6)$$

The number of decayed nuclei of  $^{214}\text{Pb}$  and  $^{214}\text{Bi}$  during the measurement ( $N_r$ ) can be calculated with the gamma spectrometry detected results of filter paper measured:

$$N_r = \frac{N_d}{\epsilon_d P_\gamma} \quad (5.7)$$

Where  $N_d$  is area under the photopeak,  $\epsilon_d$  is photopeak detection efficiency and  $P_\gamma$  is the  $\gamma$ -ray emission probability

The complete process was described in Martinez et al. (2017).

Detected decays by spectrometry really correspond to the difference between the not decayed nuclei after the transport time  $t=t_t$  and not decayed nuclei after the time of measurement  $t=t_m+t_t$  Eq. (5.8):

$$N_r = N'(t = t_t) - N'(t = t_t + t_m) \quad (5.8)$$

Where  $N'$  are the solutions of the second system of the differential equations. According to this, the  $^{214}\text{Pb}$  detected decays are given by Eq. (5.9):

$$N_r(^{214}\text{Pb}) = e^{-\lambda_{Pb}t_t} [1 - e^{-\lambda_{Pb}t_m}] \left[ N'_{Pb}(0) - \frac{\lambda_{Po}}{\lambda_{Pb} - \lambda_{Po}} N'_{Po}(0) \right] + \frac{\lambda_{Po}}{\lambda_{Pb} - \lambda_{Po}} N'_{Po}(0) e^{-\lambda_{Po}t_t} [1 - e^{-\lambda_{Po}t_m}] \quad (5.9)$$

In this equation,  $N'_{Po}$  is negligible because  $e^{-\lambda_{Po}t_t} \cong 0$ , due to the large transport time. The  $^{214}\text{Bi}$  detected decays are given by Eq. (5.10):

$$N_r(^{214}\text{Bi}) = \left[ N'_{Bi}(0) - \frac{\lambda_{Pb} N'_{Pb}(0)}{\lambda_{Bi} - \lambda_{Pb}} + \frac{\lambda_{Po} \lambda_{Pb}}{\lambda_{Pb} - \lambda_{Po}} N'_{Po}(0) \right] e^{-\lambda_{Bi}t_t} [1 - e^{-\lambda_{Bi}t_m}] + \left[ \frac{\lambda_{Pb} N'_{Pb}(0)}{\lambda_{Bi} - \lambda_{Pb}} - \frac{\lambda_{Po} \lambda_{Pb} N'_{Po}(0)}{\lambda_{Pb} - \lambda_{Po}} \right] e^{-\lambda_{Pb}t_t} [1 - e^{-\lambda_{Pb}t_m}] \quad (5.10)$$

If  $N'_{Po}(0)$  and  $N'_{Pb}(0)$  were known, it would be possible to obtain  $N'_{Bi}(0)$ , but, as we have said before  $N'_{Po}(0)$  is not possible to know, therefore the authors make this approximation:

$$C_{Po} = F \frac{C_A(Rn-222)}{\lambda_{Po}} \quad (5.11)$$

Being  $F$  an initial equilibrium factor estimated and  $C_A(Rn-222)$  the activity concentration of radon measured with the alfa spectrometer RAD7. Substituting the results into the previous equations and its results into the solution of the first differential equations system, the activity concentration of  $^{214}\text{Bi}$  and  $^{214}\text{Pb}$  was obtained. Knowing the following equations:

$$EEC_{Rn222} = 0.105 C_{APo218} + 0.515 C_{APb214} + 0.38 C_{ABi214} \quad (5.12)$$

$$F = \frac{EEC_{Rn222}}{C_{Am}} \quad (5.13)$$

A new equilibrium factor is obtained. The value of  $F$  obtained is introduced into Eq. (5.11) and the process is repeated, until the convergence.

### 5.2.3.2 Compartment models

In different ICRP publications the biokinetics models were developed. The biokinetics models describe the mechanism of deposition, absorption and elimination of the radioactive substances. The applications of these publications

are diverse; the main application is for radiophysics and radiological protection purposes.

These publications (ICRP, 1994) and (ICRP, 1997), describe the different organs of the human body as compartments. These compartments have inputs and outputs and they have different biokinetic models. All the biokinetic models are represented by a system of ordinary linear differential equations with constant coefficients (Sánchez and Rodríguez-Díaz, 2007).

The Eq. (5.14) represents in matrix form this system of ordinary linear differential equations with constant coefficients, where  $k_{ij}$  represents the rate of inputs and outputs. The matrix  $A$  is the compartment matrix and its diagonal elements are negative. The sum of all columns are zero.  $q_i(t)$  represents the retention of the compartment  $i$  and  $b_i(t)$  represents an external input:

$$\frac{d}{dt}q(t) = Aq(t) + b(t) \quad (5.14)$$

$$A = \begin{bmatrix} -k_1 & k_{2,1} & \dots & K_{n,1} & 0 \\ k_{1,2} & -k_2 & \dots & k_{n,2} & 0 \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ k_{1,n} & k_{2,n} & \dots & k_n & 0 \end{bmatrix}, b(t) = \begin{bmatrix} b_1(t) \\ b_2(t) \\ \dots \\ b_n(t) \\ 0 \end{bmatrix}, q(t) = \begin{bmatrix} q_1(t) \\ q_2(t) \\ \dots \\ q_n(t) \\ 0 \end{bmatrix} \quad (5.15, 5.16, 5.17)$$

The solution of this system is an ordinary linear differential equation, given an initial value  $q_0$ :

$$q(t) = e^{tA}q_0 + \int_0^t e^{(t-\tau)A}b(\tau)d\tau \quad (5.18)$$

Matrix  $A$  have to be diagonalizable with real eigenvalues, therefore:

$$e^{tA} = S e^{t\Lambda} S^{-1} \quad (5.19)$$

So, Eq. (5.14) can be expressed as:

$$q(t) = \sum_{i=1}^{n+1} S^{-1} q_0 e_i e^{\lambda_i t} + S \int_0^t e^{(t-\tau)} S^{-1} b(\tau) d\tau \quad (5.20)$$

### 5.2.3.3 Human respiratory tract

The ICRP 66 (ICRP, 1994) and 78 (ICRP, 1997) describes the Human Respiratory Tract and Internal Expose for Workers. The inhalation can be divided into two process: deposition and elimination. Deposition is the process that determines what fraction of the inspired particles is caught in the respiratory tract and, thus, fails to exit with expired air. It is likely that all particles that touch a wet surface are deposited; thus, the site of contact is the site of initial deposition.

The response to the alpha energy produced by radon progeny depends not only on the amount of aerosol deposited but also on the amount retained in the lungs over time. Retention is the amount of material present in the lungs at any time and equals deposition minus clearance. An equilibrium concentration is

reached during continuous exposure to radon progeny when the rate of deposition equals the rate of clearance. The amount of particles retained within a specific lung region over time is a key determinant of dose.

The behavior of a particle in the respiratory system is largely determined by its size and density. Particles of varying shape and density may be compared by their aerodynamic equivalent diameter (ADAM).

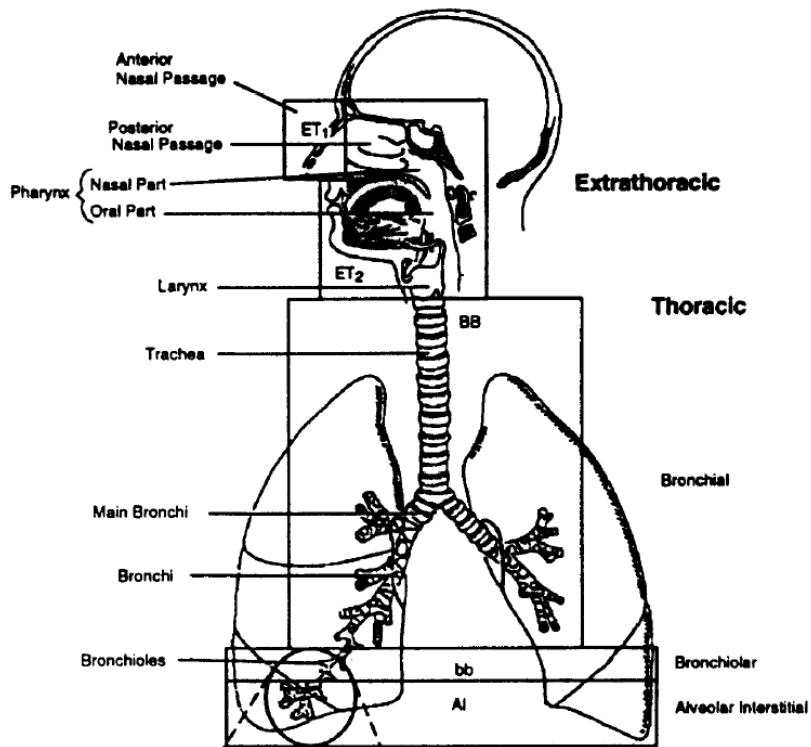


Figura 5.3 Parts of the respiratory tract used in the biokinetic model (ICRP, 1994).

#### 5.2.3.4 Deposition calculation

The extent to which each mechanism contributes to the deposition of a specific particle depends on the particle's physical characteristics, the subject's breathing pattern, and the geometry of the respiratory tract. To model the particle deposition, the regions were treated as a series of filters in ICRP 66, during both inhalation and exhalation. The efficiency of each was evaluated by considering aerodynamic (gravitational settling, inertial impaction) and thermodynamic (diffusion) processes acting competitively.

The air flow will go through these filters both at inhalation and exhalation. With this method we get the fractions referred to the deposition for each of the compartments (ET1, ET2, BB, bb, AI).

The authors follow the recommendation of the ICRP 66 (ICRP, 1994) for the calculation for the IDF'S (Initial Deposition Fractions).

### 5.2.3.5 Elimination calculation (transport and absorption into blood)

In the Fig. (5 4) dark compartments are the initial deposition. The black arrows are the directions of the mechanical particle transport to stomach and lymphatics nodes. In the PIS (Particles in Initial State) particles are deposited firstly and they are absorbed into blood at an absorption rate  $s_p$ . At the same time, they are transferred from PIS to PTS (Particles in Transform State) at a rate  $s_{pt}$ . Also the particles in PTS are absorbed into blood at an absorption rate  $s_t$ .

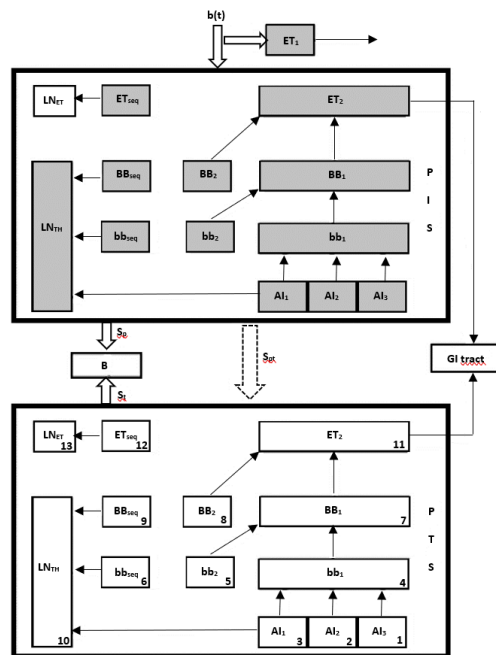


Figura 5.4 Human Respiratory Tract Model. ET<sub>1</sub> and ET<sub>2</sub> are the Extrathoracic Region (nose, mouth, larynx and pharynx), BB is the Bronchial Region, bb is the Bronchiolar Region, AI is the Alveolar-Interstitial Region and LN<sub>ET</sub>, LN<sub>TH</sub> are lymphatics nodes (ICRP, 1994).

The absorption rates ( $s_p$ ,  $s_{pt}$  and  $s_t$ ) depend on the chemical form of the elements. These absorption rates can be of three kinds of rates, F fast, M moderate and S slow.

*Cálculo de la dosis por inhalación del radón en una EPAR*

The system PIS can be represented with  $A_1$  matrix and the retention can be calculating with:

$$q_{A1}(t) = I_0 IDF e^{tA_1} \quad (5.21)$$

The system PTS can be represented with  $A_2$  matrix and the retention can be calculated with:

$$q_{A2} = spt \int_0^1 e^{(t-\tau)A_2} q_{A1}(\tau) d\tau \quad (5.22)$$

Therefore, the retention of the total Human Respiratory Tract is calculated with:

$$q_A(t) = q_{A1}(t) + q_{A2}(t) \quad (5.23)$$

**5.2.3.6 Equivalent dose**

To calculate the equivalent dose, the radioactive decay has to be added to retention:

$$x_{s,i}(t) = q_{s,i}(t)e^{-\lambda_i} \quad (5.24)$$

Integration is used to find the total number of disintegrations:

$$U_{s,i}(\tau) = \int_0^\tau x_i(t) dt \quad (5.25)$$

$U_{s,i}$  is the total number of nuclear transforms of radionuclide  $i$ , of the decay chain in the source region S.

Keeping in mind that the  $SEE(T \leftarrow S)$  is the total energy absorbed per unit mass in the target T due to organ S and radionuclide  $i$  ( $Sv/Bq s^{-1}$ ):

$$SEE(T \leftarrow S)_i = 1.6 \cdot 10^{-13} \frac{1}{m_T} \sum_R Y_R E_R w_R AF(T \leftarrow S)_R \quad (5.26)$$

$Y_R$  = is the yield of radiation R per nuclear transformation for radionuclide  $i$ .

$E_R$  = Energy of the radiation R.

$w_r$  is the weighting factor for radiation R emitted in S.

$AF(T \leftarrow S)_R$  = is the fraction of the energy of radiation E emitted in S

$m_T$  = is the mass of the target tissue.

Therefore:

$$H_T(t) = \sum_{i,s} U_{s,i}(\tau) SEE(T \leftarrow S)_i \quad (5.27)$$

$$H_t(t) = \sum_T w_T H_T(t) \quad (5.28)$$

Where  $w_t$  is the weighting factors assigned for the partition of radiation detriment among respiratory tract tissues ICRP 66 (ICRP, 1994)  $H_{T(t)}$  are the equivalent doses in the HRT model ( $ET_1$ ,  $ET_2$ ,  $LN_{ET}$ ,  $BB_{basal}$ ,  $BB_{sec}$ ,  $bb$  and  $AI$ ), and  $H_{t(t)}$  are the equivalent doses in the two organs of the respiratory tract, (lungs, extrathoracic airways).



Finally, to obtain the effective dose it has to take into account the weighting factors published in the ICRP 103 (ICRP, 2007) for lungs and extrathoracic airways, 0.21 and 0.001 respectively.

## 5.2.4 Results and validation

### 5.2.4.1 Equilibrium factor determination

In order to check our methodology, firstly, the algorithm was applied to measurements obtained by Forkapić et al. (2012). The equilibrium factor obtained with our methodology was  $F=0.55$ , which was in good agreement with the equilibrium factor obtained by Forkapic in his work  $F=0.56$ .

Keeping in mind that the half-life of radionuclides are  $^{218}\text{Po}$  (3.1 min),  $^{214}\text{Pb}$  (26.8 min) y  $^{214}\text{Bi}$  (19.8 min). The measure was made with 1000 s duration. The next table displays the obtained results. The net areas under the photopeaks of 351.9 keV ( $^{214}\text{Pb}$ ) and 609.3 keV ( $^{214}\text{Bi}$ ) obtained experimentally are listed. The measurement of  $^{218}\text{Po}$  are null Table (5.1).

Tabla 5.1 Results of the measurements of the gamma spectrometry.

$t_t(\text{s})$	$t_m(\text{s})$	$t_t+t_m(\text{s})$	$^{214}\text{Pb}^a$	$^{214}\text{Bi}^b$
7200	1000	8200	224	303

<sup>a</sup> Nd (351.9 keV)  $\epsilon d = 0.092275$   $\mu\text{g} = 0.371$ .

<sup>b</sup> Nd (609.3 keV)  $\epsilon d = 0.0557879$   $\mu\text{g} = 0.461$ .

According to radon concentration (it was measured with alpha spectrometry) in air it was  $C_{Rn-222} = 368 \pm 6$  Bq/m<sup>3</sup>, and the equilibrium factor, calculated with our methodology, between radon and its progeny was  $F=0.27$ . With this equilibrium factor and substituting in Eq. (5.6), the authors obtain the following results:

$$C_A(^{218}\text{Po}) = \lambda_{\text{Po}} C_{\text{Po}} = 104.2 \text{ Bq/m}^3$$

$$C_A(^{214}\text{Pb}) = \lambda_{\text{Pb}} C_{\text{Pb}} = 161.4 \text{ Bq/m}^3$$

$$C_A(^{214}\text{Bi}) = \lambda_{\text{Bi}} C_{\text{Bi}} = 32.6 \text{ Bq/m}^3$$

The  $C_A$  of the  $^{214}\text{Po}$  is the same of the  $^{214}\text{Bi}$  because the period of  $^{214}\text{Po}$  is 164.3  $\mu\text{S}$  as the authors said before.

### 5.2.4.2 Conversion dose factors

In order to obtain the dose conversion factor, the authors have developed an algorithm following the ICRP 66 (ICRP, 1994) indications in the HRT. The results obtained were compared with the program LUDEP 2.0 (Jarvis et al., 1996). For each short life progeny of the radon, an acute inhalation of 1 Bq and fast absorption  $F$  were introduced into the software UPVDose.

*Cálculo de la dosis por inhalación del radón en una EPAR*

In Table (5.2), the doses calculated for  $^{214}\text{Bi}$  are only for the beta disintegration, as the  $^{214}\text{Po}$  has a tiny period it can be said that the  $^{214}\text{Bi}$  has a double disintegration alpha and beta. In view of the above, the equivalent doses were recalculated. The new results are show in the Table (5.3).

**Tabla 5.2 Results of the comparison between UPVDose and LUDEP 2.0 (equivalent dose). 1 Bq and Acute Inhalation**

	Rapid absorption F $^{218}\text{Po}$		Rapid absorption F $^{214}\text{Pb}$		Rapid absorption F $^{214}\text{Bi}$			
	UPVDose (Sv/Bq)	LUDEP 2.0 (Sv/Bq)	UPVDose (Sv/Bq)	LUDEP 2.0 (Sv/Bq)	UPVDose (Sv/Bq)	LUDEP 2.0 (Sv/Bq)		
<b>ET<sub>1</sub></b>	1.42E-09	1.40E-09	<b>ET<sub>1</sub></b>	4.83E-11	4.70E-11	<b>ET<sub>1</sub></b>	3.62E-11	3.50E-11
<b>ET<sub>2</sub></b>	7.29E-09	7.32E-09	<b>ET<sub>2</sub></b>	2.85E-10	2.80E-10	<b>ET<sub>2</sub></b>	2.72E-10	2.70E-10
<b>LN<sub>ET</sub></b>	1.23E-19	4.90E-19	<b>LN<sub>ET</sub></b>	2.13E-21	2.10E-18	<b>LN<sub>ET</sub></b>	5.23E-21	5.50E-18
<b>BB<sub>basal</sub></b>	3.11E-10	3.08E-10	<b>BB<sub>basal</sub></b>	7.07E-12	7.06E-12	<b>BB<sub>basal</sub></b>	6.65E-12	6.55E-12
<b>BB<sub>sec</sub></b>	3.41E-09	3.37E-09	<b>BB<sub>sec</sub></b>	8.69E-12	8.49E-12	<b>BB<sub>sec</sub></b>	7.57E-12	7.49E-12
<b>bb</b>	1.18E-09	1.57E-09	<b>bb</b>	1.69E-12	1.57E-12	<b>bb</b>	1.96E-12	2.03E-12
<b>AI</b>	6.37E-11	6.29E-11	<b>AI</b>	3.53E-13	3.66E-13	<b>AI</b>	9.51E-13	9.32E-13
<b>LN<sub>TH</sub></b>	1.31E-18	1.29E-18	<b>LN<sub>TH</sub></b>	2.26E-20	1.00E-17	<b>LN<sub>TH</sub></b>	5.56E-20	2.80E-17

**Tabla 5.3 Results of the  $^{214}\text{Bi}$  with double disintegration.**

	(Sv/Bq)
<b>ET<sub>1</sub></b>	6.36E-08
<b>ET<sub>2</sub></b>	3.23E-07
<b>LN<sub>ET</sub></b>	1.53E-18
<b>BB<sub>basal</sub></b>	1.06E-08
<b>BB<sub>sec</sub></b>	2.01E-08
<b>bb</b>	4.60E-09
<b>AI</b>	2.79E-10
<b>LN<sub>TH</sub></b>	1.63E-17

Considering the recommendations of the ICRP 66 (ICRP, 1994) and the ICRP 103 (ICRP, 2007) for the tissue weighting factors, the authors have calculated the effective doses.

The results for the effective dose of  $^{214}\text{Pb}$  and  $^{214}\text{Bi}$  can be compared with the effective dose published on ICRP 119 (ICRP, 2012). In this publication, the effective dose for  $^{214}\text{Pb}$  and  $^{214}\text{Bi}$  are  $4.8 \cdot 10^{-9}$  Sv/Bq and  $1.2 \cdot 10^{-8}$  Sv/Bq respectively. These differences are because in ours, calculations only beta and alpha are present, while in the ICRP also the gamma radiation, and the gastrointestinal tract are considered. All this methodology was applied for an aerosol with  $5 \mu\text{m}$  of AMAD,  $\sigma_g = 2.5$ , particle density  $\rho = 3 \text{ g cm}^{-3}$  and shape factor of  $\chi = 1.5$ . The subject of this work is a worker with light exercise ventilation rate  $1.2 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$  (recommendation of ICRP), working 480 h per year. In Table (5

4), Table (5.5) the authors present the results for the effective doses for each worker in the human respiratory tract.

Tabla 5.4 Results of effective dose for each radionuclide, in the human respiratory tract per 1 Bq of intake.

Effective dose (Sv/Bq)		
<sup>218</sup> Po	<sup>214</sup> Pb	<sup>214</sup> Bi
6.83E-10	5.74E-12	8.13E-09

Tabla 5.5 Results of effective dose for each radionuclide (Rapid absorption).

Effective dose per year			
<sup>218</sup> Po	<sup>214</sup> Pb	<sup>214</sup> Bi	Total
34.2 μSv	0.42 μSv	127 μSv	<b>162 μSv</b>

The authors repeated the same calculations for moderate absorption of <sup>218</sup>Po, and <sup>214</sup>Bi and results for effective dose per year and worker are presented in Table(5.6).

Tabla 5.6 Results of effective dose moderate absorption Po and Bi.

Effective dose per year			
<sup>218</sup> Po	<sup>214</sup> Pb	<sup>214</sup> Bi	Total
51.3 μSv	0.42 μSv	268 μSv	<b>319 μSv</b>

Following the indications of the ICRP, the authors calculated the effective doses for <sup>214</sup>Pb and <sup>214</sup>Bi. The <sup>218</sup>Po it is not present at the list published by the ICRP, the results, are presented in Table (5.7).

Tabla 5.7 Results of effective dose moderate absorption and fast according to ICRP values for each radionuclide.

	Effective dose (ICRP) (Sv/Bq)	Effective dose per year
<sup>214</sup> Pb	4.80E-09	371 μSv
<sup>214</sup> Bi (F)	1.20E-08	184 μSv
<sup>214</sup> Bi (M)	2.10E-08	323 μSv

The sum of the effective doses per year and worker are presented in Table (5.8).

Tabla 5.8 Sum of effective doses.

	Total dose per year
Fast F	<b>555 μSv</b>
Moderate M	<b>694 μSv</b>

### **5.2.5 Conclusions**

The measure of the  $^{218}\text{Po}$  is not possible if the distance between sampling and the laboratory of the measurement is great, due to its short period. In this work, this trouble is resolved with a new methodology. The low doses received by workers are due to the limited working hours established in a year for them, and the low equilibrium factor is due to the air extraction system of the WWTP, which renews the air 10 times per hour.

The effective doses calculated using UPVDose are in a good agreement with the results published in the ICRP 119 (ICRP, 2012) and the one obtained using LUDEP 2.0. Other important parameter in dose calculations is the kind of absorption of the radionuclide. In our case, if the absorption is fast the effective dose in HRT is 162  $\mu\text{Sv}$  per year while if the absorption is moderate the effective dose is 319  $\mu\text{Sv}$  per year.

For exposures to radon ( $^{222}\text{Rn}$ ) gas, inhalation of their short-lived decay products generally gives much higher contributions to effective dose than inhalation of the gas itself. Following inhalation of the short-lived progeny most of their decay takes place in the lung before clearance can occur, either by absorption into blood or by particle transport to the alimentary tract. As a consequence, the lung dose contributes around 90% of the effective dose for the pair  $^{214}\text{Bi}/^{214}\text{Po}$ , while for the  $^{214}\text{Pb}$ , the human gastrointestinal tract is more important. Moreover, ICRP model does not take into account  $^{218}\text{Po}$  contribution, while our model calculates inhalation effective dose considering the effect of this radionuclide.

### **5.2.6 References**

DurrIDGE Radon Instrumentation, 2015. RAD 7 Radon Detector, user manual. DURRIDGE Company <https://durrIDGE.com/products/rad7-radon-detector/>.

Forkapić, S., Mrđa, D., Vesković, M., Todorović, N., Bikit, K., Nikolov, J., Hansman, J., 2012. . Radon equilibrium measurement in the air. In: Paper presented at the First East European Radon Symposium–FERAS.

ICRP, 1993. Protection Against Radon-222 at Home and at Work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23 (2).

ICRP, 1994. Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection. ICRP Publication 66. Ann. ICRP 24 (1-3).

ICRP, 1997. Individual Monitoring for Internal Exposure of Workers. ICRP Publication 78. Ann. ICRP 27 (3-4).

ICRP, 2007. The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 103. Ann.

ICRP 37 (2-4).

ICRP, 2012. Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60. ICRP Publication 119. Ann. ICRP 41(Suppl.)

Hongyu Zhu et al 2018., Establishment of detailed respiratory tract model and Monte Carlo simulation of radon progeny caused dose. J. Radiol. Prot. 38 990

Jarvis, N.; Birchall, A.; James, A.; Bailey, M.; Dorrian., 1996. M. LUDEP 2.0: Personal computer program for calculating internal doses using the ICRP Publication 66 respiratory tract model; Technical Report NRPB-SR287; NRPB: Chilton, UK.

Marsh, James W., Laurier, Dominique., Tirmarche, Margot., 2017. Radon dosimetry for workers ICRP's approach. Radiation Protection Dosimetry. <http://dx.doi.org/10.1093/rpd/ncx065>

Martinez, J.E., Juste, B., Ortiz, J., Martorell, S., Verdu, G., 2016. Air radon equilibrium factor measurement in a Waste Water PreTreatment Plant. Radiation Physics and Chemistry. <https://doi.org/10.1016/j.radphyschem.2017.03.011>

Ramola, R. C., Prasad, M., Kandari, T., Pant, P., Bossew, P., Mishra, R., & Tokonami, S. 2016. Dose estimation derived from the exposure to radon, thoron and their progeny in the indoor environment. Scientific Reports, 6, 31061. <http://doi.org/10.1038/srep31061>

Sánchez, G., Rodríguez-Díaz, J. M.; 2007. Optimal design and mathematical model applied to establish bioassay programs. Radiat Prot Dosimetry 2007; 123 (4): 457-463. doi: 10.1093/rpd/ncl499



# **Capítulo 6**

## **Análisis de la capacidad de filtración de los descendientes del radón de las mascarillas faciales**

### **6.1 Introducción**

Debido a la relación entre la incidencia de cáncer de pulmón y la inhalación del gas radón y sus descendientes, se ha visto la necesidad de regular la reducción de la concentración del gas radón en los recintos cerrados (viviendas, lugares de trabajo, etc.).

Se conocía las implicaciones del gas radón en la salud de los trabajadores de las minas de carbón. Sin embargo, no se conoció la implicación del gas radón en los habitantes de las viviendas, hasta la década de 1980. En esa década, la IARC (International. Agency for Research on Cancer) calificó al radón como agente cancerígeno de tipo 1 y Europa incluyó también la exposición al radón en su Código Europeo de Cáncer de Pulmón.

Una de las vías de exposición al radón es a través del aire que se respira en lugares cerrados, como las viviendas y lugares de trabajo. En estas construcciones, el gas radón puede acumularse sobre todo en recintos mal

ventilados especialmente en los sótanos, plantas bajas y edificaciones con una pobre ventilación. Las concentraciones de radón varían según la región geográfica, las características del suelo, la ventilación del edificio y otros factores. Por esta razón, las autoridades sanitarias y los expertos en seguridad ambiental recomiendan medir la concentración de radón en los espacios cerrados, y en caso de que se detecten niveles elevados, tomar medidas para reducir la exposición de las personas.

### **6.1.1. Sistemas de remediación constructivos para la reducción de la concentración de radón**

Para reducir las concentraciones de radón en las viviendas se ha ideado distintas técnicas constructivas:

Ventilación:

La ventilación es uno de los métodos más efectivos para reducir los niveles de radón en el aire interior de las viviendas y lugares de trabajo. Consiste en introducir aire fresco desde el exterior y evacuar el aire viciado que contiene altos niveles de radón.

Existen dos tipos de ventilación: la ventilación natural y la ventilación forzada.

La ventilación natural se basa en la circulación natural del aire a través de aberturas en las paredes, ventanas, puertas, y otras aberturas. El movimiento del aire depende de la diferencia de temperatura entre el aire interior y exterior, la velocidad del viento, la permeabilidad del edificio, entre otros factores. Aunque puede ser efectiva en algunas situaciones, la ventilación natural no es siempre suficiente para reducir los niveles de radón a niveles aceptables.

Por otro lado, la ventilación forzada (B Juste et al., 2015) utiliza equipos mecánicos para aumentar la circulación del aire. Los sistemas de ventilación forzada pueden ser de dos tipos: extractores y ventiladores.

Los extractores son dispositivos que se instalan en las zonas de la vivienda o lugar de trabajo donde se producen las emisiones de radón (por ejemplo, en el sótano) y que extraen el aire contaminado al exterior. Los extractores pueden ser instalados tanto en paredes como en techos.

Los ventiladores, por otro lado, introducen aire fresco desde el exterior y aumentan la circulación del aire en el interior del edificio. Se pueden instalar ventiladores en las ventanas, las paredes o el techo, y su eficacia dependerá del caudal de aire que sean capaces de mover.

Ambos sistemas de ventilación forzada pueden ser utilizados de manera combinada, y su eficacia dependerá de varios factores como la permeabilidad del edificio, la ubicación del equipo, la velocidad del aire, la temperatura y humedad del aire, entre otros.

Barreras:



Se utilizan distintos materiales para las barreras, se colocan en los cimientos de la vivienda para impedir el paso del radón, debido a su bajo coeficiente de difusión. (B Ruvira, 2021)

La técnica de las barreras se ha utilizado para reducir la entrada del radón en las viviendas y edificios mediante la instalación de materiales en los cimientos, suelos o paredes de la estructura. Estos materiales se colocan para crear una barrera física que impide la entrada del gas radón desde el suelo hacia el interior de la vivienda.

Existen diferentes tipos de barreras utilizadas para reducir el radón en las viviendas. Por ejemplo, se pueden utilizar láminas de polietileno de alta densidad, arcillas expandidas, membranas bituminosas o paneles de lana mineral.

La instalación de una barrera se lleva a cabo durante la construcción de la vivienda o edificio. En el caso de una construcción existente, la instalación de una barrera puede ser más difícil y costosa. Además, es importante asegurarse de que la barrera esté correctamente instalada y sellada para evitar la entrada del gas radón.

La eficacia de las barreras puede variar según el tipo de suelo y las condiciones de construcción. Por ejemplo, en suelos con alta permeabilidad, es posible que las barreras no sean tan efectivas. Por lo tanto, se recomienda realizar pruebas de medición del radón antes y después de la instalación de una barrera para evaluar su efectividad.

Sistemas de extracción o presurización:

Los sistemas de extracción y presurización son métodos activos que buscan disminuir la concentración de radón en el interior de los edificios. El sistema de extracción consiste en la instalación de un sistema de ventilación mecánica que extrae el aire del suelo o de los espacios subterráneos del edificio, donde suele acumularse el gas radón, y lo expulsa al exterior (B Frutos, 2011).

Por otro lado, el sistema de presurización busca aumentar la presión del aire en el interior del edificio con respecto al exterior, creando un flujo de aire que impide la entrada de gas radón en el edificio. Para ello, se instala un ventilador que insufla aire fresco en el edificio, generando una presión positiva. Este sistema puede ser especialmente útil en edificios que presentan fugas o grietas por las que entra el gas radón.

### **6.1.2. Sistemas de protección individual para la reducción de la dosis por inhalación de radón**

Otros estudios han revelado que la filtración puede reducir significativamente la dosis hasta casi un 70% en el sistema respiratorio, dependiendo del método de filtrado. Los métodos típicos son filtros HEPA, sistemas de generador/ventilador de iones y purificadores de aire electrostáticos

*Análisis de la capacidad de filtración de los descendientes del radón de las mascarillas faciales*

(Yasuoka Y., et al., 2009)( Hopke P.K., et al., 1994) (Hopke P.K., et al., 1993) (Iwaoka, K., et al., 2013) . Esto conlleva la posibilidad de una disminución en el riesgo de cáncer de pulmón que está relacionado con la exposición al radón, ya que la progenie del radón contribuye a una parte importante de la dosis efectiva total en los pulmones.

Como se describe en el artículo publicado por (Lowe, S., et al.,2000) estos dispositivos solo actúan sobre la concentración de los descendientes del radón, la concentración de gas radón permanece constante.

La utilización de precipitadores electrostáticos también puede reducir la dosis por inhalación debida a los descendientes del radón, puede reducirla hasta un 50% tal como indica (Colenghi, V., et al., 2020) en su trabajo. Si se combinan las dos técnicas, tanto la electrostática como la de filtros puede alcanzarse una reducción de dosis del 84% (Yuan., et al., 2019).

Los generadores de iones (Sheets, R., et al., 1995) tanto negativos como positivos (Yu, K., et al., 1995) también reducen las concentraciones de descendientes del radón, al adherirse a las partículas cargada provoca un aumento de la deposición.

Como se ha descrito, la reducción de la dosis efectiva a los pulmones se logra mediante el filtrado de aire acompañado de la instalación de dispositivos especiales. Sin embargo, la protección individual para reducir la dosis pulmonar pueden ser una posibilidad, especialmente si estos dispositivos aún no están presentes.

Por ello, otra medida para reducir la exposición al radón en los lugares cerrados es el uso de mascarillas faciales. Estas mascarillas actúan como filtros que retienen las partículas sólidas en suspensión en el aire, incluyendo los descendientes del radón que se adhieren a los aerosoles. Dado que los aerosoles son partículas pequeñas y ligeras que pueden permanecer suspendidas en el aire durante mucho tiempo, las mascarillas pueden ser una medida efectiva para reducir la concentración de los descendientes del radón en el aire inhalado. Este método se analiza en este capítulo.

## **6.2 Resumen del artículo**

El artículo con el título "*Study of radon progeny inhalation protection by using facial masks*" se ha enviado a la revista "*Journal: Journal of King Saud University*" está pendiente de revisión y publicación por parte de la revista.

En el artículo se analiza la eficiencia de tres tipos de mascarillas: quirúrgicas, FFP2 y FFP3, para reducir la dosis por inhalación de los descendientes del radón.

Las medidas que se describen en el artículo se realizan en la Universitat Politècnica de València, en un Bunker subterráneo. Las condiciones de

temperatura, presión y humedad se midieron durante todo el periodo de medidas.

Los detectores de radón utilizados y el monitor de aire en continuo son:

- El monitor de aire en continuo *SmartCAM*
- *RadonScout*, detector de radón.
- *AlphaGUARD+AlphaPM* detector de radón y un complemento que detecta el factor de equilibrio y la concentración de EEC.

El proceso de toma de medidas es el siguiente:

Se deja durante 5 horas la *SmartCAM* midiendo sin mascarilla en el Bunker.

Después durante otras 5 horas la *SmartCAM* se deja midiendo con mascarilla en el Bunker. Esto se repite tres veces para cada tipo de mascarilla. Durante todo el tiempo que duran las medidas con y sin mascarilla el *RadonScout* mide la concentración del gas radón en el aire en el Bunker.

Para el análisis de los datos se implementan dos algoritmos. El primero que calcula el PAEC de los descendientes del radón, teniendo en cuenta las correcciones que se tienen que realizar por la presencia del gas torón. Mediante un factor de conversión se pasa el PAEC (Potential Alpha Energy Concentration) a EEC (Equilibrium Equivalent Concentration) para poder comparar resultados. El segundo algoritmo que se presenta se basa en la utilización de el software Matlab®, utiliza la función *fminsearch* que puede ajustar los resultados de los errores por mínimos cuadrados a las series de datos halladas experimentalmente. Los datos obtenidos con la *SmartCAM* se validan con los recogidos por el conjunto *AlphaGUARD+AlphaPM*.

Procesados los resultados también se calculan las dosis por inhalación, tanto directa del gas radón como por sus descendientes. Los resultados finales son las siguientes reducciones de la dosis por inhalación de los descendientes del radón: 64% para las mascarillas quirúrgicas, 71% para las mascarillas FFP2 y un 72% para las mascarillas FFP3, demostrando la efectividad de esta metodología para reducir la dosis por inhalación.



## **Study of radon progeny inhalation protection by using facial masks**

*J.E. Martínez, B. Juste, G. Verdú*

### **Abstract**

Radon exposure is the second-leading environmental cause of lung cancer, therefore finding ways to reduce the radon inhalation dose is a priority objective. Inhalation dose is calculated considering two contributions, the radon gas on the one hand and its progeny on the other. This paper studies the effectiveness of face masks (surgical masks, FFP2 and FFP3) to reduce the contribution of radon descendants that pass into the respiratory tract and thus reduce associated inhalation doses. To analyze the radon filtering potential of these masks, a continuous radon monitor has been used to estimate the radon concentration and the Potential Alpha Energy Concentration with and without facial masks. The data registered by this monitor, together with an error minimization algorithm developed in *Matlab*®, allow the Equilibrium Equivalent Concentration to be calculated. These results make it possible to compare the inhalation doses received by a person not wearing or wearing different types of masks, obtaining a dose reduction of 64% for surgical masks compared to the study without mask, a reduction of 71% for FFP2 and 72% for FFP3 masks.

**Keywords:** Radon progeny, radon, facial mask, FFP2, inhalation dose, PAEC, EEC.

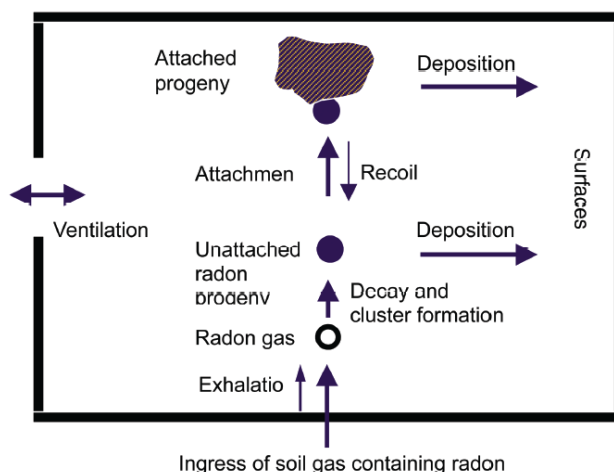
### **6.2.1 Introduction**

Radon ( $^{222}\text{Rn}$ ) is the most abundant radon isotope and is responsible for the main percentage of annual radiation exposure from natural sources.  $^{222}\text{Rn}$  is a radioactive noble gas produced by the decay of  $^{226}\text{Ra}$  found in the Earth's crust and rocks. The radon present in the air disintegrates in its short-lived descendants  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$  and  $^{214}\text{Po}$ , which are most of them positively charged as the orbital electrons evaporate. In a first step, these nuclei will react with trace gases and water vapor in the so-called clustering process, which will last less than a second. The radon decay products with smaller particle diameter that attach to ambient molecules and become neutralized by the recombination are defined as unattached fraction and present a high diffusion coefficient. Others, will adhere to aerosols present in the air forming the attached fraction of radon progeny.

Those that remain suspended in the air (not deposited on the indoor walls and floor), unattached and attached fractions, can be inhaled and deposited in different sections of the human respiratory tract, especially in the bronchi and alveoli (Marsh and Birchall, 2000b) representing a considerable health risk. Figure (6.1) represents the different physical mechanisms of radon progeny behavior.

*Análisis de la capacidad de filtración de los descendientes del radón de las mascarillas faciales*

Those that remain suspended in the air (not deposited on the indoor walls and floor), unattached and attached fractions, can be inhaled and deposited in different sections of the human respiratory tract, especially in the bronchi and bronchioles (Marsh and Birchall, 2000) representing a considerable health risk. Figure (6.1) represents the different physical mechanisms of radon progeny behavior.



**Figura 6.1 Diagram of the radon descendant's behavior in the air. Source: ICRU 88.**

According to its decay scheme, air radon concentration is a mixture of the primary radon and its decay products that may be unattached or attached to aerosol particles. Therefore, radon dosimetry has two components, one due to the direct radon inhalation contribution, that is almost all exhaled immediately, and the other one due to airborne progeny in suspension which will decay while passing through the respiratory tract.

Since radon and its descendants are not in equilibrium in the air, the inhalation dose for radon component is much smaller than that estimated for progeny inhalation (ICRU, 2015).

The most relevant descendants in dosimetry are  $^{218}\text{Po}$  and  $^{214}\text{Po}$ . Both are alpha emitters with 6 MeV and 7.7 MeV energy emission respectively. The two radioisotopes have a very high Linear Energy Transfer (LET) which produces a high dose in the tissues where they are deposited.

Since radon is a noble gas, it is difficult to set up barriers to prevent its inhalation, nevertheless a potential way to reduce the inhalation dose could be reducing the contribution of the descendants that enters the respiratory tract. To that, the main objective of this study is to investigate whether the simple method of wearing a face mask is capable of reducing the inhalation dose. Therefore, the radon progeny filtration properties of these masks have been experimentally

determined by analyzing radon equilibrium parameters factors of air after passing through these masks. As different mask types reveal a different structure and different filtering properties, three types of masks were tested and compared. To check the decrease of the inhaled dose in this work, the PAEC (Potential Alpha Energy Concentration) of the radon progeny and the EEC (Equilibrium Equivalent Concentration) are estimated.

This evidence would be of special importance to exposed staff, especially those working in basements and buildings with low ventilation (caves, underground mines, tunnels, basement storages, parking facilities and spas), since this work demonstrates that wearing masks may be an easy way to reduce descendant's inhalation dose contribution (IAEA, 2022).

The paper is organized as follows; section 2 describes the materials and methods to calculate the PAEC and the EEC from experimental measures, section 3 presents the PAEC results obtained from  $^{218}\text{Po}$  and  $^{214}\text{Po}$  experimental concentrations and the EEC calculation using a *Matlab*® algorithm, and finally in section 4 the main conclusions are exposed.

## **6.2.2 Materials and methods**

### *6.2.2.1 Experimental procedure*

#### *6.2.2.1.1 Configuration set-up of measurements*

Radon measurements were carried out in the facilities of the Universitat Politècnica de València (Spain), in an underground bunker where there is a reduced dimensions room without ventilation and that is barely accessed in long periods of time. In this room, the radon concentration remains around 300-400 Bq/m<sup>3</sup> permanently.

The values of the equilibrium factor in this bunker have been also determined by measuring the radon progeny concentrations in the air by filter gamma spectrometry (Martínez, J.E et al., 2017). Equilibrium factors registered in this room are close to 0.1, which are much lower than in other base ground locations and below the value set by default by the UNSCEAR 0.4 (UNSCEAR,2000). The reason of such a low equilibrium factor value is explained considering the scarce presence of aerosols in the air (ICRP, 2017), since it is an underground site without ventilation.

The detector head was placed in the middle of the bunker room maintaining a minimal distance of 100 cm to the walls, 150 cm to the floor and 250 cm to the roof. All measurements have lasted 5 hours, a period in which the values of PAEC and EEC presented in this work are averaged.

The mean temperature in this room during the measurement period was 30°C with a standard deviation of 0.8°C, a relative humidity of 59.2% with a standard deviation of 6.1% and an atmospheric pressure of 113.5 mbar with a

*Análisis de la capacidad de filtración de los descendientes del radón de las mascarillas faciales*

standard deviation of 2.5 mbar. The measures campaign lasted three weeks during summer season. That is the reason that all the measurements maintained constant meteorological conditions, thus trying to avoid variations in radon concentration due to environmental aspects.

*6.2.2.1.2 Radon detector and Continuous air radon progeny monitor*

Two detectors were used simultaneously in each measurement. On the one hand, a continuous air descendants' detector was used to calculate PAEC, and on the other hand a continuous radon detector to measure the radon concentration in air.

Radon progeny was measured by a commercially available device, the continuous air detector *SmartCAM* (from Ultraelectronics). It consists of an air suction monitor that detects alpha decays of radon and thoron progeny ( $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Po}$  and  $^{212}\text{Po}$ ) which are trapped in a high-efficiency filter. To that, the equipment has an external air pump that conveys the absorbed air to the filter located in the detector head with an airflow rate recorded by a mass flowmeter that records every minute the air flow ( $\approx 45$  L/min). The interval used to register the variations of the alpha decay activity in the filter is 1 min.

The great advantage of this radon progeny detector is that it uses a step monitor to control the filter movement. In this way, at the beginning of each cycle measurement, the step monitor rolls the filter to keep a new and clean filter ready for collection by starting the sampling pump and recording the alpha particles. In operation, the *SmartCAM* continually monitors alpha ( $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Po}$  and  $^{212}\text{Po}$ ) total particles deposited on the filter aerosol sample. To perform the alpha spectroscopy, the monitor head has two solid-state detectors (PIPS) high-resolution detectors (one for alphas and one for betas), with an active area of  $450\text{ mm}^2$ . An accurate isotope peak fitting algorithm is used for radon progeny concentration calculation. The  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Po}$  and  $^{212}\text{Po}$  concentrations individually are registered continuously. The filter is made of PTEE (Polytetrafluoroethylene) and has an efficiency of 98%. Particles attached to the filter mimic particles attached to human respiratory track.

Figure (6.2) shows the continuous air detector and other measurement equipment used in this work.





Figura 6.2 Radon detectors used (a) SmartCAM (b) RadonScout (c) AlphaGUARD

Simultaneously, *RadonScout* (Sarad) Figure (6.2b) detects air radon concentration. The *RadonScout* detector has been specially created for prolonged measurements in closed places. To prevent measurements from being affected by thoron, radon enters the *RadonScout* by diffusion. The interval used to record the radon measurements variations is 1 hour, which makes it easier to follow the radon concentration evolutions. Radon Vision software is used to download the collected data and for analysis.

To validate equilibrium parameters calculated, a reference instrument for radon monitoring and accurate in situ measurement (*AlphaGUARD*) was also used. It is a portable radon measurement laboratory characterized by high sensitivity and stable long-term calibration. In addition to the concentration of radon in the air, *AlphaGUARD* simultaneously, with the *AlphaPM* complement, measures, and records the PAEC and EEC factors, variables that have been compared with the ones obtained using the methodologies developed in this work.

#### 6.2.2.1.3 Facial masks

In this study, the filtration properties of different facial masks for radon and its decay products were investigated. The masks were attached to the detector suction point, preventing some progeny crossing the mask. Measures without mask were also performed. In parallel, the radon activity concentration in the room was also measured with the *RadonScout* detector.

Figure (6.3) shows how the masks were attached at the air intake of the *SmartCAM*, before the air passed through the filter and detector.

Análisis de la capacidad de filtración de los descendientes del radón de las mascarillas faciales

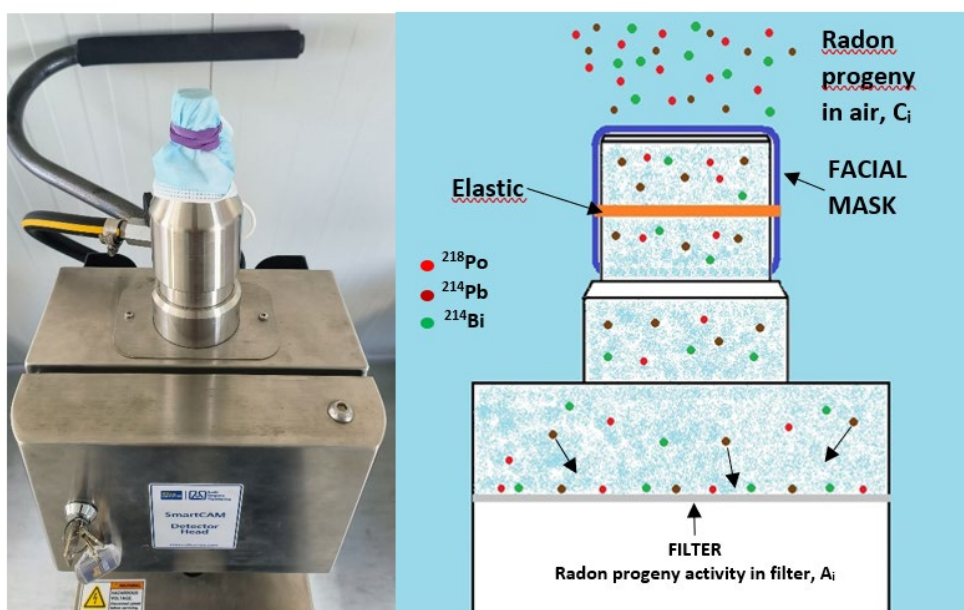


Figura 6.3 SmartCAM head with the surgical mask fixed to the air inlet.

The *SmartCAM* without any mask at the air inlet measures the radon descendants trapped in the filter during 5 hours, secondly, in the same day, the same 5 hours measure is performed, but setting a certain mask type at the air inlet of the monitor. During the whole measurement process, 10 hours, the *RadonScout* measures simultaneously the concentration of radon gas in the bunker. This procedure is repeated three times for each mask type.

For the measurements of radon progeny, three types of masks were used in this work: a surgical mask, an FFP2 mask and an FFP3 mask.

Surgical mask → It consist on surgical masks type IIR, composed of three layers of woven polypropylene, overlapping polypropylene and metal mesh. IIR surgical masks are the highest protection surgical masks. The manufacture standard followed is: UNE-EN 14683:2019+AC:2019.

- FFP2 mask → They are composed of five layers. They have a higher particle filtration efficiency than surgical masks, 92%. The manufacture standard followed is: CE 149:2001+A1:2009.

*Estudio del factor de equilibrio y cálculo de dosis aplicados al gas radón*

- FFP3 mask → They are composed of 66.7% non-woven cloth and 33.3% melt-blown cloth. They are the most filtering FFP type respirators, 98%. The manufacture standard followed is: CE 149:2001+A1:2009.

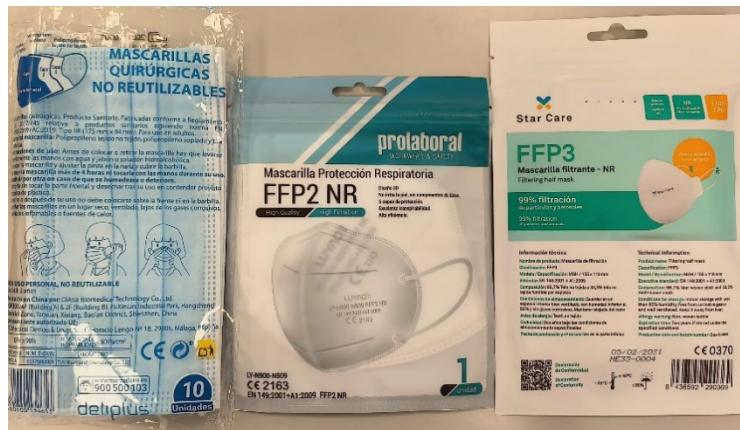


Figura 6.4 Facial masks for radon filtering potential analyzed: surgical, FFP2 and FFP3.

6.2.2.2 Theoretical calculations and algorithms

6.2.2.2.1 PAEC calculation methodology

According to the ICRP 115 (ICRP 115, 2010) the potential alpha energy concentration (PAEC) of any mixture of (short lived) radon or thoron daughters in air, is the sum of the potential alpha energies of all daughters' atoms present per unit volume of air released during complete decay through <sup>210</sup>Pb for <sup>222</sup>Rn progeny or through <sup>208</sup>Pb for <sup>220</sup>Rn progeny. The usual unit for this quantity is MeV/m<sup>3</sup>.

The Potential Alpha Energy Concentration (PAEC) is given by equation (6.1):

$$PAEC \left( \frac{MeV}{m^3} \right) = \sum_i \left( \varepsilon_{p,i} / \lambda_i \right) C_i \quad (6.1)$$

Where  $\varepsilon_{p,i}$  is the potential alpha energy of the short-lived radon decay product *i*, equal to 13.69 MeV for <sup>218</sup>Po, and 7.69 for <sup>214</sup>Pb and <sup>214</sup>Bi,  $\lambda_i$  is the decay constant for each radionuclide, and  $C_i$  is the activity concentration of the decay product nuclide *i* in air. Since in this case, the concentration of the beta emitters is unknown, it is impossible to calculate the potential alpha energy concentration through expression (6.1) without a specific algorithm development.

As <sup>218</sup>Po and <sup>214</sup>Po emission energies are different, it is possible to separate both nuclides by alpha spectroscopy. Figure 5 displays radon and thoron decay

*Análisis de la capacidad de filtración de los descendientes del radón de las mascarillas faciales*

schemes, from  $^{226}\text{Ra}$  to  $^{210}\text{Pb}$  for radon and from  $^{224}\text{Ra}$  to  $^{208}\text{Pb}$  for thoron, being the last elements of the two decay schemes stable elements. Highlighted are the alpha-emitting descendants of the two radioisotopes (radon and thoron), which are the ones involved in the process being described.

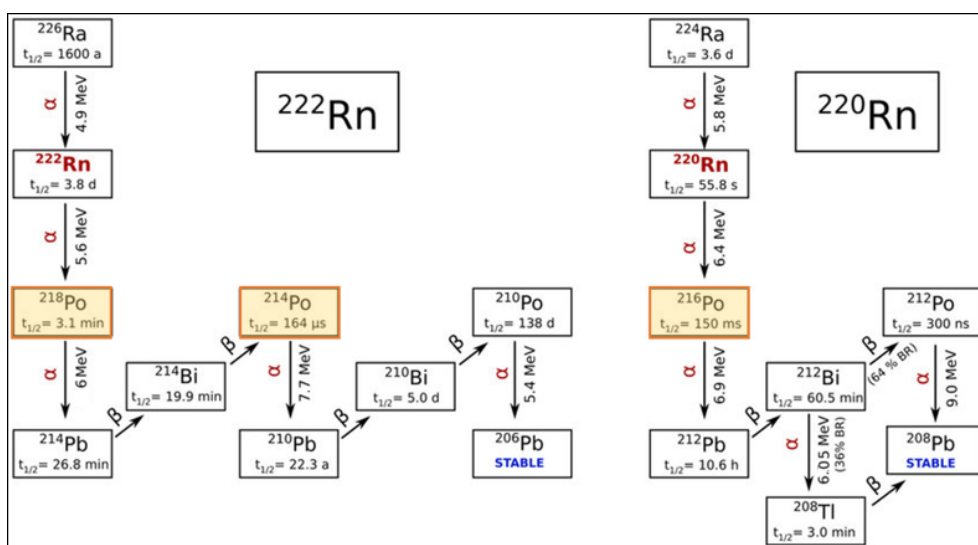
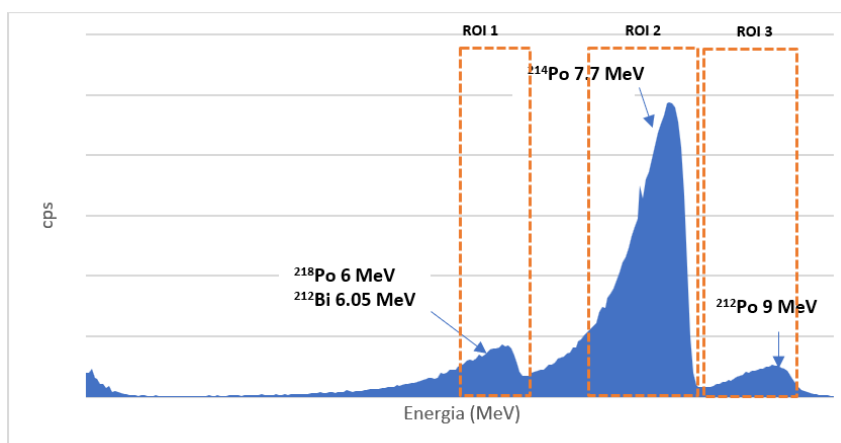


Figura 6.5  $^{222}\text{Rn}$  (left) and  $^{220}\text{Rn}$  (right).

As mentioned in the previous section, the SmartCAM detector is capable of performing alpha spectrometry. According to this, alpha characteristic peaks of the three polonium's,  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Po}$  and  $^{212}\text{Po}$  are recorded. Figure (6 6) shows



the spectrum detected by the *SmartCAM* during one of the measurement sessions without mask for 5 hours. The three analyzed ROI regions are showed.

Figura 6.6 *SmartCAM* spectrum registration without mask

When calculating the  $^{218}\text{Po}$  counts in an environment that includes both radon and thoron progeny,  $^{212}\text{Bi}$  energy is included in ROI1, because the alpha energy of  $^{212}\text{Bi}$  (6.05 MeV) is almost equal to that of  $^{218}\text{Po}$  (6.00 MeV). The detectable  $^{218}\text{Po}$  activity levels, also contain thoron progeny, which means that bismuth spurious alpha are also detectable by the *SmartCAM*. As a result, the  $^{218}\text{Po}$  counts are overestimated and it is necessary to discount  $^{212}\text{Bi}$  counts. To compensate this overestimation in ROI1,  $^{212}\text{Po}$  counts, which is a decay product of  $^{212}\text{Bi}$  and it is considered to be in radioactive equilibrium with his parent, are analyzed (Turtiainen, T et al., 2022). The  $^{212}\text{Bi}$  net counts can be calculated by the unaffected  $^{212}\text{Po}$  net count peak within ROI3 and can be subtracted from the peak area of ROI1 (ratio  $^{212}\text{Po}:^{212}\text{Bi}$  is always 0.36/0.64).

Then, the corrected  $^{218}\text{Po}$  activity in the filter is calculated by subtracting the  $^{212}\text{Bi}$  activity contribution:

$$A_{Po218} = \left( A_{Po218+Bi212} - \frac{0.36}{0.64} A_{Po212} \right) \quad (6.2)$$

The following equation describes the time evolution of the  $^{218}\text{Po}$  activity in the filter:

$$\frac{dA_{Po218}}{dt} = C_{Po218}^{Air} \phi \eta - \lambda_{Po218} A_{Po218} \quad (6.3)$$

Where  $A_{Po218}$  is the  $^{218}\text{Po}$  activity on the filter (Bq),  $C_{Po218}$  is the concentration of  $^{218}\text{Po}$  in the air (Bq/m<sup>3</sup>),  $\phi$  is the air flow rate suction of the *SmartCAM* detector (m<sup>3</sup>/s),  $\eta$  is the detector efficiency (21%) and  $\lambda_{Po218}$  is the decay constant of  $^{218}\text{Po}$  (0.003787 s<sup>-1</sup>).

Integrating equation 6.3, the  $^{218}\text{Po}$  activity on the filter is calculated as follows:

$$A_{Po218} = \frac{C_{Po218}^{Air} \phi \eta}{\lambda_{Po218}} \left[ 1 - e^{-\lambda_{Po218} t} \right] \quad (6.4)$$

According to equation 1,  $C_{Po218}^{air}$  is necessary for PAEC calculation. Substituting from equation 4 and cancelling  $e^{-\lambda_{Po218} t}$  when  $t \gg 1$  second,  $C_{Po218}^{air}$  can be estimated:

$$C_{Po218}^{air} = \frac{A_{Po218} \lambda_{Po218}}{\phi \eta} \quad (6.5)$$

The number of atoms  $N$  in air of a radionuclide associated with a filter activity  $A$  is given by equation (6.6), considering  $N = C/\lambda$ , where  $\lambda$  is the decay constant:

$$N_{Po218}^{air} = \frac{A_{Po218}}{\phi \eta} \quad (6.6)$$

Being  $N_{Po218}^{air}$  the number of atoms density of  $^{218}\text{Po}$  (atoms/m<sup>3</sup> in air).

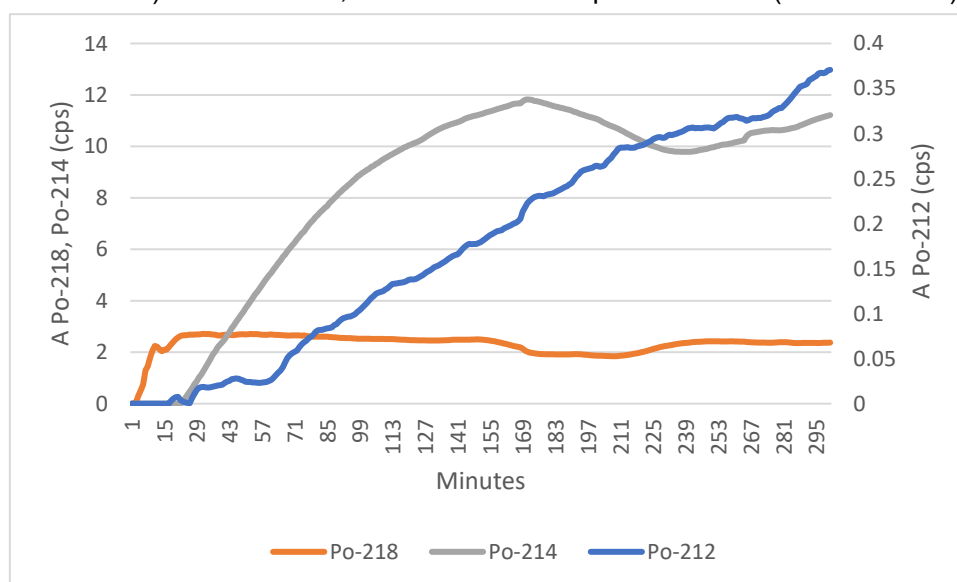
*Análisis de la capacidad de filtración de los descendientes del radón de las mascarillas faciales*

The spectrometric capabilities of *SmartCAM* allows discriminating the alpha particles from the  $^{218}\text{Po}$  and  $^{214}\text{Po}$  isotopes attached to the filter, but  $^{214}\text{Pb}$  and  $^{214}\text{Bi}$  cannot be detected, as they are beta emitters. Nevertheless, subtracting  $N_{\text{Po}218}^{\text{air}}$  from  $N_{\text{Po}214}^{\text{air}}$ , the activity in the filter from the rest of radionuclides ( $N_{\text{Rest}} = N_{\text{Pb}214}^{\text{air}} + N_{\text{Bi}214}^{\text{air}} + N_{\text{Po}214}^{\text{air}}$ ) can be obtained.

$$A_{\text{Rest}} = A_{\text{Po}214} - A_{\text{Po}218} \quad (6.7)$$

Radon progeny in air is not in secular equilibrium, but in the case of the detector filter all the radon daughters attached are considered to be in secular equilibrium.

Figure (6 7) represents the evolution during 5 hours measurement of the corrected  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Po}$  and  $^{212}\text{Po}$  activity in the filter. It can be observed that  $^{218}\text{Po}$  reaches rapidly the secular equilibrium between collection and decay in the filter ( $\approx 24$  minutes). Nevertheless,  $^{214}\text{Po}$  attains this equilibrium later ( $\approx 150$  minutes).



**Figura 6.7 Evolution of  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Po}$  and  $^{212}\text{Po}$  during 5 hours measurement.**

As explained before, each atom of  $^{218}\text{Po}$  will emit a 6.00 MeV alpha particle. Each will also lead to the emission later of a 7.69 MeV alpha particle with the decay of its daughter  $^{214}\text{Po}$  into  $^{210}\text{Pb}$ . Thus, the presence of one  $^{218}\text{Po}$  atom represents a potential alpha particle energy  $E = 6.00 + 7.69 = 13.69$  MeV from the short-lived radon daughters Table (6.1).

Tabla 6.1 The energy fraction of radon progenies in radon gas

Daughters of radon	Alpha energy emission (MeV)	Decay constant $\lambda$ (s <sup>-1</sup> )	Ultimate alpha energy (MeV)	Fraction energy	Potential alpha energy per atom of <sup>222</sup> Rn progeny (MeV)
<sup>218</sup> Po	6	3.762·10 <sup>-3</sup>	6+7.69	0.11	13.69
<sup>214</sup> Pb	0	429.2·10 <sup>-6</sup>	0+7.69	0.51	7.69
<sup>214</sup> Bi	0	583.5·10 <sup>-6</sup>	0+7.69	0.38	7.69
<sup>214</sup> Po	7.69	4210.7	7.69	0	7.69

Using  $N_{Po218}^{air}$  from equation (6.6), the potential alpha-particle energy per unit volume contributed by the atoms of <sup>218</sup>Po can be estimated. Similar calculations can be made for the contributions of the other three daughters to the  $\varepsilon_p$ . The only modification for the others is that the potential alpha energy associated with each atom is 7.69 MeV.

The alpha potential energy is calculated as:

$$\varepsilon_p \text{ (MeV)} = \sum_i \varepsilon_{p,i} N_i = 13.69 N_{Po218}^{air} + 7.69 (N_{Pb214}^{air} + N_{Bi214}^{air}) + 7.69 N_{Po214}^{air} \quad (6.8)$$

This equation can also be expressed in terms of radionuclides air concentration as follows:

$$PAEC \text{ (MeV / m}^3\text{)} = 13.69 \frac{C_{Po218}^{air}}{\lambda_{Po218}} + 7.69 \left( \frac{C_{Pb214}^{air}}{\lambda_{Pb214}} + \frac{C_{Bi214}^{air}}{\lambda_{Bi214}} + \frac{C_{Po214}^{air}}{\lambda_{Po214}} \right) \quad (6.9)$$

Being  $C_{Po218}^{air}$ ,  $C_{Pb214}^{air}$ ,  $C_{Bi214}^{air}$ ,  $C_{Po214}^{air}$  concentration of respective isotopes (Bq/m<sup>3</sup>) and  $\lambda_{Po218}$ ,  $\lambda_{Pb214}$ ,  $\lambda_{Bi214}$ ,  $\lambda_{Po214}$  (s<sup>-1</sup>) their corresponding decay time.

Activities retained in the filter due to <sup>214</sup>Bi and <sup>214</sup>Pb follow equation (6.3). These activities are in the filter in secular equilibrium with <sup>214</sup>Po, which evolution is showed in figure (6 7), then:

$$PAEC \approx 13.69 \frac{A_{Po218}}{\phi \eta} + 7.69 \frac{A_{Rest}}{\phi \eta} \quad (6.10)$$

Since 1 Bq·m<sup>-3</sup> radon (<sup>222</sup>Rn) in radioactive equilibrium with its short-lived decay products equates to a PAEC of 3.47·10<sup>4</sup> MeV·m<sup>-3</sup>, dividing PAEC by this conversion factor (eV·Bq<sup>-1</sup>) defined by the ICRU 88 (ICRU 88, 2015), we can obtain Equilibrium equivalent concentration (EEC), which is an alternative to using PAEC. EEC is the concentration of <sup>222</sup>Rn in equilibrium with its progeny that would give the same PAEC as the actual nonequilibrium mixture.

### 6.2.2.2 EEC calculation algorithm

For a given PAEC, the Equilibrium Equivalent Concentration is defined as the concentration of each decay product that would be present if secular equilibrium existed. The equilibrium equivalent radon concentration is directly proportional to the Potential Alpha Energy Concentration (PAEC) in the following manner: 1 Bq/m<sup>3</sup> (EEC) = 3.47 · 10<sup>4</sup> MeV/m<sup>3</sup> (PAEC). The ratio of the EEC and the concentration of radon is called the equilibrium factor.

The *SmartCAM* detector used in this work is only calibrated for the accurate detection of alpha decays. Since the radon decay chain includes two daughters that disintegrate emitting beta particles, <sup>214</sup>Pb and <sup>214</sup>Bi, to calculate the EEC, it is necessary to know their concentrations in the air. The following equation (ICRP 65, 1993) calculates EEC from the activity of <sup>218</sup>Po (alpha emitter), <sup>214</sup>Pb (beta emitter) and <sup>214</sup>Bi (beta emitter):

$$EEC = 0.105 \cdot C_{Po218}^{air} + 0.515 \cdot C_{Pb214}^{air} + 0.38 \cdot C_{Bi214}^{air} \quad (6.11)$$

Where,  $C_{Po218}^{air}$ ,  $C_{Pb214}^{air}$  and  $C_{Bi214}^{air}$  are the concentrations of <sup>218</sup>Po, <sup>214</sup>Pb and <sup>214</sup>Bi during the sampling in air in Bq/m<sup>3</sup>.

Since the registered alpha spectrometry lacks beta particles information, an algorithm has been developed with Matlab®, using the minimization errors function *fminsearch*, to calculate the concentrations of beta emitters <sup>214</sup>Pb and <sup>214</sup>Bi. Once obtained, the EEC can be calculated.

The algorithm is based on the *Bateman equations* that consider the collection, decay and production of radon progeny in the detector filter. It is based in the following equations:

$$\frac{dA_{Po218}}{dt} = \frac{C_{Po218}}{\lambda_{Po218}} \phi \eta - \lambda_{Po218} A_{Po218}(t) \quad (6.12)$$

$$\frac{dA_{Pb214}}{dt} = \frac{C_{Pb214}}{\lambda_{Pb214}} \phi \eta + \lambda_{Po218} A_{Po218}(t) - \lambda_{Pb214} A_{Pb214}(t) \quad (6.13)$$

$$\frac{dA_{Bi214}}{dt} = \frac{C_{Bi214}}{\lambda_{Bi214}} \phi \eta + \lambda_{Pb214} A_{Pb214}(t) - \lambda_{Bi214} A_{Bi214}(t) \quad (6.14)$$

The solutions to the previous equations are as follows:

$$A_{Po218}(t) = C_{Po218}^{air} \phi \eta \left[ \frac{1 - e^{-\lambda_{Po218} t}}{\lambda_{Po218}} \right] \quad (6.15)$$

$$A_{Pb214}(t) = \phi \eta \left( C_{Po218}^{air} \left[ \frac{1 - e^{-\lambda_{Pb214} t}}{\lambda_{Pb214}} + \frac{e^{-\lambda_{Pb214} t} - e^{-\lambda_{Po218} t}}{\lambda_{Pb214} - \lambda_{Po218}} \right] + C_{Pb214}^{air} \left[ \frac{1 - e^{-\lambda_{Pb214} t}}{\lambda_{Pb214}} \right] \right) \quad (6.16)$$

$$A_{Bi214}(t) = \phi \eta \left( C_{Po218}^{air} \left[ \frac{1 - e^{-\lambda_{Bi214} t}}{\lambda_{Bi214}} + \frac{e^{-\lambda_{Bi214} t} - e^{-\lambda_{Pb214} t}}{\lambda_{Bi214} - \lambda_{Pb214}} - \frac{\lambda_{Pb214} (e^{-\lambda_{Pb214} t} - e^{-\lambda_{Bi214} t})}{(\lambda_{Bi214} - \lambda_{Pb214})(\lambda_{Pb214} - \lambda_{Po218})} + \frac{\lambda_{Pb214} (e^{-\lambda_{Bi214} t} - e^{-\lambda_{Po218} t})}{(\lambda_{Bi214} - \lambda_{Po218})(\lambda_{Pb214} - \lambda_{Po218})} \right] + C_{Pb214}^{air} \left[ \frac{1 - e^{-\lambda_{Bi214} t}}{\lambda_{Bi214}} + \frac{e^{-\lambda_{Bi214} t} - e^{-\lambda_{Pb214} t}}{\lambda_{Bi214} - \lambda_{Pb214}} \right] + C_{Bi214}^{air} \left[ \frac{1 - e^{-\lambda_{Bi214} t}}{\lambda_{Bi214}} \right] \right) \quad (6.17)$$



Where  $t$  is the time from the beginning of the sampling to the end of the sampling (s),  $\Phi$  is the air flow rate (m<sup>3</sup>/s) and  $A_{Po214}$ ,  $A_{Pb214}$ ,  $A_{Bi214}$  and  $A_{Po218}$  are the activity of <sup>218</sup>Po, <sup>214</sup>Pb, <sup>214</sup>Bi and <sup>214</sup>Po in the filter (Bq).

Considering

$$A_{Po214} = A_{Pb214} + A_{Bi214} + A_{Po218} \quad (6.18)$$

To solve this equation system, the <sup>218</sup>Po and <sup>214</sup>Po data series provided by the *SmartCAM* are used in an error minimization algorithm. Specifically, the *fminsearch* function can fit the results of the least squares errors to the series mentioned above.

Therefore,  $\sum(A_{Po218}^{Objective} - A_{Po218}^{Experimental})^2$  is minimized to obtain  $C_{Po218}^{air}$  and then, in the same way,  $\sum(A_{Po214}^{Objective} - A_{Po214}^{Experimental})^2$ , is minimized to obtain  $C_{Pb214}^{air}$  and which  $C_{Bi214}^{air}$  are substituted in equation (6.11), to obtain the EEC.

#### 6.2.2.2.3 Inhalation dose calculation method

Once equilibrium factor is determined a dose equivalent from inhalation of radon can be calculated according (Forkapić, S., 2011), by the formulas:

$$F = \frac{EEC}{C_{Rn}} \quad (6.19)$$

$$Dose[nSv] = C_{Rn}(\varepsilon_r + \varepsilon_d F)O \quad (6.20)$$

where  $F$  is the equilibrium factor between radon and its short-lived progeny,  $C_{Rn}$  is the mean annual radon activity concentration in the air. (Bq/m<sup>3</sup>),  $\varepsilon_r$  and  $\varepsilon_d$  are the dose conversion factors for radon and its short-lived progeny respectively (0.17 nSvh<sup>-1</sup> per Bqm<sup>-3</sup> and 9 nSvh<sup>-1</sup> per Bqm<sup>-3</sup>), and  $O$  is the occupational factor (time spent indoors, hours).

Substituting equation (6.18) into equation (6.20) it is obtained:

$$Dose[nSv] = (C_{Rn}\varepsilon_r + \varepsilon_d EEC)O \quad (6.21)$$

## 6.2.3 Results

### 6.2.3.1 PAEC results from SmartCAM measurements

For each type of mask, three measurements were made, and the mean and standard deviations of PAEC and EEC were calculated.

To calculate inhaled dose, radon measurements made simultaneously with the *RadonScout* detector during the whole experimental period, was averaged at the location. Results obtained give an estimation of the  $C_{Rn}$  mean radon activity concentration in the air during the whole period of 417.38±82.42 Bq/m<sup>3</sup>.

According to (WHO, 2009), by average, European people spend 70% of their time at home, therefore, the occupancy of dwellings over a year is 6132 h, which is the value considered as the occupancy factor ( $O$ ) for dose calculations.

*Análisis de la capacidad de filtración de los descendientes del radón de las mascarillas faciales*

Based on *SmartCAM* measures, and using equation 10, the PAEC can be estimated, and then, the inhaled dose is calculated by the equation (6.21).

**Tabla 6.2 PAEC results from *SmartCAM* alpha spectrum analysis**

	A <sup>218</sup> Po en el filtro (cps)	A <sup>214</sup> Po en el filtro (cps)	PAEC (MeV/m <sup>3</sup> )	EEC desde PAEC (Bq/ m <sup>3</sup> )	Dosis (mSv)
Sin mascarilla	3.23±0.48	3.11±0.49	719113±56908	22.05±2.56	<b>1.7</b>
Mascarilla quirurgica	0.34±0.10	1.77±0.92	118674±53091	3.42±1.53	<b>0.62</b>
FFP2	0.11±0.05	0.6±0.25	40252±12492	1.16±0.36	<b>0.5</b>
FFP3	0.05±0.02	0.31±0.15	20820±3470	0.6±0.1	<b>0.47</b>

This Table (6.2), shows the PAEC concentration in air (the average of 5 hours measure) and the calculated inhalation dose accumulated during the occupation factor time, considering this PAEC a representation of the whole year. Taking as a reference the PAEC estimated without any mask set at the air inlet detector, an important reduction is observed in PAEC with the different mask types; 84.4% for the surgical mask, 94.7% for FFP2 and 97% for FFP3. According to this, an inhalation dose reduction is also observed. Taking as a reference the inhalation dose received without mask, a dose reduction of 64% is achieved using the surgical mask, 71% for FFP2 and 72% for FFP3.

From equations (6.12) to (6.18) and using the <sup>218</sup>Po and <sup>214</sup>Po concentration from experimental measures, the minimization mathematical algorithm is used to calculate the EEC equation (6.11). Results obtained, as well as dose calculation using equation 21 are shown in Table (6.3).

**Tabla 6.3 EEC results from Matlab® developed algorithm**

	$C_{Po218}^{Air}$ (Bq/m <sup>3</sup> )	$C_{Pb214}^{Air}$ (Bq/m <sup>3</sup> )	$C_{Bi214}^{Air}$ (Bq/m <sup>3</sup> )	EEC algoritmo de minimización (Bq/m <sup>3</sup> )	Dose (mSv)
Sin mascarilla	56.78±10.69	30.01±12.68	3.25±1.28	22.66±7.59	<b>1.69</b>
Mascarilla quirurgica	7.02±1.59	4.13±2.08	1.81±1.31	3.4±1.1	<b>0.62</b>
FFP2	3.3±1.8	1.7±0.9	0.7±0,5	1.48±0.78	<b>0.52</b>
FFP3	1.28±1.02	0.71±0.55	0.44±0.03	0.64±0.63	<b>0.47</b>

Dose results obtained applying this methodology offers similar results as those presented from *SmartCAM* alpha spectrum analysis, validating both methodologies.

### 6.2.3.2 Results discussion

Table (6.4) summarizes the differences between EEC values obtained with the two described methods. It can be seen that the results are below a difference of 10%, except in the case of FFP2.

**Tabla 6.4 EEC comparison obtained with the two methods.**

	Diferencia porcentual EEC (%)
Sin mascarilla	2.6
Mascarilla quirurgica	0.6
FFP2	21.6
FFP3	6.2

It has also been calculated the concentration of  $^{218}\text{Po}$  in the air (without mask); the values obtained are  $58.79 \pm 10.69 \text{ Bq/m}^3$  for the EEC calculation and  $66.51 \pm 14.94 \text{ Bq/m}^3$  for the PAEC calculation, which are in agreement.

As mentioned in the previous section, the *AlphaGUARD* is used as a reference instrument to validate the experimental measures. Moreover, the *AlphaGUARD* detector directly provides the EEC value. Comparing EEC data measured with the *AlphaGUARD* and those registered by the *SmartCAM*, higher values for the first one is observed presenting an averaged percentage difference of 17%.

### 6.2.4 Conclusions

The radon filtering potential of different type of masks is studied using a continuous radon monitor to measure the radon concentration and the Potential Alpha Energy Concentration. Several corrections in data registered by this monitor, and the development of an error minimization algorithm in Matlab®, allow the Equilibrium Equivalent Concentration to be calculated.

Two methodologies have been used to calculate the EEC. The first of them uses the estimated PAEC values obtained after correcting the detector data registers. The second methodology applies an iterative algorithm based on Bateman's sequences. Dose results obtained from both methodologies offer similar values and also agree with those obtained using the reference instrument

*AlphaGUARD*, validating the conclusions of this work, and justifying the high filtering potential of radon descendants presented by the analyzed masks.

Taking as a reference the PAEC estimated without any mask, an important reduction is observed in PAEC values after passing the air through different mask types; 84.4% for the surgical mask, 94.7% for FFP2 and 97% for FFP3. According to this, an inhalation dose reduction is also evidenced, obtaining a reduction of 64% for surgical mask, 71% for FFP2 and 72% for FFP3.

This important dose reduction based on the use of a facial mask, offers an important measure of easy and economical protection of all those people who are exposed to radon.

### 6.2.6 References

Forkapić, S., Mrđa, D., Vesković, M., Todorović, N., Bikit, K., Nikolov, J., Hansman, J., 2012. Radon equilibrium measurement in the air. In Paper presented at the First East European Radon Symposium–FERAS.

Hoffmann, W., Arvela, H., Marsh, J., Mclaughlin, J., Tokonami, S., Röttger, A., 2015. ICRU Report 88: Measurement and Reporting of Radon Exposures.

IAEA. 2022. Protección Radiológica Ocupacional. Colección de Normas de Seguridad N° GSG-7.

ICRP, 2017. Occupational Intakes of Radionuclides: Part 3. ICRP Publication 137. Ann. ICRP 46(3/4).

ICRP, 2010. Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon. ICRP Publication 115, Ann. ICRP 40(1).

ICRP, 1993. Protection Against Radon-222 at Home and at Work. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23 (2).

Martinez, J.E., Juste, B., Ortiz, J., Martorell, S., Verdu, G. 2017. Air radon equilibrium factor measurement in a Waste Water Pre-Treatment Plant, Radiation Physics and Chemistry, Volume 140, Pages 20-24, ISSN 0969-806X. <https://doi.org/10.1016/j.radphyschem.2017.03.011>.

Marsh, J W., Birchall, A., 2000. Radiation Protection Dosimetry, Volume 87, Issue 3, 1, Pages 167–178, <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.rpd.a032993>

Porstendörfer, J., 1994. Properties and behaviour of radon and thoron and their decay products in the air, Journal of Aerosol Science, Volume 25, Issue 2, Pages 219-263, ISSN 0021-8502, [https://doi.org/10.1016/0021-8502\(94\)90077-9](https://doi.org/10.1016/0021-8502(94)90077-9).

UNSCEAR., 2000. Sources and effects of ionizing radiation, New York: UNITED NATIONS, ANNEX B.

Turtiainen, T., Mitev, K., Dehqanzada, R., Holmgren, O., & Georgiev, S. 2022. Testing of thoron cross-interference of continuous radon measuring instruments. Journal of the European Radon Association.

World Health Organization. (2009). WHO handbook on indoor radon: a public health perspective.000World Health Organiz65645T

# Capítulo 7

## Conclusiones

### 7.1 Conclusiones Generales

Las dos hipótesis iniciales de esta tesis doctoral fueron las siguientes:

- Evaluar si el cálculo directo de la dosis por inhalación a partir de la concentración de gas radón y del factor de equilibrio publicado por la ICRP (0.4 para interiores) es preciso.
- Determinar con la mayor precisión posible la concentración de los productos de desintegración del radón en el aire, ya que son los principales contribuyentes a la dosis por inhalación.

En este contexto, se han estudiado dos técnicas para medir el factor de equilibrio y la concentración de los productos de desintegración del radón en el aire. Estas técnicas basadas en la espectrometría gamma y la espectrometría alfa se han aplicado en diversas ubicaciones y situaciones. Siguiendo las directrices de la ICRP 66, se han calculado las dosis por inhalación, desarrollando un algoritmo en Matlab® (UPVDose), en uno de los casos en los que se ha medido el factor de equilibrio y la concentración de los radionúclidos  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$  y  $^{214}\text{Po}$ . Con el objetivo de reducir las dosis por inhalación, se

## Conclusiones

ha investigado el uso de mascarillas faciales (quirúrgicas, FFP2 y FFP3) y su efectividad.

La tesis ha logrado alcanzar los objetivos planteados, tal como se detalla a continuación. En primer lugar, se han desarrollado dos metodologías para medir el factor de equilibrio y las concentraciones de los productos de desintegración del radón. Específicamente, se ha aplicado la metodología de espectrometría gamma para medir el factor de equilibrio en una EPAR, obteniendo un valor de 0.27, por debajo del valor recomendado por la ICRP y la UNSCEAR, que es de 0.4, lo cual sobreestima la dosis calculada en un 13%. Para llegar a ese valor se ha desarrollado un algoritmo iterativo que reduce la incertidumbre debida a la corta vida media del  $^{218}\text{Po}$  en situaciones donde el lugar de muestreo esté lejos del lugar donde se realiza la medida. Luego, se ha desarrollado un algoritmo para obtener el PAEC con la *SmartCAM* y se han comparado los valores obtenidos con los medidos con el conjunto *AlphaGUARD+AlphaPM*, obteniendo una buena concordancia entre ellos. Posteriormente, se han realizado mediciones del PAEC en diferentes lugares de la UPV y en la EPAR, enfocándose en la humedad, ya que se ha observado que su aumento conlleva un aumento de la dosis por inhalación. Asimismo, se ha comprobado el efecto de los otros parámetros ambientales sobre cómo afecta a la concentración de los descendientes del radón en el aire;

- Una alta concentración de radón no implica una alta concentración de descendientes si hay una baja concentración de aerosoles.
- Considerando dos ubicaciones con la misma concentración de radón, la que está ventilada (ventilación natural) tiene menor concentración de descendientes como era de esperar.
- La ventilación forzada disminuye la concentración de los descendientes del radón en una ubicación con alta concentración de radón.

En el cálculo de la dosis por inhalación aplicando la metodología descrita en la ICRP 66, para el caso de los trabajadores de la EPAR se ha concluido que: la medición del  $^{218}\text{Po}$  no es posible si la distancia entre la muestra y el laboratorio de medición es grande, debido a su corto período de semidesintegración. En esta tesis, este problema se resuelve con una nueva metodología. Las bajas dosis recibidas por los trabajadores se deben a las limitadas horas de trabajo establecidas en un año para ellos, además, y el bajo factor de equilibrio se debe al sistema de extracción de aire de la planta de tratamiento de aguas residuales, que renueva el aire 10 veces por hora. Las dosis efectivas calculadas utilizando UPVDose concuerdan bien con los resultados publicados en el ICRP 119 (ICRP, 2012) y los obtenidos utilizando LUDEP 2.0. El programa informático UPVDose está desarrollado siguiendo las directrices indicadas en la ICRP 66 (donde se describe el tracto respiratorio humano); emplea los modelos compartimentales y se aplica teniendo en cuenta los parámetros descritos en la ICRP para trabajadores. Otro parámetro importante en los cálculos de dosis es el tipo de

absorción del radionúclido. En nuestro caso, si la absorción es rápida, la dosis efectiva en sistema respiratorio es de 162  $\mu\text{Sv}$  por año, mientras que, si la absorción es moderada, la dosis efectiva es de 319  $\mu\text{Sv}$  por año. Para exposiciones al gas radón ( $^{222}\text{Rn}$ ), la inhalación de sus productos de desintegración de corta duración generalmente contribuye mucho más a la dosis efectiva que la inhalación del gas en sí mismo. Tras la inhalación de los productos de desintegración de corta duración, la mayoría de su desintegración ocurre en los pulmones antes de que se pueda producir la eliminación, ya sea por absorción en la sangre o por transporte de partículas al tracto digestivo. Como consecuencia, la dosis pulmonar contribuye aproximadamente al 90% de la dosis efectiva para el par  $^{214}\text{Bi}/^{214}\text{Po}$ .

La tesis también abordó la eficacia del uso de diferentes tipos de mascarillas para reducir la dosis por inhalación de los descendientes del radón, utilizando dos metodologías distintas para calcular la Concentración Equivalente de Equilibrio (EEC). Los resultados obtenidos de ambas metodologías mostraron valores similares y concordaron con los obtenidos utilizando un instrumento de referencia *AlphaGUARD*, lo que valida las conclusiones y justifica el alto potencial de filtrado de los descendientes del radón presentes en las mascarillas analizadas. La filtración solo es efectiva en el caso de los descendientes, como el gas radón es un gas noble el filtrado de las mascarillas, para él, es nulo.

Se observó una reducción significativa en los valores de Concentración de energía alfa potencial (PAEC) después de pasar el aire a través de diferentes tipos de mascarillas, con reducciones del 84.4% para la mascarilla quirúrgica, 94.7% para FFP2 y 97% para FFP3 en comparación con la PAEC estimada sin ninguna mascarilla. Esto se tradujo en una reducción en la dosis de inhalación del 64% para la mascarilla quirúrgica, 71% para FFP2 y 72% para FFP3. Estos resultados destacan que el uso de una mascarilla facial puede ofrecer una medida fácil y económica de protección para las personas expuestas al radón como los trabajadores en spas o cuevas turísticas. De entre los tres tipos de mascarillas utilizadas el que mejor efectividad muestra es la FFP2, teniendo en cuenta su precio por unidad.

## **7.2 Líneas de trabajo futuras**

Como líneas de investigación futuras se propone:

- La exposición crónica a los descendientes del radón puede aumentar el riesgo de cáncer de pulmón. En este objetivo, se propone aplicar la modificación biocinética del tracto respiratorio humano, publicada en la ICRP 130, en los cálculos del modelo de la ICRP 66. Las diferencias entre ellas son: en la ICRP 130 los compartimentos de los alveolos pulmonares se agrupan en un solo compartimento y se crea el compartimento intersticial. Otra diferencia es que algunos de los valores de las tasas de transporte se modifican. Por último,

## Conclusiones

también se modifican los parámetros de absorción en sangre. Esto permitiría obtener una estimación más precisa de la dosis de radiación en todo el cuerpo durante una exposición crónica a los descendientes del radón, y así poder evaluar mejor el riesgo de cáncer de pulmón y otros efectos sobre la salud.

- Los aerosoles son partículas sólidas o líquidas en suspensión en el aire, que pueden transportar a los descendientes del radón y afectar su concentración en el aire. En un futuro cercano, se propone estudiar cómo la presencia de aerosoles en el ambiente influye en la concentración de los descendientes del radón, considerando diferentes factores como la concentración, tamaño y densidad de los aerosoles, así como su interacción con diferentes proporciones de humedad. El resultado de este estudio permitiría comprender mejor cómo los aerosoles pueden influir en la exposición a los descendientes del radón en diferentes entornos y situaciones.

- El torón es otro gas radiactivo que se produce en la descomposición del torio, y tiene descendientes que emiten partículas alfa, altamente energéticas y potencialmente peligrosas para la salud. En esta futura línea de trabajo, se realizara un estudio de la concentración de los descendientes del torón en el aire, y evaluar la dosis de radiación resultante de su inhalación, considerando su potencial efecto cancerígeno, mediante una evaluación dosimétrica adecuada. Esto permitiría evaluar mejor el riesgo de exposición al torón y sus descendientes, y comparar sus efectos con los del radón y sus descendientes.

## 7.3 Publicaciones

El desarrollo de la presente tesis ha generado las siguientes publicaciones en revistas científicas y congresos:

### Artículos en revistas científicas internacionales

- **Título:** Air radon equilibrium factor measurement in a Waste Water Pre-Treatment Plant  
**Autores:** Martínez, J.E., Juste, B., Ortiz, J., Martorell, S., Verdú, G.  
**Revista:** Radiation Physics and Chemistry Volume 140, November 2017, Pages 20-24.
- **Título:** Developing a novelty method to estimate Radon doses in a Waste Water pre-Treatment Plant  
**Autores:** Martínez, J.E., Juste, B., Verdú, G., Miró, R., Ortiz, J., Martorell, S.  
**Revista:** Radiation Physics and Chemistry Volume 155, February 2019, Pages 323-327



*Contribuciones en congresos internacionales*

- **Título:** Air Radon equilibrium measurement in a Waste Water Treatment Plant  
**Autores:** Martínez, J.E., Juste, B., Ortiz, J., Martorell, S., Verdú, G.  
**Congreso:** 2<sup>nd</sup> International Conference on Dosimetry and its Applications (ICDA-2). 08/07/2016
- **Título:** Uncertainty analysis on the radon equilibrium factor measurements  
**Autores:** Martínez, J.E., Juste, B., Ortiz, J., Martorell, S., Verdú, G.  
**Congreso:** 14<sup>th</sup> International Symposium on Radiation Physics (ISRP-14). 11/10/2018
- **Título:** Humidity dependence of radon equilibrium factor measurement using an alpha beta filter detector  
**Autores:** Martínez, J.E., Juste, B., Verdú, G.  
**Congreso:** 15<sup>th</sup> International Symposium on Radiation Physics (ISRP-15). 10/12/2021
- **Título:** Comparison of different methods of measuring the radon equilibrium factor  
**Autores:** Martínez, J.E., Juste, B., Verdú, G.  
**Congreso:** 15<sup>th</sup> International Congress of the International Radiation Protection Association (IRPA 15). 19/01/2021

*Contribuciones en congresos nacionales*

- **Título:** Comparison of different methods of measuring the radon equilibrium factor  
**Autores:** Martínez, J.E., Miró, R., Juste, B., Gallardo, S., Verdú, G.  
**Congreso:** 42 Reunión Anual de la Sociedad Nuclear Española. 30/09/2016.

### *Conclusiones*

- **Título:** Medida del factor de equilibrio del radón en una estación depuradora  
**Autores:** Martínez, J.E., Juste, B., Ortiz, J., Verdú, G.  
**Congreso:** 42 Reunión Anual de la Sociedad Nuclear Española. 30/09/2016.
- **Título:** Comparación entre diferentes métodos de medida del factor de equilibrio del radón  
**Autores:** Martínez, J.E., Juste, B., Verdú, G.  
**Congreso:** 7º Congreso Conjunto Sociedad Española de Física Médica y Sociedad Española de Protección Radiológica (23 SEFM - 18 SEPR). 04/06/2021.  
**Título:** Estudio del factor de equilibrio de radón en diferentes ubicaciones y dependencia con la humedad  
**Autores:** Martínez, J.E., Juste, B., Verdú, G., Noverques, A.  
**Congreso:** 46ª Reunión Anual de la Sociedad Nuclear Española. 08/10/2021
- **Título:** Estudio de la protección contra la inhalación de los descendientes del radón mediante el uso de mascarillas faciales  
**Autores:** Martínez, J.E., Juste, B., Verdú, G.  
**Congreso:** 8º Congreso Conjunto SEPR-SEFM. 23/05/2023

### *Futuras publicaciones y congresos:*

- **Título:** A novel Equivalent Equilibrium Concentration calculation algorithm based on alpha spectrometry  
**Autores:** Martínez, J.E., Juste, B., Mayo, P, Verdú, G.  
**Congreso:** 11 International Topical Meeting on Industrial Radiation and Radioisotope Measurement Applications (IRRMA). 23/07/2023.

## Capítulo 8

# Referencias

- IAEA. (2022). Protección Radiológica Ocupacional. Colección de Normas de Seguridad N° GSG-7.
- Bale, W. F. (1980). Memorandum to the files, March 14, 1951: hazards associated with radon and thoron. *Health Phys*, 38, 1061–1066.
- BOE-A-2022-21682 Real Decreto 1029/2022, de 20 de diciembre, por el que se aprueba el Reglamento sobre protección de la salud contra los riesgos derivados de la exposición a las radiaciones ionizantes. Retrieved April 19, 2023, from [https://www.boe.es/diario\\_boe/txt.php?id=BOE-A-2022-21682](https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2022-21682)
- Cavallo, A., Gadsby, K., Reddy, T. A., & Socolow, R. (1992). The Effect of Natural Ventilation on Radon and Radon Progeny Levels in Houses. *Radiation Protection Dosimetry*, 45(1–4), 569–573. <https://doi.org/10.1093/RPD/45.1-4.569>
- Colenghi, V., Lepore, L., Di Carlo, C., Bochicchio, F., & Remetti, R. (2020). Development of an electrostatic precipitator prototype to reduce exposure to radon progeny in poorly ventilated workplaces. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, 13(1), 747–757. <https://doi.org/10.1080/16878507.2020.1838039>
- Cramer, R., Schuler, C., Furrer, D., & Burkart, W. (1988). THE INFLUENCE OF A CONTROLLED NATURAL VENTILATION ON THE INDOOR RADON DECAY PRODUCTS CONCENTRATION: A CASE STUDY. 12–15.
- CSN (2015). Las radiaciones. 26 febrero 2015. <https://www.csn.es/descargar-monografia1>
- CSN. (2012). Instrucción IS-33, sobre criterios radiológicos para la protección frente a la exposición a la radiación natural CSN Instrucción IS-33, sobre

## Referencias

- criterios radiológicos para la protección frente a la exposición a la radiación natural.*
- CSN. El mapa del potencial de radón en España (11 de mayo de 2021). <https://www.csn.es/mapa-del-potencial-de-radon-en-espana>
- CSN. (2012). *GSG-11.3 Metodología para la evaluación del impacto radiológico de las industrias NORM Metodología para la evaluación del impacto radiológico de las industrias NORM Colección Guías de Seguridad del CSN.* <http://www.csn.es>
- CSN. (2012) GSG-11.4 Metodología para la evaluación de la exposición al radón en los lugares de trabajo. <http://www.csn.es>
- Directiva 2013/59/Euratom del Consejo, de 5 de diciembre de 2013, por la que se establecen normas de seguridad básicas para la protección contra los peligros derivados de la exposición a radiaciones ionizantes, y se derogan las Directivas 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 96/29/Euratom, 97/43/Euratom y 2003/122/Euratom.
- Electronic Radon Detector User Manual.* (n.d.).
- EPA.(1992). Protocols for Radon and Radon Decay Product Measurements in Homes. U.S. Environmental Protection Agency.
- Evans, R. D. , and G. C. (1940). Determination of thoron content of air and its bearing on lung cancer hazards in industry,. *J. Industr. Hyg. Tox*, 22, 89–91.
- Forkapić, S., Mrđa, D., Vesković, M., Todorović, N., Bikit, K., Nikolov, J., & Hansman, J. (2012). RADON EQUILIBRIUM MEASUREMENT IN THE AIR. *Romanian Journal of Physics*, 58, 141–147.
- Furuta, S., Ito, K., & Ishimori, Y. (2000). A Continuous Radon Progeny Monitor with a Vacuum Vessel by Alpha Spectrometry. *Radiation Protection Dosimetry*, 90(4), 429–436. <https://doi.org/10.1093/OXFORDJOURNALS.RPD.A033170>
- Frutos, B., Olaya, M., Esteban, J.L., (2011). Sistemas de extracción como técnicas constructivas para evitar la entrada de gas radón en las viviendas. *Informes de la Construcción*. Vol. 63, 521, 23-36. doi: 10.3989/ic.09.056
- Gutierrez, J. L., & Sainz, S. (2016). *Intercomparacion de monitores de gas radón en condiciones de campo. Saelices el Chico (España)*. Editorial de la Universidad de Cantabria.
- Haque, A. K. M. M., & Collinson, A. J. L. (1967). Radiation dose to the respiratory system due to radon and its daughter products. *Health Phys*, 13, 431–443.
- Harley, J. H. (1980). Sampling and measurement of airborne daughter products of radon. *Health Phys*, 38, 1067–1074.
- Harley, J. H. , and F. J. M. (1951). *Retention of radon daughter products in the respiratory system.*

- Harley, N. H., Cohen, B. S., & Robbins, E. S. (1996). The variability in radon decay product bronchial dose. *Environ. Int*, 22(Suppl. 1), 959–964.
- Harley, N. H., & Pasternack, B. S. (1972). Alpha absorption measurements applied to lung dose from radon daughters. *Health Phys*, 23, 771–782.
- Harley, N. H., & Pasternack, B. S. (1982). Environmental radon daughter alpha dose factors in a five-lobed human lung. *Health Phys*, 42, 789–799.
- Hartley, B. M., & Hartley, M. I. (1989). A new method for the determination of the activity of short half-life descendants of radon. *JRP*, 9(3), 165–177. <https://doi.org/10.1088/0952-4746/9/3/002>
- Heikkinen MS, Harley NH. Calculation of the air concentrations of serially decaying nuclides--a new method applied to radon progeny. *Health Phys*. 2001 Mar;80(3):251-4. doi: 10.1097/00004032-200103000-00007. Erratum in: *Health Phys* 2001 Jul;81(1):85. PMID: 11219537.
- Hofmann, W. (1982). Dose calculations for the respiratory tract from inhaled natural radioactive nuclides as a function of age—II. Basal cell dose distributions and associated lung cancer risk. *Health Phys*, 43, 31–44.
- Hofmann, W., Winkler-Heil, R., & Hussain, M. (2010). Modeling intersubject variability of bronchial doses for inhaled radon progeny. *Health Physics*, 99(4), 523–531. <https://doi.org/10.1097/HP.0B013E3181C6F006>
- Hopke, P.K., Gao, N., Cheng, M.D. (1993). Combining chemical and meteorological data to infer source areas of airborne pollutants. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*. Volume 19, Issue 2, Pages 187-199, [https://doi.org/10.1016/0169-7439\(93\)80103-O](https://doi.org/10.1016/0169-7439(93)80103-O)
- Hopke, P. K., Jensen, B., & Montassier, N. (1994). Evaluation of several air cleaners for reducing indoor radon progeny. *Journal of Aerosol Science*, 25(2), 395–405. [https://doi.org/10.1016/0021-8502\(94\)90090-6](https://doi.org/10.1016/0021-8502(94)90090-6)
- ICRP. (1977). *Radiation Protection in Uranium and Other Mines*. ICRP Publication 24. Ann. ICRP 1 (1).
- ICRP, (1990) Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. Ann. ICRP 21 (1-3).
- ICRP. (1993). *Protection Against Radon-222 at Home and at Work*. ICRP Publication 65. Ann. ICRP 23 (2).
- ICRP. (1994). Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection. In *Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection: Vol. ICRP 24* (Issue (1-3)). ICRP Publication 66.
- ICRP. (1997). *General Principles for the Radiation Protection of Workers*. ICRP Publication 75. Ann. ICRP 27 (1).
- ICRP. (2007). *The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*. ICRP Publication 103. Ann. ICRP 37 (2-4).

## Referencias

- ICRP. (2010). *Lung Cancer Risk from Radon and Progeny and Statement on Radon*. ICRP Publication 115, Ann. ICRP 40(1).
- ICRP. (2012). *Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60*. ICRP Publication 119, Ann. ICRP 41(Suppl.).
- ICRP. (2017). *Occupational Intakes of Radionuclides: Part 3*. ICRP Publication 137, Ann. ICRP 46(3/4).
- ICRP, (2014). *Radiological Protection against Radon Exposure*. ICRP Publication 126, Ann. ICRP 43(3).
- ICRP, 2015. *Occupational Intakes of Radionuclides: Part 1*. ICRP Publication 130, Ann. ICRP 44(2).
- ICRU. (2015). *Report 88: Measurement and Reporting of Radon Exposures*.
- Iwaoka, K., Tokonami, S., Ishikawa, T., & Yonehara, H. (2013). Mitigation effects of radon decay products by air cleaner. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 295(1), 639–642. <https://doi.org/10.1007/S10967-012-1813-Z/FIGURES/3>
- Jacobi, W. (1964). The dose to the human respiratory tract by inhalation of short-lived  $^{222}\text{Rn}$  and  $^{220}\text{Rn}$  decay products. *Health Phys*, 10, 1163–1175.
- Jacobi, W., & Einfeld, K. (1980). *Dose to Tissues and Effective Dose Equivalent by Inhalation of Radon-222, Radon-220 and Their Short-Lived Daughters*.
- James, A. C. (1988). Lung dosimetry. In W. W. Nazaroff & A. V. Nero (Eds.), *Radon and Its Decay Products in Indoor Air* (pp. 259–309). Wiley Interscience.
- Jarvis, N., Birchall, A., James, A., Bailey, M., & Dorrian, M. (1996). *LUDEP 2.0: Personal computer program for calculating internal doses using the ICRP Publication 66 respiratory tract model*.
- Jonassen, N. , H. E. I. (1974). The measurement of low concentrations of the short-lived radon-222 daughters in the air by alpha spectroscopy. *Health Phys*, 26(1), 104–110.
- Juste, B., Ortiz, J., Verdú, G., & Martorell, S. (2015). Air radon concentration decrease in a waste water treatment plant. *Radiation Protection Dosimetry*, 164(4), 497–501. <https://doi.org/10.1093/RPD/NCV329>
- Katona, T., Kanyár, B., Somlai, J., & Molnár, Á. (2007). Determining  $^{222}\text{Rn}$  daughter activities by simultaneous alpha- and beta-counting and modeling. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 272(1), 69–74. <https://doi.org/10.1007/S10967-006-6793-4>
- Kerr, G. D. (1975). *Measurement of radon progeny concentrations in air by alpha-particle spectrometry*. [http://inis.iaea.org/Search/search.aspx?orig\\_q=RN:6214708](http://inis.iaea.org/Search/search.aspx?orig_q=RN:6214708)

- Khursheed, A. (2000). Doses to systemic tissues from radon gas. *Radiat. Prot. Dosim*, 88, 171–181.
- Kusnetz, H. L. (1956). Radon daughters in mine atmospheres; a field method for determining concentrations. *American Industrial Hygiene Association Quarterly*, 17(1), 85–88. <https://doi.org/10.1080/00968205609344380>
- Leung, S. Y. Y., Nikezic, D., & Yu, K. N. (2006). Passive monitoring of the equilibrium factor inside a radon exposure chamber using bare LR 115 SSNTDs. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment*, 564(1), 319–323. <https://doi.org/10.1016/J.NIMA.2006.04.031>
- Lowe, S. A., & Pettenato, R. (2000). Reduction of Indoor Radon by Air Cleaning—Case Study. *Journal of Environmental Engineering*, 126(12), 1125–1130. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2000\)126:12\(1125\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2000)126:12(1125))
- Mapa del potencial de radón en España - CSN. (n.d.). Retrieved April 22, 2023, from <https://www.csn.es/mapa-del-potencial-de-radon-en-espana>
- Markovic, V. M., Stevanovic, N., & Nikezic, D. (2011). Doses from beta radiation in sensitive layers of human lung and dose conversion factors due to <sup>222</sup>Rn/<sup>220</sup>Rn progeny. *Radiation and Environmental Biophysics*, 50(3), 431–440. <https://doi.org/10.1007/S00411-011-0369-6>
- Márquez, J. L., Sáez, J. C., Álvarez, A., & Quiñones, J. (2015). *Influencia de las condiciones meteorológicas en la variación anual de la actividad de Rn Ambiental*.
- Marsh, J. W., & Birchall, A. (2000a). Sensitivity Analysis of the Weighted Equivalent Lung Dose Per Unit Exposure from Radon Progeny. *Radiation Protection Dosimetry*, 87(3), 167–178. <https://doi.org/10.1093/OXFORDJOURNALS.RPD.A032993>
- Marsh, J. W., & Birchall, A. (2000b). Sensitivity Analysis of the Weighted Equivalent Lung Dose Per Unit Exposure from Radon Progeny. *Radiation Protection Dosimetry*, 87(3), 167–178. <https://doi.org/10.1093/OXFORDJOURNALS.RPD.A032993>
- Marsh, J. W., Birchall, A., & Davis, K. (2005). Comparative dosimetry in homes and mines: estimation of K-factors. *Radioactivity in the Environment*, 7(C), 290–298. [https://doi.org/10.1016/S1569-4860\(04\)07032-9](https://doi.org/10.1016/S1569-4860(04)07032-9)
- Marsh, J. W., Laurier, D., & Tirmarche, M. (2017). RADON DOSIMETRY FOR WORKERS: ICRP'S APPROACH. *Radiation Protection Dosimetry*, 177(4), 466–474. <https://doi.org/10.1093/RPD/NCX065>
- Martinez, J. E., Juste, B., Ortiz, J., Martorell, S., & Verdu, G. (2017). Air radon equilibrium factor measurement in a Waste Water Pre-Treatment Plant. *Radiation Physics and Chemistry*, 140. <https://doi.org/10.1016/j.radphyschem.2017.03.011>

## Referencias

- Martinez, J. E., Juste, B., Verdu, G., Miró, R., Ortiz, J., & Martorell, S. (2018). Developing a novelty method to estimate radon doses in a Waste Water Pre-Treatment Plant. *Radiation Physics and Chemistry*. <https://doi.org/10.1016/j.radphyschem.2018.09.009>
- Martz, D. E., Holleman, D. F., McCurdy, D. E., & Schiager, K. J. (1969). Analysis of atmospheric concentrations of RaA, RaB and RaC by alpha spectroscopy. *Health Physics*, 17(1), 131–138. <https://doi.org/10.1097/00004032-196907000-00014>
- Michielsen, N., & Bondiguel, S. (2015). The influence of thoron on instruments measuring radon activity concentration. *Radiation Protection Dosimetry*, 167(1–3), 289–292. <https://doi.org/10.1093/RPD/NCV264>
- Mingli, Y. et al., 2010. Proceedings of the 3rd Symposium of Natural Radiation Exposure and Control. pp 601-606, (Chinese).
- Nazaroff, M. W. (1981). ALPHA SPECTROSCOPIC TECHNIQUES FOR FIELD MEASUREMENT OF RADON DAUGHTERS. *Lawrence Berkeley National Laboratory*.
- Nazaroff, W. W. (1984). Optimizing the total-alpha three-count technique for measuring concentrations of radon progeny in residences. *Health Physics*, 46(2), 395–405. <https://doi.org/10.1097/00004032-198402000-00015>
- Nussbaum, E., & Hursh, J. B. (1957). Radon solubility in rat tissue. *Science*, 125, 552–553.
- Paul, A., Röttger, S., Honig, A., Sulima, T., Buchholz, A., & Keyser, U. (1999). Measurement of short-lived radon progenies by simultaneous  $\alpha$ -spectrometry at the German radon reference chamber. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment*, 434(2–3), 303–312. [https://doi.org/10.1016/S0168-9002\(99\)00526-4](https://doi.org/10.1016/S0168-9002(99)00526-4)
- Peterman, B. F., & Perkins, C. J. (1988). Dynamics of radioactive chemically inert gases in the human body. *Radiat. Prot. Dosim*, 22, 5–12.
- Planinić, J., Radolić, V., Faj, Z., & Šuveljak, B. (1997). Radon equilibrium factor and aerosols. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment*, 396(3), 414–417. [https://doi.org/10.1016/S0168-9002\(97\)00707-9](https://doi.org/10.1016/S0168-9002(97)00707-9)
- Pohl, E., & Pohl-Rüling, J. (1977). Dose calculations due to inhalation of  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{220}\text{Rn}$  and their daughters. *Health Phys*, 32, 552–555.
- Porstendörfer, J. (1994). Properties and behaviour of radon and thoron and their decay products in the air. *Journal of Aerosol Science*, 25(2), 219–263. [https://doi.org/10.1016/0021-8502\(94\)90077-9](https://doi.org/10.1016/0021-8502(94)90077-9)



- Porstendörfer, J. (2001). Physical parameters and dose factors of the radon and thoron decay products. *Radiation Protection Dosimetry*, 94(4), 365–373. <https://doi.org/10.1093/OXFORDJOURNALS.RPD.A006512>
- Rabi, R., & Oufni, L. (2018). Evaluation of indoor radon equilibrium factor using CFD modeling and resulting annual effective dose. *Radiation Physics and Chemistry*, 145, 213–221. <https://doi.org/10.1016/J.RADPHYSICHEM.2017.10.022>
- Ramola, R. C., Prasad, M., Kandari, T., Pant, P., Bossew, P., Mishra, R., & Tokonami, S. (2016). Dose estimation derived from the exposure to radon, thoron and their progeny in the indoor environment. *Scientific Reports 2016* 6:1, 6(1), 1–16. <https://doi.org/10.1038/srep31061>
- Ruvira, B., García-Fayos, B., Juste, B., Arnal, J. M., & Verdú, G. (2022). Experimental estimation of the diffusion coefficient in radon barrier materials based on ISO/TS 11665-13:2017. *Radiation Physics and Chemistry*, 193. <https://doi.org/10.1016/J.RADPHYSICHEM.2022.109993>
- Sakoda, A., Ishimori, Y., Kanzaki, N., & Tanaka, H. (2020). METHODOLOGY FOR SIMPLE SPOT MEASUREMENT OF EQUILIBRIUM EQUIVALENT RADON CONCENTRATION. *Radiation Protection Dosimetry*, 191(4), 383–390. <https://doi.org/10.1093/RPD/NCAA176>
- Sánchez, G., & Rodríguez-Díaz, J. M. (2007). Optimal design and mathematical model applied to establish bioassay programs. *Radiation Protection Dosimetry*, 123(4), 457–463. <https://doi.org/10.1093/RPD/NCL499>
- Sheets, R. W., & Thompson, C. C. (1995). Effects of negative ion generators on radon- and thoron-progeny concentrations in an occupied residence. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry Articles*, 193(2), 301–308. <https://doi.org/10.1007/BF02039887/METRICS>
- Singh, K., Singh, S., Mehra, R., Singh, M., Sahota, H. S., & Papp, Z. (2006). Measurement of radon and thoron progeny outdoors in Malout, India, using grab aerosol sampling and beta counting. *Radiation Measurements*, 41(1), 108–111. <https://doi.org/10.1016/J.RADMEAS.2005.03.002>
- Thomas, J. W. (1972). MEASUREMENT OF RADON DAUGHTERS IN AIR. *Health Phys.* 23: No. 6, 783-9(Dec 1972)., 23(6), 783–789. <https://doi.org/10.1097/00004032-197212000-00004>
- Tokonami, S., Ichiji, T., Imoto, T., & Kurosawa, R. (1996). Calculation procedure of potential alpha energy concentration with continuous air sampling. *Health Physics*, 71(6), 937–943. <https://doi.org/10.1097/00004032-199612000-00010>
- Tsivoglou, E. C., & A. H. E. (1953). Occurrence of Non-equilibrium Atmospheric Mixtures of Radon and its Daughters. *Nucleonics*, 11(9), 40–45.

## Referencias

- Turtiainen, T., Mitev, K., Dehqanzada, R., Holmgren, O., & Georgiev, S. (2022). Testing of thoron cross-interference of continuous radon measuring instruments. *Journal of the European Radon Association*, 2022, 7694. <https://doi.org/10.35815/RADON.V3.7694>
- UNE-EN ISO 11665-1:2019 Medición de la radiactivi... Retrieved April 18, 2023, from <https://www.une.org/encuentra-tu-norma/busca-tu-norma/norma?c=N0062744>
- UNE-EN ISO 11665-3:2016 Medición de la radiactividad en el amb... Retrieved April 19, 2023, from <https://www.une.org/encuentra-tu-norma/busca-tu-norma/norma?c=N0056597>
- UNSCEAR. (1977). *Sources and effects of ionizing radiation*. New York, UNITED NATIONS
- UNSCEAR. (1982). *Ionizing Radiation, Sources and Biological Effects*. New York, UNITED NATIONS
- UNSCEAR. (1988). *Sources, effects and risks of ionizing radiation*. New York, UNITED NATIONS
- UNSCEAR. (2000). Sources and Effects of Ionizing Radiation Volume I: source. *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, I*, 1–654. [http://www.unscear.org/unscear/en/publications/2000\\_1.html](http://www.unscear.org/unscear/en/publications/2000_1.html)
- UNSCEAR. (2006). *Effects Of Ionizing Radiation*. New York, UNITED NATIONS
- Vázquez, B. F., & Adán, M. O. (2011). Gestión de riesgo. Soluciones constructivas. *Revista de Salud Ambiental*, 11(1–2), 38–45. <https://ojs.diffundit.com/index.php/rsa/article/view/173>
- Wasiolek, P., Montassier, N., & Wasiolek, P. (2007). Evaluation of the Effectiveness of Several Air Cleaners for Reducing the Hazard from Indoor Radon Progeny. *Http://Dx.Doi.Org/10.1080/02786829308959635*, 19(3), 268–278. <https://doi.org/10.1080/02786829308959635>
- Winkler-Heil, R., & Hofmann, W. (2002). Comparison of modeling concepts for radon progeny lung dosimetry. *International Congress Series*, 1225(C), 169–177. [https://doi.org/10.1016/S0531-5131\(01\)00506-4](https://doi.org/10.1016/S0531-5131(01)00506-4)
- Winkler-Heil, R., Hofmann, W., Marsh, J., & Birchall, A. (2007). Comparison of radon lung dosimetry models for the estimation of dose uncertainties. *Radiation Protection Dosimetry*, 127(1–4), 27–30. <https://doi.org/10.1093/RPD/NCM339>
- World Health Organization. (2009). *WHO handbook on indoor radon: a public health perspective* (World Health Organization, Ed.).
- Wrenn, M. E. (1969). Analysis of the activity of radon daughter samples by weighted least squares. *Health Physics*, 17(4), 593–605. <https://doi.org/10.1097/00004032-196910000-00008>

- Yang, J., Zhang, L., Abdumomin, K., Tang, Y., & Guo, Q. (2015). Study on peak shape fitting method in radon progeny measurement. *Radiation Protection Dosimetry*, 167(1–3), 115–120. <https://doi.org/10.1093/RPD/NCV226>
- Yasuoka, Y., Ishikawa, T., Tokonami, S., Takahashi, H., Sorimachi, A., & Shinogi, M. (2009). Radon mitigation using an air cleaner. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 279(3), 885–891. <https://doi.org/10.1007/S10967-008-7379-0/METRICS>
- Yu, K. N., Guan, Z. J., Liu, X. W., Young, E. C. M., Stokes, M. J., & Cheung, T. (1995). The Effects of Positive and Negative Ions on the Lung Dose from Environmental Radon. *Radiation Protection Dosimetry*, 58(1), 65–68. <https://doi.org/10.1093/OXFORDJOURNALS.RPD.A082598>
- Yuan, L., Geng, S., Mao, J., & Wang, Q. (2019). Investigating the mitigation effects of radon progeny by composite radon removal device. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 319(1), 205–211. <https://doi.org/10.1007/S10967-018-6340-0/FIGURES/9>
- Zhang, L., Wang, Y., & Guo, Q. (2020). One-year continuous measurement of outdoor radon progeny concentration in Beijing area. *Journal of Radiation Protection and Research*, 45(3), 95–100. <https://doi.org/10.14407/JRPR.2020.45.3.95>
- Zhu, H., Li, J., Qiu, R., Pan, Y., Wu, Z., Li, C., & Zhang, H. (2018). Establishment of detailed respiratory tract model and Monte Carlo simulation of radon progeny caused dose. *Journal of Radiological Protection*, 38(3), 990. <https://doi.org/10.1088/1361-6498/AAC987>
- Zock, C., Porstendörfer, J., & Reineking, A. (1996). The influence of the biological and aerosol parameters of inhaled short-lived radon decay products on human lung dose. *Radiat. Prot. Dosim*, 63, 197–206.