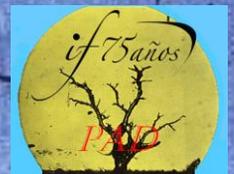


RADON INTRAMUROS Y SALUD PÚBLICA

**Guillermo C. Espinosa García
y
Arturo Ángeles Carranza**



**México
2018**



RADON INTRAMUROS

Y

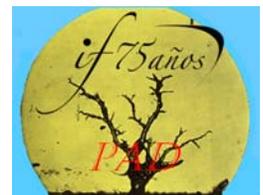
SALUD PÚBLICA

Guillermo C. Espinosa García
y
Arturo Ángeles Carranza

Edición Técnica: José Ignacio Golzarri y Moreno



México
2018



RADON INTRAMUROS Y SALUD PUBLICA

D.R. © Primera edición, 2018
Universidad Nacional Autónoma de México
Ciudad Universitaria, 04510, Ciudad de México.

ISBN 978-607-30-0331-5
Impreso y hecho en México / Print and made in Mexico.

Portada
Joan Miro (1893-1983)
Bagnante - óleo sobre tela (1925)

A Rosa, Baruj y Aarón

A Ana Guadalupe, Juliana y César

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer a todas las personas, colegas e instituciones, que han dado su apoyo a la creación y el desarrollo de los grupos de investigación científica en los temas de: Radiaciones Ambientales, Radioisótopos, Interacción de la Radiación con la Materia, Contaminantes Radiológicos en Agua, Aire, Suelos y Alimentos, y sus Efectos en Salud Pública. En general Física de Radiaciones y sus Aplicaciones en Beneficio de la Sociedad.

A José Ignacio Golzarri, amigo y compañero que realizó la captura y estructura del manuscrito, recolección de imágenes, figuras y fotografías, y todos los demás detalles técnicos requeridos para la publicación de este libro.

Al Doctor Arturo Ángeles Carranza, coautor de este libro, por su dedicación y entusiasmo en el tema de Física de Radiaciones, desde su inicio como estudiante de Física, en sus estudios de Maestría y Doctorado, y en su carrera profesional.

RECONOCIMIENTOS

A la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM) por su muy importante contribución a la investigación, docencia y divulgación de la ciencia y la cultura en nuestro País.

Al Instituto de Física de la UNAM (IFUNAM), por su dedicación al cultivo de las ciencias básicas y experimentales, en Física y temas afines.

Al Proyecto de Aplicaciones de la Dosimetría (PAD) del IFUNAM, en donde se desarrollan los temas de investigación científica, tecnológica e innovación, sobre radiaciones ionizantes, su interacción con los materiales y efectos en los seres vivos.

A la Facultad de Medicina de la Universidad Autónoma del Estado de México, Programa de Doctorado, por estar interesada en temas de Física de Radiaciones y Salud Pública.

A la Dirección General de Asuntos del Personal Académico de la UNAM (DGAPA), a través de los proyectos IN-101910, IN-103013, e IN-103316, que ha apoyado económicamente la realización de estas investigaciones, la producción de artículos científicos, la formación de recursos humanos, y la producción de este libro.

Introducción	1
Capítulo I	9
Radón y medio ambiente	
I.1. Riesgo en salud pública	9
I.2. Origen del radón y propiedades fisicoquímicas	10
I.3. Unidades empleadas	14
I.4. Distribución del radón en el medio	20
I.5. Dinámica y movilidad del radón	22
I.6. Exposición en el ser humano y efectos biológicos	34
I.7. El radón en lugares cerrados	41
I.8. Generación del radón en el proceso de extracción de gas natural y petróleo “fracking” en la industria petrolera	44
I.9. Regulación	45
Capítulo II	55
Medición de radón	
II.1. Métodos activos (dinámicos)	55
II.1.1. Celda de Lucas (método de centelleo)	56
II.1.2. Cámara de ionización	56
II.1.3. Detectores de barrera superficial	58
II.1.4. Método de dos filtros	59
II.1.5. Método de un filtro	60
II.2. Métodos pasivos	60
II.2.1. Termoluminiscencia	60
II.2.2. Electret E-PERM	62
II.2.3. Carbón activado	63
II.2.4. Detectores de Trazas Nucleares en Sólidos	64
II.3 El arte y la magia de medir radón intramuros	65

Capítulo III	71
Método de Trazas Nucleares en Sólidos	
III.1. Introducción	71
III.1.1. Historia de los Detectores por Trazas en Sólidos	71
III.1.2. Bases genéricas	72
III.1.3. Poder de frenado y pérdida de energía restringida	74
III.2. Geometría de la traza	76
III.3. Metodología de Detección por Trazas Nucleares en Sólidos (DTNS)	83
III.4. Aplicaciones de los detectores por Trazas para medición de radón	87
III.5. Análisis de la medición de radón con detectores cerrados (close-end-cup)	92
Capítulo IV	97
Dosimetría de la radiación	
IV.1. Magnitudes y unidades	97
IV.1.1. Energía impartida	98
IV.1.2. Dosis absorbida	99
IV.1.3. Transferencia lineal de energía	100
IV.1.4. Factor de ponderación para la radiación	101
IV.1.5. Equivalente de dosis	101
IV.1.6. Factor de ponderación en tejidos y órganos	102
IV.1.7. Equivalente efectivo de dosis	104
IV.2. Método de Monte Carlo (empleado para el análisis)	105
IV.2.1. Antecedentes	105
IV.2.2. Esquema básico del método Monte Carlo	106
IV.3. Dosimetría interna	109
IV.3.1. La metodología ICRP	112
IV.3.2. Cálculo de dosis equivalente usando el modelo ICRP 26	113

IV.3.3. Cálculo de dosis equivalente usando el modelo ICRP 60/66	114
IV.4. Dosimetría pulmonar	115
IV.4.1. Método dosimétrico de ICRP publicación 2	117
IV.4.2. Método dosimétrico del ICRP publicación 30	118
IV.5. Modelo dosimétrico de ICRP publicación 66	120
IV.5.1. Morfometría	121
IV.5.2. Fisiología del pulmón	129
IV.5.3. Consideraciones biológicas	130
IV.5.4. Depósito de partículas a el tracto respiratorio	133
IV.5.5. Remoción de partículas depositadas en el pulmón	136
IV.5.6. Cálculo de dosis	139
IV.6. Epidemiología	140
IV.6.1 Definición	140
IV.6.2 Conceptos básicos para la cuantificación de riesgos debido a exposiciones ocupacionales	142
IV.6.3 Relaciones dosis-repuesta en el intervalo de los límites de exposición ocupacionales	144
IV.6.4 Epidemiología de la exposición a la radiación	145
IV.6.5 Estudios de cohortes	145
IV.6.6 Estudios de casos y controles	146
IV.6.7. Estudio anidado	147
IV.6.8 Grupos de comparación	148
IV.6.9 Métodos analíticos	148
IV.6.10. El modelo de riesgo de la publicación BEIR-VI (Biological Effects on Ionizing Radiation)	149
IV.6.10.1 La base de los modelos de riesgo de BEIR VI	149
IV.6.10.2 Evaluación del riesgo	150
IV.6.11 El modelo de riesgo de BEIR VI y la modificación por la USEPA.	143

CAPÍTULO V	163
Cálculo de dosis y riesgo radiológico por radón intramuros	
V.1.1 Mediciones de radón en la República Mexicana	163
V.1.2 Distribución geográfica de las mediciones	164
V.1.3 Método experimental	166
V.1.4. Resultados encontrados	167
V.1.5. Comparación de los resultados con mediciones en hogares	168
V.2.1 Dosimetría de Pulmón	170
V.2.2. Consideraciones Básicas	171
V.2.3 Método experimental y modelación	172
V.2.4 Resultados de estos cálculos.	174
V.3.1 Epidemiología del cáncer de pulmón en México	176
V.3.2. Materiales y métodos	178
V.3.3. Resultados	181
CAPÍTULO VI	189
Remediación y mitigación	
VI.1 introducción	189
VI.2 condiciones actuales en diferentes países	190
VI.2.1 Estados Unidos	190
VI.2.2 Canadá	192
VI.2.3 Reino Unido	193
VI.2.4. Irlanda	193
VI.2.5. Alemania	194
VI.3. Organización Mundial de la Salud	194
VI.4. Métodos de mitigación	196
VI.4.1. Ventilación	197
VI.4.2. Presurización	198

VI.4.3. Recubrimiento	199
VI.4.3. Despresurización	200
VI.4.5. Configuración de filtros y materiales en el subsuelo	201
VI.4.6 Captura de radón por moléculas de agua	202
VI.5. Propuesta de valor de referencia de concentración de ^{222}Rn en interiores para un reglamento en México	204
Conclusiones y Recomendaciones	207
Bibliografía	213
Apéndice A	223
Programa en MCNPX para la generación bronquial 1 con energía de las partículas alfa de 6 MeV.	
Apéndice B	225
Glosario	
Apéndice C	235
Breve revisión de Instituciones Internacionales que desarrollan investigación científica sobre los temas de Trazas Nucleares en Sólidos, Radiación Ambiental, Radón Intramuros, y Espectrometría Gamma.	

INTRODUCCION

El radón (^{222}Rn , ^{220}Rn , y ^{219}Rn) es un gas noble que existe en la naturaleza, producto del decaimiento radioactivo del Uranio y del Torio, elementos que, existen en el planeta Tierra desde su formación. Este gas natural es incoloro, inodoro, insípido, pertenece al grupo de los gases nobles, y tiene la característica de ser Radioactivo.

Actualmente, se sabe que el gas radón por ser radioactivo, es el contribuyente más importante de radiación ionizante natural que reciben los seres vivos, y el propio Humano; con más del 50% de dosis efectiva (IAEA, 1992; NCRP, 2009). Por tener el gas radón esta característica de radioactividad, se considera un posible riesgo para la salud, ha sido y es, objeto de estudio por Instituciones, Organismos Nacionales e Internacionales, Países, Centros de Salud, y Universidades, entre otras (IAEA, 2012; ICRP, 1993; USEPA, 2003; UNSCEAR 2016; WHO, 2009).

En países como Estados Unidos de América, Canadá, Reino Unido, Irlanda, Francia, Alemania, España, Suiza, Italia, Países Bajos, República Checa, Dinamarca, Suecia, Noruega, Finlandia, Rusia, Israel, Japón, e India, se han creado programas nacionales para el estudio, de radón intramuros y extramuros. La principal motivación de estos programas es entender la relación entre los niveles de radón, su distribución, y el riesgo en salud pública y epidemiológica. Padecimientos como cáncer pulmonar, de tráquea, leucemias, daño en el sistema digestivo y vascular, pueden ser atribuibles a la ingesta e inhalación de radón. (Angeles and Espinosa, 2011; Choubey et al, 2005; Dixon et al, 1996; Kendall and Smith, 2002)

El Proyecto de Aplicaciones de la Dosimetría (PAD) del Instituto de Física de la Universidad Nacional Autónoma de México (IFUNAM), ha puesto énfasis en el estudio del radón intramuros, como tema de investigación desde hace más de 25 años, se han publicado más de 50 artículos en revistas internacionales sobre este tema, sus riesgos, aplicaciones y forma de medición y mitigación. Se desarrollaron varios dispositivos para la medición de radón y torón, se estructuró la metodología y se realizaron los protocolos para la evaluación de los niveles de concentración de radón intramuros, así como los procedimientos de calibración y verificación de contenidos de radón. Estos dispositivos para el estudio de radón intramuros se han

utilizado en casas, edificios y lugares de trabajo, en la zona metropolitana de la Ciudad de México, y en casi todos los estados de la República Mexicana. Siendo este libro una contribución al conocimiento de la radiactividad ambiental, y muy específicamente del radón intramuros y salud pública.

Capítulo I (Radón y Medio Ambiente): en este capítulo se describe la relación entre el radón y el medio ambiente; su origen y distribución en nuestro planeta Tierra, la dinámica y movilidad del gas radón en diferentes medios, la exposición en el ser humano debida al radón, y sus efectos biológicos. Así como su regulación en casas, edificios, lugares de trabajo, y en minas. En el Capítulo II (Medición de Radón): se mencionan los métodos de medición en concentración de radón intramuros más utilizados comúnmente. Haciendo énfasis en el Capítulo III en la Metodología de Trazas Nucleares en Sólidos (MTNS), por su importancia mundial en las mediciones masivas y programas nacionales sobre radón en interiores, destacando en este capítulo los dispositivos para este fin, así como los protocolos de grabado químico y lectura en el proceso de detección y análisis, usando la metodología de trazas desarrollados dentro del Proyecto de Aplicaciones de la Dosimetría (PAD) en el Instituto de Física de la Universidad Nacional Autónoma de México (IF-UNAM). En el Capítulo IV (Dosimetría de la Radiación), se trata la dosimetría de

las radiaciones ionizantes, que cuantifica y califica los efectos físicos, químicos y/o biológicos inducidos por la energía depositada en la materia al interactuar con la radiación ionizante, enfatizando la dosimetría interna y del pulmón. Y el modelo de riesgo radiológico publicado por el volumen VI del *Biological Effects of Ionizing Radiation* (BEIR-VI). Capítulo V (Evaluación de datos experimentales): en este capítulo se hace una evaluación de dosis interna, riesgo radiológico y epidemiología de cáncer de pulmón en México, utilizando los modelos propuestos en este libro, y los datos de concentración de radón intramuros en México, aportados por diferentes instituciones nacionales, obteniéndose así valores de riesgo en el tiempo de vida y riesgo relativo de mortalidad por radón intramuros para mujeres y hombres fumadores y no fumadores mexicanos. Capítulo VI (Remediación y Mitigación): en este capítulo se hace una revisión de las condiciones actuales de diferentes países sobre radón intramuros sus acciones, normas y regulaciones, así como la opinión y recomendaciones de la Organización Mundial de la Salud (OMS) sobre este tema, además de describir algunos métodos para la mitigación de radón en interiores propuestos internacionalmente, y el método desarrollado dentro del proyecto de investigación e innovación tecnológica del Proyecto de Aplicaciones de la Dosimetría del IF-UNAM y patentado por la UNAM (2016).

Finalmente se dan algunas conclusiones y recomendaciones sobre la presencia de radón intramuros respecto a su nivel de concentración, en donde se pueden tener, tanto efectos benéficos (hórmesis) como de riesgo en salud pública y poblacional.

*La principal motivación de un investigador,
es el del placer que encuentra cuando,
a partir de datos o ideas confusas,
logra aclararlos o insertarlas
en el lugar que les corresponden
dentro del esquema
de las ciencias que cultiva*

Marcos Moshisky B.

Capítulo I

Radón y el medio ambiente

I.1 Riesgo en salud y mortalidad

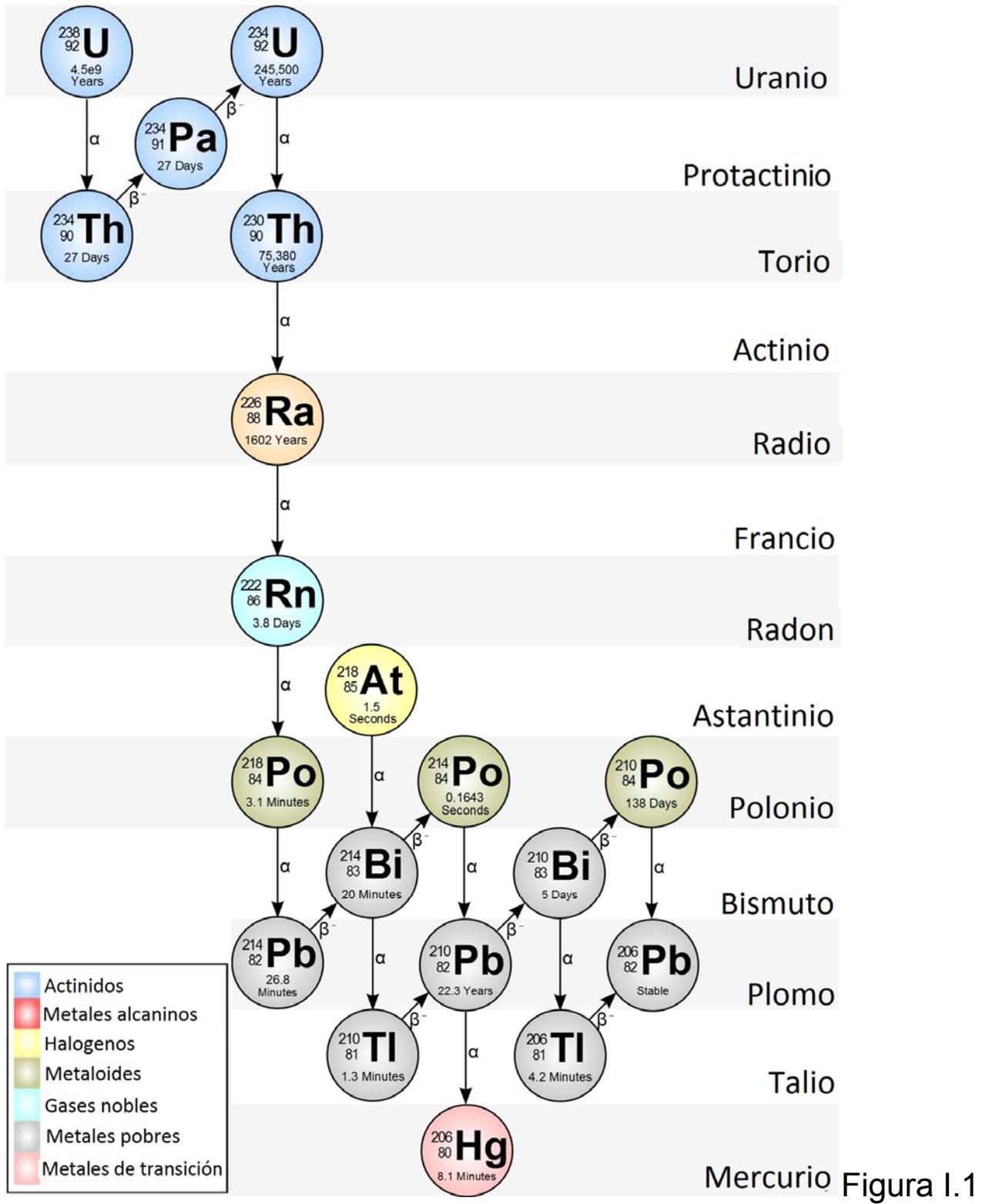
La existencia de una tasa de mortalidad alta entre los mineros en Europa Central fue reconocida antes del año 1600, la causa de la mayoría de los decesos fue identificada como cáncer de pulmón a finales del siglo XIX. Hasta el 1924 se sugirió que estos casos podrían ser atribuidos a la exposición al gas radón.

Las primeras mediciones ambientales del radón fueron dirigidas a exteriores para el estudio de diversos fenómenos como los fenómenos eléctricos en la atmósfera, el transporte atmosférico y la exhalación de gases desde el suelo. Pero las primeras mediciones en interiores fueron hechas hasta los años 50's del siglo XX (1950), pero no se les dio la importancia debida en aquellos tiempos. Fue hasta los años 60's y 70's que surgió el interés por conocer el comportamiento y concentraciones de radón en hogares y lugares de trabajo. De acuerdo a la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US-EPA por sus siglas en inglés), se tiene de 3,000 a 38,600 defunciones al año debido al radón (BEIR, 1999).

I.2 Origen del radón y propiedades fisico-químicas

Existen 3 cadenas radiactivas naturales las cuales son encabezadas por el uranio-238 (^{238}U), el uranio-235 (^{235}U) y el torio-232 (^{232}Th), cada uno de estos radionúclidos tienen una vida media muy larga, comparada con la edad de la tierra. Estas series radiactivas se ilustran en las Figuras I.1, I.2 y I.3 (NFSP, 2017). Una cuarta serie radiactiva llamada la serie del Neptunio existió en la naturaleza, pero ya se extinguió (Levy, 2009), debido a su vida media, la cual es menor respecto a lo que en estos días se considera la edad de la formación de nuestro planeta Tierra.

Tres de los más importantes isótopos del elemento radón (Rn) forman parte de las cadenas radiactivas naturales enunciadas. El séptimo elemento de la serie del ^{238}U es el ^{222}Rn el cual se forma por el decaimiento del ^{226}Ra . En la serie del ^{235}U se produce el ^{219}Rn mediante el decaimiento del ^{223}Ra , que es el sexto elemento. El ^{220}Rn (también conocido como torón), se produce por el decaimiento del quinto elemento de la serie del ^{232}Th que es el ^{224}Ra (Cothorn and Smith, 1987).



Cadena radiactiva del ^{238}U .

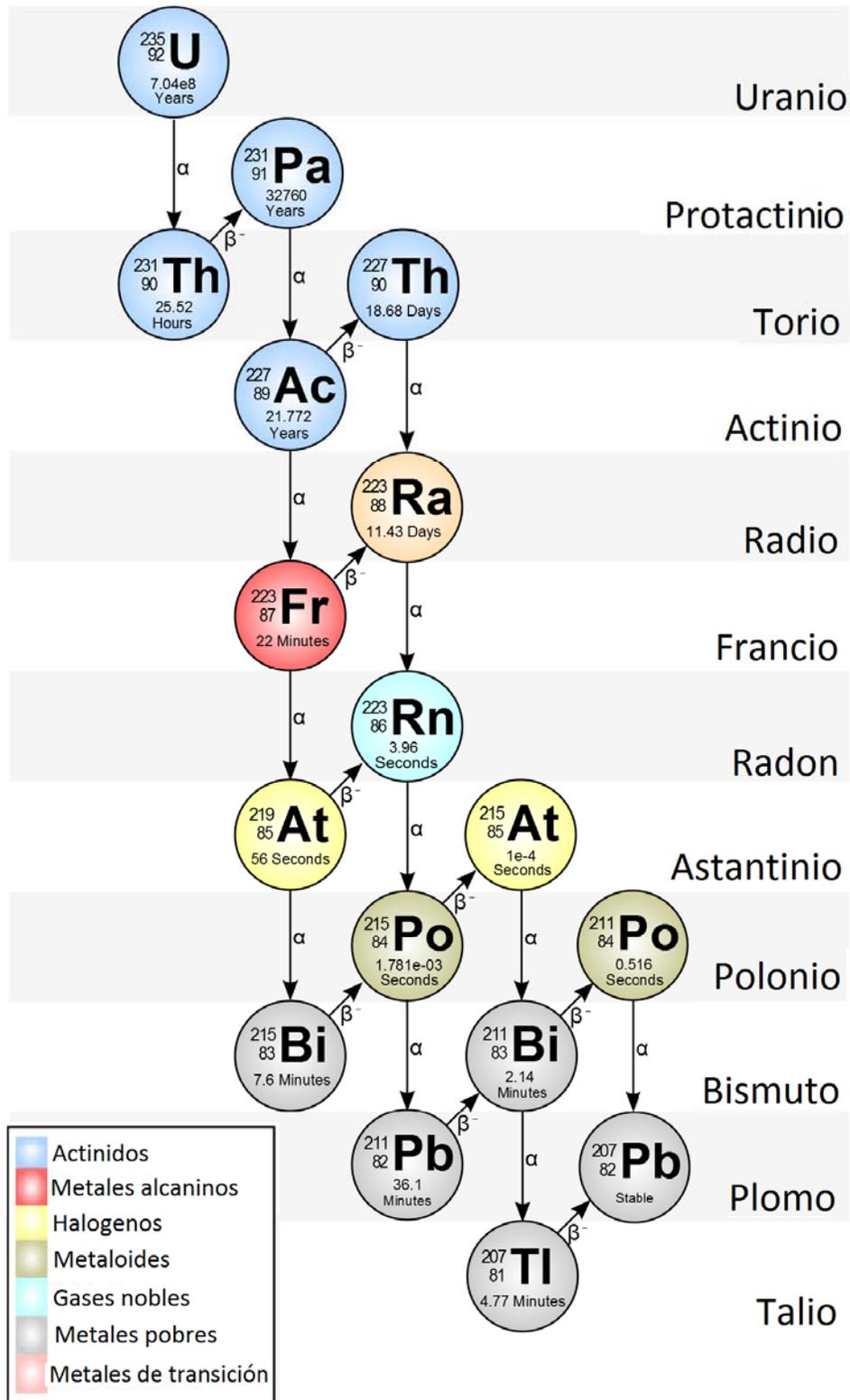


Figura I.2 Cadena radiactiva del ^{235}U .

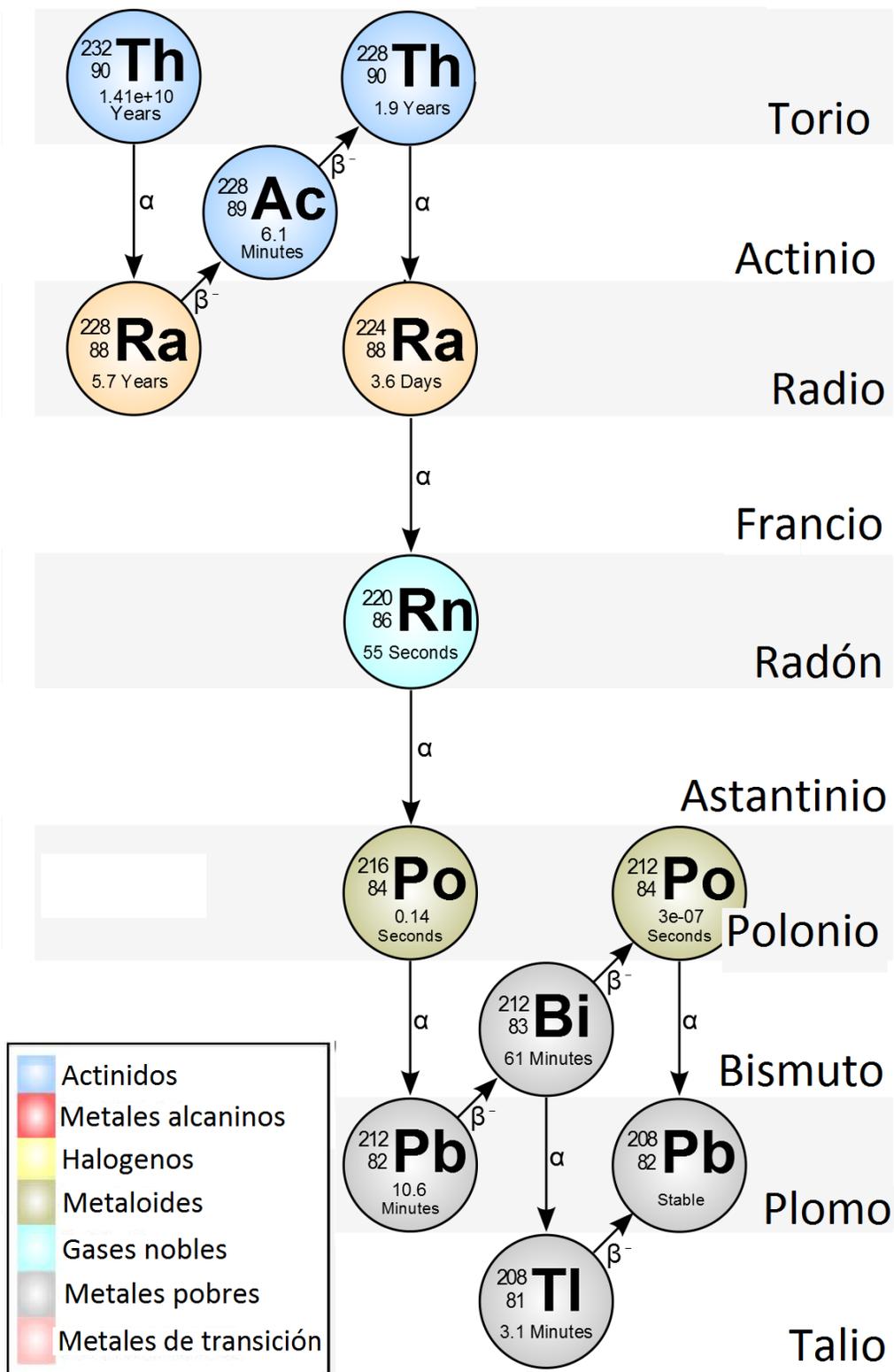


Figura I.3 Cadena radiactiva del ^{232}Th

El radón es un gas radiactivo natural incoloro, inodoro y prácticamente inerte, es el más pesado de los gases nobles, soluble en agua fría y su solubilidad decrece con el incremento de la temperatura, aunque es un gas inerte forma algunos compuestos como fluoruros complejos. En la tabla I.1 se presentan sus propiedades físicas (Cothorn and Smith, 1987).

Como se mencionó anteriormente los tres isótopos del radón: ^{219}Rn , ^{220}Rn y ^{222}Rn son radiactivos, en las tablas I.2, I.3 y I.4 se presentan las propiedades radiológicas de los isótopos del Radón y de sus correspondientes cadenas radiactivas (Cothorn and Smith, 1987; Walker et al, 1988).

I.3 Unidades empleadas

Además de las unidades comúnmente usadas en el ámbito de la Física Nuclear y Física de Radiaciones, así como la dosimetría de radiaciones ionizantes, se han definido algunas otras para su uso particular en el cálculo de la dosis por efectos del radón y su progenie.

Se define el potencial de energía alfa como el total de la energía de las partículas alfa emitidas por un átomo y sus descendientes a

través de toda su serie radiactiva. En otras palabras, el potencial de energía alfa es la energía que podría ser liberada en el sitio donde se depositará a través de toda su cadena de decaimiento (Nazaroff and Nero, 1988).

Propiedad	Valor
Número Atómico	86
Masa Atómica	[219,220,222] uma
Punto de Fusión	202°K (-71°C)
Punto de Ebullición	211,4°K (-61.8°C)
Densidad	9.96 kg/m ³ (a 20°C)
Conductividad Térmica	0,00 J/m s °C
Conductividad Eléctrica	0,0 (mOhm.cm) ⁻¹
Calor Específico	2890,00 J/kg °K
Calor de Vaporización	18,1 kJ/mol
Calor de Atomización	0,0 kJ/mol de átomos
Estados de Oxidación	0
1ª Energía de Ionización	1037 kJ/mol
2ª Energía de Ionización	1930 kJ/mol
3ª Energía de Ionización	2890 kJ/mol
Afinidad Electrónica	0 kJ/mol
Radio Atómico	1,34 Å
Volumen Atómico	50.46 cm ³ /mol

Tabla I.1 Propiedades Físicas del radón (²¹⁹Rn, ²²⁰Rn, ²²²Rn)

Radionúclido	Vida media	Tipos de emisión y energías principales (MeV)		
		Alfa	Beta	Gamma
^{222}Rn	3.823 d	5.49	---	---
^{218}Po	3.05 min	6.00	---	---
^{214}Pb	26.8 min	---	0.67	0.295,0.352
^{214}Bi	19.7 min	---	1.0	0.609,1.12
^{214}Po	164 μs	7.69	---	
^{210}Pb	22.3 años	---	0.015	0.047
^{210}Bi	5.01 d	---	1.161	---
^{210}Po	138.4 d	5.305	---	---
^{206}Pb	estable	---	---	---

Tabla I.2 Principales características radiológicas del ^{222}Rn y sus descendientes

Radionúclido	Vida media	Tipos de emisión y energías principales (MeV)		
		Alfa	Beta	Gamma
^{219}Rn	4.0 s	6.42, 6.55, 6.82	---	---
^{215}Po	1.78 ms	7.38	---	---
^{211}Pb	36.1	---	0.29, 0.56	0.405, 0.427
^{211}Bi	2.15 min	6.28, 6.62	---	---
^{207}Tl	4.79 min	---	1.44	0.511,0.538
^{207}Pb	estable	---	---	---

Tabla I.3 Principales características radiológicas del ^{219}Rn y sus descendientes

Radionúclido	Vida media	Tipos de emisión y energías principales (MeV)		
		Alfa	Beta	Gamma
^{220}Rn	55 s	6.29	---	---
^{216}Po	0.15 s	6.78	---	---
^{212}Pb	10.64 h	---	0.331	0.239
^{212}Bi	60.6 min	6.05, 6.09	1.55, 2.26	0.040, 0.727
^{212}Po	304 ns	8.78	---	---
^{208}Tl	3.05 min	---	1.28, 1.52	0.511,0.538
^{208}Pb	estable	---	---	---

Tabla I.4 Principales características radiológicas del ^{220}Rn y sus descendientes

En la tabla I.5 se presentan los potenciales de energía alfa para los isótopos del radón en las cadenas del ^{238}U , ^{235}U y ^{232}Th .

La concentración del potencial de energía alfa se define como la suma de todo el potencial de energía alfa en un volumen dividido por dicho volumen (J m^{-3}).

En algunas ocasiones no existe equilibrio entre el radón y su progenie y se hace necesario definir una cantidad para describir la concentración de actividad para dicha condición. La cantidad usada en estos casos es la concentración de equilibrio equivalente, (EC) (ICRP, 1981), La EC de una mezcla que no está en equilibrio de la

progenie del radón de vida media corta en aire es tal que la concentración de actividad del gas padre en equilibrio radiactivo con su progenie tiene la misma concentración de energía alfa que la mezcla que no está en equilibrio. Es importante subrayar que únicamente el decaimiento alfa de la progenie es considerado, porque solo ésta es importante biológicamente.

Radionúclido	Vida media	Potencial de energía Alfa (MeV/átomo)	Potencial de Energía Alfa Total (10^{-10} J/Bq)
^{222}Rn	3.823 d	19.2	14,600
^{218}Po	3.05 min	13.7	5.79
^{214}Pb	26.8 min	7.69	28.5
^{214}Bi	19.7 min	7.69	21.0
^{214}Po	164 μs	7.69	2.9×10^{-6}
^{220}Rn	55 s	20.9	2.65
^{216}Po	0.15 s	14.6	5.06×10^{-3}
^{212}Pb	10.64 h	7.8	690
^{212}Bi	60.6 min	7.8	65.5
^{212}Po	304 ns	8.78	6.2×10^{-9}
^{219}Rn	4.0 s	20.7	0.191
^{215}Po	1.78 ms	13.94	5.73×10^{-5}
^{211}Pb	36.1	6.56	32.8
^{211}Bi	2.15 min	6.56	1.95
^{207}Tl	4.79 min	-	

Tabla I.5 Potencial de energía alfa para las series del ^{238}U , ^{235}U y ^{232}Th

El factor de equilibrio F se define como la razón del potencial de energía alfa total para las concentraciones actuales de la progenie y el potencial de energía alfa total de la progenie si ésta estuviera en equilibrio con el radón.

La unidad usada ampliamente para describir la concentración de energía potencial alfa de la progenie del radón es el nivel de trabajo (“*working level*”) WL, el cual se define como “*Cualquier combinación de la progenie del radón de vida media corta, en un litro de aire, en condiciones normales de presión y temperatura que emita 1.3×10^5 MeV de energía de partículas alfa*”. 1 WL equivale aproximadamente a la cantidad total de energía liberada en un intervalo de tiempo por la progenie del radón en equilibrio con 3,700 Bq/m³ (100 pCi/l) de radón (Diehl, 1995).

Expresado en unidades del SI:

$$1WL = 100 \frac{pCi}{L} = 3700 \frac{Bq}{m^3} \quad Ec. I.1$$

También se define el nivel de trabajo mensual (“*work level month*”, WLM) como la exposición acumulativa equivalente a un “*nivel de trabajo*” para un mes de trabajo laboral (170 horas):

$$1WLM = 2 \times 10^{-5} Jm^{-3} \times 170 h \quad Ec. I.2$$

Aquí habría que destacar que la unidad de actividad radiológica en el SI es el Becquerel (Bq), igual a una transformación por segundo y

la unidad tradicional de actividad es el Curie (Ci) y la equivalencia es:

$$1 Ci = 3.7 \times 10^{10} Bq \quad \text{Ec. I.3}$$

I.4 Distribución del radón en el medio

Los radionúclidos que producen los isótopos principales del radón (^{226}Ra , ^{224}Ra y ^{223}Ra , en un cierto equilibrio con las cabezas de las series) se encuentran distribuidos en el suelo, rocas, agua de los océanos y sedimentos marinos, una fracción del radón producido se libera en el suelo, se incorpora en los gases del suelo o escapa hacia la atmósfera, el resto se queda atrapado en el suelo, dentro de las rocas o se disuelve en las componentes del ambiente acuático (Cothier and Smith, 1987). El radón producido en los sedimentos marinos permanece en los mismos sedimentos o viaja hacia aguas superficiales.

La liberación más importante de radón hacia la atmósfera es desde el suelo. La tasa de emanación desde el suelo es función de muchos factores, pero se han medido tasas de emanación promedio del orden de 59.2 Bq/cm^2 por año. Considerando el área aproximada de la tierra esto significa una emanación total de $8.88 \times 10^{19} \text{ Bq}$ de radón por año. La liberación desde la superficie marina se estima

en 0.22 Bq/cm^2 por año. Otros mecanismos son la evaporación del agua de mar, pero su contribución al igual que la proveniente de la combustión de gas natural y carbón, se pueden considerar despreciables.

Considerando la liberación total de radón en un año, se estima que en todo momento existen del orden de $1.3 \times 10^{18} \text{ Bq}$ de radón en la atmósfera terrestre (Cothorn and Smith, 1987).

De las mediciones que se han realizado se han inferido perfiles de concentración de radón que son extremadamente variables, pero que tienen un comportamiento exponencialmente decreciente en función de la altura (desde la superficie terrestre) y en una banda de aproximadamente 700 m se encuentra la mitad del total. Con estos datos se puede estimar una concentración promedio superficial de 2.59 Bq/m^3 . El promedio de concentraciones de radón medidas en la superficie continental varía entre 3.7 y 7.4 Bq/m^3 mientras que la medición hecha sobre la superficie marina es de alrededor de 5 veces menos (Wedepohl, 1969).

Para efectos de describir la dinámica del radón en el suelo, éste se considera como un medio poroso que consiste en materia orgánica,

granos de diversos materiales y poros llenos de agua y gas. El radón se acumula en los granos del suelo.

Un parámetro importante es la cantidad de ^{226}Ra contenida en el suelo (Bq/kg) cuando se genera el ^{222}Rn .

1.5 Dinámica y movilidad del radón

La migración y movimiento del radón dependerá del medio en el que se produce por diferentes fenómenos; por ejemplo, cuando el radón se encuentra en agua o en gas del medio, éste se comporta como fluido, pero cuando se encuentra en un medio como el suelo o en los materiales de construcción, su migración dependerá de diferentes mecanismos, que estarán en función de la densidad, composición y estructura del material.

El radón se genera en el medio en función de la concentración del ^{226}Ra (Bq kg^{-1}). Cuando se genera el radón, el átomo lleva una energía cinética de 86 keV. La fracción de átomos de radón que llegan a los poros se denomina coeficiente de emanación f , que depende de la distribución del tamaño de grano, la porosidad y la humedad, entre otros. El contenido de humedad tiene un impacto importante en el coeficiente de emanación, incrementándose directamente con el contenido de agua (Nazaroff and Nero, 1988).

La concentración de radón contenida en la fase gaseosa C_g y líquida C_w del medio está descrita por el coeficiente de solubilidad L , que depende de la temperatura del medio:

$$C_w = LC_g \quad \text{Ec. I.4}$$

Una vez que el radón está en el volumen del poro del sólido, éste migra básicamente por dos mecanismos; difusión y flujo advectivo (“convección horizontal”). La difusión se describe por la ley de Fick, que relaciona un gradiente de concentración a un flujo a través del coeficiente de difusión. Se usan dos diferentes coeficientes de difusión, el primero es el coeficiente de difusión del conjunto, “bulk” (D), que relaciona el gradiente de la concentración intersticial a la densidad de flujo a través de un área geométrica del conjunto. El segundo es el coeficiente de difusión efectivo D_e que relaciona el gradiente de la concentración intersticial a la densidad de flujo a través del área del poro. Ambos coeficientes se relacionan por la porosidad del suelo ε .

$$D = D_e \varepsilon \quad \text{Ec. I.5}$$

La ley de Fick se puede escribir como:

$$\phi_d = -D_e \nabla C_{Rn} \quad \text{Ec. I.6}$$

Donde

ϕ_d = Densidad de flujo difusivo de la actividad del radón por unidad de área del poro del suelo ($\text{Bq m}^{-2}\text{s}^{-1}$).

D_e = Coeficiente de difusión efectivo

C_{Rn} = Concentración de actividad intersticial del radón (Bq m^{-3})

El flujo advectivo sigue la ley de Darcy, que relaciona la velocidad aparente del flujo del fluido a través del sólido con el gradiente de presión en el medio:

$$v = -\frac{k}{\mu} \nabla P \quad \text{Ec. 1.7}$$

Donde

v = vector de velocidad superficial (ms^{-1}), que es el flujo por unidad de área geométrica definida sobre un elemento de volumen relativamente grande comparado con los poros individuales, pero relativamente pequeño con relación a la dimensión total del suelo.

k = permeabilidad del gas del suelo, que describe cuan fácilmente puede fluir un gas en el suelo.

P = presión del medio

μ = viscosidad dinámica de la fase gaseosa de los poros del suelo.

La actividad del radón a través de del área del poro se calcula multiplicando la velocidad de “Darcy” por la concentración de actividad del radón en los poros del suelo dividido por la porosidad del suelo:

$$\phi_a = \frac{C_{Rn}}{\varepsilon} v = -\frac{C_{Rn}}{\varepsilon} \frac{k}{\mu_e} \nabla P \quad \text{Ec. I.8}$$

El flujo total de radón es la suma de los flujos advectivo y difusivo:

$$\phi = \phi_d + \phi_a = -D_e \nabla C_{Rn} - \frac{C_{Rn}}{\varepsilon} \frac{k}{\mu_e} \nabla P \quad \text{Ec. I.9}$$

El coeficiente de difusión efectivo depende básicamente de la porosidad del suelo y del contenido de agua. La permeabilidad depende del tipo de suelo, la porosidad y el contenido de agua.

El coeficiente de difusión efectivo tiene un límite superior igual al coeficiente de difusión del radón en aire (D_0) que es igual a $1.2 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$.

Los valores de coeficientes de difusión experimentales para una gran variedad de suelos van desde 10^{-10} hasta $10^{-5} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$. El coeficiente de difusión para radón en materiales secos es 4 órdenes de magnitud más grande que en materiales saturados (Cothern and Smith, 1987; Wedepohl, 1969).

La permeabilidad del gas en el suelo es un parámetro muy importante, el suelo normalmente no es isotrópico ni homogéneo, por lo que la permeabilidad puede tener direcciones preferentes y se

puede describir por una matriz de 3x3. Además de los parámetros antes descritos, otros factores pueden influir en la permeabilidad del suelo como las fracturas que se generan en lodos secos, los canales de las raíces de las plantas del lugar también influyen en la permeabilidad.

En resumen, la migración del radón en el suelo es debido a dos procesos independientes, el movimiento de los átomos de radón como función del gradiente de la concentración de radón (difusión) y al flujo debido al gradiente de presión del mismo (advección). Los parámetros que influyen en estos procesos son: D_e , k_{ε} , μ y por los gradientes de presión y concentración. La viscosidad dinámica y la porosidad son constantes, pero el coeficiente efectivo de difusión y la permeabilidad son dependientes al cambio de condiciones en el tiempo.

Se puede describir la migración del radón en el suelo con una ecuación de transporte, para la cual se requiere hacer algunas simplificaciones. Normalmente la ecuación de transporte no tiene solución analítica y se requiere de técnicas numéricas para resolverla. La ecuación de transporte publicada por Nazaroff y Nero en 1988.

$$\frac{1}{\varepsilon} \frac{\partial (C_g \varepsilon_g + C_w \varepsilon_w)}{\partial t} = \nabla \cdot D'_e \nabla C_g - \nabla \cdot C_g \frac{v'}{\varepsilon_g} + f' \rho_{gr} \frac{1-\varepsilon}{\varepsilon} A_{Ra} \lambda_{Rn} - \frac{1}{\varepsilon} \lambda_{Rn} (C_g \varepsilon_g + C_w \varepsilon_w)$$

Ec. I.10

Donde

ε = porosidad del suelo (adimensional)

C_g = concentración de actividad de radón en el volumen lleno de gas de los poros del suelo (Bq m⁻³)

ε_g = porosidad del gas, definida como la razón entre el volumen lleno de gas de los poros del suelo y el volumen total de los poros.

C_w = concentración de actividad de radón en el volumen lleno de agua de los poros del suelo (Bq m⁻³)

ε_w = porosidad del agua, definida como la razón entre el volumen lleno de agua de los poros del suelo y el volumen total de los poros ($\varepsilon = \varepsilon_g + \varepsilon_w$).

D'_e = coeficiente de difusión efectivo (m² s⁻¹) corregido por el efecto del contenido de agua.

v' = vector de velocidad superficial del gas del suelo (ms⁻¹)

f' = factor de emanación corregido por el efecto del contenido de agua.

ρ_{gr} = densidad de los granos del suelo (kg m^{-3})

A_{Ra} = concentración de actividad de radio en el suelo (Bq kg^{-1}).

El primer término en el lado derecho de la ecuación corresponde al transporte por difusión, el segundo al transporte advectivo, el tercero a la generación de radón y el cuarto al decaimiento del radón. La expresión anterior se obtiene de una ecuación de conservación de masa y tiene las siguientes aproximaciones implícitas:

- a) El transporte de radón por otros mecanismos además de los considerados es despreciable.
- b) Todas las interacciones cinéticas de los átomos de radón ocurren con las moléculas del gas. Consideración razonable cuando los poros son relativamente grandes en comparación con el camino libre medio de los átomos de radón ($0.065 \mu\text{m}$ a 25°C).
- c) Cualquier absorción posible de radón en la superficie del grano del suelo es despreciable.
- d) Cualquier migración de radón dentro del agua es despreciable.

La ecuación de transporte puede simplificarse más haciendo las siguientes consideraciones:

- e) El contenido de agua es despreciable
- f) El vector de velocidad superficial es descrito por la ley de Darcy.
- g) El suelo es isotrópico y homogéneo con respecto al coeficiente de difusión, permeabilidad, porosidad, factor de emanación, contenido de radio y densidad del medio.

Entonces la ecuación de transporte se expresa como:

$$\frac{\partial(C_g)}{\partial t} = D_e \nabla^2 C_g + -\frac{k}{\epsilon \mu} \nabla P \nabla C_g + G - \lambda_{Rn} C_g \quad \text{Ec. I.11}$$

Donde

$$G = f \rho_{gr} \frac{1 - \epsilon}{\epsilon} A_{Ra} \lambda_{Rn} \quad \text{Ec. I.12}$$

Es el término de generación de radón

Algunos estudios sugieren que la difusión es el mecanismo dominante mediante el cual el radón entra en la atmósfera desde el suelo. La solución de la ecuación de transporte considerando una capa de suelo homogénea y semi-infinita en su forma unidimensional es:

$$C_g(x) = C_\infty \left(1 - \exp\left(-\frac{x}{l_d}\right)\right) \quad \text{Ec. I.13}$$

Donde

$C = \frac{G}{\lambda_{Rn}}$ = concentración de actividad de radón en equilibrio secular con el radio.

La solución del transporte de radón por advección se obtiene considerando la velocidad del gas en el suelo constante:

$$C_g(x) = C_\infty \left(1 - \exp\left(-\frac{x}{l_a}\right)\right) \quad \text{Ec. I.14}$$

Considerando la difusión y advección juntas la solución unidimensional de la ecuación de transporte es:

$$C_g(x) = C_\infty \left\{1 - \exp\left[\frac{1}{2l_d^2} (l_a - \sqrt{l_a^2 + 4l_d^2}) x\right]\right\} \quad \text{Ec. I.15}$$

y se define la distancia de migración M_d como una distancia típica en la cual el radón puede migrar en el suelo y en el que la concentración se reduce en un factor de $(1-e^{-1})$ comparado con la concentración de radón en el suelo:

$$M_d = \frac{1}{2}(l_a + \sqrt{l_a^2 + 4l_d^2}) \quad \text{Ec. I.16}$$

La migración de radón en los materiales de construcción son los mismos que los considerados en el suelo. Los materiales de construcción son considerados como medios porosos con un cierto contenido de radio. Una diferencia importante entre el suelo y los materiales de construcción es que la cantidad de agua no cambia en general en estos últimos. En el caso del concreto el contenido de agua disminuye durante los primeros años hasta llegar a un valor constante, lo que explica la diferencia en los coeficientes de difusión entre construcciones nuevas y antiguas.

La ecuación de transporte unidimensional para los materiales de construcción considerando únicamente difusión es:

$$\frac{d^2 C_m}{dx^2} - \frac{1}{l_{d,m}^2} C_m = -\frac{G_m}{\lambda_{Rn}} \frac{1}{l_{d,m}^2} \quad \text{Ec. I.17}$$

Donde

G_m = término de generación en el material ($\text{Bq m}^{-3} \text{ s}^{-1}$)

$I_{d,m}$ = longitud de difusión del material

C_m = concentración de actividad en los intersticios del material

(Bq m^{-3})

La solución depende de las condiciones de frontera, cuando la concentración es cero en ambos lados del material (superficie), la solución es:

$$C_m(x) = \frac{G_m}{\lambda_{Rn}} \left\langle 1 - \frac{\cosh \frac{x}{l_{d,m}}}{\cosh \frac{w_{1/2}}{l_{d,m}}} \right\rangle \quad \text{Ec. I.18}$$

Donde

$w_{1/2}$ = Es el espesor medio del material de construcción y x es la distancia desde el centro.

En la tabla I.6, se muestra el coeficiente de difusión del radón en diferentes medios.

Medio	Coefficiente de difusión (cm² s⁻¹)	Longitud de difusión (m)
Aire	10 ⁻²	2.4
Agua	10 ⁻⁵	1.5
Arena	3 x 10 ⁻²	0.9
Concreto	2 x 10 ⁻⁵	0.04-0.26
Cristales minerales	10 ⁻⁹ - 10 ⁻²⁰	

Tabla I.6 coeficientes de difusión del gas radón en varios medios

Debido a que el radón es químicamente inerte, el transporte en aguas subterráneas se debe básicamente a la difusión molecular y al flujo del agua misma, con un coeficiente de difusión de 10⁻⁵cm² s⁻¹ en agua, la difusión es un mecanismo de transporte importante en el orden de 10⁻² m. el flujo del agua subterránea es el mecanismo más importante mediante el cual el radón es transportado en acuíferos. El factor limitante es la vida media, en 30 días el contenido de radón será el 1% del original, una condición que favorece su exhalación son espacios de aire como en cavernas o temperaturas altas (Stanley, 1978; IAEA, 1992).

La concentración de radón en la atmósfera es función de la fuente y los factores de difusión los cuales son fuertemente afectados por las condiciones meteorológicas. La fuente principal del radón atmosférico es el suelo, aunque se tienen contribuciones secundarias incluyendo los océanos, el gas natural, los fluidos geotérmicos, gases volcánicos, ventilación de cuevas y minas y combustión de carbón. El principal mecanismo de remoción en la atmósfera es el decaimiento, las concentraciones en la atmósfera dependen de la altura, lugar geográfico, estación del año, hora del día, entre otras (Canoba, 2002; Font, 1997).

1.6 Exposición en el ser humano y efectos biológicos

La exposición en el ser humano debido al radón tiene varias fuentes, debido a su origen, la distribución del uranio y el radio en la litósfera y los tipos de aerosoles o partículas asociadas a la progenie del radón tienen una participación muy importante en cuanto a la exposición en el ser humano.

Si hay una incorporación de Ra, en el cuerpo humano por ingestión y/o inhalación, aproximadamente la mitad de la actividad inicial es depositada en órganos críticos y la otra mitad en la componente de

difusión, cerca de 70-90% es depositado en el hueso, el resto es distribuido en los tejidos suaves. En áreas de radiación de “fondo normal”, las concentraciones de ^{226}Ra en hueso tienen valores de entre 74 y 740 mBq/kg. La vida media biológica del radio en el cuerpo es del orden de 10 años. La tasa de dosis absorbida debido al radón y su progenie ha sido estimada de 0.072 mrad/año (7.2×10^{-4} mGy/año) a la médula roja y de 0.45 mrad/año (4.5×10^{-3} mGy/año) a las células superficiales del hueso (Cothorn and Smith, 1987).

Las emanaciones de ^{222}Rn y ^{220}Rn se dispersan en el aire, debido a que son gases nobles migran por difusión y convección sin interaccionar con los elementos del aire. Los productos de radón son producidos como átomos libres los cuales son temporalmente iones positivos por la pérdida de electrones durante el decaimiento, debido a esto los productos quedan asociados electrostáticamente a las partículas de polvo, además los iones tienden a formar “*clusters*” con gotas de agua o moléculas de oxígeno las cuales forman aerosoles.

Si son inhalados los aerosoles o clusters se pueden depositar en diferentes regiones del tracto respiratorio, desde donde pueden ser desalojados por acción ciliar o llegar hasta la región alveolar, conforme decaen los radionúclidos hijos del radón, emiten partículas

alfa las cuales imparten una dosis absorbida en la región del pulmón donde se alojaron.

La exposición a la progenie del radón es obviamente función de la concentración de éstos en el aire, su probabilidad de formar aerosoles y su severidad depende del lugar donde se alojó dentro del pulmón.

Se han derivado varios valores que representan la dosis por unidad de exposición de diferentes modelos, en el caso de exposición en hogares y exteriores un factor de conversión de ($1.2 \times 10^{-8} \text{ Gy m}^3 \text{ h}^{-1} \text{ Bq}^{-1}$), ha sido propuesto para condiciones de tasa de respiración moderada, otro factor comúnmente usado para exposición no ocupacional es de 1 rem/año por WL.

Los efectos de la radiación ionizante son de los agentes etiológicos más estudiados. Uno de los grupos más grandes estudiados es el de los sobrevivientes de las bombas de Hiroshima y Nagasaki, en este grupo se conjuntan alrededor de 270,000 personas que recibieron un amplio intervalo de dosis de radiación, desde dosis un poco arriba de las ambientales hasta de varios Grays (IAEA, 1994).

Los efectos de la radiación observados pueden ser clasificados en dos categorías: estocásticos y deterministas. Los efectos deterministas tienen las siguientes características:

- a) Se debe de exceder una cantidad mínima de dosis para que el efecto sea observado.
- b) La magnitud del efecto se incrementa con la cantidad de la dosis.
- c) Hay una relación clara entre la dosis y el efecto observado.

La dosis “50%” es el índice de “efectividad relativa” más usado y confiable de un agente nocivo para describir como origina un efecto. Cuando la muerte es la respuesta biológica, el 50% es llamado “dosis LD₅₀”. El tiempo requerido para que el agente nocivo actúe es importante y es especificado con las dosis, es decir si 50% de un grupo experimental de individuos muere en 30 días, se expresaría como LD_{50/30} días, este índice es ampliamente usado por toxicólogos para designar la toxicidad relativa de un agente.

Los efectos estocásticos como su nombre lo indica son aquellos que se dan probabilísticamente, éstos se dan en individuos expuestos y no expuestos y por lo tanto los efectos estocásticos no son unívocamente relacionados a la exposición del agente nocivo. El

resultado de la exposición a un agente cancerígeno o mutágeno es un incremento en la probabilidad de la ocurrencia del efecto la cual es proporcional a la dosis. Un ejemplo de esto es que se encuentran más casos de cáncer de pulmón en fumadores que entre no fumadores y hay más cáncer en fumadores consuetudinarios que en fumadores ocasionales, pero muchos fumadores no desarrollan cáncer y algunos no fumadores si. Lo mejor que se puede hacer es estimar la probabilidad de ocurrencia de contraer cáncer en función del historial de la exposición de dosis en el individuo (Cember, 1996).

Los efectos biológicos resultantes de la sobreexposición son la secuela de una serie larga y compleja de eventos que son iniciados por la ionización y excitación de moléculas en el organismo. La $LD_{50/30}$ para radiación gamma en el hombre es de aproximadamente 4 Gy. Un Gy equivale a una absorción de energía de 1 J/kg, que corresponde a 7.35×10^{17} átomos ionizados por kilogramo de tejido, considerando que por cada ionización directa hay aproximadamente 9 excitaciones entonces aproximadamente 7.35×10^{18} átomos/kg de tejido son directamente afectados. En tejido suave hay cerca de 9.5×10^{25} átomos/kg. La fracción de átomos afectados es de aproximadamente 1×10^{-7} , es decir 1 átomo por cada 10 millones.

Los efectos directos de la radiación, ionización y excitación son no específicos y pueden ocurrir en cualquier parte del cuerpo, cuando el átomo afectado directamente está en una molécula de proteína o ácido nucleico, entonces ciertos efectos específicos debidos al daño de la molécula pueden suceder. El cuerpo se compone principalmente de agua y una alta proporción de efectos directos se dan en ésta, el resultado de esta absorción de energía es la producción de radicales libres altamente reactivos químicamente tóxicos, que pueden dañar a la célula indirectamente.

La sobreexposición a la radiación a cuerpo entero afecta todos los órganos, sin embargo, no todos los órganos son igualmente sensibles a la radiación, el patrón de respuesta de una sobre exposición depende de la magnitud de la dosis. Para efectos de simplicidad el síndrome de radiación aguda se divide en:

- a) El síndrome hematopoyético
- b) El síndrome gastrointestinal
- c) El síndrome del sistema nervioso central

Ciertos efectos son comunes a todas las categorías e incluyen:

Nausea y vómito, malestar y fatiga, incremento de la temperatura y cambios en la sangre, además de otros.

El síndrome hematopoyético aparece después de una dosis gamma a cuerpo entero de aproximadamente 2 Gy, provoca ablación de la médula, cae el número de linfocitos y permanece bajo durante varios meses, en cuanto a los glóbulos rojos no se aprecia su descenso hasta una semana después, la epilación aparece la segunda o tercera semana después de la exposición, la muerte puede darse en 1 o 2 meses después de la exposición si no ha sido exitosa la intervención médica. Entre 4 y 5 Gy de dosis casi se da una completa ablación de la médula, puede haber una regeneración de la médula si la víctima sobrevive los efectos fisiológicos de la depresión de la médula. Una exposición de 7 Gy o mayor tiene como consecuencia una ablación de la médula irreversible, la $LD_{50/60d}$ para muchos mamíferos incluyendo el ser humano ocurre en este intervalo.

El síndrome gastrointestinal (GI) se presenta a una dosis a cuerpo total de aproximadamente 10 Gy y la consecuencia es la destrucción del epitelio intestinal además de la destrucción total de la médula, la muerte es prácticamente inevitable a estas dosis.

Cuando se recibe una dosis que excede 20 Gy se daña el sistema nervioso central, además de todos los sistemas orgánicos del

cuerpo. Algunos minutos después de la exposición sobreviene la inconsciencia y la muerte en algunas horas después hasta algunos días (Cember, 1996; González, 1994; Nias, 1998).

1.7 El radón en lugares cerrados

Resulta obvio que los niveles de radón sean altos en lugares donde la concentración de uranio es alta en el sitio, fue precisamente en minas de uranio donde se reconoció primero el riesgo potencial de la inhalación de la progenie del radón, sin embargo, las altas concentraciones de radón no están sólo confinadas a las minas de uranio, en cualquier actividad minera como en minas de oro o fluorita, puede haber altas concentraciones de radón en el aire.

De las minas que no son de uranio, los mineros expuestos a niveles de radón “altos” comparados con los niveles de fondo, son los mineros de minas subterráneas que extraen metales, una evaluación en este tipo de minas en los años 80 mostraba que estas minas contenían un exceso de 0.3 WL, basado en las poblaciones expuestas a estos niveles se obtuvo una estimación de exposición de 0.2 a 0.3 WL por año, la dosis anual promedio fue de entre 1.5 y 2.2 mSv para esta población (Cothorn and Smith, 1987).

La minería de uranio se practica en minas abiertas y subterráneas. En Estados Unidos y en Canadá la minería se desarrolla en las regiones del oeste. Algunos modelos han sido usados para estimar los niveles de radón en estas minas, una mina típica tiene del orden de 3.77 Bq g^{-1} de ^{226}Ra , que a su vez genera un flujo específico de $2.6 \times 10^{-3} \text{ Bq de } ^{222}\text{Rn m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ para cada $0.037 \text{ Bq de } ^{226}\text{Ra}$ en un gramo de mineral.

Debido a los métodos empleados de perforación en las minas subterráneas se producen necesariamente grandes cantidades de polvo, fragmentos de roca y partículas finas que liberan una importante cantidad de radón además de que estas partículas llevan asociadas una cantidad importante de átomos de la progenie del radón. El uso de mascarillas protege a los trabajadores de estos aerosoles, pero no son muy prácticas por lo que es más usada la ventilación y también ayuda a prevenir la silicosis que es la más importante enfermedad a la que están expuestos los mineros y que se contrae por la aspiración de silicio. Cuando se recurrió a la ventilación para reducir las cantidades de radón se logró disminuir la concentración de éste hasta una décima parte. La ventilación en las minas incrementa los niveles de radón en la superficie la exposición de dichas emisiones se estima para una mina que opera 500 toneladas por día con un mineral de 0.2 % de ley de U_3O_8 y cinco

venteos, la emisión de radón para los venteos en un año es de aproximadamente de 2.4×10^{14} Bq y del mineral y almacenamiento otros 8.5×10^{12} Bq para dar un total de 2.5×10^{14} Bq.

Datos de un estudio en nuevo México encontraron que las concentraciones de ^{222}Rn excedían el fondo en 110 Bq/m^3 en tres de 9 localidades cercanas a la mina. Otros estudios indican que los niveles de radón pueden ser muy elevados para distancias hasta de 3 Km de la mina.

La acumulación de radón y su progenie en casas fue observada por vez primera en Colorado, en 1971, fue atribuido al uso de colas de uranio para relleno de terrenos, subsecuentes trabajos encaminados a desarrollar métodos para controlar el flujo de radón en casas desde el subsuelo llamó la atención al incremento de la progenie de radón en lugares pobremente ventilados, se concluyó que lugares aislados (no ventilados) concentran una cantidad mayor de radón y por tanto constituyen una aportación de dosis mayor la población que vive en esas condiciones (Espinosa and Gammage, 2003).

Existen cuatro fuentes básicas de radón en interiores:

- a) Niveles de radón ambiental en la atmósfera por la emanación del suelo.
- b) Filtración del radón desde las rocas que cimentan las construcciones.
- c) La liberación de radón desde el agua que se usa en cocinar, el baño y lavado de ropa.
- d) La emanación de los materiales de construcción que contienen radio y uranio.

Se han realizado estudios en diferentes lugares con diferentes métodos de medición para conocer los niveles de radón, entre otros en la Ciudad de México (Espinosa and Gammage, 2003), se midieron los niveles de radón en 16 delegaciones mediante el método de trazas, encontrando que la distribución es muy heterogénea.

I.8 Generación de radón en el proceso de fractura hidráulica en el proceso de extracción de gas natural y petróleo, "fracking", en la industria petrolera

Más recientemente, se debe considerar como otro y muy importante generador de radón a la atmósfera, el proceso de "fracking" en la producción petrolera por este método.

El problema de la generación de radón al medio ambiente y su distribución, así como a la movilidad a la distancia en el proceso de "fracking" y la acumulación de radón en casas habitación, edificios, graneros, y lugares semi-cerrados, en las zonas aledañas a los lugares de explotación, que se ha visto pueden ser de varios kilómetros (US-EPA, 2016) es un asunto que hay que tratar y controlar, para evitar daños en la salud y/o epidemias en los habitantes de ciudades, pueblos o concentración de poblaciones importantes vecinas, y por otro lado, también en los trabajadores directamente expuestos en el sitio del "fracking". (Es muy importante el considerar la medición y control de radón en la salida de los pozos de extracción de petróleo por "fracking", para el medio ambiente, y sobre todo, para los trabajadores expuestos directamente y en forma cotidiana a más emanaciones de radón).

1.9 Regulación

Históricamente, las primeras guías para la protección contra el radón se refirieron a la exposición ocupacional, el Comité Consultivo de Estados Unidos en Rayos-X y protección al radio estableció en 1941, 3.7×10^{-4} Bq/cm³ como el valor de concentración máxima permisible (MCP) para exposición ocupacional, (40 h/semana) para ²²²Rn incluyendo su progenie (National Bureau of Standards, 1941).

En 1953, la Comisión Internacional en Protección Radiológica (ICRP) sugirió un valor de $3.7 \times 10^{-3} \text{ Bq/cm}^3$ para una exposición continua (168/hr semana). En 1959 el ICRP sugirió valores diferenciados, para lugares de trabajo (40 h/semana): $1.37 \times 10^{-2} \text{ Bq/cm}^3$ y $3.7 \times 10^{-3} \text{ Bq/cm}^3$ para exposición continua (168 h/semana) (ICRP-1959).

Una vez que quedó clara la relación entre la frecuencia del cáncer de pulmón con la presencia de radón, hubo nuevas propuestas para limitar el riesgo de exposición al radón. En 1976, el ICRP recomendó las siguientes reglas y niveles:

- a) Acceso controlado a menos que la concentración fuera menor a 1100 Bq/m^3 .
- b) El uso de respiradores para concentraciones de $11,000 \text{ Bq/m}^3$, en áreas de entre $11,000$ y $111,000 \text{ Bq/m}^3$, se combinan el uso de respiradores con la reducción con el tiempo de estancia.
- c) Para concentraciones mayores se marcarían con un anuncio de peligro.

En 1983, ICRP estableció en los “Principios para limitar la exposición del público a fuentes de radiación natural” que “casi todas las exposiciones a fuentes naturales de radiación son

controlables y este control debía de ser el factor principal para cualquier sistema de limitación de dosis y recomendó un valor de 200 Bq/m³ de radón.

En 1985, el ICRP recomendó para un trabajador minero un Límite Anual de Incorporación (ALI) de radón de 3.6×10^6 (Bq h m⁻³), que corresponde a 1,800 Bq/m³ para 2000 horas trabajadas por año.

La publicación de ICRP 65 de 1993, fue dedicada totalmente a radón y presentó una serie de recomendaciones para adoptar niveles de acción en interiores exteriores y lugares de trabajo.

En base a recomendaciones de organismos internacionales y/o a sus propios institutos de investigación cada país establece niveles de referencia recomendable u obligatoria que además en algunos casos son de jurisdicción estatal.

En 1990 la comisión de las Comunidades Europeas presentaron recomendaciones para la protección del público a la exposición por radón, las principales recomendaciones se centraron en el establecimiento de un nivel de referencia limitante en viviendas el cual correspondiera a un equivalente de dosis efectiva de 20 mSv por año, correspondiente de manera práctica a 400 Bq/m³ y para

casas nuevas se recomendó un diseño en el cual se tuviera una dosis efectiva de 10 mSv por año correspondiente a una concentración de radón de 200 Bq/m³.

Actualmente los países de la comunidad europea han adoptado los niveles incluidos en la Tabla I.9, adaptado de WHO/HSE/RAD/07.01 (WHO, 2007).

Algunos otros países europeos que no pertenecen a la Unión Europea han adoptado los niveles de referencia listados en la Tabla I.10 (European Commission, 1997).

En el caso de los Estados Unidos de América el nivel de referencia recomendado por la Agencia de Protección Ambiental (USEPA, 2003) es de 148 Bq/m³, aunque en los diferentes Estados adoptan niveles diferentes que se encuentran entre 200 y 400 Bq/m³.

País	Nivel de Referencia Casas existentes (Bq/m³)	Nivel de Referencia Casas nuevas (Bq/m³)
Austria	400	200
Bélgica	400	-
Dinamarca	400	200
Finlandia	400	200
Francia	-	-
Alemania	1000	250
Grecia	400	200
Irlanda	200	200
Italia	-	-
Luxemburgo	150	150
Países Bajos	-	-
Portugal	-	-
España	200	
Suecia	200*	200*
Reino Unido	200	200*

Tabla I.9 Niveles de referencia recomendados para radón en países de la Unión Europea. *Niveles obligatorios

La Health Canada, que es el departamento federal responsable en materia de salud y el Comité de Protección a la radiación (Territorial Federal Provincial, FPTRPC) estableció una guía (o nivel de referencia) de 200 Bq/m³ (EWH, 2012).

País	Nivel de Referencia Casas existentes (Bq/m³)	Nivel de Referencia Casas nuevas (Bq/m³)
Bielorrusia	400* 200	200*
República Checa	500	250
Estonia	400	200
Latvia	600* 300	300*
Lituania	400*	200*
Noruega	400	200*
Polonia	400	200*
Rusia	400*	200*
República Eslovaca	500*	250*
Eslovenia	400	200
Suiza	1000* 400	400*
Yugoslavia	400* 200	200*

Tabla I.10 Niveles de referencia recomendados para radón en países europeos que no pertenecen a la Unión Europea.

*Niveles obligatorios

En México no hay regulación al respecto y es necesario que se considere que es un hecho que el radón es cancerígeno y por lo tanto debe de existir regulación al respecto como en la mayoría de países del llamado primer mundo. En base a lo anterior, y debido al riesgo en salud existente, el determinar las concentraciones de radón en lugares cerrados como minas, cuevas, casas, edificios,

salones, lugares de trabajo, y específicamente en guarderías, kindergarten, y escuelas, es fundamental y estratégico.

Y esta tarea debería ser realizada por el Estado, como lo recomienda el Comité Científico de Naciones Unidas sobre los Efectos de la Radiación Atómica, también conocido por sus siglas en inglés *UNSCEAR*, o bien por Universidades y/o empresas privadas responsables y autorizadas por instituciones oficiales; para prevenir casos de cáncer pulmonar, leucemias, y algunas otras enfermedades en la población, generadas por el radón intramuros; y con esto también reduciendo el costoso gasto público o privado, debido a los tratamientos de l cáncer pulmonar, y demás posibles afectaciones en salud de la población.

*No hay independencia ni libertad,
a no ser que el hombre llegue
a la etapa de la productividad interior
y la autorrealización*

Y seréis como Dioses
Erick Fromm

Capítulo II

Medición de radón

La detección y medición de radón se puede hacer de manera directa, midiendo solamente radón, o midiéndolo a través de sus hijos. Debido a que el radón y sus descendientes se transforman emitiendo radiación α , β o γ , la detección del radón se puede realizar midiendo estas radiaciones. Varios métodos están disponibles para la medición de radón. Estos métodos se clasifican en dos categorías generales (Cua, 2006; Espinosa; 2016; UM-SPH, 2012):

A.- Métodos Activos (dinámicos)

B.- Métodos Pasivos

II.1 Métodos activos

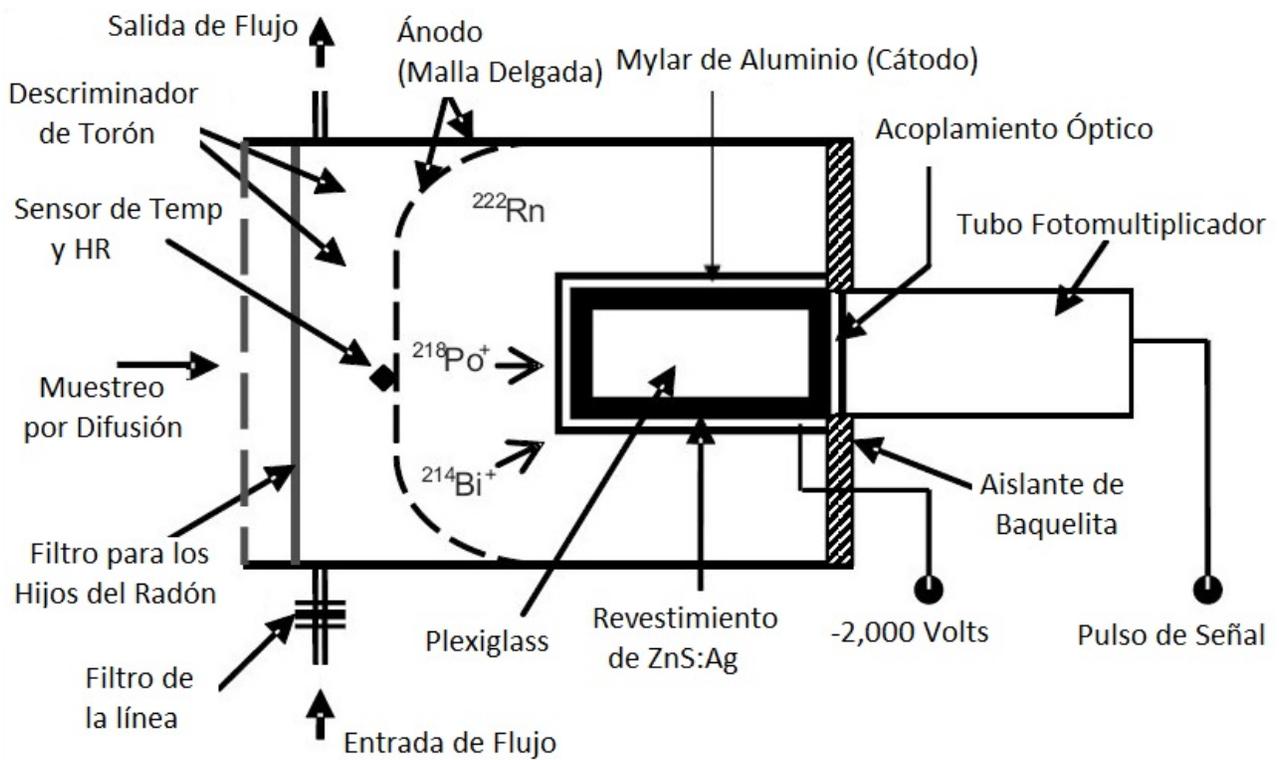
Estos métodos son aquellos que requieren de alimentación para su operación y son usados normalmente para mediciones cortas. Estos métodos funcionan tomando la muestra de aire en un instante y midiendo la concentración de radón a través de la radiación α . Algunos de estos métodos activos (dinámicos) se describen a continuación:

II.1.1 La celda de Lucas (Método de centelleo)

El dispositivo consiste en un recipiente de vidrio recubierto internamente con un material centellador de ZnS (US-EPA, 1993). La base es transparente y se acopla a un tubo fotomultiplicador (TFM). Debido a que las partículas alfa tienen un alcance limitado en el aire, el volumen de la celda es de algunos cientos de centímetros cúbicos de volumen. La muestra de aire se contiene en el cilindro y las partículas alfa emitidas por el radón inciden en el material centellador produciendo emisión de luz la cual es captada por el TFM y se genera un pulso electrónico de salida, el cual se envía a un contador para ser registrado. (Figura II.1)

II.1.2 Cámara de ionización

En esta técnica, la cámara se llena con gas radón filtrado (UM-SPH, 2012). Las partículas alfa emitidas en el decaimiento de radón y sus hijos ionizan el aire en la cámara. En presencia del campo eléctrico generado por la diferencia de potencial aplicado los iones son dirigidos hacia sus respectivos electrodos. La corriente eléctrica resultante es una medida de la cantidad de los átomos de radón en la cámara. El sistema comercial para la medición de radón AlphaGUARD, utiliza una cámara de ionización como método de detección. Figura II.2.

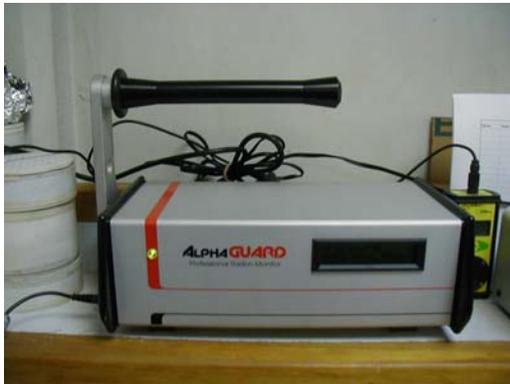


(a)

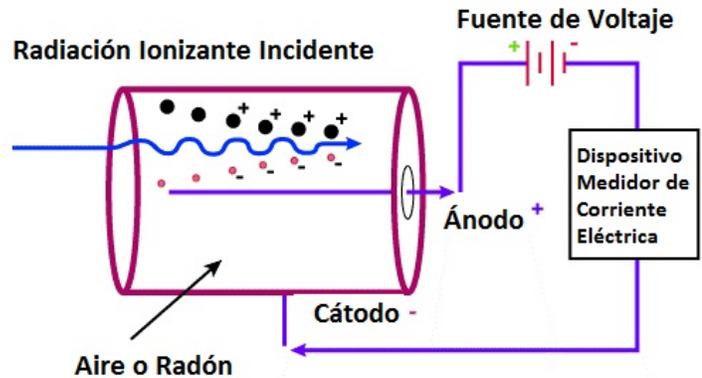


(b)

Figura II.1. Celda de Lucas: (a) esquema del interior de la celda y (b) cámara de centelleo



(a)



(b)

Figura II.2. Monitor comercial de radón AlphaGUARD, que utiliza una cámara de ionización como detector (a), y esquema teórico de una cámara de ionización (b)

II.1.3 Detector de Barrera Superficial

El detector de barrera superficial es un diodo de unión p-n (Al-Awad et al, 2008), operado en condiciones de polarización inversa. Las partículas alfa del decaimiento del radón entran en la región de depleción y se crean pares de iones electrón-hueco. El flujo de electrones y hoyos dan lugar a pulsos electrónicos cuya amplitud es proporcional a la energía de la partícula que los produjo. El sistema comercial Rad-7, utiliza un detector de barrera superficial como método de detección (Figura II.3).

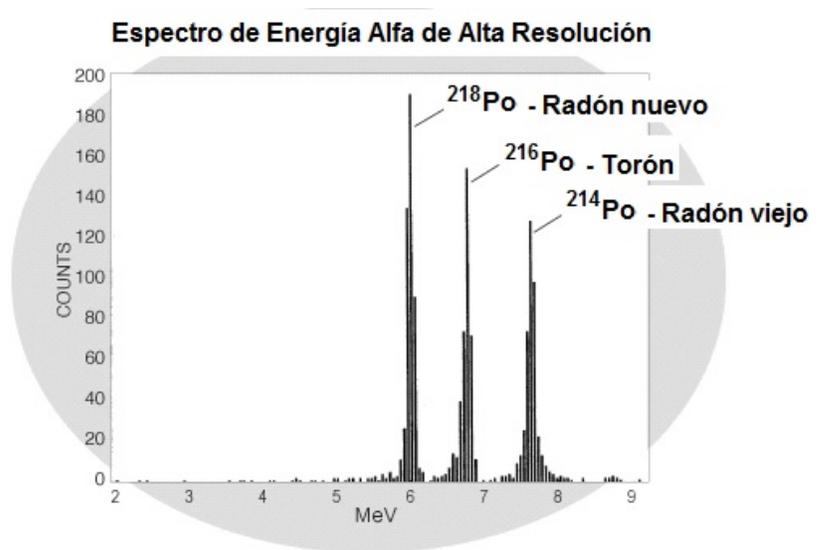


Figura II.3. Monitor comercial de radón Rad-7 que utiliza un detector de barrera superficial como método de detección.

II.1.4 Método de dos filtros

Es usada para medir las concentraciones de radón y sus descendientes. El aire se hace pasar por el primer filtro de tal suerte que los hijos son rechazados y permiten al aire pasar a través de una cámara de decaimiento de tal manera que los descendientes crecen nuevamente y son colectados en el segundo filtro. Los filtros son contados por separado en el primer filtro se cuenta el radón y en el segundo los hijos (Thomas and LeClare, 1970; Tokonami et al., 1996).

II.1.5 Método de un filtro.

En este método, se inyecta la muestra de aire a través de un filtro de aire en un cierto período de tiempo, las partículas alfa emitidas por los hijos del radón que fueron depositados en el filtro son contadas usando un detector de barrera superficial (Cothorn and Smith, 1987)

II.2 Métodos pasivos

Para obtener resultados que tomen en cuenta los efectos estacionales, climatológicos y condiciones ambientales en viviendas, es importante llevar a cabo mediciones en un período largo de tiempo. El promedio en la concentración de radón en el aire en viviendas sobre este período de tiempo largo es el que determina el daño en la salud del ser humano. El uso de dispositivos integradores es la manera más práctica de obtener el promedio de la concentración de radón en un tiempo largo. De aquí que estas técnicas son preferidas para vigilancia laboral para obtener la concentración de radón en aire promedio en una construcción específica. Las técnicas pasivas son descritas a continuación:

II.2.1 Termoluminiscencia

La termoluminiscencia es la propiedad que tienen ciertas sustancias de almacenar energía que puede ser liberada en forma de luz cuando la sustancia es calentada. Estas sustancias

termoluminiscentes son sensibles a la radiación alfa, beta y gamma. En la figura II.4, se muestra el equipo lector termoluminiscente (TL).



Figura II.4.- Equipo lector de Termoluminiscencia (Proyecto PAD-IFUNAM)

Medición de radón mediante partículas alfa

El procedimiento para considerar solamente la componente de las partículas alfa se basa en dos detectores termoluminiscentes, los cuales son montados en la parte interior de un recipiente cóncavo, uno de los detectores se cubre con una laminilla delgada de aluminio para excluir todas partículas alfa, mientras las partículas beta y radiación gamma son detectadas; y el otro detector se deja

descubierto. Se leen ambos detectores, y por exclusión se obtendrá la contribución de las partículas alfa, solamente (Regulla et al, 1980).

Medición de radón mediante radiación gamma.

Por este procedimiento, se puede determinar la concentración de radón intramuros del medio ambiente, midiendo las radiaciones gamma emitidas por los hijos del radón. Siendo este un método alternativo, pero que, por su complejidad para la discriminación de la radiación gamma del uranio, torio, radio, ha quedado rezagado respecto a otros métodos mucho más simples.

II.2.2 Electret E-PERM

Otro sistema para la medición de concentración de radón intramuros es el “Electret E-PERM” (Electret Passive Environmental Radon Monitor). Este sistema consiste en una cámara de medición, la cual contiene un “electret” dentro de ella. El “electret” es un disco de teflón con carga eléctrica, que sirve para la colección de iones producidos por el radón dentro de la cámara, descargando eléctricamente el “electret”. La carga del “electret” es medida antes y después de la exposición al gas radón, usando un lector específico, la carga medida es una medida de la ionización por las partículas alfa, y por lo tanto, una medida relativa de la

concentración del radón en el aire. En la medición de radón por el sistema “electret”, hay que considerar la ionización dentro de la cámara por radiación gamma, y por la humedad ambiental relativa (HCP, 1971). En la figura II.5, se muestra el equipo E-PERM (Kotrappa and Steck, 2010).



Figura II.5. Electret E-PERM ® y su cargador.

II.2.3 Carbón Activado

Esta técnica es usada para vigilancia rápida de concentración de radón en aire. El carbón activado tiene la característica de absorber y retener el radón. En esta técnica un recipiente que contiene el carbón activado es expuesto al aire durante algunos días de tal manera que el radón entre en el recipiente. El radón y sus hijos

atrapados en el carbón son medidos por espectrometría gamma (Montero et al, 2003; Espinosa and Silva, 2009). En la figura II.6, se muestra un filtro comercial de carbón activado, usado para la medición de radón.

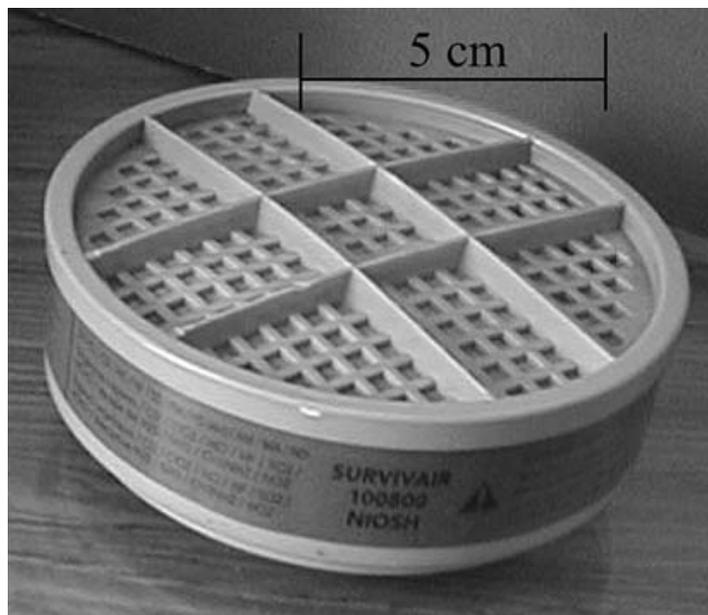


Figura II.6. Filtro de carbón activado, usado como detector de radón.

II.2.4. Detectores de Trazas Nucleares en Sólidos

La metodología de detección por Trazas Nucleares en Sólidos es recomendada para la medición de concentración de radón intramuros, por no ser sensible a cambios de temperatura, de presión atmosférica, de humedad, no requiere de energía eléctrica, los dispositivos de medición son de tamaño pequeño, se pueden transportar y cargar fácilmente en una mochila, su costo no es

elevado, por lo que su pérdida no es onerosa en casos de desastre, inundaciones, o simplemente desaparición del lugar. (Espinosa, 1994, 2016)

Y debido a la importancia de éste, se tratará detalladamente en un capítulo posterior.

II.3 El arte y la magia de medir radón intramuros

Toda ciencia positiva consiste en medir, en observar y en experimentar. Esta última operación suele ser, con frecuencia, una medida. Pero toda medida exige unas unidades, unos patrones. La ciencia y la técnica de medir con exactitud y con conocimiento del error, son el objetivo de la Metrología, que se articula de máxima importancia en el presente y en el futuro.

Las magnitudes primarias, las más simples y elementales, son la longitud, la masa y el tiempo. El hombre primitivo tenía la idea de distancia, de peso de los cuerpos y de sucesión de los hechos. En un principio, los patrones de medida fueron locales y antropométricos. Por ejemplo, las longitudes se deducían de la longitud del brazo del rey o la palma de su mano. Es evidente que el “pie” es la unidad más clara dentro de este modo de pensar. La unidad náutica de longitud, la “braza”, era la unidad de distancia más

grande definida a partir de la anatomía humana: máxima distancia entre las puntas de los dedos de un hombre con los brazos abiertos en cruz.

Cada país tenía sus unidades. Mejor dicho, cada región. Lo que dificultaba el comercio. Fue Francia el primer país en dar la voz de alarma. Era imprescindible tener unas unidades comunes para todos los países. Fue en 1791, cuando la Asamblea Nacional francesa promulgó una declaración de principios, presentada nada menos que por Talleyrand: “En vista de que para poder introducir uniformidad en pesos y medidas es necesario que se establezca una unidad de masa natural e invariable, y que el único medio de extender esta uniformidad a otras naciones y exhortarlas a acordar un sistema de medidas es escoger una unidad que no sea arbitraria y no contenga nada específico de ningún pueblo sobre el globo”.

Y así se introdujo el “metro”, como patrón de longitud. Y en 1792, cuando la monarquía francesa agonizaba, dos astrónomos, Delambre y Méchain, salían de París con la misión de medir el sector del meridiano comprendido entre Dunkerque y Barcelona. Y así quedaría definido el metro como la diezmillonésima parte de un cuadrante de meridiano terrestre. Y también se definió el kilogramo como la masa de un cilindro, de 39 milímetros de altura y de

diámetro, construido a base de una aleación de platino e iridio, guardado en una cámara de la Oficina Internacional de Patrones en Sévres, cerca de París.

Con posterioridad, fue Max Planck quien, siguiendo más o menos, a Stoney, propuso unas unidades naturales. En esta línea, escribe Barrow: “La concepción que tenía Plank de la Naturaleza ponía mucho énfasis en su racionalidad intrínseca y en su independencia del pensamiento humano. Creía en una inteligencia detrás de las apariencias que fijaba la Naturaleza de la realidad. Nuestras concepciones más fundamentales de la Naturaleza tenían que ser conscientes de que era preciso identificar esa estructura profunda que estaba lejos de las necesidades de la utilidad y conveniencia humanas”. El propio Planck llegó a pensar en el establecimiento de unas “unidades de longitud, masa tiempo y temperatura que sean independientes de cuerpos o sustancias especiales, que necesariamente conserve su significado en todos los tiempos y en todos los ambientes, terrestres y humanos u otros cualesquiera”. Fue, en 1899, cuando Planck propuso que se construyeran unidades naturales de masa, longitud y tiempo a partir de las constantes fundamentales de la Naturaleza: la constante de gravitación G , la velocidad de la luz en el vacío c y la propia constante de Planck h .

Y así estas unidades naturales son las únicas combinaciones de las mencionadas constantes, que pueden formarse con dimensiones de masa y longitud extraordinariamente pequeñas y han adquirido una gran importancia. Ha surgido así la Nanociencia y la Nanotecnología. Se maneja como unidad el nanómetro (nm) que es una milmillonésima parte de un metro. Es decir, decenas de miles de veces más pequeño que el diámetro de un cabello humano. Y se espera que esta ciencia con su tecnología correspondiente protagonice este siglo.

Citaremos, como ejemplo, dos realidades. Un nanotubo de carbono es cien veces más duro y seis veces más ligero que el acero. Y, según un estudio de la consultora Científica, en 2015, los productos “nano” moverán 2.5 billones de dólares anuales, o sea 1.96 billones de euros, frente a los 200,000 millones de dólares actuales (167,000 millones de euros). Y la Metrología es la ciencia que está en el centro de todas estas disquisiciones y de todas estas aplicaciones. En la misma reside la base de la Física.

El “medir” es un arte con tintes de ciencia, pero “medir radón” es un arte cercano a la magia (Espinosa, 2016).

*Si se dejan crecer a los baobabs,
Ya no es posible quitarlos
e invadirán tu planeta.*

El Principito
Antoine de Saint Exupéry

Capítulo III

Método de Detectores de Trazas Nucleares en Sólidos

III.1 Introducción

III.1.1 Historia de los Detectores de Trazas Nucleares en Sólidos

El conocimiento acerca de los Detectores de Trazas Nucleares en Sólidos (DTNS) se originó en 1958, cuando D.A. Young descubrió las primeras trazas en un cristal de LiF. Los “agujeros” grabados, posteriormente llamados trazas fueron hallados en un cristal de LiF, el cual fue colocado en contacto con una muestra de Uranio la cual fue irradiada con neutrones lentos. Los neutrones térmicos provocaron fisión con los núcleos del Uranio y los fragmentos de fisión bombardearon el cristal de LiF, produciendo las huellas en el cristal. Un año después Silk y Barnes reportaron el hallazgo de “huellas” similares en mica. Fleisher, Price, y Walker condujeron investigaciones exhaustivas de este fenómeno (Fleisher et al, 1975). A partir de allí se ha desarrollado importantemente este campo de la ciencia (Espinosa, 1994).

III.1.2 Bases genéricas

El fenómeno de producción de trazas nucleares se basa en el hecho de que una partícula cargada pesada que pasa a través de un medio causa ionización de una magnitud importante a través de su trayectoria en dicho medio. Una partícula alfa de energía de 6 MeV produce alrededor de 150,000 pares de iones en materiales como el nitrato de celulosa. Debido a que el alcance de las partículas alfa de 6 MeV en este material es de aproximadamente 40 μm , entonces se producen un promedio de 3700 pares de iones por μm . Una partícula alfa ioniza casi todas las moléculas cercanas a su trayectoria. Esta ionización primaria dispara una serie de procesos químicos nuevos, que originan radicales libres y otras especies químicas a lo largo de la trayectoria, esta zona se denomina “traza latente”.

Si un material que contiene trazas latentes se expone a alguna solución química “agresiva”, las reacciones químicas originadas por la solución serán más intensas en la zona de la traza latente (ataque químico preferencial). Las soluciones químicas acuosas frecuentemente empleadas con este propósito son NaOH o KOH. El efecto logrado es que la solución química “graba” la superficie del material, pero con una intensidad mayor en la superficie dañada. De

esta manera se forman “trazas” en el material las cuales pueden ser apreciadas con un microscopio óptico. Este procedimiento se llama grabado químico del material. El efecto de producción de trazas se da en muchos materiales, aunque es particularmente pronunciado en materiales con moléculas grandes como nitratos de celulosa o diferentes policarbonatos. El efecto también se ha visto en materiales amorfos como vidrios y minerales, pero siempre la formación de trazas nucleares se presenta en materiales dieléctricos. En materiales conductores se presentan fenómenos de recombinación, evitando la formación del daño en el material.

Uno de los materiales más usados comúnmente como detectores de trazas es el CR-39[®], descubierto por Cartwright et al. Está compuesto por carbonato de polialilidiglicol. Otro material usado es el nitrato de celulosa y uno más es el basado en policarbonato. (Espinosa, 1994; Fleisher et al, 1975)

Aunque el efecto de formación de trazas es relativamente bien conocido, no hay una sola teoría que intente explicar la formación de la traza. Se han desarrollado diferentes teorías para entender estos procesos (Durrani and Bull, 1979; Espinosa, 1994; Fleisher et al, 1975).

III.1.3 Poder de Frenado y pérdida de energía restringida

Como es bien sabido los procesos primarios de la interacción de partículas cargadas con el material detector es la ionización y excitación de las moléculas en el material. La partícula inicial eléctricamente cargada pierde su energía a través de muchas interacciones con el medio. Teóricamente las partículas cargadas interactúan a través de las fuerzas Coulombianas con las partículas cargadas del medio siendo más intensas las interacciones cercanas a la trayectoria de las partículas cargadas incidentes. La mayoría de las interacciones se producen con los electrones del medio y muy rara vez con los núcleos por lo que las trayectorias de las partículas pesadas son generalmente rectas. La pérdida de energía de la partícula cargada pesada es relativamente pequeña por cada interacción (del orden de una cienmilésima de la energía de la partícula) y entonces la partícula perderá su energía “poco a poco”. La magnitud física que describe la pérdida de energía de las partículas cargadas en la materia es el poder de frenado ($-dE/dx$), donde dE es la energía perdida por unidad de longitud dx . La energía perdida por la partícula en la longitud dx es también la energía transferida al material y ésta se denomina transferencia lineal de energía (LET) (Azoos et al, 1012).

La expresión matemática del poder de frenado fue propuesto por Bohr y posteriormente modificado por Bethe, tomando en cuenta efectos cuánticos y posteriormente por Bloch considerando efectos relativistas.

La expresión matemática de Bethe-Bloch para el poder de frenado es la siguiente:

$$\frac{-dE}{dx} = \frac{z^2 e^4}{4\pi \epsilon_0^2 m_0 v^2} N \left[\ln \frac{2m_0 v^2 W_{\max}}{I^2 (1 - \beta^2)} - 2\beta^2 - \delta - U \right] \quad \text{Ec .III.1}$$

Donde

z = la carga eléctrica de la partícula incidente

v = velocidad de la partícula

$\beta = v/c$

m_0 = la masa en reposo del electrón

N = número de electrones por unidad de volumen

I = potencial de excitación promedio de los electrones en el material.

W_{\max} = valor máximo de transferencia de energía al electrón

δ = corrección por polarización

U = toma en cuenta la no participación de los electrones internos en la colisión

Cuando la partícula pierde energía en el material, parte de la energía es transmitida a los electrones y estos llegan lejos de la colisión inicial, estos electrones se denominan rayos delta, debido a que interactúan lejos de la colisión original no contribuyen a la formación de la traza. Por esta razón se introdujo una nueva magnitud llamada “pérdida de energía restringida” (REL), $(-dE/dx)_{Eb}$. Únicamente las transferencias de energía más pequeñas que E_b , son tomadas en cuenta para el cálculo de dE . Las colisiones con transferencia de energía mayor a E_b , producirá rayos delta los cuales no contribuyen a la formación de la traza.

3.2 Geometría de la traza

Existen varios modelos que describen la formación de la traza (Espinosa, 1994; Nikezik and Yu, 2009). El caso más simple es el que considera que la partícula incide normalmente a la superficie del material, (Figura III.1).

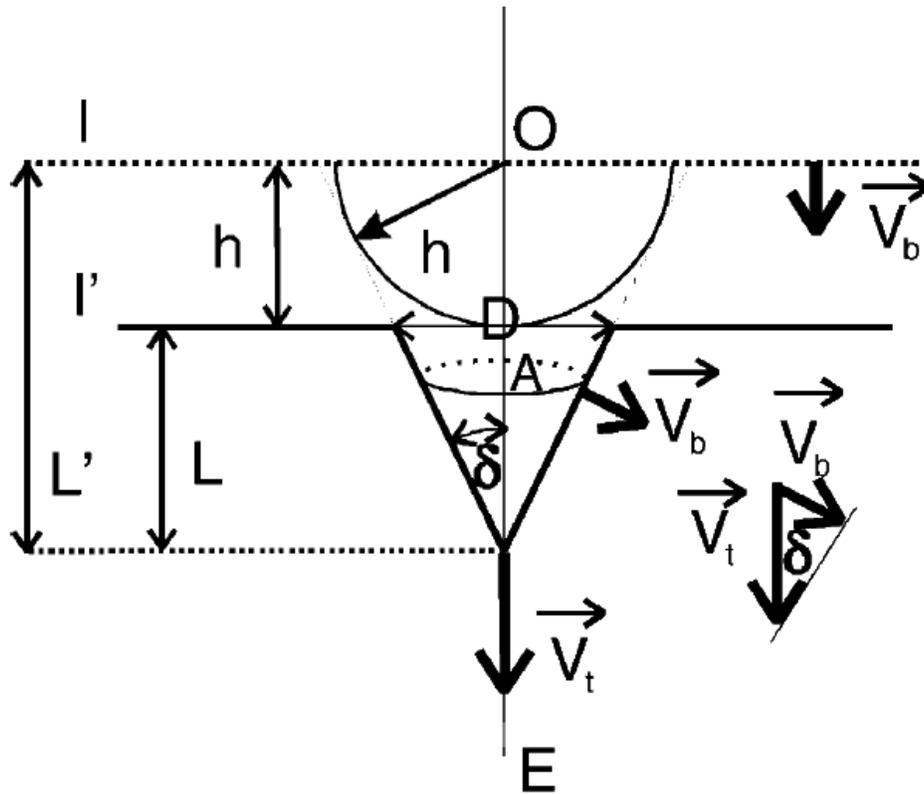


Figura III.1 Geometría de la formación de la traza. El ángulo de la partícula incidente es normal a la superficie del material.

En la Figura III.1, I es la superficie inicial del material e I' es la superficie después del grabado, V_t es la tasa de grabado a lo largo de la trayectoria de la partícula (tasa de grabado de la traza), V_b es la tasa de grabado de las regiones no dañadas del material detector. O es el punto de entrada de la partícula cargada pesada y E es el punto final alcanzado por la partícula en el material, $OE=R$ es el alcance de la partícula. La distancia entre I e I' es el espesor de la capa de material detector retirado por el grabado. L' es la distancia total penetrada por la solución, L es la profundidad de la traza y D es

el diámetro de la traza. La formación de la traza se comporta como la propagación de una onda. De acuerdo al principio de Huygen's, cada punto en el frente de onda es la fuente de una nueva onda esférica. En el caso de la formación de la traza, un hemisferio de radio $h = V_b \cdot t$ ($t =$ tiempo de grabado) es formado alrededor de cada punto en la superficie del detector excepto en la dirección V_t .

La formación de la traza está gobernada por la razón $V = V_t / V_b$, la formación de la traza no es posible cuando V es menor o igual a 1, el ángulo δ es llamado el ángulo de formación local.

En tres dimensiones la traza es un cono con el ángulo δ , formado por la rotación de la pared de la traza alrededor de la trayectoria de la partícula incidente.

Geometría de la traza para V_t constante.

Geoméricamente, de la figura III.1 la profundidad de la traza está dada por:

$$L = (V_t - V_b)t \quad \text{Ec. III.2}$$

Donde

$t =$ tiempo de grabado

Por otro lado:

$$\tan \delta = \frac{D/2}{L} = \frac{h}{\sqrt{L^2 - h^2}} \quad \text{Ec. III.3}$$

De donde

$$D = 2h \sqrt{\frac{V-1}{V+1}} \quad \text{Ec. III.4}$$

Si $V \gg 1$, entonces $D \cong 2h$

Basándose en esta ecuación se puede calcular la tasa de grabado V_b , debido a que $h = V_b t$

Durante el proceso de grabado la solución avanza hacia la dirección del final del punto E de la trayectoria de la partícula. El final de la traza es agudo y ésta es cónica, pero al tiempo t_0 , la solución química llega hasta el punto E de la trayectoria de la partícula. La superficie del material detector al tiempo t_0 está denotado como la superficie 1 en la Figura 3.1, entonces el grabador actúa en todas direcciones con la misma tasa V_b y entonces se forma una esfera alrededor del punto E. La forma de la traza ha cambiado ahora a una forma esférica.

Existen otros modelos que consideran V_t , variable.

Cuando V_t es variable a lo largo de la trayectoria, generalmente como función de la razón de la ionización, la geometría de la traza será función de cada tipo de partícula y energía dada.

El modelo llamado de “lancha de motor” considera V_t como función de un parámetro “y” el cual es un parámetro a lo largo de la formación de la traza y el diámetro D de la traza será función del parámetro “x” y ambas funciones del tiempo de grabado t.

El valor de L puede ser calculado por:

$$L = \int_0^L \frac{dy}{V_t(y)} \quad \text{Ec. III.5}$$

Existen otros parámetros como la anisotropía de V_g , su dependencia con la energía, su distribución, así como la movilidad de las vacancias en el material, que hacen más complicado el problema.

Una manera de conocer las características de la traza es haciendo un “vaciado” de oro a la traza formada y con microscopía electrónica hacer las mediciones de L y D.

Otro parámetro importante es el ángulo de incidencia de la partícula, esta dependencia está directamente relacionada con la eficiencia del grabado de la traza.

Fleisher y Hart mencionan 2 casos típicos para el valor de la eficiencia η en función del ángulo de incidencia (Fleisher et al, 1975):

$$\eta = \frac{\text{número de trazas reveladas en la superficie}}{\text{número de impactos en la superficie}} \quad \text{Ec. III.6}$$

1) Trazas aleatorias en todo el volumen, pero sólo se consideran las que presentan un ángulo θ de incidencia constante.

Para esta condición

$$\eta = \cos^2 \theta \quad \text{Ec. III.7}$$

2) Trazas orientadas de una fuente radiactiva externa y delgada, para esta condición:

$$\eta = 1 - \text{sen}\theta$$

Ec. III.8

Además, la eficiencia será modificada por las condiciones de concentración, temperatura, tiempo de grabado y pretratamiento del disolvente químico.

En el material conocido como CR-39[®] (alil diglicol policarbonato) se tienen valores de eficiencia de hasta de 90% para partículas incidentes a 90°, y condiciones de grabado específicas.

Al final existen métodos directos para la determinación de V_b basados en micrómetros digitales, microscopios de fuerza atómica y un método llamado profilómetro superficial.

Debido a que V_b es uno de los parámetros más importantes que controlan la formación de la traza, existe una buena cantidad de información que demuestra que V_b depende de muchos factores como la pureza de las sustancias básicas, las estructuras moleculares de los polímeros, las condiciones de polimerización, condiciones ambientales durante la exposición a las partículas cargadas pesadas y finalmente las condiciones del grabado.

III.3 Metodología de Detección por Trazas Nucleares en Sólidos (DTNS)

El método de “Detección por Trazas Nucleares en Sólidos” (DTNS) se puede resumir en tres partes (Espinosa et al, 2012), como se puede observar en la figura III.2, a continuación:

- a) La exposición a las partículas cargadas (radiación ionizante).
- b) El grabado químico (GQ) de la traza latente.
- c) Caracterización y lectura de la densidad de trazas formadas.

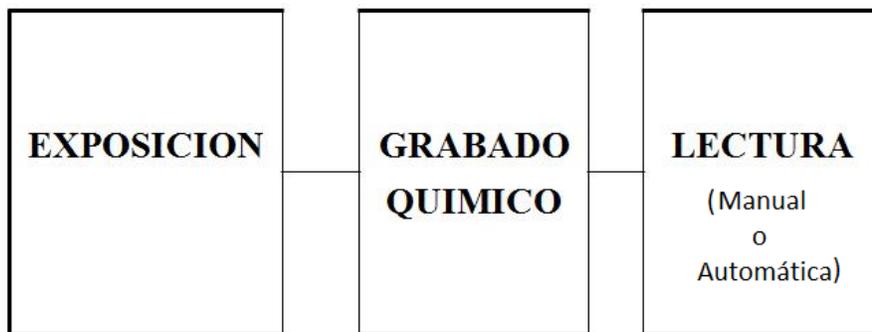


Figura III.2.- Pasos a seguir en la Metodología de Detección por Trazas en Sólidos.

a) Una característica importante de la DTNS es que solo son sensibles a las partículas alfa, protones, iones pesados y fragmentos de fisión, siendo transparentes para las partículas beta y radiación gamma y x, lo que hace la técnica muy útil en su aplicación a campos mixtos.

Al exponer el material detector a la radiación “sensible”, se crea la traza latente, hasta que se procese para hacerse visible. En este sentido existen materiales históricamente expuestos con trazas latentes que pueden ser grabados para analizar las trazas formadas.

b) Posterior a la exposición del material DTNS a la radiación sensible, éste se somete a un ataque químico de desgaste superficial, siendo el desgaste preferencial en la zona de la trayectoria del impacto de la radiación, formándose la traza grabada.

Los parámetros básicos en este proceso de revelado son: las características del detector, tipo de solución química para el grabado y su concentración, temperatura de la solución de grabado y el tiempo de permanencia en la solución. A todo el proceso anterior se le denomina grabado químico.

c) Después del revelado químico se obtiene una traza cuyas dimensiones son de entre 10 y 100 μm . El método más directo es hacer el conteo de las trazas con la ayuda de un microscopio óptico. Se cuenta el número de trazas por unidad de área del detector, esta densidad superficial de trazas es indicativo del número de trazas incidentes. Además de los métodos manuales de lectura de las trazas, existen diversos métodos automáticos y semiautomáticos de

lectura (Espinosa et al, 1986; Espinosa et al, 1996; Gammage and Espinosa, 1997).

Pregrabado de los detectores

Para aumentar la sensibilidad del método se puede recurrir a dos pasos adicionales que son el “pregrabado del detector” el cual consiste en someter al detector a un tratamiento químico previo el cual elimina impurezas en la superficie del material y “artefactos” debidos a daño mecánico de dicha superficie del material. Este proceso hace que la sensibilidad se incremente hasta 10 veces y disminuye el “fondo” del propio material (Espinosa and Gammage, 1993).

Grabado electroquímico (GEQ)

Otra alternativa para aumentar el tamaño de las trazas formadas es el grabado electroquímico, el cual consiste en someter a un campo eléctrico de corriente alterna, dentro de una solución química conductora, para producir “arbolescencias” por el rompimiento interior del material polimérico. Como iniciadoras de este proceso, se usan las trazas formadas por el grabado químico, con la modalidad de un corto período de tiempo en la solución de desgaste

(primer paso). Con este grabado químico, se pueden obtener trazas (huellas) de entre 200 a 500 μm , haciendo mucho más simple el conteo con métodos manuales (Espinosa et al, 1981; Griffith et al, 1984). En la figura III.3, se puede observar unas trazas grabadas electroquímicamente.

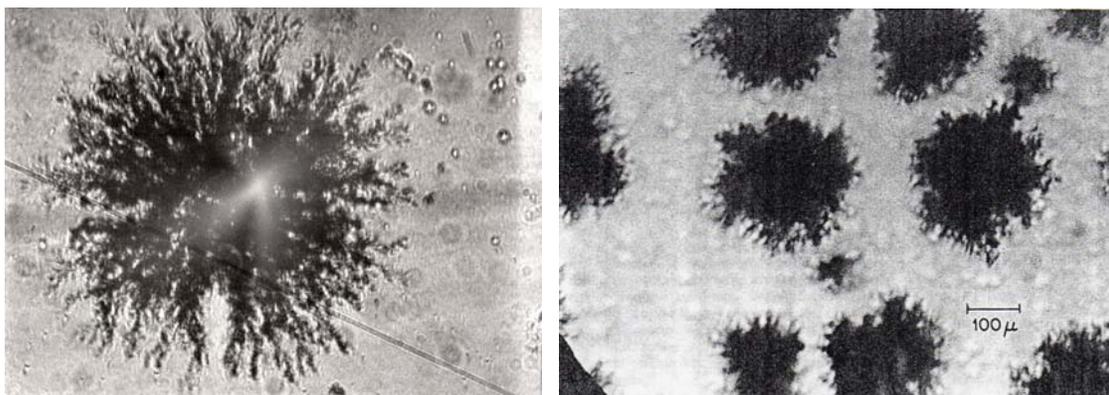


Figura III.3.- Trazas grabadas electroquímicamente:
a) Traza de 300 μm , y b) grupo de trazas 150 μm .

El grabado electroquímico es valioso cuando se tiene una densidad de trazas muy baja (de 1 a 15 trazas/ cm^2), debido a una fuente radioactiva muy pobre en actividad, o en aceleradores de partículas con flujos pequeños. El iniciador de este método de grabado se le atribuye al Profesor Luigi Tommasino (Tommasino et al, 1980, 1981) colega, amigo, y colaborador en el Proyecto de Aplicaciones de la Dosimetría del IFUNAM, desde hace más de 40 años.

III.4 Aplicación de los detectores por trazas para mediciones de radón (Rn)

Debido a que el ^{222}Rn y su progenie son emisores alfa, esto los hace buenos candidatos para detectarse por medio de detectores de trazas. En particular se emplean detectores de trazas para la medición de radón en aire. Los detectores de trazas para medición de radón en aire se usan de dos maneras. La primera consiste en emplear detectores abiertos. El detector simplemente se expone al aire donde se quiere medir el radón y las partículas alfa de los radionúclidos presentes en el aire interactúan con el detector formando las trazas latentes. El tiempo de exposición t se controla en función de la concentración del radón en el aire, así como del límite de detección deseado y de la incertidumbre deseada en la medición. Después de la exposición el detector se regresa al laboratorio, donde es grabado y analizado. La principal magnitud medida es la densidad de trazas, por unidad de área y por unidad de tiempo de exposición (ρ). La concentración de radón (C) durante un tiempo de exposición será:

$$C=k\rho \qquad \text{Ec. III.9}$$

Donde

k = coeficiente de calibración.

Para la determinación de la concentración de gas radón, es muy importante considerar las condiciones y características puntuales del ambiente donde se van a realizar las mediciones, pues partículas de polvo, vapor de agua, y en general de presencia de aerosoles en el aire, durante el tiempo de exposición, pueden alterar las mediciones. Estos elementos volátiles en el medio ambiente se pegan a las partículas cargadas del radón y su progenie, modificando su dinámica y movilidad natural, frenando éstas, no permitiéndoles llegar a todas a la superficie sensible del detector plástico.

Otro problema técnico para considerar es el que, el radón en el aire, en su proceso de desintegración radioactiva, va acompañado de su progenie que son emisoras alfa y beta de vida media corta, y algunos métodos de detección empleados miden tanto el radón como su progenie. La razón entre la concentración de radón y su progenie depende del factor de equilibrio en el momento de impacto de las partículas con el detector, el cual puede ser modificado en función de las condiciones ambientales y meteorológicas. Por lo tanto, si la calibración se realiza en ciertas condiciones de equilibrio conocidas, cualquier otra medición no es confiable si cambian estas condiciones ambientales, pues este factor de equilibrio es alterado y modificado. Un error común en la medición de radón es pretender usar el factor de equilibrio de calibración, cuando las condiciones

ambientales del medio y geométricas fueron cambiadas por razones experimentales del sitio.

Otro problema en la medición es la razón de concentración entre ^{222}Rn y ^{220}Rn , la cual en general se puede considerar menor del 10%. Pero hay casos donde existen cantidades importantes de ^{232}Th por razones geológicas, en donde es necesario hacer las mediciones de concentración de ^{222}Rn y ^{220}Rn por separado. Esto tanto en ámbitos cerrados, como en la emanación de radón en materiales de construcción o muestras de minerales, para no sobreestimar la concentración de ^{222}Rn .

Los coeficientes de calibración (la unidad de trazas $\text{cm}^{-2}/\text{Bq m}^{-3}$) para detectores abiertos se obtienen como función del factor de equilibrio, en la Figura III.4 se presentan los factores obtenidos para el detector de CR-39[®].

Para superar las dificultades derivadas del uso de detectores abiertos, se tiene la posibilidad de usar detectores cerrados. El detector se coloca en un recipiente en forma de vaso, la boca del recipiente se cubre con un material permeable, como un filtro de papel. El filtro es permeable al radón, por lo que éste penetra a la cámara del vaso por el fenómeno de difusión, por eso se les llaman

también cámaras de difusión. La progenie del radón, el polvo y el vapor de agua presentes en los detectores abiertos son detenidos en el filtro. De esta manera se evitan algunos problemas por el uso de detectores abiertos, aunque no se puede evitar la presencia del ^{220}Rn .

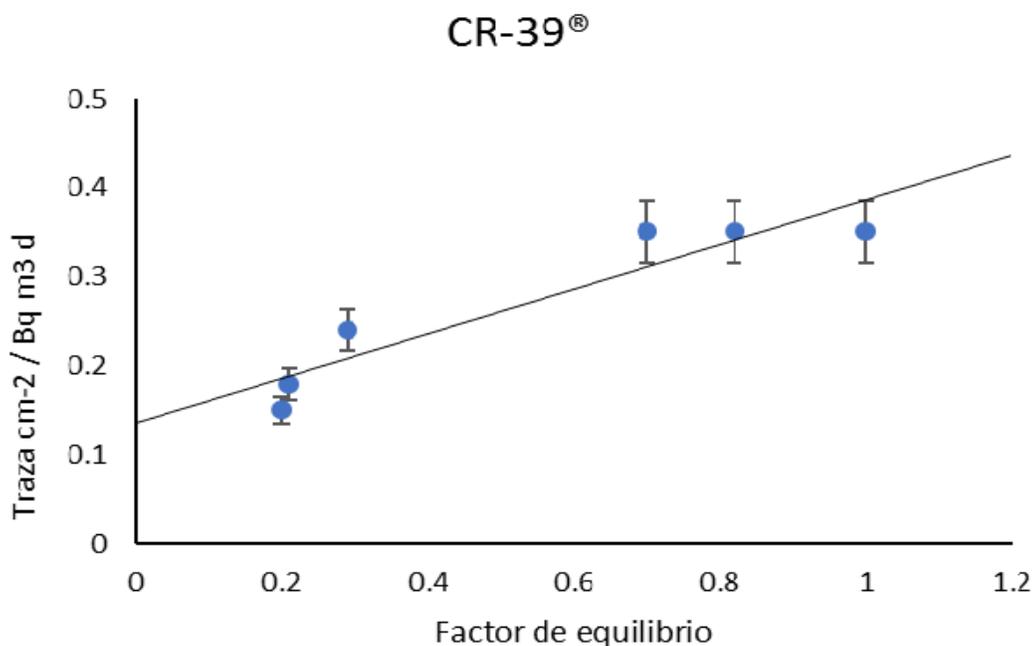


Figura III.4. Coeficientes de calibración como función del factor de equilibrio.

En la figura III.5, se muestra un dispositivo (cámara de difusión con filtro) para la medición de la concentración de radón intramuros, desarrollado en el proyecto PAD del IFUNAM (1990).

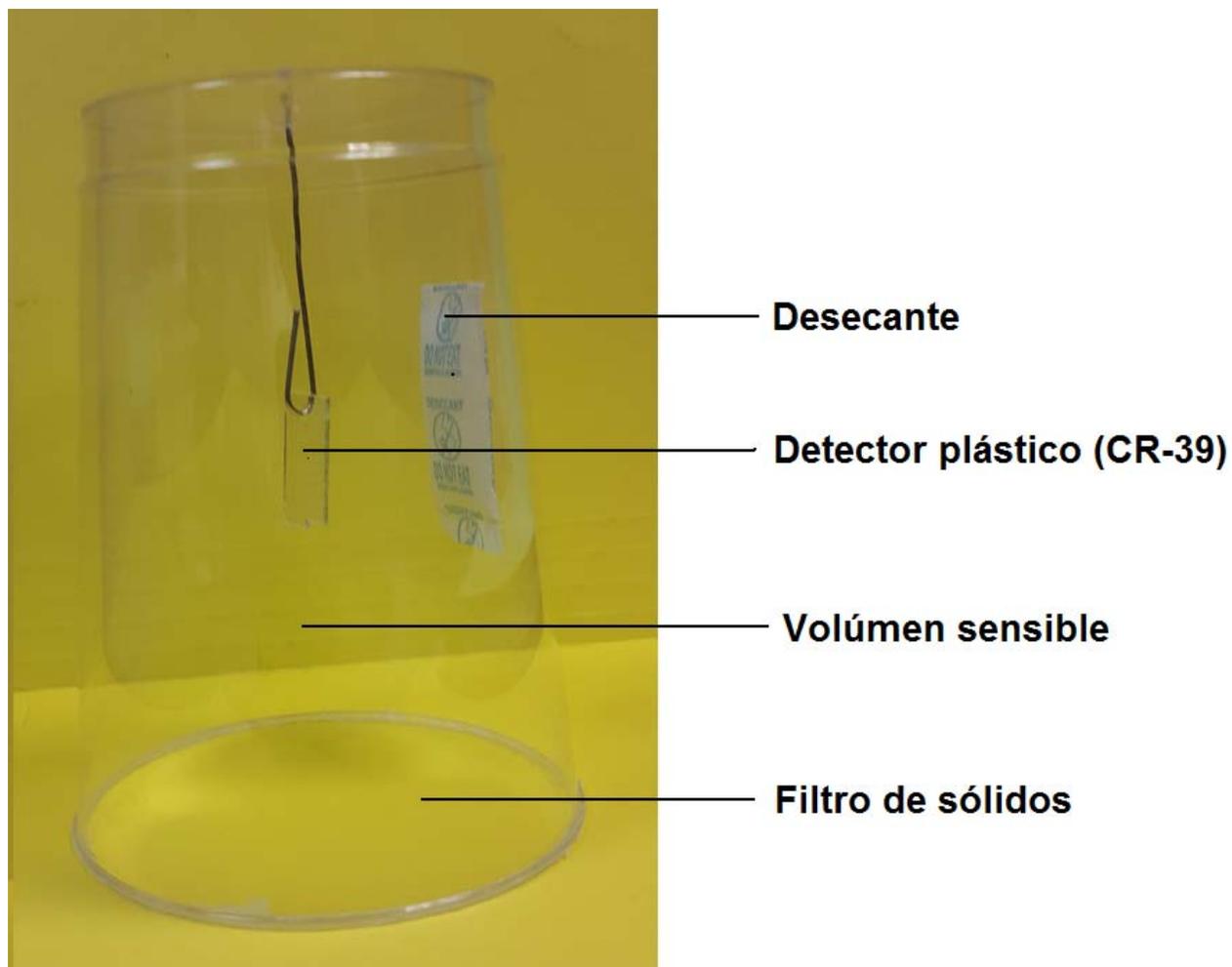


Figura III.5.- Dispositivo para la medición de radón intramuros (PAD-IFUNAM).

III.5 Análisis de la medición de radón con detectores cerrados (close-end-cup)

Después de que el radón se difunde hacia el interior de la cámara, se puede transformar a ^{218}Po . A su vez, éste puede decaer en otro isótopo de la cadena. De acuerdo con la figura III.6, se presentan 4 casos: 1) la partícula alfa es emitida hacia el detector y la distancia es suficientemente cercana para que la partícula alfa lo alcance. Esta partícula creará una traza latente en el detector. 2) La partícula alfa se emite hacia el detector, pero el punto de emisión es muy lejano para llegar al detector, de tal manera que se pierde esta interacción. 3) La partícula alfa no se emite en dirección al detector por lo que también se pierde. 4) La partícula alfa es emitida hacia el detector, pero desde fuera de la cámara por lo que la pared de la cámara detiene la partícula.

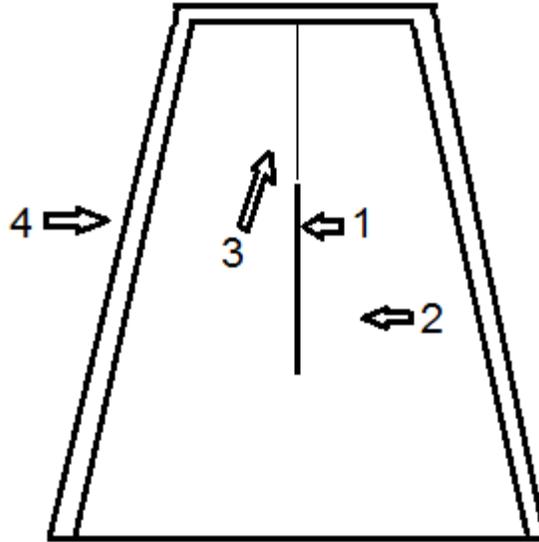


Figura III.6.- Posibilidades de interacción y detección de las partículas alfa, dentro de un sistema cerrado para la detección de radón, usando en método de Trazas Nucleares.

Dentro de la cámara, se establece el equilibrio radiactivo entre el radón y su progenie. La experiencia indica que las mediciones con detectores cerrados, puede ser independientes del equilibrio, sin embargo, la progenie del radón puede difundirse y depositarse en la pared interior de la cámara. Este depósito puede cambiar la geometría y afectar la eficiencia del detector. El primer hijo del ^{222}Rn es el ^{218}Po que tiene una vida media de 3.05 minutos y puede transformarse en el aire o depositarse en las paredes de la cámara. El siguiente descendiente emisor alfa de la cadena es el ^{214}Po , éste está en equilibrio con el ^{214}Bi que tiene una vida media mayor por lo cual la probabilidad de depositarse en las paredes es mayor. La fracción de depósito desconocida en las paredes del detector

introduce una incertidumbre que podría no ser más pequeña que la introducida por el factor de equilibrio del ^{222}Rn en un detector abierto. Para minimizar el efecto del depósito de la progenie en el sistema detector, se usan cámaras metálicas en lugar de plásticos. Algunos autores cubren la superficie interna de la cámara con una capa conductora para reducir el depósito mediante la eliminación de la electricidad estática.

En conclusión, las condiciones de medición son mucho mejores en detectores cerrados que en detectores abiertos, pudiéndose minimizar el depósito en las paredes de la cámara mediante el uso de ciertos diseños de la cámara.

El método pasivo para la detección de radón más usado es el de Trazas Nucleares en Sólidos (TNS), por sus características de sensibilidad, eficiencia, reproducibilidad, fácil manejo y costo. En países de la Comunidad Europea y en los Estados Unidos de América, usan las mediciones de concentración de radón en casas, edificios, y en general lugares cerrados, a nivel Nacional se han realizado con la metodología de Trazas Nucleares en Sólidos, con detectores plásticos. En México, no se tiene un Sistema Nacional para las evaluaciones de radón intramuros, pero la ofrece, y se ha realizado en el proyecto PAD del IFUNAM.

*Solo los hombres libres son agradecidos
unos respecto a otros.*

Ética
Baruch Spinoza

Capítulo IV

Dosimetría de la radiación

La dosimetría de las radiaciones ionizantes es campo multidisciplinario que se encarga de la cuantificación y calificación de los efectos físicos, químicos y/o biológicos inducidos por la energía depositada en un cuerpo de interés, al interaccionar la radiación ionizante con la materia de dicho cuerpo; este puede ser inerte y/o biológico.

Entre las tareas y campos de estudio de la dosimetría se tiene:

- Desarrollar conceptos, magnitudes y unidades que permitan cuantificar los efectos de la radiación ionizante.
- Elaborar métodos y técnicas, protocolos, procedimientos tanto teóricos como experimentales para evaluar, medir o estimar los efectos de las radiaciones ionizantes.
- Caracterización radiométrica de los campos de radiación.
- Evaluación de los coeficientes de interacción.
- Establecer estudios epidemiológicos de los efectos de las radiaciones ionizantes en seres humanos y en seres vivos.
- Desarrollar recomendaciones para el uso seguro de las radiaciones ionizantes ambientales debidas a radón, en base a su concentración, y si es necesario proponer la mitigación del gas.

IV.1 Magnitudes y unidades

Las magnitudes (ICRU, 1993; ICRP, 1990; ICRU, 1998) utilizadas para medir la “cantidad” de radiación ionizante se han basado siempre en el número total de eventos ionizantes en una situación definida ó en la cantidad total de energía depositada, en una masa de material. Estos enfoques no tienen en cuenta la naturaleza discontinua del proceso de ionización, pero están justificadas empíricamente por la observación de que las magnitudes se pueden correlacionar con los efectos biológicos resultantes.

Las magnitudes macroscópicas definidas formalmente por ICRU son las siguientes:

IV.1.1 Energía impartida.

La energía impartida E por la radiación ionizante a la materia en un volumen, se define como:

$$E = R_{in} - R_{out} + \sum Q \quad \text{Ec. IV.1}$$

Donde

R_{in} = la energía que entra en el volumen, es decir, la suma de las energías (excepto la energía correspondiente a la masa en reposo) de todas las partículas ionizantes cargadas y no cargadas que entran al volumen.

R_{out} = es la energía que sale del volumen, esto es, la suma de las energías (excepto la energía en reposo) de todas las partículas ionizantes cargadas y no cargadas que salen del volumen.

Q = la suma de todos los cambios que experimenta la energía total correspondiente a las masas en reposo de los núcleos y de las partículas elementales, como consecuencia de cualquier interacción que ocurra en el volumen. Podrá ser positiva ó negativa según que disminuya la energía ó aumente.

La unidad de Energía Impartida es el Joule

IV.1.2 Dosis absorbida

Se le llama dosis absorbida D en un punto P a la energía absorbida en el volumen dV con masa dm por la materia en el punto P :

$$D = \frac{dE}{dm}$$

Ec. IV.2

Donde

dE = la energía media impartida por la radiación ionizante a la materia en una masa dm

Esta magnitud se expresa en $J\ kg^{-1}$ en el S.I. a esta unidad se le denomina Gray ($1Gy = 1\ J\ kg^{-1}$).

El cociente de la dosis absorbida, por el tiempo es la tasa de dosis absorbida y representa la energía absorbida en un momento dado.

Se representa por $\dot{D} = \frac{dD}{dt}$ y se expresa comúnmente en Gy/min ó Gy/h.

IV.1.3. Transferencia lineal de energía.

La transferencia lineal de energía se define como:

$$L = \frac{dE}{dl} \quad Ec. 4.3$$

Donde

dE = la energía perdida por las partículas cargadas, debida a colisiones con los electrones, al recorrer una longitud dl .

La unidad es el Jm^{-1} .

IV.1.4 Factores de ponderación para la radiación

La probabilidad de que tengan lugar efectos estocásticos depende no solo de la dosis absorbida, sino del tipo de radiación. La misma dosis absorbida, debido a diferentes tipos de radiación, no produce necesariamente el mismo daño biológico. Para la misma dosis absorbida la radiación ionizante de partículas alfa causa mayor daño biológico, especialmente efectos estocásticos, que la radiación ionizante por rayos gamma, rayos X ó electrones (partículas beta). Este efecto se tiene en cuenta, ponderando la dosis absorbida con un factor que está relacionado con la calidad de la radiación, y que se llama factor de ponderación de la radiación w_R .

IV.1.5. Equivalente de Dosis.

Se entiende por equivalente de Dosis, (HT,R) , a la dosis absorbida promediada en un tejido u órgano, teniendo en cuenta las características del tejido u órgano y de la radiación. El factor de ponderación de la radiación, w_R , se selecciona según el tipo de la radiación externa o características de la radiación emitida por un radionúclido interno. La dosis equivalente en un tejido u órgano T, debida a la radiación R, está dada por:

$$H_{T,R} = \sum w_R D_{T,R} \quad \text{Ec. IV.4}$$

Donde

$D_{T,R}$ = la dosis absorbida promediada en un tejido u órgano T, debido a la radiación R.

El factor w_R es adimensional, la unidad de medida coincide, dimensionalmente, con la de dosis absorbida $J\ kg^{-1}$. Sin embargo, tiene el nombre especial de Sievert, que corresponde a la dosis absorbida de 1 Gray. Los valores del factor de ponderación de radiación para un tipo específico de radiación y energía han sido seleccionados por la ICRP. Los factores w_R de radiación, para diferentes tipos de radiación y energías se presentan en la Tabla IV.1

IV.1.6 Factores de ponderación de tejidos y órganos

La relación entre la probabilidad de aparición de efectos estocásticos y la dosis equivalente, también depende del órgano o tejido irradiado. Por ello se define otra magnitud, derivada de la dosis equivalente, para expresar la combinación de diferentes dosis

equivalentes en diferentes tejidos de forma que se pueda correlacionar razonablemente la dosis con el efecto estocástico total. El factor que pondera la dosis en tejido ó en órgano T, es el factor de ponderación del tejido, W_T , y representa la contribución relativa de ese órgano ó tejido al detrimento total debido a los efectos que resultan de una irradiación uniforme a todo el cuerpo, es decir, los valores de W_T se eligen de forma que una dosis equivalente impartida a todo el cuerpo de una dosis efectiva numéricamente igual a esa dosis equivalente uniforme. Los valores de los factores de ponderación para el tejido (ICRP 1990) se dan en la Tabla IV.2.

Tipo	Energía de la radiación	w_R
Fotones	todas las energías	1
Electrones y muones	todas las energías	1
Neutrones	< 10 keV	5
	10 keV a 100 keV	10
	>100 keV a 2 MeV	20
	2 MeV a 20 MeV	10
	> 20 MeV	5
Protones, excepto los de retroceso	> 2 MeV	5
Partículas alfa, fragmentos de fisión, núcleos pesados	Todas las energías	20

Tabla IV.1 Factores de peso w_R

Tejidos y órganos	WT
Gónadas	0.12
Médula ósea roja 0,12	0.12
Colón 0,12	0.12
Pulmón 0,12	0.12
Estómago 0,12	0.12
Vejiga 0,05	0.05
Mama 0,05	0.05
Hígado 0,05	0.05
Esófago 0,05	0.05
Tiroides 0,05	0.05
Piel 0,01	0.01
Superficie ósea 0,01	0.01
Resto del cuerpo 0,05	0.05
* a efectos de cálculo el resto del cuerpo se compone de los siguientes tejidos y órganos: glándulas suprarrenales, cerebro, intestino grueso superior, intestino delgado, riñones, músculo, bazo, páncreas, intestino y útero.	

Tabla IV.2 Factores de ponderación para el tejido W_T .

IV.1.7 Equivalente de Dosis efectiva.

El Equivalente de Dosis efectiva E es la suma de las dosis equivalentes ponderadas a todos los tejidos u órganos de todo el cuerpo, y está dada por la expresión:

$$E = \sum W_T H_T = \sum W_T \sum W_R D_{T,R}$$

Ec. IV.5

Donde

H_T es la dosis equivalente a un tejido u órgano T, y W_T es el factor de ponderación para el tejido T. La unidad de medida es el Sievert ($1\text{Sv} = 1\text{Jkg}^{-1}$)

IV.2 Método de Monte Carlo (empleado para el análisis)

IV.2.1 Antecedentes

El término “Método de Monte Carlo” MMC fue introducido por Von Neumann y Ulam durante la 2ª guerra mundial, como una palabra clave para el trabajo secreto que estaba siendo realizado en el Laboratorio Atómico de los Álamos (Metropolis and Ulam, 1949). Este nombre fue inspirado por los juegos de los casinos ubicados en la zona del mismo nombre en Mónaco. Un MMC es una técnica estocástica, basada en el uso de números aleatorios y la teoría de probabilidades para resolver problemas en forma teórica sin tener que recurrir a un número muy grande de experimentos.

En general un problema físico se aborda describiendo modelos matemáticos que consisten en ecuaciones diferenciales-integrales.

Estas ecuaciones se pueden resolver por métodos deterministas describiendo la dependencia de las coordenadas espaciales o temporales del sistema en cuestión. Sin embargo existen problemas tan complejos que dependen de muchas variables lo cual hace muy complicado obtener una solución con métodos deterministas.

El MMC consiste en calcular el promedio o el comportamiento esperado de un sistema por medio de la observación de los resultados de un gran número de ensayos aleatorios que simulan los eventos físicos que componen el fenómeno. Cada uno de estos ensayos aleatorios se determina en un conjunto de acuerdo con los valores de una secuencia de números aleatorios. El MMC es particularmente útil para describir el proceso de transporte de la radiación ionizante a través de la materia. En general es usado actualmente en infinidad de aplicaciones en muy diferentes campos.

IV.2.2 Esquema básico del Método de Monte Carlo

Supóngase que se desea calcular un cierto valor ϕ y que se conoce una variable aleatoria X con distribución F_x tal que $\phi = E(x)$.

Donde

F_x = distribución de probabilidad de X

$F_X(x)$ = probabilidad ($X \leq x$)

$E(x)$ = esperanza de X

El MMC en su interpretación más sencilla (Lewerenz, 2002) consiste en:

a) Generar valores aleatorios para un conjunto X_1, X_2, \dots, X_n de variables independientes e idénticamente distribuidas a X .

b) Calcular $S_n = X_1 + X_2 + \dots + X_n$ = la suma de los n valores aleatorios generados.

c) Calcular
$$\hat{X} = \frac{S_n}{n} \quad \text{Ec. IV.6}$$

d) Calcular
$$\hat{V} = \sum_{i=1}^n \frac{(X_i)^2}{n(n-1)} - \frac{(\hat{X})^2}{(n-1)} \quad \text{Ec. IV.7}$$

\hat{X} es un *estimador* de ϕ , además en si misma es una variable aleatoria de esperanza igual a ϕ .

Si la varianza de X existe:

$$\text{Var}(\hat{X}) = \text{Var}\left(\frac{S_n}{n}\right) = \text{Var}\left(\sum_{i=1}^n \frac{X_i}{n}\right) = \sum_{i=1}^n \frac{\text{Var}(X_i)}{n^2} = \frac{n\text{Var}(X)}{n^2} = \frac{\text{Var}(X)}{n} \quad \text{Ec. IV.8}$$

Como en general no se conoce la $\text{Var}(X)$ se emplea la propia muestra para obtener un estimador de $\text{Var}(x)$ que es:

$$S^2 = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (X_i - \hat{X})^2 \quad \text{Ec. IV.9}$$

El MCC no provee el valor exacto deseado sino una aproximación con un cierto error. La justificación del método proviene de dos teoremas centrales que son la Ley débil de los grandes números y el teorema central del límite.

Sean

X_1, X_2, \dots, X_n un conjunto de variables aleatorias independientes e idénticamente distribuidas y...

$S_n = X_1 + X_2 + \dots + X_n$. Si existe la esperanza $\mu = E(X_i)$, la Ley débil de los grandes números indica que para todo $\varepsilon > 0$,

$$\lim_{n \rightarrow \infty} \text{Pr ob}\left(\left|\frac{S_n}{n} - \mu\right| > \varepsilon\right) = 0 \quad \text{Ec. IV.10}$$

Lo cual significa que, si se suman n muestras independientes de X_i , la probabilidad que la suma (normalizada por n) difiera del valor “exacto” μ tiende a 0 cuando n tiende a infinito.

Si, además existe la varianza $\sigma^2 = E((X_i - \mu)^2)$ el teorema del límite central implica que:

$$\lim_{(n \rightarrow \infty)} \text{Prob}\left(\frac{S_n - n\mu}{\sigma\sqrt{n}} < a\right) = 2\pi^{-1/2} \int_{-\infty}^a e^{-x^2/2} dx \quad \text{Ec. IV.11}$$

Donde El término del lado derecho es la distribución de probabilidad de una variable aleatoria normal de media 0 y varianza 1.

Ambos resultados indican que con un número suficientemente grande de ensayos es posible estimar el parámetro deseado incurriendo en un error “pequeño” y cuantificar asintóticamente la relación entre los valores de error y probabilidad a través de la distribución normal.

IV.3 Dosimetría interna

Los modelos de dosimetría interna más comúnmente usados son los desarrollados por *the International Comisión on Radiological Protection (ICRP)* y *the Medical Internal Radiation Dose (MIRD)*. Estos modelos de dosimetría interna tienen su inicio con el modelo

de compartimiento simple de ICRP 2. El ICRP 26, 30 y MIRD desarrollaron el concepto de órganos fuente y blanco. ICRP 60 y 66 continuó refinando la metodología. Ambas metodologías, aunque con diferente nomenclatura son muy parecidas.

La base de los modelos es el cálculo de la tasa de dosis absorbida después de la incorporación del material radiactivo. Si un compartimiento aislado de masa m tiene una actividad radiactiva de $q(t)$ de un material radiactivo que emite radiación de energía E por desintegración, entonces la tasa inicial de dosis absorbida (\dot{D}_0) a este órgano es:

$$\dot{D}_0 = k \frac{q(0)E}{m} \quad \text{Ec. IV.12}$$

Donde

k = Constante

$q(0)$ = Actividad inicial en el órgano

Si se expresa a $q(0)$ en μCi , E en $\text{MeV/desintegración}$ y m en gramos, entonces:

$$k = 2.13(\text{rad} / \text{h})(\text{g} - \text{de sin tegración} / \text{MeV} - \mu\text{Ci}) \quad \text{Ec. IV.13}$$

La tasa de dosis absorbida como función del tiempo t , puede ser escrita en términos de la tasa de dosis absorbida inicial:

$$\dot{D}(t) = \dot{D}_0 \exp^{(-\lambda_{eff} t)} \quad \text{Ec. IV.14}$$

Donde

λ_{eff} = la tasa de remoción efectiva del órgano fuente y

$$\lambda_{eff} = \lambda_p + \lambda_b$$

Los subíndices p se refieren a la constante de desintegración física y b a la constante biológica.

La dosis absorbida (D) es la integral de la tasa de dosis con respecto al tiempo:

$$D = \int_0^T \dot{D}(t) dt = \int_0^T \dot{D}_0 \exp^{(-\lambda_{eff} t)} dt = \int_0^T k \frac{q(0)E}{m} \exp^{(-\lambda_{eff} t)} dt \Rightarrow \quad \text{Ec. IV.15}$$

$$D = \frac{kEq(0)}{m} \int_0^T \exp^{(-\lambda_{eff} t)} dt \quad \text{Ec. IV.16}$$

IV.3.1 La metodología ICRP

Los modelos de dosimetría interna de ICRP se basan importantemente en el desarrollo de las evaluaciones de los efectos biológicos de la radiación ionizante. Desarrolladas básicamente por los “Comités sobre efectos biológicos de las radiaciones ionizantes (BEIR)”.

En la Tabla IV.3 se presentan las publicaciones consideradas y características en las que se basan los modelos de dosimetría interna ICRP 26 e ICRP 60-66.

Modelo ICRP	Publicación de Referencia	Relación Dosis-Respuesta		Modelo de riesgo
		Tumores sólidos	Leucemia	
26	BEIR IV	LQ	LQ	Absoluto
60/66	BEIR V	L	LQ	Relativo

Tabla. IV.3 Bases técnicas de los modelos de dosimetría interna ICRP

IV.3.2 Cálculo de las dosis equivalentes usando el modelo ICRP-26 (ICRP, 1977)

Para el cálculo de los equivalentes de dosis se usan los llamados “límite anual de incorporación” (ALI), la concentración derivada en aire (DAC).

El ALI se define como el valor más grande que satisface las expresiones matemáticas para el ALI_S el cual es ALI para efectos estocásticos y el ALI_{NS} para efectos no estocásticos:

$$ALI_S = \sum_T w_T H'_{50,T} \leq 0.05 Sv \quad Ec. IV.17$$

$$ALI_{NS} H'_{50,T} \leq 0.5 Sv \quad Ec. IV.18$$

Donde

w_T = factor de peso órgano/tejido

$H'_{50,T}$ = es la dosis por unidad de incorporación (Sv/Bq)

Para efectos de limitación normativa se requieren calcular las dosis en los órganos individuales (CDE) y los equivalentes de dosis efectivos comprometidos (CEDE), en términos de la incorporación I:

$$CDE = H_{50,T} = \frac{I}{ALI_{NS}} 0.5Sv \quad Ec. IV.19$$

$$CEDE = \frac{I}{ALI_S} 0.05Sv \quad Ec. IV.20$$

IV.3.3 Cálculo de las dosis equivalentes usando el modelo ICRP-60/66 (ICRP, 1990)

En el formalismo del ICRP-60, se introducen dos términos de dosis: la dosis equivalente y la dosis efectiva.

La dosis equivalente (H_T) se define como:

$$H_T = \sum_R w_R D_{T,R} \quad Ec. IV.21$$

Donde

w_R = factor de peso de la radiación

D_{TR} = dosis absorbida promedio en el tejido T debido a la radiación de tipo R.

La dosis efectiva E está definida como:

$$E = \sum_T w_T H_T \quad \text{Ec. IV.22}$$

En el ICRP 60/66 solo se define el ALI, la dosis efectiva comprometida $E(50)$ se expresa como:

$$E(50) = \frac{I}{ALI} 0.02 Sv \Rightarrow \quad \text{Ec. IV.23}$$

$$E(50) = \sum_{T=1}^{12} w_T H_T(50) + w_{\text{resto de organos}} \frac{\sum_{T=13}^{22} m_T H_{T(50)}}{\sum_{T=13}^{22} m_T} \quad \text{Ec. IV.24}$$

Donde

$H_T(50)$ = dosis equivalente comprometida

m_T = es la masa del tejido restante

$w_{\text{restodeorganos}} = 0.05$

la primera suma es sobre 12 órganos básicos y la segunda suma es sobre 10 órganos restantes.

IV.4 Dosimetría pulmonar

El tracto respiratorio TR es una vía importante para la incorporación en el cuerpo humano de materiales dañinos que se encuentran en el aire que respiramos. Aunque en ciertas actividades laborales se

concentran mayoritariamente tales materiales nocivos, también se pueden encontrar en los hogares, especialmente el gas radiactivo radón ambiental, así como liberaciones rutinarias o accidentales de radionúclidos de actividades médicas e industriales. Los radionúclidos inhalados irradian los tejidos y células del tracto respiratorio, así como otros órganos. La inhalación, incorporación e irradiación del tracto respiratorio está determinado por varios factores físicos, químicos y biológicos. Factores como el tamaño de partícula, la densidad determina hasta donde el material se introduce por la boca y la nariz, otros factores físicos y químicos determinan hasta donde penetran estos materiales en el TR, los sitios de depósito y los tiempos de permanencia. Otros factores fisiológicos como la respiración, actividad física y patologías respiratorias contribuyen a la cantidad de materiales nocivos que se incorporan en el TR. En conjunto todos esos factores contribuyen a la dosis absorbida en el TR, la cual tomando en cuenta los factores de calidad de la radiación y la sensibilidad de los tejidos dan como resultado la dosis equivalente efectiva en el TR y como consecuencia el riesgo asociado de deterioro en la salud por dicha incorporación.

Reconociendo estos riesgos asociados específicamente por los radionúclidos incorporados en el TR se han desarrollado diferentes

modelos dosimétricos pulmonares de los cuales se resumen los más importantes a continuación.

IV.4.1 Modelo dosimétrico de ICRP publicación 2

(<http://www.icrp.org/publication.asp?id=ICRP%20Publication%202>)

En los años 50's se llevaron a cabo algunas conferencias en protección radiológica en las cuales se reconoció la necesidad de estandarizar los parámetros que describían la inhalación, depósito, retención y traslado de los radionúclidos presentes en el aire con el propósito de establecer límites de exposición. En 1949 se acordó que, en ausencia de más información se consideraría que:

- 50% de cualquier aerosol inhalado llegaría a los alvéolos pulmonares.
- Las partículas solubles serían totalmente absorbidas.
- Si las partículas de aerosol fueran insolubles, la mitad serían retenidas 24 h y del resto, el 25% del total inhalado, sería retenido en el lugar del depósito.
- Las partículas más grandes de 10 μm serían rápidamente expulsadas por la acción ciliar.

En 1953, (Conferencia en Arriman Nueva York) el subcomité encargado de llevar los trabajos de "radiación interna" reportó que se consideraría que:

-50% de un aerosol inhalado se depositaría en el tracto respiratorio superior.

- 25% sería exhalado.

- 25 % sería retenido en los pulmones

Estas consideraciones fueron adoptadas por el ICRP.

Para partículas solubles fue considerado que:

-25% de las partículas retenidas serían absorbidas y transportadas hacia otros tejidos en el cuerpo.

Para partículas insolubles se consideró que:

-12.5 % sería desalojado en 24 h

-El restante 12.5 % sería retenido.

En 1960 se consideró que 12.5% de las partículas serían retenidas en los pulmones con una “vida media” de 120 días.

Este modelo simple de depósito, retención, remoción y expulsión fue la base para establecer los límites de exposición y cálculo de dosis en individuos expuestos para los radionúclidos en la publicación ICRP 2.

IV.4.2 Modelo dosimétrico de ICRP publicación 30

([http://www.icrp.org/publication.asp?id=ICRP%20Publication%2030%20\(Part%201\)\)](http://www.icrp.org/publication.asp?id=ICRP%20Publication%2030%20(Part%201))))

Las principales innovaciones introducidas por la publicación ICRP 30 (1979) fueron:

- El modelo de depósito, basado en datos del muestreo de polvos.
- El depósito fue descrito para tres compartimientos anatómicos: nasofaríngeo, traqueobronquial y pulmonar.
- La consideración del tamaño de partículas de los aerosoles aspirados.
- La tasa de respiración con respecto a las fracciones depositadas en cada una de las regiones.
- Un modelo que toma en cuenta la remoción de material depositado en cada una de las tres regiones.
- La clasificación de compuestos químicos de acuerdo con estimaciones de su tendencia esperada a ser retenida en el tracto respiratorio, es decir su solubilidad en fluidos pulmonares:

Clase D: es asignada a los compuestos altamente solubles que se espera sean expulsados del tracto respiratorio con tiempos menores a 1 día.

Clase W: es para compuesto menos solubles con tiempos de expulsión de días a meses.

Clase Y: es para los compuestos más insolubles que serían retenidos en el tracto respiratorio con vidas medias de 6 meses hasta años.

Esta publicación incorpora las recomendaciones para los límites anuales de incorporación y concentraciones derivadas en aire

basadas en los modelos de depósito y retención desarrollados con anterioridad. Un aspecto muy importante es que este modelo considera para efectos del cálculo de dosis absorbida la masa total del pulmón cuando está llena de sangre estableciendo la masa de los pulmones de 1000 gramos.

IV.5. Modelo dosimétrico de ICRP publicación 66

(<http://www.icrp.org/publication.asp?id=icrp%20publication%2066>)

La publicación ICRP 66 titulada Modelo del tracto respiratorio humano (TRH) para protección radiológica fue desarrollada teniendo como base la publicación 30. El modelo de ICRP 66 consta de 6 elementos principales (ICRP, 1994):

- a) Morfometría. Describe la estructura del TRH y sus dimensiones.
- b) Fisiología respiratoria. Considera las tasas de respiración y volúmenes de aire inhalados y exhalados los cuales determinan la cantidad de partículas y gases radiactivos que son incorporados en el tracto respiratorio.
- c) Radiobiología. Determina los tejidos y células en riesgo definiendo el objetivo del modelo.
- d) Depósito. Caracteriza la distribución inicial del material radiactivo inhalado en las diferentes regiones anatómicas del TRH.

f) Evacuación. Evalúa las tasas de remoción de los materiales depositados en el TRH y sus tiempos de retención, así como las fracciones de materiales desalojadas al tracto gastrointestinal (GI) o la circulación en la sangre y otros tejidos en el cuerpo.

g) Dosimetría. Evalúa la energía absorbida por unidad de masa del tejido blanco como resultados de la radiación emitida desde cada órgano fuente.

IV.5.1 Morfometría

El modelo considera el TRH dividido en 4 regiones (Figura IV.1)

a) La región extratorácica (ET). Se compone del pasaje nasal anterior (ET₁) y el pasaje nasal posterior, laringe, faringe y boca (ET₂).

b) La región bronquial (BB). Consiste de la traquea y los bronquios.

c) La región bronquiolar (bb). Consiste de los bronquiolos y los bronquiolos terminales.

d) La región alveolar-intersticial (AI). Consiste de los bronquiolos respiratorios, los ductos y sacos alveolares.

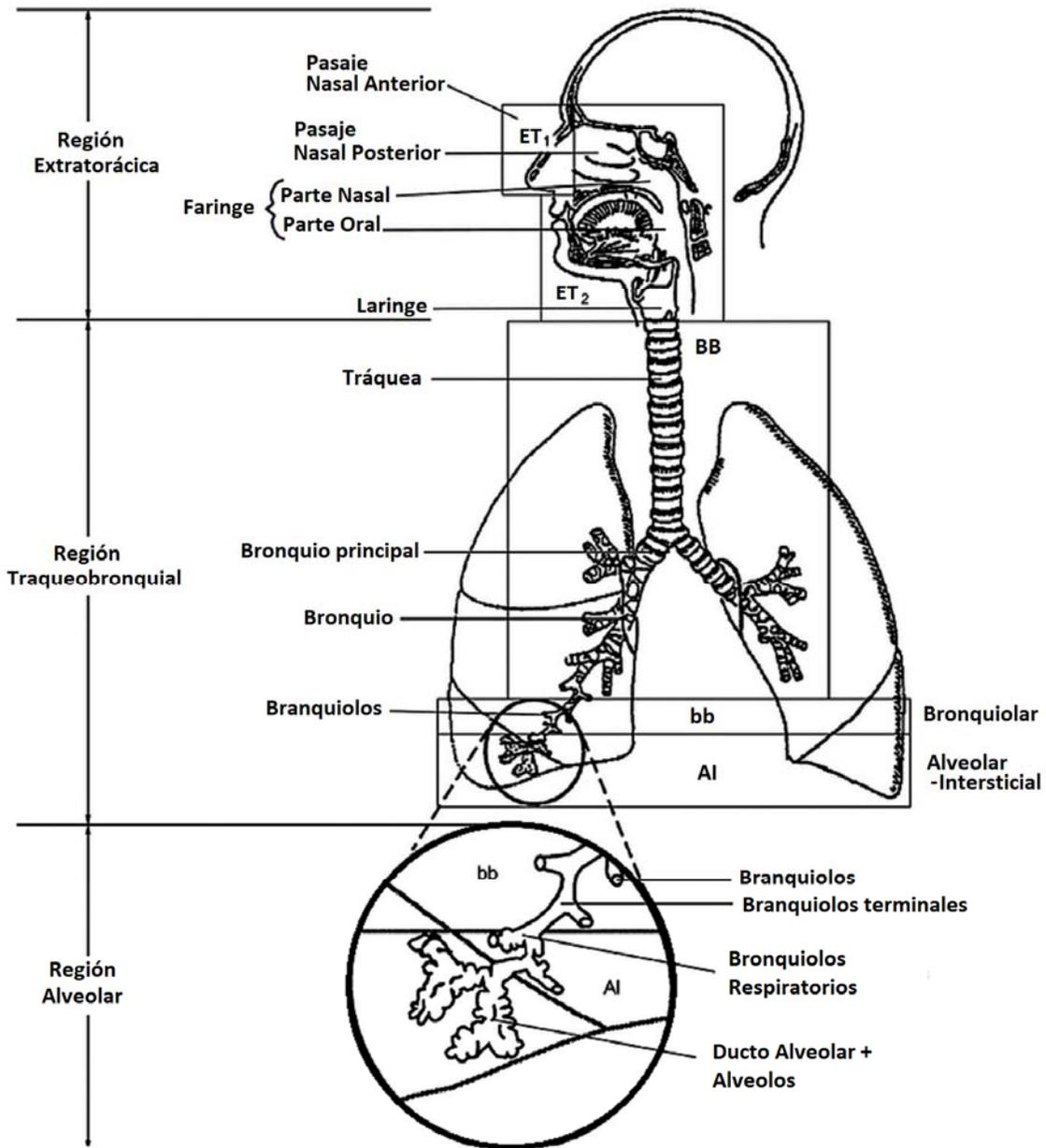


Figura IV.1 El modelo morfológico del tracto respiratorio de la publicación ICRP 66.

Para realizar los cálculos dosimétricos se establecen modelos geométricos simples de cada una de las regiones descritas

anteriormente, siendo las mas importantes desde el punto de vista radiobiológico las regiones bronquial y bronquiolar. En cada caso las vías aéreas se representan como tubos cilíndricos con dimensiones específicas de diámetro y espesor de las paredes.

La función y dimensiones de cada una de las cuatro regiones se resumen a continuación:

a) Región Extratorácica (ET). En la región ET₁ el aire inspirado fluye en el vestíbulo nasal hacia la cavidad nasal, es “limpiado” de algunas partículas y conducido hacia la traquea y pulmones. En adultos el área del pasaje nasal anterior es aproximadamente de 20 cm², incrementándose en el pasaje nasal posterior hasta 150 cm². Las paredes están recubiertas de epitelio escamoso queratinizado en el cual pueden depositarse los radionúclidos presentes en el aire inspirado.

Las dimensiones morfológicas asignadas a esta región son:

- Espesor promedio del epitelio escamoso queratinizado igual a 50 μm .
- Profundidad promedio de núcleos celulares en riesgo de 40 a 50 μm .

- Área superficial total de 20 cm².
- Diámetro promedio equivalente de paso de aire de 5 mm.

La región ET₂ está compuesta por la faringe y laringe, esta última está cubierta por epitelio escamoso estratificado. Las dimensiones morfológicas de esta región son las siguientes:

- Diámetro promedio equivalente de paso de aire de 3 cm.
- Espesor promedio de la capa de mucosa 15 μm.
- Espesor promedio de epitelio escamoso estratificado de 50 μm.
- Profundidad promedio de núcleos celulares en riesgo de 40 a 50 μm.
- Área superficial total de 450 cm².

b) Región Bronquial (BB). Consiste de la tráquea los bronquios principales y los bronquios intrapulmonares, se describen en términos de generaciones, empieza con la tráquea como la generación 0 y termina en la generación 8.

La función de esta región es la conducción del aire, ajusta la humedad y temperatura del aire aspirado y es el sitio de depósito de partículas inhaladas mediante impacto y difusión.

La tráquea se divide en dos bronquios principales (extra-pulmonares) que se dividen en los bronquios lobulares; tres entran en el pulmón derecho y dos en el izquierdo. La geometría y dimensiones de esta región se presentan en la Tabla IV.4.

Región	Generación	Diámetro	longitud	circunferencia	Área
		(cm)	(cm)	(cm)	(cm ²)
(BB)	0	1.65E+00	9.10E+00	5.18E+00	4.72E+01
	1	1.20E+00	3.80E+00	3.77E+00	1.43E+01
	2	8.50E-01	1.50E+00	2.67E+00	4.01E+00
	3	6.10E-01	8.30E-01	1.92E+00	1.59E+00
	4	4.40E-01	9.00E-01	1.38E+00	1.24E+00
	5	3.60E-01	8.10E-01	1.13E+00	9.16E-01
	6	2.90E-01	6.60E-01	9.11E-01	6.01E-01
	7	2.40E-01	6.00E-01	7.54E-01	4.52E-01
	8	2.00E-01	5.30E-01	6.28E-01	3.33E-01

Tabla IV.4 Modelo Dimensional de la región bronquial (BB), para un adulto masculino

El modelo simplificado de la pared típica de un bronquio en esta región considerada para efectos del cálculo de dosis absorbida se presenta en la Figura IV.2.

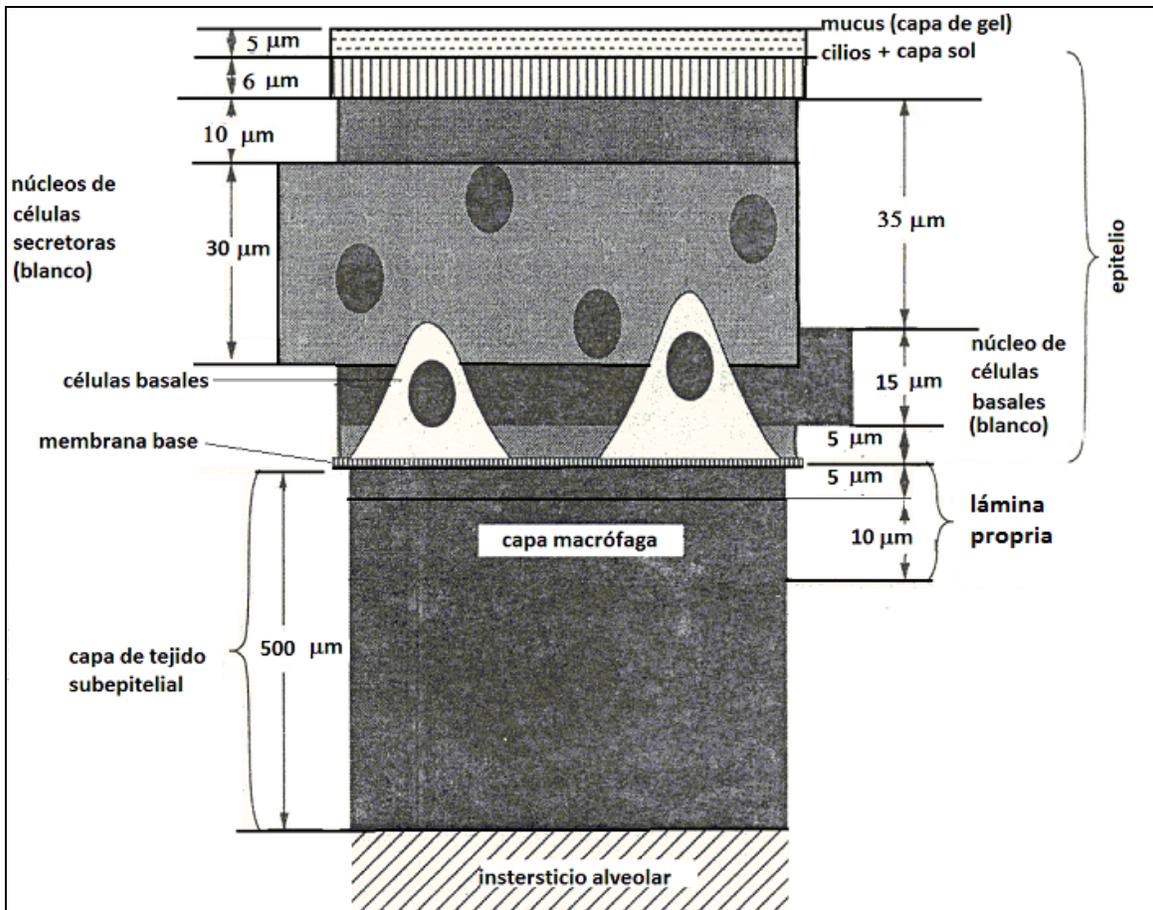


Figura IV.2 Modelo de núcleos celulares blanco (células basales y secretoras) y la pared bronquial en la región BB.

c) La región bronquiolar (bb). Consiste de los bronquiolos, les corresponden las generaciones 9 a 15. Las ramas de la última generación son llamadas bronquiolos terminales. Estas vías aéreas conducen el aire hacia el interior y exterior de la región respiratoria. Las partículas inhaladas son depositadas principalmente por sedimentación o difusión en función de su tamaño. Las dimensiones de las generaciones correspondientes se presentan en la Tabla IV.5.

Región	Generación	Diámetro	Longitud	Circunferencia	Área
		cm	cm	cm	cm ²
(bb)	9	1.65E-01	4.37E-01	5.19E-01	2.27E-01
	10	1.35E-01	3.60E-01	4.23E-01	1.52E-01
	11	1.09E-01	3.01E-01	3.43E-01	1.03E-01
	12	8.82E-02	2.50E-01	2.77E-01	6.93E-02
	13	7.20E-02	2.07E-01	2.26E-01	4.68E-02
	14	6.03E-02	1.70E-01	1.89E-01	3.22E-02
	15	5.33E-02	1.38E-01	1.67E-01	2.31E-02

Tabla IV.5. Modelo Dimensional de la región bronquiolar (bb), para un adulto masculino

El modelo simplificado de una sección de la pared de un bronquiolo típico con fines de cálculos dosimétricos se presenta en la Figura IV.3

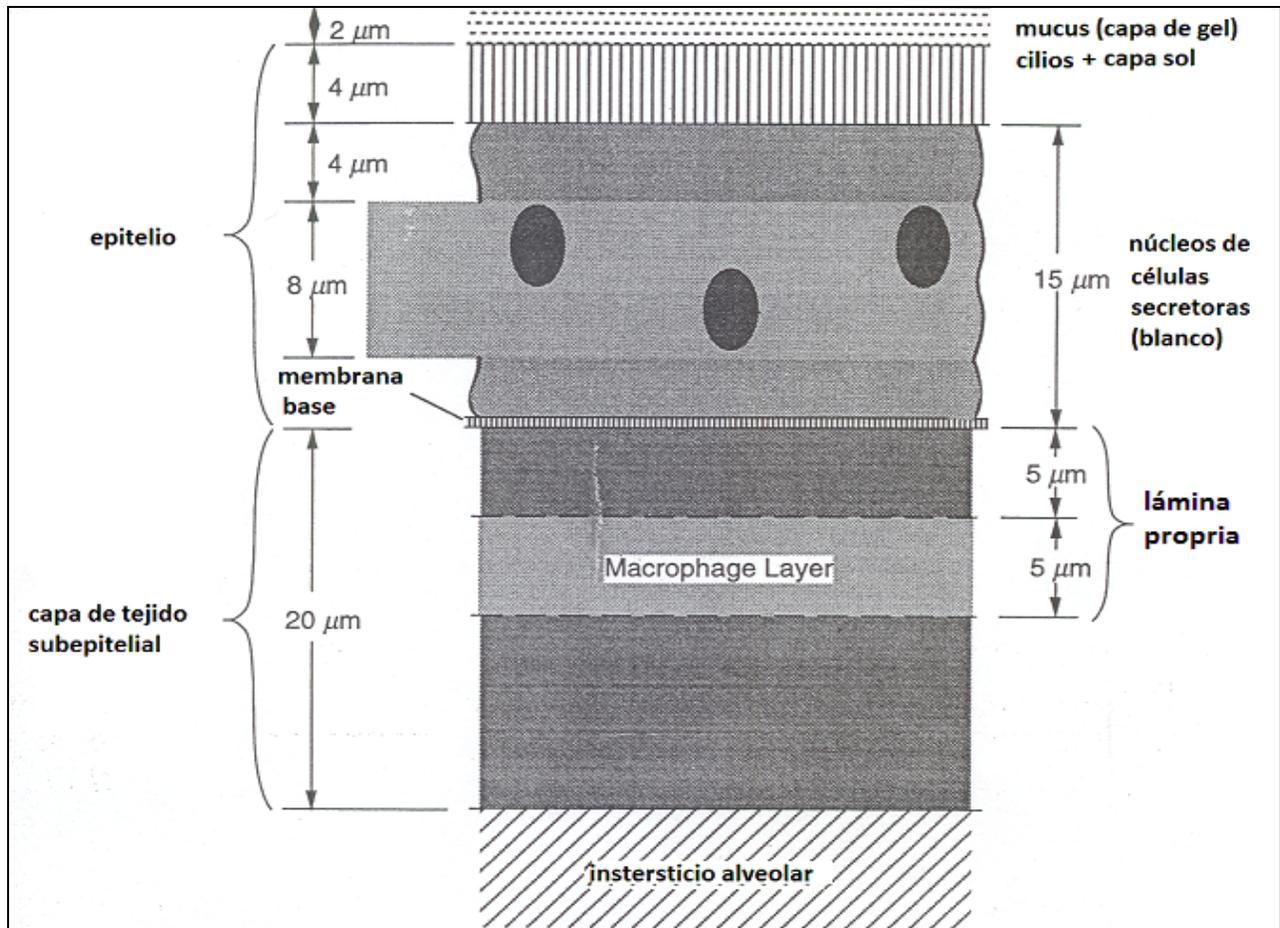


Figura IV.3 Modelo de núcleos celulares blanco (células basales y secretoras) y la pared bronquial en la región bb.

d) La región alveolar-intersticial (AI). Se compone el sistema distal del tracto respiratorio hasta los bronquiolos terminales, generación 16 hasta la 26, que son los bronquiolos respiratorios y los sacos alveolares. La principal función de esta región es el intercambio de gases. Las partículas inhaladas que llegan a esta región son depositadas por sedimentación y difusión.

IV.5.2 Fisiología del pulmón

Las dosis de radiación en células y tejidos del tracto respiratorio están determinadas por las características y parámetros respiratorios. El volumen y la tasa de aire inhaladas determinan la cantidad de partículas radiactivas y gases inhalados entrando en el tracto respiratorio y las cantidades depositadas en él. Las características y parámetros respiratorios pueden ser muy variables entre diferentes individuos debido a que son función del tamaño del cuerpo, nivel de actividad física, estado de salud y si el individuo es fumador o no, entre otros factores.

Los valores de referencia de los parámetros respiratorios para trabajadores caucásicos se presentan en la Tabla IV.6. Estos valores se recomiendan para el cálculo de dosis por unidad de incorporación de radionúclidos, aunque existe información para casos particulares que consideran sexo, edad y grupos étnicos de interés.

Los valores considerados son representativos de hombres y mujeres caucásicos de 30 años de edad, 1.76 m de altura y 73 Kg de peso.

Volumen pulmonar	Litros		
capacidad total (TLC)	6.98		
Capacidad funcional residual (FRC)	3.30		
capacidad vital (VC)	5.02		
espacio muerto (V_D)	0.146		
Tasas de ventilación	m³ h⁻¹		
Durmiendo	0.45		
reposo, sentado	0.54		
ejercicio ligero	1.50		
ejercicio pesado	3.00		
Actividad	volumen de aire aspirado (m³)		
		trabajo ligero	trabajo pesado
8 h de sueño		3.6	3.6
Ocupacional			
(5.5 h trabajo ligero +2.5 h descanso)		9.6	---
(7 h trabajo ligero +1 h trabajo pesado)		--	13.5
No ocupacional			
(4 h de descanso, 3h trabajo ligero, 1 h trabajo pesado)		9.7	9.7
Total 24 h		23	27

Tabla IV.6 Valores respiratorios de referencia para trabajadores

IV.5.3 Consideraciones biológicas

El modelo dosimétrico en el que se basa este modelo parte del hecho de las diferencias existentes en la sensibilidad a la radiación

de los diferentes tejidos del tracto respiratorio, por lo cual se requiere el cálculo de la dosis de radiación a tales regiones específicas.

La publicación ICRP-60 se enfoca en el concepto de detrimento de radiación agregada. Este concepto incluye la probabilidad de cánceres fatales y no fatales atribuibles, efectos hereditarios y el acortamiento de vida si existe daño. Para efectos del modelo dosimétrico de ICRP-66 se considera que la sensibilidad a la radiación de los tejidos considerados del tracto respiratorio en términos del detrimento de radiación agregado es igual al detrimento asociado con cáncer fatal de pulmón.

A bajas dosis del orden de las recibidas ocupacional y ambientalmente, el principal riesgo es la incidencia de cáncer.

Se considera que la mayoría de carcinomas se originan en la región bronquial debido a que se desarrollan en las células basales o de las células secretoras encontradas en esta región. Con la información disponible se recomienda que las regiones BB, bb y Al se les asigne un tercio (33%) del riesgo total a cada una de ellas y un 0.1 %, de riesgo a los tejidos linfáticos torácicos.

Por lo tanto, la dosis ponderada por estos factores en la región torácica se expresa como:

$$H_{TH} = H_{BB}A_{BB} + H_{bb}A_{bb} + H_{AI}A_{AI} + H_{LN(TH)}A_{LN(TH)} \quad Ec. IV.25$$

H_{TH} = Dosis equivalente ponderada por el detrimento en la región torácica.

H_{BB} = Dosis equivalente ponderada por el detrimento en la región BB.

H_{bb} = Dosis equivalente ponderada por el detrimento en la región bb.

H_{AI} = Dosis equivalente ponderada por el detrimento en la región AI.

$H_{LN(TH)}$ = Dosis equivalente ponderada por el detrimento en la región linfática torácica.

En la publicación ICRP-60 se asigna un factor de peso de 0.12 para los pulmones por lo que en la publicación ICRP-66 se recomienda distribuir este valor entre las tres regiones BB, bb y AI a 0.04 y para la región linfática de 0.00012.

Cabe señalar que para la región extratorácica se recomienda adicionarse a los tejidos restantes del cuerpo a los cuales se les asigna un factor de peso de 0.05.

IV.5.4. Depósito de partículas en el tracto respiratorio

Para estimar las fracciones de radionúclidos depositadas en cada una de las regiones anatómicas pulmonares incorporadas durante la aspiración se propone un modelo que contempla una serie de parámetros como son:

- El tamaño de partículas (AMAD, desde 0.0005 μm hasta aerosoles ambientales 100 μm).
- Factores de género, edad y características étnicas.
- Actividad física.

En primer lugar, se definen los compartimientos anatómicos donde se deposita el material inhalado, los cuales son:

- Las vías extratorácicas ET_1 y ET_2 .
- Las vías aéreas torácicas BB, bb y AI.

El modelo de depósito consiste en que cada región del tracto respiratorio está representada por un filtro de partículas que actúa en serie, como se presenta en la Figura IV.4.

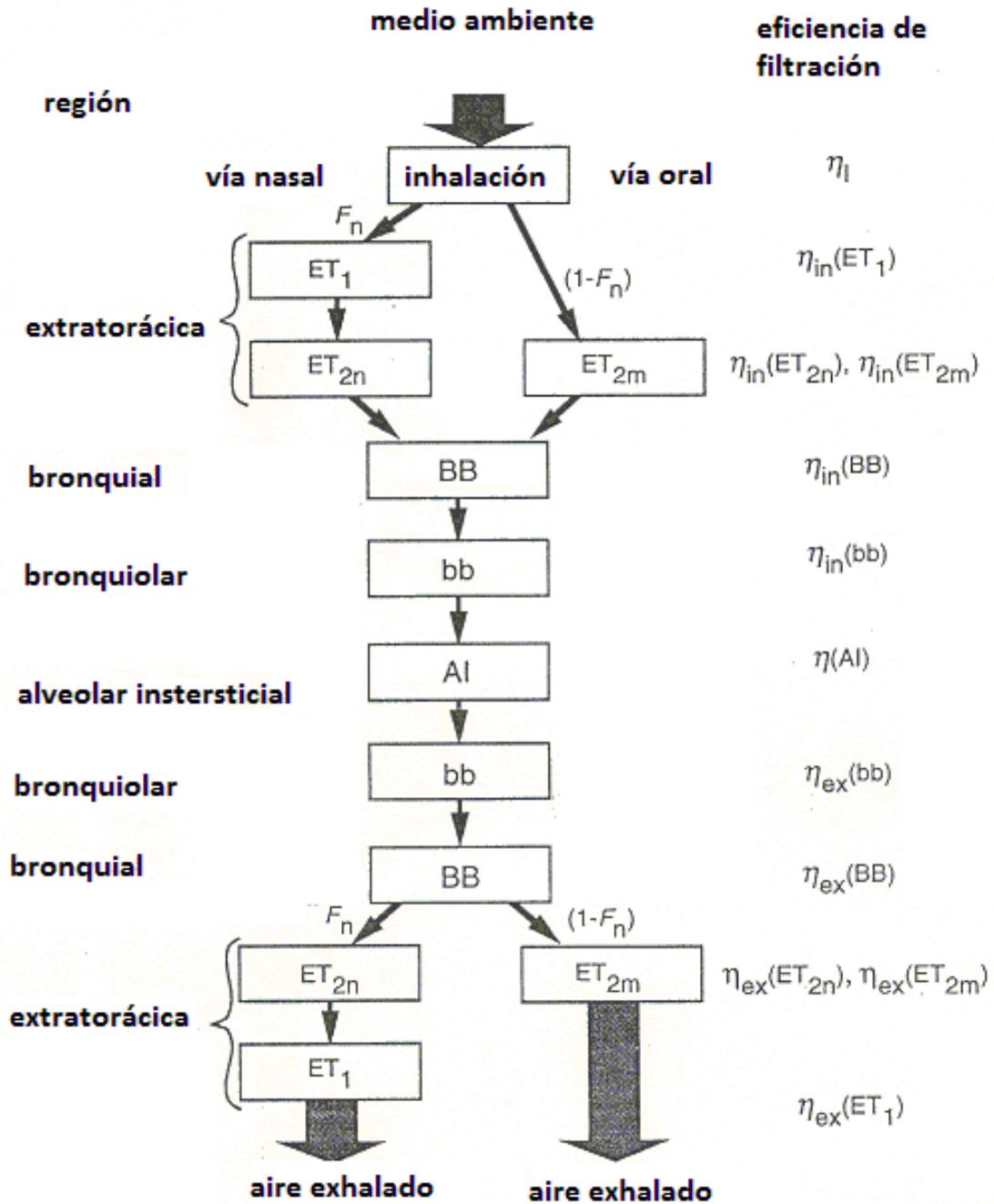


Figura IV.4 Representación empírica de las regiones de depósito de las partículas representadas como filtros.

Cada respiración es representada por un volumen por el flujo de aire que lleva partículas a través de cada región anatómica la cual es representada por uno o más filtros. Cada uno de estos filtros tiene dos parámetros característicos su volumen y su eficiencia total para remover partículas aerotransportadas. Para el filtro j -ésimo estos parámetros se representan por v_j y η_j respectivamente.

El desarrollo del modelo da como resultado las fracciones de depósito en cada una de las regiones del tracto respiratorio para un trabajador de referencia, como función del tamaño de partícula, cuando la inhalación se realiza por la boca o por la nariz. Los valores para la condición de respiración nasal se presentan en las gráficas A y B de la figura IV.5.

Además, se obtienen valores de depósito en función de género y edad, así como los casos de gases y vapores. También se establecen valores de los parámetros anatómicos y fisiológicos que se deben considerar para la aplicación del modelo.

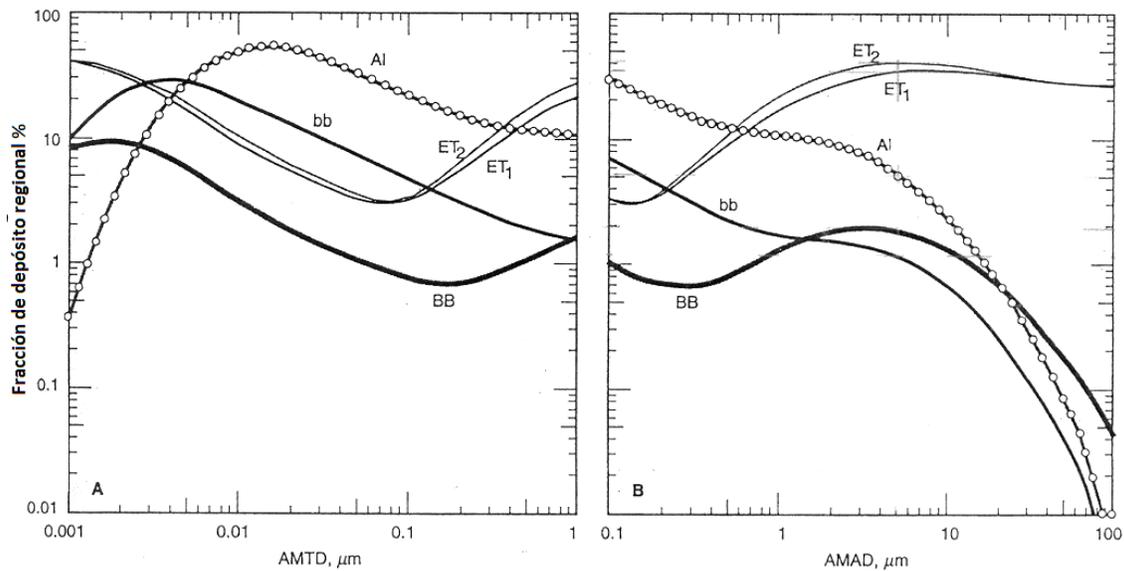


Figura IV.5. Fracciones de depósito en cada región del TR para el trabajador de referencia por respiración nasal.

IV.5.5 Remoción de partículas depositadas en los pulmones.

Se establece un modelo de compartimientos en los cuales se depositan los materiales y desde donde se mueven a diferentes vías (figura IV.6).

Existen 3 vías principales para el desalojo del material depositado en el TR. En la región ET₁ principalmente por mecanismos externos. En las otras regiones existe competencia entre los procesos de transporte de partículas hacia el tracto GI, hacia los nodos linfáticos y la absorción en la sangre. La tasa de remoción debida a cada uno

de estos procesos es función del tiempo en los compartimientos cuyo comportamiento es constante. Las tasas de remoción se consideran independientes de la edad y género. Las fracciones de depósito y tasas de transporte de partículas se presentan en las tablas 4.4 y 4.5. La remoción del material desde las regiones BB y bb incluyen una fase lenta, representada por compartimientos BB_2 y bb_2 . Se considera que la misma fracción del material depositado está sujeto a remoción lenta en ambas regiones y esta fracción lenta (f_s) es dependiente del tamaño de la partícula. También existe una fracción de partículas que permanecen secuestradas en los epitelios de las regiones bb, BB y ET.

La absorción sanguínea es específica del material, actúa en todas las regiones excepto en ET_1 , la tasa de absorción es igual para todas las regiones.

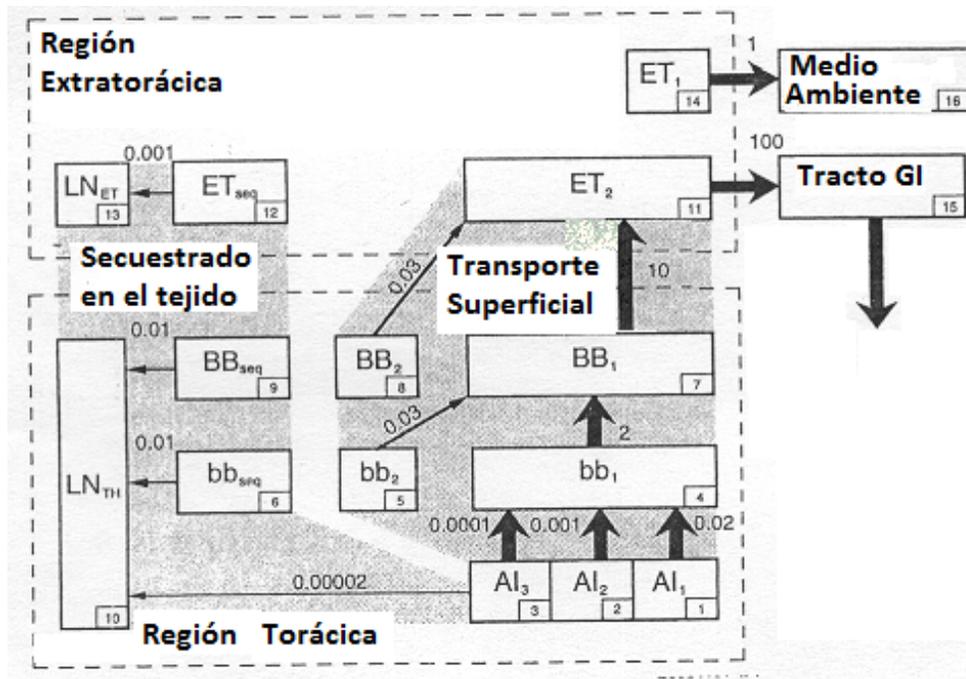


Figura IV.6. Modelo de compartimientos que representa el transporte de partículas desde cada región.

Región de depósito	Compartimiento	Fracción de depósito en la región asignada al compartimiento
ET ₂	ET ₂	0.9995
	ET _{seq}	0.0005
BB	BB ₁	0.993- f_s
	BB ₂	f_s
	BB _{seq}	0.007
Bb	bb ₁	0.993- f_s
	bb ₂	f_s
	bb _{seq}	0.007
Al	Al ₁	0.3
	Al ₂	0.6
	Al ₃	0.1

Figura IV.4 Fracción de material depositado en las regiones del TR

Ruta	Desde	Hacia	Tasa d ⁻¹	Tiempo-medio
m ₁₋₄	Al ₁	bb ₁	0.02	35 d
m ₂₋₄	Al ₂	bb ₁	0.001	700 d
m ₃₋₄	Al ₃	bb ₁	0.0001	7000 d
m ₃₋₁₀	Al ₃	LN _{TH}	0.00002	-
m ₄₋₇	bb ₁	BB ₁	2	8 h
m ₅₋₇	bb ₂	BB ₁	0.03	23d
m ₆₋₁₀	bb _{seq}	LN _{TH}	0.01	70 d
m ₇₋₁₁	BB ₁	ET ₂	10	100 min
m ₈₋₁₁	BB ₂	ET ₂	0.03	23 d
m ₉₋₁₀	BB _{seq}	LN _{TH}	0.01	70 d
m ₁₁₋₁₅	ET ₂	GI _{tract}	100	10 min
m ₁₂₋₁₃	ET _{seq}	LN _{ET}	0.001	700 d
m ₁₄₋₁₆	ET ₁	Medio ambiente	1	17 h

Figura IV.5. Tasas de remoción en los diferentes compartimientos del TR

IV.5.6 Cálculo de dosis

El cálculo de dosis se realiza siguiendo las recomendaciones de la publicación ICRP-60. La dosis equivalente comprometida en un tejido blanco se determina a partir de la energía absorbida por unidad de masa por la radiación emitida desde un órgano fuente. Debido a que la sensibilidad en el TR es variable en las diferentes regiones, se deben usar diferentes valores de ponderación para sumar las dosis. Derivado de varios estudios se recomiendan factores de ponderación. El factor de peso de los pulmones de 0.12 es usado para el cálculo de la dosis comprometida. Los parámetros

de exposición usados para el cálculo de la dosis efectiva por unidad de incorporación vía inhalación para el trabajador de referencia son: 5 μm de AMAD ($\sigma_g=2.5$), 3.5 μm de AMTD, densidad igual a 3.0 g cm^{-3} , factor de forma igual a 1.5, fracción de aire aspirado por la nariz igual a 1 y tasa de respiración de 1.2 m^3/h .

IV.6 Epidemiología

IV.6.1 Definición

La epidemiología, de acuerdo con la Organización Mundial de Salud (WHO) se define como “el estudio de la distribución y los determinantes de estados o eventos (en particular de enfermedades) relacionados con la salud y la aplicación de esos estudios al control de enfermedades y otros problemas de salud (Dos Santos, 1999)”.

La epidemiología estudia la frecuencia de las enfermedades y la variación de dicha frecuencia en distintos grupos de personas; es decir, la relación causa-efecto entre la exposición de un grupo poblacional a un agente nocivo y la enfermedad o daño en ese grupo como consecuencia a dicha exposición.

Entre las causas que originan las enfermedades, muchas de ellas son de origen humano que pueden evitarse, por consiguiente, muchas enfermedades podrían prevenirse si se conocieran sus causas. Los métodos epidemiológicos han sido cruciales para identificar numerosos factores etiológicos (La Etiología es el estudio de las causas de las enfermedades) que, a su vez, han justificado la formulación de políticas sanitarias orientadas a la prevención de enfermedades, lesiones y muertes prematuras.

En particular es de gran interés el conocimiento del detrimento a la salud (definido como el daño total que podría sufrir un grupo expuesto y sus descendientes como resultado de la exposición del grupo a la radiación ionizante) en individuos debido a la exposición a radiaciones ionizantes. Básicamente lo que se desea conocer son los efectos estocásticos debidos a dicha exposición y en particular la incidencia de cáncer.

De una manera más puntual es importante conocer la relación de la aparición del cáncer pulmonar con la dosis efectiva debido a la exposición en ambientes con concentraciones de radón, para esto se han desarrollado estudios basados en las teorías epidemiológicas, las cuales se describen posteriormente.

IV.6.2 Conceptos básicos para la cuantificación de riesgos debido a exposiciones ocupacionales.

De acuerdo con el glosario de seguridad del OIEA (BEIR, 1999) el detrimento debido a la radiación se define como el daño total que podrían experimentar un grupo expuesto a radiación ionizante y sus descendientes.

De acuerdo a la publicación ICRP 60 (Espinosa and Gammage, 1997) el detrimento debido a la radiación es una probabilidad y por tanto puede ser considerada como una medición de riesgo.

En retrospectiva, de acuerdo con la publicación ICRP-26 el detrimento a una población se define matemáticamente como la “esperanza” de casos de daño en función del equivalente de dosis, tomando en cuenta la probabilidad de cada tipo de efecto deletéreo y su severidad.

Ambos parámetros son requeridos para evaluar los factores de riesgo debido a la irradiación ocupacional.

El Detrimento a la salud (G) en un grupo de P personas se expresa como:

$$G = P \sum_i P_i g_i$$

Ec. IV.26

Donde

P_i = la probabilidad del efecto i

g_i = el factor de peso de la severidad del efecto i .

La determinación numérica de los parámetros P_i y g_i están basados en algunas simplificaciones:

El ICRP recomienda dos tipos de procedimientos estadísticos.

El primero está basado en la comparación del grado de seguridad para los trabajadores en instalaciones nucleares comparado con otras industrias.

El segundo es la estimación del riesgo para el detrimento de datos experimentales o estudios epidemiológicos extrapolando a los equivalentes de dosis con límites recomendados.

IV.6.3 Relaciones dosis-respuesta en el intervalo de los límites de exposición ocupacionales.

La principal incertidumbre en la evaluación del riesgo de contraer cáncer por radiación es debido a que el efecto no es específico de la exposición a la radiación. Los diferentes comités e instituciones que han estudiado el tema (ICRP, UNSCEAR, BEIR, etc), han aceptado que no hay alternativa a la hipótesis de que los efectos en el intervalo de dosis bajas son del mismo tipo y severidad por unidad de dosis como los estudiados en el intervalo de altas dosis derivado de estudios experimentales y epidemiológicos de ciertos grupos. Esta aproximación es justificada debido a que no existe un método más adecuado para establecer la relación dosis-respuesta. La publicación ICRP 26, de acuerdo con otros comités recomienda el uso de una relación lineal sin umbral para ser usada en la estimación del riesgo. Aunque en algunos estudios esta relación ha sido descrita como una sigmoide, por lo que haciendo extrapolaciones de los datos obtenidos a altas dosis el riesgo obtenido a bajas dosis podría ser subestimado.

IV.6.4 Epidemiología de la exposición a la radiación

Para estudiar la posibilidad del incremento en la morbilidad o mortalidad entre personas expuestas a radiaciones ionizantes, los epidemiólogos usan una variedad de métodos los cuales pueden ser descritos como estudios de cohortes, estudios de control de casos o estudios anidados.

IV.6.5 Estudios de cohortes

De manera general un estudio de cohortes consiste en la separación de un conjunto de sujetos en dos grupos según se consideren expuestos o no expuestos al factor que se pretende estudiar. Estos dos grupos de individuos o cohortes son seguidos a lo largo del tiempo hasta que desarrollen la enfermedad o estado de salud que constituye el evento en estudio. Para evaluar si la exposición a un factor está asociada a un determinado estado de salud, se compara la incidencia del evento en las dos cohortes (expuestos y no expuestos) a lo largo de un tiempo. Esta comparación puede ser en términos absolutos (diferencia de tasas de incidencia) o en términos relativos (razón de las tasas de incidencia o riesgo relativo). En determinados casos, la exposición a un factor es variable a lo largo del tiempo. El método para analizar esta exposición consiste en

dividir el “tiempo” de esa persona durante su permanencia en el estudio, asignando parte del tiempo a la cohorte de expuestos y parte a la de no expuestos introduciendo así el concepto de persona-tiempo. Existen cohortes de muy diversos orígenes. Una cohorte puede representar desde una muestra de la población general en un lugar determinado geográficamente a un grupo de trabajadores pertenecientes a una industria o un grupo de pacientes con una exposición. Normalmente con el paso del tiempo sus usos se van ampliando y llegan a ser una valiosa fuente de datos para múltiples enfermedades. Otras cohortes que se han utilizado son las llamadas históricas como por ejemplo los supervivientes a la bomba atómica de Hiroshima.

IV.6.6 Estudios de casos y controles

En el estudio de casos y controles, el método de selección de los participantes en el estudio es de alguna manera opuesto al de un estudio de cohortes. En lugar de identificar a los individuos expuestos y no expuestos, los estudios de casos y controles identifican a las personas que han tenido un evento (por ejemplo, el cáncer) y a un grupo de personas que no lo han desarrollado (controles) y que son idealmente una muestra aleatoria de la población general en la que se originaron los casos. Seguidamente

se averigua cuál era el grado de exposición al agente (como la radiación ionizante) de cada individuo con anterioridad a la fecha del evento en los casos y una fecha aleatoria en los controles. El grado de exposición de los casos se compara con el grado de exposición de los controles. Un concepto clave para entender el diseño de este tipo de estudio es que el grado de exposición de los controles representa el grado de exposición de la población general a la que pertenecen los casos. Se compara, por tanto, la exposición en los casos con la exposición en una muestra aleatoria de la población general. Se define a esta población como todos aquellos individuos que de haber desarrollado el evento de interés habrían sido considerados como casos en el estudio.

IV.6.7. Estudio anidado

El diseño anidado incorpora características de ambos estudios, el de cohortes y de casos y controles. Una vez que una cohorte ha sido identificado y seguido es posible conducir un estudio de control de casos dentro del cohorte. Todos los individuos con las enfermedades de interés son comparados con controles de la misma cohorte que no tengan la enfermedad de acuerdo con un criterio de estratificación.

IV.6.8 Grupos de comparación

En ambos casos de estudio, se requiere una base de comparación para evaluar si la morbilidad o mortalidad experimentada por el grupo expuesto difiere de la que hubiera sido esperado sin haber estado expuestos.

En un estudio de cohorte los grupos de comparación son escogidos desde dentro del grupo de estudio o (trabajadores no expuestos del mismo ambiente) o de la población en general.

IV.6.9 Métodos analíticos

La morbilidad y mortalidad del grupo de estudio y el grupo de comparación son comparados calculando la razón de mortalidad estandarizada (SMR) relacionando el efecto observado a un grupo similar no expuesto. Si están disponibles varias categorías de exposición la relación del SMR a la dosis de exposición es analizada para ver si hay un incremento en el SMR conforme aumenta la exposición.

IV.6.10. El modelo de riesgo de la publicación BEIR VI (Biological Effects on Ionizing Radiation)

Algunas de las publicaciones más importantes acerca de los efectos de la exposición a la radiación ionizante son resultado de los estudios realizadas por el Consejo Nacional de Investigación de los Estados Unidos NRC (*National Research Council*). Estos estudios se denominan “Efectos Biológicos de la Radiación Ionizante” (BEIR), en particular la publicación VI se titula “*Health Effects of Exposure to Radon*” y como su nombre lo indica trata específicamente de los riesgos asociados a la exposición de la población al radón (BEIR, 1999).

IV.6.10.1 La base de los modelos de riesgo de BEIR VI

La estimación de riesgo por la exposición al radón es obtenida por la aproximación empírica basada en el análisis de los datos de mineros expuestos al radón. El estudio contempla el análisis empírico de los datos epidemiológicos para desarrollar su modelo de riesgo. Se usaron dos fuentes diferentes de información, los datos de los estudios epidemiológicos de los mineros y los datos de los estudios de casos y controles de radón en interiores y estadísticas de cáncer de pulmón en la población. El estudio se basó en el reporte de Lubín

et al (Lubin et al, 1994, 1995), de 11 estudios de mineros de Colorado, Nuevo México, Francia, Australia, La República Checa, Por Radium, Beaverlodge y Ontario, Canadá: mineros de metales en Suecia, mineros de estaño en China y de fluorita en Canadá. Estos 11 estudios amplían los 4 estudios considerados anteriormente, enriqueciendo la información.

IV.6.10.2 Evaluación del riesgo

Los modelos derivados por el estudio son adecuados para su uso en proyecciones de riesgo de contraer cáncer de pulmón por la exposición al radón, tanto para individuos como para poblaciones completas. Para extender los modelos que fueron desarrollados por los datos de los mineros a la población en general, se hicieron una serie de consideraciones descritas a continuación.

a) Dosimetría de pulmón por la progenie del radón

El comité consideró el valor de un factor adimensional “k” para caracterizar las dosis comparativas en las células pulmonares en minas y el hogar. El comité encontró que las dosis por unidad de exposición en las minas y el hogar son las mismas, es decir el valor del factor “k” resultó ser 1.

b) Extrapolación de riesgos de exposiciones “altas” a “bajas”.

Las exposiciones recibidas por los mineros considerados en los estudios son en promedio, aproximadamente un orden de magnitud mayor que las exposiciones en interiores. Para estimar los riesgos de las exposiciones en interiores fue necesario hacer una consideración acerca de la forma de la relación exposición-riesgo en el intervalo de exposiciones “bajas” de la distribución de exposiciones al radón.

Se seleccionó una relación efecto-exposición lineal sin umbral para las relativamente bajas exposiciones encontradas en interiores. El soporte de esta consideración fueron los estudios de comités previos acerca de los mecanismos de carcinogénesis inducidos por partículas alfa.

c) Tasa de exposición

A exposiciones más altas se encontró evidencia de un efecto inverso efecto-tasa de exposición. Las consideraciones teóricas sugirieron que este efecto no modifica el riesgo para las exposiciones típicas en interiores.

d) Efecto combinado por el tabaco y el radón

El análisis realizado de 6 estudios de mineros considerando el efecto de consumo de tabaco y radón indicaron un efecto de sinergia de las dos exposiciones actuando juntas, dando un efecto submultiplicativo, es decir menor al producto de los dos riesgos, pero mayor a la suma de ambos efectos (OPS, 2010).

e) Riesgos para mujeres

Debido a que los estudios con mineros son básicamente realizados en hombres se consideró la posibilidad de tener un efecto diferente en función del género. Por esto se consideró el factor “k” para mujeres, pero no hubo diferencia. Al no encontrarse diferencias de sensibilidad de cáncer en pulmón en función del género, el modelo se extendió directamente a mujeres.

f) Riesgos asociados en la niñez

Se concluyó que la sensibilidad en función de la edad no difiere a edades mayores a 10 años, habiendo solamente una pequeña diferencia para niños menores a 10 años, donde el factor “k” se modifica en 1.08.

g) Caracterización de los riesgos del radón

Para la realización de sus cálculos se usaron los datos de la mortalidad del cáncer de pulmón en el período de 1985 a 1989 y la prevalencia al tabaco de 1993. Para caracterizar el riesgo a la población se usó el riesgo atribuible (AR). El AR incluye los casos entre fumadores y no fumadores. Para caracterizar los casos individuales, el comité calculó el riesgo relativo en el tiempo de vida (LRR), que describe el incremento relativo en cáncer de pulmón resultante de la exposición al radón en interiores más allá de la exposición a concentraciones de fondo en exteriores.

IV.6.11 El modelo de riesgo de BEIR VI y la modificación por la USEPA.

El comité modeló el exceso de riesgo relativo (ERR), que representa el efecto multiplicativo al exceso de riesgo de cáncer de pulmón más allá de la exposición a valores de fondo. El modelo representa el ERR como una función lineal de la exposición pasada al radón. Este modelo considera con flexibilidad el tiempo transcurrido desde la exposición con la tasa de exposición y con la edad de exposición. La expresión matemática es:

$$ERR = \beta(\omega_{5-14} + \theta_{15-24}\omega_{15-24} + \theta_{25+}\omega_{25+})\phi_{edad}\gamma_z \quad Ec. IV.27$$

Donde

β = la pendiente de la relación riesgo-exposición para las categorías consideradas de referencia.

La exposición a cualquier edad particular tiene 4 componentes:

-La exposición en los últimos 5 años- es excluida como biológicamente no relevante para riesgo de cáncer.

-Posteriormente se consideran 3 ventanas de tiempo denominadas 5-14, 15-24 y mayor a 25. Estas exposiciones son etiquetadas como ω_{5-14} , ω_{15-24} , ω_{25+} respectivamente y cada una tiene su propio nivel relativo de efecto θ . La tasa de exposición también afecta el riesgo, expresado a través del parámetro γ_z . El efecto de un nivel particular de exposición se incrementa conforme decrece la tasa de exposición. El ERR también declina conforme se incrementa la edad, representado por el factor ϕ_{edad} .

Basado en este análisis, se desarrollaron 2 modelos, referidos como el modelo concentración-edad-exposición y el modelo duración-edad-exposición. Estos modelos difieren en el parámetro γ_z .

Los parámetros adoptan los valores que se presentan en la tabla IV.6.

Modelo Exposición-edad-duración		Modelo Exposición-edad-concentración	
Parámetro	Valor	Valor	
β *	0.0055	0.0768	
Coeficientes de tiempo desde la exposición			
θ_{5-14}	1.00	1.00	
θ_{15-24}	0.72	0.78	
θ_{25+}	0.44	0.51	
Edad evaluada			
$\phi_{<55}$	1.00	1.00	
ϕ_{55-64}	0.52	0.57	
ϕ_{65-74}	0.28	0.29	
ϕ_{75+}	0.13	0.09	
Duración de la exposición		Tasa de exposición (WL)	
$\gamma_{<5}$	1.00	$\gamma_{<0.5}$	1.00
γ_{5-14}	2.78	$\gamma_{0.5-1.0}$	0.49
γ_{15-24}	4.42	$\gamma_{1.0-3.0}$	0.37
γ_{25-34}	6.62	$\gamma_{3.0-5}$	0.32
γ_{35+}	10.20	$\gamma_{5.0-15}$	0.17
		$\gamma_{15.0+}$	0.11

Tabla IV.6 Parámetros de los modelos “Exposición-edad-duración” y “Exposición-edad-concentración” para el cálculo del ERR.

* unidades en WLM⁻¹.

Aunque, los dos modelos dan resultados significativamente diferentes cuando se aplican a cálculos de riesgo individuales con niveles de concentración de ^{222}Rn residenciales, el reporte BEIR VI, establece que ninguno de los dos modelos tiene más credibilidad que el otro. Para el propósito de establecer tablas de riesgos individuales se pueden calcular dos conjuntos de tablas de riesgo usando los dos modelos, sin embargo, hay que escoger entre uno de los dos métodos. Para resolver este problema la USEPA en su publicación “*EPA assessment of risks from Radon in homes*” dedujo un solo modelo a partir de los dos anteriores (USEPA, 2003). El modelo de la USEPA para el exceso de riesgo relativo (ERR) se expresa como:

$$e(a) = \beta W * \phi_{edad}(a) \quad \text{Ec. IV.28}$$

Donde

a = edad en años

$\beta = 0.0634$ es la pendiente de la relación riesgo-exposición.

W^* = la suma ponderada de tres ventanas de tiempo:

Desde la exposición, 5-14, 15-24 y 25 años o más antes de la edad de exposición (a).

La exposición en los últimos 5 años no es biológicamente relevante para el CP.

$$W^* = W_{5-14} + \theta_{15-24} W_{5-14} + \theta_{25+} W_{25+} \quad \text{Ec. IV.29}$$

$\theta_{15-24} = 0.78$ y $\theta_{25+} = 0.51$, son los factores de ponderación de las ventanas del tiempo de la exposición. El parámetro $\phi_{edad}(a)$ describe el decremento del exceso de riesgo relativo con el incremento en la edad. La función continua de $\phi_{edad}(a)$ es usada en el cálculo del ERR.

Aunque explícitamente el modelo desarrollado por BEIR VI, no considera explícitamente fumadores y no fumadores el factor modificante para el cálculo de ERR para fumadores es de 0.9 y para no fumadores es de 2, aunque pareciera una incongruencia, el incremento absoluto es mucho mayor en los fumadores con relación a los no fumadores.

La fórmula para el cálculo del riesgo relativo en el tiempo de vida está descrita en el reporte BEIR IV (Espinosa, 1994; Montero et al., 2003). El riesgo de CP en el tiempo de vida está dado como la suma de los riesgos de mortalidad por CP para cada año i :

$$R_e = \sum_{i=1}^{110} \frac{h_i(1+e_i)}{h_i^* + h_i e_i} \prod_{k=1}^{i-1} \exp(-(h_k^* + h_k e_k)) * [1 - \exp(-(h_k^* + h_k e_k))] \quad \text{Ec. IV.30}$$

Donde R_e es el riesgo en el tiempo de vida de CP bajo un patrón de exposición dado; h_i y h_i^* son las tasas de mortalidad por CP y la tasa de mortalidad general respectivamente, para la edad i , e_i es el exceso de riesgo relativo debido a la exposición al radón a la edad i (ecuación 1). Para efectos de comparación con otros estudios se considera un tiempo de vida de 110 años.

El cálculo del riesgo en el tiempo de vida depende entre otros de las tasas de mortalidad h_i y h_i^* . De acuerdo con la publicación BEIR VI se considera que la tasa de mortalidad por CP en fumadores con respecto al género es de 14 veces mayor para fumadores en hombres y 12 veces en mujeres.

El riesgo relativo en el tiempo de vida (LRR) se define como:

$$LRR = \frac{R_e}{R_0} \quad \text{Ec. IV.31}$$

Donde R_0 es el riesgo base, es decir el riesgo en el tiempo de vida de CP cuando el individuo se expone al nivel de fondo del ^{222}Rn o a niveles iguales al exterior.

El *LRR* describe el incremento proporcional en el riesgo de CP, por exposición al ^{222}Rn a niveles superiores al nivel de fondo en exteriores.

Para realizar interpretaciones de dosis y estudios sobre efectos biológicos y de salud pública debidos al radón intramuros; se recomienda revisar las siguientes publicaciones: BEIR-VI, UNSCEAR, USEPA, EUROATOM, entre otros. Siendo éste un problema global de salud pública, cada país debería tener instituciones dedicadas al estudio, medición, control y mitigación, del radón intramuros en casas, edificios, lugares de trabajo, instalaciones preescolares, y escuelas. Así como establecer las normas y recomendaciones sobre las concentraciones de radón intramuros.

*El hombre libre que vive entre los ignorantes,
trata cuanto le es posible de evitar sus beneficios*

Ética
Baruch Spinoza

Capítulo V

Cálculo de dosis y riesgo radiológico por radón intramuros.

(Cálculo y evaluación de dosis, riesgo radiológico, y epidemiología de cáncer pulmonar, en base a los datos de concentración de radón intramuros en México.)

V.1.1 Mediciones de radón en la República Mexicana

La evaluación de las concentraciones de actividad de radón en interiores es del mayor interés desde el punto de vista de salud pública, debido a la dosis de radiación en la población por la exposición al radón. Tanto la EPA (Agencia de protección ambiental de los EU) como la comunidad europea entre otros, invierten recursos importantes para realizar mediciones de niveles de radón en interiores, en hogares, lugares de trabajo y áreas donde se concentra la gente para transportarse y divertirse entre otras. No hay duda de que la exposición ocupacional a la radiación en lugares como las minas, son del mayor interés. Sin embargo, otros lugares de trabajo como oficinas, bancos, hospitales, escuelas y en general lugares de cerrados también deben ser considerados para ser evaluados en cuanto a la exposición laboral. El ICRP y la Unión

Europea han recomendado la evaluación de estos lugares de trabajo.

En México ya se han llevado a cabo estudios de mediciones de radón en hogares en diferentes regiones geográficas del país, en lugares de trabajo, escuelas, kindergarten, y guarderías infantiles, pirámides, cuevas de diferentes partes de la República Mexicana. (Espinosa and Gammage, 1997; 1998; 1999; Espinosa et al, 2009).

V.1.2 Distribución geográfica de las mediciones

La República Mexicana (INEGI, 2012) tiene una gran variedad geográfica y geológica, con un área de 1'967,183 km². Algunas de sus ciudades se encuentran a más de 2,000 m de altitud y cuenta con extensas zonas desérticas y tropicales, La costa oeste presenta altos niveles de actividad sísmica y la costa este presenta una actividad anual de huracanes muy importante.

La población actual de México es de 120'000,000 de personas de acuerdo con el censo de 2015, de los cuales aproximadamente el 22% está concentrado en el centro del país, abarcando la ciudad de México y la zona conurbada del Estado de México. Para propósito de la distribución de las mediciones, se dividió el área de la

República Mexicana en 8 regiones: I) El estado de Chihuahua (14.6 %); II) Centro-Norte (35%); III) Centro-Sur (24.3 %); IV) Sureste (5%); V) Sur (3.1%); VI) Noreste (6%); VII) Noroeste (2.4%) y VIII) Oeste (10%). Se realizaron mediciones en 24 de los 32 estados con 288 puntos de medición en 26 ciudades. Las ocho regiones se muestran en la figura V.1. (Espinosa et al, 2009)



Figura V.1 División regional con propósitos de la medición de radón intramuros en lugares de trabajo

Las regiones Centro-Sur y Centro-Norte incluyen la ciudad de México y el estado de México que son, los dos lugares más poblados del país, en estas regiones se realizaron el 59.3 % de las mediciones realizadas, por su importancia poblaciones y comercial. Las mediciones de concentración de radón en lugares de trabajo se

realizaron durante 4 períodos de tres meses cada una, coincidiendo con las estaciones del año. Se colocaron 2 detectores en cada lugar para obtener dos mediciones independientes de cada sitio. Las oficinas en las cuales se hicieron las mediciones tienen un horario laboral de las 8 am a las 7 pm, seis días a la semana. Los sistemas de aire acondicionado trabajan las 12 horas de oficina. Las oficinas seleccionadas para hacer las mediciones tienen arquitectura, materiales de construcción y antigüedad similares, para minimizar las diferencias debidas a características de construcción.

V.1.3 Método experimental

Para realizar las mediciones de radón se usó el Método pasivo de Trazas Nucleares (MTN) aplicando procedimiento estándar y protocolos muy bien establecidos, desarrollado en el Proyecto de Aplicaciones de la Dosimetría (PAD) del Instituto de Física de la UNAM (IFUNAM). Se usaron detectores de policarbonato (CR-39[®] Lantrack[®]).

Posteriormente, los detectores se atacan químicamente para hacer visibles (revelar) las trazas latentes. Este ataque químico se hace con una solución 6.25M de KOH, a una temperatura de $60 \pm 1^\circ\text{C}$, con un tiempo de grabado de 18 horas. Después de grabados

químicamente los detectores, se enjuagan con agua destilada, y son secados en papel desecante, teniendo cuidado de no rayarlos. Después de estos pasos, la información de la exposición del radón ha sido registrada permanentemente por los detectores.

Posteriormente los detectores son leídos mediante un microscopio óptico, y Analizados un sistema automático de imágenes digitales (DIAS) y los datos fueron analizados usando una hoja de cálculo comercial.

El sistema de detección fue calibrado en la cámara de radón del Laboratorio Nacional de Oak Ridge (USA), y verificado periódicamente en la cámara de radón del Proyecto de Aplicaciones de la Dosimetría del IFUNAM.

V.1.4. Resultados encontrados

En la Tabla V.1 se presentan los valores mínimos, máximos y promedios, medidos en lugares de trabajo de las 8 regiones establecidas, y en la Tabla V.2 se presentan los valores de concentración de radón en lugares de trabajo en ciudades con más de 300,000 habitantes (Espinosa et al, 2009).

V.1.5. Comparación de los resultados con mediciones en hogares

Los valores medidos de concentración de radón en los lugares de trabajo escogidos, comparados con los valores publicados en hogares de la República Mexicana en las mismas regiones son menores. En el área metropolitana el valor promedio fue de 28 Bq/m³ y en hogares de 123 Bq/m³; En Guadalajara (Jalisco) 80 Bq/m³ contra 160 Bq/m³; Monterrey (Nuevo León) 42 Bq/m³ contra 69 Bq/m³.

ID	Región	Promedio (Bq m ⁻³)	Mínimo (Bq m ⁻³)	Máximo (Bq m ⁻³)
I	Chihuahua	44 ± 27	LID	145
II	Centro-Norte	34 ± 21	LID	113
III	Centro-Sur	23 ± 18	LID	153
IV	Sureste	61 ± 35	18	128
V	Sur	24 ± 12	24	55
VI	Noreste	42 ± 12	23	76
VII	Noroeste	66 ± 23	37	112
VIII	Oeste	57 ± 39	16	197

Tabla V.1 Concentraciones de radón en lugares de trabajo, medidas en las 8 regiones de la República Mexicana

ID		Región	Promedio (Bq m ⁻³)	Mínimo (Bq m ⁻³)	Máximo (Bq m ⁻³)
I	Chihuahua	Chihuahua	62 ± 28	22	145
	Ciudad Juárez		28 ± 14	LID	69
II	Distrito Federal	Centro-Norte	22 ± 13	LID	69
	Estado de México		42 ± 20	LID	113
	Hidalgo		55 ± 25	23	94
III	Distrito Federal	Centro-Sur	20 ± 13	LID	57
	Estado de México		26 ± 10	LID	50
	Guerrero		44 ± 54	16	153
	Morelos		34 ± 11	17	54
IV	Quintana Roo	Sureste	107 ± 12	100	128
	Tabasco		27 ± 7	18	34
	Chiapas		33 ± 3	30	36
	Yucatán		77 ± 10	65	93
V	Oaxaca	Sur	38 ± 14	24	55
	Veracruz		30 ± 6	25	38
VI	Nuevo León	Noreste	42 ± 12	23	76
	Coahuila		43 ± 10	36	55
	Tamaulipas		42 ± 14	24	70
VI I	Sinaloa	Noroeste	46 ± 8	37	56
	Sonora		74 ± 15	52	88
VI II	Aguascalientes	Este	60 ± 25	19	86
	Colima		41 ± 17	25	59
	Guanajuato		34 ± 15	16	64
	Jalisco		80 ± 60	23	197
	Michoacán		51 ± 31	18	84
	San Luis Potosí		60 ± 31	27	104

Tabla V.2. Niveles de radón en lugares de trabajo:
promedio, máximos y mínimos
en ciudades con más de 300,000 habitantes.

V.2.1 Dosimetría de Pulmón

El ^{222}Rn y su progenie presente en el aire entran en las vías respiratorias del ser humano a través de la respiración, y se depositan en ellas. Debido a la distribución de la progenie del ^{222}Rn en las vías aéreas del pulmón, estas fuentes contribuyen importantemente a la dosis absorbida en la vecindad de la trayectoria de las partículas alfa emitidas por el ^{218}Po y el ^{214}Po . Conforme a datos epidemiológicos, el cáncer de pulmón es principalmente broncogénico y se genera principalmente en las primeras cinco generaciones del árbol bronquial. Para realizar los cálculos de energía depositada generalmente es considerado el depósito uniforme de las fuentes en las capas celulares y las capas mismas completas como la fuente también. Un caso más real es el depósito puntual y discreto en las diferentes y más importantes capas bronquiales (BB) y bronquiolares (bb). Tomando en cuenta lo anterior hemos calculado la energía promedio depositada en las capas celulares blanco más importantes de las principales generaciones bronquiales y bronquiolares, considerando el depósito puntual de la progenie del ^{222}Rn en la pared epitelial de las capas celulares fuente. Desde su ubicación el material fuente irradia las células vecinas en todas direcciones. El cálculo se realiza a través del método de Monte Carlo con el programa MCNPX[®]. El objetivo es calcular la dosis absorbida en las diferentes capas celulares en

función de la actividad depositada en las vías aéreas para obtener el equivalente de dosis efectiva.

V.2.2. Consideraciones Básicas

El propósito de los cálculos dosimétricos es evaluar las “dosis” para cada uno de los tejidos del tracto respiratorio que son considerados en riesgo debido a la exposición de los materiales radiactivos inhalados. Los principales tejidos blanco de interés en el tracto respiratorio son los epitelios de los bronquios y bronquiolos de las 15 primeras generaciones en el árbol bronquio-bronquiolar. Las dosis absorbidas en los tejidos blanco (T) son obtenidas tomando en cuenta los materiales radiactivos depositados en el tejido fuente (S). El equivalente de dosis en el tejido T está determinado por el producto de dos factores:

- a) El número total de transformaciones del radionúclido depositado en el tejido S integrado en un cierto período de tiempo t , después de la incorporación.
- b) La energía absorbida por unidad de masa en el tejido T, modificado por el producto del factor de peso del tipo de radiación, para cada emisión radiactiva por transformación en el tejido S.

En el caso de la radiación de corto alcance no existe uniformidad espacial de la fuente radiactiva en relación a las células blanco. En el caso de la radiación alfa (así como para electrones de baja energía) la dosis impartida será muy alta en la vecindad de donde se localiza el material radiactivo y prácticamente cero en tejidos más alejados de la vecindad de la trayectoria de la partícula. Sin embargo, para efectos de los cálculos se considera que el material fuente está distribuido uniformemente en la superficie aérea. Se considera que el efecto estocástico en el tejido blanco es proporcional al promedio de dosis recibido por la población celular como un todo (ICRP 1977, 1981). La dosis absorbida promedio es considerada independiente del grado de localización de la fuente en la superficie de la vía aérea.

V.2.3 Método experimental y modelación

Se usó el método de Monte Carlo para calcular las fracciones de energía depositadas en cada capa celular blanco de interés, para cada una de las 15 generaciones bronquiales y bronquiolares. Se utilizó el código MCNPX® para realizar los modelos. Cada generación bronquial y bronquiolar se modeló como un cilindro con varias capas celulares, los átomos de los radionúclidos progenie del

radón son depositados en las paredes internas del “cilindro”, en la capa “rápida” (mucus) y “lenta” (capa ciliar).

Para obtener las fracciones de energía absorbidas en la región BB y bb $AF(BB \leftarrow S)_R$ y $AF(bb \leftarrow S)_R$. Se consideraron fuentes puntuales depositadas a lo largo de la pared interior de cada una de las 15 vías aéreas de las regiones BB y bb. Los “cilindros” se definieron en un sistema coordinado tridimensional, las fuentes radiactivas puntuales se ubicaron en las capas de mucus y capas internas ciliares.

Se usaron las dimensiones morfométricas para los epitelios bronquiales y bronquiolares generacionales definidas en la publicación ICRP 66. En el caso de la región BB se consideraron 6 capas, la más externa es la capa subepitelial con espesor de 500 μm

Las dimensiones de los diámetros y longitudes para cada una de las generaciones son las presentadas en la tabla 4.2, las capas y espesores celulares para las regiones BB y bb se presentan en la Tabla V.3.

Se consideraron fuentes de partículas alfa de 6 y 7.69 MeV (del ^{218}Po y ^{214}Po) respectivamente y 2×10^5 partículas alfa desde las fuentes a las capas blanco.

Región	Capa celular					
	Tejido subepitelial (μm)	Núcleo de células basales (blanco) (μm)	Núcleo de células secretoras (blanco) (μm)	Subciliar (μm)	Ciliar (fuente) (μm)	Mucus (fuente) (μm)
BB	500	20	30	10	6	5
bb	20	-	15	4	4	2

Tabla V.3. Espesores de las capas celulares de las regiones Bronquiales (BB) y bronquiolares (bb)

En el Apéndice A se presenta el programa de la generación 1 (BB), para la energía de las partículas alfa de 6 MeV.

V.2.4 Resultados de estos cálculos.

Los valores promedio de las fracciones de energía absorbidas en las capas de células secretoras en las primeras 8 generaciones de la región BB, exceptuando la tráquea considerando partículas alfa de 6 y 7.69 MeV de radionúclidos fuente depositados en las capas lenta y rápida (mucus y cilios) se presentan en la Tabla V.4.

Capa celular Blanco(T)	BBsec ICRP	BBsec Este trabajo		BBsec ICRP	BBsec Este trabajo	
Fuente(S)	(Rápido) mucus	(Rápido) mucus		(Lento) mucus	(Lento) mucus	
Energía (MeV)	Fracción depositada	Fracción depositada	Diferencia (%)	Fracción depositada	Fracción depositada	Diferencia (%)
6	0.249	0.236	5	0.272	0.271	0.2
7.69	0.353	0.326	8	0.355	0.336	5

Tabla V.4. Fracciones de energía depositadas en las capas celulares secretoras de la Región BB, para partículas alfa de 6 y 7.69 MeV.

Los valores promedio de las fracciones de energía absorbidas en las capas de células basales en las primeras 8 generaciones de la región BB, exceptuando la tráquea considerando partículas alfa de 6 y 7.69 MeV de radionúclidos fuente depositados en las capas lenta y rápida (mucus y cilios) se presentan en la Tabla V.5.

Capa celular Blanco (T)	BBbas ICRP	BBbas Este trabajo		BBbas ICRP	BBbas Este trabajo	
Fuente (S)	(Rápido) mucus	(Rápido) mucus		(Lento) mucus	(Lento) mucus	
Energía (MeV)	Fracción depositada	Fracción depositada	Diferencia (%)	Fracción depositada	Fracción depositada	Diferencia (%)
6	0.0217	0.0045	>>	0.005	4.2 e-8	>>
7.69	0.0893	0.0812	9	0.0857	0.0855	<1

Tabla V.5 Fracciones de energía depositadas en las capas celulares basales de la Región BB, para partículas alfa de 6 y 7.69 MeV

Los valores promedio de las fracciones de energía absorbidas en las capas de células basales en las primeras 8 generaciones de la región BB, exceptuando la tráquea considerando partículas alfa de 6 y 7.69 MeV de radionúclidos fuente depositados en las capas lenta y rápida (mucus y cilios) se presentan en la Tabla V.6.

Capa celular Blanco (T) Fuente (S)	bbsec ICRP (Rápido) mucus	bbsec Este trabajo (Rápido) mucus		bbsec ICRP (Lento) mucus	bbsec Este trabajo (Lento) mucus	
Energía (MeV)	Fracción depositada	Fracción depositada	Diferencia (%)	Fracción depositada	Fracción depositada	Diferencia (%)
6	0.214	0.201	6	0.217	0.201	7
7.69	0.172	0.160	7	0.173	0.163	6

Tabla V.6. Fracciones de energía depositadas en las capas celulares basales de la Región bb, para partículas alfa de 6 y 7.69 MeV

V.3.1 Epidemiología del cáncer de pulmón en México

Desde principios del siglo XX los efectos nocivos de la radiación ionizante han sido motivo de preocupación en el ámbito científico. Diversas instituciones internacionales y locales como la Comisión Internacional en Protección Radiológica (ICRP, 1928) y el Consejo Nacional en Protección Radiológica y Mediciones (NCRP, 1929, US) se han enfocado en el estudio de la protección a las radiaciones

ionizantes. Otros organismos como el Comité Científico sobre los Efectos de la Radiación Atómica (UNSCEAR) establecido por la ONU (1955) se han creado con el fin de estudiar los efectos de la radiación en la población humana y el medio ambiente.

La dosis absorbida por la radiación ionizante (D_{abs}) en el sistema respiratorio da como resultado que exista el riesgo de contraer cáncer pulmonar. La relación del riesgo de cáncer pulmonar ha sido calculada en varios estudios en función de las concentraciones de ^{222}Rn en el aire. Los valores del riesgo de cáncer pulmonar (CP) debido al radón difieren dependiendo de las características particulares de las poblaciones estudiadas. El principal causante de CP es el tabaquismo (Franco et al, 2006; Kuri et al., 2006; Tovar et al, 2002; Tovar et al, 2005), por lo cual se debe conocer el riesgo de CP por este agente para calcular el riesgo de CP por radón. Para calcular el riesgo de CP por radón se toman en cuenta las concentraciones promedio de radón publicadas para México, así como las cohortes poblacionales expuestas y las tasas de mortalidad por CP por edad y género publicados en el período del año 1980 al 2000.

V.3.2. Materiales y Métodos

Materiales. Diferentes grupos científicos y técnicos han realizado mediciones de concentraciones de ^{222}Rn en interiores, en hogares en todo el territorio de la República Mexicana con diferentes métodos de medición. Las diferentes características geográficas regionales en la República Mexicana dan como resultado que los valores de concentración de ^{222}Rn , sean en promedio de hasta 225 Bq/m³. El promedio nacional es de 83.3 Bq/m³, los resultados de diferentes estudios se presentan en la Tabla V.7.

Se consideran las tasas de mortalidad por CP en la población mexicana publicadas por la Secretaría de Salud, así como las tasas de mortalidad por CP por quinquenio, edad de fallecimiento y cohorte de nacimiento entre el año 1980 al 2000 presentadas en la Tabla V.8 para hombres y mujeres respectivamente. También se toman en cuenta las pirámides poblacionales publicadas por la CONAPO para el cálculo de la tasa de mortalidad por CP por intervalo de edades (CONAPO, 2012).

Métodos. El método usado para el cálculo del exceso de riesgo relativo ERR y el riesgo relativo en el tiempo de vida LRR es el desarrollado en el reporte BEIR VI y modificado por la USEPA descrito en la sección IV.7.5.

Ciudad/Estado	^{222}Rn (Bq/m ³)	Referencia
Aguascalientes,	61	Espinosa et al (1999)
Aguascalientes	(39-130)	
Aldama,	225	Colmenero et al (2004)
Chihuahua	(29-448)	
Chihuahua, Chihuahua	135	Espinosa et al (1999)
	(42-273)	
Guadalajara, Jalisco	117	Espinosa et al (1999)
	(37-190)	
Hermosillo,	91	Espinosa et al (1999)
Sonora	(27-157)	
León,	67	Espinosa et al (1999)
Guanajuato	(20-130)	
Cd. de México	34 (4-296)	Segovia et al (1993)
Cd. de México	90 (55-300)	Martínez et al (1998)
Cd. de México	97 (45-280)	Espinosa et al (1999)
Cd. de México	74 (41-136)	Franco-Marina et al (2003)
Monterrey, Nuevo León	97	Espinosa et al (1999)
	(45-280)	
Morelia, Michoacán	45	Espinosa et al (1999)
	(4-165)	
Pachuca,	120	Espinosa et al (1999)
Hidalgo	(20-187)	
Puebla,	54	Segovia et al (1993)
Puebla	(48-60)	
Puebla,	72	Espinosa et al (1999)
Puebla	(49-101)	
Querétaro, Querétaro	61	Espinosa et al (1999)
	(4-163)	
San Luis Potosí,	49	Espinosa et al (1999)
San Luis Potosí	(4-148)	
Toluca, estado de México	47	Gasó et al (2005)
	(11-440)	
Zacatecas, Zacatecas	46	Segovia et al (1993)
	(14-86)	

Tabla V.7. Resultados de mediciones de concentraciones de ^{222}Rn en diferentes lugares de la República Mexicana, llevadas a cabo por diferentes grupos científicos e instituciones.

Quinquenio/hombres				
Edad de fallecimiento	1980-84	1985-89	1990-94	1995-99
30-34	0.69	0.78	0.92	0.73
35-39	1.51	1.38	1.56	1.37
40-44	3.25	3.40	3.33	2.73
45-49	8.48	7.45	6.50	5.96
50-54	17.49	18.56	16.28	13.10
55-59	30.35	34.29	31.94	27.33
60-64	53.08	62.35	59.23	52.01
65-69	77.02	96.52	95.30	87.88
70-74	126.00	137.12	137.12	134.47
75-79	150.42	208.72	208.72	206.37
Quinquenio/mujeres				
Edad de fallecimiento	1980-84	1985-89	1990-94	1995-99
30-34	0.62	0.70	0.54	0.41
35-39	1.13	1.21	1.16	0.99
40-44	2.38	2.40	2.26	1.95
45-49	4.47	4.22	3.81	3.88
50-54	7.62	8.37	7.40	6.49
55-59	11.77	14.84	12.92	11.55
60-64	20.06	21.27	22.04	19.36
65-69	29.56	33.11	32.89	32.36
70-74	43.53	45.83	46.88	45.86
75-79	61.7	75.26	73.63	73.63

Tabla V.8 Tasa de mortalidad por cáncer de pulmón por quinquenio y edad de fallecimiento en México 1980-2000.

V.3.3. Resultados

Se calcula el ERR para las concentraciones de ^{222}Rn , desde 0 hasta 1000 Bq/m³, para el caso de fumadores y no fumadores, en particular se calcula el ERR para la concentración de ^{222}Rn , de 83 Bq/m³, dando los valores representados en las Figuras V.2 y V.3.

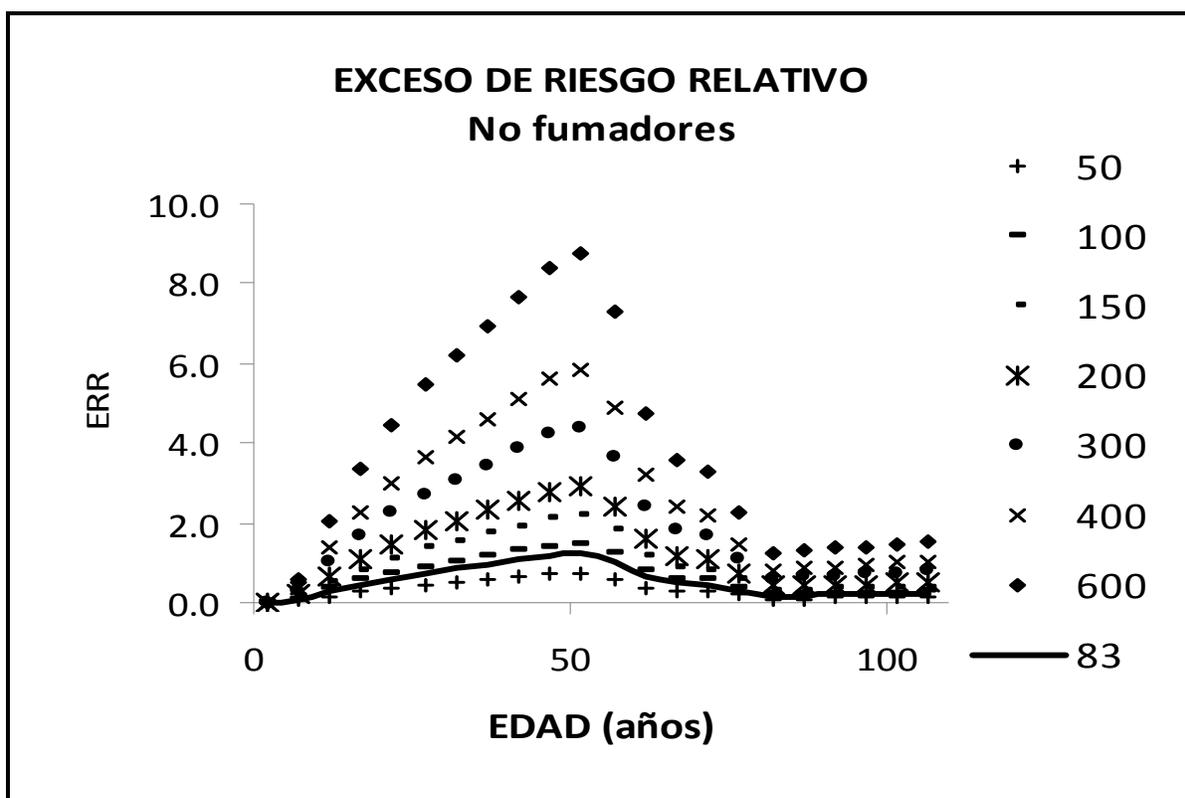


Figura V.2. Exceso de riesgo relativo en función de la edad para varias concentraciones de ^{222}Rn para no fumadores.

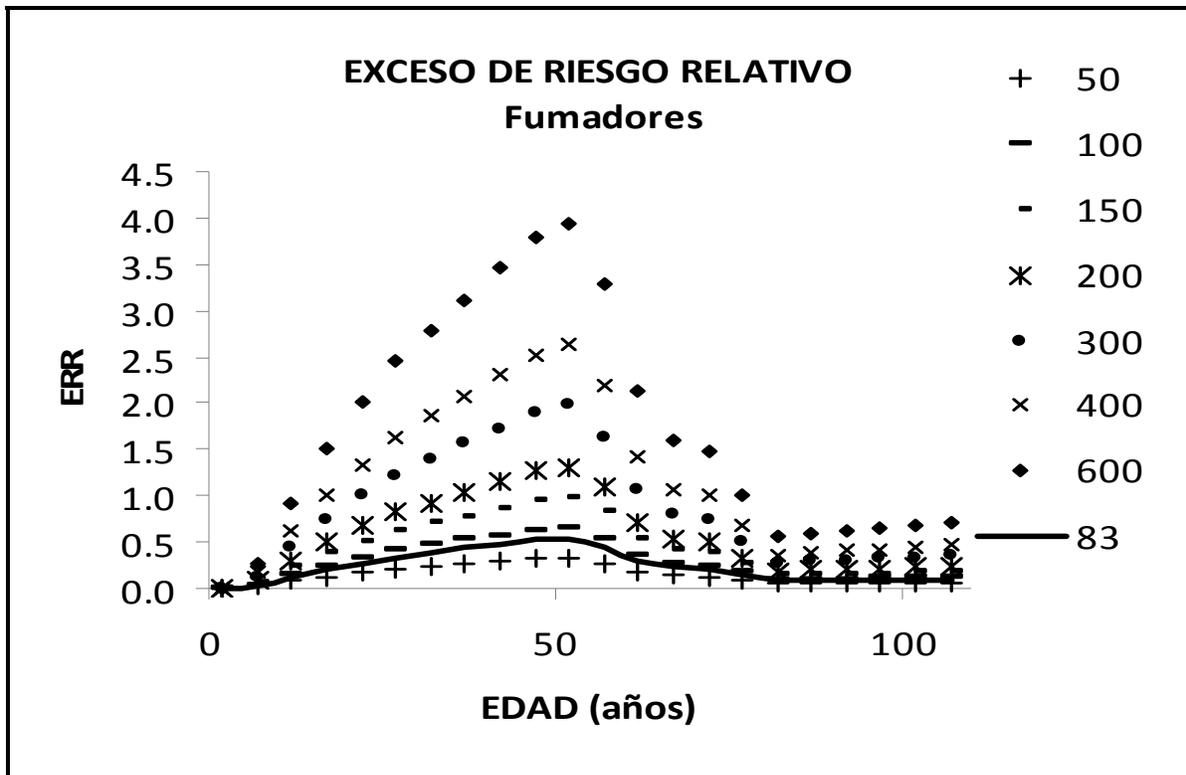


Figura V.3. Exceso de riesgo relativo en función de la edad para varias concentraciones de ^{222}Rn para fumadores.

Teniendo como base los datos del ERR en función de la edad para las concentraciones de radón para la condición de fumadores y no fumadores del sexo masculino, se calcula el riesgo de mortalidad R_e para las concentraciones de radón citadas con anterioridad evaluando la ecuación IV.29. Los valores obtenidos para R_e y LRR se presentan en la tabla V.9. Análogamente se calculan los valores de R_e y LRR para las mismas condiciones para el sexo femenino, los valores obtenidos se presentan en la tabla V.10.

Exposición (Bq/m ³)	Hombres			
	No fumadores		Fumadores	
	<i>R_e</i>	<i>LRR</i>	<i>R_e</i>	<i>LRR</i>
0	0.0018	1	0.0254	1.0000
50	0.0023	1.241	0.0281	1.1049
83	0.0025	1.400	0.0299	1.1737
100	0.0027	1.482	0.0308	1.2090
150	0.0031	1.722	0.0334	1.3122
200	0.0036	1.962	0.0360	1.4146
300	0.0044	2.442	0.0411	1.6171
400	0.0053	2.921	0.0411	1.6171
600	0.0070	3.874	0.0561	2.2060
800	0.0088	4.822	0.0658	2.5841
1000	0.0105	5.765	0.0751	2.9515

Tabla V.9 Riesgo en el tiempo de vida (R_e) y riesgo relativo en el tiempo de vida de la mortalidad por CP para varias concentraciones de radón para hombres fumadores y no fumadores

Exposición (Bq/m ³)	Mujeres			
	No fumadoras		Fumadoras	
	<i>R_e</i>	<i>LRR</i>	<i>R_e</i>	<i>LRR</i>
0	0.0008	1.000	0.009	1.0000
50	0.0010	1.265	0.010	1.1179
83	0.0011	1.440	0.011	1.1955
100	0.0012	1.530	0.011	1.2354
150	0.0014	1.795	0.012	1.3525
200	0.0016	2.059	0.014	1.4692
300	0.0020	2.588	0.016	1.7014
400	0.0024	3.116	0.018	1.9320
600	0.0032	4.170	0.022	2.3887
800	0.0040	5.222	0.026	2.8394
1000	0.0048	6.271	0.030	3.2842

Tabla V.10 Riesgo en el tiempo de vida (R_e) y riesgo relativo en el tiempo de vida (LRR) de la mortalidad por CP para varias concentraciones de radón para mujeres fumadoras y no fumadoras

Los valores de LRR para hombres y mujeres fumadores y no fumadores se presentan en la figura V.4

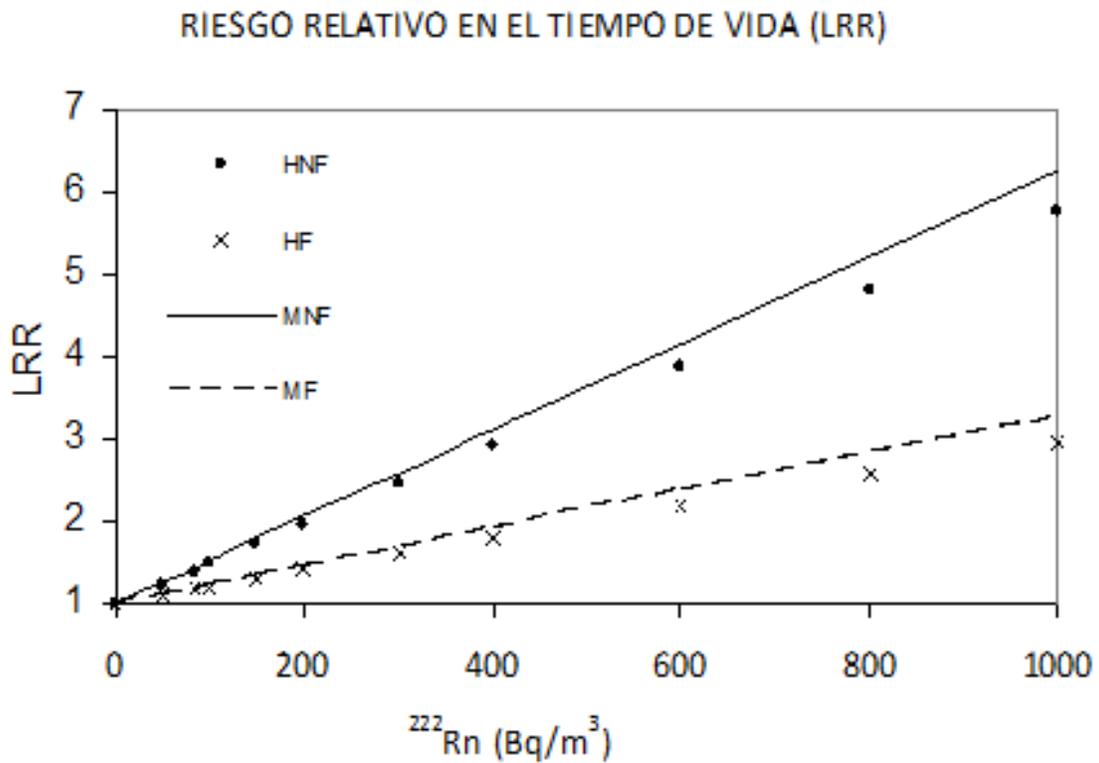


Figura V.4 Riesgo relativo en el tiempo de vida (LRR) para varias concentraciones de ^{222}Rn en ambos géneros (H,M) considerando la condición de fumadores y no fumadores (F,NF).

*El conocimiento del efecto
depende del conocimiento de la causa y la cubre*

Ética
Baruch Spinoza

Capítulo VI

Remediación - Mitigación

VI.1 Introducción

Como es sabido, está bien establecida la relación existente entre el riesgo de contraer cáncer de pulmón y la presencia de radón en ciertas concentraciones tanto en lugares de trabajo como en hogares. En algunos países avanzados como los EEUU se han realizado estudios epidemiológicos cuyos resultados indican que el radón es responsable de 36,000 muertes por cáncer de pulmón cada año (USEPA, 2003). Se sabe que el radón es el principal responsable natural de la generación de cáncer de pulmón en los EEUU y el segundo agente, después del tabaquismo y la causa principal de cáncer de pulmón en no-fumadores. México podría no ser la excepción y cada vez se van adicionando más estudios de las concentraciones de radón en la República Mexicana.

El primer paso para decidir acciones en torno al problema es la conciencia del mismo, tanto de las autoridades de salud pública como de la misma población. En segundo lugar, el conocimiento de cuáles son las regiones de la República Mexicana y construcciones con niveles de radón importantes.

La vía para reducir los casos de cáncer de pulmón es la reducción en la concentración de radón en los lugares de interés. Para esto, se hacen programas de mitigación [RPII, 2012] y reducción los cuales requieren de una serie de condiciones técnicas, sociales, económicas y políticas para su realización.

VI.2 Condiciones actuales en diferentes países

VI.2.1 Estados Unidos

Es uno de los países más avanzados en el control y protección de la población en cuanto al radón en residencias. Los niveles de concentración de radón no son obligatorios, son sólo orientativos y el nivel de acción establecido es de 148 Bq/m³.

En cada estado de la Unión Americana se establecen sus propias normas, no habiendo una norma para todo el país, cada estado tiene plena capacidad jurídica para dictar su propia legislación. La agencia gubernamental encargada de emitir recomendaciones al respecto es la Agencia de Protección Ambiental (USEPA).

En 1988 se aprobó el acta de eliminación del radón interior (*Indoor Radon Abatement Act, IRAA*), en dicha acta se establece que el aire

en interiores debe de tener la misma concentración de radón que en el exterior. Hasta 2008 menos de la mitad de los estados habían legislado sobre la regulación de las licencias de mitigación, códigos técnicos de edificación o mediciones en escuelas y guarderías. La actividad legislativa en diferentes estados se centra sobre todo en establecer los estándares de calidad sobre cómo y quiénes pueden medir radón en las casas, así como la información que las empresas de medición deben transmitir a las autoridades. Un ejemplo de ello es Nueva York, donde semestralmente se deben enviar a la autoridad estatal los informes de las casas medidas con los resultados de dichas mediciones y la información sobre las casas con trabajos realizados para su mitigación.

La mayoría de las actividades de mitigación provienen de actividades de compraventa de casas, aunque cabe mencionar que esto no es una práctica mandatoria. Considerando las casas construidas entre 2001 y 2005 sólo el 7% de ellas incorporaron medidas protectoras frente el radón. De los estudios y mediciones realizadas se ha encontrado que el 20% de las escuelas tienen una o más aulas con concentraciones superiores a 150 Bq/m³.

En 2011 se emitió el documento “Protegiendo a las familias y gente del radón, Un Plan de acción Federal para salvar vidas”, el cual es

un plan multianual de protección a la salud, basado en la reducción del riesgo por la exposición al radón. El plan es resultado de la colaboración de varias agencias donde participan la EPA, los Departamentos de salud y servicios humanos (HHS), de Agricultura (USDA), Defensa (DOD), Energía (DOE), entre otras. Este plan se ha enfocado en incrementar la eficiencia de las actividades contra el radón y tener un impacto mayor en la sociedad. El programa incluye los objetivos siguientes: a) Tener un sistema de mitigación de radón en 30% de los hogares estimados con concentraciones altas de radón; b) Incrementar al 100% la protección de casa nuevas en lugares con altas concentraciones de radón. La meta final es la eliminación de los casos de cáncer prevenibles originados por radón a través de la mitigación en casas con niveles altos de radón y la aplicación de técnicas anti-radón en construcciones nuevas (US-EPA, 2016).

VI.2.2 Canadá

En Canadá se publicó en el año 2008 una guía que establece el nivel de acción en 200 Bq/m³ el cual anteriormente era de 800 Bq/m³. El ministerio de sanidad recomienda que:

-Se tomen medidas cuando las concentraciones de radón excedan los 200 Bq/m³

-Se deben tomar medidas oportunas a la brevedad cuando la concentración sea más alta.

-Cuando haya remediación se debe llegar a las concentraciones más bajas posibles.

Las nuevas edificaciones deben usar técnicas que minimicen la entrada de radón y faciliten la eliminación post-construcción si eso fuese necesario (CNR, 2011).

VI.2.3 Reino Unido

En Europa es uno de los países pioneros en el tema. Ha fijado como zonas de riesgo aquellas en las que más del 10% de las casas tienen más de 200 Bq/m³. Se disponen de mapas de radón. Es uno de los países donde más se publica sobre diferentes aspectos relacionados con la mitigación y la relación costo-efectividad. También se dispone con una guía para la compraventa de viviendas y publica frecuentemente la lista de las empresas autorizadas para realizar acciones de remediación. La “*Building Research Authority*” recomienda instalar medidas protectoras en las zonas con concentraciones elevadas de radón.

VI.2.4. Irlanda

Desde 1998 deben aplicarse medidas preventivas en la construcción de nuevos edificios o edificios residenciales de larga estancia. Se

fijan dos niveles de protección, uno básico o de protección que se aplica en todos los edificios del país y un nivel mayor que se aplica a los edificios nuevos en áreas designadas como de elevada exposición a radón. Se ha realizado un programa intensivo de medición en escuelas. 38531 mediciones en 3826 escuelas. Se midieron todas las aulas ocupadas y oficinas. El 26% tenían una o más aulas con concentraciones superiores a 400 Bq/m³, el responsable del programa es el Departamento de Educación y financiado por él.

VI.2.5. Alemania

Desde el año 1978 al 2008 se midieron 28,500 hogares con una concentración promedio de 49 Bq/m³. Se han estimado del orden de 600000 viviendas con concentraciones superiores a 200 Bq/m³. Se recomiendan concentraciones menores a 100 Bq/m³.

VI.3 Organización Mundial de la Salud

La OMS considera que el radón constituye un problema grave de salud y exhorta a todos los países a proteger y concientizar a la población sobre sus efectos dañinos. Se promueve que se incluya el radón en las legislaciones sobre vivienda.

La OMS ha emprendido el proyecto Internacional sobre el Radón (International Radon Project), el cual tiene como base los estudios

Europeos y estadounidenses acerca del efecto de radón sobre el cáncer pulmonar. Sus elementos clave son:

- Estimar la carga global de cáncer de pulmón asociada al radón, basada en el establecimiento de una base de datos global de radón.
- Proporcionar una guía sobre los métodos de medición y mitigación de radón.
- Desarrollar una guía de salud pública basada en la evidencia para formular políticas y soporte a las decisiones, incluyendo el establecimiento de niveles de acción.
- Desarrollar aspectos relacionados con la comunicación de riesgos.

La base de datos incluirá la información de contacto con las autoridades nacionales relacionadas con el radón, los niveles promedio de radón en el hogar, los niveles de acción, las medidas de mitigación, los hallazgos de los estudios sobre radón en investigación e instituciones.

Los grupos de trabajo realizarán:

- Medición del riesgo
- Guías de exposición
- Costo-efectividad
- Medición y mitigación

- Comunicación de riesgos
- Coordinación y evaluación

Comunicación de riesgos:

Mensajes clave: “El radón produce cáncer de pulmón”, “La exposición a radón domiciliario es la causa individual más importante de cáncer de pulmón después del tabaco. “El radón es un gas radioactivo en tu casa ¡mídelo!”. “Tú puedes proteger a tu familia del radón”.

VI.4 Métodos de mitigación

La mitigación del radón en lugares cerrados es el procedimiento tecnológico para convertir una casa, edificio, o lugar de trabajo de alto riesgo radiológico por concentración de radón, en una zona habitable y sin riesgo ocupacional, previniendo posibles problemas de salud a la población. Existen diversas alternativas y métodos de mitigación de radón intramuros, pudiéndose clasificar en 6 grupos:

- 1) Ventilación.
- 2) Presurización.
- 3) Recubrimiento.
- 4) Despresurización.

5) Configuración de filtros y materiales en el subsuelo

6) Captura de radón por moléculas de agua.

VI.4.1. Ventilación.

Siempre que sea posible, en función a las condiciones particulares de una casa o edificio, y las climatológicas y de la región donde se ubiquen éstos, el uso de ventilación natural o ventiladores es el más simple, funcional, y de bajo costo. Considerándose sólo el gasto por consumo de energía. Pero no siempre es posible hacer uso de este método, debido fundamentalmente a las condiciones ambientales externas (figura VI.1).

Ventilación

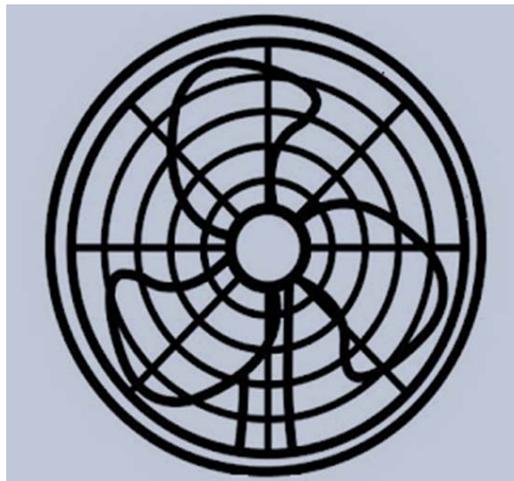


Figura VI.1. Se requieren ventanas abiertas, o salidas de aire.

VI.4.2. Presurización.

Este método consiste fundamentalmente en obtener una presión mayor en el interior de la casa, a la del medio ambiente exterior, evitando el ingreso del gas radón. Este método tiene una alta eficiencia para el control de los niveles de la concentración de radón intramuros, pero requiere de zonas o habitaciones interiores, con sistemas sellados y compuertas para evitar la pérdida de presión, debido a las actividades cotidianas. El costo asociado a este método no es barato, debiéndose considerar también el gasto por consumo de energía y el mantenimiento de los sistemas de presurización. El esquema de este sistema se muestra en la figura VI.2.

Presurización



Figura VI.2.- No se permite la entrada del radón.
Requiere instalación especial.

VI.4.3. Recubrimiento.

Uno de los métodos más usados para la mitigación de radón en casas móviles o semifijas, es el uso de plataformas poliméricas, como base de sustentación de la estructura de la casa. Evitando el paso del radón proveniente del subsuelo hacia el interior de ésta. Este método es simple, y relativamente de mediano costo, pero está limitado a casas o habitaciones que no requieran cimientos estructurados y sin sótanos. En general las paredes, el piso y el techo de estas casas, serán de materiales naturales o sintéticos que no generen radón. En la figura VI.3, se muestra una posible aplicación de este método.



Figura VI.3c.- Aislamiento entre el interior de la casa y el suelo.
Costoso y requiere mantenimiento

VI.4.4. Despresurización

El sistema de mitigación de radón en interiores por despresurización requiere del control del gas radón desde el subsuelo en toda el área de cimientos. Este método debe considerarse desde el origen del diseño de ingeniería y arquitectónico de la casa, pues requiere cambios estructurales e instalaciones especiales, es costoso y requiere mantenimiento constante. Su aplicación suele ser en casos muy específicos de casas aisladas en zonas de alta emisión de radón del subsuelo y de climas extremos. El viento puede provocar cambios de presión en el interior y exterior de una casa o edificio, por lo que la colocación y posición de las ventanas y puertas, será básica para la eficiencia operativa de este método, así como la construcción de fosas y cavidades en la zona de cimentación de la casa o edificio. En la figura VI.4, se muestra un esquema de este método en una casa habitación.

Despresurización

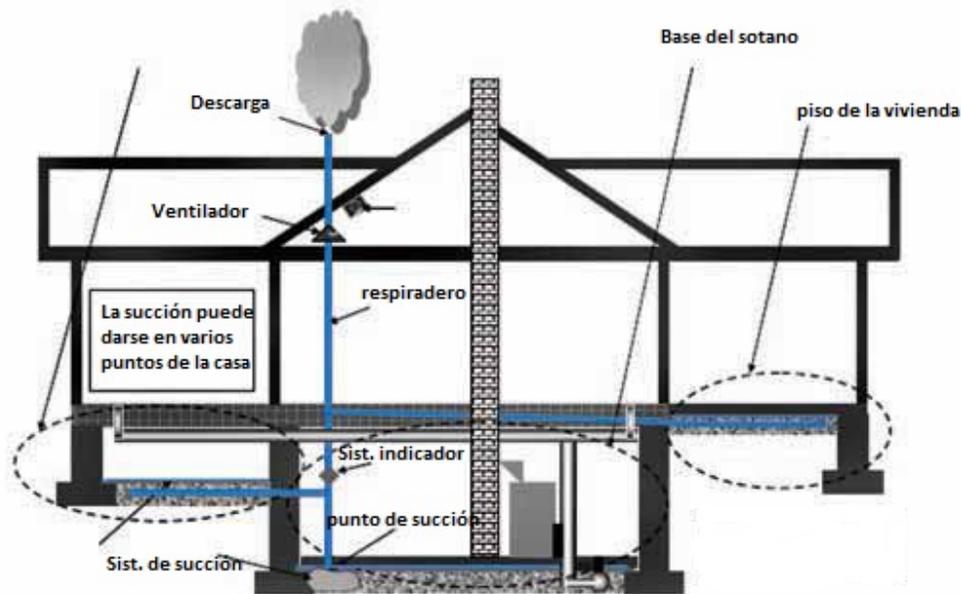


Figura VI.4.- Control del gas desde el subsuelo. Requiere instalación especial y cambio estructural.

VI.4.5. Configuración de filtros y materiales en el subsuelo

Un sistema similar al anterior es el de configuración de filtros y materiales en el subsuelo, en donde desde el diseño básico de la construcción de la casa o edificio, se debe considerar la instalación de filtros en el interior del inmueble y de sistemas de control, de radón y de los materiales en la cimentación. Este método también suele ser costoso, y requiere alto grado de mantenimiento especializado, sin embargo, en casos particulares, deberá considerarse, para evitar un posible alto riesgo radiológico por radón, de los habitantes (figura VI.5).

Filtros

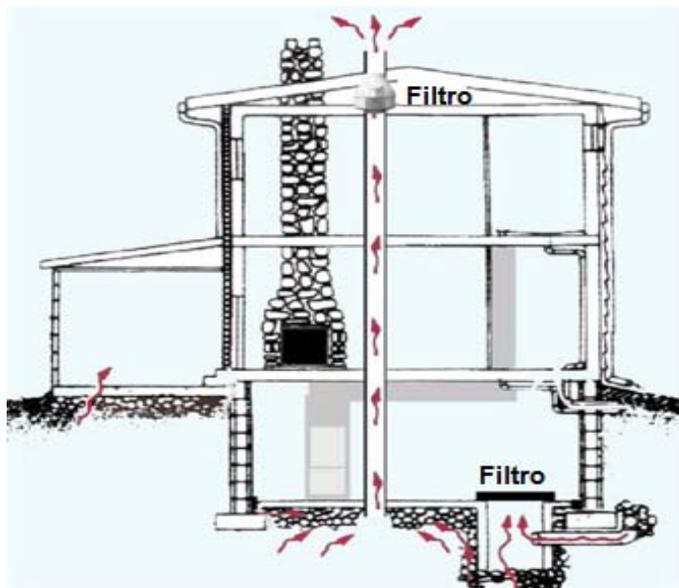


Figura VI.5.- Requiere instalación especial y mantenimiento

VI.4.6 Captura de radón por moléculas de agua

El método de mitigación de radón intramuros desarrollado y patentado (patente número 342826, MX/a/2012/013220 del 30-sept-2016) por el Proyecto de Aplicaciones de la Dosimetría del Instituto de Física de la UNAM, se basa fundamentalmente en 3 pasos:

1) Atrapamiento; Captura del radón intramuros por las moléculas de agua, usando el principio de fuerzas “Van de Waals”. Esto es, el gas radón disperso en un ámbito confinado, se une a aerosoles y vapor de agua.

2) Transporte; Los átomos de radón adheridos a los aerosoles y vapor de agua, son transportados hacia una placa plana a baja temperatura, logrando ésta, en base al Efecto Peltier.

3) Condensación; Al chocar el vapor de agua y los átomos de radón en la superficie fría, este vapor de agua se condensa convirtiéndose en agua líquida, quedando el radón atrapado en ésta, haciendo posible su control y/o eliminación. Consiguiendo con esto, una concentración controlada de radón intramuros y de la humedad relativa, del espacio cerrado.

Este método es de bajo costo y de muy bajo consumo de energía, no requiere instalaciones o estructuras especiales, y su mantenimiento es simple (Figura VI.6).

Captura de radón por moléculas de agua

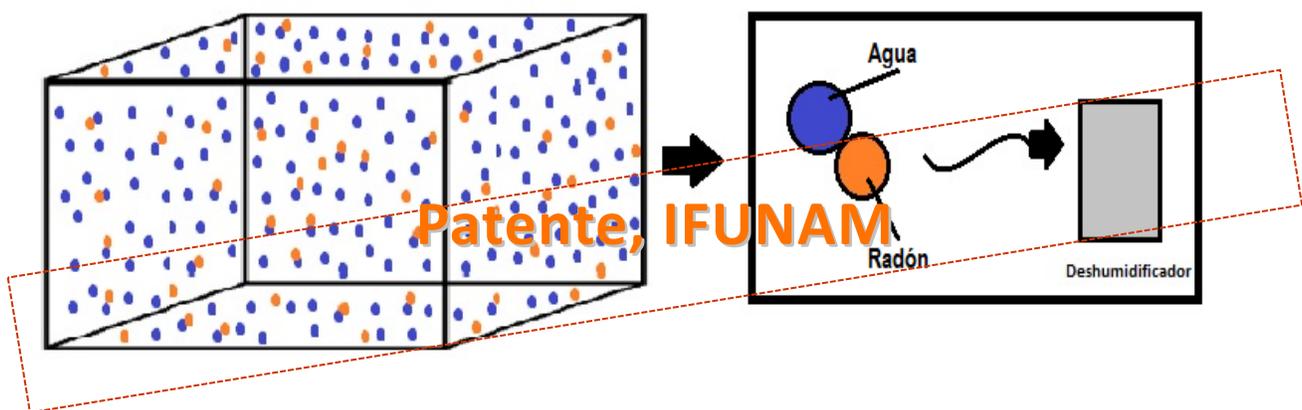


Figura VI.6.- Este método es de bajo costo y de muy bajo consumo de energía, no requiere instalaciones o estructuras especiales, y su mantenimiento es simple.

VI.5. Propuesta de valor de referencia de concentración de ^{222}Rn en interiores para un reglamento en México

Es un hecho que el ^{222}Rn es el segundo agente causante de cáncer de pulmón en prácticamente todo el mundo, por lo cual casi todos los países desarrollados tienen legislación al respecto, en México debemos de considerar este hecho y legislar en este rubro. Se tienen que considerar dos aspectos, el primero son las dosis (equivalente de dosis efectivo) debido a las actividades laborales y en segundo las dosis debido al ^{222}Rn en el hogar. La diferencia principal entre las dosis laborales y en el hogar es el tiempo que se pasa en ambos ámbitos, de acuerdo a las recomendaciones hechas en algunas publicaciones el factor de ocupación para el hogar es 3.5 veces el factor de ocupación en el trabajo, por lo que a una misma concentración de ^{222}Rn se tendría una dosis 3,5 veces mayor en el hogar que en el trabajo. Por otro lado, si bien la presencia de ^{222}Rn es natural tanto en hogares como en el trabajo, algunas actividades podrían considerar la presencia de ^{222}Rn como un factor de riesgo propio de la actividad misma como sería el caso de las minas y entonces se podrían establecer por un lado valores de referencia para los hogares y por otro lado valores limitantes para las actividades laborales considerando que el personal en ese tipo de

ámbito laboral sea considerado como Personal Ocupacionalmente Expuesto (POE) con los derechos y obligaciones contenidos en el Reglamento General de Seguridad Radiológica (expedido por la CNSNS) vigente y normas oficiales mexicanas relacionadas. México podría adoptar los valores de referencia recomendados por la Organización Mundial de la Salud que son de 100 Bq/m³ promedio al año para los hogares y para zonas geográficas donde por las condiciones propias del lugar las concentraciones de ²²²Rn excedan este valor se pudiera aceptar hasta un valor de 300 Bq/m³. Por otro lado. para las condiciones laborales se tendría que calcular la concentración de ²²²Rn que impartiera una dosis de 50 mSv (valor límite actual o el vigente en el momento de su implementación, aplicando en este contexto, la filosofía ALARA (As Low As Reasonable Possible: tan bajo como razonablemente sea posible) y en caso de los hogares o ámbitos laborales donde se excedieran estos valores se tendrían que implementar acciones de mitigación de radón. Que, aunque corresponde a la radioactividad natural ambiental, su acumulación en ámbitos cerrados constituye un riesgo radiológico para la salud de la población, por lo que se debe considerar como “material radiactivo peligroso”, y hay que tratarlo como tal en lo que se refiere a protección radiológica.

Conclusiones y recomendaciones

- El gas radón, es un elemento natural radioactivo, producto del decaimiento radioactivo de los elementos uranio y torio, que forman nuestro planeta Tierra, que han existido desde el origen de éste, y existirán hasta su desaparición.
- Desde las primeras células primitivas, existentes en la Tierra hace millones de años, hasta el *homo sapiens*, todos los seres vivos han respirado este gas radón del medio, y no solo no han muerto, sino que han “evolucionado”. Por lo que muchos autores consideran la presencia del radón ambiental como; “Esencial para la Vida y la Evolución”.
- En ambientes de radón con concentraciones bajas (15 a 30 Bq/m³), no existen pruebas ni datos, para que se considere un riesgo, pero su acumulación en lugares cerrados o poco ventilados puede generar concentraciones muy importantes (1,000 hasta más de 90,000 Bq/m³). Siendo éstas un riesgo eminente en Salud Pública, y el origen de Epidemias. Por lo que el medir y conocer la concentración de radón y evaluar su riesgo radiológico, es necesario y fundamental.

- De acuerdo con las recomendaciones de las instituciones internacionales (ICRP, BEIR, ICRU, USEPA, EUROATM, UNSCEAR, etc), el Estado debería ser el responsable y encargado de dichas mediciones y evaluaciones.

Existen recomendaciones internacionales sobre los “Límites de Acción” para las concentraciones de radón intramuros, específicas para casas habitación, edificios, lugares de trabajo, y muy específicamente en minas. Actualmente hay un interés particular, en conocer y entender los efectos del radón intramuros en infantes entre los 3 meses y 15 años de edad, por estar en la etapa de crecimiento biológico, esto aunado a un gran número de horas que pasan los infantes actualmente en locales cerrados, en concentraciones de radón importantes, propiciando riesgos desconocidos en salud, en la edad adulta.

- Respecto al radón intramuros y sus efectos en salud; es el deber de las autoridades, instituciones de educación, universidades, y de todos nosotros, el hacer público el riesgo radiológico por la acumulación de radón intramuros en casas, edificios, lugares de trabajo, escuelas, y en general lugares cerrados, así como su medición, y en su caso mitigación.

- México podría adoptar la recomendación hecha por la Organización Mundial de la Salud para concentraciones de radón en aire de 100 Bq/m³, en interiores. En una primera instancia como una recomendación y posteriormente en calidad obligatoria, las autoridades mexicanas tendrían que implementar masivamente programas nacionales de medición de concentraciones de radón en todo el territorio nacional para detectar los lugares de mayor concentración con el propósito de implementar acciones de remediación en esos lugares detectados.

- En México, es recomendable que se instituya un Laboratorio Nacional para el estudio del Radón, Radiaciones Ambientales, y sus efectos en Salud, como se tiene en la mayoría de los países desarrollados, y en algunos en vías de desarrollo. Pues es un tema estratégico para las futuras generaciones en el país, desde el punto de vista de salud pública y economía nacional (SNIS, 2010).

*Ser exitoso, es estar realizado con las actividades cotidianas,
laborales y del tipo de vida que se ha logrado*

G. Espinosa G.

Bibliografía

Al-Awad Al-Yami, Saeed Hussein Mohammad. 2008. Measurement of radon concentration in houses in Najran region (Saudi Arabia). Tesis para obtener el grado de Maestro en Ciencias, en el College of Science King Saud University.

Angeles, A., Espinosa, G. 2011. Study of deposited energy in lung tissue from radon's progeny calculated by Monte Carlo. Revista Mexicana de Física. S-57 (1), 97-101.

Azoos et al. 2012 Empirical parametrization of CR-39 longitudinal track depth. Radiation Measurements, 47, 81.

BEIR VI, 1999. National Research Council. "Public Summary and Executive Summary." Health Effects of Exposure to Radon: BEIR VI. Washington, DC: The National Academies Press, 1999. 1. Print.

Canoba, A., López, F.O., Arnaud, M.I., Oliveira, A.A., Neman, R.S., Hadler, J.C., Iunes, P.J., Paulo, R.S., Osorio, A.M., Aparecido, R., Rodríguez, C., Moreno, V, Vasquez, R, Espinosa, G, Golzarri, Ji, Martínez, T, Navarrete, M., Cabrera, I., Segovia, N., Peña, P., Taméz, E., Pereyra, P., López, M.E., Sajo, L. 2002. Indoor radon measurements in six Latin American countries. Geofísica International. 41 (4) 453-457.

Cember Herman.1996. "Introduction to Health Physics". Mc Graw-Hill. USA.

Choubey, V.M., Bartarya, S.K., Ramola, R.C. 2005. Radon variations in an active landslide zone along the Pindar River, in CONAPO. 2012. "México en cifras". <http://www.conapo.gob.mx/en/CONAPO>.

CNR. 2011. Canada Nuclear Regulation. Radon and Health. INFO 0813. http://nuclearsafety.gc.ca/pubs_catalogue/uploads/February-2011-Info-0813-Radon-and-Health-INFO-0813_e.pdf (08-08-2017).

Cothorn C. Richard, Smith James E. Jr. 1987. "Environmental Radon". Plenum Publishing Corporation. New York, N.Y. USA.

Cua, F. T. 2006 Radon, Indoor and Remote Measurement of. Encyclopedia of Analytical Chemistry.

Diehl, Peter. 1995. WISE, "World information service on energy uranium project". <http://www.wise-uranium.org>, Germany.

Dixon, D.W., Gooding, T.D., McCready-Shea, S., 1996. Evaluation and significance of radon exposures in British workplace buildings. Environ. Int. 22, S1079–S1082.

Dos Santos Silva Isabel.1999. "Cancer epidemiology: Principles and methods". International Agency for Research on Cancer. WHO.

Durrani, S. A. and Bull. 1979. "Solid state nuclear track detectors, principles, methods and applications". Oxford: Pergamon Press.

Espinosa, G. 1994. "Trazas nucleares en sólidos". Programa Universitario de medio ambiente. ISBN 968-36-4219-5. UNAM. México.

Espinosa, G. 2016. "Radón en Cuevas: su origen, medición, distribución, y sus posibles riesgos y/o beneficios en salud pública". Instituto de Física, UNAM. ISBN 978-607-02-7822-8.

Espinosa, G., Gammage, R.B. 1997. "Long-Term Radon Survey in Mexico City and other Regions of the Country". Radiat. Meas., 28, 663-666.

Espinosa, G., Gammage, R.B., 1998. "Indoor Radon Concentration Survey in Mexico". J. Radioanal. and Nuclear Chem. 236, 227-229

Espinosa, G., Gammage, R.B., 1999. Radon Distribution Inside Dwellings in Mexico. Radiat. Protec. Dosimetry., 85, 325-328.

Espinosa G., Gammage R.B. 2003 "A representative survey of indoor radon in the sixteen regions in Mexico City" Radiat Prot Dosimetry. 103(1): 73-76.

Espinosa, G., Gammage, R.B., Meyer, K.E., Dudney, S.C. 1996. Nuclear Track Analysis by Digital Image. Radiation Protection Dosimetry. 66, 363

Espinosa, G., Golzarri, J.I., Gamboa, I., Tommasino, L., Griffith, R. 1986. Digital Image Counting System for Nuclear Track Detectors. Nuclear Tracks and Radiation Measurements. Internat. J. of Radiat. Appl. And Instr., part D. 12, 235.

Espinosa, G., Gammage, R.B. 1993. Measurements Methodology for Indoor Radon Using Passive Track Detectors. Applied Radiation and Isotopes. 44, 719.

Espinosa, G., Golzarri, J.I., Tommasino, L., Raponi, F. 1981. Electrochemical Etching Registration Efficiency and Formation Time. Nuclear Tracks, Methods, Instruments and Applications. 1, 241.

Espinosa, G., Golzarri, J.I., Angeles, A., Griffith, R. (2009). Nationwide survey of radon levels in indoor workplaces in Mexico using Nuclear Track methodology. Radiation Measurements, 44, 1051-1054.

Espinosa, G., Golzarri, J.I., Chavarria, A., Castaño, V.M. 2012. "Indoor radon measurement via Nuclear Track Methodology: A comparative study". *Radiation Measurements*.

Espinosa, G., Silva, R.J., 2009. Industrial commercial respirator filter as indoor radon monitor. *J Radioanal Nucl Chem* 282,405–408

European Commission. 1997. Radiation Protection 88. “Recommendations for the implementation of Tilt VII of the European Basic Safety Standards Directive (BSS) concerning significant increase in exposure due natural radiation sources.” Brussels, Belgium.

EWB. 2012. Environmental and Workplace Health. “Government of Canada Radon Guideline”. www.hc-sc.gc.ca. Canada.

Fleisher RL, Price, PB, Walker, RM. 1975. *Nuclear Tracks in Solids, principles and Applications*. Berkeley, University of California Press.

Font, Lluís. 1997. “Radon Generation Entry and Accumulation indoors”. Universitat Autònoma de Barcelona. España.

Franco-Marina, F., Villalba-Caloca, F., Corcho-Berdugo, J. 2006. “Role of active and passive smoking on lung cancer etiology in Mexico City. *Salud Pública México*”. 48, suplemento 1.

Gammage, R.B., Espinosa, G. 1997. Digital Imaging System for Track Measurements. *Radiation Measurements*. 28, 835.

González Abel J. 1994. IAEA. “Los efectos biológicos de las dosis bajas de radiación ionizante: Una visión más completa”. IAEA. Viena.

Griffith, R., McMahon, T., Espinosa, G. 1984. A Commercial Bacterial Colony Counter for Semiautomatic Track Counting. *Nuclear Tracks and Radiation Measurements*. 8, 215.

HCP. 1971. The Chemical Rubber. 1971-1972. E-PERM system Manual, Rad Elec, Inc., CRC Handbook of Chemistry and Physics, 52nd. Edition.

IAEA. 1992. "Measurement and calculation of radon releases from uranium mill tailings". Technical reports series 333. IAEA, Viena.

IAEA. 1994. "Radiation and society: Comprehending radiation risk". Vol 1. Paris, France.

IAEA. 2012. Sources and Measurements of Radon and Radon Progeny Applied to Climate and Air Quality Studies

ICRP, 1959. "Recommendations of the International Commission on Radiological Protection". ICRP Publication 1. Pergamon Press, Oxford.

ICRP. 1977. "Recommendations of the International Commission on Radiological Protection". Publication 26.

ICRP, 1981. "Limits for Inhalation of Radon Daughters by Workers". ICRP Publication 32. Ann. ICRP 6 (1).

ICRP. 1990. "Recommendations of the International Commission on Radiological Protection". Publication 60.

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).

ICRU. 1993. International Commission on radiation units and measurements. 1993. "Quantities and Units in Radiation Protection Dosimetry (Report 51)". ICRU.

ICRU. 1998. International Commission on radiation units and measurements. “Fundamental Quantities and units for ionizing radiation, Report (60). ICRU.

INEGI. 2012. “Datos Geográficos de México”. Instituto Nacional de Estadística y Geografía. <http://mapserver.inegi.gob.mx/geografia.México>.

Kendall GM, Smith TJ. 2002. Doses to organs and tissues from radon and its decay products. *J Radiol Prot.* 22(4):389–406

Kotrappa, P., Steck, D. 2010. Electret ion chamber-based passive radon–thoron discriminative monitors. *Radiation Protection Dosimetry*, 141 (4) 386–389

Kuri–Morales PA, González–Roldan JF, Hoy MJ, Cortés–Ramírez M. “Epidemiología del tabaquismo en México”. *Salud Pública México* 2006; 48 (S1):s91–s98.

Levy, Janey. 2009. “Radon”. Rosen Publishing Group, Inc. New York, N.Y. USA.

Lewerenz Marius. 2002. “Monte Carlo Methods: Overview and Basics”. John von Newman institute for computing, Jülich NIC Series, vol 10, pp 1-24.

Lubin, J.H., Boice, J.D., Edling, G. Richard et al. 1995. “Lung Cancer in Radon-Exposed Estimation of Risk from Indoor Miners and Exposure”. *Journal of the National Cancer Institute.* 87, 11.

Lubin JH, Boice JD Jr, Edling C, et al. 1994. “Radon and Lung Cancer Risk: a Joint Analysis of 11 Underground Miners Studies”. DHHS Publ No. (NIH) 94-3644. Bethesda, Md: National Cancer Institute.

Metropolis and Ulam S. 1949. "The Monte Carlo method. Journal of the American Statistical Association" 44: 335-341.

Montero Cabrera, M.E., Colmenero, L., Villalba, L., Saenz, J., Cano, A., Moreno, A., Cruz, S., Rentería, M., López, A. 2003. "Calibration on diffusion barrier charcoal detectors and application to radon sampling in dwellings". Revista Mexicana de Física 49. 457-464.

Nazaroff William W. , Nero Anthony V.1988. "Radon and Its Decay Products in Indoor Air". Wiley-Interscience. Canada.

NBS. 1941. National Bureau of Standards. Safe handling of radioactive luminous components. Handbook H-27 (also NCRP Report No. 5)

NCRP. 2009. national Council of Radiation Protection. Report No. 160. Ionizing Radiation Exposure of the Population of the United States.

NFSP. 2017. Nuclear Forensic Search Project. Nuclear Forensics: A Scientific Search Problem. <http://metadata.berkeley.edu/nuclear-forensics/Decay%20Chains.html>. Accessed: January 16, 2017.

Nias A.H. W. 1998. "An introduction to Radiobiology". John Wiley and Sons. England.

Nikezic. D., Yu K.N. 2009. "Optical characteristics of tracks in solid state nuclear track detectors studied with ray tracing method". Nuclear Track Detectors: Design, Methods and Applications.

OPS. 2010. Organización Panamericana de la Salud; Instituto Nacional de Salud Pública (MX). Encuesta Global de Tabaquismo en Adultos. México 2009. Instituto Nacional de Salud Pública, Coeditado con la Organización Panamericana de la Salud.

Regulla, D.F., Haider, B., Huber, J., Jacobi, W. (1980). Radon daughter monitoring with thermoluminescent detectors. Nuclear Instruments and Methods 175, 233-235.

RPII. 2012. Radiological Protection Institute of Ireland. Understanding Radon remediation. <http://www.rpii.ie/RPII>. Ireland.

SNIS. 2010. Sistema Nacional de Información en Salud. <http://www.sinais.salud.gob.mx>.

Stanley Richard, Moghissi Alan. 1978. "Noble gases", USEPA, Nevada, USA.

Thomas, J.W., LeClare, P.C. 1970. A study of two filter method for Rn-222. Health Physics, 18, 113-122.

Tokonami, S., Imoto, T., Ichiji, T., Fujitaka, K., Kurosawa, R. 1996. "Continuous Radon monitor using a two-filter method". Radiation Protection dosimetry. 63: 123-125.

Tommasino, L., Zapparoli, G., Griffith, R.V., Fisher, J.C. 1980. Electrochemical etching of CR-39 foils for personnel fast neutron dosimetry. Proc. 5th International Congress of IRPA, Jerusalem, March 9-14, 11, Pag 205-209.

Tommasino, L., Zapparoli, G., and Griffith, R.V. 1981. Electrochemical etching I. Mechanisms. Nuclear Tracks, 4, 191-196.

Tovar-Guzmán, Víctor José; Barquera, Simón y López-Antunano, Francisco J. "Tendencias de mortalidad por cánceres atribuibles al tabaco en México". Salud pública Méx . 2002, vol.44.

Tovar-Guzmán VJ, López-Antuñano FJ, Rodríguez-Salgado N. “Tendencias de la mortalidad por cáncer pulmonar en México”, 1980–2000. Rev. Panam Salud Publica. 2005;17(4):254-262.

UM-SPH, 2012. University of Minnesota. School of Public Health. “Measurement of Radon”. <http://enhs.umn.edu/hazards/hazardssite/radon/radonmeasure.html>.

UNSCEAR 2016. Sources, effects and risks of ionizing radiations. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic radiations. Report to the General Assembly, with scientific annexes.

US-EPA. 1993. “Protocols for Radon and Radon decay product measurements in home”. USA.

US-EPA. 2003. “Assessment of Risks from Radon in Homes”. Environmental Protection Agency EPA 402-R-03-003 (6608J). USA.

US-EPA, 2016. Hydraulic Fracturing for Oil and Gas: Impacts from the Hydraulic Fracturing Water Cycle on Drinking Water Resources in the United States. EPA-600-R-16-236Fb. December 2016.

Walker, F.W., Parrington, J.R., Feiner, F. 1988. Chart of the Nuclides. Knolls Atomic Power Laboratories and Naval Reactors, US Department of Energy.

Wedepohl K. H. (ed.), “*Handbook of Geochemistry*”, 1969. Springer-Verlag, Berlin.

WHO 2007. World Health Organization. International Radon Project: Survey of Radon Guidelines, Programmes and Activities, Rep. WHO/HSE/RAD/07.01, WHO, Geneva.

WHO 2009. Handbook on Indoor Radon, a public health perspective. World Health Organization. Geneva 27, Switzerland.

APENDICE A

PROGRAMA EN MCNPX PARA LA GENERACIÓN BRONQUIAL 1 CON ENERGÍA DE LAS PARTÍCULAS ALFA DE 6 MEV.

c FUENTE PUNTUAL GENERACION 1

c Celdas

```
5 2 -0.001095 -5      imp:a=1  $ AIRE
6 3  0.100037 -6 +5    imp:a=1  $ mucus fuente
7 3  0.100037 -7 +6    imp:a=1  $ Cilios
8 3  0.100037 -8 +7    imp:a=1  $ base cilios
9 3  0.100037 -9 +8    imp:a=1  $ secretora
10 3  0.100037 -10 +9  imp:a=1  $ basal
11 3  0.100037 -11 +10 imp:a=1  $ subepitelial
12 2 -0.001095 -12 +11 imp:a=1  $ universo
20 0 +5 +6 +7 +8 +9 +10 +11 +12 imp:a=0 $ el universo
```

c

c Superficies

c

```
5 rcc 0 0.600 -1.9 0 0 3.8 0.6  $ aire
6 rcc 0 0.600 -1.9 0 0 3.8 0.6005 $ mucus
7 rcc 0 0.600 -1.9 0 0 3.8 0.6011 $ Cilios
8 rcc 0 0.600 -1.9 0 0 3.8 0.6021 $ base cilios
9 rcc 0 0.600 -1.9 0 0 3.8 0.6051 $ secretora
10 rcc 0 0.600 -1.9 0 0 3.8 0.6066 $ basal
11 rcc 0 0.600 -1.9 0 0 3.8 0.6066 $ subepitelial
12 sph 0 0 0 20
```

c Datos

c

mode a

sdef pos 0 0.600 0 rad=d1 ext=1 erg=6 par=34

si1 0.6000 0.6005

cut:a 0 0 0.001
m1 84218 -1 \$ Po-218
m2 7014.60c -0.79
8016.60c -0.21 \$ Aire
m3 1001.60c 6.6691E-2
8016.60c 3.3346E-2 \$ Light water
c
F16:a 5 6 7 8 9 10
nps 2E5

ANEXO B

GLOSARIO

1. Actividad

Magnitud A correspondiente a una cantidad de un radionucleido en un estado determinado de energía, en un tiempo dado, definida por la expresión:

$$A(t) = \frac{-dN}{dt}$$

Siendo dN el valor esperado del número de transformaciones nucleares espontáneas a partir de ese estado determinado de energía, en el intervalo de tiempo dt .

Esta magnitud es la tasa a la que ocurren las transformaciones nucleares en un material radiactivo.

En el SI la unidad de actividad es la inversa del segundo (s^{-1}), que recibe el nombre de becquerel (Bq).

2. Actividad mínima detectable (AMD)

Radiactividad que, cuando está presente en una muestra, produce una tasa de recuento que se detecta (es decir, que se considera por encima del fondo) con un nivel de confianza determinado.

Normalmente, el “nivel de confianza determinado” se fija en el 95%, es decir, una muestra que contenga exactamente la actividad mínima detectable se considerara libre de radiactividad, a consecuencia de fluctuaciones aleatorias, en el 5% de los casos.

A veces la actividad mínima detectable se denomina umbral de detección o límite inferior de detección

3. Advección

Movimiento de una sustancia o transferencia de calor por movimiento del gas (normalmente aire) o líquido (normalmente agua) en que está presente.

A veces se usa con el significado más común de transferencia de calor por movimiento horizontal del aire, pero en las publicaciones del OIEA se emplea más frecuentemente en un sentido más general, particularmente en evaluación de la seguridad tecnológica, para describir el movimiento de un radionucleido a causa del movimiento del líquido en que está disuelto o en suspensión.

Contrasta generalmente con difusión, en la que el radionucleido se mueve respecto del medio portador.

4. Calibración

Medición o ajuste de un instrumento, componente o sistema para cerciorarse de que su exactitud o respuesta es aceptable.

5. Captación

Término general que designa los procesos por los cuales los radionúclidos entran en una parte de un sistema biológico desde otra parte del mismo.

Se usa en una serie de situaciones, en particular para describir el efecto global cuando existen varios procesos que contribuyen a él; por ejemplo, la captación por la raíz es la transferencia de radionúclidos del suelo a las plantas a través de las raíces.

Procesos por los cuales los radionúclidos entran en los fluidos corporales desde el tracto respiratorio o el tracto gastrointestinal, o a través de la piel, o fracción de la incorporación a los fluidos corporales que es consecuencia de estos procesos.

6. Coeficiente de dosis

Término utilizado por la Comisión Internacional de Protección Radiológica y otros como sinónimo de “dosis” por unidad de actividad incorporada.

7. Coeficiente de riesgo

Riesgo de por vida o detrimento por la radiación que supuestamente resultan de una exposición a la unidad de dosis equivalente o dosis efectiva.

8. Concentración equivalente de equilibrio (CEE)

Concentración de la actividad del radón o del torón en equilibrio radiactivo con su progenie de período corto que tendría la misma concentración de energía alfa potencial que la mezcla real (en desequilibrio).

La concentración equivalente de equilibrio del radón viene dada por:
$$\text{CEE del radón} = 0,104 \times C(^{218}\text{Po}) + 0,514 \times C(^{214}\text{Pb}) + 0,382 \times C(^{214}\text{Bi})$$

donde $C(x)$ es la concentración del nucleido x en el aire. Una CEE del radón de 1 Bq/m^3 corresponde a $5,56 \times 10^{-6} \text{ mJ/m}^3$.

9. Detrimento por la radiación (detrimento)

Daño total que a la larga sufrirán un grupo expuesto y sus descendientes a causa de la exposición del grupo a la radiación de una fuente.

En su publicación 60 [16], la Comisión Internacional de Protección Radiológica define una medida del detrimento por la radiación que tiene las dimensiones de una probabilidad y que, por lo tanto, también podría considerarse una medida del riesgo.

10. Diámetro aerodinámico de la mediana de la actividad (AMAD)

Valor del diámetro aerodinámico tal que el 50% de la actividad en el aire presente en un aerosol específico está asociada con partículas de un diámetro inferior al AMAD, y el otro 50% de la actividad se asocia a las partículas mayores que el AMAD.

Se usa en disimetría interna para simplificar, como valor “promedio” único del diámetro aerodinámico representativo de todo el aerosol.

11. Difusión

Movimiento de radionúclidos con relación al medio en el que están distribuidos, bajo la influencia de un gradiente de concentración.

El término se emplea normalmente en el caso del movimiento de radionúclidos suspendidos en el aire (por ejemplo, procedentes de descargas o a consecuencia de un accidente) con relación al aire, y del movimiento de radionúclidos disueltos (por ejemplo, en aguas subterráneas o superficiales, procedentes de la migración subsiguiente a la disposición final de desechos, o de descargas en aguas superficiales) con relación al agua.

12. Dosis absorbida D.

Magnitud dosimétrica fundamental D.

Se define como:

$$D = \frac{d\varepsilon}{dm}$$

Donde

ε = es la energía media impartida por la radiación ionizante a la materia en un elemento de volumen con masa dm

La dosis absorbida está definida en un punto, para el promedio de dosis en un tejido u órgano.

La unidad para la D es el Gray (Gy):

$$1\text{Gy} = \frac{1\text{J}}{\text{kg}}$$

13. Dosis equivalente H_T

Magnitud $H_{T,R}$, definida como:

$$H_{T,R} = w_R D_{T,R}$$

Donde

$D_{T,R}$ es la dosis absorbida debida a la radiación de tipo R, promediada sobre un tejido u órgano T, y w_R es el factor de ponderación de la radiación de tipo R. Cuando el campo de radiación se compone de varios tipos de radiación con diferentes valores de w_R , la dosis equivalente es:

$$H_{T,R} = \sum_D w_R D_{T,R}$$

14. Dosis efectiva E

Magnitud definida por la sumatoria de las dosis equivalentes en tejido, multiplicada cada una por el factor de ponderación del tejido correspondiente:

$$E = \sum_T w_T H_T$$

Donde

H_T es la dosis equivalente recibida por el tejido T y w_T el factor de ponderación de un tejido T. de la definición de la dosis equivalente:

$$E = \sum_T w_T \sum_D w_R D_{T,R}$$

La unidad de la dosis efectiva es el sievert (Sv), igual a 1 J/kg.

La dosis efectiva es una medida de la dosis ideada para reflejar la cuantía del detrimento por la radiación que es probable que se derive de la dosis recibida.

Los valores de la dosis efectiva de cualquier tipo de radiación y modo de exposición pueden compararse directamente.

15. Dosis efectiva comprometida $E(\tau)$

Magnitud definida por la expresión

$$E(\tau) = \sum_T w_T H_T(\tau)$$

En la que $H_T(\tau)$ es la dosis equivalente comprometida al tejido T a lo largo del período de integración τ y w_T es el factor de ponderación de un tejido correspondiente T. Cuando no se especifique τ , se considerará con valor de 50 años para adultos y 70 años para la incorporación en niños.

16. Epidemiología

Es el estudio de la distribución y los determinantes de estados o eventos (en particular de enfermedades) relacionados con la salud y la aplicación de esos estudios al control de enfermedades y otros problemas de salud. (WHO).

17. Etiología

Estudio de las causas de las enfermedades

18. Efecto determinista

Efecto de la radiación en la salud para el que existe por lo general un nivel umbral de dosis por encima del cual la gravedad del efecto aumenta al elevarse la dosis.

19. Efecto estocástico

Efecto en la salud, inducido por la radiación, cuya probabilidad de darse aumenta al incrementar la dosis de radiación, y cuya gravedad (cuando se produce) es independiente de la dosis.

20. Medida mitigadora

Intervención destinada a evitar o reducir las dosis a los miembros de la población en situaciones de emergencia o de exposición crónica.

21. Nivel de trabajo mensual “working level month” (WLM)

Exposición a la progenie del radón o a la progenie del torón que puede darse durante un mes de trabajo (170 horas) ante una concentración de energía alfa potencial constante de un nivel de trabajo.

22. Modelo para la estimación del riesgo

Modelo conceptual para estimar el riesgo de la exposición a la radiación a dosis y tasas de dosis bajas sobre la base de pruebas epidemiológicas relativas al riesgo derivado de dosis y/o tasas de dosis altas.

23. Nivel de trabajo “working level” (WL)

Unidad de concentración de energía alfa potencial (es decir, la energía alfa potencial por unidad de volumen de aire producida por la presencia de la progenie del radón o la progenie del torón, igual a $1,3 \times 10^8$ MeV/m³ (exactamente).

En unidades del SI, el nivel de trabajo es $2,1 \times 10^{-5}$ J/m³ (aproximadamente).

24. Prevalencia

La prevalencia de una enfermedad es el número total personas que presentan síntomas o padecen una enfermedad durante un periodo de tiempo, dividido por la población con posibilidad de llegar a padecer dicha enfermedad. La prevalencia es un concepto

estadístico usado en epidemiología, sobre todo para planificar la política sanitaria de un país.

Prevalencia = N° de afectados / N° total de personas que pueden llegar a padecer la enfermedad

25.Progenie del radón

Productos de la descomposición radiactiva de vida corta del radón ^{222}Rn incluye la cadena de desintegración hasta el ^{210}Pb , pero sin incluirlo.

26.Riesgo

Magnitud multiatributiva con la que se expresa un riesgo en sentido general, peligro o posibilidad de consecuencias nocivas o perjudiciales vinculadas a exposiciones reales o potenciales. Guarda relación con magnitudes tales como la probabilidad de determinadas consecuencias dañinas y la amplitud y el carácter de tales consecuencias.

27.Exceso de riesgo o riesgo añadido

Diferencia entre la incidencia de un determinado efecto estocástico observado en un grupo expuesto y la de un grupo de control no expuesto

28.Riesgo relativo añadido o exceso de riesgo relativo

Razón entre el riesgo añadido de un determinado efecto estocástico y la probabilidad del mismo efecto en la población no expuesta, es decir, el riesgo relativo menos uno.

29.Riesgo atribuible

Riesgo de un determinado efecto en la salud que supuestamente es consecuencia de una exposición determinada.

30.Riesgo de por vida

Probabilidad de que un determinado efecto en la salud se dé en una persona en algún momento futuro como resultado de la exposición a la radiación.

31.Riesgo relativo

Razón entre la incidencia de un determinado efecto estocástico observado en un grupo expuesto y la de un grupo de control no expuesto.

Apéndice C

En el área de la Física, existen una gran cantidad se temas de investigación, todos muy importantes. En la actualidad, el Físico ya no podría ser experto en todos y cada uno de ellos, por lo que cada uno de nosotros tenemos que seleccionar uno o algunos que sean de interés en un área específica, tanto científicamente como de aportación al conocimiento al beneficio social y a la economía.

Uno de ellos es el estudio de la radiación ambiental y de los contaminantes radiológicos en agua, aire, suelos y alimentos; así como sus efectos en salud y evolución del ser humano. A continuación se da un listado de instituciones internacionales con proyectos en estos temas: Trazas Nucleares en Sólidos, Radiación Ambiental, Radón Intramuros, y Espectrometría Gamma.

Pais	Institución	Temas
Alemania	Physikalisch-Technische Bundesanstalt	TNS
Alemania	Institut für Reine und Angewandte Kernphysik, University of Kiel	TNS
Alemania	GNS Gesellschaft für Nuklear-Service mbH	Espectrometría gamma
Alemania	DRONANIA Pharmaceuticals	
Alemania	Institute of Environmental Physics, University of Bremen	Radiación ambiental
Alemania	Ludwig-Maximilians-Universität	Espectrometría gamma
Alemania	University of Bremen, Institute for Environmental Physics	Espectrometría gamma
Alemania	European Commission, Joint Research Centre (JRC), Institute for Transuranium Elements	Espectrometría gamma
Alemania	Kiel University	Espectrometría gamma

Alemania	Helmholtz Centre for Environ Res (UFZ), Dept Monitoring and Exploration Tech.	Espectrometría gamma
Argentina	Instituto de Física Arroyo Seco (UNCPBA)	TLD
Argentina	Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires.	TLD
Argentina	Universidad Federal de Quilmes	TNS
Austria	University of Salzburg	TNS
Bélgica	Hasselt University	Espectrometría gamma
Brasil	University of Sao Paulo	TNS
Brasil	Instituto de Pesquisas Energeticas e Nucleares	TNS
Brasil	Universidade Federal de Sao Paulo	TNS
Brasil	Universidade Estadual de Campinas	TNS
Bulgaria	Sofia University.	Radón - TNS
Bulgaria	St. Kliment Ohridski University of Sofia.	TNS
Canadá	Carleton University	TNS
Canadá	University of Toronto	TNS
Canadá	Geological Survey of Canada	Espectrometría gamma
Canadá	Radiation Protection Borau	Espectrometría gamma
Canadá	Radiation Protection Bureau of Health Canada	Espectrometría gamma
China	China Institute of Atomic Energy	Espectrometría gamma
China	Beijing National Data Centre and Radionuclide Laboratory	Espectrometría gamma

China	University of South China	Radón intramuros
China	China Institute of Atomic Energy (CIAE)	TNS
China	Shanxi Normal University	TNS
China	Tsinghua University	TNS
China	City University of Hong Kong	TNS
Cuba	Universidad de Oriente	TNS
Egipto	Alexandria University	TNS
Egipto	Ain Shams University	TNS
España	Faculty of Veterinary Sciences	Espectrometría gamma
España	Universitat Politècnica de Valencia	Espectrometría gamma
España	Universidad de Cantoblanco	TNS
España	Universidad Autónoma de Barcelona	TNS
España	Universidad de Sevilla	TNS
España	Universidad de Santiago de Compostela	Radón
España	Universidad de Cantabria	TNS
España	Universidad de Málaga	Espectrometría gamma
España	Universidad de Salamanca	Espectrometría gamma
España	Universidad de Vigo	Espectrometría gamma
Estados Unidos	North Carolina State University	Espectrometría gamma
Estados Unidos	Los Alamos National Lab,	Espectrometría gamma
Estados Unidos	Clemson University, South Carolina	Espectrometría gamma
Estados Unidos	Bloomsburg University of Pennsylvania	Radón intramuros

Estados Unidos	Washington Department of Health.	Radón intramuros
Estados Unidos	University of Michigan	Radón intramuros
Estados Unidos	National Cancer Institute, DHHS, NIH, Division of Cancer Epidemiology and Genetics	Radón intramuros
Estados Unidos	Florida State University	Radón intramuros
Estados Unidos	Oak Ridge National Laboratory	Radón intramuros
Estados Unidos	Lawrence Livermore National Laboratory	Radón intramuros
Estados Unidos	EPA Department Environmental Protection, Bureau of Radiation Protection	Radiación ambiental
Estados Unidos	Savannah River National Laboratory	Radiación ambiental
Estados Unidos	RARAF Columbia University	TNS
Estados Unidos	University of South Alabama	Radiación ambiental
Estados Unidos	University of Chicago	Radiación ambiental
Estados Unidos	Northern Illinois University	Radiación ambiental
Estados Unidos	Texas Tech University	Radiación ambiental
Estados Unidos	Colorado State University	Radiación ambiental
Estados Unidos	Harvard University	Radiación ambiental
Estados Unidos	University of South Carolina	TNS
Estados Unidos	New York University Medical Center	TNS
Estados Unidos	University of Texas at Austin	TNS
Finlandia	Lappeenranta University of Technology	Espectrometría gamma

Francia	Institute Pluridisciplinaire Hubert Curien	TNS
Francia	Universite de Strasbourg et CNRS	TNS
Francia	Université de Franche-Comté	TNS
Francia	LSCE, Laboratoire des Sciences du Climat et de l'Environnement	Espectrometría gamma
Francia	LEGOS, Laboratoire d'Etudes en Géophysique et Océanographie Spatiales	Espectrometría gamma
Francia	Institut de Radioprotection et de Sûreté nucléaire	Espectrometría gamma
Francia	Commissariat à l'Energie Atomique, Centre d'Etudes de Bruyères le Châtel	Espectrometría gamma
Holanda	National Institute of Public Health and the Environment (RIVM)	Radón intramuros
Holanda	Nuclear Research and consultancy Group (NRG)	Radiación ambiental
Hungría	Hungarian Academy of Sciences	Radiación ambiental
Hungría	University of Pannonia	Radón - TNS
India	Government Arts College	Radiación ambiental
India	SSN College of Engineering	Radiación ambiental
India	Indira Gandhi Centre for Atomic Research	Radiación ambiental
India	The Maharaja Sayajirao University of Baroda	TNS
India	Manav Rachana International University	TNS
India	Aligarh Muslim University	TNS
Inglaterra	Kingston University	TNS
Inglaterra	Bournemouth University	TNS
Inglaterra	National Physical Laboratory	TNS
Inglaterra	Health Protection Agency	TNS

Inglaterra	University of Birmingham	TNS
Inglaterra	School of Biological and Environmental Sciences, University of Stirling	Espectrometría gamma
Inglaterra	Rutherford Appleton Laboratory	Espectrometría gamma
Inglaterra	The University of Manchester	Radón intramuros
Inglaterra	University of Surrey	Radiación ambiental
Irán	Amir Kabir University of Technology, Tehran, Iran	Espectrometría gamma
Irán	Nuclear Science and Technology Research Institute	TNS
Irak	Irak University	TNS
Irlanda	University College of Dublin	TNS
Israel	Ben-Gurion University of the Negev	TLD
Israel	Soreq Nuclear Research Centre	Espectrometría gamma
Israel	Israel Institute of Technology	Espectrometría gamma
Israel	Israel Oceanographic and Limnological Research	Espectrometría gamma
Israel	Environmental Radiation laboratory of Tel-Aviv.	Espectrometría gamma
Italia	Urbino University "Carlo Bo"	Espectrometría gamma
Italia	CNR-IENI, Corso Stati Uniti 4, Padova, Italy.	Espectrometría gamma
Italia	Politecnico di Torino	Radón - TNS
Italia	Universita Roma Tre	TNS

Italia	Istituto Nazionale di Geofisica e Vulcanologia	TNS
Italia	University of Bologna	TNS
Japón	Hirosaki University	Espectrometría gamma
Japón	Fukushima Medical University	Radón - TNS
Japón	National Institute of Radiological Sciences	Radón - TNS
Japón	Kyoto University	TNS
Japón	Waseda University	TNS
Japón	Kobe University	TNS
Japón	Waseda University	TNS
Japón	University of Fukui	TNS
Korea	Sungkyunkwan University	TNS
Kuwait	Kuwait University	Espectrometría gamma
Kuwait	College of Technological Studies	Espectrometría gamma
Marruecos	Nuclear Physics and Techniques Laboratory	Radón - TNS
Marruecos	University of Cadi Ayyad	Radón - TNS
México	Universidad Nacional Autónoma de México (IF)	Radón, TNS, Espectrometría gamma, Contaminantes
México	Universidad Nacional Autónoma de México (ICN)	Espectrometría gamma
México	Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares (ININ)	Espectrometría gamma
Nigeria	Crawford University	Radón - Cáncer

Nigeria	Adekunle Ajasin University	Radón - Cáncer
Perú	Pontificia Universidad Católica del Perú	Radón - TNS
Polonia	National Centre for Nuclear Research (NCBJ)	TNS
Rusia	National Research Nuclear University MEPhI	TNS
Saudiarabia	King Saud University	TNS
Serbia	University of Belgrade	Radón intramuros
Sudáfrica	Tshwane University of Technology	Espectrometría gamma
Sudáfrica	Stellenbosch University	Radón en SPA
Sudáfrica	Department of Nuclear Physics	Radón en SPA
Tailandia	Prince of Songkla University	TNS
Venezuela	Universidad Simón Bolívar	TNS
Venezuela	Universidad del Zulia	TNS

Breve revisión de Instituciones Internacionales que desarrollan investigación científica sobre los temas de Trazas Nucleares en Sólidos, Radiación Ambiental, Radón Intramuros, y Espectrometría Gamma. (Apéndice C)

MENTES BRILLANTES - EMOCIONES INERTES

(Sobre el pensamiento y comportamiento humano)

Los siglos XX y XXI, se han destacado por el gran avance científico y tecnológico; podemos observar el interior de un átomo, se descifro el genoma humano, los sistemas de comunicación y de información son inmediatos y globales, esto entre otros muchos avances tecnológicos. Pero como se ha cuestionado desde hace décadas, no se ha tenido un avance científico al mismo ritmo en las áreas humanísticas y sociales, ni en las psico-neurológicas. Las evidencias físicas nos demuestran que el ser humano y su comportamiento psico-social, se deteriora, tendiendo hacia su autodestrucción.

Este tema lo trata el filósofo Baruj Spinoza (Baruj de Espinosa), en su libro "Ética", publicado en el siglo XVII. A continuación, nos permitimos hacer una reflexión sobre el pensamiento humano y su comportamiento, en base a la filosofía de Baruj Spinoza. Pues no solo de Física vive el humano.

**Reflexión sobre el pensamiento humano
y la filosofía del comportamiento**
(revisando a Baruch Spinoza, Etica y Política)

“El humano por ser parte de la naturaleza, está necesariamente sometido a pasiones, deseos y apetitos”, así lo menciona Baruj Spinoza, en su Tratado Político y Etico.

El carácter subjetivo, azaroso e inconstante de la imaginación del humano, se transmite a los afectos, en definitiva, un humano que viva a nivel imaginativo y pasional, tiene un mundo propio e individual, que no coincide en absoluto con el de otro. De ahí, que ambos se odien fácilmente, sobre todo cuando desean un objeto que solo uno de ellos puede poseer.

El amor a uno mismo (amor propio) empuja a los humanos a que no piensen en su propia impotencia, sino solo a su poder, con exclusión de los demás. En una palabra, los humanos son “naturalmente” ambiciosos, es decir: “desean que todos los demás vivan según su criterio personal”. Pero, como todos ellos tienen ese mismo deseo, se estorban unos a otros. La enemistad, la inseguridad y la guerra entre los humanos, proviene de que no se rigen por la razón, sino por las pasiones, ya que son estas las que los oponen.

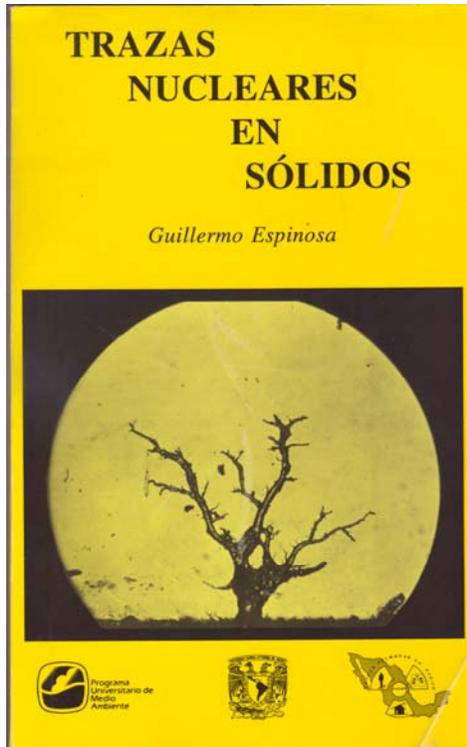
Lo obvio sería decir, que la solución está en que entre en juego la razón. ¿Por qué no ocurre?

Los humanos se oponen unos a otros, pese a necesitarse. Así pues, para que los humanos puedan vivir en concordia y prestarse ayuda, es necesario que renuncien (cedan) a su “Derecho Natural” o sea sus pasiones y deseos, y así se den garantía mutua de que no harán nada que pueda redundar en perjuicio del otro.

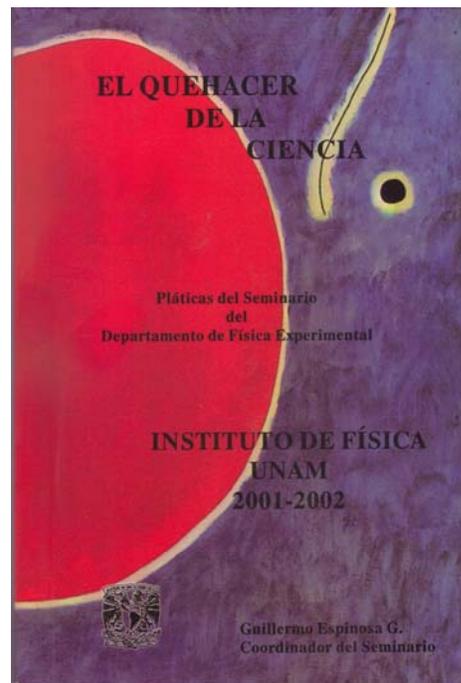
(Baruj Spinoza – Tratado político. Alianza Editorial, Madrid, 1986)

G. Espinosa G.

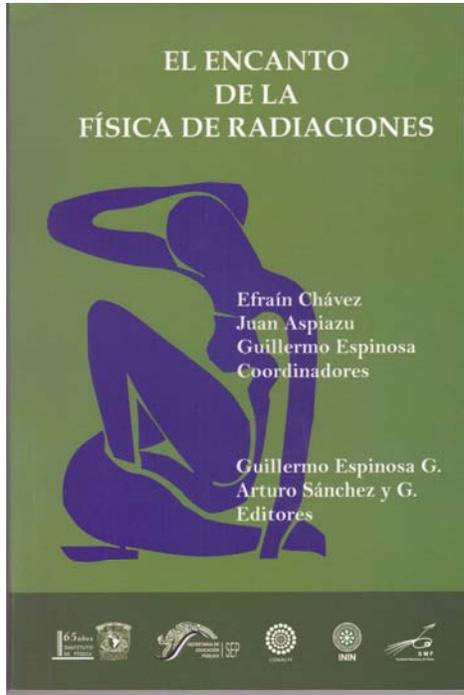
DE LA SERIE COLECCIÓN
UNAM



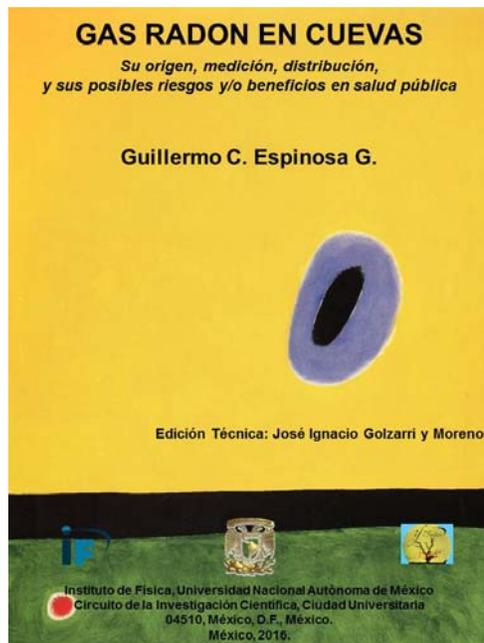
Ed. UNAM, 1994



Ed. UNAM. 2002



Ed. UNAM. 2004



Ed. UNAM, 2016.

De los autores:

El Dr. Guillermo C. Espinosa García, nació en la Ciudad de México. Su formación académica fue poco convencional, tanto para un ingeniero, como para un físico. Se tituló como Ingeniero en Comunicaciones y Electrónica, en la Escuela Superior de Ingeniería Mecánica y Eléctrica del IPN; la Maestría en Sistemas, en la Universidad Iberoamericana, en 2 especialidades: Investigación de Operaciones y Desarrollo Organizacional; y obtuvo el Doctorado en Ciencias (Física de Materiales) en el Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), además de haber terminado los estudios de Doctorado en Administración Pública en la Facultad de Ciencias Políticas y Sociales de la UNAM. Obteniendo con estos estudios una formación en Ciencias Exactas y Humanísticas.

Investigador Titular (TC) del Instituto de Física de la UNAM y Profesor de la Facultad de Ciencias de la UNAM desde 1968. Con experiencia de más de 50 años como Investigador y Profesor en las áreas de radiaciones ionizantes y efectos en el humano, interacción de la radiación con los materiales, manejo de radioisótopos, contaminantes radioactivos en agua, aire, suelos y alimentos, protección radiológica, e instrumentación nuclear.

Ha publicado más de 190 artículos de investigación en revistas arbitradas de circulación internacional, con más de 900 citas (*Science Citation Index*), 7 libros y más de 10 capítulos de libros. Editor de revistas de circulación internacional en el tema de radiaciones (*Radiation Measurements* y *Journal of Nuclear Physics, Material Science, Radiation and Applications*), y revisor de artículos científicos para más de 12 revistas internacionales; además de haber sido consultor y profesor visitante en los laboratorios de *Lawrence Livermore National Laboratory (LLNL)* y *Oak Ridge National Laboratory (ORNL)*, en los Estados Unidos, la *Energia Nucleare ed Energie Alternative (ENEA)* de Italia; además del *Technion Institute Technology*, el *Weizman Institute of Science* y el *Nahal Sorek Nuclear Research Center*, de Israel. Y en lo referente a la formación de recursos humanos, el autor ha dirigido más de 60 tesis de Licenciatura, Maestría y Doctorado, teniendo

entre sus ex-estudiantes que un buen número de ellos se han destacado como investigadores, directivos de instituciones de ciencia y tecnología, así como funcionarios universitarios. Esta experiencia, ha dado lugar a 3 patentes, un certificado de derecho de autor por un programa de cómputo, y el desarrollo de dispositivos para la medición de radón intramuros, su metodología y su análisis, reconocidos internacionalmente.

Miembro del Sistema Nacional de Investigadores (SNI) desde 1984 y ha formado parte de comités consultivos y de evaluación del CONACYT, ININ, IFUNAM, FCUNAM, UAEMex, entre otras instituciones.

El Dr. Espinosa es miembro fundador del *International Nuclear Track Society* y Presidente de ésta sociedad dos veces, de 1983 a 1985 y de 2011 a 2014. Es miembro de la Academia Mexicana de Ciencias, del Colegio de Ingenieros, de la *Health Physics Society (Emeritus)*, de la Sociedad Mexicana de Física de la cual ha sido Tesorero y Secretario General, así como Presidente de la División de Física de Radiaciones y de la Sociedad Mexicana de Seguridad Radiológica, de la cual fue Vicepresidente, además de otras sociedades.

Desde 1985, ha sido responsable del Proyecto de Aplicaciones de la Dosimetría del Instituto de Física de la UNAM (PAD-IFUNAM).

El Dr. Arturo Ángeles cursó la carrera de Física en la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), y la Maestría y el Doctorado en la Universidad Autónoma del Estado de México (UAEMex), en la especialidad de Física Médica. Desde 1989 labora en el Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares (ININ), en el Departamento de Protección Radiológica, estando involucrado en los aspectos de seguridad de la Planta Nuclear de Laguna Verde, Ver., control de calidad en hospitales en Rayos-X diagnóstico y medicina nuclear. Además de ser instructor en los cursos de protección radiológica que imparte el ININ, y profesor en la Maestría de Física Médica de la UAEMex.

Con experiencia en espectrometría gamma, radiación ambiental, y efectos de las radiaciones ionizantes en células pulmonares y cáncer de pulmón por radón.

Cuenta con una producción de más de 15 artículos publicados y más de 5 tesis dirigidas, a la fecha.

El Dr. Arturo Ángeles es actualmente uno de los expertos mexicanos en protección radiológica y seguridad nuclear.

