



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE  
MÉXICO

## **PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN CIENCIAS QUÍMICAS**

*“Radiación gamma, niveles de Radón sus descendientes  
y factores de equilibrio  
en la Zona Metropolitana de Guadalajara Jalisco”*

TESIS  
PARA OPTAR POR EL GRADO DE

### **MAESTRO EN CIENCIAS**

PRESENTA

O. Omar Yhair Morales Balderas



TUTOR: M. en C. Ma Trinidad Martínez Castillo 2008



Universidad Nacional  
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

**Biblioteca Central**



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

## JURADO ASIGNADO

Presidente

Dra. Alicia Negrón Mendoza

Vocal

Dr. Pedro Ramón González Martínez

Secretario

Dra. Sofía Guillermina Burillo Amezcua

Primer suplente

M. en C. Juan Lartigue Gordillo

Segundo suplente

Dr. Juan Manuel Navarrete Tejero

## SITIO DONDE SE DESARROLLO EL TEMA

Este trabajo se desarrollo en la Facultad de Química en el laboratorio de Química Nuclear perteneciente al Departamento de Química Inorgánica de la Universidad Autónoma de México.

## ASESOR DEL TEMA

M. en C. Ma. Trinidad Martínez Castillo.

## AGRADECIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo económico otorgado durante mis estudios de Maestría en el Programa de Ciencias Químicas.

A Dios por darme fortaleza espiritual en los momentos más difíciles de mi vida, por darme sabiduría y guiarme siempre hacia mí mejor bien y el de los demás.

A mis padres Arturo y Maritza por enseñarme a caminar y dejar mis propias huellas y no pisar sobre las huellas de los demás, porque si lo hago, no dejaré marca.

A mi hermano Germán por su cariño y el consejo que nunca olvido: "El mundo espera que logres algo, independientemente de que te sientas bien o no contigo mismo".

A la M. en C. Trinidad Martínez por su valiosa ayuda, paciencia y el apoyo económico para asistir al congreso de Química Nuclear en Cancún.

A mis amigos César Nava, Iván Meléndez y Antonio Bolaños. Gracias por llenar mi vida con tanta felicidad.

A mis tíos; Rosio Morales, Juan Álvarez, Antonio Hernández y a mi abuelo Isaías Morales. Porque me han ayudado a salir adelante.

A mis maestros; el Dr. Manuel Navarrete, el M. en C. Juan Lartigue y al M. en C. Luis Cabrera por todo lo que aprendí de ellos.

Este trabajo de investigación esta dedicado a la memoria de mi padre Arturo Morales Pérez ya que gracias a su gran amor he conseguido alcanzar mis metas.

***"EL ÉXITO SE DEBE A CUANTA GENTE TE SONRIE, A CUANTA GENTE AMAS Y  
CUANTOS ADMIRAN TU SINCERIDAD Y LA SENCILLEZ DE TU ESPIRITU"***

Este trabajo se presentó en el congreso  
"2<sup>nd</sup> International Nuclear Chemistry Congress"  
Cancún, México; 13 – 18 de Abril del 2008.

## INDICE

---

<b>INTRODUCCION</b>	1
<b>OBJETIVOS</b>	3
<hr/>	
<b>CAPITULO 1.1 PARTE TEORICA</b>	4
1.1 Radón, aspectos generales	4
<b>1.2 SERIES DE DESINTEGRACION</b>	6
<b>1.3 RADON 222</b>	8
1.3.1 ¿Qué es el Radón?	8
1.3.2 Consideraciones particulares sobre el Radón	8
1.3.3 Solubilidad del Radón en agua	9
1.3.4 Propiedades físicas y químicas	9
1.3.5 Productos de decaimiento del Radón	10
1.3.5.1 Relación entre la concentración de Radón y la de sus productos de decaimiento	11
<b>1.4 RADON 220</b>	12
1.4.1 Características generales del Torio	12
1.4.2 Estudios sobre el <sup>220</sup> Rn	12
<b>1.5 PROCEDENCIA DEL RADON</b>	17
1.5.1 Radón en la corteza terrestre	17
1.5.2 Factores geológicos	17
1.5.3 Radón en las rocas	18
1.5.4 Radón en el suelo	19
1.5.5 Radón en agua	20
1.5.6 Radón en los materiales de construcción	21
<b>1.6 FACTOR DE CONVERSION DE DOSIS PARA LA CONCENTRACION DE RADON</b>	22
1.6.1 Dosis efectiva por unidad de exposición de Radón	23
<b>1.7 RIESGO A LA SALUD POR RADON</b>	26
1.7.1 Antecedentes	26
1.7.2 Riesgo a la salud por Radón	29
1.7.3 Mecanismos de inducción del cáncer pulmonar	31
1.7.4 Radón ingerido	32
1.7.5 Relación entre fumar y los riesgos del Radón	33

---

1.7.6 Otros posibles riesgos a la salud producidos por el Radón	35
1.7.7 Como reducir los riesgos del Radón	35
1.7.7.1 Dejar de fumar	36
1.7.7.2 Evitar las habitaciones con altos niveles de Radón	36
1.7.7.3 Ventilar la casa	37
<b>1.8 INSTRUMENTOS DE MEDICION DEL RADON</b>	<b>38</b>
1.8.1 Condiciones para realizar la medición	39
1.8.1.1 Condiciones de medición estandarizadas	39
1.8.1.2 Condiciones de la casa	40
1.8.2 Tipos de mediciones	40
1.8.2.1 Medidas de investigación	41
1.8.2.2 Medidas de seguimiento	42
<b>1.9 RADIACION GAMMA</b>	<b>44</b>
1.9.1 Antecedentes	44
1.9.2 Primarios y secundarios	45
1.9.3 Efecto de la altura	46
1.9.4 Efecto de la latitud	47
<b>1.10 DOSIMETROS TERMOLUMINISCENTES TLD</b>	<b>49</b>
1.10.1 Aspectos generales	49
1.10.2 Termoluminiscencia	50
1.10.3 ¿Cómo trabaja un dosímetro termoluminiscente?	50
1.10.4 Características de un material TLD	51
1.10.5 Principio físico de los TLD	51
1.10.6 Sensibilidad	52
1.10.7 Desvanecimiento en la señal	53
1.10.8 Tipos de dosímetros TLD	53
<hr/>	
<b>CAPITULO 2. PARTE EXPERIMENTAL</b>	<b>55</b>
<b>2.1 DESCRIPCION DEL SITIO DE MUESTREO EN LA ZONA METROPOLITANA DE GUADALAJARA (ZMG)</b>	<b>55</b>
<hr/>	
2.1.1 Suelo	55
2.1.2 Características litológicas de la ZMG	55
2.1.2.1 Municipio de Guadalajara	56
<hr/>	

---

2.1.2.2 Municipio de Zapopan	56
2.1.2.3 Municipio de Tonalá	56
2.1.2.4 Municipio de Tlaquepaque	57
2.1.3 Características geomorfológicas más importantes de la Zona Metropolitana de Guadalajara ZMG	57
2.1.4 Clima	58
2.1.5 Temperatura	58
2.1.5.1 Municipio de Guadalajara	58
2.1.5.2 Municipio de Zapopan	59
2.1.5.3 Municipio de Tonalá	59
2.1.5.4 Municipio de Tlaquepaque	59
2.1.6 Vientos dominantes	59
2.1.7 Humedad relativa	60
2.1.8 Tipos de acuíferos	60
2.1.9 Radiación o incidencia solar	60
<b>2.2 EQUIPOS DE MEDICIÓN USADOS EN EL TRABAJO EXPERIMENTAL</b>	<b>61</b>
2.2.1 Monitor continuo de niveles de trabajo	61
2.2.1.1 Precisión de la medición	63
2.2.1.2 Constante de calibración	64
2.2.2 E-PERM (Electret Passive environmental Radon Monitor)	66
2.2.2.1 Características de las cámaras	66
2.2.2.2 Características de la tapa del electreto	67
2.2.2.3 Características del electreto	67
2.2.2.4 Características de las cámaras	70
2.2.2.5 Cámaras de difusión de torón	70
2.2.2.6 Ventajas y desventajas de los electretos	71
2.2.3 Dosímetros TLD	71
<b>2.3 FACTORES DE CORRECCIÓN EN EL SISTEMA E-PERM</b>	<b>73</b>
2.3.1 Corrección por altura para monitores de Radón E-PERM	73
<b>2.4 OBJETIVOS DE CONTROL DE CALIDAD</b>	<b>77</b>
2.4.1 Control de calidad para el monitor continuo de niveles de trabajo CWLM	78
2.4.1.1 Calibraciones	78
2.4.1.1.1 Calibración de la eficiencia	78
2.4.1.1.2 Calibración del flujo	80

---



---

2.4.2 Calibración del sistema E-PERM	82
2.4.2.1 Correcciones por altura para monitores de Radón E-PERM en la ZMG	82
2.4.2.2 Factor de calibración del sistema E-PERM	83
2.4.2.3 Incertidumbres aleatorias en el sistema E-PERM	85
<b>2.5 METODOLOGIA</b>	88
2.5.1 Sitios de muestreo en la Zona Metropolitana de Guadalajara ZMG	88
2.5.2 Colocación del equipo de muestreo E-PERM	89
2.5.3 Colocación del monitor continuo de niveles de trabajo	90
2.5.4 Colocación de los TLD	90
2.5.5 Características de las casas muestreadas y materiales de construcción	90
<b>CAPITULO 3 RESULTADOS Y DISCUSION</b>	92
<b>3.1 RESULTADOS DEL MUESTREO CON EL SISTEMA E-PERM</b>	92
3.1.1 Concentración de radón en cámara L	93
3.1.2 Concentración de radón en cámara H	96
3.1.3 Concentración de radón en cámara S	99
3.1.4 Concentración de torón en cámara S	102
3.1.5 Comparación de las concentraciones de radón medidas con las diferentes configuraciones del sistema E-PERM	104
3.1.6 Resultado de las incertidumbres aleatorias en el sistema E-PERM y medidas por duplicado	105
3.1.7 Resultados del muestreo con TLD	106
<b>3.2 ANALISIS DE RESULTADOS DEL MONITOR CONTINUO DE NIVELES DE TRABAJO CWLM</b>	111
3.2.1 Resultados del muestreo con el monitor continuo de niveles de trabajo	113
<b>CONCLUSIONES</b>	133
<b>REFERENCIAS</b>	136

---

---

## INDICE DE TABLAS

---

Tabla 1. Dosis anual de fuentes naturales en zonas de fondo de radiación normal	2
Tabla 1.2.1 Serie del $^{232}\text{Th}$	6
Tabla 1.2.2. Serie del $^{238}\text{U}$	7
Tabla 1.2.3. Serie del $^{235}\text{U}$	7
Tabla 1.4.1 Rango (R) y media aritmética (MA) de la tasa de exhalación del radón ( $E_{222\text{Rn}}$ ) y torón ( $E_{220\text{Rn}}$ ) en China de varios materiales de construcción y suelos; n es el numero de muestras	15
Tabla 1.7.1. Grupos de mineros, numero de expuestos, seguimiento epidemiológico de personas por año y muertes de cáncer de pulmón (NAS 1999)	28
Tabla 1.7.2. Cuadro para la evaluación del riesgo por radón	30
Tabla 1.9.1. Composición de los rayos cósmicos, primarios y secundarios	45
Tabla 2.1.1. Suelos dominantes por municipio en la ZMG	56
Tabla 2.1.2. Climas de Jalisco	58
Tabla 2.1.3. Humedad relativa anual promedio durante 27 años en la ZMG	60
Tabla 2.3.1. Factor de corrección experimental para diferentes cámaras E-PERM indicando sus elevaciones y su presión atmosférica correspondiente.	74
Tabla 2.4.1. Calibración de eficiencia	79
Tabla 2.4.2. Calibración del flujo	81
Tabla 2.4.3. Altitud de Guadalajara y sus municipios	82
Tabla 2.4.4. Factor C para cámaras L en la ZMG	82
Tabla 2.4.5. Factor C para cámaras S en la ZMG	82
Tabla 2.4.6. Valores de E para los diferentes tipos de cámaras	83
Tabla 2.4.7. Limite inferior de detección LLD para las diferentes configuraciones E-PERM	87
Tabla 2.5.1. Tipo de construcción y algunas de las costumbres de los moradores de las 25 casas monitoreadas de la ZMG.	90
Tabla 2.52. Material de construcción y tipo de acabado en interiores	91
Tabla 3.1.1. Concentraciones de $^{222}\text{Rn}$ y $^{220}\text{Rn}$ en interiores medidas con diferentes configuraciones E-PERM	104
Tabla 3.1.2. Error total $E_T$ para las diferentes configuraciones del sistema E-PERM	105

---

Tabla 3.1.3. Resumen de las medidas duplicado en las mediciones de <sup>222</sup> Rn hechas con las diferentes configuraciones	106
Tabla 3.2.1. Calibración de eficiencia (invierno)	113
Tabla 3.2.2. Calibración del flujo (invierno)	114
Tabla 3.2.3. Resultados del monitoreo de invierno	114
Tabla 3.2.4. Calculo de límites de control para una muestra sin la contribución del extremo	117
Tabla 3.2.5. LC para las 2 muestras y sus duplicados, con y sin la contribución del extremo	119
Tabla 3.2.6. % de puntos fuera para interiores (figuras 2.7.1 y 2.7.2) y exteriores (figuras 2.7.3 y 2.7.4)	121
Tabla 3.2.7. WL máximos y mínimos en interiores (figura 2.7.1 y 2.7.2) y exteriores (figura 2.7.3 y 2.7.4) y su relación	123
Tabla 3.2.8. LC para los grupos 1 y 2 con y sin la contribución del extremo	127
Tabla 3.2.9. Factores de equilibrio y dosis equivalente en interiores y exteriores estacionales a lo largo del año 2007	130
Tabla 3.2.10. Dosis equivalente calculada con el factor de conversión experimental y el propuesto por el UNCEAR 2000 para ambientes interiores	132

---

## INDICE DE FIGURAS

---

Figura 1.4.1. Relación entre $^{232}\text{Th}$ en suelos y $^{220}\text{Rn}$ exterior	14
Figura 1.4.2. Relación entre $^{232}\text{Th}$ en suelos y $^{220}\text{Rn}$ interior	14
Figura 1.4.3. Relación entre las concentraciones en interiores de $^{222}\text{Rn}$ y $^{220}\text{Rn}$	16
Figura 1.6.1. Factor de conversión de dosis efectiva por unidad de exposición de radón contra el factor de equilibrio usando las expresiones potencial y log-potencial con relación entre fp y F	25
Figura 1.9.1. La intensidad de los rayos cósmicos aumenta con la altitud hasta una altura de 16 a 24 km, y luego disminuye	47
Figura 1.9.2. Grafica de la intensidad de los rayos cósmicos en distintas latitudes de la superficie terrestre.	48
Figura 2.2.1. Cargador de batería BC-WLM	61
Figura 2.2.2. Unidad muestreadora WLM-1A	62
Figura 2.2.3. Unidad lectora WLR-1A	62
Figura 2.2.4. Recarga de la unidad muestreadora WLM-1A con la unidad lectora WLR-1A	62
Figura 2.2.5. Recarga de la unidad muestreadora WLM-1A con el cargador de batería BC-WLM	63
Figura 2.2.6. Equipo E-PERM	66
Figura 2.2.7. Electreto de Teflón cargado eléctricamente. Izquierda, destapado. Derecha con su cubierta taparroasca	67
Figura 2.2.8. Cámara L de 50 mL con electreto de largo plazo (rojo)	68
Figura 2.2.9. Cámara S de 210 mL con electreto de corto plazo (azul)	68
Figura 2.2.10. Cámara H de 960 mL con electreto de corto plazo (azul)	68
Figura 2.2.11 Dimensiones de las cámaras usadas en el sistema E-PERM	69
Figura 2.2.12. Cámara de torón 210 mL	70
Figura 2.2.13. Cámaras de radón y torón con electretos de corto plazo (azules)	71
Figura 2.4.1. Técnica de la burbuja de jabón	81
Figura 2.5.1. Sitios de monitoreo en la ZMG	88

---

---

Figura 3.1.1. Concentración promedio anual de radón en interiores en la ZMG configuración LLT	95
Figura 3.1.2. Distribución de frecuencias de la concentración promedio anual de radón en la ZMG configuración LLT	96
Figura 3.1.3. Variaciones estacionales anual de la concentración promedio de radón en la ZMG configuración LLT	97
Figura 3.1.4. Concentración promedio anual de radón en interiores de la ZMG configuración HST	99
Figura 3.1.5. Distribución de frecuencias de la concentración promedio anual de radón en la ZMG configuración HST	99
Figura 3.1.6. Variaciones estacionales de la concentración anual promedio de radón en la ZMG configuración HST	100
Figura 3.1.7. Concentración promedio anual de radón en interiores de la ZMG configuración SSTB	101
Figura 3.1.8. Distribución de frecuencias de la concentración promedio anual de radón en la ZMG configuración SSTB	102
Figura 3.1.9. Variaciones estacionales de la concentración anual promedio de radón en la ZMG configuración SSTB	102
Figura 3.1.10. Distribución de frecuencias de la concentración promedio anual de torón en la ZMG configuración SSTB	104
Figura 3.1.11. Variaciones estacionales de la concentración de torón anual promedio en la ZMG configuración SSTB	104
Figura 3.1.12. Variación del promedio anual de la exposición a la radiación gamma ( $\mu\text{Gy/h}$ ) en interiores	108
Figura 3.1.13. Concentración promedio anual de radón ( $\text{Bq/m}^3$ ) medida con LLT y tasa de exposición a la radiación gamma ( $\mu\text{Gy/h}$ ).	109
Figura 3.1.14. Concentración promedio anual de radón ( $\text{Bq/m}^3$ ) medida con SSTB y tasa de exposición a la radiación gamma ( $\mu\text{Gy/h}$ ).	109
Figura 3.1.15. Concentración promedio anual de radón ( $\text{Bq/m}^3$ ) medida con HST y tasa de exposición a la radiación gamma ( $\mu\text{Gy/h}$ ).	110
Figura 3.1.16. Representación bidimensional de las concentraciones ( $\text{Bq/m}^3$ ) anuales de $^{222}\text{Rn}$ y $^{220}\text{Rn}$ así como la tasa de exposición gamma ( $\mu\text{Gy/h}$ ) anual.	111

---

---

Figura 3.2.1. LC para el grafico de x (interior del 9-14 Enero) con y sin la contribución del extremo	121
Figura 3.2.2. LC para el grafico de x (interior del 17-22 Enero) con y sin la contribución del extremo	122
Figura 3.2.3. LC para el grafico de x (exterior del 14-19 de Febrero) con y sin la contribución del extremo	123
Figura 3.2.4. LC para el grafico de x (exterior del 21-26 de Febrero) con y sin la contribución del extremo	123
Figura 3.2.5. LC para los rangos r con y sin la contribución del extremo (interior 9-14 de Enero)	124
Figura 3.2.6. LC para los rangos r con y sin la contribución del extremo (interior 17-22 de Enero)	125
Figura 3.2.7. LC para los rangos r con y sin la contribución del extremo (exterior 14-19 de Febrero)	125
Figura 3.2.8. LC para los rangos r con y sin la contribución del extremo (exterior 21-26 de Febrero)	126
Figura 3.2.9. LC para el grafico de x con y sin la contribución del extremo para el grupo 1 en interiores con un porcentaje de torón.	129
Figura 3.2.10. LC para el grafico de x con y sin la contribución del extremo para el grupo 2 en exteriores con porcentaje de torón insignificante	129
Figura 3.2.11. LC del grafico de r para el grupo 1 con y sin la contribución del extremo en interiores con un porcentaje de torón	130
Figura 3.2.12. LC del grafico de r para el grupo 2 con y sin la contribución del extremo en exteriores con un porcentaje de torón insignificante	130
Figura 3.2.13. Variación del factor de equilibrio (F) en interiores, concentración de radón ( $Bq/m^3$ ) y concentración de partículas suspendidas totales (PST) en la ZMG	133

---

## INDICE COMPLEMENTARIO

### *CAPITULO 1.1 PARTE TEORICA*

- 1.2 SERIES DE DESINTEGRACION
- 1.3 RADON 222
- 1.4 RADON 220
- 1.5 PROCEDENCIA DEL RADON
- 1.6 FACTOR DE CONVERSION DE DOSIS PARA LA CONCENTRACION DE RADON
- 1.7 RIESGO A LA SALUD POR RADON
- 1.8 INSTRUMENTOS DE MEDICION DEL RADON
- 1.9 RADIACION GAMMA
- 1.10 DOSIMETROS TERMOLUMINISCENTES TLD

### *CAPITULO 2. PARTE EXPERIMENTAL*

- 2.1 DESCRIPCION DEL SITIO DE MUESTREO EN LA ZONA METROPOLITANA DE GUADALAJARA (ZMG)
- 2.2 EQUIPOS DE MEDICION USADOS EN EL TRABAJO EXPERIMENTAL
- 2.4 OBJETIVOS DE CONTROL DE CALIDAD
- 2.5 METODOLOGIA

### *CAPITULO 3 RESULTADOS Y DISCUSION*

- 3.1 RESULTADOS DEL MUESTREO CON EL SISTEMA E-PERM
- 3.2 ANALISIS DE RESULTADOS DEL MONITOR CONTINUO DE NIVELES DE TRABAJO CWLM

### *CONCLUSIONES*

### *REFERENCIAS*

Palabras clave: RADON, DESCENDIENTES DE RADON, RADIACION GAMMA, RAYOS COSMICOS Y FACTORES DE EQUILIBRIO

## INTRODUCCION

La mayor parte de la radiación recibida por la población del mundo proviene de fuentes naturales. Este tipo de exposición es, en la mayoría de los casos inevitable. La superficie de la Tierra, desde los orígenes del planeta, ha estado afectada por la radiación proveniente del espacio exterior y de los materiales radiactivos constituyentes de la corteza terrestre.

Aunque todos los seres humanos están expuestos a la radiación natural, algunos lo están más que otros. Ello depende del lugar donde vivan; en zonas con rocas o suelos particularmente radiactivos, las dosis llegan a ser 20 veces mayores que los valores medios mundiales. La dosis también depende de la forma de la vida de la población; la utilización de determinados materiales de construcción en sus viviendas, el cocinar con gas natural o carbón y el aislamiento térmico de los ambientes. También los viajes en avión aumentan la exposición a la radiación natural. En la tabla 1, se presenta la contribución de las distintas fuentes de radiación natural, a la dosis recibida por la población.

Los principales materiales radiactivos presentes en las rocas que constituyen la corteza terrestre son el potasio 40 y las dos series de elementos radiactivos naturales procedentes de la desintegración del uranio 238 y del torio 232. También existe el rubidio 87 y el uranio 235 pero revisten menor importancia.

Los niveles de radiación natural terrestre alrededor del mundo difieren de un lugar a otro, en razón de la variación de la concentración de estos materiales en la corteza. Para la mayor parte de la población, tales diferencias son especialmente significativas. Las evaluaciones realizadas por el Comité Científico de las Naciones Unidas sobre los Efectos de las Radiaciones Atómicas (UNSCEAR de sus siglas en inglés) muestran que la dosis efectiva anual promedio por radiación externa es de  $460 \mu\text{Sv}^*$ .

\* El efecto biológico se describe con el producto de la dosis absorbida ( $\text{Gy} = \text{J/kg}$ ) y el factor de calidad (FC), a esta cantidad se le conoce como dosis equivalente (Sievert). El FC es la variación de los efectos biológicos producidos por energías iguales absorbidas por diferentes tipos de radiación



Tabla 1. Dosis anual de fuentes naturales en zonas de fondo de radiación normal<sup>(1)</sup>

Fuentes de radiación	Dosis equivalente efectiva anual ( $\mu\text{Sv}$ )
Rayos cósmicos	380
Radionúclidos cosmogénicos	12
potasio 40	300
rubidio 87	6
Serie de uranio 238:	141
uranio 238 – torio 230	4
radio 226	1200
radón 222 – polonio 214	50
Serie del torio 232:	
torio 232 - torio 228	196
torio 220 - polonio 212	73
TOTAL	2192

Por otra parte, cabe decir que, en promedio, un tercio de la dosis efectiva recibida por el ser humano de las fuentes naturales terrestre procede de sustancias radiactivas que se encuentran en el aire, los alimentos y el agua. La dosis efectiva anual debida a la inhalación (excluyendo el radón), ingestión de alimentos y agua, es 230  $\mu\text{Sv}$ , de los cuales 170  $\mu\text{Sv}$  corresponden al potasio 40 y 60  $\mu\text{Sv}$  a los radionúclidos de las cadenas de desintegración del uranio 238 y torio 232. Por otro lado si se realizan 5 vuelos a Europa se duplica la dosis anual que se recibe normalmente <sup>(1)</sup>.

## *OBJETIVOS*

### Objetivos Generales.

- ❑ Evaluar la dosis efectiva que por radiación gamma anual es recibida por la población en la Zona Metropolitana de Guadalajara.
- ❑ Calcular la dosis efectiva anual que recibe por inhalación de radón la población de la Zona Metropolitana de Guadalajara.

### Objetivos Específicos.

- ❑ Obtener las concentraciones anuales y estacionales de radón en interiores de casa habitación.
- ❑ Obtener las concentraciones anuales en función del tiempo de los descendientes del Radón en interiores.
- ❑ Obtener el factor de equilibrio entre el radón y sus descendientes.
- ❑ Implementar la técnica de medición de radón (en interior de casa habitación) con diferentes tipos de cámaras e incertidumbres asociadas a cada una de ellas, así como sus controles de calidad.
- ❑ Relacionar los hábitos y costumbres de los moradores con la magnitud de la concentración anual promedio del área monitoreada.
- ❑ Determinar cuales son los factores que influyen en la concentración de radón en interiores en cada estación del año.
- ❑ Establecer modelos para el calculo de la dosis efectiva recibida por el hombre, vía inhalación en casa habitación.

# CAPITULO 1 PARTE TEORICA

## 1.1 RADON ASPECTOS GENERALES

En los últimos años se ha determinado que la fuente de radiación de origen natural que más contribuye a la dosis efectiva recibida por el ser humano es un gas (incolore, insípido e inodoro) denominado radón. El Comité Científico de las Naciones Unidas sobre los Efectos de las Radiaciones Atómicas (UNSCEAR) ha estimado que el radón y los radionúclidos resultantes de su desintegración (conocidos como descendientes del radón) contribuyen con las tres cuartas parte de la dosis efectiva recibida por el hombre debido a las fuentes naturales terrestres, y son, aproximadamente, el 40% de la recibida de la totalidad de las fuentes naturales. La mayor parte de la dosis debida al radón, especialmente en ambientes cerrados, proviene de sus hijos, es decir de los isótopos que se generan luego de la desintegración alfa del radón.

El radón tiene dos isótopos importantes desde el punto de vista de la dosis que proporcionan; el radón 222 ( $^{222}\text{Rn}$ ), uno de los radionúclidos presentes en el proceso de desintegración del uranio 238, y el radón 220 ( $^{220}\text{Rn}$ ) producido en las series de desintegración del torio 232. El radón fluye del suelo en todas partes del globo, pero sus niveles en el ambiente varían mucho de un lugar a otro. Las concentraciones de radón en el interior de los edificios son, en promedio, unas 8 veces superiores a las existentes en el exterior. Si bien los materiales de construcción contienen elementos radiactivos naturales y suelen ser fuentes de emanación de radón, el terreno en el que se asientan las viviendas es casi siempre la fuente más importante. En países de clima frío, como en el caso de Suecia y Finlandia, donde las viviendas se mantienen cerradas la mayor parte del año y con un mínimo intercambio de aire con el exterior, la concentración de radón supera los  $800 \text{ Bq/m}^3$ . Estos niveles altos no han sido observados en Argentina donde la concentración promedio de radón es de  $35 \text{ Bq/m}^3$ .

El UNSCEAR, en su informe del año 1993, estima una concentración media ponderada mundial del radón en el interior de viviendas, de  $40 \text{ Bq/m}^3$ . En las áreas continentales, el valor promedio, en el exterior, es de  $10 \text{ Bq/m}^3$  y algo menor en áreas costeras<sup>(1)</sup>.

La importancia de estimar la concentración de radón y torón es porque este último no ha sido estudiado en muchos países incluyendo México y por el impacto de ambos en la salud con el riesgo de producir cáncer. En el caso del torón al contrario del radón y en parte porque su vida media es muy corta y su dinámica así como la de su progenie no esta bien cuantificada y comprendida. Por lo tanto el modelo disimétrico pulmonar asociado a su progenie esta al presente menos desarrollada que el de la progenie de radón.

## 1.2 SERIES DE DESINTEGRACION

Rutherford y sus colegas fueron quienes descubrieron que cuando un átomo radiactivo se desintegra lanzando una partícula  $\alpha$  o  $\beta$ , el átomo residual es aún inestable y más tarde o temprano expulsará otra partícula para convertirse en otro átomo diferente. Encontraron que este proceso continúa a través de series de elementos, terminando finalmente en un átomo estable no radiactivo<sup>(2)</sup>.

Una serie de desintegración se forma cuando el producto de la desintegración de un núcleo inestable da lugar a otro núcleo radiactivo. Las investigaciones sobre las desintegraciones sucesivas han permitido agrupar los elementos radiactivos en series o familias. Una serie radiactiva completa se inicia con el padre, o cabeza de serie, y termina con el isótopo estable; los isótopos generados por desintegraciones sucesivas son los descendientes o hijos. Existen tres cadenas o series radiactivas en la naturaleza; la serie del  $^{232}\text{Th}$  la serie del  $^{238}\text{U}$  y la serie del  $^{235}\text{U}$ <sup>(3)</sup>. Los miembros de estas series se indican en las tablas 1.2.1, 1.2.2 y 1.2.3<sup>(4)</sup>.

Tabla 1.2.1 Serie del  $^{232}\text{Th}$

Elemento	Símbolo	Vida media	Energía (MeV)			% de ocurrencia $\gamma$
			$\alpha$	$\beta$	$\gamma$	
90 Torio	$^{232}\text{Th}$	$1.4 \times 10^{10}$ a	4.0	—	0.06	23
88 Radio	$^{228}\text{Ra}$	5.8 a	—	0.054	—	—
89 Actinio	$^{228}\text{Ac}$	6.13 h	—	1.11	0.09	30
90 Torio	$^{228}\text{Th}$	1.91 a	5.43	—	0.08	28
88 Radio	$^{224}\text{Ra}$	3.7 d	5.68	—	0.24	5
<b>86 Radón</b>	$^{220}\text{Rn}$	55.6 seg	6.29	—	—	—
84 Polonio	$^{216}\text{Po}$	145 ms	6.78	—	—	—
82 Plomo	$^{212}\text{Pb}$	10.6 h	—	0.36	0.238	81
83 Bismuto	$^{212}\text{Bi}$	60.6 min	6.06	2.2	0.04	17
84 Polonio	$^{212}\text{Po}$	300 ns	8.78	—	—	—
81 Talio	$^{208}\text{Tl}$	3.1 min	—	1.79	2.62	100
82 Plomo	$^{208}\text{Pb}$			Estable		

Tabla 1.2.2. Serie del  $^{238}\text{U}$

Elemento	Símbolo	Vida media	Energía (MeV)			% de ocurrencia $\gamma$
			$\alpha$	$\beta$	$\gamma$	
92 Uranio	$^{238}\text{U}$	$4.5 \times 10^9$ a	4.2	—	0.048	23
90 Torio	$^{234}\text{Th}$	24.1 d	—	0.19	0.09	4
91 Protactinio	$^{234}\text{Pa}$	1.17 min	—	2.29	1.0	0.6
92 Uranio	$^{234}\text{U}$	$2.5 \times 10^5$ a	4.8	—	0.05	28
90 Torio	$^{230}\text{Th}$	$7.5 \times 10^4$ a	4.8	—	0.068	24
88 Radio	$^{226}\text{Ra}$	1600 a	4.8	—	0.186	4
<b>86 Radón</b>	$^{222}\text{Rn}$	3.82 d	5.49	—	0.5	0.07
84 Polonio	$^{218}\text{Po}$	3.05 min	6.0	—	—	—
82 Plomo	$^{214}\text{Pb}$	26.8 min	—	0.65	0.24	4
83 Bismuto	$^{214}\text{Bi}$	19.9 min	5.5	1.5	0.61	47
84 Polonio	$^{214}\text{Po}$	164 $\mu\text{s}$	7.7	—	0.8	0.014
82 Plomo	$^{210}\text{Pb}$	22.3 a	—	0.016	0.046	81
83 Bismuto	$^{210}\text{Bi}$	5.0 d	—	1.16	—	—
84 Polonio	$^{210}\text{Po}$	138 d	5.3	—	0.8	0.001
82 Plomo	$^{206}\text{Pb}$			Estable		

Tabla 1.2.3. Serie del  $^{235}\text{U}$

Elemento	Símbolo	Vida media	Energía (MeV)			% de ocurrencia $\gamma$
			$\alpha$	$\beta$	$\gamma$	
92 Uranio	$^{235}\text{U}$	$7 \times 10^8$ a	4.38	—	0.185	12
90 Torio	$^{231}\text{Th}$	2.25 h	—	0.3	0.25	90
91 Protactinio	$^{231}\text{Pa}$	$3.3 \times 10^4$ a	5.06	—	Muchas	
89 Actinio	$^{227}\text{Ac}$	21.8 a	4.95	0.046	Muchas	
90 Torio	$^{227}\text{Th}$	18.7 d	6.04	—	Muchas	
88 Radio	$^{223}\text{Ra}$	11.4 d	5.86	—	Muchas	
<b>86 Radón</b>	$^{219}\text{Rn}$	4.0 seg	6.82	—	0.27	11
84 Polonio	$^{215}\text{Po}$	1.78 ms	7.38	—	—	—
82 Plomo	$^{211}\text{Pb}$	36.1 min	—	1.36	0.83	20
83 Bismuto	$^{211}\text{Bi}$	2.15 min	6.62	0.59	0.35	¿?
81 Talio	$^{207}\text{Tl}$	4.79 min	—	1.44	0.9	0.16
82 Plomo	$^{207}\text{Pb}$			Estable		

## 1.3 RADON $^{222}\text{Rn}$

### 1.3.1 ¿QUE ES EL RADON?

Es un elemento gaseoso radiactivo, inodoro e incoloro, el más pesado de los gases nobles del sistema periódico. Su número atómico es 86.

El radón es químicamente inerte porque no reacciona con la mayoría de los materiales también es un gas radiactivo. Este puede moverse fácilmente a través de espacios muy pequeños como los que hay entre partículas de suelo y rocas<sup>(5)</sup>.

Fue descubierto en 1898 por el químico alemán Friedrich Ernst Dorn quien lo denominó emanación del radio. En 1908 Ramsay y Gray, lo aislaron y determinaron su densidad y lo denominaron *nitón* (de *L. nitens*). En 1923 se le denominó como Radón. Es el último de los gases del grupo 18 de la Tabla Periódica. A temperatura ordinaria es un gas incoloro e inodoro. En estado líquido y sólido presenta fosforescencia brillante que se torna amarilla al bajar la temperatura y rojo-anaranjado a la temperatura del aire líquido, debido a su radiactividad. Reacciona con el flúor, formando un fluoruro. Es un problema el estudio de sus compuestos debido a su pequeño período de semidesintegración<sup>(6)</sup>.

### 1.3.2 CONSIDERACIONES PARTICULARES SOBRE EL RADON

El  $^{222}\text{Rn}$  (radón 222), procedente del radio (dió nombre al elemento), es un emisor alfa<sup>(6)</sup>. Se creía que era químicamente inerte. Sin embargo, desde 1962, han podido obtenerse compuestos de radón. El  $^{222}\text{Rn}$ , que es el isótopo más abundante, (dependiendo de la referencia bibliográfica, hay entre 20 y 34 isótopos de radón, 20 citados en el sumario químico, 34 enumerados en la tabla de isótopos) del  $^{195}\text{Rn}$  al  $^{228}\text{Rn}$ ; es un gas extremadamente tóxico, incoloro; puede ser condensado a un líquido transparente; se obtiene por la desintegración radiactiva del  $^{226}\text{Ra}$ , este último forma parte de la serie del  $^{238}\text{U}$ . El  $^{222}\text{Rn}$  decae en una serie de radioisótopos de breve duración<sup>(7)</sup>. Estos productos de desintegración son a menudo llamada progenie o descendientes de radón<sup>(8)</sup>. El  $^{222}\text{Rn}$  tiene una vida media de 3,8 días, y se convierte emitiendo partículas alfa en un isótopo del elemento polonio.

Se conocen otros diecinueve isótopos de radón. El isótopo de número másico 220 uma, descubierto en 1899 por Ernest Rutherford, es un producto de la desintegración radiactiva de un isótopo del torio ( $^{232}\text{Th}$ ) y se conoce como torón; tiene una vida media de 55 segundos. El isótopo de masa 219 uma, con una vida

media de 4 segundos, es un producto de la serie de desintegración radiactiva de un isótopo del actinio ( $^{227}\text{Ac}$ ) y se llama actinón. El  $^{227}\text{Ac}$  forma parte de la serie de desintegración del  $^{235}\text{U}$ <sup>(7)</sup>.

### 1.3.3 SOLUBILIDAD DEL RADON EN AGUA

Es moderadamente soluble en agua, por consiguiente, puede ser absorbido por el agua que fluye a través de las rocas o terrenos que contienen radón<sup>(5)</sup>. Como consecuencia, el  $^{222}\text{Rn}$  posee mayor probabilidad de acumularse en el agua subterránea. Como el radón se puede extraer de las aguas de manera simple, se puede utilizar el  $^{222}\text{Rn}$  en el agua de recarga artificial para determinar los tiempos de residencia<sup>(9)</sup>. Esta solubilidad depende de la temperatura del agua, entre más fría este, mayor será la solubilidad del radón. Una medida de la solubilidad de este gas, esta dada por su coeficiente de solubilidad. Entre mayor sea la temperatura del agua menor será el coeficiente de solubilidad. El coeficiente de solubilidad máximo para el radón es 0.5 en agua a temperaturas cercanas a 0°C, decreciendo exponencialmente conforme incrementa la temperatura. Por ejemplo, a 20°C el coeficiente de solubilidad es 0.25; a 90°C, este coeficiente es 0.1<sup>(5)</sup>.

Como ocurre con todos los materiales radiactivos, es peligrosa su manipulación, pues puede inhalarse (junto con sus productos de desintegración sólidos). En los lugares donde se almacene radio, torio o actinio debe existir una buena ventilación. En las minas de uranio presenta un gran problema de salud, lo mismo que en casas construidas en lugares graníticos, donde no debe ser superior a 148 Bq/m<sup>3</sup>. Muchas muertes por cáncer se producen por exposición a radón<sup>(6)</sup>.

### 1.3.4 PROPIEDADES FÍSICAS Y QUÍMICAS

Símbolo: Rn

Clasificación: Gas Noble Grupo 18

---

Número Atómico: 86

Masa Atómica: (222,02)

Número de protones/electrones: 86

Número de neutrones (Isótopo 222-Rn): 136

Estructura electrónica:  $[\text{Xe}] 4f^{14} 5f^{10} 6s^2 6p^6$



Electrones en los niveles de energía: 2, 8, 18, 32, 18, 8

Números de oxidación: +2 (RnF<sub>2</sub>)

---

Energía de ionización (kJ mol<sup>-1</sup>): 1036

Afinidad electrónica (kJ mol<sup>-1</sup>): -68

---

Entalpía de fusión (kJ mol<sup>-1</sup>): 3

Entalpía de vaporización (kJ mol<sup>-1</sup>): 18,1

---

Punto de Fusión (°C): -71,0

Punto de Ebullición (°C): -61,7

Densidad (kg/m<sup>3</sup>): 9,73; (0 °C)

Volumen atómico (cm<sup>3</sup>/mol): 50,46

Estructura cristalina: Cúbica

Color: Incoloro. En estado sólido es fosforescente a causa de la radiactividad<sup>(6)</sup>.

---

Se conocen cuarenta isótopos. Todos son inestables; su período de semidesintegración oscila entre 0,27 microsegundos (<sup>214</sup>Rn) y 3,8235 días (<sup>222</sup>Rn).

### 1.3.5 PRODUCTOS DE DECAIMIENTO DEL RADON

El <sup>222</sup>Rn es precedido en la serie de decaimiento del <sup>238</sup>U por el <sup>226</sup>Ra, el cual tiene una vida media de 1600 años. El <sup>222</sup>Rn decae en varios pasos a isótopos radiactivos con vidas medias cortas: <sup>218</sup>Po, <sup>214</sup>Pb, <sup>214</sup>Bi y <sup>214</sup>Po. Estos isótopos son conocidos como productos de decaimiento del radón. Los productos de decaimiento del radón son químicamente reactivos y pueden adherirse por sí mismo a las paredes, piso o partículas en el aire que son inhaladas. Los productos de decaimiento del radón libres pueden también inhalarse y después depositarse en el tejido pulmonar.

Los 4 productos de decaimiento del <sup>222</sup>Rn antes mencionados tienen vidas medias de menos de 30 minutos. Esta vida media corta es importante puesto que una vez depositados en el tejido pulmonar, estos productos de decaimiento sufren un decaimiento considerable antes de que la mucosa de los tubos bronquiales "elimine" a las partículas radiactivas. Dos de los productos de decaimiento de vida media corta son <sup>218</sup>Po y <sup>214</sup>Po que emiten partículas alfa durante el proceso de decaimiento<sup>(5)</sup>.

### 1.3.5.1 RELACION ENTRE LA CONCENTRACION DE RADON Y LA DE SUS PRODUCTOS DE DECAIMIENTO

Son los productos de decaimiento del radón los responsables de la mayor parte del riesgo a la salud debido al radón en interiores. Dependiendo del dispositivo de medición, cualquiera de las dos concentraciones ya sea de radón o de sus productos de decaimiento, pueden medirse directamente (en Bq/m<sup>3</sup> ó WL\*). La relación entre las dos unidades depende del límite en el cual el equilibrio radiactivo entre el radón y sus productos de decaimiento se alcanza.

En un espacio cerrado, una cierta concentración de radón (la cual representa una velocidad de decaimiento radiactivo por unidad de volumen) tiende a alcanzar un estado de equilibrio con sus productos de decaimiento, donde las velocidades de formación (vía el decaimiento del elemento predecesor) y la del decaimiento de cada producto de decaimiento son iguales. En perfecto equilibrio, 100 pCi/L (picocuries por litro) de radón están en equilibrio con exactamente 1 WL de los productos de decaimiento del radón (este estado se llama equilibrio secular). Sin embargo, otros procesos (tales como adhesión de los productos de decaimiento a las paredes o pisos) tienden a remover algunos productos de decaimiento del aire antes de que ellos se desintegren, por lo tanto el equilibrio secular nunca se alcanza.

El grado de desequilibrio se mide a través de la fracción de equilibrio. La fracción de equilibrio es el cociente de la concentración de los productos de decaimiento entre la concentración de radón multiplicada por 100.

Factor de equilibrio =  $\frac{WL}{pCi/L} 100$ . Basado en mediciones simultáneas de radón y sus

productos de decaimiento se ha encontrado un rango para el factor de equilibrio de 0.3 a 0.7 con un promedio de aproximadamente 0.5. Usando el factor promedio de equilibrio de 0.5, en un cociente de 200 pCi/L de radón para 1WL de productos de

decaimiento, esto es  $\frac{1WL}{200pCi/L} 100 = 0.5$  es común para ambientes

residenciales<sup>(10)</sup>.

\* Un WL (niveles de trabajo) es definido como cualquier combinación de descendientes de radón de vida media corta en 1 litro de aire y que emiten  $1.3 \times 10^5$  MeV de energía alfa.

## 1.4 RADON $^{220}\text{Rn}$ (TORON)

### 1.4.1 CARACTERISTICAS GENERALES DEL TORIO

El torio fue descubierto por J.J. Berzelius en 1828. La mayor parte del calor del interior de la Tierra se atribuye al torio y al uranio. El torio es tres veces más abundante que el uranio y tan abundante como el plomo y representa el  $9.6 \times 10^{-4}\%$  en peso de la corteza terrestre, en general, el torio se encuentra en cantidades variables tanto en el suelo como en las rocas, con un promedio de 6 partes por millón. Se encuentra en los minerales Torita y Troyanita, su fuente comercial es el mineral Monacita. Cuando esta puro, el torio es un metal pesado, plateado y brillante, blando y muy dúctil, que puede ser laminado, moldeado y estirado en frío. Es estable en el aire y mantiene el brillo metálico durante meses, sin embargo, si esta pulverizado o se calienta en el aire se inflama espontáneamente, ardiendo con llama blanca y brillante.

Se conocen 29 isótopos del torio todos inestables y radiactivos. Destaca el  $^{232}\text{Th}$  que es el que existe en la naturaleza con una vida media de  $1.405 \times 10^{10}$  años, es un emisor alfa que se desintegra aun más lentamente que el  $^{238}\text{U}$ .

El torio es muy insoluble en agua y la *EPA* (Environmental Protection Agency) ha establecido un límite en agua potable de 15 pCi/L para la actividad total de partículas alfa y 4 mSv al año para partículas beta y actividad fotónica (por ejemplo, radiación gama y rayos x)<sup>(11)</sup>.

### 1.4.2 ESTUDIOS SOBRE EL TORON

Como se mencionó anteriormente el torón es un producto de la desintegración radiactiva de un isótopo del torio ( $^{232}\text{Th}$ ).

Los informes de UNSCEAR 2000<sup>(12)</sup> estiman que la contribución del torón y sus productos de decaimiento para la dosis efectiva anual de radón es aproximadamente 8%. La presencia de torón podría causar problemas para las medidas de radón, ya que el radón y torón son isótopos del mismo elemento, su separación sólo pueden basarse en la diferencia grande entre la razón de decaimiento de los dos isótopos<sup>(13)</sup>.

La concentración de torón no es homogénea y es fuertemente dependiente de la distancia de la fuente<sup>(14)</sup>. Es poco dependiente de la tasa de ventilación porque su constante de desintegración ( $64 \text{ h}^{-1}$ ) es muy superior que las tasas de ventilación (aproximadamente  $1 \text{ h}^{-1}$ ), considerando el comportamiento de los descendientes del torón, debido a sus vidas medias más largas, son similares a la progenie del radón. El

comportamiento diurno del torón y las tendencias estacionales son generalmente como los del radón<sup>(15)</sup>.

Un estudio en China revela que la dosis efectiva anual promedio para los residentes locales debido al  $^{222}\text{Rn}$  y  $^{220}\text{Rn}$  fueron 1.44 – 4.62mSv. Del total de la dosis, la contribución del torón es del orden de 12.9 – 56.6%<sup>(16)</sup>. Ciertas concentraciones de torón fueron aun más altas que las de radón<sup>(17)</sup>. Los resultados preliminares demuestran que hay una relación entre los productos de decaimiento del torón ( $^{220}\text{RnD}$ ) en aire y la concentración del  $^{232}\text{Th}$  en suelos<sup>(16)</sup>.

El contenido promedio de  $^{232}\text{Th}$  en los suelos de china es de 55Bq/kg<sup>(18)</sup> que es dos veces del promedio mundial. En algunas áreas como Fujian, Hongkong, Zhuhai, y Shenzhen, el contenido de  $^{232}\text{Th}$  en los terrenos es incluso cerca de 100Bq/kg. Por consiguiente, el problema del torón en residencias es particularmente más alto en China comparado con otros países. Los datos del  $^{220}\text{Rn}$  en el ambiente humano están muy limitados. El estudio de  $^{220}\text{Rn}$  en moradas tradicionales chinas es importante para la comprensión de la exposición y la contribución a la dosis de  $^{220}\text{Rn}$  y sus productos de decaimiento<sup>(16)</sup>.

El  $^{232}\text{Th}$  en suelo es una fuente importante de  $^{220}\text{Rn}$  en interiores de casas construidas con estos suelos. Porque los  $^{220}\text{RnD}$  tienen una vida media más larga y por consiguiente están más homogéneamente distribuidos en el aire que el torón en sí mismo, es conveniente estimar la relación entre torón en aire y  $^{232}\text{Th}$  en suelo. Estas medidas se muestran en la figura 1.4.1, para exteriores y sugiere una relación lineal entre  $^{220}\text{RnD}$  externo y  $^{232}\text{Th}$  en el terreno (con un factor de correlación de 0.88), reflejando la proporcionalidad entre  $^{232}\text{Th}$  en suelo y  $^{220}\text{Rn}$  en aire<sup>(19)</sup>.

La relación de  $^{220}\text{RnD}$  interior y  $^{232}\text{Th}$  en suelo es más complicada. Por un lado, nos encontramos con que aún cuando la arcilla es poco usada como material de construcción en las paredes de las casas, los suelos de estas áreas ricos en  $^{232}\text{Th}$  puede causar un nivel interior elevado de  $^{220}\text{Rn}$ .

Este efecto se refleja en la figura 1.4.2 donde la correlación entre el contenido de  $^{230}\text{Th}$  en el suelo y la concentración interior de  $^{220}\text{RnD}$  es 0.40. Pero en resumen, quiere decir que en las áreas con concentraciones geológicas de  $^{232}\text{Th}$  altas, se debe poner atención especial al  $^{220}\text{Rn}$  en interiores.

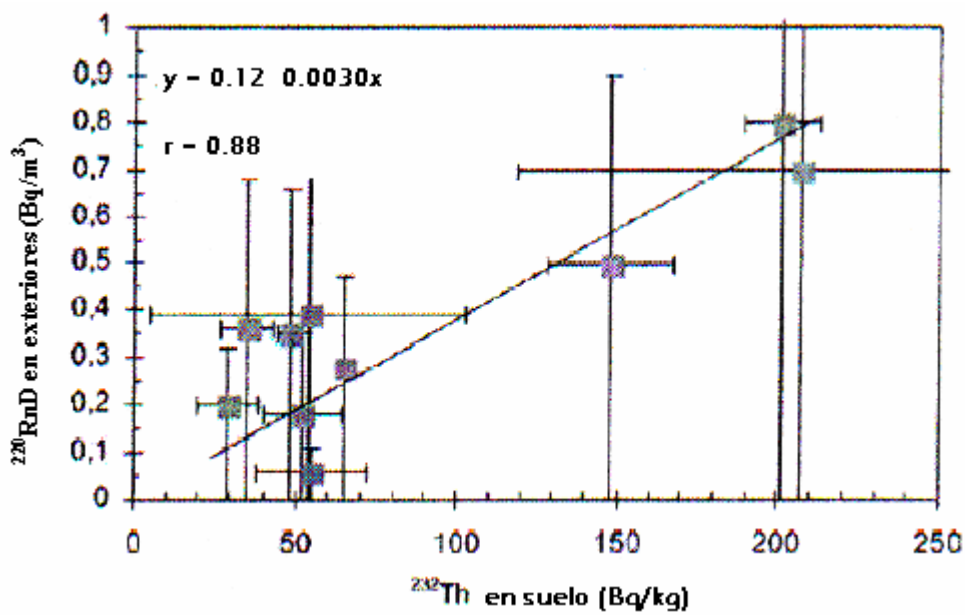


Figura 1.4.1. Relación entre  $^{232}\text{Th}$  en suelos y  $^{220}\text{Rn}$  exterior<sup>(16)</sup>.

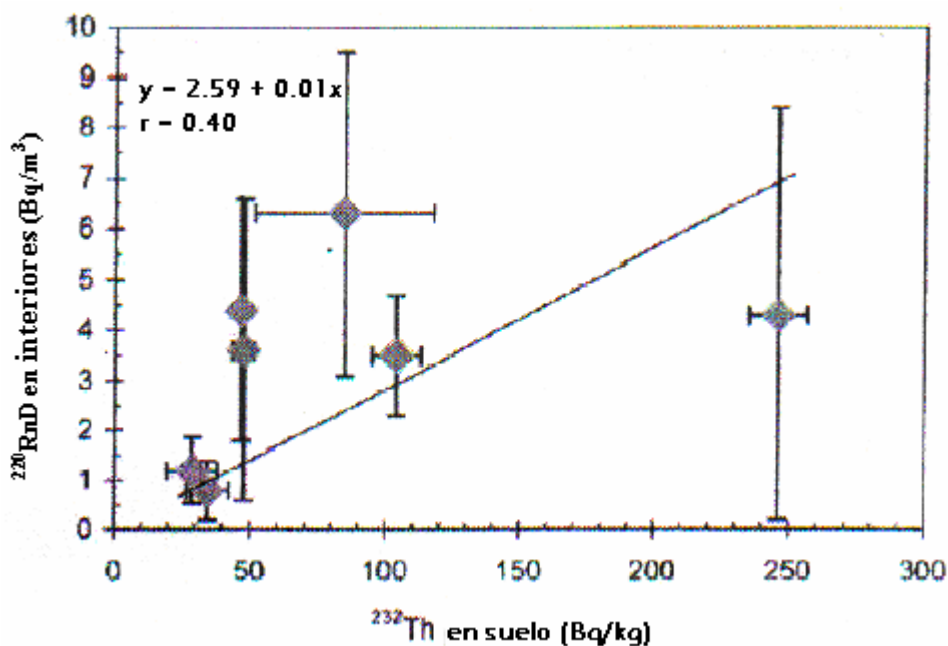


Figura 1.4.2. Relación entre  $^{232}\text{Th}$  en suelos y  $^{220}\text{Rn}$  interior<sup>(16)</sup>.

La tabla 1.4.1 muestra las tasas de exhalación del radón y torón medidas en los materiales de construcción y el suelo superficial. En la isla de Zhuhai, se encontraron altos niveles de exhalación del torón ( $652 \text{ mBq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ) en las paredes de piedra de estas casas. La pared de estas casas, usualmente es recubierta con una capa gruesa

de 1-2 cm de barro usado para resanar. Finalmente, cal o algún otro recubrimiento es cepillado en la superficie de la pared.

Los antecedentes geológicos, muestran concentraciones muy altas de  $^{232}\text{Th}$  en el terreno Zhuai y por lo tanto, una fuente potencial de  $^{220}\text{Rn}$  como resultado de este tipo de construcción, además, la superficie del recubrimiento de cal fácilmente puede quebrarse y el  $^{220}\text{Rn}$  puede exhalarse de las grietas

Tabla 1.4.1 Rango (R) y media aritmética (MA) de la tasa de exhalación en China de radón ( $E_{222\text{Rn}}$ ) y torón ( $E_{220\text{Rn}}$ ) de varios materiales de construcción y suelos; n es el número de muestras<sup>(16)</sup>.

Área	Material	n	$E_{222\text{Rn}}$ ( $\text{mBq m}^{-2} \text{s}^{-1}$ )		$E_{220\text{Rn}}$ ( $\text{mBq m}^{-2} \text{s}^{-1}$ )		Radionúclido en suelo ( $\text{Bq/kg}$ )	
			R	MA	R	MA	$^{226}\text{Ra}$	$^{232}\text{Th}$
Isla de Zhuhai	Tierra	8	11.7-26.3	$59.8 \pm 83.5$	1640-4960	$3040 \pm 4960$	$135 \pm 43$	$246 \pm 92.9$
	Bloque de piedra	5	4.5 – 12.3	$7.6 \pm 2.9$	434– 1570	$933 \pm 498$		
	Piso de concreto	3	0.4 – 18.7	$9.4 \pm 9.2$	8.1 – 323	$126 \pm 172$		
	Pared de cal	3	2.3 – 19.2	$8.3 \pm 9.5$	254– 1290	$652 \pm 561$		
Gansu	Suelo	4	7.9 – 14.1	$11.1 \pm 3.1$	287 – 539	$454 \pm 118$	$36.6 \pm 2.4$	$47.6 \pm 4$
	Piso de tierra	11	7.9 – 20.3	$12.8 \pm 3.5$	535– 1150	$755 \pm 276$		
	Ladrillos de tierra	1		3.9		1060		

La relación entre  $^{220}\text{Rn}$  y  $^{222}\text{Rn}$  en interiores fue analizada. Esta no fue lineal y el factor de correlación entre los dos es solo 0.28 (figura 1.4.3). Además, fue encontrado que en algunas casas con buena ventilación, la concentración de  $^{222}\text{Rn}$  es baja, pero la concentración de  $^{220}\text{Rn}$  es alta. Las fuentes diferentes para ambos núclidos pueden ser la razón<sup>(16)</sup>.

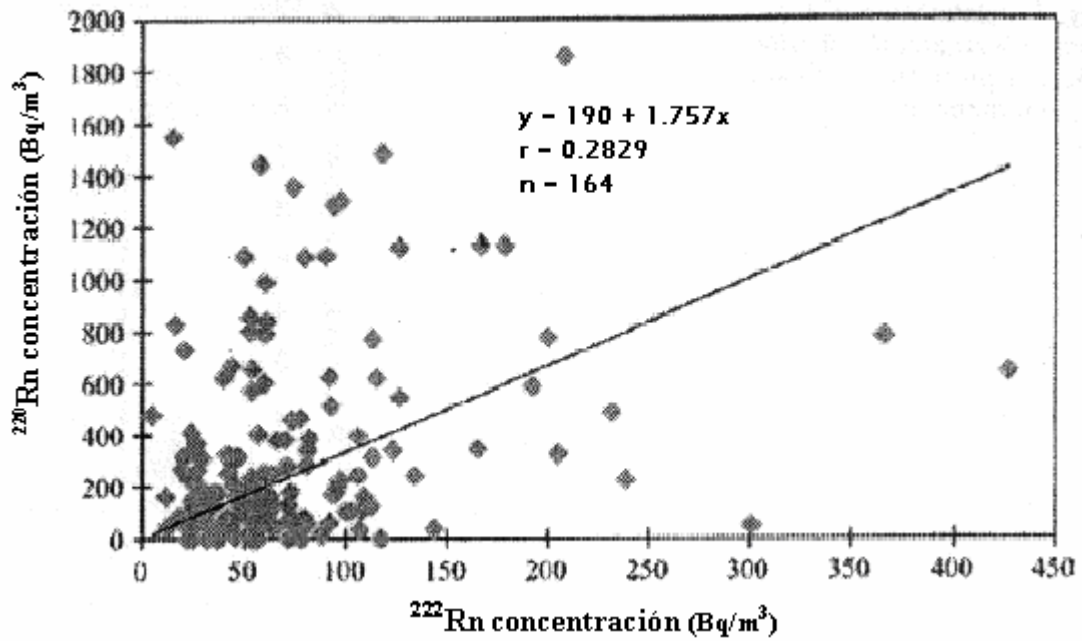


Figura 1.4.3. Relación entre las concentraciones en interiores de  $^{222}\text{Rn}$  y  $^{220}\text{Rn}$ <sup>(16)</sup>

Por lo tanto, las casas habitación en las áreas con concentraciones de  $^{232}\text{Th}$  altas deberían ser investigadas en más detalle, dada su relación no lineal entre este y el torón, ya que ambos representan un alto riesgo para la salud.

## 1.5 PROCEDENCIA DEL RADON

El  $^{222}\text{Rn}$  se encuentra virtualmente en todas partes en pequeñas cantidades porque su predecesor, el  $^{226}\text{Ra}$  (o el más distante, el  $^{238}\text{U}$ ) se encuentra en todas las rocas y el suelo. En el aire exterior, la concentración de radón es por lo común menor de  $37 \text{ Bq/m}^3$ , con una concentración típica menor de  $18.5 \text{ Bq/m}^3$ . La mayor concentración de radón en el exterior puede observarse durante periodos breves, como lo es durante una inversión térmica, cuando una masa de aire caliente atrapa una masa de aire frío bajo de ella. Se han encontrado niveles exteriores aislados por encima de  $148 \text{ Bq/m}^3$ . Las concentraciones en el aire interior pueden variar desde  $18.5 \text{ Bq/m}^3$  hasta valores superiores a  $74000 \text{ Bq/m}^3$ , con datos limitados que indican que el valor promedio para las casas esta en el rango de  $37$  a  $74 \text{ Bq/m}^3$  de radón<sup>(20)</sup>.

La mayor parte del radón interior proviene de las rocas o suelos subyacentes aunque otras fuentes de radón interior menos importantes son el agua y algunos materiales de construcción. Es sin embargo la combinación de un cierto número de factores, los que determinan los niveles de radón interior. Entre estos factores se incluye el factor geológico y las características de la construcción<sup>(5)</sup>.

### 1.5.1 RADON EN LA CORTEZA TERRESTRE

Los principales materiales radiactivos presentes en las rocas que constituyen la corteza terrestre son el potasio 40 y las dos series de elementos radiactivos naturales procedentes de la desintegración del  $^{238}\text{U}$  y del torio  $^{232}\text{Th}$ . También existe el  $^{87}\text{Rb}$  y el uranio  $^{235}\text{U}$  pero revisten menor importancia<sup>(1)</sup>.

En las rocas y en el suelo se encuentran pequeñas cantidades de radón formadas por la desintegración de minerales de uranio<sup>(7)</sup>, se ha estimado que hay 1 parte de radón en  $10^{21}$  partes de aire, procedente del radio contenido en el suelo. Está presente en algunas aguas minerales. El contenido de uranio y radón en la corteza es de  $2.7 \times 10^{-4}\%$  y  $4 \times 10^{-17}\%$  en peso respectivamente<sup>(6)</sup>.

### 1.5.2 FACTORES GEOLOGICOS

Los factores geológicos que controlan la aparición de radón pueden agruparse en tres categorías:



- 1- El radio (o el uranio) contenido en las rocas cercanas y en el material superficial
- 2- Las características físicas del material superficial
- 3- Las fallas o fracturas en las rocas o en el material superficial.

Estos factores determinan la cantidad de radón que se produce en el suelo y la facilidad con la que este gas puede moverse a través de éste<sup>(21)</sup>. La cantidad de radón proveniente del suelo y la permeabilidad del material superficial son los factores naturales más significativos que influyen en la concentración de radón en interior; la permeabilidad del suelo y las características estructurales de la casa son los que determinan los niveles reales de radón interior. Los estudios apoyan la idea de que existe una relación entre el contenido de uranio en la tierra y el nivel de radón en la casa. A un mayor contenido de uranio, aumenta el riesgo de niveles más altos de radón interior<sup>(22)</sup>.

#### 1.5.2.1 RADON EN LAS ROCAS

Se considera que la concentración promedio de uranio en la corteza terrestre es de 2 a 4 ppm o de 0.025 a 0.048 Bq/g<sup>(23,24)</sup>. Sin embargo existe una amplia variación en la concentración de uranio, incluso dentro de la misma formación rocosa o el mismo tipo de roca. Bajo el mismo sitio geológico, casi cualquier tipo de roca puede tener una elevada concentración de uranio, pero las rocas por lo general más enriquecidas con uranio son ciertos tipos de rocas graníticas, pizarras negras (carbonaceas) y rocas fosfáticas.

Es común que la concentración de uranio en los granitos varíe de 2 a 10 ppm, con un promedio de 3 a 4 ppm, los granitos con una concentración de uranio arriba de 4 ppm se consideran una fuente de moderada a alta de radón. Algunos granitos con más de 10 ppm de uranio son considerados una gran fuente de radón. Generalmente la roca granítica crea agudos problemas de radón a causa de las fracturas, fallas y la elevada concentración de uranio.

Por otra parte, la pizarra negra (carbonaceas) es más propensa a contener uranio que otras pizarras a causa del contenido de carbón y las condiciones oxidantes bajo las cuales se forma. La pizarra negra uranífera promedia arriba de 20 ppm de uranio, pero puede contener más de 250 ppm<sup>(25)</sup>. Debido a su amplia distribución y

contenido de uranio la pizarra negra fosfática provoca el mayor número de problemas de radón en interiores si se encuentra en la superficie. La pizarra negra con un contenido de uranio mayor de 4 ppm se considera una fuente de mínima a moderada de radón. Debido a la afinidad química del uranio por los fosfatos, la roca fosfática contiene niveles muy elevados de uranio.

Las rocas carbonatadas (piedras calizas y dolomitas) por lo general promedian de 2 a 3 ppm de uranio. Sin embargo, en algunos casos son rocas anfitrionas para el uranio, esto es posible cuando existen zonas de fractura o de falla. Posiblemente los carbonatos fosfatados sean un problema en algunas áreas debido a sus características de desgaste y a su posible contenido de uranio por arriba del promedio. En general, la arenisca no es uranífera, aunque la arenisca continental derivada de rocas enriquecidas con uranio, son muchas veces uraníferas. Las rocas con menos posibilidades de contener uranio son las lavas basálticas o su equivalente metamórfico.

Las fracturas y las fallas originan amplios senderos de migración para el radón, por lo que aumenta el flujo y movimiento de radón en la casa. Las fracturas y las fallas están algunas veces asociadas con las elevadas concentraciones de uranio. Algunos suelos pueden contraerse y producir grietas con una permeabilidad relativamente alta. En algunas ocasiones el material superficial tiene fracturas que pueden aumentar la permeabilidad por arriba de 3 o más ordenes de magnitud.

En caso de extrema permeabilidad, los suelos aun con un contenido de radio relativamente bajo pueden originar riesgos por radón <sup>(26)</sup>.

### 1.5.2.2 RADON EN EL SUELO

Los suelos juegan un importante papel en la aparición del radón. Muchos de los suelos se derivan de las rocas inmediatamente subyacentes, por lo tanto, tienden a tener composiciones similares a la roca madre. Si la roca subyacente es una fuente de radón, los suelos asociados son también una fuente de radón.

Los suelos contienen un promedio de 1 a 3 ppm de uranio y una cantidad similar de radioactividad, pero estos niveles varían, dependiendo de la roca de la cual se forman y de las condiciones ambientales durante el período de formación del suelo.

El nivel promedio del radio en el suelo es de 0.037 Bq/g<sup>(27,28)</sup>; sin embargo, incluso esta cantidad de radio puede causar problemas en algunos casos. Las investigaciones

al respecto demuestran que aquel que se considera un nivel normal de 0.037 Bq/g de radio en el suelo produce fácilmente entre 7.4 a más de 37 Bq/g de radón en condiciones típicas del suelo<sup>(29,30)</sup>. Hay una fracción de radón que permanece atrapado en el suelo o en la roca o queda depositado en los granos contiguos y no escapa por los espacios del poro. Esto es una función del tamaño del grano y de la porosidad del material madre. Tal vez el factor más importante en la producción y migración del radón, es la presencia del agua en el suelo.

En resumen, el transporte de radón a través del suelo aumenta conforme la humedad del suelo aumenta, hasta que el contenido de humedad es tan grande que un aumento mayor de esta comienza a reducir el transporte de radón. La permeabilidad del suelo juega un rol importante en el transporte del radón ya que el suelo es un medio a través del cual el radón viaja, la alta permeabilidad del suelo favorece niveles más altos de radón, mientras que la permeabilidad mas bajas retarda el movimiento del radón y reducen la probabilidad de introducción de radón a una casa. Para determinar la posibilidad real de encontrar radón en el sitio, es necesario considerar varias variables incluyendo el contenido de radio en el suelo, la permeabilidad del suelo y la difusividad<sup>(5)</sup>.

### 1.5.3 RADON EN AGUA

Otra fuente de radón interior es el agua subterránea. Así como con el radón en el suelo, el principal riesgo originado por el radón en agua es el riesgo de cáncer pulmonar inducido por la inhalación de este gas que se ha liberado del agua al aire. En general, la contribución del agua potable es del 1 al 7% del radón que se encuentra en el aire interior<sup>(31)</sup>.

Todo proceso que expone el agua al aire libera radón. El radón se libera a la casa durante las actividades tales como; la ducha, lavado de ropa y trastes, descargas de agua en los inodoros etc. La mayoría de las casas se abastecen a través de suministros públicos de agua que son aireados por tratamientos sencillos antes de que el agua llegue a las casas y, por lo tanto tiene niveles de radón relativamente bajos. Las casas con agua de otras fuentes, como los pozos privados, pueden contener niveles de radón extremadamente elevados.

La concentración promedio de radón en el agua potable de los suministros públicos en los E. U. es de 8880 Bq/m<sup>3</sup>. El promedio para los suministros de agua potable de

fuentes subterráneas es de 15 540 Bq/m<sup>3</sup>. Se estima que 370 000 Bq/m<sup>3</sup> de radón en el agua originan 37 Bq/m<sup>3</sup> de radón en el aire interior, considerando el agua de uso normal y una casa con características normales<sup>(32)</sup>.

### 1.5.6 RADON EN LOS MATERIALES DE CONSTRUCCION

El radón también se libera de muchos materiales de construcción, pero normalmente a muy bajos niveles. La madera tiende a emitir el mínimo de radón, mientras que el ladrillo y el cemento emiten más. El radón se libera de todas estas fuentes a tan baja proporción que estos materiales son contribuyentes raramente importantes en los elevados niveles de radón. Sin embargo, existen unos pocos casos en los cuales los materiales que contienen concentraciones significativas de radio son empleados para la edificación de casas como por ejemplo, casas construidas con materiales contaminados con desechos industriales de uranio o radio.

Para la mayoría de las casas, el mayor contribuyente de radón es el suelo subyacente, especialmente si contiene cantidades significativas de radio. La contribución del agua no es tan significativa como la del suelo en muchos casos. Los materiales de construcción contribuyen con una cantidad mínima de radón, excepto aquellos casos inusuales donde los materiales son derivados de fuentes naturalmente radioactivas<sup>(5)</sup>.

## 1.6 FACTOR DE CONVERSION DE DOSIS PARA LA CONCENTRACION DE RADON

La inhalación de la progenie de radón de vida media corta, presente en ambientes interiores es el riesgo principal de exposición a la radiación natural. La concentración potencial de energía alfa en cualquier mezcla de la progenie de radón en aire puede ser expresada en términos de exposición a la concentración en equilibrio-equivalente  $C_{eq}$ , de  $^{222}\text{Rn}$ . La  $C_{eq}$  de una mezcla en desequilibrio de la progenie de radón de vida media corta en el aire es la concentración de la actividad de radón en equilibrio radiactivo con sus productos de decaimiento de vida media corta. Esta concentración de radón tiene la misma concentración de energía potencial alfa como la mezcla en desequilibrio y es expresada por la siguiente ecuación:

$$C_{eq} \left( \frac{\text{Bq}}{\text{m}^3} \right) = 0.105C_{218\text{Po}} + 0.516C_{214\text{Pb}} + 0.379C_{214\text{Bi}} \quad 1.6.1$$

El factor de equilibrio,  $F$ , es definido como la relación entre la concentración en equilibrio-equivalente con la concentración de radón,  $C_{Rn}$   $F = \frac{C_{eq}}{C_{Rn}}$

Este factor muestra el desequilibrio entre la mezcla de la progenie de radón y el radón en términos de energía potencial alfa.

La fracción libre o no agregada,  $f_p$ , define la relación de la concentración en equilibrio-equivalente de la fracción libre de la progenie,  $C_{eq}^f$ , con la concentración en equilibrio equivalente,  $C_{eq}$  (33):

$$f_p = \frac{C_{eq}^f}{C_{eq}}$$

Para evaluar la dosis de radiación debido a la inhalación de la progenies de radón se llevan a cabo monitoreos realizados con detectores pasivos de radón para determinar la concentración de radón para cada ambiente interior en un periodo de tiempo largo (1 mes o 1 año) se emplea un valor de factor de conversión en la dosis por unidad de exposición de radón. Para estimar el factor de conversión de dosis, comúnmente se usa una correlación entre el factor de equilibrio ( $F$ ) y la fracción libre ( $f_p$ ) para la progenie de radón, expresada por un ajuste  $f_p = aF^b$  donde  $a$  y  $b$  son

valores estimados experimentalmente y cambian principalmente en función de la concentración de las partículas de aerosol del sitio<sup>(34)</sup>.

Un modelo dosimétrico simple, en el cual el factor de conversión de la dosis depende de F y fp, es usado para estimar la dosis efectiva por unidad de exposición de radón. En este modelo diferentes valores de dosis por unidad de exposición de la fracción libre y la fracción agregada de energía potencial alfa son asumidos y el factor de conversión de la dosis, E, se calcula con la ecuación 1.6.2.

$$E = w_T w_R F [f_p D_u + (1 - f_p) D_a = F(157 f_p + 10.8)] \quad 1.6.2$$

donde E es la dosis efectiva en nSv por Bq m<sup>-3</sup> h para la exposición de radón, w<sub>T</sub> = 0.06 es el factor relacionado con el riesgo de cáncer bronquial (ICRP 1990), w<sub>R</sub> = 20 es el factor de peso de la radiación alfa recomendado por ICRP 60, D<sub>u</sub> = 140nGy por Bq m<sup>-3</sup> h es la dosis por unidad de exposición a la concentración en equilibrio equivalente de la fracción libre y D<sub>a</sub> = 9nGy por Bq m<sup>-3</sup> h es la dosis por unidad de exposición equivalente en equilibrio de la fracción agregada, ambos derivados por James<sup>(35)</sup>. Así, para estimar la dosis efectiva por unidad de exposición de radón es necesario medir F y fp<sup>(35)</sup>.

El objetivo es estimar el factor de conversión para la dosis efectiva por unidad de exposición de radón usando una ecuación nueva log-potencial  $Ln\left(\frac{1}{fp}\right) = a \left[ Ln \frac{1}{F} \right]^b$

para correlacionar F y fp y sustituirla en la ecuación 1.6.2 para obtener la dosis efectiva que se ajusta mejor en lugar de la expresión potencial

$Ln\left(\frac{1}{fp}\right) = a - b \left[ Ln \frac{1}{F} \right]$  ya que en ésta, para bajos o altos valores de F se sobreestima la fp<sup>(33)</sup>.

### 1.6.1 DOSIS EFECTIVA POR UNIDAD DE EXPOSICION DE RADON

Las expresiones, potencial y log-potencial obtenidas anteriormente han sido introducidas en un modelo dosimétrico para el tracto respiratorio humano (ecuación 1.6.2) usado para estimar la dosis efectiva por unidad de exposición de radón o factor de conversión de dosis como una función de F. Las siguientes ecuaciones han sido obtenidas después de la sustitución de las expresiones potencial y log-potencial en las ecuaciones de fp en la ecuación 1.6.2.

Para la expresión potencial

$$E = F(4.5F^{-1.11} + 10.8) \quad 1.6.3$$

Y para la expresión log-potencial:

$$E = F \left[ 157e^{\left[ -1.9 \left( \ln \frac{1}{F} \right)^{-0.68} \right]} + 10.8 \right] \quad 1.6.4$$

Donde la E es la dosis efectiva por unidad de exposición de radón en nSv por Bq m<sup>-3</sup> h. La figura 1.6.1 muestra la gráfica de las ecuaciones 1.6.3 y 1.6.4 aplicados a datos de mediciones experimentales hechas en el litoral noreste de España en cuatro sitios. Anteriormente se estableció la expresión potencial pero no daba un buen ajuste para todos los rangos de F porque el valor fp es sobreestimado para niveles altos y bajos del parámetro F. Esta situación ambiental ocurre en interiores donde la concentración de las partículas de aerosol es muy baja o muy alta. La sobrestimación de fp se observa en la figura 1.6.1 donde la dosis efectiva por unidad de exposición de radón es más alta para el ajuste potencial que para log-potencial. Además, para un factor de equilibrio de 0, la concentración de la progenie de radón es 0, la dosis efectiva también debería ser 0 y es razonable suponer que para un factor de equilibrio bajo, el factor de conversión de dosis incrementara suavemente cuando el factor de equilibrio también incremente. Este hecho se muestra en la figura 1.6.1 para la expresión log-potencial considerando que para la expresión potencial la dosis incrementa cuando el factor de equilibrio disminuye debido a la sobreestimación de la fracción libre.

El factor de la dosis efectiva por unidad de exposición al radón varia de 9nSv por Bq m<sup>-3</sup> h a 12nSv por Bq m<sup>-3</sup> h para factores de equilibrio más altos que 0.15. En el interiore donde la concentración de las partículas de aerosol es muy baja, conduce a un factor de equilibrio muy bajo en el cual la dosis efectiva por unidad de exposición de radón muestra valores que se extienden desde 0 hasta 9nSv por Bq m<sup>-3</sup>h. Los valores más comunes de F están en el rango donde se demuestra el máximo valor de la dosis efectiva por unidad de exposición de radón figura 1.6.1<sup>(33)</sup>.

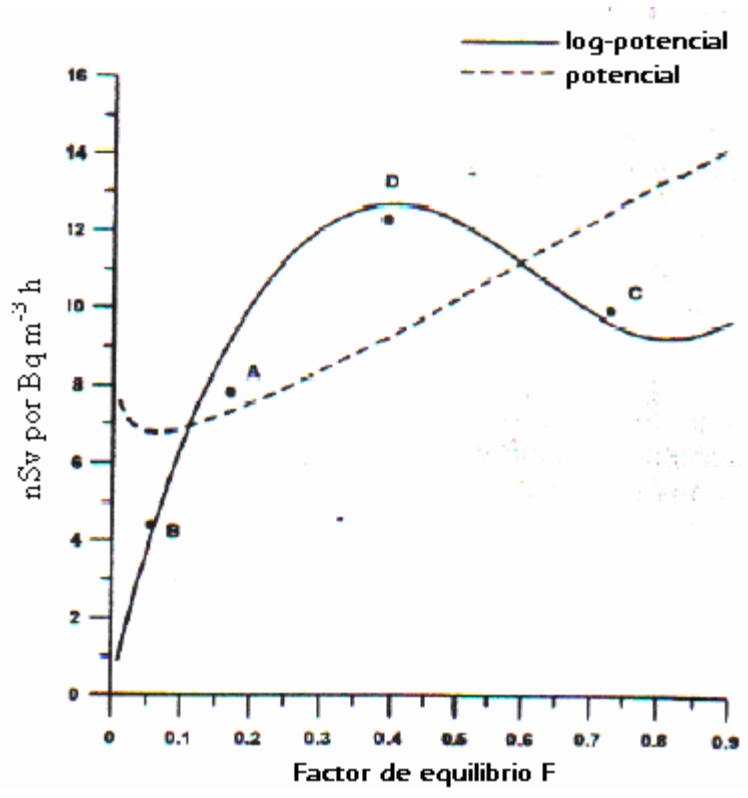


Figura 1.6.1. Factor de conversión de dosis efectiva por unidad de exposición de radón contra el factor de equilibrio usando las expresiones potencial y log-potencial con relación entre  $f_p$  y  $F$  <sup>(33)</sup>.



## 1.7 RIESGO A LA SALUD POR RADON

Las concentraciones de la progenie de radón están comúnmente expresadas en niveles de trabajo (WL). En un volumen cerrado constantemente provisto de radón, la concentración de hijos de vida media corta aumentará hasta que el equilibrio sea alcanzado donde la tasa de decaimiento de cada hijo corresponderá a la del radón mismo. Bajo estas condiciones cada pCi/L de radón dará lugar a un incremento de 0.01 WL. Ordinariamente estas condiciones no tienen aplicación: En casas, el *factor de equilibrio* es típicamente 40%; Habrá 0.004 WL de progenie por cada pCi/L de radón en aire (NAS 1999).

Las exposiciones acumuladas a los descendientes de radón son medidas en niveles de trabajo por mes (WLM), una unidad ideada originalmente para aplicaciones ocupacionales. La exposición es proporcional a la concentración (WL) y al tiempo; una exposición a 1 WL por 170 h se define como 1 WLM<sup>(36)</sup>.

Los productos de decaimiento del radón, a su vez se desintegran en otros isótopos. Si la tasa de formación y desintegración de los productos de decaimiento es exactamente igual a 100 pCi/L de radón, significa que hay un equilibrio con 1 WL de productos de decaimiento (este estado es llamado equilibrio secular). Sin embargo, otros procesos (como la deposición de los productos de decaimiento en las paredes o el piso) tienden a remover algunos de los productos de decaimiento del aire antes de que ellos se desintegren, el equilibrio secular nunca es alcanzado. Basado en mediciones simultáneas de radón y sus descendientes ha sido encontrado que la fracción de equilibrio esta en un rango de 0.3 a 0.7 con un promedio de alrededor de 0.5. Usando la fracción de equilibrio promedio de 0.5, una proporción de 200 pCi/L de radón con 1 WL de productos de decaimiento es típico en ambientes residenciales<sup>(10)</sup>. En la zona metropolitana de la Ciudad de México, el factor de equilibrio en interiores va de 0.2 a 0.86 con un promedio de 0.42<sup>(37)</sup>.

### 1.7.1 ANTECEDENTES

El radón ha sido clasificado como un agente cancerígeno para los humanos y es reconocido como un problema significativo para la salud por grupos tales como el centro para el control de enfermedades, la asociación pulmonar americana, la asociación médica americana, y la asociación pública americana de salud. Los riesgos en casa por exposición al radón han sido una de las principales

preocupaciones para la Agencia de Protección Ambiental (EPA). En 1992, la Agencia de Protección Ambiental publicó el *Technical Support Document for the 1992 Citizen's Guide to Radon*, que incluye una descripción de este y su metodología para estimar el riesgo de cáncer pulmonar en Estados Unidos asociado con la exposición al radón en casa. La metodología se basó primordialmente en publicaciones de la Academia Nacional de Ciencias (NAS) por sus siglas en inglés. Esta última publicó un informe sobre el radón y el cáncer de pulmón titulado *The Health Effects of Exposure to Indoor Radon* (Los efectos sobre la salud de la exposición al radón en interiores) conocido como el informe BEIR VI. La NAS es una organización científica independiente y no gubernamental. La NAS estima que el radón causa entre 15 000 y 22 000 muertes por cáncer de pulmón por año en los Estados Unidos y que el 12% de todas las muertes de cáncer de pulmón están vinculadas con el radón. El Comité del BEIR VI (Efectos biológicos de la radiación ionizante) llegó a la conclusión de que, después del tabaco, el radón es la segunda causa principal de muertes por cáncer de pulmón en los Estados Unidos. En un informe de la EPA, conocido como "BEIR IV" (NAS 1988), se derivó un modelo para estimar el riesgo de inhalar los descendientes del radón, basado en un análisis de resultados epidemiológicos de estudios en mineros profesionalmente expuestos. En 1994, la Agencia de Protección Ambiental patrocina otro estudio, "BEIR VI", para incorporar información adicional disponible para estudios en grupos de mineros y estudios residenciales. En 1999, el NAS publicó su " informe BEIR VI" (NAS 1999), el cual presenta nuevos modelos de riesgo basados en información de 11 estudios de cohortes en mineros y revisado por la Agencia De Protección Ambiental y la Oficina de Radiación y Aire Interior (ORIA). Una conclusión principal de este informe BEIR VI fue que el radón es la segunda causa principal de cáncer pulmonar después de fumar.

La EPA en Estados Unidos actualizó su valoración de los riesgos a la salud del radón en interiores basada primordialmente en los resultados del BEIR VI, con algunas extensiones y ajustes especializados. En el BEIRVI, como mencionamos ya, la NAS estima 15,400 o 21,800 muertes por cáncer pulmonar en E.U. cada año. La información colectada en el seguimiento epidemiológico de a los 11 estudios en cohortes se muestra en la tabla 1.7.1<sup>(36)</sup>.

Tabla 1.7.1. Grupos de mineros, número de expuestos, seguimiento epidemiológico de personas por año y muertes por cáncer de pulmón (NAS 1999)<sup>(36)</sup>

Lugar de estudio	Tipo de mina	Numero de trabajadores	Seguimiento epidemiológico de personas por año	Cáncer de pulmón
China	Estaño	13 649	134 842	936
Czechoslovakia	Uranio	4 320	102 650	701
Colorado	Uranio	3 347	79 536	334
Ontario	Uranio	21 346	300 608	285
Newfoundland	Hierro	1 751	33 795	112
Sweden	Uranio	1 294	32 452	79
New Mexico	Uranio	3 457	46 800	68
Beaverlodge (Canada)	Uranio	6 895	67 080	56
Port Radium (Canada)	Uranio	1 420	31 454	39
Radium Hill (Australia)	Uranio	1 457	24 138	31
France	Uranio	1 769	39 172	45
Total		60 606	888 906	2 654

Basada en su análisis, la Agencia de Protección Ambiental estima un total de 146,400 muertes por cáncer pulmonar nacionalmente en 1995, de los cuales 21,100 (14.4 %) fueron relacionados con el radón. Aunque no es posible eliminar el radón del aire, se estima que aproximadamente una tercera parte del cáncer pulmonar producido por radón, pudo ser evitada reduciendo las concentraciones de radón en casas que exceda los 4 pCi/L, (valor recomendado por la Agencia de Protección Ambiental como nivel de acción).

Se estima que el 86% de las muertes por enfisema pulmonar relacionadas con el radón fue para fumadores ES, (por sus siglas en ingles Ever Smokers) comparado con 93 % para todas las muertes por enfisema. Los años de vida perdidos en promedio son superiores para los casos relacionados con radón (17 años) que para muertes por cáncer de pulmón generalmente (12 años). Las estimaciones de riesgo por unidad de exposición son como sigue:  $5.38 \times 10^{-4} / \text{WLM}$  (total);  $9.68 \times 10^{-4} / \text{WLM}$  (ES); y

$1.67 \times 10^{-4}$ /WLM (NS) no fumadores (Never Smokers). Basados en una fracción de equilibrio aceptada de 0.4 entre radón y sus productos de decaimiento y una ocupación interior del 70 %, los riesgos estimados para una exposición de 4pCi/L ( $148 \text{ Bq/m}^3$ ) ó 0.04 WL son: 2.3 % (total), 4.1 % (ES), y 0.73 % (NS)<sup>(36)</sup>.

La misma asociación entre la exposición al radón y sus descendientes y el cáncer pulmonar se observó en estudios epidemiológicos actuales en mineros, no sólo en minas de uranio sino también en los de fluorita, hierro, zinc y estaño expuestos a niveles elevados de radón y sus descendientes. Algunos estudios epidemiológicos en Suecia, señalan un aumento del cáncer pulmonar asociado con la elevada exposición a los productos de decaimiento del radón en las casas<sup>(38, 39, 40)</sup> tabla 1.7.2.

### 1.7.2 RIESGO A LA SALUD POR RADON

El factor biológico es el más interesante en la determinación del riesgo de cáncer por exposición a los descendientes del radón debido a la dosis de radiación entregada a las células de los pulmones. Esta determinación es necesariamente lo primero que hay que estimar en la exposición acumulada a los descendientes del radón. Por convención, la exposición acumulada por los descendientes del radón es medida en WLM (working level month y es una unidad propuesta originalmente para exposiciones ocupacionales en mineros), y se define como la exposición durante 170 horas (que es aproximadamente el número de horas trabajadas en un mes) en un ambiente de 1 WL. Sin embargo ya que la exposición de mineros y la del promedio de la población son diferentes, y dado que las estimaciones médicas del riesgo de cáncer de pulmón inducidas por la exposición al radón están basadas en la población de mineros, la exposición acumulada residencial debe ser ajustada.

El primer factor de ajuste es la tasa de inhalación, la cual determina el volumen de aire que entra a los pulmones y por lo tanto los descendientes del radón inhalados y depositados en las paredes de las vías respiratorias. En promedio la tasa de inhalación de los mineros es algo superior a la tasa de la población en general como resultado de la creciente actividad física. La tasa de respiración de los mineros es aproximadamente 30 L/min si la mitad de su actividad es trabajo pesado y la otra mitad es una actividad ligera<sup>(41)</sup>, mientras la tasa de respiración en promedio para un adulto es 15.3 L/min<sup>(42)</sup>.

Tabla 1.7.2. Cuadro para la evaluación del riesgo por radón<sup>(36)</sup>.

pCi/L	WL	(Base 100 casos) Muertes de cáncer pulmonar por exposición al radón	Niveles de exposición comparables	Riesgo comparable
200	1	440 – 770	1000 veces el nivel promedio exterior	Mas de 60 veces el riesgo del no fumador
100	0.5	270 – 630	100 veces el nivel promedio interior	Fumar 4 cajetillas al día
40	0.2	120 – 360	100 veces el nivel promedio exterior	2000 rayos X al tórax por Año
20	0.1	60 – 210	10 veces el nivel promedio interior	Fumar 2 cajetillas al día
10	0.05	30 – 120	10 veces el nivel promedio exterior	Fumar 1 cajetilla al día
4	0.02	13 – 50	Nivel promedio interior	5 veces el riesgo del no Fumador
2	0.01	7 – 30	Nivel promedio exterior	200 rayos X al tórax por Año
1	0.005	3 – 13	Nivel promedio interior	Riesgo de agonizar por cáncer pulmonar del no fumador
0.2	0.001	1 – 3	Nivel promedio exterior	20 rayos X al tórax por Año

Un segundo factor que afecta la exposición acumulada para la población en general es la duración de la exposición en un año. Mientras que para los mineros se asumió una exposición solo de 170 horas por cada mes, la exposición residencial ocurre durante todo el año. Las estimaciones de la EPA asumen para la exposición residencial un 75% de permanencia u ocupación en interiores. Esta suposición se basa en estudios<sup>(43, 44)</sup> y es consistente con el más reciente sondeo, British<sup>(45)</sup>. Por lo tanto, al corregir la diferencia en la velocidad de respiración y el tiempo de exposición, la exposición continua de un adulto promedio a una concentración de 1 WL durante 1 año es aproximadamente igual a una exposición acumulada anual de 20 WLM para un minero.

$$\left(\frac{365 \text{ dias}}{\text{año}}\right) \left(\frac{24 \text{ hr}}{\text{dia}}\right) (0.75) \left(\frac{15.3 \text{ L / min}}{30 \text{ L / min}}\right) \left(\frac{1 \text{ WLM}}{170 \text{ hr}}\right) = 19.71 \text{ WLM / año}$$

Otros factores que también influyen en la exposición efectiva acumulada son: el tamaño del pulmón, la ubicación y el tipo de células del pulmón irradiadas (lo cual depende de donde se depositen los productos de decaimiento) y la diferencia en la sensibilidad de las células pulmonares dependiendo de la edad y el sexo. Para estimar el riesgo de la exposición más allá de los años de observación, se utilizan varios modelos de proyección de riesgo para valorar el riesgo relativo y el riesgo absoluto conocidos como "BEIR IV" (NAS 1988) y "BEIR VI" (NAS 1999). El modelo de riesgo relativo extrapola el incremento porcentual del riesgo de cáncer pulmonar que se espera por unidad de dosis en futuros años, mientras que el modelo de riesgo absoluto extrapola el promedio del número observado de excesos de cáncer por unidad de dosis para los años futuros<sup>(5)</sup>. El "BEIR VI" estima que el riesgo relativo es dos veces mayor para no fumadores (NS) que para fumadores (ES). Se estiman de 1 a 8 muertes por enfisema pulmonar, para ES y de 1 a 4 muertes de enfisema pulmonar para NS, ambos casos son asociados a la exposición al radón. Aunque se estima que el riesgo absoluto es muy superior para NS que ES. Se calcula que entre NS cerca de una cuarta parte (26%) de cánceres pulmonares fue debido al radón en comparación con un octavo (12%) para ES en E.U.<sup>(36)</sup>.

### 1.7.3 MECANISMOS DE INDUCCION DEL CANCER PULMONAR

La principal preocupación cuando se habló de los riesgos por la exposición al  $^{222}\text{Rn}$  no es la exposición al gas radón, si no la exposición a sus productos de decaimiento. Cuando el  $^{222}\text{Rn}$  decae, se forman productos de decaimiento de vida media corta, principalmente  $^{218}\text{Po}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$  y  $^{214}\text{Po}$ . El  $^{218}\text{Po}$ , el primer producto de decaimiento, tiene una vida media de un poco más de tres minutos. Esto es suficiente para que la mayoría de los átomos de polonio cargados eléctricamente se adhieran a las partículas del polvo del aire y cuando se inhalan, sobre todo las más pequeñas tienen una gran probabilidad de adherirse al revestimiento epitelial húmedo del bronquio.

La mayoría de las partículas de polvo que se depositan en el bronquio del pulmón son tal vez removidas por la mucosa, pero no lo bastante rápido como para preservar el epitelio bronquial que está expuesto a las partículas alfa del decaimiento del  $^{218}\text{Po}$  y el  $^{214}\text{Po}$ . Si bien ellos no pueden viajar lejos, las partículas alfa que se emiten en los pulmones dañan las células sensibles. La energía de esta radiación que es altamente

ionizante penetra a través de las células y se absorbe generando una dosis de radiación. Una partícula alfa altamente ionizante que penetra las células epiteliales puede depositar suficiente energía como para matarla o transformarla. La célula transformada a través de la interacción con algunos otros agentes, tiene la posibilidad de desarrollar cáncer pulmonar.

Cuando el radón decae, la mayoría de sus descendientes quedan adheridos a las partículas de polvo o a los aerosoles de menos de 1  $\mu\text{m}$  de tamaño. Sin embargo, algunos de los productos de decaimiento pueden inhalarse antes de que se adhieran. La dosis de radiación en los pulmones por los productos de decaimiento libres es de 9 a 35 veces la dosis por los productos de decaimiento agregados<sup>(46)</sup>. Esto se debe a que los productos de decaimiento libres se depositan en aquellos lugares del pulmón que son más vulnerables a la inducción de cáncer pulmonar. En contraste una porción más pequeña de los productos de decaimiento adheridos se depositan en las áreas sensibles del pulmón, y por consiguiente producen un menor riesgo de enfisema.

#### 1.7.4 RADON INGERIDO

Comúnmente se acepta que el radón que está presente en el aire y que se introduce al cuerpo humano a través de los pulmones es mucho más dañino que el ingerido diariamente, por ello, el estudio de la presencia de radón en el agua se ha enfocado a la emanación de radón proveniente del agua hacia el aire en el interior de una casa habitación.

Anderson y colaboradores, realizaron un conteo de cuerpo total para estudiar la retención de radón en el cuerpo entero. Sus resultados indican que el radón es retenido en el cuerpo con una vida media de entre 30 y 70 min. De este estudio también se pudo estimar que la dosis equivalente a todo el cuerpo para un adulto es aproximadamente de  $4 \times 10^{-9}$  Sv por Bq de radón ingerido<sup>(47)</sup>.

Hursh y colaboradores llevaron a cabo un estudio que analiza separadamente diferentes regiones del cuerpo incluyendo las venas sanguíneas. De este estudio se desprende que las dosis sistémicas siempre serán menores que aquellas del tracto intestinal y específicamente del estómago. Además de esto, demostraron que el radón se equilibra rápidamente en la sangre dado que la máxima concentración en el hígado se presenta durante los 5 o 10 minutos posteriores a la ingestión<sup>(48)</sup>.

En general se acepta que la dosis recibida por el tejido adiposo es mayor que la de otros tejidos sistémicos, dado que el coeficiente de solubilidad del radón en la grasa es mayor que el del agua. Se sugiere entonces que cualquier retención por largos periodos de radón en el cuerpo debe estar dominada por la concentración presente en el tejido graso.

### 1.7.5 RELACION ENTRE FUMAR Y LOS RIESGOS DEL RADON

La evidencia actual indica que los fumadores tienen un riesgo más alto por exposición al radón que los no fumadores. El análisis de un grupo de mineros de uranio en los E.U.<sup>(49, 50, 51)</sup>, indica que los efectos por fumar y el radón son más que aditivos para la inducción del cáncer pulmonar. Un estudio de las exposiciones residenciales en Suecia proporciona otro soporte para esta conclusión<sup>(38)</sup>. Un estudio de laboratorio en ratas que combinó el humo del cigarro y la exposición al radón indica un sinergismo entre los dos factores en la inducción de cáncer pulmonar, congruente con la hipótesis de que la radiación actúa como un “iniciador” y el humo del cigarro como un “promotor” del proceso carcinógeno. Estos estudios sugieren que cuando hay una exposición al radón previa a la inhalación de humo de cigarro se provoca en los pulmones un número de tumores cuatro veces mayor que si las mismas dosis se aplicaran en una secuencia inversa<sup>(52)</sup>.

Sin embargo y en contraste con estos resultados, un estudio epidemiológico de mineros suecos<sup>(53)</sup> y otro con perros expuestos al radón y al humo del cigarro<sup>(54)</sup> sugieren una menor interacción aditiva entre los dos factores. Una explicación especulativa de estos resultados es un aumento en el espesor del moco (asociado con una protección de los bronquios contra el humo), en las células blanco del pulmón donde la radiación alfa es emitida y son depositados los productos de decaimiento del radón<sup>(54, 55)</sup>.

En Colorado U. S. A. se analizaron los modificadores temporales de la relación entre el fumar y la exposición al radón. Antes de investigar los modificadores temporales de la interacción entre el fumar y los niveles de radón, se examinaron los modificadores de los modelos de dosis-respuesta para cada tipo de exposición separadamente. Además de la dosis acumulada simple, se analizaron en forma



global otras variables asociadas con la dosis, como el tiempo de latencia, la edad y la dosis recibida.

Después de hacer un ajuste para incluir en el modelo la latencia y la rapidez de dosis, se eliminó el efecto de la edad en la que se realizó la exposición. De los factores mencionados, el mas importante es el tiempo de exposición (periodos largos de exposición a dosis pequeñas son substancialmente mas dañinas que exposiciones cortas e intensas, esto por unidad de dosis total).

Se ha encontrado un efecto multiplicativo entre fumar y la exposición al radón, cuando el radón precede al fumar. Un modelo multinivel predice que si los dos carcinogénicos actúan en el mismo nivel, su efecto conjunto será aditivo, mientras que si actúan en niveles diferentes el efecto global será multiplicativo, pero afectado por la secuencia de la exposición; sin embargo, al ajustar por el tiempo de exposición la influencia de la secuencia disminuye notablemente, esto sugiere que al menos algo del efecto de interacción debe estar relacionado con el tiempo de exposición<sup>[56]</sup>.

Se piensa que el fumar acelera el desarrollo de los tumores pulmonares iniciados por el radón; contrariamente, la posibilidad de que el radón pueda acelerar el desarrollo de tumores inducidos por fumar es inexistente<sup>[57]</sup>.

La Agencia de Protección Ambiental en Estados Unidos (USEPA) cree que los riesgos por exposición al radón y el humo del cigarrillo son mayores que la suma de los riesgos de cada uno de ellos aisladamente. De hecho, pueden interactuar fuertemente para producir riesgos multiplicativos. Cuando son estimados los excesos de enfisemas pulmonares debido a la exposición al radón, la USEPA utiliza un modelo de riesgo relativo en el cual el exceso es proporcional a la exposición al radón. Implícitamente, este modelo asume una interacción multiplicativa entre el radón y todos los otros factores de riesgo para el cáncer pulmonar, incluyendo el fumar.

En el modelo de riesgo relativo está implícito que el fumar y la exposición al radón son ambos factores causales de algunos casos de enfisema pulmonar; cerca del 85% de todos los canceres son atribuibles al radón, desde luego, el fumar es un factor causal común. Los estudios epidemiológicos demuestran que el incremento en la exposición al radón en el medio ambiente residencial esta asociado con la elevada

mortalidad de cáncer pulmonar<sup>(39, 40)</sup> tabla 1.7.2. El riesgo por unidad de exposición en estos estudios parece ser similar al riesgo por unidad de exposición de los diversos estudios en mineros.

#### 1.7.6 OTROS POSIBLES RIESGOS A LA SALUD PRODUCIDOS POR EL RADON

El riesgo por inhalación del  $^{222}\text{Rn}$  es pequeño comparado con el riesgo de la inhalación de sus productos de decaimiento. Sin embargo el principal riesgo es el cáncer de pulmón inducido. Si el  $^{222}\text{Rn}$  es ingerido en vez de inhalado, una pequeña parte de estos productos de decaimiento son depositados en los tejidos del cuerpo entonces los efectos esperados en la salud son insignificantes.

Las dosis por los productos de decaimiento de  $^{220}\text{Rn}$ , que tienen una vida media mayor, ocurrirán no solo en el pulmón sino también en otros tejidos del cuerpo. Cantidades significativas de los productos de decaimiento de  $^{220}\text{Rn}$  son absorbidas y depositadas principalmente en el hueso. Por consiguiente, es posible que se presente el riesgo de otros cánceres además del enfisema. Sin embargo, el riesgo de cáncer pulmonar por  $^{220}\text{Rn}$  o  $^{222}\text{Rn}$  es más significativo, debido a las diversas fuentes de radón ya sea la liberación del gas de los suelos (inhalación) disuelto en agua (ingestión o inhalación)<sup>(5)</sup>.

#### 1.7.7 COMO REDUCIR LOS RIESGOS AL RADON

Los científicos coinciden en que el riesgo de cáncer pulmonar depende del nivel de radón en el interior de la casa y del tiempo de exposición. Para altas concentraciones de radón donde la tasa de flujo (velocidad de entrada) es elevada, se recomiendan varias medidas, que, si se realizan a corto plazo, reducen el riesgo por radón; cabe aclarar que aunque dichas técnicas se implementen pronto, no son adecuadas para proporcionar una solución a largo plazo. La USEPA tiene una guía que proporciona información de las técnicas de mitigación a corto y a largo plazo. Idealmente los métodos de mitigación a corto plazo deben de implementarse durante el periodo de toma de decisión o tan pronto como sea posible, después de las medidas de investigación, si se encuentran niveles de radón por encima de 1 WL o 200 pCi/L; cuando se encuentran niveles por debajo de 1 WL (200 pCi/L) y por encima de 0.02 WL (4 pCi/L) deben utilizarse las pruebas a corto plazo por ser más prácticas. La urgencia para implementar las técnicas de mitigación depende del nivel de radón

detectado, con niveles mas altos se requiere la atención inmediata. Las probabilidades de contraer cáncer de pulmón por exposición al gas radón dependen principalmente de:

- El nivel de radón en la vivienda;
- El tiempo de ocupación en la vivienda; y
- Si se fuma o se ha fumado alguna vez.

A continuación se describen cuatro técnicas a corto plazo.

#### **1.7.7.1 DEJAR DE FUMAR**

Aunque la interrelación entre el fumar y la exposición al radón permanece incierta, el dejar de fumar reduce inmediatamente parte del total de los riesgos de cáncer pulmonar. Los estudios médicos han sido incapaces de determinar si el fumar aumenta o disminuye el riesgo de cáncer pulmonar por el radón; sin embargo, la relación entre el fumar y el cáncer pulmonar esta bien definida y algunos investigadores creen que hay un fuerte efecto sinérgico entre el radón y el humo del cigarro. Con base en esto se recomienda que se deje de fumar en interiores<sup>(5)</sup>.

#### **1.7.7.2 EVITAR LAS HABITACIONES CON ALTOS NIVELES DE RADON.**

Las investigaciones realizadas en casa con elevadas concentraciones de radón establecen que la distribución del radón a través de la casa no es uniforme. En general, las áreas habitables más cercanas a la fuente de entrada de radón tienen más altos niveles que aquellas que están más lejos. En la mayoría de las casas la principal fuente de entrada del radón es el suelo y las rocas que se encuentran debajo de la casa. Otras fuentes son el agua potable y los materiales de construcción. Puesto que el agua potable y los materiales de construcción son por lo común una fuente insignificante, el suelo subyacente es el principal contribuyente<sup>(58)</sup>. Por lo tanto se recomienda que se pase el menor tiempo posible en el sótano o en las habitaciones de la casa que están

directamente arriba del suelo u otras áreas que han mostrado niveles elevados de radón<sup>(5)</sup>.

### 1.7.7.3 VENTILAR LA CASA

La concentración de radón en interiores es determinada por el equilibrio entre la velocidad de entrada del radón y la velocidad de remoción, por la ventilación o el decaimiento radiactivo. La adecuada ventilación dentro de la casa reduce la concentración de radón entre 30 y 90%, dependiendo de la época del año<sup>(59)</sup>. La reducción se debe a la remoción del aire que contiene radón y a la dilución del volumen total interior con aire que entra más puro.

## 1.8 INSTRUMENTOS DE MEDICION DE RADON

Debido a que el radón no se puede detectar con los sentidos, se requiere equipo especial para medir la concentración de radón y la de sus productos de decaimiento. Existen diferentes técnicas y equipos de medición en interiores recomendadas por la EPA<sup>(60, 61)</sup>, de las cuales las más importantes son las siguientes:

- 1- Detector de trazas alfa
- 2- Bote con carbón
- 3- Unidad muestreadora integradora de los descendientes de radón (RPISU)
- 4- Monitor continuo de radón (CRM)
- 5- Monitor continuo de niveles de trabajo (CWLM)
- 6- Muestreo de muy corto plazo (grab sampling)
- 7- E-PERM (Electret Passive Environmental Radon Monitor)

Estos instrumentos de medición se clasifican en dos grupos que son:

### *a) Instrumentos pasivos*

Los instrumentos pasivos para las pruebas de detección del gas radón no necesitan electricidad para funcionar. Dichos instrumentos incluyen **filtros de carbón, detectores de partículas alfa, detectores de centelleo líquido y detectores de cámara de ionización**. Estos instrumentos se exponen al aire interior de la vivienda durante un periodo de tiempo especificado y luego se envían a un laboratorio para su análisis. En general, los instrumentos pasivos, ya sean de corta o larga duración, son baratos. Algunos de estos instrumentos pueden tener características que producen menos interferencia o perturbación en la prueba que otros instrumentos pasivos.

### *b) Instrumentos activos*

Los instrumentos activos para la prueba de detección del radón requieren electricidad para su funcionamiento. Dichos instrumentos incluyen los **monitores continuos de radón, monitores continuos de niveles de trabajo** y la **unidad muestreadora de hijos de radón (RPISU)**, los cuales miden y registran en forma

continúa la cantidad de gas radón que hay en el aire, o la de sus productos de desintegración. Muchos de estos instrumentos proporcionan información que puede revelar cualquier cambio anormal en el nivel de gas radón durante el periodo de la prueba. Algunos de estos instrumentos activos están diseñados específicamente para detectar e impedir interferencias que afecten los resultados de la prueba. Otros instrumentos activos más avanzados técnicamente tienen funciones contra interferencias. Aunque estas pruebas pueden costar más, pueden garantizar resultados más confiables<sup>(62)</sup>. Estos instrumentos activos, contienen una bomba muestreadora que hacen pasar un flujo continuo de aire a través de un arreglo de detección, ya sea con un filtro y dosímetros termoluminiscentes ó un filtro y un detector de centelleo ó detector alfa, para medir la radiación emitida por los productos de decaimiento del radón depositados en el filtro.

### **1.8.1 CONDICIONES PARA REALIZAR LA MEDICION**

#### **1.8.1.1 CONDICIONES DE MEDICION ESTANDARIZADAS**

Independientemente de la técnica de medición utilizada y de los procedimientos y estrategias a seguir recomendadas por la EPA<sup>(60, 61)</sup> para cada una de ellas existen, sin embargo, lineamientos generales relacionados con la estandarización de las condiciones de medida y control de calidad que se aplican a todos los métodos. Las mediciones deben hacerse cuando las concentraciones de radón y sus productos de decaimiento sean más estables, por ejemplo, en un edificio cerrado con un mínimo nivel de ventilación<sup>(60)</sup>. Tales condiciones generalmente serán más altas que la concentración promedio a la cual los ocupantes están expuestos.

El realizar las mediciones bajo condiciones estandarizadas es importante por dos razones. Primero, la medida debe ser reproducible; por ejemplo los resultados pueden relacionarse ya sea con la exposición potencial o real en la casa y tener la mínima variación por la técnica. Las mediciones más reproducibles son aquellas tomadas cuando las condiciones de la casa están estandarizadas, con la casa cerrada, y después de que ha transcurrido el suficiente tiempo para que la concentración se estabilice. Los resultados reproducibles son especialmente importantes cuando se trata de decidir acciones correctivas o cuando se evalúa la efectividad de las medidas correctivas.

Segundo, es importante estimar cuantitativamente la variabilidad asociada con los resultados de la medición. La variabilidad puede estimarse solamente de los datos

tomados bajo condiciones similares y ya que las condiciones promedio de vida son difíciles de definir y reproducir, la especificación de condiciones estándar permite validar la estimación del error<sup>(5)</sup>.

### 1.8.1.2 CONDICIONES DE LA CASA

Las mediciones deben ser hechas bajo condiciones de "casa cerrada" (medidas de investigación). En un límite razonable, las ventanas y puertas exteriores deben estar cerradas, permitiendo solo la entrada y salida normal. Además, los sistemas de intercambio de aire externo-interno como los ventiladores y extractores de aire deben ser apagados. Para periodos de medición de tres días o menos, estas condiciones deben mantenerse desde 12 h antes del comienzo de la medición<sup>(60)</sup>.

Las condiciones climáticas severas pueden afectar también los resultados de la medición. Nuevamente las medidas de menos de tres días no deben de realizarse si se pronostican tormentas severas con fuertes vientos. Las diferencias inducidas por el viento en la presión del aire entre el interior de la casa y el exterior aumentaran la variabilidad de la concentración del radón. Cambios bruscos en la presión barométrica aumentan la probabilidad de un corrimiento en las presiones interna y externa, lo que afecta la velocidad de flujo del radón<sup>(60)</sup>.

### 1.8.2 TIPOS DE MEDICIONES

Es ampliamente conocido que la concentración de radón en las casas puede variar grandemente a través del tiempo<sup>(63 - 68)</sup>. Además la concentración en diferentes sitios de la misma casa pueden diferir por un factor de 2 o más<sup>(65, 69, 70)</sup>. A causa de esta variación temporal y espacial, no se puede emplear el resultado de una sola medida para dar una estimación exacta del riesgo para la salud o tomar una decisión de la necesidad de medidas correctivas. La EPA recomienda una estrategia en dos pasos, comenzando con una medida de investigación realizada en condiciones de "casa cerrada" en un área donde la concentración de radón es mayor (por lo común, en sótano o al nivel del suelo)<sup>(60)</sup>. Dependiendo de los resultados de las medidas de investigación, se aconseja una segunda serie de medidas de seguimiento para evaluar más completamente la concentración promedio en las áreas habitadas de la casa. Se recomienda que cualquier decisión respecto a una acción correctiva permanente para reducir la concentración de radón en interiores se tome únicamente después de que se terminen las medias de seguimiento<sup>(5)</sup>.

### 8.2.1 MEDIDAS DE INVESTIGACION

Se recomienda que la primera medida en una casa sea una medida de investigación. Una medida de investigación determina en una forma rápida y barata si los ocupantes de una casa pueden o no estar expuestos a altas concentraciones de radón y si es necesario el realizar medidas adicionales. Otra utilidad de las medidas de investigación es cuando se inspeccionan casas múltiples para identificar tan eficientemente como sea posible, casas con altas concentraciones. Sin embargo, las medidas de investigación por si solas no proporcionan la información suficiente para decidir sobre la necesidad de acciones correctivas.

Una medida de investigación debe proporcionar información acerca de la concentración máxima en la cual están expuestos los ocupantes, y debe también ser reproducible en las condiciones de ocupación; por lo tanto, se recomienda que la medición de investigación se realice en:

- 1- En el área mas baja de la casa que los residentes por lo común utilicen o puedan adaptar como área habitable
- 2- Bajo condiciones de casa cerrada.

En muchas casas, el área habitable mas baja puede ser el sótano que puede acondicionarse como un estudio, cuarto de juegos o recamara sin mayores cambios estructurales. La mayor concentración de radón o de los productos de decaimiento del radón se encuentran en las áreas de la casa más cercanas al suelo subyacente. La concentración de radón debe ser más alta y más estable cuando las puertas y ventanas se abren solo por un periodo breve<sup>(5)</sup>.

Existen múltiples datos<sup>(69, 71, 72)</sup> que indican que la concentración en el sótano tiende a ser de 2 o 3 veces mayor que la concentración en las habitaciones arriba de el. Por lo tanto si el resultado de la medida de investigación es muy bajo, hay una alta probabilidad de que la concentración promedio a largo plazo en las habitaciones utilizadas como áreas habitables sea incluso más baja y se elimine la necesidad de realizar mediciones posteriores.

Otra recomendación es que todas las mediciones a corto plazo (mediciones de menos de tres meses de duración) se realicen durante los periodos del año en el cual las ventanas se mantienen por lo común cerradas (para la mayoría en invierno). El objetivo es asegurar que la medición a corto plazo sea hecha durante el tiempo en el



cual la concentración es la más alta y la más estable. Las condiciones de la medición deben ser de las de “casa cerrada”<sup>(5)</sup>.

### 1.8.2.2 MEDIDAS DE SEGUIMIENTO

Estas medidas intentan proporcionar una estimación promedio anual de las concentraciones de radón en las áreas habitables. La necesidad de estas medidas depende de los resultados de las medidas de investigación

- a) Si los resultados de las medidas de investigación son menores de 4 pCi/L o 0.02 WL, no se requerirán medidas de seguimiento, ya que si las medidas de investigación se realizaron en el área habitable mas baja de la casa (sótano o planta baja) y bajo condiciones de “casa cerrada”, hay muy poca probabilidad de que la concentración en las áreas habitables o pisos altos sea mayor de 4 pCi/L o 0.02 WL como un promedio anual.
- b) Si los resultados de las medidas de investigación son menores de 20 pCi/L o 0.1WL, pero mayores que 4 pCi/L o 0.02 WL, se recomienda que las medidas de seguimiento se hagan durante un periodo de 12 meses y en varias habitaciones de la casa; es decir se hacen 4 medidas por un periodo de 24 h y cada tres meses en condiciones normales de habitación. Las medidas de seguimiento por un periodo de un año se recomiendan para calcular la exposición, puesto que los resultados incorporan las variaciones en la concentración debido a las estaciones del año y las diferencias en el estilo de vida.
- c) Si los resultados de las medidas de investigación son mayores de 20 pCi/L o 0.1WL, se recomienda que se lleven a cabo medidas de seguimiento a corto plazo (de 24 h) en varias áreas habitables de la casa y bajo condiciones de “casa cerrada” ya que un año adicional de exposición a estas concentraciones causaría un aumento significativo de riesgo a la salud. Estas medidas de seguimiento a corto plazo proporcionan resultados reproducibles que dan una estimación conservadora de la concentración promedio anual. Mientras más alto sea el resultado de la medida de investigación, mas corta deberá ser la duración de las medidas de seguimiento<sup>(5)</sup>.

En general, cualquiera que sea la situación, las medidas de seguimiento deben hacerse en las áreas de la casa que se utilicen como áreas habitables y siempre que sea posible, en por lo menos dos pisos de la misma casa, comúnmente en la recámara y en la sala<sup>(43, 73, 74)</sup>. Los resultados en las diferentes áreas deben promediarse y el resultado promedio compararse con los niveles normativos para estimar el riesgo para la salud y decidir sobre la necesidad de acciones correctivas.

## 1.9 RADIACION GAMMA

### 1.9.1 ANTECEDENTES

Pocos son los que saben que todo organismo humano que viva al nivel del mar o cerca de él está sometido a una radiación constante que en promedio viene a ser de unos 28 rayos cósmicos por segundo. Esto es así desde hace muchos miles de años y sin embargo, nadie sabe aún si una intensidad de radiación tan baja tiene efectos acumulativos benéficos o perjudiciales<sup>(2)</sup>.

Los rayos cósmicos causan aproximadamente un 30% de la exposición del ser humano a la radiación natural externa. La mayoría de ellos tiene su origen en las profundidades del espacio interestelar y algunos son una consecuencia de las tormentas solares. Los rayos cósmicos irradian a la Tierra e interaccionan con la atmósfera produciendo diferentes materiales radiactivos<sup>(1)</sup>. La dosis procedente de la suma de la radiación cósmica y la radioactividad natural en la tierra y ladrillos etc, asciende a 0.1 rem/año o 1 mSv/año<sup>(75)</sup>.

Aunque ningún lugar del planeta escapa a ello, algunas regiones son más afectadas que otras. Por ejemplo, las zonas polares reciben una cantidad mayor de radiación que las zonas ecuatoriales. La exposición aumenta también con la altitud sobre el nivel del mar (factor más importante que el anterior), al disminuir la protección suministrada por la atmósfera.

Una persona que vive a nivel del mar recibe, en promedio, una dosis equivalente de aproximadamente 270  $\mu$ Sv por año de radiación cósmica, mientras que otra que se encuentre a 4000 m de altitud recibe una dosis aproximadamente 7 veces mayor. La dosis promedio que recibe una población mundial debido a la radiación cósmica es 380  $\mu$ Sv por año<sup>(1)</sup>.

Quienes viajan en avión, aunque por períodos más cortos, se exponen a dosis todavía superiores. Entre los 4000 m sobre el nivel del mar, que es la altitud de las poblaciones más elevadas (como la ciudad de La Paz, Bolivia), y los 12000 m, que es el nivel superior de altitud de los vuelos intercontinentales, la exposición a la radiación cósmica se multiplica por 25. Esta aumenta aún más entre los 12000 y los 25000 m, que es la altitud máxima alcanzada por los aviones supersónicos. La tasa de dosis a la

que están expuestos los pasajeros de un vuelo comercial es de alrededor de 3  $\mu\text{Sv}$  por hora<sup>(1)</sup>.

### 1.9.2 PRIMARIOS Y SECUNDARIOS

Las observaciones experimentales demuestran que los rayos cósmicos que entran a nuestra atmósfera, casi completamente están compuestos de núcleos atómicos cargados positivamente. El 89% de estos llamados rayos cósmicos primarios son protones mientras que un 9% está formado por partículas  $\alpha$ , 1% por núcleos pesados como carbono, nitrógeno, oxígeno, litio, etc. Al nivel del mar los rayos cósmicos secundarios están compuestos aproximadamente por un 70% de muones, un 29% de electrones y positrones y un 1% de partículas más pesadas como protones, deuterones, partículas alfa etc., como se muestra en la siguiente tabla 1.9.1

Tabla 1.9.1. Composición de los rayos cósmicos, primarios y secundarios

Primarios		Secundarios	
H	89%	Muones	70%
He	9%	$e^-$ y $e^+$	29%
Li, Be, B	0.5%	partículas	
C, N, O	0.5%	mas pesadas	1%
Ne, Mg, Si	0.1%		
Fe	0.03%		

Al entrar en la atmósfera, una partícula primaria de alta energía, pronto choca contra otro núcleo atómico, dividiéndose una, o las dos partículas en un número de pequeños fragmentos nucleares, cada uno de los cuales se lleva algo de la energía primaria. Estas partículas, muy veloces, chocan a su vez contra otros núcleos, repartiendo posteriormente su energía para producir otras partículas rápidas. A todos estos rayos, con excepción de la partícula primaria, se les llama rayos cósmicos secundarios.

Uno de los resultados de los procesos de colisión de los rayos cósmicos es la creación de rayos gamma de muy alta frecuencia y muy penetrantes. Estos fotones también están incluidos en la clasificación de rayos cósmicos secundarios.

A una altura de 25 km existen de diez a quince veces más rayos cósmicos secundarios que los que han entrado a la atmósfera como primarios. A este nivel,

donde queda por debajo más de  $\frac{9}{10}$  de la atmósfera terrestre, se observan tanto rayos moviéndose en dirección horizontal como vertical.

A menores alturas la intensidad total disminuye, puesto que muchos de los rayos secundarios producidos arriba son detenidos por colisiones. En otras palabras, se pierde tanta energía por los choques sucesivos, que la energía es gradualmente absorbida como movimiento térmico por las moléculas del aire. Al llegar al nivel del mar, los rayos restantes consisten principalmente en unos cuantos rayos rápidos secundarios y primarios, algunos de los cuales conservan energía suficiente para penetrar varios cientos y hasta miles de metros de tierra y agua.

### 1.9.3 EL EFECTO DE LA ALTURA

Los resultados de los vuelos en avión y en globo dentro de la estratosfera, han demostrado que la intensidad de los rayos cósmicos aumenta hasta una altura de 18 a 25 km y después decrece. En 1935, C. D. Anderson\* y colaboradores, por ejemplo, se elevaron a una altura de casi 22 km llevando con ellos, entre otros instrumentos científicos tubos contadores Geiger-Mueller. Con estos instrumentos midieron la intensidad de los rayos cósmicos a varias altitudes, tanto al ascenso como al descenso. Los resultados experimentales conseguidos a diferentes elevaciones por varios observadores, están resumidos en las curvas de la figura 1.9.1. Cerca de la ciudad de Omaha, a una latitud magnética de  $51^{\circ}\text{N}$ , el máximo se encuentra a una altura de 25 km, con una intensidad 170 veces mayor que la medida al nivel del mar. Desde esa altitud hasta los puntos más altos donde se hicieron observaciones, alrededor de 27 km, hay una disminución progresiva de la intensidad total.

Las cuatro diferentes curvas de la figura 1.9.1, con las mediciones hechas por observadores de todo el mundo a diversas altitudes, demuestran que en las cercanías del ecuador magnético, la intensidad de los rayos cósmicos decrece con las grandes alturas casi tanto como al nivel del mar.

\* Carl David Anderson (1905 - ), físico americano, nació en San Marino, California. Se doctoró en física en el Instituto de Tecnología de California en 1930. ganó el Premio Nobel de física en 1936. Se le conoce por su descubrimiento de los mesones y de los positrones en los rayos cósmicos.

### 1.9.4 EL EFECTO DE LA LATITUD

Por el año de 1930, los estudios de las intensidades de los rayos cósmicos por Millikan\*\* indicaron que el número de rayos cósmicos que llegan a la superficie terrestre es constante en todas las latitudes. Esto le llevó a la conclusión de que la radiación cósmica primaria que entra a la atmósfera debe ser rayos gamma ( $\gamma$ ) de muy alta energía. Pensaba que si fueran partículas atómicas cargadas, se desviarían por el campo magnético terrestre y pocas llegarían a la Tierra cerca del ecuador magnético.

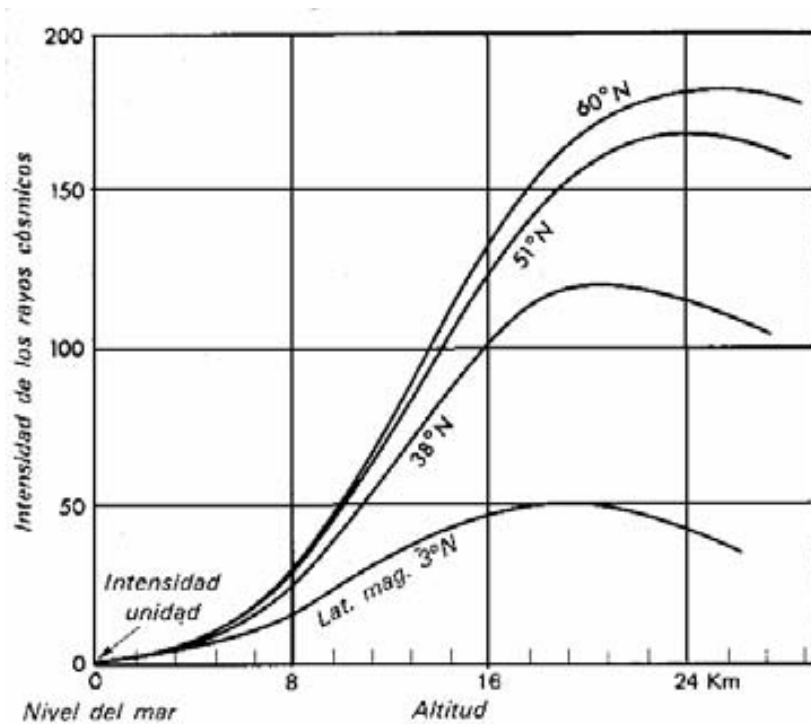


Figura 1.9.1. La intensidad de los rayos cósmicos aumenta con la altitud hasta una altura de 16 a 24 km, y luego disminuye

En 1931, el físico Holandés Clay, que navegaba desde Ámsterdam en el hemisferio norte a Yakarta, Indonesia, en el hemisferio sur, llevó contadores Geiger a bordo del barco. Por las mediciones diarias sobre la ruta de la intensidad de los rayos cósmicos, obtuvo los resultados mostrados en la figura 1.9.2.

\*\* Robert Andrews Millikan (1868-1953), físico estadounidense, conocido por su trabajo en física atómica. Millikan nació en Morrison (Illinois) y estudió en las universidades de Columbia, Berlín y Gotinga. En 1923 le fue concedido el Premio Nobel de Física por los experimentos que le permitieron medir la carga de un electrón, comprobando que la carga eléctrica solamente existe como múltiplo de esa carga elemental. Otras aportaciones de Millikan a la ciencia son una importante investigación de los rayos cósmicos (como él los denominó) y los rayos X, y la determinación experimental de la constante de Planck.

La curva indica que al ir del norte magnético al sur magnético, al nivel del mar, la intensidad de los rayos cósmicos permanece bastante constante, hasta que se alcanza una latitud magnética de unos 42°. En esta región la intensidad empieza a disminuir apreciablemente, llega a un mínimo en el ecuador y se eleva otra vez a las intensidades simétricas en el hemisferio sur<sup>(2)</sup>.

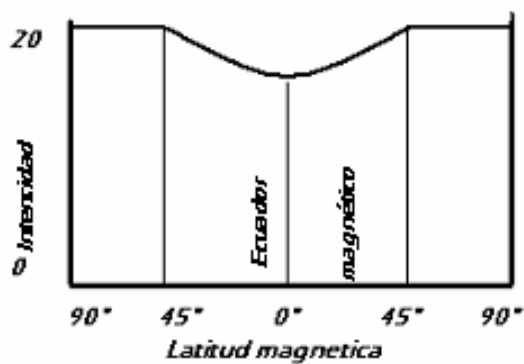


Figura 1.9.2. Grafica de la intensidad de los rayos cósmicos en distintas latitudes de la superficie terrestre.

## 1.10 DOSIMETROS TERMOLUMINISCENTES (DTL)

### 1.10.1 ASPECTOS GENERALES

La determinación de la cantidad de energía absorbida por un material, generalmente conocido como la dosis, ha sido de interés desde hace muchos años; dada la necesidad de determinar la cantidad efectiva de radiación absorbida por un material. McKeever<sup>(76)</sup> ha documentado que en 1663, Sir Robert Boyle fue el primero en dar a conocer la observación del fenómeno de termoluminiscencia (TL) en un pedazo de diamante natural. Extensas investigaciones se han realizado desde 1940 y principios de 1950, por Randall y Wilkins<sup>(77, 78)</sup> y Garlick & Gibson<sup>(79)</sup>; en el campo de la luminiscencia térmicamente estimulada y sus aplicaciones en la dosimetría de radiación ionizante. Sin embargo, en 1953 Daniels<sup>(80)</sup> desarrolló las bases físicas del fenómeno termoluminiscente, así como también los aspectos fundamentales para la aplicación del fenómeno para propósitos de detección y dosimetría. El material más prometedor como dosímetro TL, que surgió de estos estudios fue el fluoruro de litio (LiF). No obstante, Cameron<sup>(81)</sup> y la Harshaw Chemical Company lograron patentar el dosímetro TLD-100 en 1963. El dosímetro TLD-100 resultante es el LiF dopado con aproximadamente 170 ppm molar de Mg y 10 ppm molar de Ti. Hoy en día, es el material que se toma como referencia para el desarrollo de nuevos dosímetros termoluminiscentes.

Muchos materiales exhiben el fenómeno de termoluminiscencia, sin embargo; el problema es encontrar un fósforo útil, que además de detectar eficientemente la termoluminiscencia después de exponer dicho material a la radiación pueda servir para determinar la dosis de exposición. En dosimetría termoluminiscente (DTL), la propiedad de medir con exactitud la dosis de radiación absorbida por el fósforo TL es un reto.

Las posibles aplicaciones de un dosímetro termoluminiscente son muy diversas; incluye la medición de radiación recibida por personal ocupacionalmente expuesto, el monitoreo de radiación ambiental y aplicaciones médicas. El monitoreo ambiental, implica la medición de los niveles de radiactividad natural proveniente de materiales radioactivos presentes en el medio ambiente y de los rayos cósmicos. Un dosímetro ambiental necesariamente debe ser altamente sensible a la radiación y tener una razón de desvanecimiento en la señal bajo. Por otro lado, es obligatorio el uso de dosímetros personales en personal que labora o que está en contacto con fuentes de



radiación, tal es el caso de centrales nucleares, hospitales centros de investigación e irradiadores comerciales, en donde es importante la determinación total de la radiación  $\alpha$ ,  $\beta$  y  $\gamma$  acumulada por el personal durante un período de 1 a 3 meses. Los límites respecto a la exposición de radiación en personal son establecidos por la Comisión Internacional sobre Protección Radiológica<sup>(82)</sup>.

Las aplicaciones en medicina de un dosímetro termoluminiscente son útiles en diagnóstico radiológico, en tomografía, mamografía, odontología y medicina nuclear. Además, en radioterapia en pacientes con distintos tipos de cáncer. El uso de un material termoluminiscente para monitoreo de altas dosis de radiación es principalmente utilizado en esterilización de alimentos, reactores nucleares y pruebas en materiales.

### 1.10.2 TERMOLUMINISCENCIA

La luminiscencia en un sólido constituye la emisión de radiación luminosa como consecuencia de una absorción previa de radiación; la cual se clasifica en fluorescencia o fosforescencia. La clasificación radica de acuerdo al tiempo característico de la respuesta luminosa, ya que si ésta se efectúa inmediatamente casi en forma simultánea con la excitación recibe el nombre de fluorescencia. Si el retardo es mayor a  $10^{-3}$ s recibe el nombre de fosforescencia. El fenómeno de termoluminiscencia clasificado como un fenómeno fosforescente consiste en la emisión de luz de un material semiconductor o aislante, previamente expuesto a radiación ionizante o no ionizante, y posteriormente estimulado con energía calorífica. El proceso de termoluminiscencia inicia con la exposición previa del material a una temperatura  $T_0$ , seguido de una estimulación térmica a una temperatura  $T > T_0$ , la cual generalmente es lineal y que tiene por objeto la medición de la intensidad de luz emitida como función de la temperatura, obteniendo con ello la curva de termoluminiscencia (glow curve) llamada curva de brillo. La curva de brillo presenta uno o varios máximos (picos termoluminiscentes) como consecuencia de los procesos de recombinación de portadores de carga liberados térmicamente.

### 1.10.3 ¿COMO TRABAJA UN DOSIMETRO TERMOLUMINISCENTE?

Los dosímetros están elaborados con base en compuestos químicos como el fluoruro de litio fluorado, calcio, borato de litio, sulfato de calcio ó sulfato de bario y óxido de aluminio y también óxido de circonio. En función de las aplicaciones se producen en

forma de cuadros, discos, cilindros o polvo. La información que de ellos se obtiene la proporciona la TL, es decir, la emisión de luz (energía) producida al calentar una sustancia (dosímetro) previamente expuesta a un agente excitante, como las radiaciones. Es así que se ha denominado a estos dispositivos como dosímetros termoluminiscentes.

Estos dosímetros son de costo moderado, resistentes y pueden ser usados varias veces. Son más precisos que los de placa fotográfica, pero se requiere de un equipo especial para efectuar las lecturas, las cuales no son inmediatas<sup>(83)</sup>.

#### 1.10.4 CARACTERÍSTICAS DE UN MATERIAL TERMOLUMINISCENTE (TL)

La aplicación del fenómeno termoluminiscente (TL) para la determinación de la cantidad de radiación absorbida por un material es de gran importancia. Las características más significativas para la elección de un fósforo útil en dosimetría termoluminiscente (DTL) son, en primer lugar, la respuesta TL lineal en función de la dosis de radiación, la sensibilidad del fósforo a la radiación ionizante y no ionizante y el decaimiento en la señal TL. Adicionalmente, el fósforo TL no debe experimentar efectos debido a cambios en la temperatura, luz ambiental, etc; factores que podrían alterar la lectura de la señal TL.

#### 1.10.5 PRINCIPIO FÍSICO DE LOS DTL

Entendemos por TL, a aquel fenómeno mediante el cual una sustancia cristalinas previamente irradiada como: LiF, CaF<sub>2</sub>, CaSO<sub>4</sub> emiten luz al calentarlas a una temperatura inferior a la de incandescencia. Se presenta este fenómeno como una liberación de la energía almacenada, motivada por una acción exterior, como por ejemplo la radiación electromagnética o corpuscular.

Esta propiedad se basa en la existencia de defectos estructurales que existen en los cristales. Estos defectos denominados pozos o trampas, están formados por zonas localizadas con cargas positivas o negativas en su estructura. Según el tipo de cristal, estos pozos tienen su valor o profundidad característico<sup>(84)</sup>.

Los dosímetros TL al recibir radiación ionizante muchos de los electrones liberados quedan atrapados en estos pozos o trampas. Cuando posteriormente son calentados estos cristales, los electrones atrapados, vuelven a sus estados originales, emitiendo

luz (de allí el nombre de termoluminiscencia). La cantidad de luz emitida es proporcional a la dosis de radiación recibida. Dicha luz emitida se mide con un tubo fotomultiplicador<sup>(85)</sup>.

Resumiendo lo anterior tenemos que el proceso de TL involucra tres fases: primeramente la exposición del material a la radiación ionizante o no ionizante, en donde la radiación interacciona con el material. En la segunda fase, los efectos de la interacción producen electrones y agujeros (cargas positivas) en el material, estos entes móviles portadores de carga, son atrapados en un estado de equilibrio metaestable. La tercera fase comprende un proceso de recombinación radiactiva, el cual es estimulado térmicamente liberando los portadores de carga de las trampas para posteriormente recombinarse emitiendo fotones. En principio, los lectores TL miden la intensidad TL integrada como una función de la temperatura de calentamiento del fósforo TL, proporcionando una "curva de brillo" cada material TL tiene su propia curva de brillo<sup>(86)</sup>.

#### 1.10.6 SENSIBILIDAD

La sensibilidad (*S*) de un fósforo TL es una característica deseable en un dosímetro. La sensibilidad se define, como la respuesta TL por unidad de dosis de radiación absorbida por unidad de masa del material

$$S = \frac{TL}{(dosis)(masaTL)}$$

Por lo tanto, si dos fósforos son expuestos a la misma dosis, la muestra que presente mayor intensidad de emisión de luz durante el calentamiento es más sensible a la radiación. Un efecto importante en muchos materiales TL es el incremento de la sensibilidad del fósforo debido a la exposición previa del material a una fuente de radiación. Este proceso, es conocido como sensibilización y es importante en dosimetría TL, en donde el aumento en la sensibilidad de un material es una propiedad deseable. Sin embargo, la sensibilidad también depende del sistema lector TL usado en la medición, la razón de calentamiento, el filtro óptico seleccionado durante la lectura TL, y el método de medición de la señal TL.

### 1.10.7 DESVANECIMIENTO EN LA SEÑAL

El decaimiento en la señal TL de un dosímetro es una característica no deseable en la dosimetría de la radiación. La disminución en la respuesta TL tiene diversas causas y los tratamientos para evitar éstos efectos son imprescindibles en el dosímetro TL. Para el estudio del desvanecimiento en la señal de un material TL se considera el efecto de agentes externos como la temperatura, luz, y humedad después de la irradiación del dosímetro TL. De esta forma, las mediciones erróneas en la radiación detectada por el medidor de radiación, pueden ser por la disminución de los portadores de carga en los niveles “metaestables” (trampas) antes de la lectura TL, debido a cambios en la temperatura (decaimiento térmico), exposición a la luz (decaimiento óptico), o por cualquier otro medio extraño (decaimiento anómalo). El principal desvanecimiento en la señal TL, se presenta debido a que los cambios en la temperatura liberan electrones atrapados de trampas poco profundas, ocasionando luminiscencia y en consecuencia la pérdida de la señal TL. Sin embargo, las trampas profundas en el fósforo son más estables, ocasionalmente pueden estar desconectadas térmicamente; si no se vacían éstas durante la lectura primaria pudieran ser utilizadas para re-estimar la señal TL por el mecanismo de fototransferencia. La habilidad de un detector TL para re-leer radiación es una gran ventaja en dosimetría. Por otro lado, cuando algunas trampas son vaciadas por medio de un estímulo óptico, debido a la exposición continua del dosímetro a la luz del sol, lámparas fluorescentes o a alguna fuente de radiación artificial, existe pérdida en la señal TL y esto es llamado desvanecimiento óptico. El desvanecimiento óptico es más factible de controlar que el desvanecimiento térmico; sin embargo, la detección exacta de la dosis de radiación pudiera no ser precisa si el material tiene un desvanecimiento anómalo (las causas no están bien explicadas)<sup>(87)</sup>.

### 1.10.8 TIPOS DE DOSIMETROS TERMOLUMINISCENTES

Los dosímetros de termoluminiscencia son materiales que varía su intensidad de emisión de termoluminiscencia en función de la dosis absorbida. Hay 4 tipos de dosímetros:

1. Dosímetros personales, que miden pequeñas dosis. Su principal uso es la medida de las dosis de radiación derivadas de la ocupación o el uso de un espacio donde hay una fuente o una instalación radiactiva, para impedir que se sobrepasen los

límites permitidos de exposición personal. Por ejemplo, trabajadores de centrales nucleares, radiólogos y personal técnico de laboratorios.

2. Dosímetro para medio ambiente, mecanismo de control para las inmediaciones de las centrales nucleares, de cualquier industria o proceso que suponga un incremento de la radiación en el medio ambiente.

3. Dosímetros clínicos (dosis desde  $10^{-5}$  a  $10^{-2}$  Gy en radiología y 20 Gy en radioterapia). Se usa en medicina para medir la radiación en tratamiento preventivo o de diagnóstico de enfermedades. Las radiaciones que se usan son rayos X (energía máxima de 10 – 145 keV); rayos gamma ( $^{60}\text{Co}$  de 1.17 a 1.33 MeV y  $^{137}\text{Cs}$  de 0.66 MeV), partículas pesadas y neutrones.

Estos dosímetros se usan en estudios clínicos antes de someter al paciente al proceso de radiación durante el diagnóstico (mamografía, radiografías) y/o la terapia (tratamientos de tumores). Después de la sesión se retiran y se efectúa la lectura, para que el médico revise la dosis suministrada.

4. Dosímetros de altas dosis ( $10^2$  a  $10^6$  Gy). Estas dosis se encuentran en reactores nucleares, en la irradiación de alimentos, material quirúrgico ó en materiales que han sido sometidos a procesos de fatiga (respuesta de las propiedades mecánicas a las dosis crecientes de radiación)<sup>(88)</sup>.

## CAPITULO 2 PARTE EXPERIMENTAL

### 2.1 DESCRIPCION DEL SITIO DE MUESTREO EN LA ZONA METROPOLITANA DE GUADALAJARA (ZMG)

#### 2.1.1 SUELO

La subprovincia de Guadalajara, queda toda dentro del estado de Jalisco ocupando el 3.73% de la superficie. Cubre totalmente los municipios de Antonio Escobedo, El Arenal, Guadalajara y Zapopan, Ahualuco de Mercados, Amatitán, Etzatlán, Hostotipaquillo, Magdalena, San Marcos, Tala, Tequila, Teuchitlán, Tlaquepaque y Tonalá.

La subprovincia se caracteriza por las notables manifestaciones de vulcanismo explosivo, que data de tiempos relativamente recientes y cuyas huellas se observan en la ciudad de Guadalajara y en la sierra de la Primavera.

A pesar de ser una subprovincia pequeña es la menos uniforme, teniendo una gran complejidad en su panorama fisiográfico, en el que se encuentran sistemas tan distintos como sierras, mesetas, lomeríos y llanos; sin embargo, en general su litología está constituida por rocas ígneas extrusivas ácidas, vidrios volcánicos (obsidiana) basaltos y nubes ardientes.

La topografía de la subprovincia, los tipos de clima y la vegetación que en ella se encuentran determinan la presencia de ocho tipos de suelo, Feozem háplico, Feozem lúvico, Regosol eutrítico, Cambisol eutrítico, Luvisol crómico, Luvisol vértico, Vertisol pélico y Litosol; todos de origen residual y descansando sobre rocas ígneas.

Asimismo, se presenta a continuación en la tabla 2.1.1 los suelos dominantes por municipio de acuerdo con el INEGI<sup>(89)</sup>.

#### 2.1.2 CARACTERISTICAS LITOLÓGICAS DE LA ZMG

La siguiente información se obtuvo de la fuente oficial del Gobierno del Estado de Jalisco, a través de su página web: [www.e-local.gob.mx](http://www.e-local.gob.mx), para ello, con base en la información proporcionada, se tiene la descripción litológica por municipio.

Tabla 2.1.1 Suelos dominantes por municipio en la ZMG<sup>(89)</sup>

Municipio	Tipo de Suelo
Guadalajara	Regosol eutríco y Foezem háplico y como suelo asociado se encuentra el luvisol crómico
Zapopan	Regosol eútrico y Foezem háplico y como suelo asociado el luvisol crómico
Zapotlanejo	Foezem lúvico y háplico y como suelos asociados se encuentran los de tipo luvisol férrico y crómico.
Tonalá	Regosol eútrico, Foezem háplico y Cambisol crómico y como suelo asociado el Luvisol crómico.
Ixtlahuacán del Río	Foezem háplico y Vertisol pélico, como suelo asociado se encuentran los de tipo Regosol y Cambisol eútrico.

### 2.1.2.1 Municipio de Guadalajara

En el municipio de Guadalajara, el subsuelo pertenece al período *Terciario*, y se compone de rocas sedimentarias, rocas ígneas, extrusivas, riolita, andesita, basalto, toba y brecha volcánica. Los suelos dominantes son del tipo Regosol eútrico y Foezem Háplico; y como suelo asociado se encuentra el luvisol.

### 2.1.2.2 Municipio de Zapopan

Los terrenos del municipio pertenecen al periodo Terciario y Cuaternario, y están compuestos por rocas extrusivas, basalto y toba.

### 2.1.2.3 Municipio de Tonalá

Los terrenos del municipio, pertenecen al período Terciario y están compuestos por rocas sedimentarias, caliza, rocas ígneas extrusivas, riolitas, andesitas, basalto, toba y brecha volcánica.

#### 2.1.2.4 Municipio de Tlaquepaque

Litológicamente el municipio se formó en el período Cuaternario y está compuesto por tobas pumíticas (conocidas comúnmente como pómez o "jal") que están formadas por productos de explosión tales como lapillis, puzolanas y cenizas<sup>(90)</sup>.

#### 2.1.3 CARACTERISTICAS GEOMORFOLOGICAS MÁS IMPORTANTES DE LA ZMG.

El área de estudio está comprendida en la Provincia Fisiográfica Eje Neovolcánico particularmente en las Subprovincias *Guadalajara* y *Altos de Jalisco*. El sistema de toposformas al que pertenece el área de estudio es Lomerío con cañadas, misma que comprende el 93.44 % de la superficie municipal de Guadalajara.

En el municipio de **Guadalajara**, en general el perfil es plano con algunas ondulaciones, seguidas de pequeñas planicies y luego más alturas pequeñas, de hecho todo el municipio está urbanizado.

En **Zapopan**, se presentan tres formas características del relieve, representando el mayor porcentaje las zonas accidentadas, formadas por alturas de 1,500 a 2,000 msnm, siguiendo las zonas planas y semiplanas. Las principales elevaciones del municipio son: los cerros de La Col (2,220msm); el Tepopote (1,959 msnm); La Mesa del Burro (1,700 msnm); El Tule (2,050 msnm); El Chapulín (2,000 msnmm); Alto (1,990 msnm); El Colli (1,950 msnm); El Chato (1,800 msnm); Las Mesas y El Masahuate (2,100 msnm) y La Lobera (1,900 msnm).

En el municipio de **Tonalá**, se presentan las tres características de relieve: zonas accidentadas, semiplanas y planas. Las únicas alturas representativas en el municipio son los cerros Cúpula de la Reina (1,720 msnmm) en la cabecera municipal y El Xólotl (1,720 msnmm) al suroeste de la cabecera municipal.

**Tlaquepaque**, se encuentra enclavado en la porción central de la altiplanicie jalisciense, que presenta una topografía más o menos regular. La mayor parte de su territorio es plano, con algunos lomeríos y pocas tierras altas cerriles. El punto mas alto es el cerro El Cuatro que junto con el cerro Santa María, se localiza al suroeste de la cabecera con una altura de 1,860 y 1,730 msnmm respectivamente, al sur se localiza el cerro de La Cola con una altura de 1,640 msnmm.<sup>(91)</sup>



## 2.1.4 EL CLIMA

Los climas, en general, son secos, cálidos y templados, debido a la conformación del relieve y la influencia de masas de agua próximas. Cada tipo de clima determina una diferente vegetación y fauna.

El clima de esta entidad presenta grandes contrastes debido a la conformación variada de relieves y la influencia de masas de agua, tanto marítimas como lacustres.. Se encuentran variantes de climas semisecos hacia el norte y noreste; climas templados en las partes altas de las sierras; semicálidos en la zona centro y alrededores de Chapala y climas cálidos a lo largo de toda la costa. La tabla 2.1.2 muestra los tipos de climas de la entidad<sup>(92)</sup>

Tabla 2.1.2 Climas de Jalisco<sup>(92)</sup>

Tipo o subtipo	% de la superficie estatal
Cálido subhúmedo con lluvias en verano	24.46
Semicálido subhúmedo con lluvias en verano	45.77
Templado subhúmedo con lluvias en verano	16.29
Semiseco muy cálido y cálido	2.60
Semiseco semicálido	6.74
Semiseco templado	4.14

## 2.1.5 TEMPERATURA

De acuerdo al Anuario Estadístico del Estado de Jalisco (INEGI, 2001), el tipo de clima de acuerdo con la clasificación de Köppen modificada por E. García (1981) para los municipios de Guadalajara, Ixtlahuacán del Río, Zapopan, Tonalá, Zapotlanejo y Tlaquepaque, es semicálido subhúmedo con lluvias en verano, con humedad media (Acw1) para el 100 % de las superficies municipales involucradas<sup>(90,92)</sup>.

### 2.1.5.1 Municipio de Guadalajara

Es clasificado como semiseco, con invierno y primavera secos, y semicálido sin estación invernal definida. La temperatura media anual es de 18.8°C y tiene una precipitación media anual de 886 mm con régimen de lluvias de junio a agosto. En promedio se registran 10 días de heladas al año.

#### 2.1.5.2 Municipio de Zapopan

El clima es templado, semiseco con invierno y primavera secos, y semicálidos con invierno benigno. La temperatura media anual reportada para el municipio es de 23.5°C, con una precipitación media anual de 906.1 mm y un régimen de lluvias durante el periodo que comprende los meses de junio a octubre. El promedio de heladas al año es de 5.12.

#### 2.1.5.3 Municipio de Tonalá

El clima es semiseco con invierno y primavera secos, y semicálido sin estación invernal definida. La temperatura media anual es de 19°C y una precipitación media anual de 900 mm, con régimen de lluvia en los meses de julio a octubre. El promedio de días con heladas al año es de 6.

#### 2.1.5.4 Municipio de Tlaquepaque

El clima es semiseco con invierno y primavera secos, semicálido, sin estación invernal definida. La temperatura media anual es de 20.7°C y tiene una precipitación media anual de 919 mm con régimen de lluvias en los meses de junio a agosto. El promedio de heladas al año es de 5.2.<sup>(90, 92)</sup>

#### 2.1.6 VIENTOS DOMINANTES

La velocidad de los vientos dominantes para la estación Chapala, Regional VIII. Lerma-Santiago-Pacífico, se encuentra publicada entre los intervalos de los 9 km/h y los 20 km/h y vientos de ráfaga de entre 20 y 36 km/h. A continuación, se presenta la dirección de los vientos predominantes por municipio.

- ❑ Guadalajara: Predominan los vientos del este en los meses de julio a octubre, y en los meses restantes predominan los vientos del oeste.
- ❑ Tlaquepaque: Los vientos dominantes son en dirección sureste.
- ❑ Tonalá: Los vientos dominantes son en dirección este.
- ❑ Zapopan: Los vientos dominantes son con dirección este<sup>(93)</sup>.

### 2.1.7 HUMEDAD RELATIVA

Para la estación meteorológica de Guadalajara, se tiene una Humedad Relativa Media Anual del 58 %. La tabla 2.1.3 nos muestra la humedad relativa media anual/mes durante un periodo de 27 años<sup>(94)</sup>.

Tabla 2.1.3 Humedad relativa anual promedio durante 27 años<sup>(94)</sup>

MES	E	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Humedad Relativa Media	54	48	45	40	43	61	72	73	73	67	60	60

### 2.1.8 TIPOS DE ACUIFEROS

Los acuíferos en el estado son de tipo: Libre (formación geológica que permite que el agua subterránea esté sometida a la presión atmosférica); Confinado o cautivo (formación geológica que dispone de sedimentos impermeables que separan el agua de la acción directa de la presión atmosférica); Acuitardo (formación geológica que transmite muy lentamente el agua); Acuicludo (formación geológica que almacena agua que prácticamente no la transmite); y del tipo Acuífugo (formación geológica que no transmite ni almacena agua)<sup>(95)</sup>.

### 2.1.9 RADIACION O INCIDENCIA SOLAR

Una vez consultado al Servicio Meteorológico Nacional, nos fue informado que las Estaciones Automáticas (EHCA's) para el monitoreo de la incidencia solar, entre otras variables, viene funcionando desde enero a la fecha para las estaciones mas cercanas que son Los Colomos y Chapala, para la de Chapala (JA-01) se publica una radiación solar de 703 W/m<sup>2</sup> para un periodo de las 6:00 a las 15:00 horas del 27 de mayo del 2003 y para la estación Colomos (JA-04) 708 W/m<sup>2</sup> para el mismo periodo del 27 de mayo del 2003<sup>(96)</sup>.

## 2.2 EQUIPOS DE MEDICION USADOS EN EL TRABAJO EXPERIMENTAL

### 2.2.1 MONITOR CONTINUO DE NIVELES DE TRABAJO

El sistema de monitoreo continuo de niveles de trabajo esta compuesto de tres partes:

- 1- Cargador de batería BC-WLM (figura 2.2.1)
- 2- Una o mas unidades muestreadoras (modelo WLM-1A) (figura 2.2.2)
- 3- Una unidad lectora (modelo WLR-1A) (figura 2.2.3)



Figura 2.2.1. Cargador de batería BC-WLM

1- La unidad muestreadora WLM-1A es un pequeño microcomputador CMOS operado con batería que continuamente aspira aire del medio ambiente (flujo de 0.12 a 0.18 L/min) a través de un papel filtro y mide las partículas alfa de la materia atrapada en el filtro (hijos del radón y/o torón) por medio de un detector de silicio. Las cuentas alfa son registradas y almacenadas para los intervalos preprogramados y después transferidas a la unidad lectora en orden, junto con los parámetros utilizados para la toma de los datos. La microcomputadora también controla el flujo de la bomba y registra el decaimiento, después de que la bomba ha sido apagada.

Esta unidad muestreadora viene en una pequeña maleta de aluminio, es ligera y de fácil manejo. Se puede recargar con la WLR-1A (figura 2.2.4) o bien con el cargador de batería BC-WLM (figura 2.2.5)



Figura 2.2.2 Unidad muestreadora WLM-1A



Figura 2.2.3. Unidad lectora WLR-1A



Figura 2.2.4. Recarga de la unidad muestreadora WLM-1A con la unidad lectora WLR-1A



Figura 2.2.5. Recarga de la unidad muestreadora WLM-1A con el cargador de batería BC-WLM

2- La unidad lectora WLR-1A (figura 2.2.3) proporciona la interfase humana a la unidad muestreadora y realiza todos los cálculos y la impresión de los datos. Los parámetros para tomar datos, tal como constante de calibración y el tiempo de muestreo, son programados a la unidad muestreadora vía el keypad (teclado numérico) de la unidad lectora. La interfase visual la proporciona una pantalla alfanumérica. Los parámetros y los datos pueden imprimirse selectivamente<sup>(97)</sup>.

#### 2.2.1.1 PRECISION DE LA MEDICION

La WLM-1A, esta diseñada para periodos de muestreo de no menos de un día y preferentemente una semana. Cuando se utiliza en un periodo menor a 1 día, sin la integración total del extremo de decaimiento después de que el muestreo ha concluido, se debe poner atención para corregir la integración incompleta del extremo. La precisión de la medición esta limitada por:

- 1- El tipo de muestreo
- 2- El desequilibrio del aire muestreado
- 3- La calibración de la velocidad de flujo del aire
- 4- La calibración de la eficiencia de conteo

Este método de conteo alfa integrado es utilizado por EBERLINE desde 1977 y su validez ha sido confirmada. Durkin<sup>(98)</sup> concluyo que el porcentaje de error introducido por este método fluctúa entre -2.45% y +2.7% para el 92% de los casos. El

máximo error introducido bajo casos extremos de desequilibrio es de 5%. Por lo tanto, el error inherente es mucho más pequeño que el asociado a otros métodos. La medición por un tiempo corto (por cualquier método) no refleja la variación de noche o día de los niveles de trabajo (WL). Este método de conteo alfa integrado es más sensible y más preciso que cualquier otro método. El límite inferior de detección establecido por el proveedor es de  $2 \times 10^{-5}$  WL y el límite superior es de  $10^2$  WL<sup>(97)</sup>.

### 12.1.2 CONSTANTE DE CALIBRACION

La constante de calibración esta dada en cuentas/min (cpm) por nivel de trabajo (WL) si su valor es mayor de 1.0, la unidad es cpm. Se puede seleccionar la unidad de Becquerel/m<sup>3</sup> en equilibrio equivalente al radón (Bq/m<sup>3</sup> por EER). La WLR aplica una constante ( $3.7 \times 10^3$  WL/(Bq/m<sup>3</sup> por EER)) para convertir WL a Bq/m<sup>3</sup> EER.

$$\text{Ctte de calibracion} = \frac{\text{velocidad de flujo(L/min)} * \text{eficiencia}}{5.6 \times 10^{-5}}$$

El valor de  $5.6 \times 10^{-5}$  es una constante dada para efectuar la calibración. Este es un factor de conversión de la energía de partículas alfa a WL, el cual toma en cuenta dos casos extremos para calcular los límites para este factor; cuando existe radio (Ra A ó <sup>218</sup>Po) y cuando no existe

Al existir solo <sup>218</sup>Po en el momento de el deposito en el filtro, cada átomo emite partículas alfa de 6 MeV y de 7.69 MeV, por tanto, la energía promedio es de 6.85 MeV, en este caso de extremo desequilibrio se tiene que:

$$\frac{6.85 \text{ MeV} / \text{alfa}}{1.3 \times 10^5 \text{ MeV} / (\text{WL} / \text{L})} = 5.3 \times 10^{-5} (\text{WL} / \text{L}) / \text{particula } \alpha$$

Si no existe <sup>218</sup>Po, cada partícula alfa emitida tiene 7.69 MeV de energía y el monitor tiene el siguiente factor de conversión:

$$\frac{7.69 \text{ MeV} / \text{alfa}}{1.3 \times 10^5 \text{ MeV} / (\text{WL} / \text{L})} = 5.9 \times 10^{-5} (\text{WL} / \text{L}) / \text{particula } \alpha$$

La energía alfa promedio asociado con los hijos del torón es de:

$$\frac{7.8 \text{ MeV} / \text{alfa}}{1.3 \times 10^5 \text{ MeV} / (\text{WL} / \text{L})} = 6 \times 10^{-5} (\text{WL} / \text{L}) / \text{particula } \alpha$$

Este factor de conversión para los hijos del torón es 1.07 veces el factor de conversión para los hijos del radón.

Para obtener el WL se aplica la siguiente ecuación:

$$\text{WL} = \frac{5.6 \times 10^{-5}}{(L)(E)} * C$$

donde:

C = cuentas netas en el intervalo de conteo

L = litros de aire muestreados durante el intervalo de conteo

E = eficiencia ( $4\pi$ ) del conteo alfa determinada usando una fuente alfa de  $^{230}\text{Th}$

L y E son constantes diferentes para cada tipo de monitor y están basadas en la calibración de velocidad de flujo y la eficiencia del conteo. La unidad lectora calcula las cpm para cada intervalo de conteo y los divide entre la constante de calibración (CC).

$$\text{CC} = \frac{(L)(E)}{5.6 \times 10^{-5}} = \frac{\text{cpm}}{\text{WL}} \qquad \text{WL} = \frac{\text{cpm}}{\text{CC}}$$

La formula que se utiliza para el cálculo de la eficiencia es:

$$\% \text{ de eficiencia} = \frac{\text{cpm observadas}}{\text{dpm de la fuente}} * 100$$

La unidad lectora WLR-1A reportará el promedio de todos los datos obtenidos por la unidad muestreadora WLM-1A. El cálculo es:

$$\text{Promedio} = \frac{\text{cuentas totales}}{\text{tiempo total}} \div \text{ctte de calibracion}$$



Las unidades del promedio reportado dependen de las seleccionadas para la constante de calibración (cpm, WL o Bq/m<sup>3</sup> EER).

Las cuentas totales abarcan el extremo de 4 h (periodo de decaimiento) de conteo y son corregidas por la contribución del torón. El porcentaje de torón se calcula basándose en la velocidad de decaimiento del extremo de 4 h<sup>(99)</sup>.

### 2.2.2 E-PERM (ELECTRET PASSIVE ENVIRONMENTAL RADON MONITOR)

E-PERM es un sistema integrante pasivo de detección de radón que consiste de un electreto que exhibe un campo eléctrico muy estable y sensible, una cámara de ionización de plástico, un lector de voltaje, y un registrador de datos y electretos de referencia (figura 2.2.6)<sup>(100)</sup>. El electreto es un disco cargado eléctricamente hecho de teflón, desempeña dos funciones; como fuente del campo electrostático y como sensor (figura 2.2.7). Las cámaras vienen en tres presentaciones con volúmenes diferentes y los electretos con dos sensibilidades distintas.



Figura 2.2.6. Equipo E-PERM

#### 2.2.2.1 CARACTERISTICAS DE LAS CAMARAS

Las cámaras ``L`` de 50 mL (figura 2.2.8), cámara ``S`` de 210 mL (figura 2.2.9) y cámara ``H`` de 960 mL (figura 2.2.10). Los electretos de dos sensibilidades son conocidos como de corto plazo (alta sensibilidad) y largo plazo (baja sensibilidad). Las medidas exactas de estas tres cámaras se ilustra en la figura 2.2.11<sup>(101)</sup>.

### 12.2.2 CARACTERISTICAS DE LA BASE DEL ELECTRETO

Esta hecha de un plástico eléctricamente conductor y esta diseñada como un taparosca para ser colocado en la base del la cámara y cerrarla.



Figura 2.2.7. Electreto de Teflón cargado eléctricamente. Izquierda, destapado. Derecha con su cubierta taparosca

### 2.2.2.3 CARACTERISTICAS DEL ELECTRETO

Los hay de dos tipos

- 1- Son discos de teflón de politetrafluoretileno (PTFE) con 0.152 cm de espesor, estos electretos son usados para hacer mediciones de corto periodo (de 2 a 7 días)
- 2- Discos de teflón de PTFE con 0.0127 cm de espesor, electretos usados para hacer mediciones de largo periodo (de 1 a 12 meses)

Estos dos tipos de electretos son referidos como de corto plazo y de largo plazo y cuando estos son colocados dentro de las cámaras se tiene la configuración de E-PERM de corto plazo y E-PERM de largo plazo respectivamente. La sensibilidad de los E-PERM es directamente proporcional al tipo y espesor del electreto usado y al volumen de la cámara. Las sensibilidades y los rangos dinámicos ofrecidos por estos electretos han sido seleccionados para obtener medidas óptimas de radón en interiores<sup>(102)</sup>.

El electreto se instala en la parte inferior de la cámara, las configuraciones empleadas para la medición de la concentración de radón son; de largo plazo (long-term) con

cámaras L, configuración LLT y evaluaciones con detectores de corto plazo (short-term) con cámaras S y H configuraciones SST y HST respectivamente.



Figura 2.2.8. Cámara L de 50 mL con electreto de largo plazo (rojo)



Figura 2.2.9. Cámara S de 210 mL con electreto de corto plazo (azul)



Figura 2.2.10 Cámara H de 960 mL con electreto de corto plazo (azul)

El gas de radón se disemina en la cámara a través de unos pequeños orificios con unos filtros, estos filtros permiten la entrada del radón por difusión, los filtros impiden que los iones y partículas fuera de la cámara entren a ella, el tamaño pequeño de los

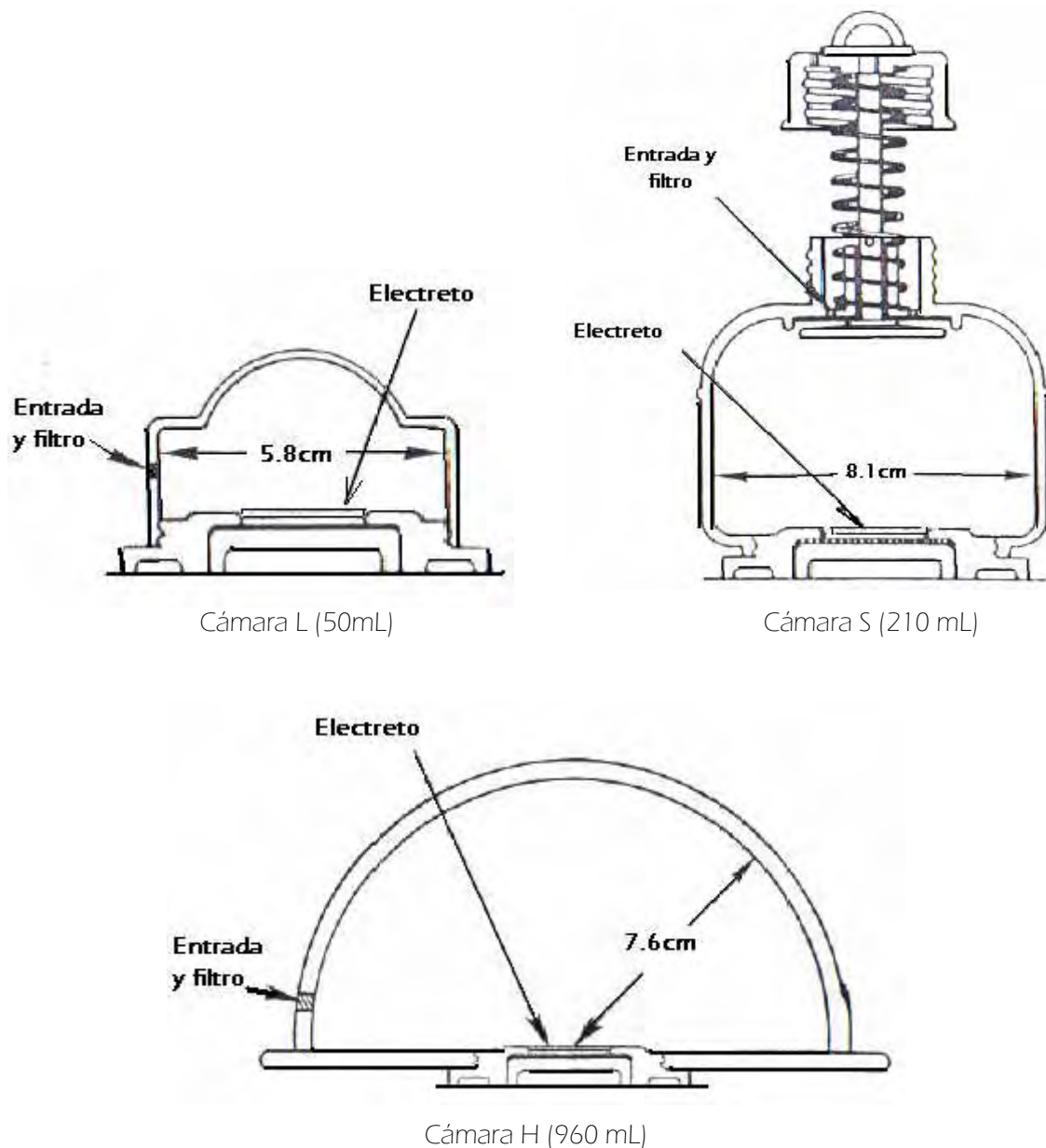


Figura 2.2.11. Dimensiones de las cámaras usadas en el sistema E-PERM <sup>(101)</sup>

huecos del filtro impiden también la entrada del 90% del torón atmosférico. Las partículas alfa emitidas en el decaimiento del radón ionizan las moléculas de aire. Los iones (positivo o negativos, dependiendo de la carga del electreto) producidos dentro de la cámara son colectados en la superficie del electreto, estos iones se acumulan y causan una reducción considerable en el voltaje de la superficie del

electreto y tal reducción es proporcional a la concentración de radón en el área experimental. El electreto generalmente es cargado con una polaridad positiva que atrae iones negativos (los electrones) a su superficie. La reducción de la carga es una función de la ionización total durante un período específico de monitoreo y del volumen específico de la cámara. La carga inicial y final son medidas usando el lector de voltaje.

El espesor de electreto y el volumen de la cámara ambos pueden ser aumentados para incrementarse la sensibilidad y poder detectar gases como  $^3\text{H}$  o  $^{14}\text{C}$  u otros gases radiactivos<sup>(103)</sup>.

#### 2.2.2.4 CARACTERISTICAS DE LAS CAMARAS

Las cámaras "L" de 50 mL (figura 2.2.8), cámara "S" de 210 mL (figura 2.2.9) y cámara "H" de 960 mL (figura 2.2.10). Los electretos de dos sensibilidades son conocidos como de corto plazo (alta sensibilidad) y largo plazo (baja sensibilidad). Las medidas exactas de estas tres cámaras se ilustra en la figura 2.2.11<sup>(101)</sup>.

#### 2.2.2.5 CAMARAS DE DIFUSION DE TORON

Los monitores E-PERM de torón trabajan con los mismos principios que los monitores E-PERM de radón. Sin embargo, mientras que la cámara de radón fue diseñada para excluir al torón restringiendo el tiempo de difusión, la cámara del torón (figura 2.2.12) tiene un área de difusión más amplia. Esto deja la entrada pasiva de ambos, radón y torón en la cámara. Para medir la concentración de torón en un área experimental, deben colocarse ambas cámaras, una para radón y otra para torón; es de esperarse



Figura 2.2.12. Cámara de torón 210 mL

la caída de voltaje en las cámaras de torón sea mayor que en las cámaras de radón, ya que en las cámaras de torón entran ambos gases  $^{222}\text{Rn}$  y  $^{220}\text{Rn}$ <sup>(104)</sup> (figura 2.2.13)



Figura 2.2.13. Cámaras de radón y torón con electretos de corto plazo (azules)

#### 2.2.2.6 VENTAJAS Y DESVENTAJAS DE LOS ELECTRETOS

Los electretos ofrecen algunas ventajas. Pueden usarse repetidamente en tanto el potencial de superficie se encuentre dentro del intervalo de voltaje útil (200 a 700 V), y en el caso de caer por debajo de este rango, pueden ser recargados y vueltos a usar.

El cambio en los voltajes del electreto es esencialmente una función lineal de la exposición al radón, de modo que puede usarse un solo factor de calibración para calcular la concentración de radón.

Su única desventaja es que deben de manejarse y almacenarse con precauciones especiales, aunque simples; así, por ejemplo, tocar los electretos del disco cargado, significa alterar su voltaje<sup>(105)</sup>.

### 12.3 DOSIMETROS TL

En las mediciones de radiación gamma, empleamos dosímetros termoluminiscentes (DTL) proporcionados por el laboratorio de desarrollo de dosímetros del Instituto Nacional de Investigaciones Nucleares (ININ), que consta de unas pastillas de  $\text{LiF:Mg, Cu, P + PTFE}$ . Estos dosímetros desarrollados tienen la particular cualidad de ser tejido-equivalente muy bueno y una linealidad de respuesta a la radiación excelente, en un

intervalo de 0.05 a 1.0 Gy, además de contar con una alta sensibilidad para aplicaciones ambientales<sup>(106)</sup>.

Para preparar este material, 12 g de polvo comercial LiF es colocado en un crisol de platino para ser desecado y se agregan dopantes en soluciones acuosas [MgCl<sub>2</sub>, CuCl<sub>2</sub> y (NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>] en las siguientes concentraciones 0.2% M, 0.05% M, y 3% M respectivamente.

El polvo obtenido es desecado y sometido a un tratamiento térmico a 673 K por 15 min, después a 1423 K durante 30 min, para finalmente obtener el material TL de LiF:Mg, Cu, P. Todos los tratamientos térmicos son realizados en una atmósfera de nitrógeno. El material así obtenido es cernido y comprimido eligiendo el polvo policristalino con un tamaño de grano en el intervalo de 70 a 210  $\mu\text{m}$ . Este polvo es usado para hacer dosímetros en forma de pastilla de una mezcla (2:3) de LiF:Mg, Cu, P y PTFE con las siguientes dimensiones: diámetro de 5 mm, espesor 0.6 mm y masa de  $20 \pm 3$  mg. Estos dosímetros son enviados a un tratamiento térmico especial para sinterizar<sup>(107)</sup>.

Estos dosímetros pueden ser calentados a 553 K durante 10 min sin afectar sus características TL incluso pueden ser 23 veces mas sensibles que un TLD-100 (LiF:Mg, Ti) ya que el limite de detección (LD) en estas condiciones es 10 veces mas bajo que el LD del TLD-100. El desvanecimiento que se presenta es insignificante en un intervalo de dos meses.

Para ser re-usado el LiF:Mg, Cu, P, debe ser sometido a un tratamiento térmico de 553 K durante 10 min seguido por 373 K por 2 h. Este tratamiento borra toda señal TL resultando en una señal de fondo, similar a la de un material no expuesto<sup>(108)</sup>. Este procedimiento debe aplicarse inclusive en pastillas nuevas, pues estas pudieran haberse cargado durante su tiempo de almacenaje<sup>(105)</sup>.

Las mediciones de termoluminiscencia se realizaron mediante un sistema TL Harshaw modelo 4000. Las lecturas obtenidos en el sistema Harshaw 4000 (en nC) se convierten en unidades de dosis  $\mu\text{Gy}$  (por el tiempo de exposición) usando una curva de calibración elaborada sometiendo a los dosímetros a dosis conocidas con una fuente calibrada.

## 2.3 FACTORES DE CORRECCION EN EL SISTEMA E-PERM

### 2.3.1 CORRECCION POR ALTURA PARA MONITORES DE RADON E-PERM

Los monitores de  $^{222}\text{Rn}$  basados en la tecnología de cámaras de ionización y electreto, conocidos como instrumentos monitores pasivos de detección del gas radón ambiental (E-PERMs), son usados ampliamente<sup>(109)</sup>.

Es bien sabido que las cámaras de ionización que son usadas responden a la radiación gamma y es necesario hacer una corrección cuando son usadas a presiones atmosféricas diferentes de la presión atmosférica al nivel del mar en la cual las unidades son calibradas. Tales factores de corrección están en proporción directa con la razón de presión<sup>(109)</sup>.

Las correcciones de presión no son aplicables a la radiación alfa, debido a su alcance limitado. Las mediciones de  $^{222}\text{Rn}$  usando E-PERMs implican medidas de la ionización causada por la radiación alfa de  $^{222}\text{Rn}$  y su progenie dentro de la cámara. La ionización debido a la radiación beta y gamma asociadas con el  $^{222}\text{Rn}$  y su progenie es muy pequeña (menos de 1%) comparada con la radiación alfa.

La tabla 2.3.1 muestra los factores de corrección a diferentes alturas para las distintas cámaras E-PERM. La columna 1 da la lectura del altímetro<sup>(7)</sup>. Las columnas 2 y 3 dan las presiones atmosféricas correspondientes; Las columnas 4, 6, y 8 dan los factores de corrección para cámaras E-PERM L, S, y H. Las desviaciones típicas de los factores de corrección van de 4% a 7%.

Los factores de corrección se vuelven significativos para cámara "L" a una elevación de 300 m y superiores. La ecuación 2.3.1 da la ecuación de regresión lineal para estos datos. Esta ecuación puede servir para estimar los factores de corrección para cualquier elevación, sobre los rangos cubiertos en este estudio.

$$C = 1 + \frac{4.617H}{30480} \quad \text{para cámaras L} \quad 2.3.1$$

donde  $H$  es la elevación en metros y  $C$  el factor de corrección.

Los factores de corrección se vuelven significativos para cámara "S" sólo en elevaciones por encima de 1200 m. La ecuación 2.3.2 da la ecuación de regresión lineal para datos entre 1200 m y 2500 m de altura. Esta ecuación puede usarse para estimar factores de corrección en elevaciones entre 1200 y 2500 m.



$$C = 0.77 + \frac{6.3H}{30480} \quad \text{para cámaras S}$$

2.3.2

No hay factores de corrección aplicables para cámaras H a elevaciones superiores a 2500 m

A presiones inferiores (o en elevaciones superiores), menos moléculas de aire están disponibles a la radiación para producir pares de iones comparado con los iones producidos a presiones superiores (o elevaciones inferiores) Por Consiguiente, las cámaras de ionización - se espera - de una respuesta inferior a presiones atmosféricas inferiores (o a elevaciones superiores). La respuesta depende de la densidad de aire. La densidad del aire es casi proporcional a la presión atmosférica para los rangos de presión de interés en el estudio actual.

Tabla 2.3.1. Factor de corrección experimental para diferentes cámaras E-PERM indicando sus elevaciones y su presión atmosférica correspondiente.

Elevación m	Presión		Factor de corrección $C$ y cociente de presión $P$ para diferentes cámaras					
	kPa	cm de Hg	L		S		H	
			$C$	$P$	$C$	$P$	$C$	
0	101.3	76	1	1	1.04	—	1.03	
305	97.7	73.3	1.04	1.04	1.02	—	1.04	
610	94.4	70.8	1.1	1.07	0.97	—	1	
915	91	68.3	1.14	1.11	1.01	<i>1</i>	0.98	
1220	87.7	65.8	1.19	1.16	1.03	<i>1.04</i>	1.01	
1525	84.4	63.3	1.23	1.2	1.07	<i>1.07</i>	1.05	
1830	81	60.8	1.28	1.25	1.17	<i>1.12</i>	1.03	
2134	77.7	58.3	1.32	1.3	1.22	<i>1.17</i>	1.05	
2440	74.4	55.8	1.37	1.36	1.27	<i>1.22</i>	1.04	

La situación es ligeramente diferente cuando la cámara de ionización se usa para medir radón donde la mayor parte de los iones son producidos por las partículas alfa. En una cámara E-PERM, los productos de decaimiento del radón y la radiación alfa son emitidos en cualquier parte del volumen de la cámara. La progenie del radón formada en este proceso, se dirige inmediatamente a las paredes de la cámara donde ellos sufren un mayor retraso provocando la emisión alfa. Esto, rápidamente

deposita a la progenie en las paredes y sucede porque el electreto cargado positivamente) repele a la progenie (los cuáles son también cargados positivamente inmediatamente después de su formación). Una pequeña fracción (cerca de 5 %) de la progenie remanente neutral, también se difundirá y eventualmente se depositará en la pared. Por consiguiente, la mayor parte de la emisión de alfa se produce cerca de la pared<sup>(109)</sup>. El intervalo de energías para estas partículas alfa es de 5.5 MeV a 7.7 MeV, con alcances de de aproximadamente 4.0 cm a 6.6 cm en aire. Tres situaciones distintas se toman en cuenta:

1. Si las dimensiones de la cámara iónica son más pequeñas que el alcance de radiación alfa, sólo una fracción de la energía es disipada en el volumen de aire, y todo las partículas alfa terminan en la superficie interior de la cámara.
2. Si las dimensiones de la cámara son superiores al alcance de la radiación alfa a nivel de mar, entonces a presiones inferiores las partículas alfa disiparán toda su energía dentro de la cámara iónica. Bajo tales situaciones no puede haber efectos significativos de presión, esto ha sido observado para la cámara "H".
3. Puede haber una situación intermedia en la cual las dimensiones de la cámara son ligeramente mayores que el alcance de la radiación alfa al nivel de mar. En esta situación, los efectos de presión se pueden manifestar en algunas presiones inferiores cuando las dimensiones de la cámara se vuelven más pequeñas que el alcance de la radiación alfa.

La dimensión de cámara "L" son de 2 cm de altura y 5.8 cm de diámetro. En esta cámara, las dimensiones son más pequeñas que el rango de alcance de la radiación alfa, y el efecto de presión se espera en todas las elevaciones

Las dimensiones de cámara "S" son de 5.5 cm de diámetro por 8.1 cm de altura. En esta situación intermedia, las dimensiones de la cámara son ligeramente mayores que el rango de radiación alfa. La tabla 2.3.1 muestra los factores de corrección y el cociente de presión, a partir de la presión en la cual no hubo efecto. Nuevamente el factor de corrección y el cociente de presión son similares después de la elevación de 1200 m, confirmando el modelo propuesto.

Las dimensiones de cámara "H" son de 7.6 cm de altura y 15 cm de diámetro. Estas dimensiones son mayores que el rango de radiación alfa. El efecto de la presión no es significativo. Esta predicción es confirmada por la observación experimental, el efecto de la presión hasta una elevación de 2500 m<sup>(109)</sup>.

## 2.4 OBJETIVOS DE CONTROL DE CALIDAD

Otra parte importante de la medición es el control de calidad. El objetivo del control de calidad, es asegurar que los datos están científicamente fundados y son de precisión y exactitud conocida. Los siguientes, son varios aspectos del control de calidad que deben incluirse en cualquier programa de medición:

- 1- Calibraciones controladas
- 2- Medidas por duplicado
- 3- Medidas blanco
- 4- Verificación rutinaria de sensibilidad

1- Las calibraciones controladas son muestras colectadas o medidas hechas en un ambiente conocido de radón tal como una cámara de calibración. Los detectores que requieren de la lectura externa en un laboratorio, tal como los botes con carbón, los detectores de trazas alfa y los muestreadores RPISU, deben exponerse a la cámara de calibración y después analizarse. Los instrumentos que proporcionan resultados inmediatos tales como los monitores continuos de niveles de trabajo y monitores continuos de radón, deben operarse en la cámara para establecer la calibración.

2- Las medidas blanco, deben también realizarse frecuentemente. Tales medidas deben ser hechas utilizando detectores pasivos no expuestos o deben ser mediciones conducidas en una concentración muy baja de radón (al exterior) y separadas del programa operativo. Generalmente, estas deben ser equivalentes en frecuencia a las muestras pico y no deben ser identificadas como blanco cuando sean analizadas en el laboratorio. Además de estas mediciones se debe de obtener el límite inferior de detección (LID) para el sistema de medición. Este LID esta basado en el fondo del sistema y puede restringir la capacidad de algunos sistemas para medir bajas concentraciones.

3- Las medidas por duplicado proporcionan una estimación de la precisión de los resultados de la medida. Las medidas por duplicado deben incluir como mínimo el 10% de las muestras. Si son hechas bastantes medidas, el número de duplicados puede reducirse, tanto como sea suficiente para determinar la precisión del método.

Un programa de control de calidad debe incluir un plan descrito que satisfaga los objetivos anteriores. Debe mantenerse continuamente un sistema para monitorear los resultados de los cuatro tipos de mediciones de control de calidad, y estar disponibles para inspección<sup>(97)</sup>.

#### **2.4.1 CONTROL DE CALIDAD PARA EL MONITOR CONTINUO DE NIVELES DE TRABAJO (CWLM)**

El control de calidad integral se utilizó para poder estimar cuantitativamente la variación asociada con los resultados de las medidas y asegurar que los datos sean de precisión y exactitud conocida, el control de calidad implica las siguientes actividades:

1- Medidas de certificación del equipo

- a) Calibración con una fuente de  $^{230}\text{Th}$  (estacional antes de iniciar el monitoreo).
- b) Calibración del flujo de la bomba (estacional antes de iniciar el monitoreo).

2- Medidas por duplicado.

Se hicieron medidas por duplicado con el fin de estimar la precisión de los resultados.

3- Medidas blanco.

Se realizaron medidas en exteriores también estacionalmente para verificar el adecuado funcionamiento del instrumento de medición.

4- Los resultados de los muestreos se sometieron a un análisis utilizando el método de control estadístico de calidad, y se sometieron a un análisis estadístico para obtener el promedio aritmético y geométrico.

##### **2.4.1.1 CALIBRACIONES**

Con el fin de obtener lecturas confiables y en base a las necesidades operacionales del equipo, se realizaron calibraciones tanto de eficiencia como de flujo para la unidad muestreadora WLM-1A.

###### **2.4.1.1.1 CALIBRACION DE EFICIENCIA**

La tabla 2.4.1 muestra los resultados de las 4 calibraciones realizadas para conocer la eficiencia de conteo del detector. La eficiencia de conteo es el porcentaje de partículas alfa emitidas y contadas por el detector. Para obtener esta cantidad se debe tener una actividad alfa conocida en la fuente y observar las cuentas obtenidas

Tabla 2.4.1. Calibración de eficiencia<sup>(110)</sup>

Fuente: <sup>230</sup>Th, Blindaje: Acero inoxidable, Disco: 0.79 mm de espesor, Diámetro: 1.91 cm  
 dpm emitidas de la superficie del disco: 6240 dpm ± 437 (0.00281 μCi)  
 cpm emitidas de la superficie del disco: 3120 cpm ± 219 (2π)

N° de calibración	Fecha	cpm 1	cpm 2	cpm 3	cpm 4	cpm 5	$\bar{x}$ cpm	% Eficiencia	Constante de calibración (WL)
1	17/Diciembre/07	1340	1370	1360	1400	1380	1370 ± 28	21.9	1370
2	24/Mayo/07	1520	1490	1500	1480	1510	1500 ± 20	24.0	678
3	6/Julio/07	1400	1540	1400	1370	1410	1424 ± 83	22.5	420
4	24/Septiembre/07	1570	1490	1550	1470	1620	1540 ± 76	25.1	751

$$\% \text{ de eficiencia} = \frac{\text{cpm observadas}}{\text{dpm de la fuente}} * 100$$

El porcentaje de eficiencia debe estar entre 22 Y 29%<sup>(110)</sup>

asegurándose de que el detector y el amplificador estén ajustados correctamente. Debido a que una fuente de torón no es práctica, se utiliza una fuente electrodepositada y calibrada de  $^{230}\text{Th}$  contada con la misma geometría. Se tiene que el porcentaje de eficiencia es<sup>(99)</sup>:

$$\% \text{ de eficiencia} = \frac{\text{cpm observadas}}{\text{dpm de la fuente}} * 100$$

Las calibraciones se realizaron a un nivel de confianza del 95% o  $2\sigma$ . La lectura promedio de las 4 calibraciones fue de  $1460 \pm 120$ , lo cual da una eficiencia promedio de 23.4%. La lectura individual máxima fue de 1540 cpm (eficiencia de 25.1%) y la mínima de 1370 cpm (eficiencia de 21.9%). Las eficiencias obtenidas están dentro del rango recomendado por el fabricante.

El porcentaje de eficiencia recomendado es entre 22 y 29%<sup>(110)</sup>

#### 2.4.1.1.2 CALIBRACION DEL FLUJO

La tabla 2.4.2 muestra los resultados de las calibraciones del flujo. Para estas calibraciones se debe tener una velocidad de flujo en la WLM-1A de 0.12 a 0.18 L/min<sup>(110)</sup>. Este intervalo de flujo proporciona la óptima relación eficiencia/control de bombeo y sensibilidad al radón<sup>(99)</sup>. A causa de esta baja velocidad de flujo el método para medirlo es la técnica de la burbuja de jabón (figura 2.4.1). Este método requiere un volumen adecuado para la determinación de la velocidad de flujo y es aceptable cualquier valor entre 0.12 y 0.18 L/min. Si es necesario ajustar el flujo se hace a aproximadamente 0.15 L/min<sup>(97)</sup>. El flujo promedio máximo es de  $0.16 \pm 0.0023$  L/min, el promedio mínimo es de  $0.14 \pm 0.0032$  L/min. Todas las calibraciones están dentro del rango recomendado por el fabricante.

Tabla 2.4.2. Calibración del flujo. En cada calibración se tomaron 15 lecturas de tiempo

N° de calibración	Fecha	Volumen(mL)	$\bar{x}$ t (s)	$\bar{x}$ Flujo (L/min)
1	17/Diciembre/07	20	7.5 ± 0.25	0.16 ± 0.0052
2	24/Mayo/07	20	8.19 ± 0.17	0.14 ± 0.0032
3	6/Julio/07	20	7.74 ± 0.25	0.15 ± 0.0051
4	24/Septiembre/07	20	7.08 ± 0.094	0.16 ± 0.0023

$$\text{Flujo(L/min)} = \frac{\text{Volumen(mL)} * (60s) * (\text{numero de mediciones})}{(\Sigma \text{tiempo del numero de mediciones}) * (1.0 \text{ min}) * (1000\text{mL})}$$

El valor del flujo debe estar entre 0.12 Y 0.18 L/min<sup>(110)</sup>

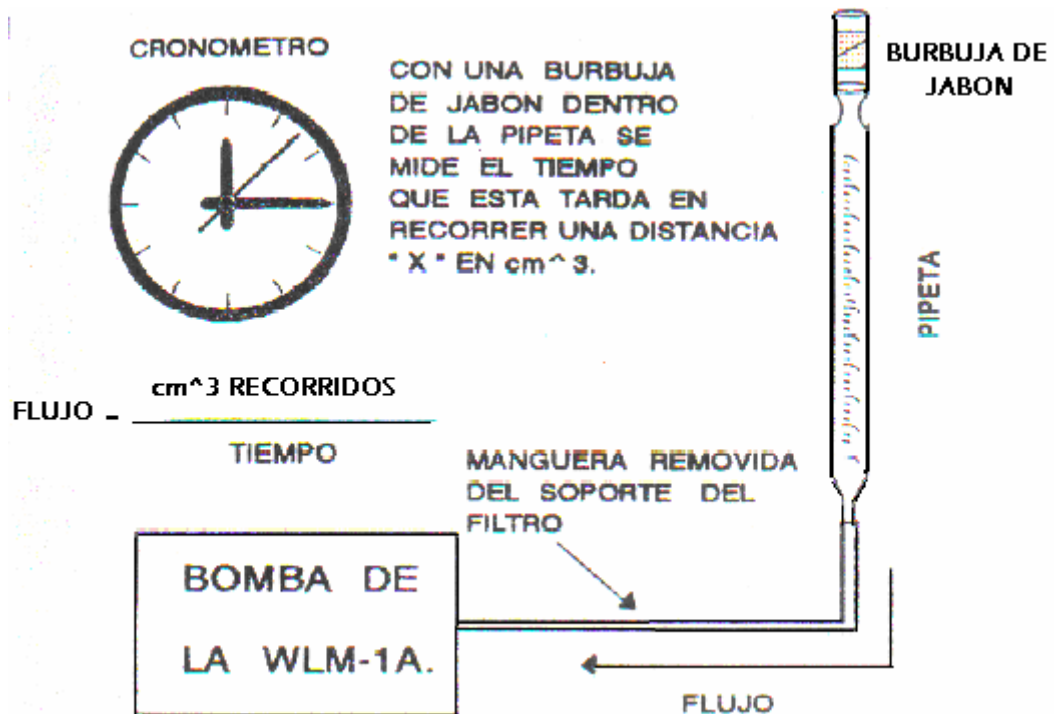


Figura 2.4.1. Técnica de la burbuja de jabón



## 2.4.2 CALIBRACION DEL SISTEMA E-PERM

### 2.4.2.1 CORRECCIONES POR ALTURA PARA MONITORES DE RADON E-PERM EN LA ZONA METROPOLITANA DE GUADALAJARA (ZMG)

Tomando como referencia el trabajo citado por P. Kotrappa y L.R. Stieff<sup>(109)</sup> en el apartado 2.3.1, se llevaron a cabo las correcciones correspondientes en la ZMG y sus municipios más importantes (Tlaquepaque, Tonalá y Zapopan). En la tabla 2.4.3, se muestran las alturas sobre el nivel del mar, latitud y longitud de estos municipios.

Tabla 2.4.3. Altitud de Guadalajara y sus municipios

Municipio	Altitud (m)	Latitud	Longitud
Guadalajara	1550	20° 40' N	103° 21' O
Tlaquepaque	1540	28° 38' N	103° 19' O
Tonalá	1660	20° 37' N	103° 14' O
Zapopan	1560	20° 43' N	103° 23' O

Se calcularon los factores de corrección  $C$  para las cámaras S y L usando las ecuaciones 2.3.1 y 2.3.2; y sustituyendo la altitud  $H$  con los valores de la tabla 2.4.3 obtenemos el factor de corrección  $C$  para la cámara L (tabla 2.4.4) y cámara S (tabla 2.4.5) en cada municipio de la ZMG.

Tabla 2.4.4. Factor  $C$  para cámaras L en la ZMG

Municipio	Altitud (m)	Factor $C$
Guadalajara	1550	1.2347
Tlaquepaque	1540	1.2330
Tonalá	1660	1.2514
Zapopan	1560	1.2363

Tabla 2.4.5. Factor  $C$  para cámaras S en la ZMG

Municipio	Altitud (m)	Factor $C$
Guadalajara	1550	1.0903
Tlaquepaque	1540	1.0883
Tonalá	1660	1.1137
Zapopan	1560	1.0924

### 2.4.2.2 FACTOR DE CALIBRACION EN EL SISTEMA E-PERM

La siguiente ecuación se usa para calcular la concentración de radón en las cámaras L y H

$$C_{Rn} = \frac{(V_i - V_f)}{(T)(CF)} - BG(E) \quad 2.4.1$$

Donde

$C_{Rn}$  = concentración de radón en pCi/L

T = periodo de exposición en días

V = voltaje inicial (i) y final (f) de los electretos

CF = factor de calibración en Volt por pCi día/L

E = factor de conversión de radiación gamma natural en pCi/L

BG = concentración de radón equivalente a la radiación gamma natural (fondo gamma) en  $\mu R/h$

Un BG (background) de 11.5  $\mu R/h$  es equivalente a 0.865 pCi/L. Puede hacerse una corrección linear para adecuar otros valores de BG. El factor E varia con el tipo de cámara como se ve en la tabla 2.4.6

Tabla 2.4.6. Valores de E para los diferentes tipos de cámaras

BG ( $\mu R/h$ )	E (pCi/L)	Cámara
1	0.087	S
1	0.07	H
1	0.12	L

Para calcular la concentración de torón y radón con las cámaras S en el sistema radón-torón las ecuaciones son;

Para torón

$$C_{Tn} = \frac{(I - J) - (K - L)}{D(C_1 - C_2)} \quad 2.4.2$$

Donde:

$C_{Tn}$  = concentración de torón (pCi/L)

$C_1$  = factor de calibración para la cámara de torón

$C_2$  = factor de calibración para la cámara de radón

I = voltaje inicial del electreto en la cámara de torón

J = voltaje final del electreto en la cámara de torón

K = voltaje inicial del electreto en la cámara de radón

L = voltaje inicial del electreto en la cámara de radón

D = periodo de exposición (días)

Los valores de  $C_1$  y  $C_2$  son:

$$C_1 = 0.3401 + 0.0001153 \frac{(I + J)}{2} \quad 2.4.3$$

$$C_2 = 0.04972 + 0.00001685 \frac{(K + L)}{2} \quad 2.4.4$$

Para radón

$$C_{Rn} = \frac{(K - L) - C_2(D)(C_{Tn}) - G(D)(CG)}{(C)(D)} \quad 2.4.5$$

Donde:

$C_{Rn}$  = concentración de radón (pCi/L)

C = factor de calibración para el radón (volt por pCi dia/L)

CG = factor de calibración para la radiación gamma (volt por  $\mu$ R dia/h)

G = radiación gamma ( $\mu$ R/h)

D = periodo de exposición (días)

$C_{Tn}$  = concentración de torón (pCi/L)

Los valores de C y CG son;

$$C = 1.8864 + 0.000638 \frac{(K + L)}{2} \quad 2.4.6$$

$$CG = 0.04527 + 0.02088.Ln \frac{(K + L)}{2} \quad 2.4.7$$

Todo esto se hizo utilizando un programa de computo, el E-PERM y una base de datos diseñada en Excel.

EL factor de calibración puede ser usado para el rango de operación de los electretos entre 200V y 700V. Sin embargo, se ha observado que el factor de calibración varía poco en estos intervalos de voltaje. Es probable que se deba a la no-uniformidad del campo eléctrico en el electreto. Diferentes factores de calibración son usados ahora con el E-PERM comercial dependiendo del punto medio de voltaje del electreto, definido como el promedio del voltaje inicial y final en una medición en particular.

El factor de calibración CF es calculado para cada medición usando la ecuación 2.4.1. Las ecuaciones 2.4.8 y 2.4.9 dan la regresión lineal para E-PERMS de corto periodo de exposición en configuraciones SSTB y HST (ambas con electretos azules)

respectivamente y la ecuación 2.4.10 para largos periodos en configuración LLT y electreto rojo.

$$CF(ST) = 1.8864 + 0.000638 \left( \frac{V_i + V_f}{2} \right) \quad 2.4.8$$

$$CF(ST) = 8.106 + 0.00477 \left( \frac{V_i + V_f}{2} \right) \quad 2.4.9$$

$$CF(LT) = 0.02723 + 0.000012795 \left( \frac{V_i + V_f}{2} \right) \quad 2.4.10$$

donde

CF(ST) Y CF(LT) son los factores de calibración para E-PERMS de corto y largo periodo respectivamente en unidades de Volt por Bq día/m<sup>3</sup> y voltaje inicial (i) y final (f) de los electretos.

Hay diferentes factores de calibración dependiendo de la configuración que se use, y del color del electreto, enseguida se muestran algunos factores para configuraciones diferentes a las empleadas en el trabajo experimental.

1- CF para configuración SLT con electreto rojo

$$CF(LT) = 0.16 + 0.00006 \left( \frac{V_i + V_f}{2} \right) \quad 2.4.11$$

2- CF para configuración LSTB con electreto azul

$$CF(ST) = 0.2903 + 0.000154 \left( \frac{V_i + V_f}{2} \right) \quad 2.4.12$$

3- CF para configuración SSTG con electreto verde

$$CF(ST) = 1.562 + 0.00129 \left( \frac{V_i + V_f}{2} \right) \quad 2.4.13$$

### 2.4.2.3 INCERTIDUMBRES ALEATORIAS EN EL SISTEMA E-PERM

Los electretos son recomendados para su uso entre voltajes de 200 V hasta 750 V dando un rango útil de 550V. La curva de calibración no es lineal por debajo de 200 V. Este rango corresponde a un monitoreo dinámico de 9000 a 100 000 Bq m<sup>-3</sup> día (240 a 2800 pCi L<sup>-1</sup> día) para E-PERMS de corto y largo periodo, respectivamente.

El error aleatorio total para el sistema E-PERM consta de:

- 1- Error 1 (E1) asociado con el volumen de la cámara, el espesor del electreto y otros parámetros de la cámara

- 2- Error 2 (E2) asociado con la lectura de los electretos
- 3- Error 3 (E3) asociado con la incertidumbre de la radiación gamma natural o fondo gamma<sup>(111)</sup>.

El error 1 calculado experimentalmente es aproximadamente un 5% este error en la concentración es:

$$E1 = \pm 0.05 \frac{V_i - V_f}{CF(T)} \quad 2.4.14$$

La pantalla (display) del lector de voltajes para los electretos tiene una exactitud muy buena con variaciones de no más de 1 V para el intervalo de medida. Se requiere para el cálculo de la concentración de radón que haya una diferencia entre las 2 lecturas. El error fraccional (EF) esta asociado con la diferencia entre las dos lecturas

$$EF = \pm \frac{\sqrt{2}}{V_i - V_f}$$

Por lo tanto, el error 2 es el resultado del error fraccional en la lectura del voltaje

$$E2 = \pm \frac{\sqrt{2}}{CF(T)} \quad 2.4.15$$

Es razonable asumir una incertidumbre en el fondo gamma de un 10%. El error 3 es el resultado de esta incertidumbre

$$E3 = \pm 0.1(BG)(D) \quad 2.4.16$$

donde D es el factor de conversión para la concentración equivalente de Rn en unidades de Bq/m<sup>3</sup> a µGy/h y BG es la radiación natural de fondo en µGy/h

Combinando todos los errores, el error total (ET) esta dado por

$$ET = \sqrt{E1^2 + E2^2 + E3^2} \quad 2.4.17$$

$$ET = \sqrt{\left(\frac{V_i - V_f}{CF \cdot T}\right)^2 \left[0.0025 \frac{2}{(V_i - V_f)^2}\right] + (0.1 \cdot BG \cdot D)^2}$$

El limite de detección inferior (LID) es definido como la concentración de radón que puede ser medida con un error del 50%<sup>(111)</sup>. El LID depende del periodo de exposición, la región del voltaje y si se trata de un E-PERM de corto o largo periodo. El LID puede ser calculado por varios periodos de exposición si sustituimos varias diferencias de voltaje en la ecuación de ET. Tomando 2 días de medida con un cambio de voltaje de 707 a 700 V, el error total es de 56% (nota: el cálculo de 50%

no fue realizado porque esto resultaría en una fracción de voltaje que no puede ser medida). Esto resulta ser aproximadamente 20 Bq/m<sup>3</sup>. El LID en las regiones de voltaje mas bajo (200 a 206 V) para el mismo periodo son ligeramente mas alto que 28 Bq/m<sup>3</sup>.

El LID puede ser determinado para varios períodos de exposición substituyendo diversos valores de la diferencial de voltaje en la ecuación de error total 2.4.17 con un error igual al 50%. Los valores de pCi/L listados en el "MMC (Minimun Measurable Concentration) con un error de 50%" columna 6 en la tabla 2.4.7 son los valores del LLD para los diferentes tipos de configuraciones E-PERM y los períodos de exposición indicados<sup>(112)</sup>.

Tabla 2.4.7. Limite inferior de detección LID para las diferentes configuraciones E-PERM<sup>(112)</sup>.

Configuración	Exposición (días)	MMC con un 10% de error (pCi/L)	MMC con un 25% de error (pCi/L)	MMC con un 50% de error (pCi/L)	% de error con 4 pCi/L
SST	2	3	0.7	0.25	8.6
	7	1.1	0.4	0.16	6.4
SLT	30	2.1	0.5	0.18	8.1
	90	1	0.4	0.18	6.7
LLT	90	3.8	0.8	0.3	9.8
	365	1.1	0.4	0.19	6.8
HST	2	1.1	0.4	0.19	6.5

## 2.5 METODOLOGIA

### 2.5.1 SITIOS DE MUESTREO EN LA ZMG

Este estudio se realizo como ya mencionamos, en cuatro municipios de la Zona Metropolitana de Guadalajara ZMG, Guadalajara Centro, Tlaquepaque, Zapopan y Tonalá, los lugares muestreados se indican en la figura 2.5.1 Guadalajara es la capital del estado de Jalisco, situado al noroeste del país.

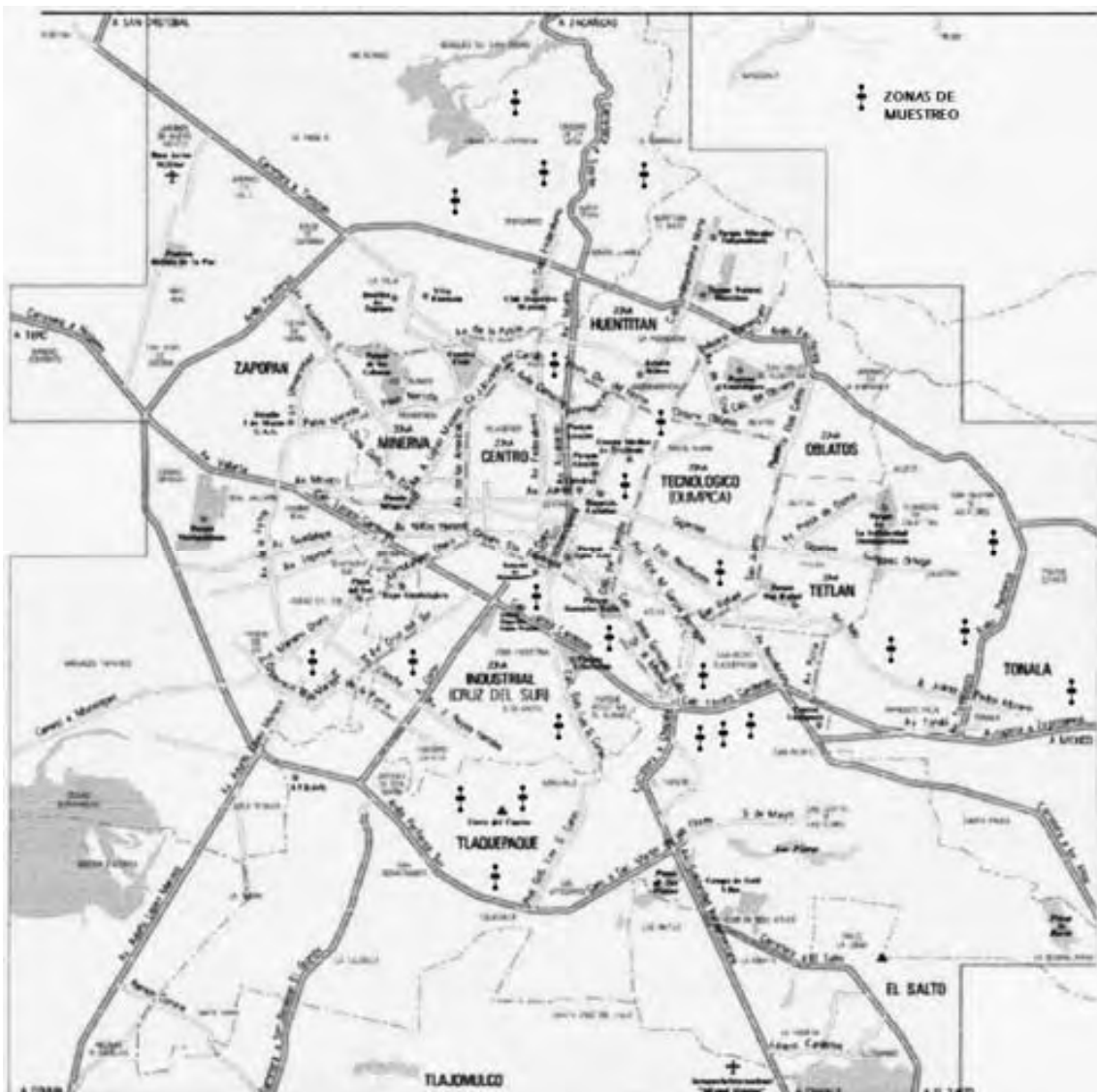


Figura 2.5.1. Sitios de monitoreo en la ZMG

## 2.5.2 COLOCACION DEL EQUIPO DE MUESTREO E-PERM

Para la colocación de los detectores E-PERM se tomaron en cuenta los siguientes criterios, según el protocolo de la EPA<sup>(5)</sup>.

- a) Debe seleccionarse un lugar donde el detector no estará perturbado durante el período de muestreo.
- b) El muestreo no debe hacerse cerca de dispositivos de aire acondicionado, calefacción, respiraderos, puertas y ventanas. Las posiciones cerca de calor excesivo, como chimeneas o sitios donde la luz del sol es directa, y las áreas de alta humedad deberán ser evitadas.
- c) La posición de medida debe ser a no menos de 90 cm de las ventanas u otras aberturas potenciales en la pared. Si no hay ventanas o aberturas potenciales, los detectores deben ser colocados a no menos de 30 cm de las paredes.
- d) En general, el muestreo no puede ser realizado en cocinas, baños, closets o pasillos.
- e) El detector deberá estar a por lo menos 50 centímetros (20 pulgadas) del piso, y al menos 10 centímetros (4 pulgadas) de otros objetos. Para los detectores que pueden ser colgados o suspendidos, una altura óptima para la colocación, es en el área de respiración, como a 2 metros del piso (de 6 a 8 pies).

Todas las cámaras y diferentes configuraciones del sistema E-PERM fueron colocadas a una altura de 170 a 190 cm sobre el piso y a una distancia de 20 a 30 cm de la pared; en alcobas, salas y sala-comedor, permanentemente en cada muestreo estacional. Todas fueron colocadas en la planta baja (a excepción de algunos departamentos que se encontraban en el segundo nivel) ya que la EPA<sup>(5)</sup> recomienda colocar los instrumentos para la prueba del radón en el piso más bajo de la vivienda que pueda habitarse. El tiempo de exposición de los detectores para las configuraciones SSTB (cámara **S**, periodo corto de exposición y electreto azul, **Short-Term, Blue**) y HST (camara **H** y periodo corto de exposición **Short-Term**) fue de 4 a 6



días, mientras que los de configuración LLT (cámara L y periodo largo de exposición, Long-Term) se expusieron todo el año y su lectura fue realizada cada 3 meses.

Se llevaron a cabo medidas por duplicado en el 10% de las casas monitoreadas con los detectores pasivos E-PERM

### 2.5.3 COLOCACION DEL MONITOR CONTINUO DE NIVELES DE TRABAJO

La ubicación de la unidad muestreadora fue en la planta baja tanto para interiores como exteriores. En interiores fue colocada en la sala a 100 cm del piso y en exteriores en el patio a 80 cm del suelo. Esto con el fin de tener uniformidad en las lecturas internas y externas. El tiempo de muestreo con el monitor continuo fue de 4 días, tanto en interiores como en exteriores por cada estación del año, con excepción de invierno ya que en este se muestrearon 5 días.

### 2.5.4 COLOCACION DE LOS DTL

Los DTL fueron colocados a una altura aproximada de 190cm sobre el piso, en sitios frescos, evitando los lugares calientes y los rayos del sol; en el mismo lugar donde se encontraban los detectores pasivos E-PERM. Su tiempo de exposición fue un poco menos de 3 meses en cada estación. También se realizaron medidas por duplicado en el 10% de las casas.

### 2.5.5 CARACTERISTICAS DE LAS CASAS MUESTREADAS Y MATERIALES DE CONSTRUCCION

Las condiciones bajo las que se realizó el muestreo fueron condiciones normales de ocupación. El tipo de construcción y algunas costumbres de los moradores se listan en la tabla 2.5.1

Tabla 2.5.1. Tipo de construcción y algunas de las costumbres de los moradores de las 25 casas monitoreadas de la ZMG.

Tipo de construcción			
Casa unifamiliar	Departamento		
75%	25%	1er piso	20%
		2do piso	60%
		3er piso	20%
Tiempo que permanecen cerradas las ventanas			
De 1 a 3 meses	Nunca	Siempre	
29%	45.80%	4%	

Se fuma o no		
Poco	Mucho	No
8.30%	20.80%	70.90%
Ventilación		
Natural	Natural y eléctrica	
87.50%	12.50%	
Fuentes de humo		
Fábricas	Ninguna	Al cocinar
16.60%	79.30%	4.10%

El material de construcción es también considerado una de las principales fuentes de emisión de radón, es por ello que la tabla 2.5.2 muestra el tipo de material empleado en la construcción de las casas monitoreadas en el trabajo experimental.

Tabla 2.52. Material de construcción y tipo de acabado en interiores

<b>Material de construcción</b>				
Ladrillo de arcilla	Ladrillo de piedra carbonosa		Concreto	Ladrillo de arcilla y concreto
62.50%	25.10%		8.30%	4.10%
<b>Paredes</b>				
Cemento y pintura	Sin aplanado	Yeso	Yeso y pintura	Cemento, yeso y pintura
66.60%	4.10%	4.10%	4.10%	8.30%
<b>Piso</b>				
Cemento	Mosaico	Vitro piso	Mármol	Loseta de Barro
16.60%	62.50%	4.10%	8.30%	4.10%

## CAPITULO 3 RESULTADOS Y DISCUSION

### 3.1 RESULTADOS DEL MUESTREO CON EL SISTEMA E-PERM (ELECTRET PASSIVE ENVIRONMENTAL RADON MONITOR)

Los niveles de radón fueron medidos usando tres tipos de configuraciones del sistema E-PERM:

- Cámaras L equipadas con electretos de largo periodo de exposición de color rojo (Long – Term), configuración “LLT”
- Cámaras S para radón equipadas con electretos de corto periodo de exposición de color azul (Short – Term), configuración “SSTB”
- Cámaras S para torón equipadas con electretos de corto periodo de exposición de color azul (Short – Term), configuración “SSTB”
- Cámaras H equipadas con electretos de corto periodo de exposición de color azul (Short – Term), configuración “HST”

El periodo de exposición para las cámaras S y H fue de 5 días en cada una de las 4 estaciones a lo largo del año. Las cámaras L, fueron expuestas todo el año. Los 4 tipos de cámaras fueron colocadas siguiendo las recomendaciones de la Agencia de Protección Ambiental EPA. Los niveles de torón fueron medidos con las dos cámaras S, una para radón y otra para torón.

Todos los monitoreos con los diferentes tipos de cámaras, fueron realizados bajo condiciones normales de ocupación. Para el muestreo de la ZMG fue diseñado un programa de garantía de calidad que incluyó:

- 1- Medidas por duplicado (10% del total de detectores empleados)
- 2- Calibración inmediata antes de iniciar el estudio por Rad Elec Inc del equipo de medición (lector de electretos) que incluye un certificado de calibración.
- 3- Electretos de referencia certificados por Rad Elec Inc. La lectura de estos electretos no vario a través del periodo de monitoreo.
- 4- Medidas de caída de voltaje en electretos no expuestos. La caída de voltaje no fue superior a un volt por mes en un periodo de tres meses.



**Rad Elec Inc.**

5714-C Industry Lane  
Frederick, Maryland 21704 USA  
(800) 525-5482 • (301) 694-0011  
FAX: (301) 694-0013  
Web Pages: <http://www.radelec.com>

**CERTIFIED READINGS OF REFERENCE**

**ELECTRETS**

<b>ELECTRET #</b>	<b>DATE</b>	<b>READING VOLTS</b>	<b>Sper-1 Reader #</b>
<b>00942</b>	<b>9/25/06</b>	<b>253</b>	<b>0230</b>
<b>R1864</b>	<b>9/25/06</b>	<b>231</b>	<b>0230</b>

**PLEASE READ THE ATTACHED INSTRUCTIONS.**

**Reference electrets read and certified by:**

  
**For Rad Elec Inc.,**

**Date:9/25/06**

**3.1.1 CONCENTRACION DE RADON (CAMARA L)**

Las concentraciones de radón calculadas para cada una de las estaciones (periodos de exposición en general 3 meses) en cada casa monitoreada de acuerdo a la formula general 2.4.1 se introdujo en la base de datos diseñada en Excel y se obtuvo el promedio anual.

En la figura 3.1.1 se muestran las variaciones en la concentración promedio anual de radón en cada una de las casas muestreadas en la ZMG con una media total aritmética MA y geométrica MG de  $116.5 \pm 24 \text{ Bq/m}^3$  y  $103 \text{ Bq/m}^3$  respectivamente. Este valor es igual al publicado en 1999 por Espinosa<sup>(113)</sup> ( $117 \text{ Bq/m}^3$ ) medidos con detectores de trazas.

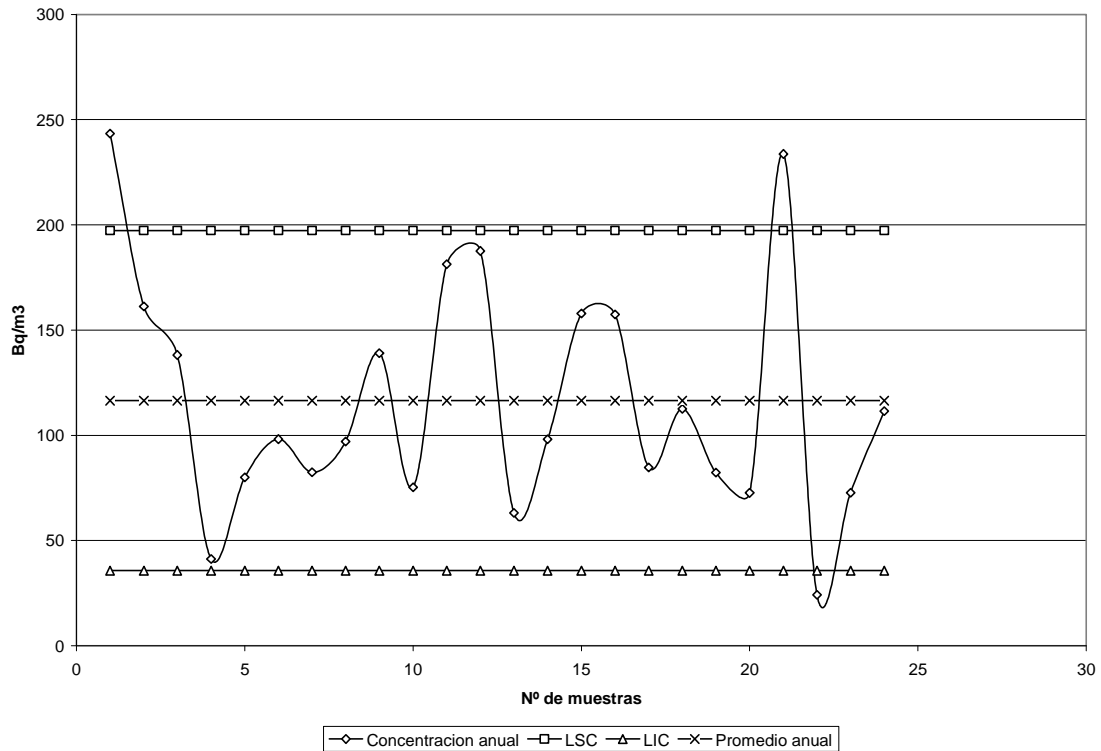


Figura 3.1.1. Concentración promedio anual de radón en interiores de la ZMG configuración LLT

Los valores mas altos corresponden a dos casas ubicadas en la zona industrial de Guadalajara en la estación de invierno donde son frecuentes las inversiones térmicas. La distribución de frecuencias (log-normal) para la concentración de radón medido con E-PERM se da en la grafica 3.1.2, con un 70% de los valores por debajo de 148 Bq/m<sup>3</sup> (nivel de acción de EPA) y un 91.6% menores a 200 Bq/m<sup>3</sup>, nivel aceptado por la Comunidad Europea Económica CEE. Solo un 8.3% (2 casas) como ya mencionamos, tienen valores superiores (243 y 234 Bq/m<sup>3</sup>) a los niveles aceptados por dicha comunidad.

La figura 3.1.3 muestra las variaciones estacionales en la concentración de radón. Con una concentración promedio en primavera 17% menor que la concentración de otoño. Las variaciones no son muy marcadas como en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México ZMCM; explicable porque con esta cámara se miden todos los días del año y la temperatura no varia mucho como se menciona en la sección 2.1.5

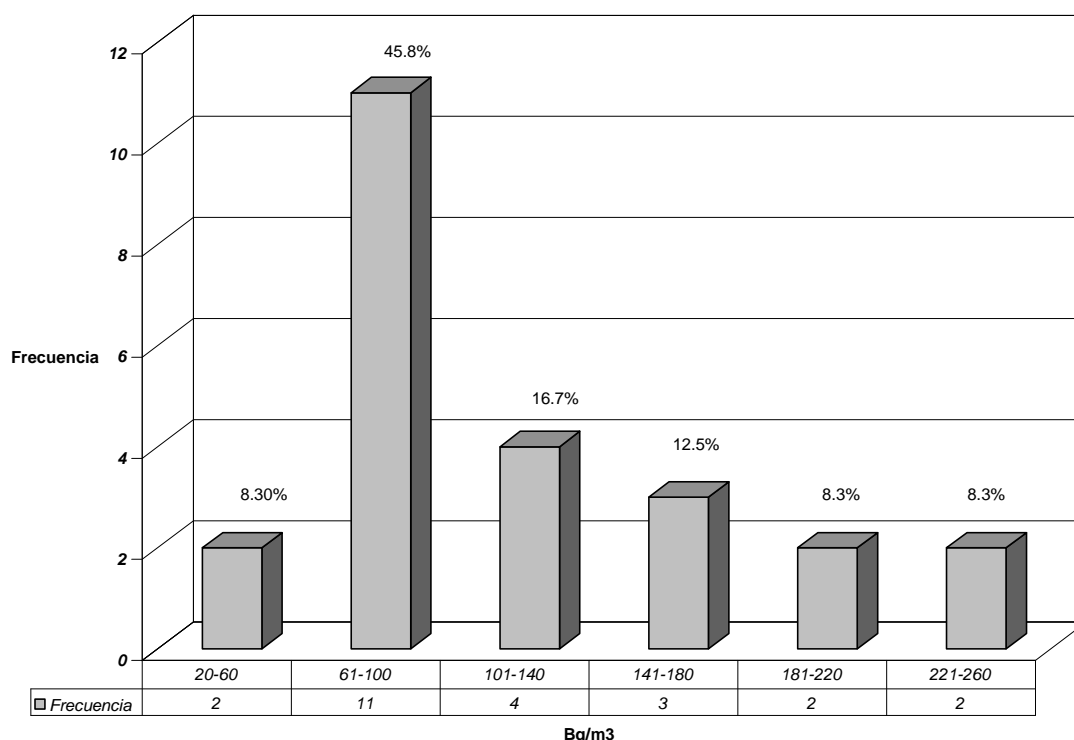


Figura 3.1.2. Distribución de frecuencias de la concentración promedio anual de radón en la ZMG configuración LLT

Para calcular la dosis efectiva anual por inhalación de radón, tomando en cuenta la concentración de radón, el factor de ocupación en términos del factor de equilibrio la UNSCEAR<sup>(114)</sup> derivó la siguiente ecuación:

$$DEE = C_{Rn} E_q T C F_{Rn} 10^{-6} \quad \text{ecuación 3.1.1}$$

donde

DEE = Dosis anual efectiva equivalente por inhalación de radón (mSv/año)

$C_{Rn}$  = Concentración de radón ( $Bq/m^3$ )

$E_q$  = Factor de equilibrio

T = Factor ocupacional (7000 h/año en interiores 80% y 1760 h/año para exteriores 20%)

$CF_{Rn}$  = Factor de conversión de dosis (9 nSv  $Bq^{-1} h^{-1} m^3$  y 6 nSv  $Bq^{-1} h^{-1} m^3$  en interiores y exteriores respectivamente)

Si sustituimos estos valores y usando el factor de equilibrio encontrado para interiores de 0.23 y la concentración anual de radón en interiores de  $116.5 \pm 24 Bq/m^3$ , tenemos la dosis anual por inhalación de radón de 1.68 mSv/año.

$$DEE = 116.5 \text{ Bq} / \text{m}^3 (0.23)(7000 \text{ h} / \text{año})(9 \text{ nSv Bq}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ m}^3) 10^{-6} = 1.68 \text{ mSv} / \text{año}$$

Si hacemos el cálculo con el Wise calculador Program<sup>(115)</sup>, con los parámetros experimentales encontrados del factor  $F = 0.23$  (tabla 3.2.9) y una  $C_{Rn} = 116.5 \text{ Bq/m}^3$ , un factor ocupacional del 80% y un factor de conversión de dosis de  $4 \text{ mSv/WLM}$ ; la dosis anual es de  $1.18 \text{ mSv/año}$  y la dosis acumulada (70 años) es de  $82.61 \text{ mSv}$  ( $20.65 \text{ WLM}$ ) para 70 años; con un riesgo de cáncer del  $0.585\%$  ( $1 : 171$ )<sup>(115)</sup>

El factor de riesgo usado por la US EPA (2003) basado en BEIR VI es de  $5.38 \times 10^{-4}$ , pero el calculo se hizo con el factor del UNSCEAR  $2.83 \times 10^{-4}$  por WLM

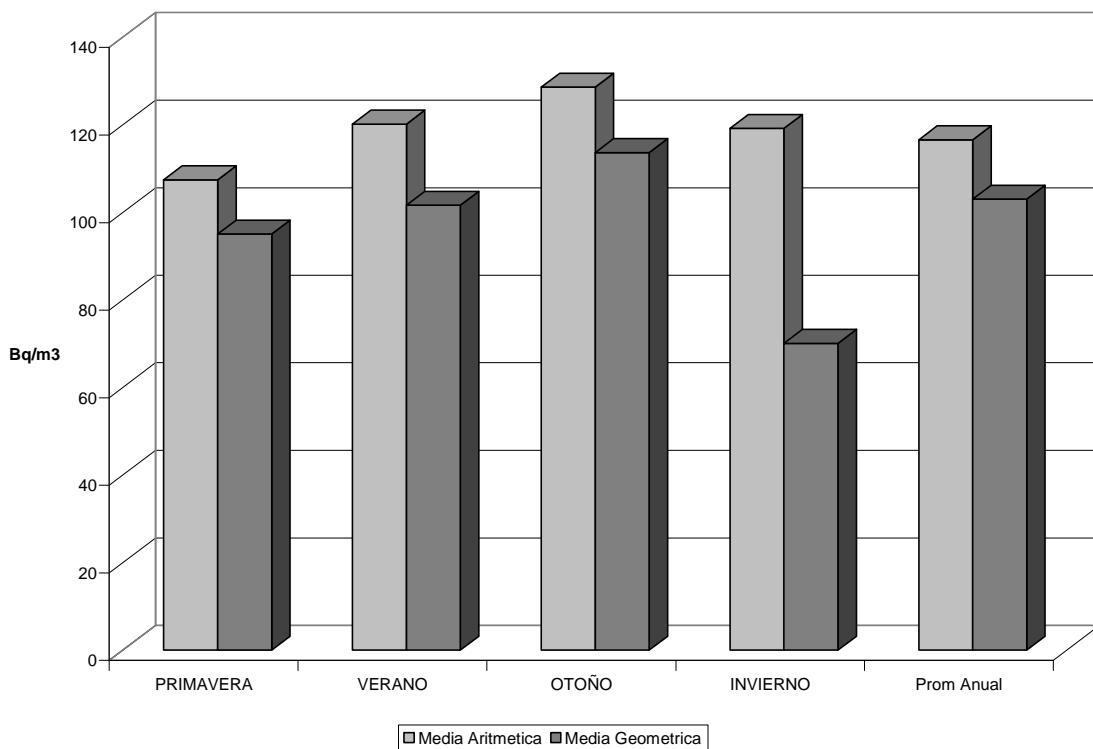


Figura 3.1.3. Variaciones estacionales de la concentración promedio anual de radón en la ZMG configuración LLT

### 3.1.2 CONCENTRACION DE RADON (CAMARA H)

Las concentraciones de radón se calcularon con la fórmula general 2.4.1 para cada una de las casas muestreadas durante un periodo de exposición de 5 días en cada una de las estaciones.

La figura 3.1.4 muestra las variaciones en la concentración promedio anual para cada una de las casas muestreadas de radón a lo largo del año en la ZMG con una MA y MG total de  $51.2 \pm 5.6 \text{ Bq/m}^3$  y  $50 \text{ Bq/m}^3$  respectivamente. Además, las medidas

fueron puntuales por 4 o 5 días en cada casa durante cada estación y la cámara H como tiene un volumen grande (960 mL) permite un mejor transporte del radón en la estación lluviosa. Aún cuando las medidas son puntuales el análisis estadístico con un 95% de confianza ha mostrado que con un valor menor o igual a 59 Bq/m<sup>3</sup> el promedio anual será menor al nivel de acción de la EEC de 200 Bq/m<sup>3</sup><sup>(116)</sup>

El valor más alto corresponde a una casa en la estación de otoño. Todos los valores se encuentran por debajo de 148 Bq/m<sup>3</sup>, nivel de acción de US EPA.

La distribución de frecuencias para la concentración anual de radón medido con E-PERM configuración HST se da en la figura 3.1.5. La figura 3.1.6 muestra las variaciones estacionales en la concentración de radón. Las concentraciones más altas, se presentaron en verano (temporada de lluvias) con porcentajes de humedad relativa del 73% mientras que las más bajas en otoño, por lo tanto, la concentración en otoño fue 32.4% menor que la de verano.

Usamos la ecuación 3.1.1 para calcular la dosis anual recibida por inhalación de radón y obtenemos 0.74 mSv/año

$$DEE = 51.2 \text{ Bq/m}^3 (0.23)(7000 \text{ h/año})(9 \text{ nSv Bq}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ m}^3) 10^{-6} = 0.74 \text{ mSv/año}$$

Haciendo el cálculo con los valores experimentales factor F = 0.23 (ver tabla 3.2.9) y C<sub>Rn</sub> = 51.2 Bq/m<sup>3</sup> pero con un factor de riesgo de 2.83x10<sup>-4</sup> por WLM<sup>(115)</sup> y un factor ocupacional del 80%; la dosis anual es de 0.518 mSv y la acumulada (70 años) de 36.31 mSv (9.077 WLM) con un riesgo de cáncer del 0.257% (1 : 389)<sup>(115)</sup>



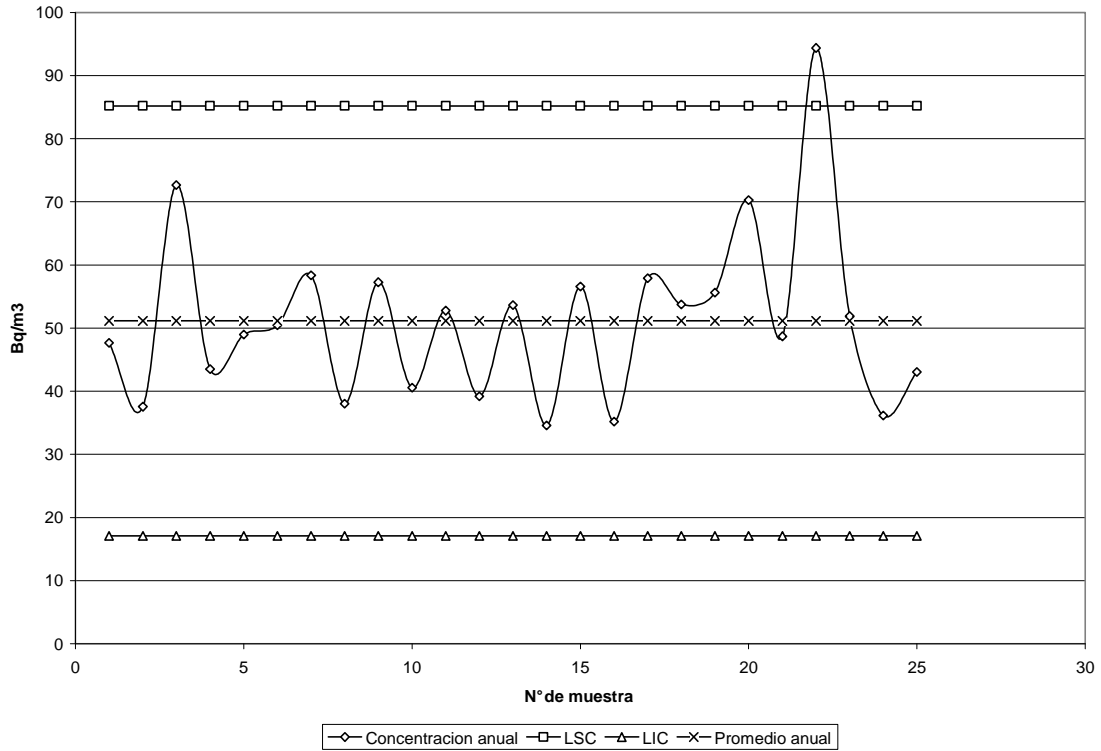


Figura 3.1.4. Concentración promedio anual de radón en interiores de la ZMG configuración HST.

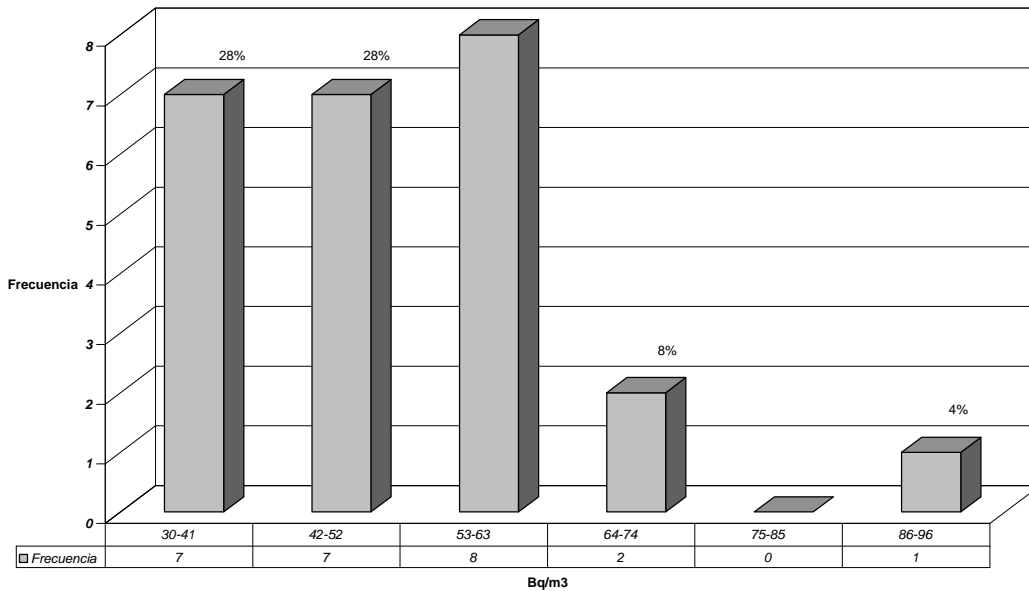


Figura 3.1.5. Distribución de frecuencias de la concentración promedio anual de radón en la ZMG configuración HST.

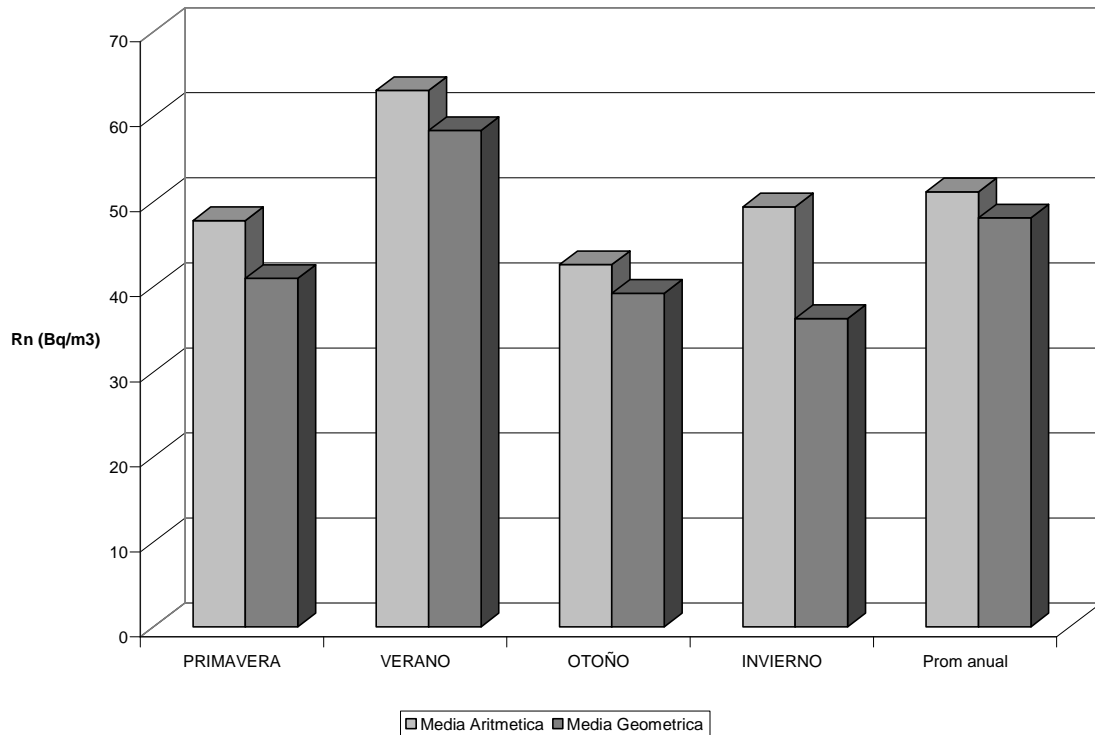


Figura 3.1.6. Variaciones estacionales de la concentración promedio anual de radón en la ZMG configuración HST.

### 3.1.3 CONCENTRACION DE RADON (CAMARA S)

En la figura 3.1.7 se muestran las variaciones en la concentración promedio anual de radón en cada una de las casas muestreadas en la ZMG calculada como promedio de 4 estaciones y con exposiciones de 5 días con una MA y MG total de  $65 \pm 11$  Bq/m<sup>3</sup> y 60 Bq/m<sup>3</sup> respectivamente. El valor más alto corresponde a una casa en la estación de invierno. Todos los valores se encuentran por debajo de 148 Bq/m<sup>3</sup> (nivel de acción de EPA)

La distribución de frecuencias para la concentración promedio anual de radón medido con E-PERM configuración SSTB se da en la figura 3.1.8 con una distribución log-normal. La figura 3.1.9 muestra las variaciones estacionales en la concentración de radón. Las concentraciones más altas, se presentaron en otoño e invierno mientras que las más bajas en primavera, por lo tanto, la concentración en primavera (estación seca) fue 55% menor que la de otoño.

La dosis efectiva anual calculada con el Wise calculador Program<sup>(115)</sup> por inhalación de radón usando la ecuación 3.1.1 es de 0.94 mSv/año

$$DEE = 65 \text{ Bq/m}^3 (0.23)(7000 \text{ h/año})(9 \text{ nSv Bq}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ m}^3) 10^{-6} = 0.94 \text{ mSv/año}$$

La dosis efectiva calculada con el Wise calculador Program<sup>(115)</sup> anual es de 0.658 mSv con un factor ocupacional del 80% y un factor de conversión de dosis de 4 mSv/WLM; la dosis acumulada (70 años) es de 46.09 mSv (11.52 WLM) con un riesgo de cáncer del 0.257% (1 : 306)<sup>(115)</sup> calculada con un factor de riesgo de  $2.83 \times 10^{-4}$  por WLM<sup>(115)</sup> y los valores experimentales encontrados de F y  $C_{Rn}$

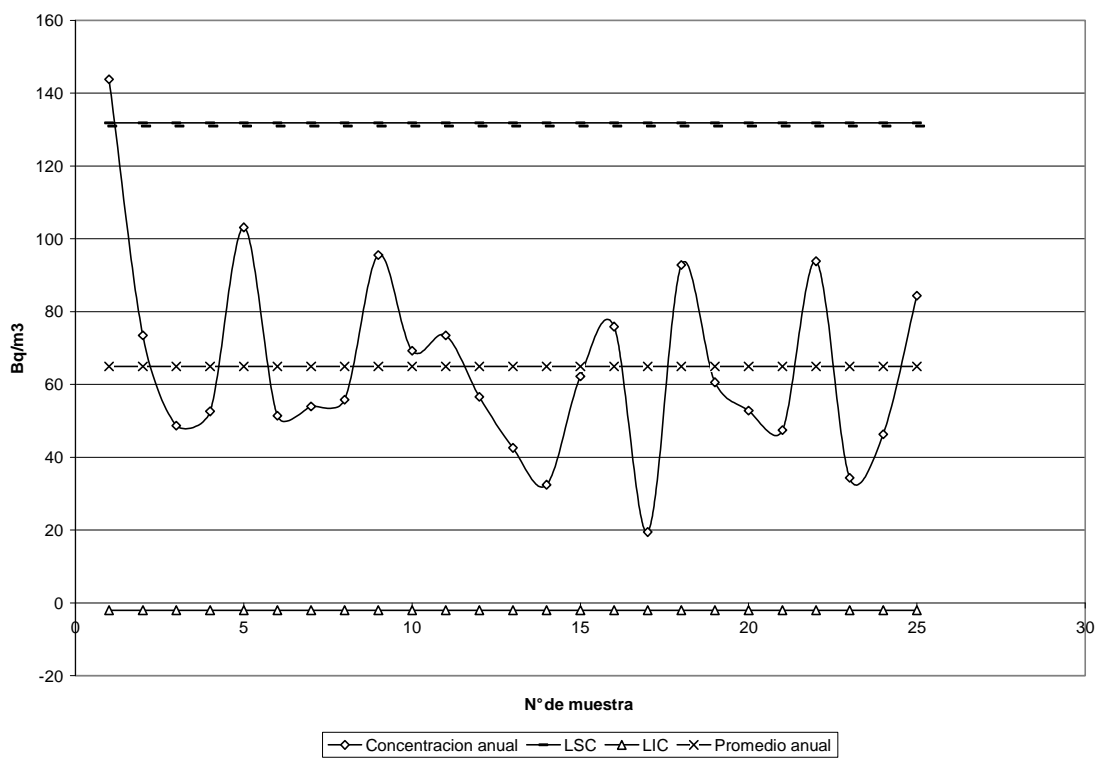


Figura 3.1.7. Concentración promedio anual de radón en interiores de la ZMG configuración SSTB.

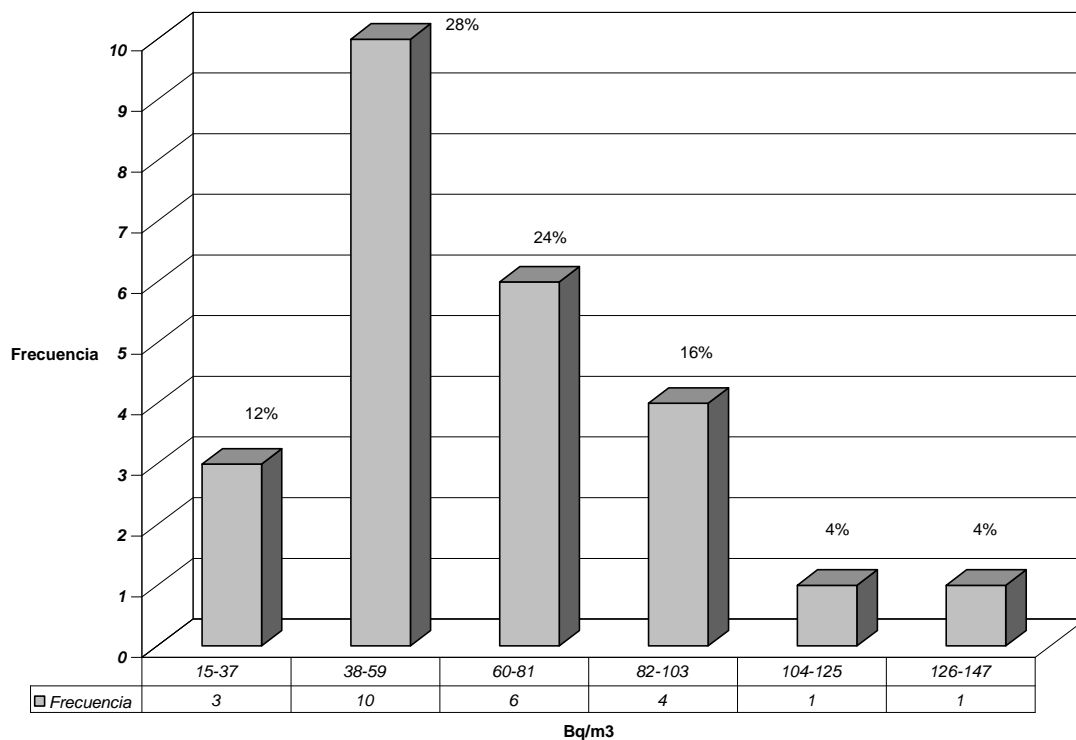


Figura 3.1.8. Distribución de frecuencias de la concentración promedio anual de radón en la ZMG configuración SSTB.

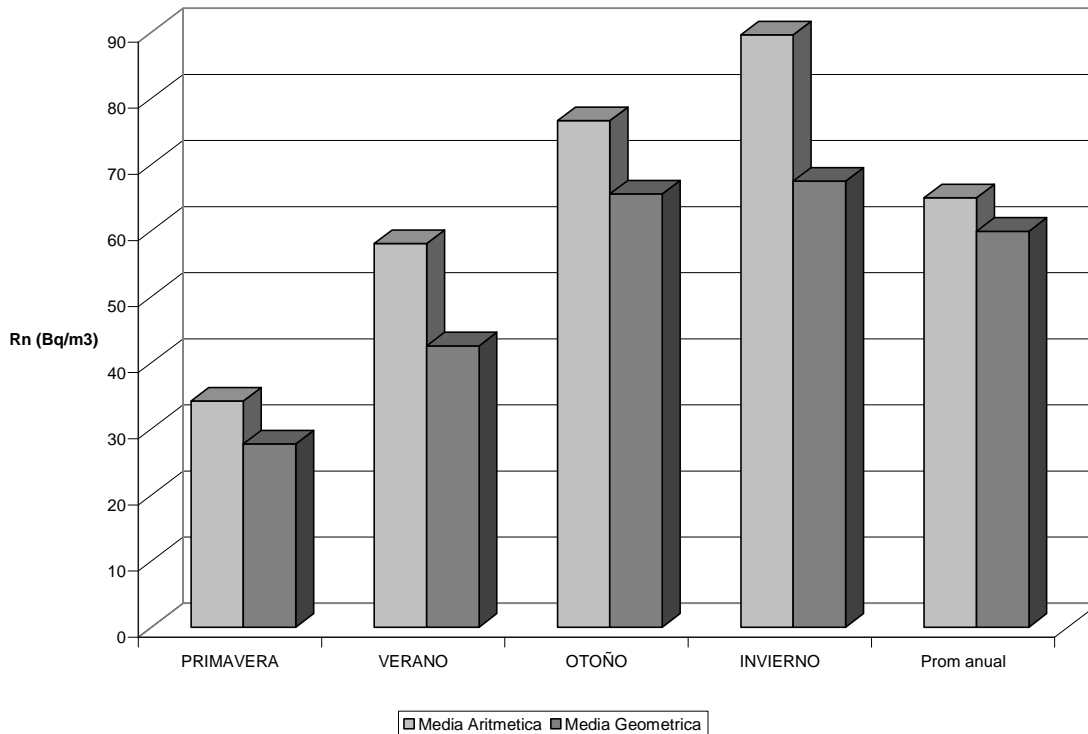


Figura 3.1.9. Variaciones estacionales de la concentración promedio anual de radón en la ZMG configuración SSTB.

### 3.1.4 CONCENTRACION DE TORON (CAMARA S)

Las concentraciones de torón se calcularon mediante la base de datos de Excel usando la formula 2.4.2 para cada estación y con periodos de exposición de 5 días por estación.

Las variaciones en la concentración de torón medidas a lo largo del año en la ZMG dieron como resultado una MA y MG total de  $122.4 \pm 29 \text{ Bq/m}^3$  y  $104 \text{ Bq/m}^3$  respectivamente, estos valores son más altos que los promedios encontrados en la Zona Metropolitana de la Ciudad de México ZMCM ( $82 \pm 75$  y  $55 \text{ Bq/m}^3$  respectivamente)<sup>(117)</sup>; pero, son más bajos que el promedio de algunas casas en la ZMCM ( $403 \text{ Bq/m}^3$ ) ubicadas en la delegación de Álvaro obregón<sup>(117)</sup> y construidas con piedra volcánica con paredes, pisos y techos no recubiertos con pintura, similar a los obtenidos en los túneles de las pirámides del Sol ( $407.09 \text{ Bq/m}^3$ ) y de la Luna ( $434.57 \text{ Bq/m}^3$ ) en Teotihuacan<sup>(118)</sup>; también son más bajos que los obtenidos en casas tradicionales de China con MA y MG de  $318 \pm 368$  y  $162 \text{ Bq/m}^3$  respectivamente<sup>(119)</sup>. Las concentraciones promedio anual de torón en la ZMG varían desde 23 a  $272.5 \text{ Bq/m}^3$  su distribución de frecuencias en la figura 3.1.10 muestra que el 91.7 % de los valores son menores a  $235 \text{ Bq/m}^3$  y 8.3% (dos casas) muestran valores mas altos ( $258$  y  $272.5 \text{ Bq/m}^3$ ), probablemente por que en estas últimas se llevaron a cabo trabajos de remodelación (cambio de tubería de agua y resanado de paredes). Es evidente la influencia del torón cuando el  $^{222}\text{Rn}$  se mide sin una discriminación total del  $^{220}\text{Rn}$ , como en las cámaras L.

Esta distribución es compatible con una distribución log-normal con el AM y GM en el tercer intervalo de clase. Como se puede ver en la figura 3.1.11. Las concentraciones más altas de torón se presentaron en otoño mientras que las más bajas en primavera, siendo la concentración en primavera 45% menor que la de otoño. En la ZMCM el rango de variación fue de 35% pero con relación al verano.

La variación en la concentración de torón aun en la misma casa se debe a que su vida media es muy corta 56 s, y a la tasa de exhalación, que dependiendo de los materiales y del suelo es de 126 para piso de concreto hasta  $1060 \text{ mBq}\cdot\text{m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  para ladrillos de adobe<sup>(119)</sup>; el contenido de  $^{232}\text{Th}$  y la porosidad del material, clima seco y grandes áreas favorecen la entrada del torón al interior de casas habitación.

No se encontró ninguna correlación entre la concentración de torón y radón en interiores como sucedió en China<sup>(119)</sup>, además, aun en casas con buena ventilación la concentración de radón es baja pero la de torón es alta.

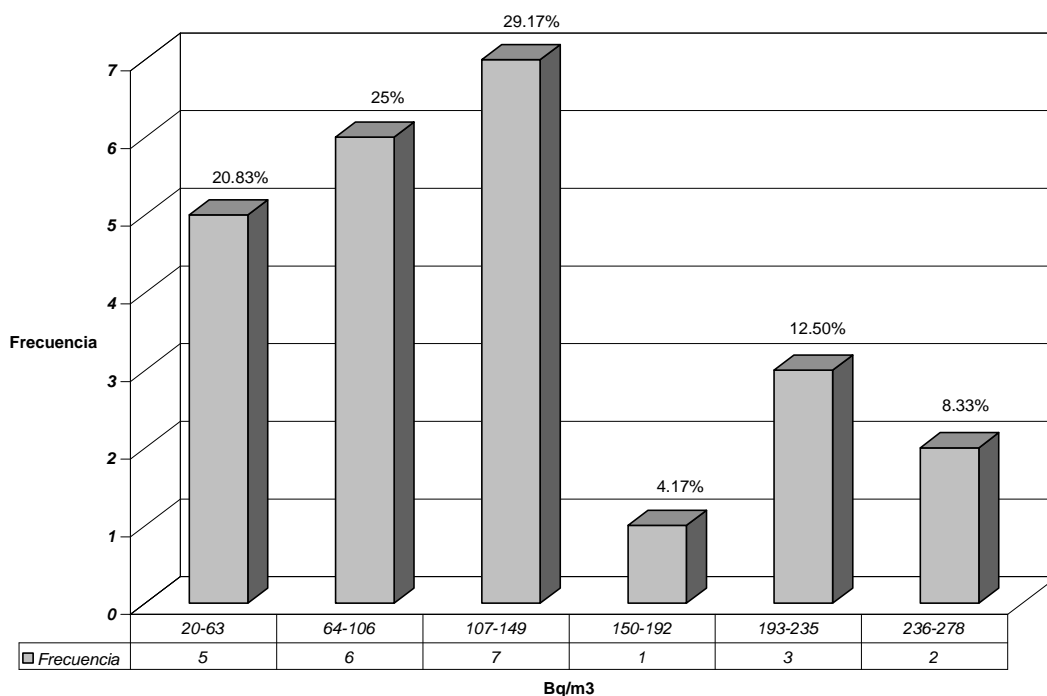


Figura 3.1.10. Distribución de frecuencias de la concentración promedio anual de torón en la ZMG configuración SSTB.

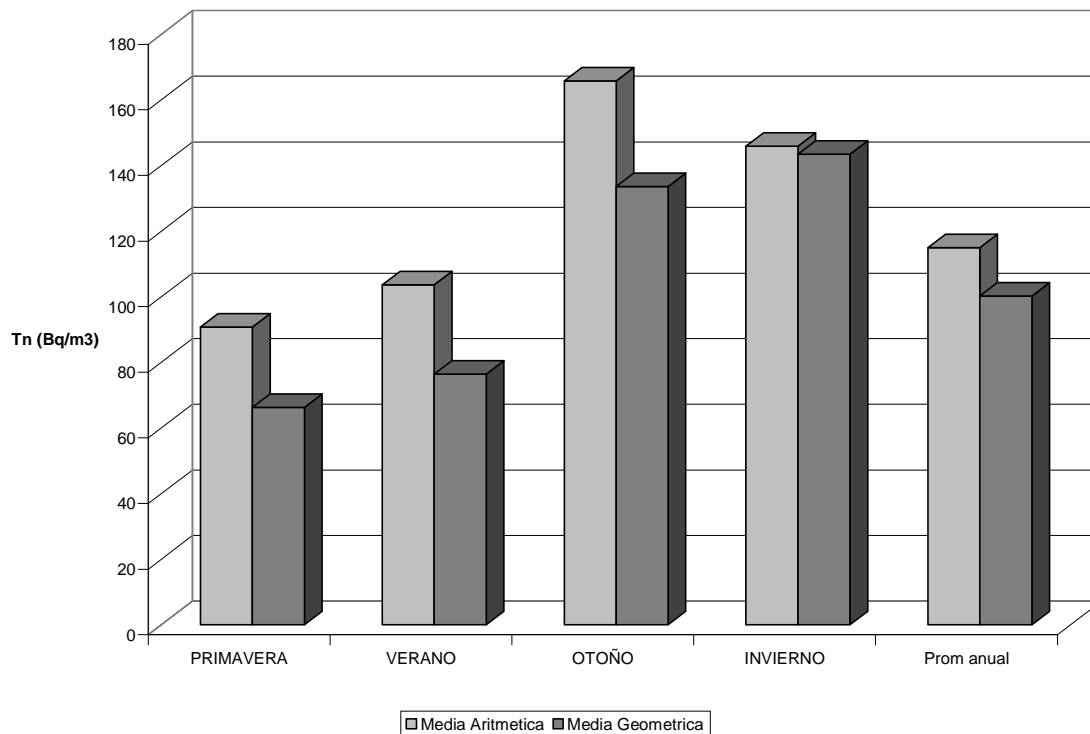


Figura 3.1.11. Variaciones estacionales de la concentración promedio anual de torón en la ZMG configuración SSTB.

### 3.1.5. COMPARACION DE LAS CONCENTRACIONES DE $^{222}\text{Rn}$ MEDIDAS CON LAS DIFERENTES CONFIGURACIONES DEL SISTEMA E-PERM

La tabla 3.1.1 muestra las concentraciones interiores de radón y torón en las diferentes configuraciones del sistema E-PERM. Las concentraciones de radón medidas con electretos de corto periodo de exposición y configuración SSTB y HST muestran valores promedio con  $\alpha = 0.05$  debido a las diferencias en la exactitud y la precisión de las dos cámaras; La incertidumbre  $U$  es expresada en función del error relativo expresado como

$$U = \pm t \frac{\sigma}{\sqrt{n}} \quad 3.1.2$$

donde  $t$  es la  $t$  de student. Los valores anuales con la configuración LLT ( $116.5 \pm 24 \text{ Bq/m}^3$ ) son diferentes en el mismo nivel significativo que las mencionadas anteriormente ( $65 \pm 11 \text{ Bq/m}^3$  y  $51.2 \pm 5.6 \text{ Bq/m}^3$  para la configuración SSTB y HST respectivamente), debido a que la configuración LLT representa concentraciones medidas continuamente en un año, mientras que las concentraciones obtenidas con las otras dos configuraciones muestran medidas puntuales en un periodo de 5 días en cada una de las cuatro estaciones. Además inferimos que la configuración LLT no discrimina totalmente la contribución del torón, ya que por su menor volumen (50 mL) el torón aun con vida media muy corta alcanza a difundirse. En la configuración HST; la diferencia de volumen (bastante significativa 50 mL vs 960 mL) hace que en la cámara H disminuya la difusión del torón ya que como se mencionó anteriormente su vida media es muy corta por lo tanto no influye en las mediciones de radón. La concentración promedio anual  $116.5 \pm 24 \text{ Bq/m}^3$  es menor que la encontrada en la ZMCM<sup>(116)</sup>  $140.6 \pm 172.83 \text{ Bq/m}^3$  ambas medidas con la configuración LLT.

Tabla 3.1.1. Concentraciones de  $^{222}\text{Rn}$  y  $^{220}\text{Rn}$  en interiores medidas con diferentes configuraciones E-PERM

	LLT	HST	$^{222}\text{Rn}$ SSTB	$^{220}\text{Rn}$ SSTB
MA $\pm$ U	$117 \pm 24$	$51.2 \pm 5.6$	$65 \pm 11$	$122 \pm 29$
MG	103	49.64	59.85	104.11
CV	48.61	26.5	41.17	55.66
Mediana	98.17	50.45	56.56	114.74
s	56.64	13.55	26.72	68.15

MA = media aritmética, MG = media geométrica, CV = coeficiente de variación,  
s = desviación estándar

### 3.1.6. RESULTADO DE LAS INCERTIDUMBRES ALEATORIAS EN EL SISTEMA E-PERM Y MEDIDAS POR DUPLICADO

Como se menciona anteriormente en el apartado 2.4.2.3, el error total  $E_T$  debido a las incertidumbres en la medida de la concentración de radón, (volumen de la cámara, lectura de los electretos y radiación gamma natural) con el sistema E-PERM para las diferentes configuraciones se muestra en la tabla 3.1.2.

Tabla 3.1.2. Error total  $E_T$  para las diferentes configuraciones del sistema E-PERM

Configuración	$E_1$ %	$E_2$ %	$E_3$ %	$E_T$ %
LLT	5	13.2	1.02	14.37
SSTB	5	7.36	2.45	9.21
HST	5	2.15	1.11	5.75

Como se puede observar, el error  $E_2$  resulta de las lecturas de voltaje y es menor en la cámara H debido a que como el volumen es muy grande (960 mL) y la sensibilidad así como la caída de voltaje del electreto es mayor. Esto hará que la incertidumbre total en la medida sea menor.

La tabla 3.1.3 muestra un resumen estadístico para las muestras que se tomaron por duplicado para las diferentes configuraciones. La precisión del muestreo de campo es evaluada por:

- 1- El porcentaje de diferencia relativo PDR para los diferentes duplicados.

$$PDR = \frac{X_1 - X_2}{X_{prom}} 100 \quad \text{donde}$$

$X_1$  y  $X_2$  son las concentraciones observadas con el primero y segundo detector

- 2- El coeficiente de variación CV (desviación estándar relativa)

$$CV = \frac{\sigma}{X_{prom}} 100 \quad \text{donde}$$

$\sigma$  es la desviación estándar y  $X_{prom}$  es el promedio de los dos detectores

- 3- La desviación media relativa DMR

$$DMR = \frac{|X - X_{prom}|}{X_{prom}} 100 \quad \text{donde}$$

$X$  es el valor de cualquiera de los dos detectores colocados como duplicados y  $X_{prom}$  es el promedio de ambos.



Tabla 3.1.3. Resumen de las medidas duplicado en las mediciones de  $^{222}\text{Rn}$  hechas con las diferentes configuraciones

%	LLT	SSTB	HST
CV	21.90	19.33	10.69
PDR	30.98	27.34	15.12
DMR	15.49	13.67	7.56

Como se puede ver, la precisión de las medidas en campo es mejor con la cámara H debido a que la incertidumbre en la medida en sí como se vio en la tabla 3.1.2 es menor.

Sin embargo, en general todos cumplen con los requerimientos de la EPA en cuanto a precisión.

### 15.5 RESULTADOS DEL MUESTREO CON DTL

La figura 3.1.12 muestra los valores promedios anuales de la tasa de exposición de radiación gamma en interiores en la ZMG que van desde un mínimo de  $0.074 \mu\text{Gy/h}$  a un máximo de  $0.148 \mu\text{Gy/h}$  (sin discriminación o sustracción de rayos cósmicos) medidas con el LiF:Mg, Cu, P + PTFE. El valor de cada dosímetro TL se obtiene promediando las lecturas de las dos pastillas contenidas en el dosímetros colocados en cada una de las casas muestreadas para los cuatro periodos de tres meses. La MA y MG (representan el promedio de 160 lecturas) de todos los sitios fue de  $0.12 \pm 9.6 \times 10^{-3} \mu\text{Gy/h}$  con fluctuaciones de  $0.074$  a  $0.148 \mu\text{Gy/h}$ . La MA en la ZMG es superior a la de la ZMCM ( $0.074 \mu\text{Gy/h}$ )<sup>(120)</sup> a pesar de que la altitud de la ZMG es menor y la contribución de los rayos cósmicos es inferior, posiblemente debido a un mayor aporte de la radiación gamma del suelo y de los materiales de construcción. La desviación media relativa, RMD de las medidas de la exposición gamma en los duplicados fue inferior al 5%. Tomando en cuenta el factor de peso de la radiación gamma y usando un factor de conversión de  $0.7 \text{ Sv/Gy}$ <sup>(115)</sup> con una ocupación del 80% en interiores se calcula una dosis efectiva equivalente anual de  $0.597 \text{ mSv}$ , similar al promedio mundial.

La tasa de exposición gamma para exteriores es de  $0.13 \mu\text{Gy/h}$ , esta, solo se midió en 2 casas, una en Tlaquepaque y la otra en Guadalajara Centro. El factor de atenuación de los rayos cósmicos por el material de construcción es de

$$\frac{0.12}{0.13} = 0.923$$

En las figuras 3.1.13, 3.1.14 y 3.1.15 se muestra la representación bidimensional de la concentración de radón ( $Bq/m^3$ ) medida con las configuraciones LLT SSTB y HST respectivamente, y la tasa de exposición a la radiación gamma ( $\mu Gy/h$ ).

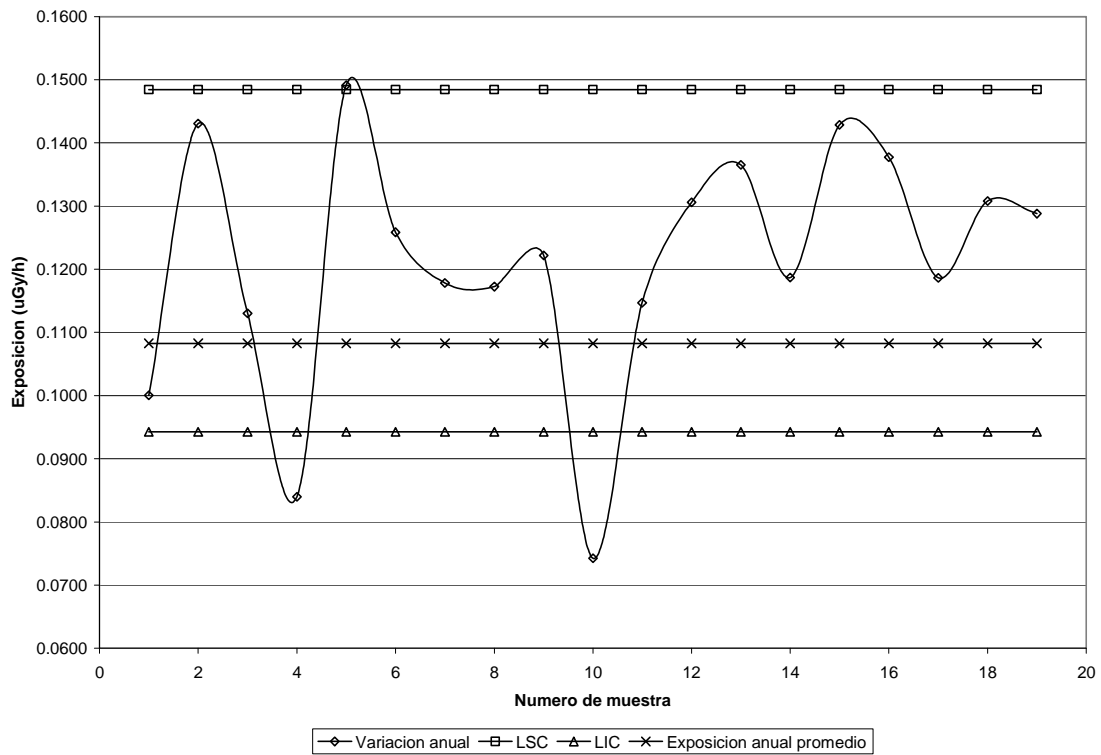


Figura 3.1.12. Variación del promedio anual de la tasa exposición a la radiación gamma ( $\mu Gy/h$ ) en interiores

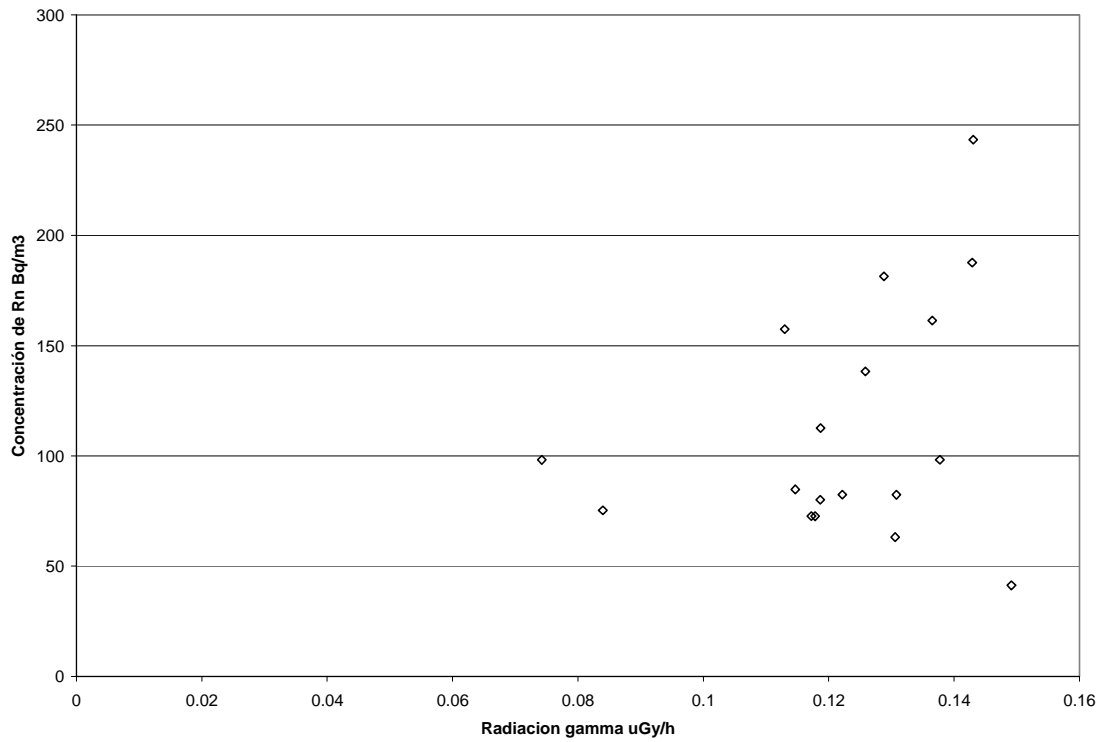


Figura 3.1.13. Concentración promedio anual de radón ( $Bq/m^3$ ) medida con la configuración LLT y tasa de exposición a la radiación gamma ( $\mu Gy/h$ ).

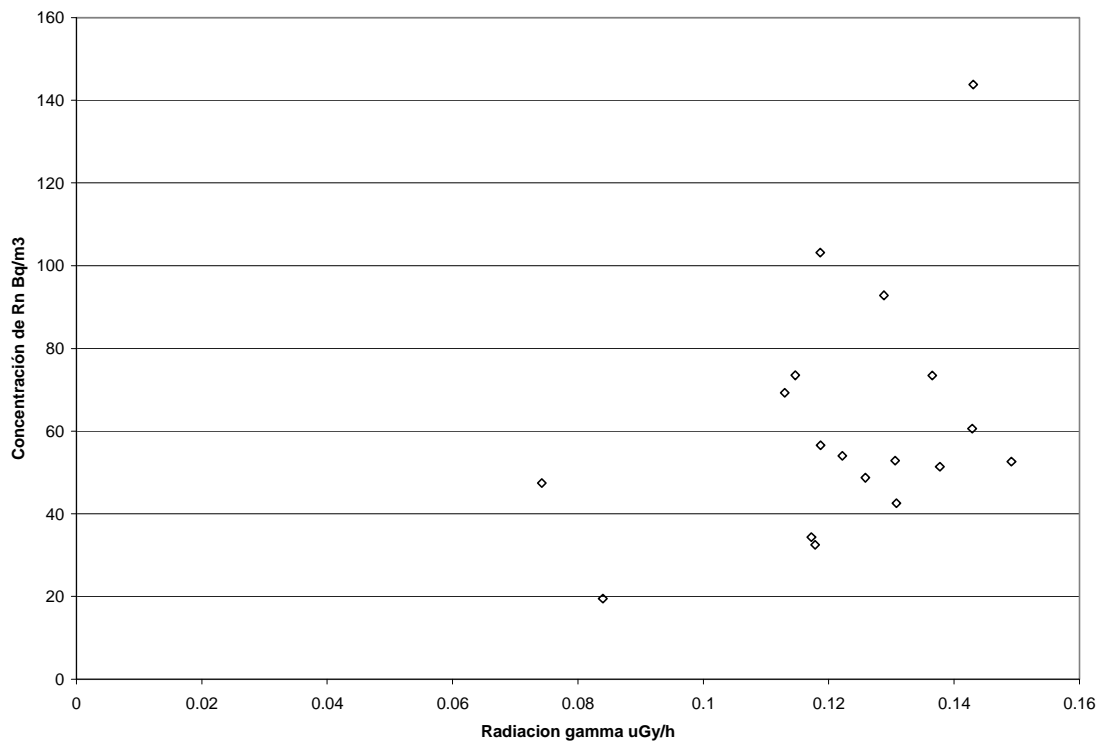


Figura 3.1.14. Concentración promedio anual de radón ( $Bq/m^3$ ) medida con la configuración SSTB y tasa de exposición a la radiación gamma ( $\mu Gy/h$ ).

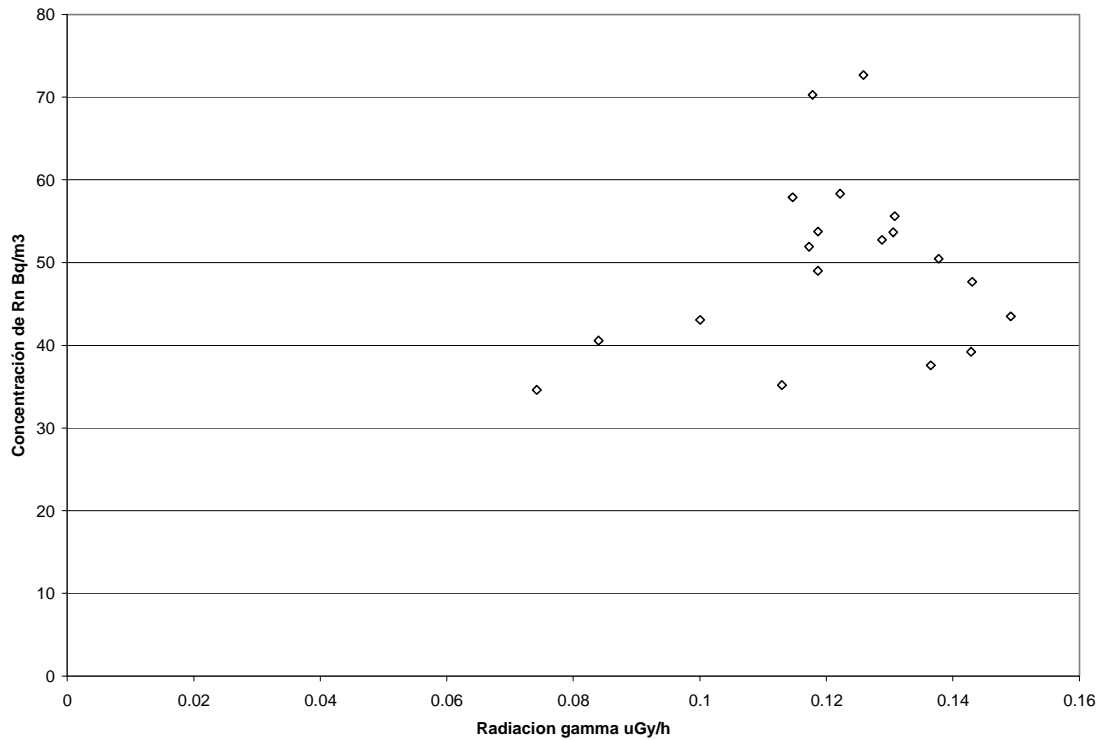


Figura 3.1.15. Concentración promedio anual de radón ( $Bq/m^3$ ) medida con la configuración HST y tasa de exposición a la radiación gamma ( $\mu Gy/h$ ).

Como se puede ver, los datos se agrupan con relación a la tasa de exposición gamma correlacionada con el tipo de suelo.

La figura 3.1.16 muestra la concentración anual de radón y torón medidas con la configuración SSTB y la tasa anual de exposición gamma (todos en interiores). En esta grafica se ve un agrupamiento de los datos y estos se agrupan principalmente en relación a la tasa de exposición gamma y ahí se observa una correlación entre ésta y la composición del terreno<sup>(121)</sup>. Se puede ver que algunas casas tienen niveles bajos de radón, pero las concentraciones torón son altas.

Esto se debe a que el tiempo de difusión y distribución espacial del torón y radón en el mismo cuarto es diferente, algunas veces y en algunas casas ambas concentraciones son altas por la noche y bajas durante el día pero en otras el radón sigue su menor variación diaria con máximos en la madrugada pero la concentración torón es muy baja o muy alta. Las fuentes y coeficientes de difusión diferentes para ambos núclidos pueden ser la razón.

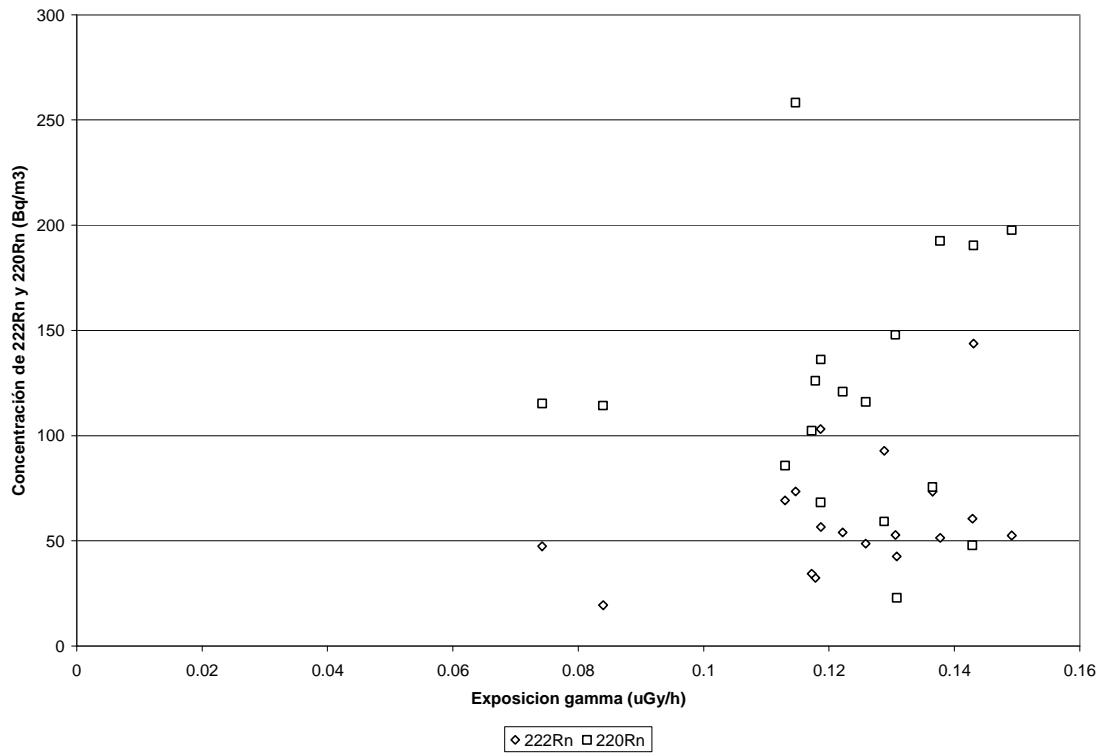


Figura 3.1.16. Representación bidimensional de las concentraciones ( $\text{Bq}/\text{m}^3$ ) de  $^{222}\text{Rn}$  y  $^{220}\text{Rn}$  anuales medidas ambas con la configuración SSTB, así como la tasa de exposición gamma ( $\mu\text{Gy}/\text{h}$ ) anual.

## 3.2 ANALISIS DE RESULTADOS DEL MONITOR CONTINUO DE NIVELES DE TRABAJO CWLM

Para analizar los resultados se emplea el control estadístico (gráficos de control por variables) ya que este método establece el límite máximo y mínimo de variación que estadísticamente se obtienen a partir de las lecturas que se miden; este control de calidad indica si existen puntos en los cuales se presentó alguna anomalía (puntos fuera de los límites). Los gráficos de control por variables que se emplean para realizar el análisis son los gráficos  $\bar{x} - r$  (analizar solo una muestra)  $\bar{\bar{x}} - \bar{r}$  (analizar un grupo de muestras). Algunas ventajas que proporciona el control estadístico son:

- Detección de variaciones anormales.
- Determinación de los límites de variación (a un nivel de confianza de 99.73% o  $3\sigma$ ).

La finalidad del control estadístico es la de lograr que esta herramienta de trabajo nos da un soporte fiel del comportamiento del proceso para dar una solución a las causas que lo generan.

A continuación, se muestra como se calculan los límites de control de datos y rangos (gráficos  $\bar{x} - r$ ) para una sola muestra de 24 h considerando la contribución del intervalo del extremo (C). Esto para cuando existe un porcentaje de torón y cuando este es insignificante.

La secuencia para calcular los límites de una sola muestra es la siguiente:

- 1- Utilizar el gráfico de control  $\bar{x} - r$  (dato menos rango), donde la línea central es  $\bar{x}$  y  $\bar{r}$
- 2- Obtener los rangos de los datos del intervalo del muestreo  $|dato1 - dato2|$ ,  $|dato2 - dato3|$  .....  $|datox - datoy|$
- 3- Obtener la sumatoria de los datos del intervalo de muestreo ( $\Sigma x$ ) y su promedio ( $\bar{x}S$  o promedio  $xS$ )
- 4- Obtener la sumatoria de los rangos que se calcularon en el paso 2 y su promedio ( $\bar{r}S$  o promedio  $rS$ )
- 5- Calcular los límites de control sin incluir al intervalo del extremo (S)

$$LSCx S = \text{Promedio } x S + A_{xr} \text{ (promedio } r S)$$

$$LICx S = \text{Promedio } x S - A_{xr} \text{ (promedio } r S)$$

$$LSCr S = D_{rs} \text{ (promedio } r S)$$

$$LICr S = D_{ri} \text{ (promedio } r S)$$

Los valores de las constantes a  $3\sigma$  para este grafico son:

Para  $n = 2$ ,  $A_{xr} = 2.66$ ,  $D_{rs} = 3.27$ ,  $D_{ri} = 0$  <sup>(122)</sup>

Con los datos del intervalo del extremo se realiza lo siguiente:

- 6- Obtener los rangos de los datos del intervalo del extremo  $|dato1 - dato2|$ ,  $|dato2 - dato3|$  .....  $|datox - datoy|$
- 7- Obtener la sumatoria ( $\Sigma x$ ) de los datos del intervalo del extremo y la sumatoria de los rangos ( $\Sigma r$ ) que se obtuvieron en el paso 6.
- 8- Debido a que no se conoce la velocidad de conteo al apagarse la bomba de la WLM-1A, el factor que se utiliza para calcular la contribución del extremo que se debe sumar al promedio de los datos del intervalo del muestreo se calcula de la manera siguiente:
  - a) Dividir la sumatoria de los datos del intervalo del extremo entre  $2t$  (medidas de investigación)  $\Sigma x/2t$  y entre  $t$  (medidas de seguimiento)  $\Sigma r/t$  y sumar este valor al promedio  $x S$  o  $\bar{x} S$  para obtener el promedio  $x C$  (promedio final que reporta el equipo); para los rangos se divide la sumatoria de los rangos del intervalo del extremo entre  $96$  (medidas de investigación)  $\Sigma r/2t$  y entre  $t$  (medidas de seguimiento)  $\Sigma r/t$  y el valor obtenido se suma al promedio  $r S$ , para obtener el promedio  $r C$  (final).
  - b) Cuando existe un porcentaje de torón o esta estadísticamente invalidado (pruebas).

Conocer el factor  $D$  a partir de los datos obtenidos y el promedio final que reporta el equipo ( $\bar{x} C$ ), este factor se calcula así:

$$\text{Factor } D = B/t \quad \text{y} \quad B = \frac{(\bar{x} C - \bar{x} S) * t}{\Sigma x}$$

$t$  = horas muestreadas en el intervalo del muestreo

$\Sigma x$  = sumatoria de datos del intervalo del extremo

Multiplicar la sumatoria de los datos del intervalo del extremo por el factor  $D$  ( $\Sigma x * D$ ) y sumar el resultado al promedio  $x S$  para obtener el promedio  $x C$

(promedio final); después multiplicar la sumatoria de los rangos del intervalo del extremo ( $\Sigma r$ ) por el factor D y sumar el resultado al promedio r S para obtener el promedio r C

9- Calcular los límites de control ya incluyendo el intervalo del extremo.

$$LSCx C = \text{Promedio } x C + A_{xr} \text{ (promedio } r C)$$

$$LICx C = \text{Promedio } x C - A_{sr} \text{ (promedio } r C)$$

$$LSCr C = D_{rs} \text{ (promedio } r C)$$

$$LICr C = D_{ri} \text{ (promedio } r C)$$

Los valores de las constantes son los mismos que se utilizaron anteriormente. Los límites que se obtienen son la variación máxima y mínima que estadísticamente se obtienen al considerar la contribución del extremo.

### 3.2.1 RESULTADOS DEL MUESTREO CON EL MONITOR CONTINUO DE NIVELES DE TRABAJO

Las tablas 3.2.1 y 3.2.2 muestran las calibraciones de eficiencia y flujo respectivamente para el monitor continuo de la progenie de radón CWLM.

El muestreo con el monitor continuo de niveles de trabajo se realizó solamente en una casa de la ZMG que corresponde al municipio de Tlaquepaque, en las estaciones correspondientes al año 2007. Se tomaron 4 muestras con el CWLM en invierno del 2007, una interior y su duplicado, otra exterior y su duplicado con 5 días de monitoreo cada una. En las dos muestras tomadas al interior se obtuvo un porcentaje de torón y en las dos exteriores el porcentaje de torón fue insignificante. Los resultados se muestran en la tabla 3.2.3.

Tabla 3.2.1. Calibración de eficiencia

Fuente:  $^{230}\text{Th}$ . Blindaje: Acero inoxidable.

Disco: 0.79 mm de espesor. Diámetro: 1.91 cm

Dpm emitidas de la superficie del disco:  $6240 \pm 437$  (0.00281  $\mu\text{Ci}$ ).

Cpm emitidas de la superficie del disco:  $3120 \pm 219$

Fecha	cpm 1	cpm 2	cpm 3	cpm 4	Cpm 5	$\bar{x}$ (cpm)	s	% eficiencia	Constante (WL)
17/Dic/07	1340	1370	1360	1400	1380	1370 $\pm 28$	22.36	21.9	1370



$$\% \text{ de eficiencia} = \frac{\text{cpm observadas}}{\text{dpm de la fuente}} * 100$$

El porcentaje de eficiencia debe estar entre 22 Y 29%<sup>(110)</sup>

Tabla 3.2.2. Calibración del flujo. Para esta calibración se tomaron 15 lecturas de tiempo

Fecha	Volumen (mL)	Tiempo $\bar{x}$ (s)	s	Flujo $\bar{x}$ (L/min)	s
17/Dic/07	20	7.5 ± 0.25	0.45	0.1604 ± 0.0052	0.0093

$$\text{Flujo(L/min)} = \frac{\text{Volumen(mL)} * (60s) * (\text{numero de mediciones})}{(\Sigma \text{ tiempo del numero de mediciones}) * (1.0 \text{ min}) * (1000\text{mL})}$$

El valor del flujo debe estar entre 0.12 Y 0.18 L/min<sup>(110)</sup>

Tabla 3.2.3. Resultados del monitoreo de invierno

Periodo	Mes	% de Tn	Fondo WL	WL prom	Tipo	$\Delta V$
9-14.	Enero	66	2.43x10 <sup>-5</sup>	6.87x10 <sup>-3</sup> ± 0.83%	Interior	136
17-22	Enero	73	2.43x10 <sup>-5</sup>	5.5x10 <sup>-3</sup> ± 0.92%	Interior	147
14-19	Febrero	Insignificante	3.6x10 <sup>-5</sup>	1.32x10 <sup>-3</sup> ± 0.76%	Exterior	99
21-26	Febrero	Insignificante	0	6.63x10 <sup>-4</sup> ± 2.51%	Exterior	71

Simultáneamente se usaron cámaras H con electretos de corto plazo, éstas se colocaron junto al WLR-1A para poder calcular los factores de equilibrio en relación a la concentración de radón medida con la cámara H y la concentración de la progenie de radón obtenida del CWLM, las caídas de voltaje en las mediciones con electretos de corto plazo también se dan en la tabla 3.2.3.

Para el cálculo de los límites de control para cada una de las dos muestras (interior y exterior), se tiene el siguiente algoritmo matemático.

- 1- Utilizar el gráfico de control  $\bar{x}$  - r (media - rango), donde la línea central es  $\bar{\bar{x}}$  (media de los promedios de x) y  $\bar{r}$ .
- 2- Obtener la media por hora de los datos del intervalo del muestreo de cada una de las dos muestras (el interior con su duplicado y el exterior con su duplicado)

$$\text{media a las 10:00} = \frac{\Sigma \text{datos de las muestras a las 10:00}}{\text{numero de muestras a las 10:00}}$$

3- Obtener el rango por hora con los datos del intervalo del muestreo de las muestras del interior y exterior.

Rango a las 10:00 = Valor max – Valor min de la muestra y su duplicado a las 10:00

4- Obtener la sumatoria de las medias del intervalo del muestreo que se calcularon ( $\Sigma \bar{x}$ ) y su promedio (prom  $\bar{x}$  S)

5- Obtener la sumatoria de los rangos del intervalo del muestreo que se calcularon ( $\Sigma r$ ) y su promedio  $\bar{r}$

6- Calcular los límites de control sin incluir al intervalo del extremo (S).

$$\text{LSC } \bar{x} \text{ C} = \text{Promedio } \bar{x} \text{ S} + A_{xr} \text{ (promedio } r \text{ S)}$$

$$\text{LIC } \bar{x} \text{ S} = \text{Promedio } \bar{x} \text{ S} - A_{xr} \text{ (promedio } r \text{ S)}$$

$$\text{LSCr S} = D_{rs} \text{ (promedio } r \text{ S)}$$

$$\text{LICr S} = D_{ri} \text{ (promedio } r \text{ S)}$$

Con los datos del intervalo del extremo se realiza lo siguiente (cuando se tiene un porcentaje de torón)

7- Obtener la media cada 30 minutos con los datos del intervalo del extremo para cada una de las muestras (el procedimiento para el cálculo es similar al utilizado en el paso 2)

8- Obtener el rango cada 30 minutos con los datos del intervalo del extremo (el procedimiento para el cálculo es similar al utilizado en el paso 3)

9- Obtener la sumatoria de las medias del intervalo del extremo  $\Sigma \bar{x}$  y la sumatoria de las medias de los rangos del intervalo del extremo  $\Sigma \bar{r}$

10- Calcular el factor D con la siguiente formula

$$D = B/120 \quad B = \frac{(\bar{x}_C - \bar{x}_S)}{\Sigma \bar{x}} 120$$

Donde:

120 = Horas muestreadas

$\bar{x}_C$  = Promedio de los WL promedio de las muestras que reportan un porcentaje de torón (el WL promedio que reporta el equipo incluye la contribución del extremo)

$\bar{x}_S$  = Promedio obtenido en el paso 4

$\Sigma \bar{x}$  = Sumatoria de las medias obtenidas en el paso 9

11- Multiplicar la sumatoria de las medias del intervalo del extremo por el factor D y sumar este resultado al promedio obtenido en el paso 5

12- Calcular los límites de control que ya incluyen al intervalo del extremo

$$LSC \bar{x}_C = \text{Promedio } \bar{x}_C + A_{xr} \text{ (promedio } r \text{ C)}$$

$$LIC \bar{x}_C = \text{Promedio } \bar{x}_C - A_{xr} \text{ (promedio } r \text{ C)}$$

$$LSCr C = D_{rs} \text{ (promedio } r \text{ C)}$$

$$LICr C = D_{ri} \text{ (promedio } r \text{ C)}$$

Estos límites señalan la variación máxima y mínima que estadísticamente se obtienen a partir de todas las lecturas que integran las dos muestras, estos límites son tanto para las medias como para los rangos.

A continuación se ilustra la forma de calcular estos límites para una sola muestra en interior sin su duplicado y sin la contribución del extremo (S) ilustrado en la tabla 3.2.4 para interiores.

En este caso se tomaron lecturas durante 5 días (120 h), nuestro grupo de 24 h esta conformado por 5 subgrupos, los valores de las tablas para  $n = 5$  son:

$$d_2 = 2.326 \text{ y } d_3 = 0.864$$

- 1- Calculamos nuestro promedio  $\bar{x}$  a las 0 h durante los 5 días, a la 1 h durante los 5 días y así sucesivamente hasta completar el promedio  $\bar{x}$  a las 23 h.
- 2- Una vez calculado el promedio de las 0 a 23 h, se calcula el promedio general en esas 24 h durante los 5 días (promedio de promedios  $\bar{x}$ )
- 3- Buscamos el WL max y min correspondiente a las 0 h durante los 5 días de muestreo y así sucesivamente hasta completar las 23 h
- 4- Obtenemos el rango, que es la diferencia entre el WL max y WL min encontrados en esos 5 días



5- Calculamos el promedio de esos rangos  $\bar{r}$

6- Con los datos de la tabla calculamos la desviación estándar del proceso con la

$$\text{fórmula } s = \frac{\bar{r}}{d_2} \quad s = \frac{4.48 \times 10^{-3}}{2.326} = 1.93 \times 10^{-3}$$

7- Finalmente calculamos los límites de control para el gráfico de  $\bar{x}$  sin la contribución del extremo

$$LSCs = \bar{x}_s + 3\left(\frac{s_s}{\sqrt{n}}\right) \quad LSCs = 5.8 \times 10^{-3} + 3\left(\frac{1.93 \times 10^{-3}}{\sqrt{5}}\right) = 8.38 \times 10^{-3}$$

$$LSCs = \bar{x}_s - 3\left(\frac{s_s}{\sqrt{n}}\right) \quad LSCs = 5.8 \times 10^{-3} - 3\left(\frac{1.93 \times 10^{-3}}{\sqrt{5}}\right) = 3.22 \times 10^{-3}$$

8- Esta muestra reporta un 66% de torón por lo tanto, tenemos que conocer la contribución del extremo, así que calculamos el factor B y D.

$$B = \frac{\bar{X}_c - \bar{X}_s}{\Sigma x} 120 = \frac{6.87 \times 10^{-3} - 5.76 \times 10^{-3}}{0.04133} (120) = 3.22 \quad D = \frac{B}{120} = \frac{3.22}{120} = 0.026$$

$\Sigma x$  = Sumatoria de los datos del intervalo del extremo

$\bar{x}_c$  = Promedio de los datos del intervalo del extremo con la contribución del extremo (WL promedio que reporta el equipo)

$\bar{x}_s$  = Promedio de los datos del intervalo del extremo sin la contribución del extremo

9- Calculamos el rango promedio con la contribución del extremo  $\bar{r}_c$

$$\bar{r}_c = \bar{r}_s + \Sigma r(D) = 4.48 \times 10^{-3} + 5.69 \times 10^{-3} (0.02685) = 4.6297 \times 10^{-3}$$

$\Sigma r$  = Sumatoria de los rangos del intervalo del extremo

$\bar{r}_s$  = Promedio de los rangos del intervalo del muestreo sin la contribución del extremo.

10- Se calcula la desviación estándar del proceso con la contribución del extremo.

$$s = \frac{4.484 \cdot 6.297 \times 10^{-3}}{2.326} = 1.9904 \times 10^{-3}$$

11- Ahora ya podemos estimar los LC con la contribución del extremo

$$LSCc = \bar{x}_c + 3\left(\frac{s_c}{\sqrt{n}}\right) \quad LSC = 6.87 \times 10^{-3} + 3\left(\frac{1.9904 \times 10^{-3}}{\sqrt{5}}\right) = 9.54 \times 10^{-3}$$

$$LSCc = \bar{x}_c - 3\left(\frac{s_c}{\sqrt{n}}\right) \quad LSC = 6.87 \times 10^{-3} - 3\left(\frac{1.9904 \times 10^{-3}}{\sqrt{5}}\right) = 4.19 \times 10^{-3}$$

Los límites de control LC calculados anteriormente se muestran en la figura 3.2.1, en ella se puede observar un cierto número de puntos fuera de estos límites. Sin la contribución del extremo, tenemos 20 puntos fuera y con la contribución del extremo tenemos 19 puntos. Para estimar el porcentaje de puntos fuera empleamos la siguiente fórmula:

$$\% \text{ de puntos fuera} = \frac{\text{numero de puntos fuera}}{\text{horas muestreadas}} (100)$$

Con la contribución del extremo:

$$\% \text{ de puntos fuera} = \frac{19}{120} (100) = 15.8$$

Sin la contribución del extremo

$$\% \text{ de puntos fuera} = \frac{20}{120} (100) = 16.6$$

En la tabla 3.2.5 se dan los LC de x y r para las 2 muestras y sus duplicados. En las 4 mediciones realizadas en la estación de invierno, se obtuvieron concentraciones de la progenie de radón menores al nivel de acción de EPA (0.02 WL de radón equivalente en equilibrio), por lo que no fue necesario realizar medidas de seguimiento.

Tabla 3.2.5. LC para las 2 muestras y sus duplicados, con y sin la contribución del extremo

N°	Prom x S	LSCx S	LICx S	Prom r S	LSCr S	LICr S
Muestra						
1 (interior)	5.76x10 <sup>-3</sup>	8.38x10 <sup>-3</sup>	3.22x10 <sup>-3</sup>	5.64x10 <sup>-4</sup>	1.19x10 <sup>-3</sup>	-6.45x10 <sup>-5</sup>
2 (interior)	4.72x10 <sup>-3</sup>	5.90x10 <sup>-3</sup>	3.55x10 <sup>-3</sup>	3.83x10 <sup>-4</sup>	8.10x10 <sup>-4</sup>	-1.14x10 <sup>-3</sup>
3 (exterior)	1.32x10 <sup>-3</sup>	1.87x10 <sup>-3</sup>	7.75x10 <sup>-4</sup>	1.73x10 <sup>-4</sup>	3.65x10 <sup>-4</sup>	-1.97x10 <sup>-5</sup>
4 (exterior)	6.43x10 <sup>-4</sup>	9.22x10 <sup>-4</sup>	3.63x10 <sup>-4</sup>	1.39x10 <sup>-4</sup>	2.94x10 <sup>-4</sup>	-1.58x10 <sup>-5</sup>
N°	Prom x C	LSCx C	LICx C	Prom r C	LSCr C	LICr C
Muestra						
1 (interior)	6.87x10 <sup>-3</sup>	9.54x10 <sup>-3</sup>	4.20x10 <sup>-3</sup>	7.17x10 <sup>-4</sup>	1.35x10 <sup>-3</sup>	-8.82x10 <sup>-5</sup>
2 (interior)	5.50x10 <sup>-3</sup>	6.70x10 <sup>-3</sup>	4.30x10 <sup>-3</sup>	4.36x10 <sup>-4</sup>	8.63x10 <sup>-4</sup>	-1.00x10 <sup>-3</sup>
3 (exterior)	1.34x10 <sup>-3</sup>	1.88x10 <sup>-3</sup>	7.90x10 <sup>-4</sup>	1.76x10 <sup>-4</sup>	3.68x10 <sup>-4</sup>	-1.67x10 <sup>-5</sup>
4 (exterior)	6.63x10 <sup>-4</sup>	9.46x10 <sup>-4</sup>	3.79x10 <sup>-4</sup>	1.44x10 <sup>-4</sup>	2.99x10 <sup>-4</sup>	-1.03x10 <sup>-5</sup>

Nota: Todo valor negativo debe considerarse como cero ya que es menor al límite de detección.

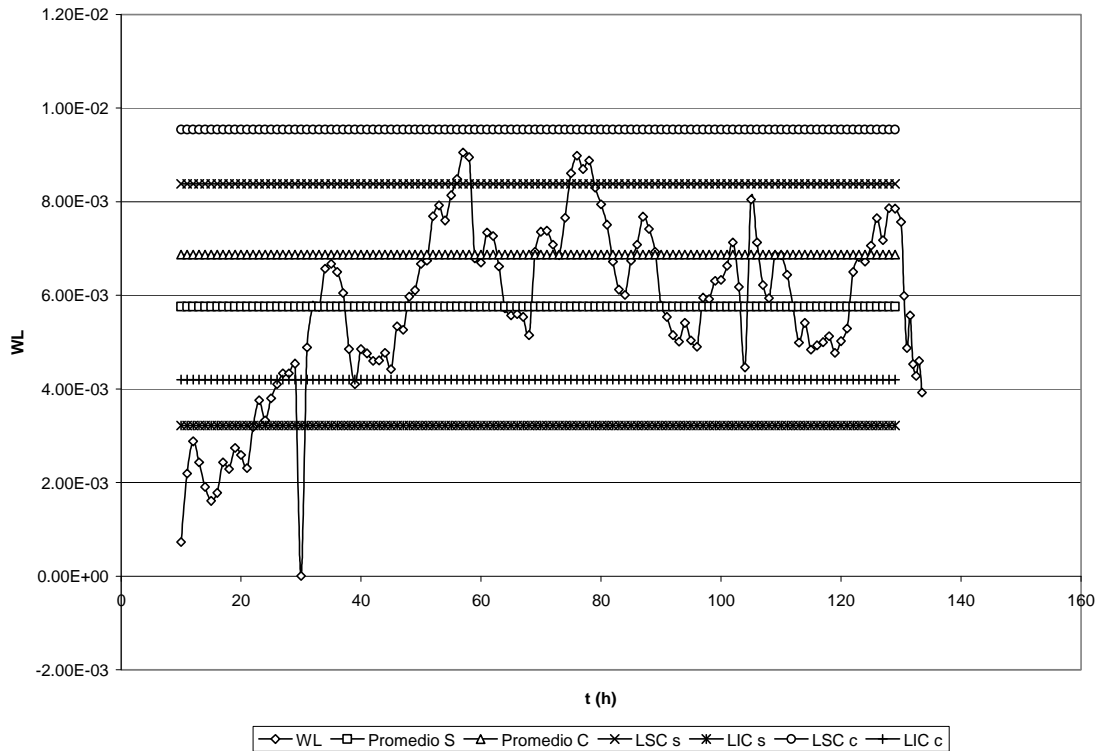


Figura 3.2.1. LC para el grafico de x (interior del 9-14 Enero) con y sin la contribución del extremo

La concentración máxima encontrada fue de  $9.05 \times 10^{-3}$  WL en interior, que se presentó a las 9:00 h del 11 de Enero, esta fue mayor al promedio de las 2 mediciones interiores ( $5.24 \times 10^{-3}$  WL).

Las figuras 3.2.2, (interiores) 3.2.3 y 3.2.4 (exteriores) muestran los resultados del monitoreo del 17-22 de Enero, 14-19 de Febrero y 21-26 de Febrero respectivamente cada una con y sin la contribución del extremo.

La tabla 3.2.6 presenta el porcentaje de puntos fuera de las figuras 3.2.1 a 3.2.4 con y sin la contribución del extremo. Para la figura 3.2.1, el valor máximo es de  $9.05 \times 10^{-3}$  que se presentó a las 9:00hr el 11 de Enero y el mínimo es  $1.61 \times 10^{-3}$  este se dio a las 15:00 h el 9 de Enero. La relación entre estos dos parámetros es de

$$\frac{\text{Valor máximo}}{\text{Valor mínimo}} = \frac{9.05 \times 10^{-3}}{1.61 \times 10^{-3}} = 5.62$$

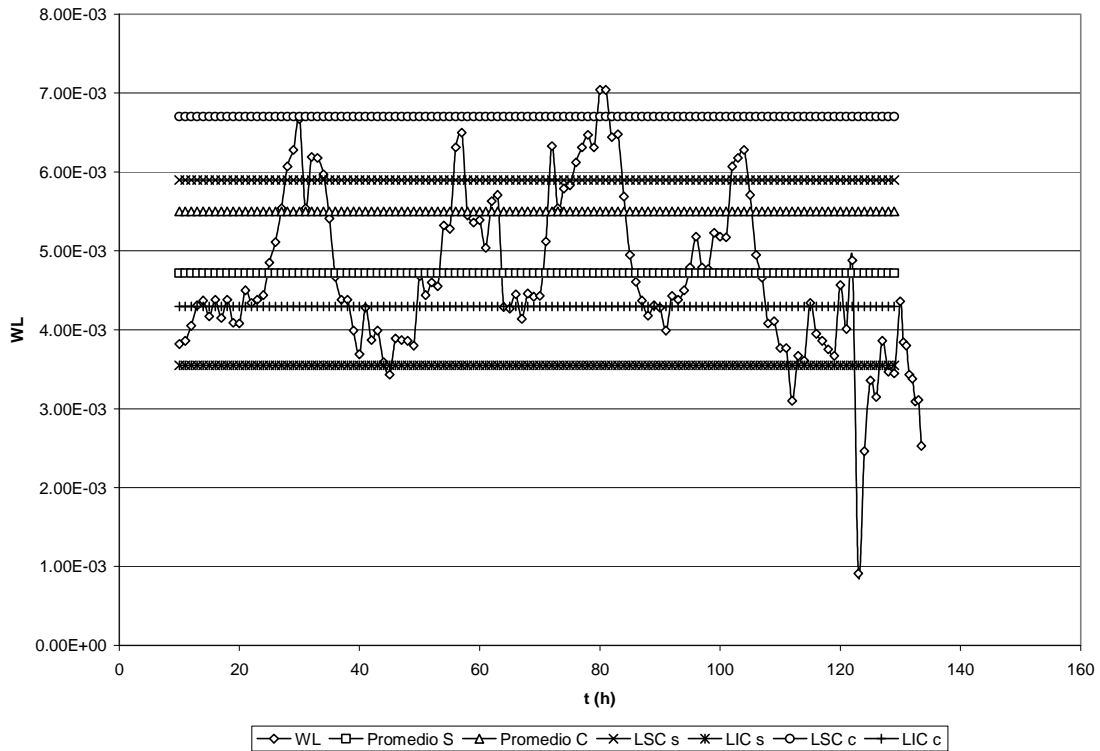


Figura 3.2.2. LC para el gráfico de  $x$  (interior del 17-22 Enero) con y sin la contribución del extremo

Tabla 3.2.6. % de puntos fuera para interiores (figuras 3.2.1 y 3.2.2) y exteriores (figuras 3.2.3 y 3.2.4)

	Grafica 1	Grafica 2	Grafica 3	Grafica 4
% de puntos fuera C	15.8	33.3	20	28.3
% de puntos fuera S	16.6	23.3	20	25.8

Esta relación elevada, explica en buena medida el alto porcentaje de puntos fuera de los límites de control, ya que como se observa tiene una amplia gama de valores de concentraciones a través del día. La tabla 3.2.7 muestra los valores máximos y mínimos de las figuras 3.2.1, 3.2.2, (interiores) 3.2.3 y 3.2.4, (exteriores) así como la relación entre ellos y la hora en la que se presentaron.



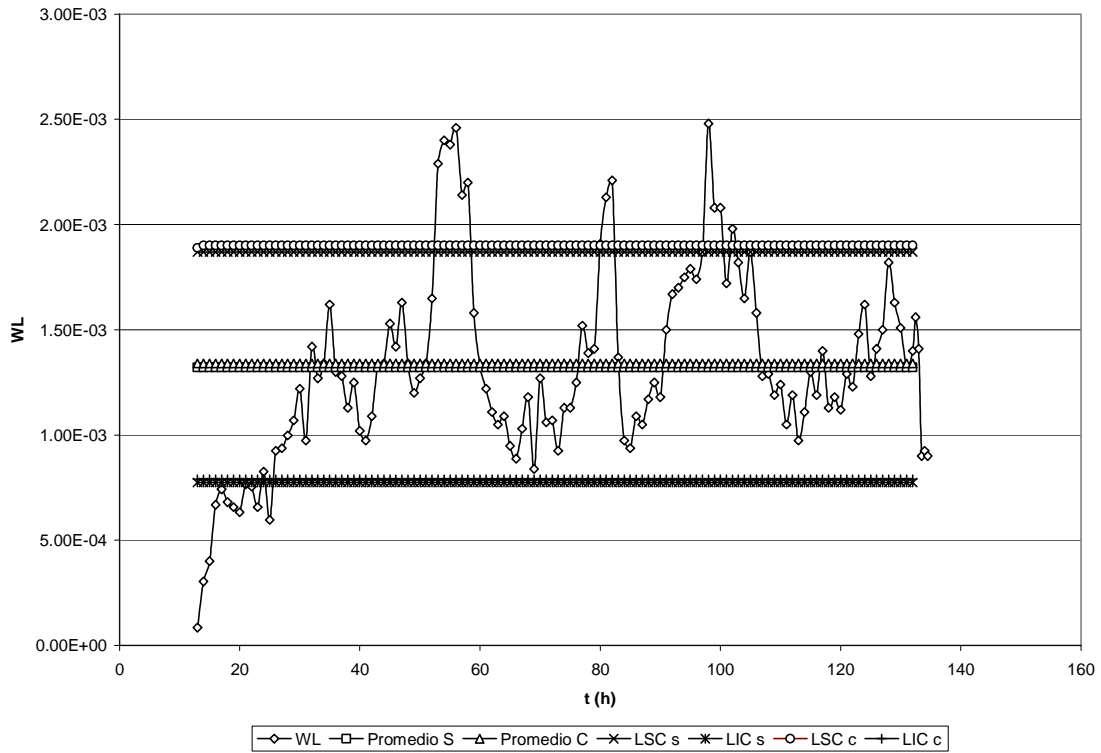


Figura 3.2.3. LC para el gráfico de x (exterior del 14-19 de Febrero) con y sin la contribución del extremo

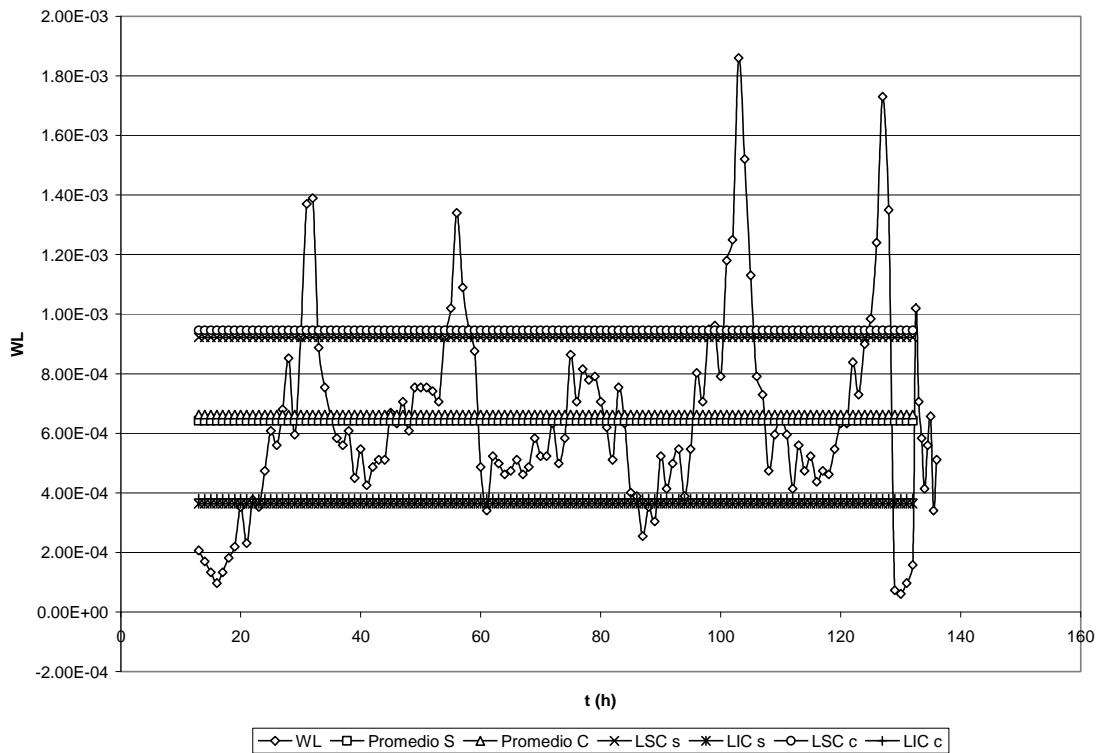


Figura 3.2.4. LC para el gráfico de x (exterior del 21-26 de Febrero) con y sin la contribución del extremo.

Tabla 3.2.7. WL máximos y mínimos en interiores (figuras 3.2.1 y 3.2.2) y exteriores (figuras 3.2.3 y 3.2.4) y su relación

	Figura 1	Hora	Figura 2	Hora	Figura 3	Hora	Figura 4	Hora
Valor max	$9.05 \times 10^{-3}$	09:00	$7.04 \times 10^{-3}$	08:00	$2.48 \times 10^{-3}$	11:00	$1.86 \times 10^{-3}$	07:00
Valor min	$1.61 \times 10^{-3}$	15:00	$9.12 \times 10^{-4}$	03:00	$8.52 \times 10^{-5}$	13:00	$6.08 \times 10^{-5}$	10:00
Relación	5.62		7.72		29.1		30.59	

La mayoría de los valores máximos se presentan en las primeras horas de la mañana (de 07:00 a 10:00 h) tanto en interiores como en exteriores, comenzando a descender por la tarde hasta presentar los valores mínimos (13:00 a 18:00 h), para exteriores y exteriores, a partir de esa hora comienza a ascender nuevamente demostrando la dependencia con los factores meteorológicos y consistente con la dependencia de la concentración de radón en interiores con las diferencias de presión entre interiores y exteriores.

En la noche, el enfriamiento de la superficie terrestre conduce a un incremento en la estabilidad atmosférica y a un correspondiente incremento en la concentración de radón<sup>(123)</sup>.

En base a los resultados que se presentan en la tabla 3.2.5, las figuras 3.2.5, 3.2.6 (interiores) y 3.2.7, 3.2.8 (exteriores) muestran los LC para el gráfico de los rangos r

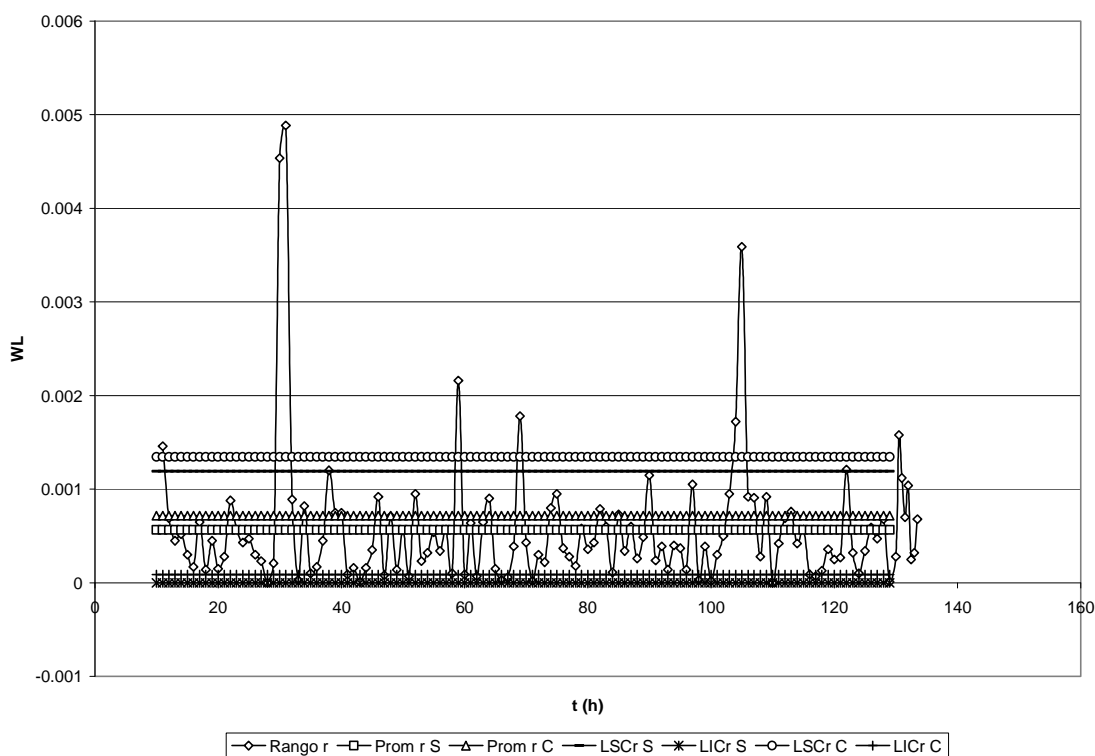


Figura 3.2.5. LC para los rangos r con y sin la contribución del extremo (interior 9-14 de Enero)

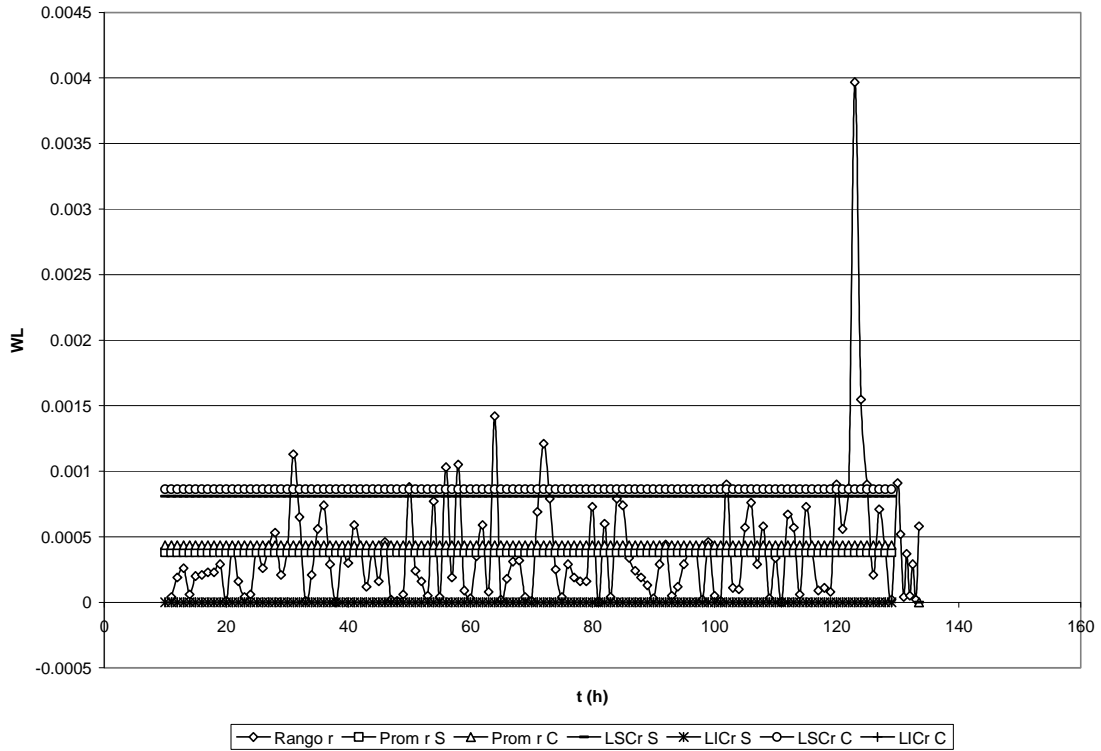


Figura 3.2.6. LC para los rangos r con y sin la contribución del extremo (interior 17-22 de Enero)

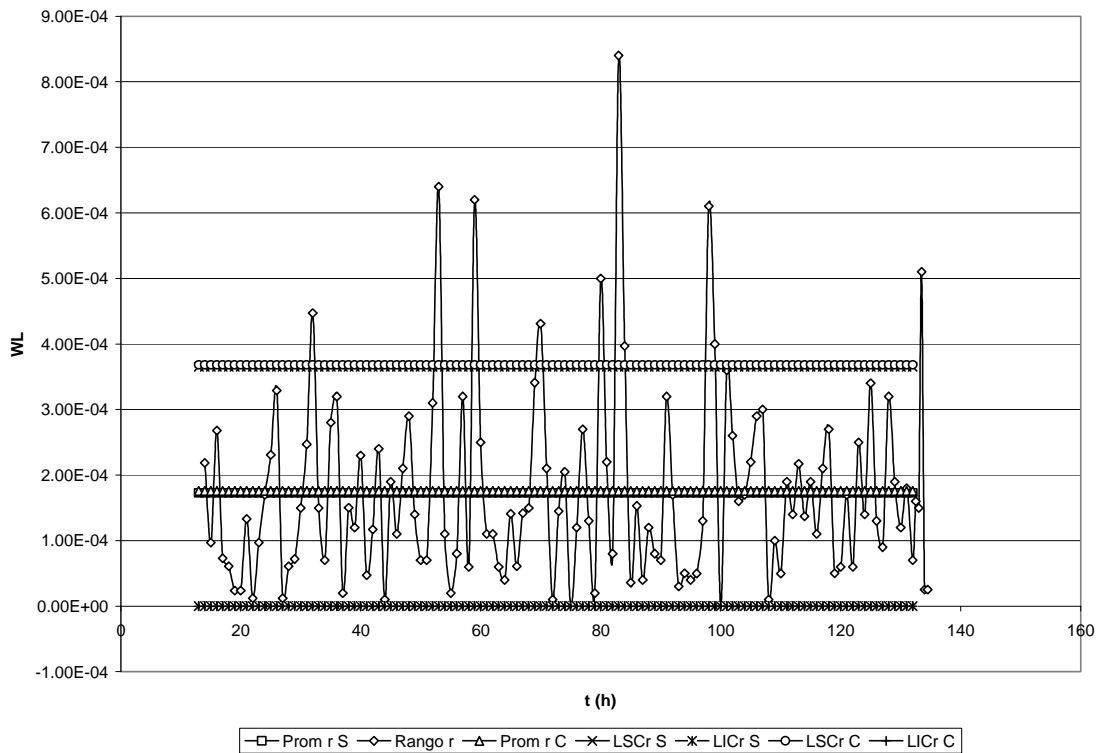


Figura 3.2.7. LC para los rangos r con y sin la contribución del extremo (exterior 14-19 de Febrero)

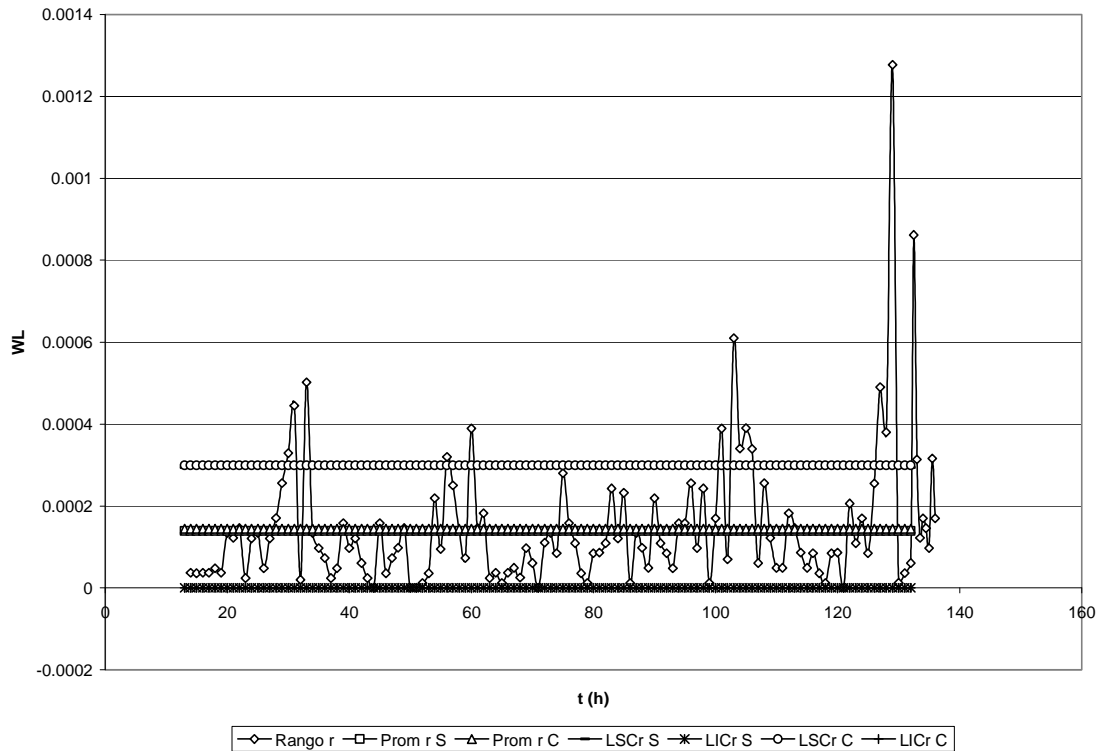


Figura 3.2.8. LC para los rangos r con y sin la contribución del extremo (exterior 21-26 de Febrero)

Para realizar el análisis estadístico de los resultados, estos se dividieron en dos grupos, los que mostraron un porcentaje de torón (grupo 1) y en los que aquel fue insignificante (grupo 2) (interiores y exteriores respectivamente).

A continuación se presenta el cálculo para los límites de control con y sin la contribución del extremo del grupo 1. Los valores de las tablas para  $n = 2$  son:  $d_2 = 1.128$  y  $d_3 = 0.853$ .

- 1- Calculamos nuestro promedio  $\bar{x}$  de las dos mediciones hechas durante los 5 días cada una.
- 2- Una vez calculado el promedio del paso dos, se calcula el promedio general en esas 120 h de monitoreo (promedio de promedios  $\bar{\bar{x}}$ )
- 3- Obtenemos el rango, que es la diferencia entre el WL max y WL min correspondiente a esas 120 h de muestreo entre la muestra uno y dos que conforman en grupo 1.
- 4- Calculamos el promedio de esos rangos r

5- Con los datos de la tabla calculamos la desviación estándar del proceso con la

$$\text{fórmula } s = \frac{\bar{r}}{d_2} \quad s = \frac{1.788 \times 10^{-3}}{1.128} = 1.57 \times 10^{-3}$$

6- Finalmente calculamos los límites de control para el gráfico de x sin la contribución del extremo

$$LSCs = \bar{x}_s + 3\left(\frac{s_s}{\sqrt{n}}\right) \quad LSCs = 5.24 \times 10^{-3} + 3\left(\frac{1.57 \times 10^{-3}}{\sqrt{2}}\right) = 8.59 \times 10^{-3}$$

$$LSCs = \bar{x}_s - 3\left(\frac{s_s}{\sqrt{n}}\right) \quad LSCs = 5.24 \times 10^{-3} - 3\left(\frac{1.57 \times 10^{-3}}{\sqrt{2}}\right) = 1.89 \times 10^{-3}$$

7- Este grupo reporta un porcentaje de torón por lo tanto, tenemos que conocer la contribución del extremo, así que calculamos el factor B y D.

$$B = \frac{\bar{x}_c - \bar{x}_s}{\Sigma \bar{x}} 120 = \frac{6.185 \times 10^{-3} - 5.24 \times 10^{-3}}{0.03441} (120) = 3.295$$

$$D = \frac{B}{120} = \frac{3.295}{120} = 0.0274$$

$\Sigma \bar{x}$  = Promedio de la sumatoria de los datos del intervalo del extremo, de las dos muestras del grupo 1.

$\bar{x}_c$  = Promedio de promedio de los datos del intervalo del extremo con la contribución del extremo (WL promedio que reporta el equipo) de las dos muestras del grupo 1.

$\bar{x}_s$  = Promedio de promedios de los datos del intervalo del extremo sin la contribución del extremo, de las dos muestras del grupo 1.

8- Calculamos el rango promedio con la contribución del extremo  $\bar{r}_c$

$$\bar{r}_c = \bar{r}_s + \Sigma \bar{r}(D) = 1.78 \times 10^{-3} + 1.38 \times 10^{-3} (0.0274) = 2.1604 \times 10^{-3}$$

$\Sigma \bar{r}$  = Promedio de la sumatoria de los rangos del intervalo del extremo

$\bar{r}_s$  = Promedio de promedios de los rangos del intervalo del muestreo sin la contribución del extremo.

9- Se calcula la desviación estándar del proceso con la contribución del extremo.

$$s = \frac{2.1604 \times 10^{-3}}{1.128} = 1.91529 \times 10^{-3}$$

11- Ahora ya podemos estimar los LC con la contribución del extremo

$$LSCc = \bar{x}_c + 3\left(\frac{s_c}{\sqrt{n}}\right) \quad LSC = 6.185 \times 10^{-3} + 3\left(\frac{1.91529 \times 10^{-3}}{\sqrt{2}}\right) = 1.024 \times 10^{-2}$$

$$LSC_c = \bar{x}_c - 3\left(\frac{s_c}{\sqrt{n}}\right) \quad LSC = 6.185 \times 10^{-3} - 3\left(\frac{1.91529 \times 10^{-3}}{\sqrt{2}}\right) = 2.12 \times 10^{-3}$$

Las figuras 3.2.9 y 3.2.10 muestra los resultados de los intervalos del muestreo y del extremo para las medias horarias obtenidas en los grupos 1 y 2 que reportan un porcentaje de torón y porcentaje de torón insignificante respectivamente en esta se muestran también los límites de control que se obtienen con las medias de este grupo tanto con la contribución del extremo (C) y sin la contribución del extremo (S). Esta es solo un gráfico para los resultados del muestreo x, no incluye los rangos r. En las figuras 3.2.11 y 3.2.12 se ilustran los rangos para los grupos 1 y 2

En la tabla 3.2.8 se resumen los resultados de los LC obtenidos en las figuras 3.2.9, 3.2.10, 3.2.11 y 3.2.12 con y sin la contribución del extremo.

Las variaciones diarias de los productos de decaimiento del radón de vida media corta o la concentración de energía potencial alfa (PAEC potencial alpha energy concentration), fueron medidas en las cuatro estaciones del año 2007. El factor de equilibrio;

$$F = \frac{PAEC}{C_{Rn}} \quad \text{donde } C_{Rn} \text{ es la concentración de radón (ambos en Bq/m}^3\text{)}$$

que se obtuvo a lo largo de todo el monitoreo estacional en el año 2007, se muestra en la tabla 3.2.9 tanto para interiores como exteriores.

Tabla 3.2.8. LC para los grupos 1 y 2 con y sin la contribución del extremo

	Prom x S	LSCx S	LICx S	Prom r S	LSCr S	LICr S
GRUPO 1	$5.24 \times 10^{-3}$	$8.59 \times 10^{-3}$	$1.89 \times 10^{-3}$	$1.78 \times 10^{-3}$	$5.82 \times 10^{-3}$	$-2.26 \times 10^{-3}$
GRUPO 2	$9.82 \times 10^{-4}$	$2.28 \times 10^{-3}$	$-3.21 \times 10^{-4}$	$6.93 \times 10^{-4}$	$2.26 \times 10^{-3}$	$-8.79 \times 10^{-4}$
	Prom x C	LSCx C	LICx C	Prom r C	LSCr C	LICr C
GRUPO 1	$6.19 \times 10^{-3}$	$1.02 \times 10^{-2}$	$2.12 \times 10^{-3}$	$2.16 \times 10^{-3}$	$6.20 \times 10^{-3}$	$-1.88 \times 10^{-3}$
GRUPO 2	$1.02 \times 10^{-3}$	$2.38 \times 10^{-3}$	$-3.45 \times 10^{-4}$	$7.23 \times 10^{-4}$	$2.29 \times 10^{-3}$	$-8.48 \times 10^{-4}$

NOTA: Todo valor negativo debe considerarse como cero ya que es menor al límite de detección

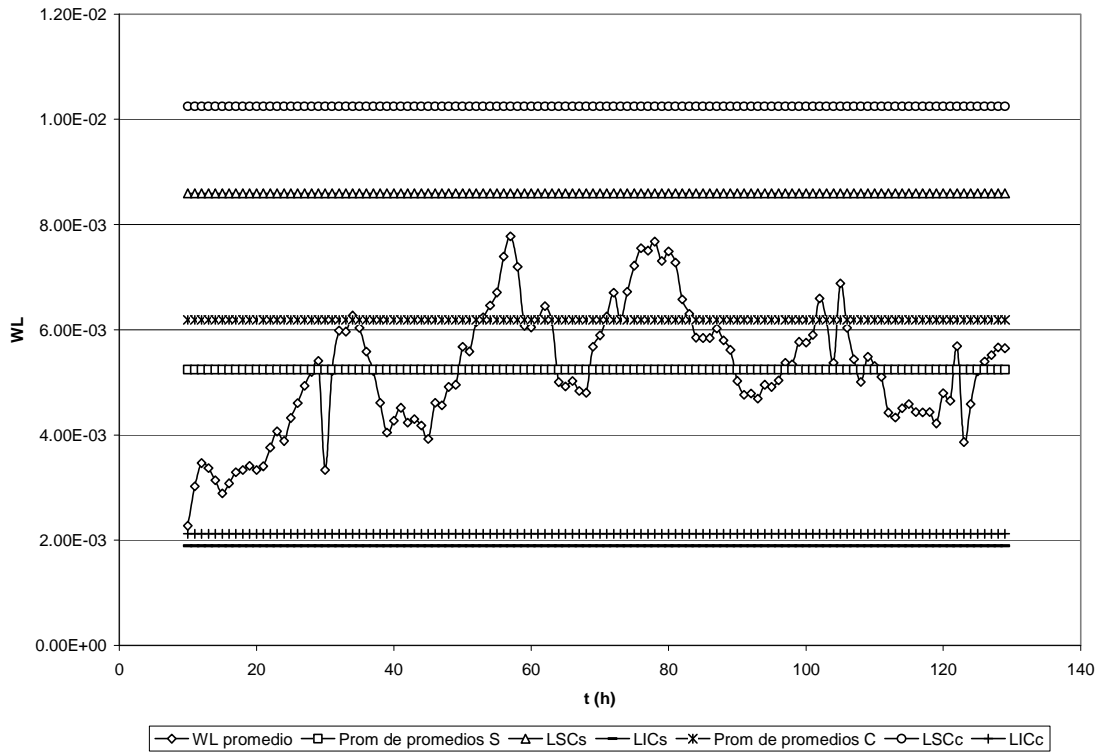


Figura 3.2.9. LC para el gráfico de x con y sin la contribución del extremo para el grupo 1 en interiores con un porcentaje de torón.

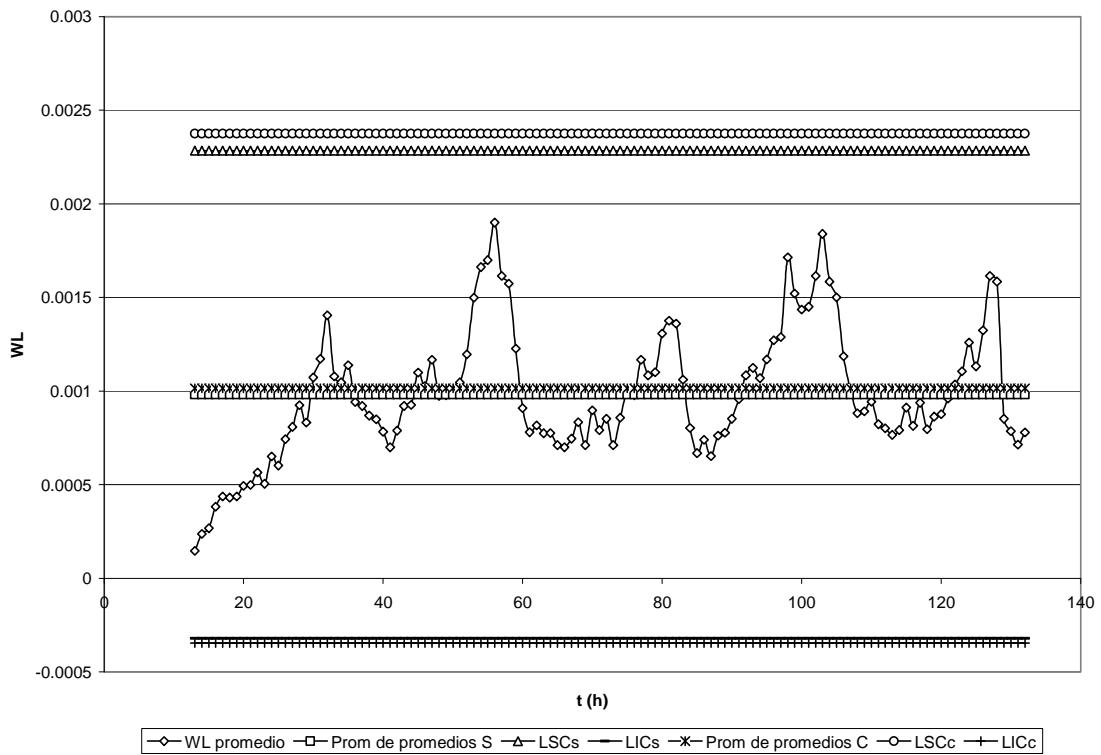


Figura 3.2.10. LC para el gráfico de x con y sin la contribución del extremo para el grupo 2 en exteriores con porcentaje de torón insignificante

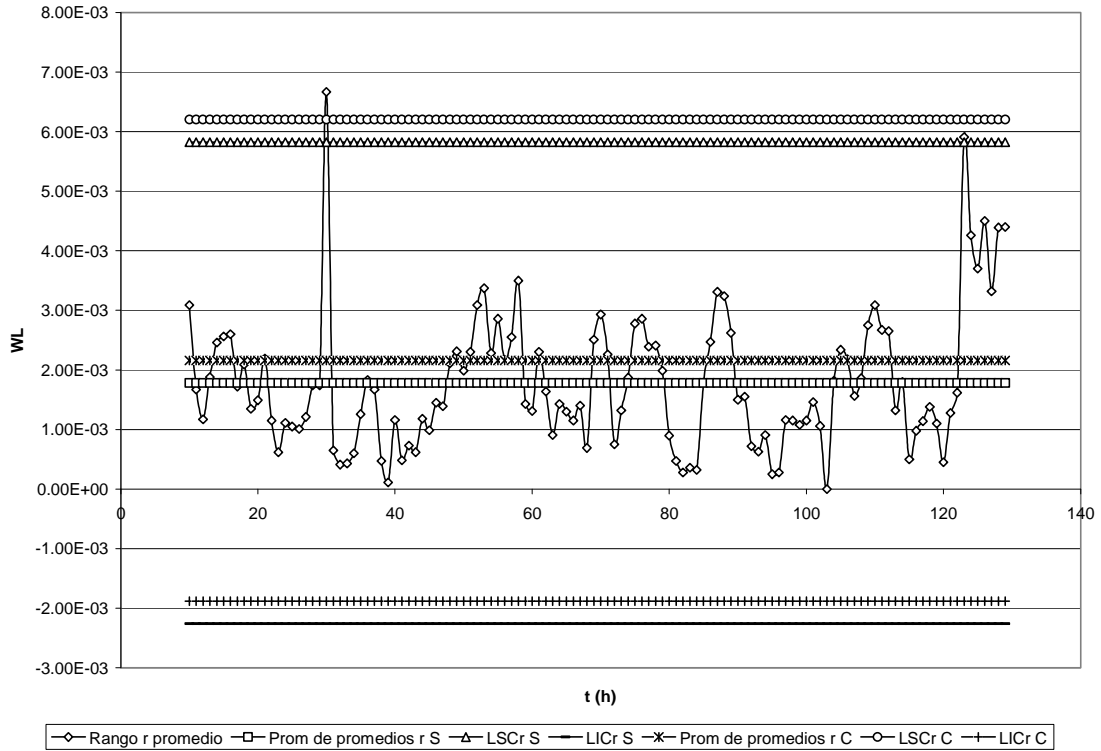


Figura 3.2.11. LC del gráfico de r para el grupo 1 con y sin la contribución del extremo en interiores con un porcentaje de torón

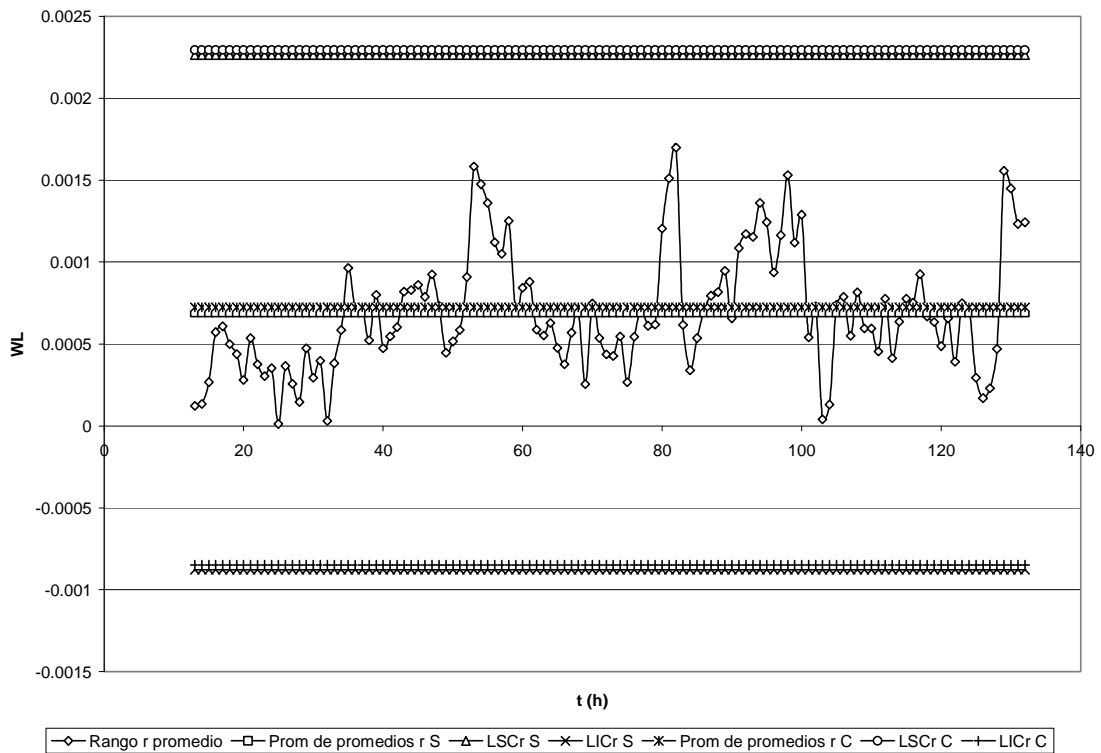


Figura 3.2.12. LC del gráfico de r para el grupo 2 con y sin la contribución del extremo en exteriores con un porcentaje de torón insignificante



Tabla 3.2.9. Factores de equilibrio y dosis equivalente en interiores y exteriores estacionales a lo largo del año 2007

<b>INTERIOR</b>							
<i>Estación</i>	<i>Mes</i>	$C_{Rn}$ (Bq/m <sup>3</sup> )	$C_{Rn}$ Equivalente (Bq/m <sup>3</sup> )	<i>F</i>	<b>PST</b> $\mu\text{g}/\text{m}^3$	<i>DEE</i> (mSv/a)	<i>E</i> (nSv/Bqm <sup>-3</sup> h)
Invierno	Enero	82.69	25.42	0.31	86.59	2.06	12.15
	Enero	77.47	20.35	0.26	173.18	1.65	11.51
Primavera	Junio	76.56	12.69	0.17	163.87	1.04	9.06
	Junio	48.64	10.36	0.21	163.87	0.84	10.44
Verano	Julio	91.62	20.50	0.22	163.87	1.67	10.71
	Julio	60.34	11.66	0.19	163.87	0.95	9.91
Otoño	Septiembre	37.94	8.73	0.23	102.55	0.71	10.85
	Octubre	43.15	11.40	0.26	102.55	0.93	11.53
Promedio aritmético		<b>64.80</b>	<b>15.14</b>	<b>0.23</b>	<b>140.04</b>	<b>1.23</b>	<b>10.77</b>
Promedio geométrico		<b>61.91</b>	<b>14.16</b>	<b>0.23</b>	<b>135.51</b>	<b>1.15</b>	<b>10.73</b>
<b>EXTERIOR</b>							
<i>Estación</i>	<i>Mes</i>	$C_{Rn}$ (Bq/m <sup>3</sup> )	$C_{Rn}$ Equivalente (Bq/m <sup>3</sup> )	<i>F</i>	<b>PST</b> $\mu\text{g}/\text{m}^3$	<i>DEE</i> (mSv/a)	<i>E</i> (nSv/Bqm <sup>-3</sup> h)
Invierno	Febrero	52.15	4.88	0.09	259.77	0.41	6.12
	Febrero	37.40	2.45	0.07	346.36	0.21	4.65
Primavera	Junio	65.24	7.62	0.12	325.72	0.63	7.19
	Junio	59.76	8.21	0.14	217.15	0.68	8.03
Verano	Agosto	43.69	10.29	0.24	163.87	0.84	10.97
	Agosto	51.78	10.21	0.20	163.87	0.83	10.02
Otoño	Octubre	55.72	6.48	0.12	307.64	0.54	7.16
	Octubre	57.57	8.47	0.15	205.09	0.70	8.40
Promedio aritmético		<b>52.91</b>	<b>7.33</b>	<b>0.14</b>	<b>248.68</b>	<b>0.60</b>	<b>7.82</b>
Promedio geométrico		<b>52.21</b>	<b>6.75</b>	<b>0.13</b>	<b>239.38</b>	<b>0.56</b>	<b>7.58</b>

Donde:

$C_{Rn}$ , concentración de radón (Bq/m<sup>3</sup>)

$C_E$ , concentración de radón equivalente (Bq/m<sup>3</sup>)

F, factor de equilibrio

PST, partículas suspendidas totales  $\mu\text{g}/\text{m}^3$

DEE, dosis efectiva equivalente (mSv/a)

E, factor de conversión de dosis para la concentración de radón (nSv/Bqm<sup>-3</sup>h)

En esta tabla podemos observar que el factor F en interiores varia de 0.17 en Primavera a 0.31 en Invierno con un promedio total anual de  $0.23 \pm 0.04$  menor al obtenido en la ZMCM<sup>(124)</sup> de  $0.41 \pm 0.17$  (promedio de otoño e invierno) y menor al obtenido en otros países como Bangladesh (0.4)<sup>(125)</sup>, India (0.39)<sup>(125)</sup>, Holanda (0.30)<sup>(125)</sup> y Alemania (0.37)<sup>(125)</sup>. La variación en las diferentes estaciones no fue muy

notable (menor a 2), similar a la variación en la concentración de radón; probablemente porque fue medido en un solo sitio del municipio de Tlaquepaque y no en los otros municipios de la ZMG. Estos valores son congruentes con la tasa de ventilación<sup>(126)</sup> de  $0.6 \text{ h}^{-1}$  ya que la casa estudiada tiene ventilación natural. El promedio de partículas suspendidas totales en interiores fue de  $140 \pm 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  menor al obtenido en la ZMCM<sup>(124)</sup> de  $212.32 \pm 137.1 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Las variaciones en exteriores van desde 0.07 en invierno hasta 0.24 en verano, con un promedio total anual de  $0.14 \pm 0.05$  menor que en interiores; ya que en ambientes exteriores hay una mayor cantidad de partículas suspendidas totales PST (promedio anual  $248.68 \pm 60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) en comparación con interiores ( $140 \pm 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Los valores de PST en interior y exterior son superiores a aquellos que marca la norma Mexicana<sup>(127)</sup> ( $75 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), pero valor promedio en exteriores es inferior que el IMECA 100<sup>(128)</sup> (Índice Metropolitano de la Calidad del Aire) de  $275 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Esto provoca que los descendientes del radón se adhieran a estas partículas, la adherencia de los descendientes del radón es proporcional a la cantidad de PST, para una mayor cantidad de éstas, la concentración de hijos de radón libre, disminuye y aumenta la fracción agregada por lo tanto el factor de equilibrio F es menor como sucede en ambientes exteriores, esto es, F sigue el comportamiento de la concentración de PST. Como se ilustra en la figura 3.2.13 para interiores.

La dosis efectiva equivalente *DEE* en  $\mu\text{Sv}/\text{a}$  fue calculada con la fórmula<sup>(124)</sup>

$$DEE = C_{Rn} d_0 + C_E d_1 \quad 3.2.1$$

donde  $C_{Rn}$  es la concentración de radón,  $C_E$  es la concentración de radón equivalente (ambas en  $\text{Bq}/\text{m}^3$ ),  $d_0$  y  $d_1$  son los factores de conversión de dosis para radón y descendientes de radón respectivamente. Los valores recomendados para estos factores son  $d_0 = 0.33 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}/\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$  y  $d_1 = 80 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}/\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ . En función del factor de equilibrio F se puede expresar de la siguiente forma

$$DEE = C_{Rn} (d_0 + d_1 F) \quad 3.2.2$$

El valor promedio obtenido fue de  $1.23 \pm 0.41 \text{ mSv}/\text{a}$  y  $0.6 \pm 0.18 \text{ mSv}/\text{a}$  en interiores y exteriores respectivamente (tabla 3.2.9). Si hacemos el calculo con la ecuación 3.1.1 de la sección 3.1 y usando un factor de conversión de  $10.77 \text{ nSv Bq}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ m}^3$  derivado de la ecuación 1.6.4<sup>(128)</sup> usando el promedio anual del factor F en interiores y usando

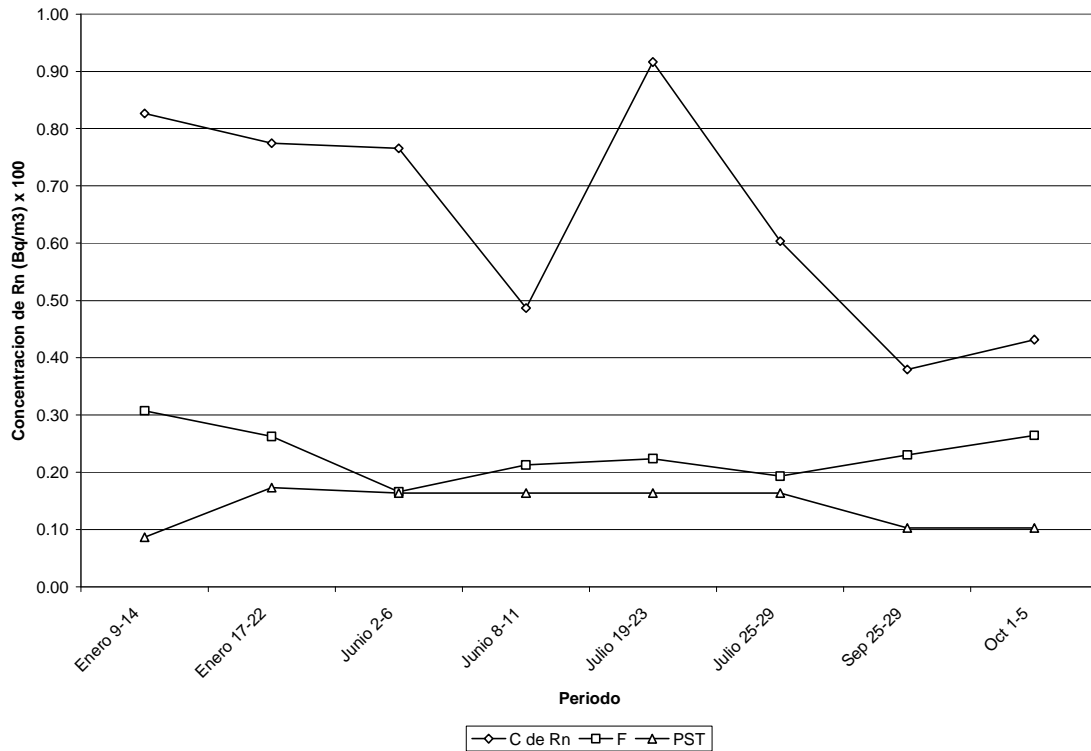


Figura 3.2.13. Variación del factor de equilibrio (F) en interiores, concentración de radón ( $Bq/m^3$ ) y concentración de partículas suspendidas totales (PST) en la ZMG

las concentraciones anuales de radón obtenida con las diferentes cámaras y configuraciones, tomando en cuenta un factor de ocupación de 80% en interiores; los valores de *DEE* se muestran en la tabla 3.7.10 calculados con la ecuación 3.1.1 y 3.2.2 y su comparación con el factor de conversión de  $9 \text{ nSv Bq}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ m}^3$  propuesto por el USCEAR 2000. El factor de conversión experimental para la *DEE* en exteriores es de  $7.8 \pm 1.7 \text{ nSv Bq}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ m}^3$ .

Tabla 3.2.10. Dosis efectiva equivalente (*DEE*) calculada con el factor de conversión experimental y el propuesto por el UNCEAR 2000 para ambientes interiores

Configuración	LLT	SSTB	HST
$C_{Rn}$ ( $Bq/m^3$ )	116.5	65	51.2
<i>DEE</i> (mSv/a) (ecuación 3.2.2)	2.18	1.21	0.95
Factor $10.77 \text{ nSv Bq}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ m}^3$			
<i>DEE</i> (mSv/a) (ecuación 3.1.1)	2.02	1.13	0.88
Factor $9 \text{ nSv Bq}^{-1} \text{ h}^{-1} \text{ m}^3$			
<i>DEE</i> (mSv/a) (ecuación 3.1.1)	1.68	0.94	0.74

## CONCLUSIONES

- La dosis efectiva equivalente anual por radiación gamma con una ocupación del 80% en interiores es de 0.597 mSv, similar al promedio mundial.
- La radiación de fondo gamma encontrada en la ZMG fue 1.6 veces superior que en la ZMCM, debida, no a la altura, si no mas bien atribuida a la composición del suelo de la región. El suelo de la zona conurbada de Guadalajara es de origen residual y descansa sobre rocas ígneas, pero específicamente, en el municipio de Zapopan los suelos pertenecen al periodo Terciario y Cuaternario, y están compuestos por rocas extrusivas, basalto y toba. En el municipio de Tlaquepaque, el suelo pertenece al periodo Cuaternario y esta compuesto por tobas pumíticas (conocidas comúnmente como pómez o "jal") que están formadas por productos de explosión tales como cenizas. Estos son los dos municipios con valores de fondo gamma y concentraciones de radón altos; el torón por su parte, presentan niveles elevados en su mayoría, en Guadalajara Centro.
- El factor de equilibrio en interiores es de  $0.23 \pm 0.037$  y la dosis efectiva asociada calculada tomando en cuenta el factor de equilibrio y las concentraciones de radón y su progenie es de  $1.23 \pm 0.41$  mSv/año. Para exteriores el factor F es de  $0.14 \pm 0.046$  y la dosis efectiva es de  $0.6 \pm 0.18$  mSv/año. La diferencia estriba en el tiempo de exposición ya que en interiores la permanencia es de aproximadamente un 80% del tiempo total, dando como resultado una mayor cantidad de dosis recibida únicamente por exposición al radón y sus descendientes.
- Las concentraciones de radón en interiores y la de sus descendientes de vida media corta están por abajo de los niveles de acción de EPA ( $148 \text{ Bq/m}^3$  y  $0.02\text{WL}$  respectivamente) y de la EEC ( $200 \text{ Bq/m}^3$ ). Dado que las concentraciones de radón y su progenie son menores a los niveles de acción de EPA, para todos los casos, no fue necesaria la realización de medidas de seguimiento.
- Como se ve en la tabla 3.2.7, la concentración de los descendientes del radón presenta máximos por la noche y hasta las 10 u 11 de la mañana y mínimos por la tarde. En la tarde-noche, el enfriamiento de la superficie lleva a un

incremento en la estabilidad atmosférica y a un correspondiente incremento en las concentraciones de radón.

La relación entre los valores mínimo y máximo de la progenie de radón (WL correspondientes al muestreo de invierno) para ambientes interiores es de 5.62 y 7.72, mientras que esta relación en ambientes exteriores es de 29.1 y 30.59. Esto significa que hay más variabilidad de los datos en exteriores, los valores son más extremos; por el contrario, en interiores los valores en la concentración son más homogéneos sin tantas variaciones.

Esto debido a que en el exterior las concentraciones de radón se ven afectadas por las fluctuaciones atmosféricas y meteorológicas

- Las costumbres de los moradores tienen efectos directos en la concentración de radón, por ejemplo, los niveles altos se asocian, a la falta de ventilación al fumar.
- El material de construcción y los terminados también tienen su contribución. El terminado de las paredes es muy importante, ya que de los materiales más ampliamente usados, el ladrillo rojo (en Guadalajara el 62.5% de los hogares están contruidos con este tipo de ladrillo) produce una alta emanación de radón, pero si estos materiales son normalmente recubiertos con diferentes materiales se disminuye la emanación. Las concentraciones altas también se vinculan a la falta de acabados en las paredes por ejemplo con cemento y pintura. El piso también debe ser recubierto con mosaico o algún otro tipo de material, no es suficiente con tener solo piso de cemento ya que los hogares con este tipo de piso también mostraron concentraciones altas de radón.
- En la estación cálida de primavera las concentraciones de radón mostraron los valores más bajos ya que un clima calido favorecía a una buena ventilación natural. Además en la estación seca y hay un menor transporte de radón en el suelo. Las estaciones de invierno y otoño, tienen los valores más altos debido a las inversiones térmicas y a la disminución en la ventilación por las bajas temperaturas. La variación estacional de ambos isótopos de radón es evidente aunque es posible que no permanezca constante cada año.
- De las medidas de la concentración de radón hechas con las diferentes configuraciones del sistema E-PERM, la configuración HST para periodos cortos de exposición muestra resultados más precisos ya que los valores de RSD, RMD y RPD fueron los más bajos al igual que la concentración de radón

medida con este arreglo. La configuración SSTB, también es muy precisa y tiene buena reproducibilidad y es muy útil porque mide  $^{222}\text{Rn}$  y  $^{220}\text{Rn}$ , sin embargo muestra un poco la influencia del torón. La configuración LLT es útil solo para medidas de largo plazo ya que incorpora las variaciones en la concentración de radón a lo largo del año aun cuando a pesar del filtro, deja pasar algo de torón al menos en un 10% reporta el fabricante.

## REFERENCIAS

- (1) [http://caebis.cnea.gov.ar/IdEN/CONOC LA ENERGIA NUC/CAPITULO 2 Difusion/FUENTES RA DIACTIVAS/Rayos cosmicos.htm](http://caebis.cnea.gov.ar/IdEN/CONOC%20LA%20ENERGIA%20NUC/CAPITULO%202%20Difusion/FUENTES%20RA%20DIATIVAS/Rayos%20cosmicos.htm) Carlos Salas Revista Enfoque Central (N° 13 - Abril de 2000) Consulta 09/16/07
- (2) H. E. White, Física moderna Vol 2.. Ed Montaner y Simon. S.A. Capitulo 56 pag 979-988
- (3) <http://www.alipso.com/monografias/radioactiv/> Consulta 08/25/07
- (4) <http://www.naweb.iaea.org/naweb/ih/document/LIBRO%20IS%C3%93TOPOS/PDF%20Isotopos-V/Seccion12.pdf> Consulta 09/16/07
- (5) Manual de referencia radón EPA 520/1-8720 Septiembre 1987
- (6) <http://www.uam.es/docencia/elementos/spV21/sinmarcos/elementos/pa.html> Consulta 09/16/07
- (7) Diccionario químico condensado y manual de química-física 69ªed, prensa de CRC, FL. 1988
- (8) Valoración de los riesgos de radón en casa EPA 402-R-03-003 junio 2003
- (9) <http://www.nucleardata.nuclear.lu.se/nucleardata/toj/perchart.htm> Isótopos Ambientales en el Ciclo Hidrológico IGME. Temas: Guías y manuales. ISBN: 84-7840-465 Consulta 08/25/07
- (10) George. AC (June 1985) "Measurement of sources and air concentrations of radon and radon daughters in residential buildings". Presented at the American Society of Heating, Refrigerating and air conditioning engineers semiannual meeting, Honolulu. HI
- (11) Agencia para Sustancias Tóxicas y el Registro de Enfermedades. (ATSDR). 1990. Reseña Toxicológica del Torio (en inglés). Atlanta, GA: Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU., Servicio de Salud Pública.
- (12) UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on Effects of Atomic Radiation), 2000. Sources and effects of ionizing radiation. UNSCEAR 2000 Report to General Assembly, with annexes, United Nations Sales Publication, New York.
- (13) Tommasino, L. 1990. Radon monitoring by alpha track detection. *Nucl. Tracks Radiat. Meas.* 17, 43-48
- (14) Nuccetelli, C., Bochicchio, F., (1998). *Radiat. Prot. Dosis* 78 (1), 59-64 "The thoron issue: monitoring activities, measuring, techniques and dose conversion factors".
- (15) Doi, M., Fujimoto, K., Kobayashi, S., Yonohara, H., (1994). *Health Phys.* 66, 43-49 "Spatial distribution of thoron and radon concentration in Indoor air of a tradicional wooden house".
- (16) Bing Shang *Radiat Environ Biophys* (2005) 44: 193-199 "Thoron levels in traditional Chinese residential dwellings" National institute for Radiological Protection (NIRP) Beijing, China
- (17) Kobayashi S, Fujimoto K, Iwasaki T (1991) In: Proceedings of the 3<sup>rd</sup> international symposium of the environment, pp 63-67 "National Wide survey of indoor radon concentration in Japan".
- (18) Zhang S, Pan J, Li R (1988). *Chin j Radiol Med Prot* 8:1-15 "The distribution and level of radionuclides in soil in Chinese".
- (19) Postendorfer J (1994) *J Aerosol Sci* 25:219-263 "Properties and behaviour of radon and thoron and their decay products in the air".
- (20) Nero A.V., M. B. Schwehr, W.W Nazaroff and K.L. Revzan (1986). *Science* 234 , pp. 992-997 "Distribution of airborne <sup>222</sup>Rn concentrations in U.S. homes".

- (21) Neiheisel, James y R. Thomas Peaje. 1986. *Geologic society of America annual meeting, San Antonio, Tx.* "An approach to identifying areas with potential for high indoor radon levels"
- (22) Akerblom, C., D. Anderson, and B. Calavensjo. 1984 *Radiation Protection Dosimetry*, vol 7, No. 1-4, pp. 49-54 "Soil gas radon – A source for indoor radon daughters".
- (23) Finch, Warren I., Arthur P. Butler, Jr., Frank L. Armstrong, Albert E. Weissenborn, Mortimer H. Staatz y Jerry Olson. (1973) *U.S. Mineral Resources*, pp. 455-476.
- (24) Erikson, Ralph L. (1973), *U.S. Mineral Resources*, pp. 21-25. "Cristal Abundante of Elements and Mineral Reserves and Resources".
- (25) Swanson, Vernon E. (1961). *U.S. Geology Professional* 356, U. S. Geovernment Printing Office, Washington, DC. "Geology and Geochemistry of Uranium in Marine Black Shales: A Review, Uranium in Carbonaceous Rocks"
- (26) Weast, T.R., (1986). *Proceedings of the 99<sup>th</sup> Annual Geologic Society os America meeting.* November 1986. "Fractures in Glacial Till Related to Increased Permeability and Concern for Sanitary Landfill in Central Indiana"
- (27) DeLaune et al., (1986). *Health Physics* vol. 51, No 2, pp. 239-244. August 1986 "Radionuclide in Luisiana Soils and Sediments".
- (28) Myrick, et al. (1983). *Health Physics* vol. 45, No 3, pp. 631-642 "Determination of Concentrations of Selected Radionuclides in Surface Soil in the U.S."
- (29) Tanner, Allan B. (1986). "Geologic Factor that Influence Radon Availability". *Proceedings of an APCA International Specialty Conference on Indoor Radon, Philadelphia, PA,*
- (30) Bruno, R.C. (1983). *Air Pollution Control Association*, vol 33, No 2, pp 105-109. February 1983, "Sources o Indoor Radon in Houses: A Review".
- (31) Cothern, C.R. and Lappenbusch, W.L. (1985). *Health Physics*, 50, p.3. "Drinking water Contribution to Natural Background Radiation".
- (32) Cothern, C.R. (1986). Submitted to *American Water Works Association Journal*, May 1986. "Radon in Drinking Water".
- (33) Ortega, X.; Vargas. A. (1996). *Env. International* 22(Suppl.1): 149-156. "Characteristics and temporal variation of airborne radon decay progeny in the indoor environment in Catalonia (Spain)".
- (34) Stranden, E; Strand, T. (1986). *Radiat. Prot. Dosis*. 16:313-318. "A dosimetric discussion base don measurements of radon daughter equilibrium and unattached fraction in different atmospheres".
- (35) James, A.C.; Strong, J.C.; Cliff, K. D.; Straden, E. (1988). *Radiat. Prot. Dosis*. 24:451-455. "The significance of equilibrium and attachment in radon daughter dosymetry".
- (36) EPA Assessment of Risks from Radon in Homes. (June 2003). Office of Radiation and Indoor Air. United Status Environmental Protection Agency. Washington D.C. 20406
- (37) T Martinez, M. Navarrete, P. Gonzalez y A. Ramirez (2004). *Radiation Protection Dosimetry*, Vol. 111, No. 1, pp 111 – 113. "Variation in indoor thoron levels in Mexico City dwellings"
- (38) Edling, C. (1983). *University Medical Dissertations* No. 157, Linkoping, Sweden. "Lung Cancer and Radiation Daughter Exposure in Mines and Dwelling. Linkoping"
- (39) Edling, C., G. Wingren, y O. Axelson. (1984). *Indoor Air Volume 2, Radon Passive Smoking Particulates and Housing Epidemiology*. B. Berglung, T. Lindrall and J. Sundell, (eds.) Swedish Council



for Building Research, Stockholm, Sweden, pp. 29-34. "Radon Daughter Exposure in Dwelling and Lung Cancer"

(40) Axelson, O., C. Edling and H. Kling. (1979). *Scand. J. Work Environ. Health*, 5, pp. 10-15 "Lung Cancer and Residency – A Case – Reference Study on the Possible Impact of Exposure to Radon and its Daughters in Dwellings."

(41) International Commission on Radiological Protection. (1979). ICRP Publication 30, Part 1, Ann. ICRP, vol 2. (3/4). Pergamon Press, New York, "Limits for Intakes of Radionuclides by Workers".

(42) International Commission on Radiological Protection. (1975). ICRPP Publication 23, Pergamon Press, New York, "Report of the Task Group on Reference Man"

(43) Moeller, D.W. y D. W. Underhill. (1976). "School of Public Health, Harvard University, Final Report on the Study of the Effects of Building Materials on Population Dose Equivalent".

(44) Oakley, D. T. (1972). ORP/SID 72-1, USEPA, "Natural Radiation Exposure in the United States".

(45) Brown, L. (1983). *Radiation Protection Dosimetry*, 5, pp. 132-325 "National Radiation Survey in the U. K.: Indoor Occupancy Factors."

(46) Harley, N. H., y B. S. Pasternak, (March 1981), *Health Physics*, 40, pp.309-316 "A Model for Predicting Lung Cancer Risks Induced by Environmental Levels of Radon Daughters"

(47) Anderson, I. Nelsson. (1964). *In health assessment of radioactivity in man*. Pp. 317. "Exposure Following Ingestion of Water Containing <sup>222</sup>Rn"

(48) Hursh J., D. Morken, T. P. Davis. (1965). *Health Physics*, 11: 465-476, "The Fate of <sup>222</sup>Rn Ingested by Man"

(49) Whittemore, A. S. y A. McMillan, (1983). *Technical Report No. 68, SIAM Inst. Math Soc., Stanford University*. "Lung Cancer Mortality Among U. S. Uranium Miners: A Reappraisal".

(50) Thomas, D. C., K. G. McNeill, y C. Dougherty. (1985). *Health Physics*, 49, , pp. 825-846 "Estimates of Lifetime Lung Cancer Risks Resulting from Rn Progeny Exposure"

(51) Howe, G. R., R. C. Nair, H. B. Newcomb, A. B. Miller y J. D. Abbatt. (1986). *JNCI* 77, pp. 357-362 "Lung Cancer Mortality (1950-1980) in Relation to Radon Daughter Exposure in a Cohort of Workers at the Eldorado Beaver Lodge Uranium Mine".

(52) Chameaud, J., R. Perraud, R. Masse y J. Lafuma. (1981) *Radiation Hazards in Mining: Control, Measurement and Medical Aspects*, M. Gomez (ed.), Society of Mining Engineers, New York, 1981, pp. 222-227 "Contribution of Animal Experimentation to the Interpretation of Human Epidemiological Data."

(53) Radford, E. P. y K. G. St. Clair Renard. (1984), *N. Engl. J. Med.*, 310, pp. 1485-1494 "Lung Cancer in Swedish Iron Miners Exposed to Low Doses of Radon Daughters".

(54) Cross, F. T., R. F. Palmer, R. E. Filipy, R. H. Busch and B. O. Stewart. (1978). *Study of the Combined Effects of Smoking and Inhalation of Uranium Ore Dust, Radon Daughters and Diesel Oil Exhaust Fumes in Hamsters and Dogs*. PNL-2744, Batelle Pacific Northwest Laboratory, Richland, WA, 1978.

(55) Sterling, T. D. (1983), *J. Chron. Dis.*, 36, pp. 669-684 "Possible Effects on Occupational Lung Cancer from Smoking: Related Changes in the Mucus Content of the Lung. In *Variance and Dissent*".

(56) Duncan Thomas, Janice Pogoda. (1994). *Health Physics*, 66(3): 257-262: "Temporal Modifiers of the Radon-Smoking Interaction"..

- (57) Archer E. V., Wagoner J. K. (1973). *Health Physics*. 25: 351-371. "Lung Cancer Among Uranium Miners in the United States".
- (58) Nero, A. V. y W. W. Nazaroff. (September 1983). "Presented at the International Seminar on Indoor Exposure to Natural Radiation and Related Risk Assessment, Capri, Italy, October 3-5, 1983 and submitted to *Radiation Protection Dosimetry*. Characterizing the Source of Radon Indoors".
- (59) American Society of Heating, Refrigerating y Air Conditioning Engineers, Inc. (1981). *Ventilation for Acceptable Indoor Air Quality*. ASHRAE Standard 62-1981 Atlanta, GA,
- (60) U.S. Environmental Protection Agency. (1986). *Interim Indoor Radon and Radon Decay Product Measurement Protocols*. EPA 520/1-86-04. Office of Radiation Programs, Washington DC,
- (61) U.S. Environmental Protection Agency (1987). *Interim Protocols for Screening and Follow-up Radon and Radon Decay Product Measurements*. EPA 520/1-86-014. Office of Radiation Programs, Washington DC.
- (62) [www.epa.gov/iaq/español.html](http://www.epa.gov/iaq/español.html) Consulta 11/19/07
- (63) Fleischer R. L. y L. C. Turner (1984). *Health Physics*, 46, pp 99-1011 "Indoor Radon Measurements in the New York Capital District".
- (64) Gesell, T. F. (1983). *Health Physics*, 45, pp. 289-302 "Background Atmospheric <sup>222</sup>Rn Concentrations Outdoors and Indoors: A Review".
- (65) Hess, C. T., R. L. Fleischer y L. C. Turner. (1985). *Health Physics*, 49, pp. 65-79. "Field and Laboratory Test of Etched Trak Detectors for <sup>222</sup>Rn: Summer-vs-Winter Variations and Tightness Effects in Maine Houses".
- (66) Nyberg, P. C. y D. E. Bernhardt. (1983). *Health Physics*, 45, pp. 539-543. "Measurements of Time-Integrated Radon Concentrations in Residences".
- (67) Straden, E., L. Berteig y F. Ugleitveit. (1978). *Health Physics*, 36, pp. 413-421. "A Study on Radon in Dwellings".
- (68) Wilkening, M. y A. Wicke. (1986). *Health Physics*, 51, pp. 427-436. "Seasonal Variations of Indoor Rn at a Location in the Southwestern United States".
- (69) George, A. C. (1984). *Health Physics*, vol 46 No 4. "Passive, Integrated Measurements of Indoor Radon Using Activated Carbon",
- (70) Keller, G., K. H. Folkerts y H. Muth. (1984). *Radiation Protection Dosimetry*, 7, pp. 151-154. "Special Aspects of the <sup>222</sup>Rn and Daughter Product Concentrations in Dwellings and the Open Air".
- (71) U.S. Environmental Protection Agency (1985). Office of Radiation Programs, Las Vegas Facility, Las Vegas, NV. "Variation of Radon Concentrations Between Rooms and Floor Levels Within Single Family Homes".
- (72) Green, L. L., P. A. Gerry, K. Novak et al, (1986). Office of Environmental Analysis, U. S. Environmental Protection Agency, January 1986. "Indoor Air Quality Environmental Handbook: Radon".
- (73) Chapin F. S., Jr. John Wiley y Sons, New York 1974. "Human Activity Patterns in the City: Things People Do in Time and Space".
- (74) Szalai, A. Mouton, The Hague, Paris 1972. "The use of time: rally activities of urban and suburban populations in twelve countries".
- (75) Arthur W. Química Física Adamson. Ed. Reverte Vol. 2 cap 21 pag 1225

- (76) McKeever, S.W.S. *Thermoluminescence of Solids*. (1985) Cambridge Solid State Science Series.
- (77) Randall, J.T. and Wilkins, M.H.F. (1945a). *Proc. Roy. Soc. Lond.*, 184, 366
- (78) Randall, J.T. and Wilkins, M.H.F. (1945b). *Proc. Roy. Soc. Lond.*, 184, 390
- (79) Garlick, G.F.J and Gibson, A.F. (1948). *Proc. Phys. Soc.*, 60, 574
- (80) Daniels, F., Boyd, C.A. y Saunders, D.F. (1953). *Science* 117, 343
- (81) Cameron, J.R. and Kenney, G.N. (1963). *Radiat. Res.*, 19, 199
- (82) McKeever, S.W.S. Moscovitch, Marko., Townsend, Peter D. *Thermoluminescence Dosimetry Materials: Properties and Uses*. (1995) Nuclear Technology Publishing
- (83) <http://www.invdes.com.mx/antiores/Mayo1999/htm/uam72.html> Consulta 02/15/08
- (84) Oster, L., Weiss, D. y Kristianpoller, N., (1994). *J. Appl. Phys.* 27, pp. 1732–1736. View Record in Scopus | Cited By in Scopus. "A study of photostimulated thermoluminescence in C-doped Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> crystals".
- (85) Horowitz, Y. (1981). *Phys. Med. Biol.* 26, 765–824. [CrossRef][ISI][Medline] "The theoretical and microdosimetric basis of thermoluminescence and applications to dosimetry".
- (86) Castaño, C. Cruz-Vázquez. *Radiation Measurements*. Article in Press.
- (87) <http://www.invdes.com.mx/antiores/Mayo1999/htm/uam72.html> Consulta Junio de 2002 Paul W. May CVD Diamond "A New Technology for the Future"  
<http://www.chemistry.bristol.ac.uk/pt/diamond/end.htm> Consulta Junio de 2002
- (88) Vij, D.R. *Thermoluminescence materials*. PTR Prentice-Hall, Inc 1993.
- (89) Anuario Estadístico de Estado de Jalisco, Ed. 2000
- (90) [www.e-local.gob.mx](http://www.e-local.gob.mx) Consulta 12/07/06
- (91) Anuario Estadístico del Estado de Jalisco/INEGI, Ed. 2000
- (92) INEGI. Carta de climas 1:1 000 000. Año 2000
- (93) [www://cna.gob.mx](http://www.cna.gob.mx) Consulta 12/07/06
- (94) Normales Climatológicas / Servicio Meteorológico Nacional.
- (95) INEGI. Carta Topográfica, 1:1 000 000 (segunda edición).
- (96) <http://smn.cna.gob.mx/productos/ehcas/ehcas.htm> Consulta 12/07/06
- (97) Juan Jose Garcia Resendiz. Tesis. Facultad de Química UNAM (1994). "Monitoreo de Radon en Casa Habitación".
- (98) Durkin, John. (1981) *Health Physics* vol 41, pp. 477-481. "The error in Working Level Hour Calculations when the Alpha Energy from the Radon Daughters is not Discriminated"
- (99) Juan Carlos Trejo Plascencia. (1994). Tesis Facultad de Química/UNAM México D.F. "Monitoreo de radon en la delegación Gustavo A. Madero y revisión de algunos modelos simuladores de su comportamiento"
- (100) [Http://radon.utoledo.edu/measure.html](http://radon.utoledo.edu/measure.html) Consulta 03/30/08
- (101) P. Kotroappa and L. R. Stieff (1992). *Health Physics* Volume 62, Number 1 "Elevation Correction Factors for E-PERM Radon Monitors"
- (102) Kotrappa P.; Dempsey J. C.; Hickey J. R.; Stieff L. R. (1988). *Helth Phys.* 54: 47-56; "An Electret Passive Environmental <sup>222</sup>Rn Monitor Based on Ionization Measuremen"
- (103) <http://www.iop.org/EJ/abstract/0952-4746/14/3/006> Consulta 03/30/08
- (104) [www.biomation.com/radon/radon](http://www.biomation.com/radon/radon) Consulta 03/30/08

- (105) Martín Roque Fernández (1997). Tesis. Facultad de química /UNAM. México D.F. "Correlación entre las mediciones a corto y largo plazo de radon en interiores"
- (106) P. R. Gonzalez, C. Furetta, J. Azorin. (2007). *Science Direct* 65. 341-344 "Comparison of the TL responses of two Different Preparations of LiF:Mg, Cu, P Irradiated by photons of various energies"
- (107) Gonzalez, P. R., A. Y. Ramirez and J. Azorin, (1996). "Preparación de Dosímetros de LiF:Mg, Cu, P+PTFE para Monitoreo Radiológico Ambiental y para las Aplicaciones Médicas de las Radiaciones". Informe Técnico CB-96-22 ININ Mexico.
- (108) P. R. Gonzalez, M. C. Quiroz, J. Azorin, C. Furetta and O. Avila.. (2005). *Journal of Applied Sciences* 5 (8): 1408-1411 "Improvement in the Preparation Method of LiF:Mg, Cu, P Thermoluminescent Phosphor"
- (109) P. Kotrappa y L.R: Stieff (1992) *Health Physics*, Volume 62, Number 1 "Elevation Correction Factors for E-PERM Radon Monitors"
- (110) Working Level Monitor Technical Manual (1987). Eberline. Model: WLM-1A, WLR-1A, WLI-1A.
- (111) J. W Thomas. (1971). Health and Safety Laboratory, U. S. EPA; USAEC Health and Safety Report HASL-TM-71-1. New York. "Thoron Determination by a Two Filter Method".
- (112) Indoor Radon and Radon Decay Product Measurement Device Protocols (1992). US-EPA-402-R-92-004
- (113) N. Segovia, M. I. Gaso y M. A. Armienta. (2007). *Environ Geochem Health*. "Environmental Radon Studies in Mexico" 2007
- (114) UNSCEAR United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. (200). Sources and effects of ionizing radiation. Annex A and B, New York, United Nations, E.00.I.X.3.
- (115) <http://www.wise-uranium.org/rdem.html> Consulta 05/30/08
- (116) C. J. Groves Kirkby, A. R. Denman, R. G. Crockett, P. S. Phillips, A.C. Woolridge, G. K. Gillmore (2006). *Journal of Environmental Radioactivity* 86 96-109. "Time-integrating radon gas measurements in domestic premises: comparison of short -medium- and long term exposures".
- (117) T. Martínez, M. Navarrete, P. González y A. Ramírez (2004). *Radiation Protection Dosimetry*. Vol 111, No 1, pp. 111 – 113. "Variation in Indoor Thoron Levels in Mexico City Dwellings".
- (118) T. Martínez. G. Martínez. F. Juárez. M. Navarrete. G. Espinosa. J. I. Golzarri. L. Cabrera. P. Gonzalez. "Indoor Radon and Thoron Concentrations in the Pyramids of Teotihuacan". National University of Mexico, National Institute of Nuclear Research, Coordinación Nacional de Conservación del Patrimonio Cultural. April 6, 2004
- (119) Bing Shang, Bin Chen, Yun Gao and Yuwen Wang. "Thoron Levels in Traditional Chinese Residential Dwellings" National Institute for Radiological Protection. 8 November 2005
- (120) Memorias de los simposios sobre desechos radiactivos y radiactividad, realizados durante los XXXI y XXXII congresos mexicanos de química. Mazatlán, Sin, 1995. Guanajuato, Gto, Agosto 1996. Edición: Octubre de 1997
- (121) T Martínez, L. Cabrera, M. Navarrete, J. J. García, P. Gonzalez, A. Ramirez, (1995). *Jurnal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, Artucles. Vol 193, NO 2, 259-268. "Gamma radiation and radon levels in Mexico City dwellings".
- (122) Ray-O-Vac de México. México D. F. 1990. "Manual de Control Estadístico del Proceso"
- (123) J. Postendorfer, G. Butterwick, A. Reineking. (1994). *Health Phys*. 67-281

- (124) T. Martínez, M. Navarrete, L. Cabrera, P. González, A. Ramírez, V. Elizarraras. (1998). *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry* Vol. 236, Nos 1 – 2 231 – 237. "Long Term and Equilibrium Factor Indoor Radon Measurements"
- (125) S.M. Farid, (1993). *Radiat Protec Dos*. 50 pp 57
- (126) A. Reineking, J. Postenddorper, (1990). *Health Phys* 58 pp 715
- (127) INEGI, SEMARNAP (1998). *Estadística del Medio Ambiente. Informe de la Situación General en Materia de Equilibrio Ecológico y Protección al ambiente, 1995-1996*, Instituto Nacional de Estadística y Geografía e Informática, México, p. 124
- (128) Índice Mexicano de la Calidad del Aire (IMECA), *Diario Oficial*, 29 Noviembre, 1982
- (129) Arturo Vargas, Xavier Ortega and Marcel Porta. (200). *Health Physics*. Vol. 78, Number 1. "Dose Conversion Factor For Radon Concentration in Door Environments Using a New Equation for the F-f<sub>p</sub> Correlation".