

UNIVERSIDAD DE LA LAGUNA

**«Radón en viviendas
de las Islas Canarias occidentales.
Distribución geográfica y dosimetría.»**

**Autor: Berta Elvira Robayna Duque
Director: Dr. D. José Hernández Armas**

Departamento de Medicina Física y Farmacológica

**A Eduardo,
a nuestra hija Berta.**

Quiero expresar mi más sincero agradecimiento a todas aquellas personas sin cuya ayuda, no habría conseguido este sueño.

Al Prof. José Hernández Armas, Catedrático de Física Médica (Radiología y Medicina Física) del Departamento de Medicina Física y Farmacología de La Universidad de la Laguna y Jefe del Servicio de Física Médica del Hospital Universitario de Canarias, por haberme transmitido su entusiasmo y guiado en el campo de la investigación. Agradezco sinceramente su valiosa dedicación, así como el que haya hecho posible compaginar este trabajo científico con mi trabajo hospitalario, lo cual ha permitido mejorar mi formación académica y llevar a término la presente memoria.

Al Prof. Claudio A. Otón Sánchez, Catedrático de Radiología y Medicina Física del Departamento de Medicina Física y Farmacología de La Universidad de la Laguna, Jefe del Servicio de Radioterapia del Hospital Universitario de Canarias, sus conocimientos sobre Oncología y Radiobiología han sido fundamentales para el entendimiento de las bases de este trabajo.

Al Dr. André Poffijn del Laboratorium Voor Kernfysica de la Universidad de Gante (Bélgica), por su colaboración en la puesta en marcha del equipo de detección de trazas y eficaz asesoramiento durante el inicio de la investigación.

Quiero agradecer al Prof. Alfonso Sánchez Bruno, Catedrático de Metodología del Comportamiento, de La Universidad de La Laguna, por su apreciable participación en el desarrollo del trabajo estadístico de esta tesis.

Al Dr. Vicente Soler Javaloyes del Instituto de Productos Naturales de La Laguna (CSIC), por su contribución al proceso de obtención de datos, durante el inicio de la investigación, con detectores de carbón activo.

Al Prof. Jesús Soto Catedrático de Radiología y Medicina Física de la Universidad de Cantabria y al Prof. Luis Santiago Quindós Poncela, Profesor Titular de Radiología y Medicina Física de la misma Universidad por la ayuda prestada en la búsqueda bibliográfica y disposición durante todo el trabajo.

A mi estimado compañero Antonio Catalán Acosta, Físico del Servicio de Física Médica del Hospital Universitario de Canarias por su colaboración, ánimos, y apoyo incondicional prestado en todo momento durante la elaboración de este trabajo, así como por haberme sustituido en más de una ocasión en la tareas asistenciales.

A José Carlos Fernández de Aldecoa, Carmen Pinza Molina, y demás miembros del Laboratorio de Física Médica y Radiactividad Ambiental siempre dispuestos a ayudarme.

A Fernando Otón Sánchez, Luz Cadenas de Luján, Carmelo García García, Domingo León Mora, Candelaria Rodríguez Martín, Bonifacio Tobarra, Mónica y a los miembros de la Unidad de Investigación del Hospital Universitario de Canarias, por las aportaciones brindadas.

A Gilberto Peñate González, Julia Rodríguez Armas, Fidel Rodríguez Hernández y a todos mis compañeros del Servicio de Radioterapia del Hospital Universitario de Canarias por sus constantes muestras de apoyo.

A Jesús Abreu Luis del Servicio de Física Médica del Hospital Universitario de Canarias, por su desinteresada disposición en todo momento cada vez que ha sido necesario.

Es de justicia agradecer la colaboración a todas las personas de las distintas poblaciones de las islas, por permitir la realización de medidas en sus viviendas, así como a los estudiantes de 1^{er} curso de Medicina de La Universidad de La Laguna, por colaborar en el reparto y recogida de detectores.

A mis padres, quienes no han dudado en ningún momento en renunciar a todo lo necesario para que yo pueda seguir adelante, y quienes siempre me han dado muestras de apoyo y aliento.

A Berta Elvira y Carmen Delia por haberme sustituido en las tareas de madre, siempre que lo he necesitado.

A Chica por haberse ocupado de mi hija en tantas ocasiones.

A mi hija Berta, por las horas que le he robado y que espero que cuando crezca lo comprenda con orgullo.

Y finalmente quiero dedicar unas palabras de agradecimiento a una persona muy especial para mí, que me ha aguantado en silencio mis peores momentos. Gracias, Eduardo, por tu constante apoyo y estímulos en los ratos de flaqueza, así como por la colaboración siempre activa que has tenido durante el tiempo que he dedicado a esta tesis.

INDICE

1.-Introducción y objetivos.

1.1. LA RADIACIÓN IONIZANTE	2
1.1.1. Fuentes de radiación natural.	2
1.1.2. Fuentes de radiación artificial.	4
1.2. EFECTOS BIOLÓGICOS DE LAS RADIACIONES IONIZANTES	5
1.2.1. Interacción entre la radiación y la materia	5
1.2.2. Fundamentos radiobiológicos	6
1.2.3. Modelo aditivo y multiplicativo para extrapolación del riesgo	11
1.2.4. Inducción de cáncer por la radiación de alta TLE	14
1.3. EL RADON	16
1.3.1. Origen, características y productos de desintegración	16
1.3.2. Estado natural.	20
1.3.3. Propiedades físicas.	22
1.3.4. Riesgos debidos al radón.	23
1.3.5. Cáncer debido al radón	25
1.3.5.1. Riesgos de cáncer de pulmón por exposición al radón.	25
1.3.5.2. Hábito de fumar y exposición al radón.	30
1.4. FUENTES DE RADON	31
1.4.1. Características de la génesis del radón	31
1.4.2. Fuentes de radón en el seno de la corteza terrestre y en los materiales	32
1.5. MECANISMOS DE TRANSPORTE EN LA CORTEZA TERRESTRE Y EN LOS MATERIALES.	35
1.5.1. Difusión.	36
1.5.2. Convección.	38
1.6. PROCEDIMIENTOS DE MEDIDA DE RADÓN Y DESCENDIENTES	41
1.6.1. Medida de radón en régimen discontinuo.	42
1.6.2. Medida de radón en régimen continuo.	42
1.6.3. Medida de radón integrada en el tiempo	43
1.6.3.1. Cámara de carbón activo.	43
1.6.3.2. Cámara electret.	43
1.6.3.3. Detectores de trazas.	44
1.7. FACTORES QUE AFECTAN A LA CONCENTRACIÓN DE RADÓN EN EL INTERIOR DE LAS VIVIENDAS.	46

1.7.1. Estudios iniciales para conocer la concentración de radón en viviendas y su consecuencia sobre la salud.	46
1.7.2. Parámetros que influyen en la concentración de radón en el interior de una vivienda.	48
1.7.2.1. Influencia de la concentración de radón en el aire exterior sobre la concentración en el interior de las viviendas.	53
1.7.2.2. Influencia de la ventilación en la concentración de radón en las viviendas.	55
1.7.2.3. Influencia de la tasa de exhalación, en la concentración de radón en las viviendas.	59
1.7.2.3.1. Influencia de las características de los suelos en la exhalación de radón.	61
1.7.2.3.2. Influencia de los materiales de construcción en la tasa de exhalación de radón.	62
1.7.2.3.3. Influencia en la exhalación de radón del agua corriente y del gas «ciudad» en las viviendas.	64
1.7.3. Otros factores que influyen en los valores de concentración de radón en el interior de una vivienda.	65
1.7.3.1. Influencia de la altura de la planta y el sótano.	65
1.7.3.2. Influencia de la edad de la edificación.	67
1.7.3.3. Influencia del tipo de construcción.	67
1.7.3.4. Influencia del uso y tamaño de la habitación.	68
1.7.3.5. Influencia de los factores meteorológicos.	69
1.7.3.5.1. Vientos.	69
1.7.3.5.2. Lluvias.	69
1.7.3.5.3. Temperatura.	70
1.7.3.5.4. Variaciones estacionales.	71
1.7.4. Análisis de resultados de la bibliografía.	74
1.7.4.1. Distribución log-normal.	74
1.7.4.2. Factor de equilibrio.	75
1.7.4.3. Concentración de radón en viviendas y dosis efectiva anual.	78
1.7.4.4. Niveles de acción.	78
1.7.4.5. Técnicas de control.	80
1.8. OBJETIVOS.	83

2. Material y métodos

2.1. MATERIAL.	86
2.1.1. Cámara de difusión para el detector de trazas.	86
2.1.1.1. Detector.	86
2.1.1.2. Diseño de la cámara de difusión.	86
2.1.1.3. Procedimientos de revelado electroquímico del detector.	87
2.1.1.4. Discriminación de radiación a según sus energías.	91
2.1.1.5. Estudio del diseño de la cámara.	92
2.1.1.5.1. Forma de la cámara.	92
2.1.1.5.2. Localización del detector dentro de la cámara.	92
2.1.1.5.3. Tipo de filtro difusor.	93
2.1.2. Equipo de revelado.	93
2.1.2.1. Disoluciones.	93
2.1.2.2. Equipo para revelado electroquímico de los detectores.	93
2.2. MÉTODO.	96
2.2.1. Consideraciones metodológicas relativas al trabajo de campo.	96
2.2.1.1 Selección de puntos de medida.	96
2.2.1.1.1. Criterios de selección de las viviendas.	98
2.2.1.1.2. Criterios para la colocación de los detectores en las habitaciones.	99
2.2.1.2. Elaboración del cuestionario de datos.	101
2.2.1.3. Protocolo de retirada de los detectores de las viviendas.	101
2.2.2. Método seguido en el laboratorio.	102
2.2.2.1. Protocolo de preparación del sistema de detección.	102
2.2.2.2. Procedimiento de revelado electroquímico de los detectores.	103
2.2.2.2.1. Preparación de las disoluciones.	103
2.2.2.2.2. Identificación de los detectores.	104
2.2.2.2.3. Ubicación de los detectores en las células.	104
2.2.2.2.4. Pre-revelado electroquímico.	105
2.2.2.2.5. Revelado electroquímico.	105
2.2.2.3. Procedimiento para el conteo de las trazas.	106
2.2.3. Método de análisis de resultados.	108
2.2.3.1. Determinación del valor de concentración de radón.	108
2.2.3.1.1. Consideraciones sobre el factor de calibración.	110
2.2.3.2. Análisis realizado y variables consideradas.	112

2.2.3.2.1. Variables consideradas en el estudio.	112
2.2.3.2.2. Análisis estadístico.	118
A) Análisis por habitaciones.	118
B) Análisis para viviendas de todas las islas.	120
C) Análisis por viviendas para la isla de Tenerife.	121
2.2.3.3. Metodología estadística.	122

3. Resultados y análisis

3.1. RESULTADOS, ANÁLISIS Y DISCUSIÓN DE LAS MEDIDAS DE CONCENTRACIÓN DE RADÓN EN VIVIENDAS.	128
3.1.1. Resultados obtenidos con detectores de carbón activo.	128
3.1.2. Resultados obtenidos con detectores de trazas medidos en la Universidad de Gante (Bélgica).	130
3.1.3. Valores de [Rn] medidos con varios detectores de trazas usados simultáneamente.	132
3.1.4. Resultados obtenidos con detectores de trazas en las 4 islas estudiadas de la provincia de Santa Cruz de Tenerife.	133
3.1.5. Análisis y Discusión.	135
3.1.5.1. Influencia del detector usado.	135
3.1.5.2. Influencia de las islas en que se realizaron las medidas.	135
3.1.5.3. Ajuste de los resultados obtenidos con detectores de trazas en las cuatro islas a una distribución log-normal.	137
3.1.5.4. Valores de concentración de radón por zonas de las islas.	138
3.1.5.5. Valores de [Rn] superiores a los niveles de acción.	138
3.2. INFLUENCIA DE VARIABLES SOBRE [RN] EN VIVIENDAS. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN ..	143
3.2.1. Influencia de la habitación considerada en la vivienda.	143
3.2.1.1. Influencia de la existencia del sótano, en habitaciones ubicadas en plantas bajas.	143
3.2.1.2. Uso dado a la habitación.	145
3.2.1.3. Ventilación.	147
3.2.1.4. Material de construcción.	149
3.2.1.5. Planta: altura de la habitación con respecto al nivel del suelo.	151
3.2.1.6. Colocación del detector.	153
3.2.1.6.1. Altura del detector respecto al suelo.	153

3.2.1.6.2. Distancia del detector a la pared.	154
3.2.2. Análisis para viviendas de todas las islas. Influencia de la vivienda: tipo y localización.....	155
3.2.2.1. Tipo de edificación.	155
3.2.2.2. Influencia de la concentración de ²²⁶ Ra en suelos próximos a las viviendas.	157
3.2.2.3. Altitud sobre el nivel del mar.	158
3.2.2.4. Influencia de la isla en que se realizaron las medidas.	159
3.2.3. Situación específica del tema en la isla de Tenerife. Análisis para las viviendas.	161
3.2.3.1. Tipo de edificación.	161
3.2.3.2. Influencia de la concentración de ²²⁶ Ra en suelos de Tenerife. ...	162
3.2.3.3. Altitud de las viviendas sobre el nivel del mar.	163
3.2.3.4. Localización geográfica de las viviendas en Tenerife.	164
3.3. CONSECUENCIAS DOSIMÉTRICAS DE LA [RN] EN VIVIENDAS DE LAS ISLAS CANARIAS OCCIDENTALES	165
3.3.1. Efectos del radón y su progenie sobre la salud.	165
3.3.2. Recomendaciones de la ICRP en relación con la protección contra el radón en las viviendas.	165
3.3.3. Adecuación de los parámetros dosimétricos a la situación de las Islas Canarias Occidentales.	167

4. CONCLUSIONES

5. BIBLIOGRAFÍA

6. ANEXOS

ANEXO I	193
6.1. MAGNITUDES Y UNIDADES	193
6.1.1. Energía impartida.	193
6.1.2. Dosis absorbida.	194
6.1.3. Transferencia lineal de energía.	195
6.1.4. Factores ponderales para la radiación.	195
6.1.5. Dosis equivalente.	195

6.1.6. Factor ponderales de tejidos y órganos.	197
6.1.7. Dosis Efectiva.	198
6.2. MAGNITUDES DOSIMÉTRICAS COLECTIVAS.	199
6.2.1. Dosis equivalente colectiva.	199
6.2.2. Dosis efectiva colectiva.	200
6.3. OTRAS MAGNITUDES Y UNIDADES DE RADIACIÓN APLICABLES AL RADÓN Y DESCENDIENTES.	201
6.3.1. Actividad.	201
6.3.2. Concentración de actividad.	201
6.3.3. Energía potencial alfa.	201
6.3.4. Concentración de energía potencial alfa (PAEC).	202
6.3.5. Concentración equivalente de radón en equilibrio.	203
6.3.6. Factor de equilibrio (F).	203
6.3.7. Exposición de un individuo a la progenie del radón.	203
6.3.7.1. Exposición a la concentración de energía potencial alfa integrada en el tiempo.	204
6.3.7.2. Exposición a la concentración de radón en equilibrio integrada en el tiempo.	204
ANEXO II: CUESTIONARIO DE DATOS DE LA VIVIENDA.	206
ANEXO III: BASES DE DATOS (ACCESS 97).	208
ANEXO IV: TABLA DE DATOS.	210
ANEXO V: TABLA DE POBLACIONES.	218

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

1.1. LA RADIACIÓN IONIZANTE.

La radiación ionizante tiene diversos orígenes:

- a) Radiactividad natural terrestre, es decir, la debida a la desintegración radiactiva de diversas sustancias radiactivas existentes naturalmente en la Tierra, y que se pueden encontrar en el suelo, aire, agua, alimentos y seres vivos.
- b) Radiación cósmica, que procede del espacio exterior y alcanza la Tierra.
- c) Radiación de origen artificial, producida mediante aparatos contruidos por el hombre, ó procedentes de la desintegración experimentada por sustancias radiactivas producidas artificialmente.

1.1.1. *Fuentes de radiación natural.*

La radiación ionizante de origen natural, se puede producir:

- a) En las explosiones que tienen lugar en las estrellas y llegan a nuestro planeta formando los rayos cósmicos (rayos gamma, partículas alfa y beta, neutrones y muones).
- b) En la Tierra, donde se está produciendo continuamente radiación debido a la desintegración de los radionucleidos presentes en el suelo, aire, agua, alimentos.
- c) Por último, en el interior de los organismos debido a fuentes internas a los seres vivos, y que comprenden los radionúclidos que pasan a formar parte de los organismos vivos desde el momento del nacimiento y que entran en ellos por inhalación del aire ó ingestión de alimentos y que se van depositando en diversas partes del cuerpo de los mismos a lo largo de su vida.

La exposición de las personas a la radiación debida a las desintegraciones radiactivas de radionucleidos que ocurren en el propio organismo y que han entrado en él por ingestión ó inhalación (fuentes internas) se le llama exposición interna, mientras la que tiene lugar por exposición a fuentes externas al organismo, se le llama exposición externa .

La radiación natural ionizante es la principal causa de la irradiación a que está sometida la población mundial, (UNSCEAR 1993), significando un 85% del total promedio recibida por cada habitante del planeta Tierra.

Algunos de los contribuyentes de la radiación natural a la exposición total son relativamente constantes en el espacio y en el tiempo y prácticamente independientes de las actividades y prácticas de los humanos. Tal es el caso de las dosis (energía absorbida por unidad de masa) debidas a la ingestión de ^{40}K , un radioisótopo de vida larga, y que es un elemento controlado homeostáticamente. También son prácticamente constantes las dosis por la inhalación e ingestión de radionucleidos cosmogénicos, que están homogéneamente distribuidos en la superficie del globo.

Por el contrario, otros contribuyentes de la radiación natural dependen mucho de las actividades y prácticas del hombre y por tanto son ampliamente variables. Tal es el caso de las dosis por inhalación de los radionucleidos de vida corta de la progenie del radón. La inhalación de estas sustancias que se acumulan en el interior de las viviendas, está fuertemente influenciada por la geología del lugar y el diseño de las edificaciones (Christophides 1993, Yu 1996d), así como por la elección del material de construcción y de los sistemas de ventilación, o sea que los hábitos y costumbres de las personas ha de ser tenidas muy en cuenta para considerar la mayor ó menor influencia de estos componentes de la radiación natural en la exposición total. Así por ejemplo, las zonas ricas en uranio dan lugar a concentraciones de radón en viviendas mayores que los lugares con rocas y suelos pobres en uranio (Albering 1996). Sin embargo, en una misma zona geológica se pueden encontrar distintos valores de concentración de radón dentro de las viviendas, debido, entre otras causas, a la forma en que

se haya construido la vivienda ó a la ventilación de ésta (Islam 1996, Yu 1996d, Nero 1990). La exposición a la radiación procedente de fuentes situadas en el espacio exterior a la Tierra (rayos cósmicos y radionucleidos cosmogénicos) así como la debida a fuentes terrestres (^{40}K , ^{87}Rb y radionucleidos de la serie del uranio y torio), forman lo que se llama radiación de fondo natural. De entre los radionucleidos terrestres, los isótopos del radón y sobre todo el ^{222}Rn , representa una importantísima contribución al valor total de la dosis a la población, debido sobre todo al hecho de que es un gas que se acumula en el interior de las viviendas y edificios.

1.1.2. Fuentes de radiación artificial

Las fuentes de radiación artificial son muy variadas ya que el hombre ha aprendido a generar radiación ionizante, bien mediante distintos aparatos capaces de producirla, ó bien mediante la producción de sustancias radiactivas que se obtienen en el laboratorio mediante diversos procesos ó reacciones nucleares. Ahora bien, una vez generada la radiación, sus características y las leyes a las que está sujeta en todo lo que se refiere a su interacción con la materia no la diferencian en absoluto de la radiación natural.

Es frecuente clasificar la radiación artificial considerando el objetivo básico perseguido con la generación de la misma. Así se habla de radiación producida en :

- a) Explosiones nucleares.
- b) La producción nuclear de energía eléctrica.
- c) Utilización médica.

En la Figura 1 se representa la contribución a la dosis efectiva anual a la población mundial debido a la radiación natural. Este reparto varía de unos lugares a otros de la Tierra, pero los valores referenciados a nivel mundial siempre sitúan el % debido al radón y sus descendientes en un valor superior al 50%.

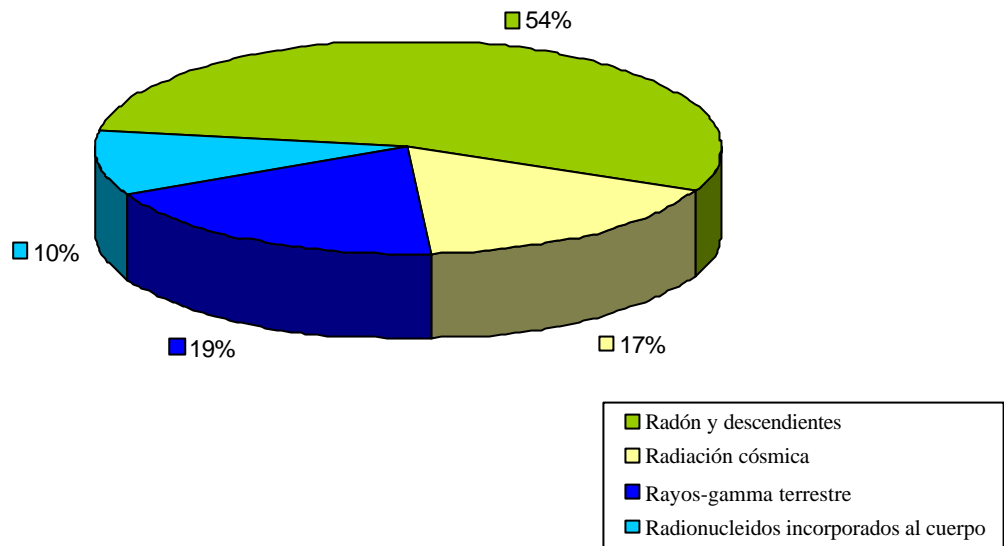


Figura 1.- Dosis efectiva total a la población debida a las diferentes fuentes de irradiación natural (UNSCEAR 1993)

En total, la radiación natural es la causa del 76% de la dosis colectiva anual a la población mundial según las estimaciones del Comité Científico de Naciones Unidas sobre los Efectos de la Radiación Atómica, presentados en su último informe a la Asamblea General (UNSCEAR 1993).

1.2. EFECTOS BIOLÓGICOS DE LAS RADIACIONES IONIZANTES

1.2.1. *Interacción entre la radiación y la materia*

Las radiaciones ionizantes (ICRP 1990) son capaces de causar ionización en cualquier medio que atraviesen al interactuar con los átomos y moléculas del mismo de manera aleatoria. Para intensidades de radiación bajas muchos de los átomos del medio no se verán afectados, mientras que otro grupo de átomos sí serán ionizados ó excitados. Ambos procesos de excitación e ionización tienen lugar como consecuencia de la interacción de la radiación con la materia y suponen una transferencia de una cierta cantidad de energía al medio.

Los efectos de la radiación en el medio están relacionados con la dosis absorbida, con la tasa de dosis y con el tipo radiación. En todo caso, los mecanismos de interacción son los mismos tanto para la materia inanimada como para la materia viva.

La unidad básica de los organismos vivos es la célula. El código genético está contenido en su núcleo, concretamente en el ADN nuclear, donde se encuentran las instrucciones para la reproducción celular y la síntesis proteica.

En organismos superiores, las células están organizadas en tejidos y órganos con funciones especializadas. El organismo, depende de los sistemas nervioso y endocrino para la coordinación de estas funciones.

1.2.2. *Fundamentos radiobiológicos.*

Los procesos de ionización ocasionan cambios en los átomos alcanzados por la radiación, al menos transitoriamente (ICRP 1990). Como consecuencia, pueden alterar la estructura de las moléculas que los contienen, y producir un daño a las células donde se hallan estas moléculas. La célula puede ser dañada, bien directamente por rotura de enlaces en macromoléculas biológicas a causa de la ionización, ó bien indirectamente debido a la radiolisis del agua que da lugar a la producción de radicales libres con las correspondientes consecuencias químicas.

Si se producen daños celulares y no se reparan de forma adecuada, puede ocurrir que las células afectadas mueran inmediatamente ó se vea impedida su reproducción (muerte

diferida), ó bien que se origine una célula viable, pero modificada.

□ *Efectos deterministas y estocásticos*

En la mayoría de los órganos y tejidos (UNSCEAR 1988, ICRP 1990) del cuerpo se produce una renovación sustancial de un gran número de células. Si la pérdida de células es grande sin que se compense por la proliferación de células análogas viables, tendrá lugar un daño considerable que afectará a la propia función del tejido ó órgano.

Se entiende por *efectos deterministas* en los organismos vivos debidos a la radiación ionizante a aquellos efectos biológicos de los que se tiene constancia que dependen del valor de dosis al organismo de forma que existe una dosis umbral por debajo de la cual no se producen. Asimismo, se sabe que una vez producidos la gravedad de estos efectos se incrementa con la dosis. Las consecuencias de los efectos dependen de la función específica del tejido irradiado, por ejemplo, se pueden producir zonas opacas en el cristalino (cataratas); ó si se irradian las gónadas puede haber una pérdida temporal ó permanente de la fertilidad.

Algunos efectos deterministas son de naturaleza funcional y pueden ser reversibles, siempre que los daños no sean excesivamente graves. La irradiación del organismo con dosis entre 0,25 y 0,5 Gy ocasiona alteraciones pasajeras en la sangre (ICRP 1990). Para dosis mayores, se presenta el llamado síndrome agudo de irradiación. Para 4 ó 5 Gy se produce un 50% de fallecimientos, y por encima de 6 Gy, prácticamente fallecen todos los individuos irradiados en el intervalo comprendido entre 2 días y 2 semanas posteriores a la irradiación.

Los efectos estocásticos ó probabilísticos debidos a la radiación, son aquellos para los cuales no puede establecerse ningún valor de dosis umbral. Para cualquier valor de dosis hay siempre una probabilidad de efecto, si bien la probabilidad aumenta con la dosis. Es característico de estos efectos que, una vez producidos, su gravedad sea independiente de la dosis. Los efectos estocásticos son: inducción de cáncer y producción de defectos genéticos hereditarios.

Los cánceres inducidos por la radiación no se diferencian de los provocados por otras causas. La probabilidad de que un cáncer se deba a la acción de la radiación dependerá, en principio, del número de células inicialmente modificadas por la radiación. El proceso parece ser aleatorio, aunque distintos individuos pueden presentar, en alguna medida, distinta sensibilidad a la inducción del cáncer por la radiación, lo que refleja variaciones genéticas y fisiológicas.

Análogamente, la acción de la radiación sobre las células germinales sigue un proceso similar en cuanto a su aleatoriedad. Las modificaciones producidas pueden reflejarse en la descendencia de los individuos irradiados.

La relación entre dosis y probabilidad de efecto ha sido objeto de muchos análisis y estudios tanto radiobiológicos como epidemiológicos, que aún no pueden considerarse definitivos.

La estimación de las consecuencias que la exposición a radiaciones ionizantes tiene sobre la salud están basadas mayoritariamente en estudios epidemiológicos de poblaciones humanas. La epidemiología en el contexto de la radiación está relacionada con el establecimiento de asociaciones estadísticas entre exposición y efectos a la salud.

Hasta el momento, las 3 principales fuentes de información cuantitativa de efectos estocásticos de la radiación en hombres son:

- a) Estudios epidemiológicos de los supervivientes de las explosiones nucleares de Hiroshima y Nagasaki.
- b) Pacientes expuestos a radiación en diagnóstico y procedimientos terapéuticos.
- c) Grupos de trabajadores expuestos a radiaciones ó sustancias radiactivas en el trabajo (Lubin 1995).

Se han obtenido cifras indicativas de inducción de malignidad, significativas a un nivel del 95%, para dosis superiores a unos 0,2 Sv, procedentes de estudios en individuos irradiados en Hiroshima, (ICRP 1990). Menor grado de significación se encuentra con dosis del orden de 0,05 Sv, además, hay que tener además en cuenta que las dosis recibidas por la población japonesa de Hiroshima y Nagasaki fueron dadas a muy altas tasas de dosis. El grupo estuvo constituido por personas de ambos sexos y de todas las edades y fue expuesto a un amplio rango de dosis, desde dosis insignificantes hasta dosis letales, distribuidas de manera uniforme en los organismos expuestos.

Los estudios epidemiológicos de pacientes plantean problemas para su interpretación. En tales casos, las irradiaciones son intencionadamente no uniformes, la selección de pacientes por motivos médicos dificulta la identificación de grupos de control comparables y los pacientes pueden no ser representativos de la población en general.

Estudios que han proporcionado resultados significativos son los realizados con personas que trabajaron con ^{226}Ra , radiólogos principalmente, en las primeras décadas de este siglo y otros relativos a personas que inhalaban radón y sus descendientes en la minería, principalmente de uranio.

Los estudios epidemiológicos (UNSCEAR 1993), proveen la base para asegurar las consecuencias de las exposiciones a la radiación aunque como ya se ha dicho, las interpretaciones mejoran fuertemente si son soportadas por información biológica. Esta puede proveer una serie de conceptos básicos útiles para la interpretación de resultados epidemiológicos, esencialmente al sugerir relaciones dosis - respuesta. La información que proporciona la biología experimental, a su vez, está también suplementada por el análisis físico de cómo la radiación deposita la energía en los materiales constituyentes de los seres vivos.

Cuando se analiza la acción del radón sobre los seres vivos, podría en principio considerarse la aplicación tanto de procedimientos epidemiológicos como radiobiológicos. La ICRP en su informe nº 65 (ICRP 1993) concluye que el estudio epidemiológico de la acción del radón en

trabajadores de minas es más directo y por tanto ocasiona menos incertidumbres y resulta más apropiado, que el uso indirecto de los datos dados por la epidemiología para radiación de baja TLE obtenidos a partir de la irradiación de la población japonesa en Hiroshima. Por tanto recomienda hacer uso de datos epidemiológicos de mineros expuestos al radón para analizar los riesgos debidos a la inhalación de radón.

La probabilidad de que un individuo experimente un efecto estocástico debido a la radiación guarda una relación directa con la dosis. Partiendo de información radiobiológica se han formulado modelos para explicar la inducción de cáncer por radiación, proponiendo diversos tipo de relación dosis-respuesta (UNSCEAR 1993).

Habida cuenta que los datos confirmados epidemiológicamente se refieren a efectos ocasionados por altas dosis y altas tasas de dosis, los resultados a bajas dosis y bajas tasas de dosis se intentan obtener utilizando hipótesis.

Las diversas hipótesis planteadas han dado lugar a diferentes posibles relaciones (UNSCEAR 1988) entre dosis, D , y probabilidad de efecto, p :

$$\begin{aligned} p &= aD && \text{(proporcional sin dosis umbral)} \\ p &= aD + b && \text{(lineal)} \\ p &= aD + bD^2 + c && \text{(lineal cuadrática)} \\ p &= cD^2 && \text{(puramente cuadrática)} \end{aligned}$$

A pesar de la abundante información disponible, no existen aún argumentos lo suficientemente fuertes que permitan seleccionar definitivamente una sola de las propuestas, si bien se acepta internacionalmente que para la inducción de cáncer la hipótesis válida es la lineal sin dosis umbral si bien para algunos tipos de leucemia debe utilizarse la relación cuadrática lineal.

Cohen (1995) analizó la teoría lineal sin umbral para la carcinogénesis por productos del

radón inhalados, en una gran muestra de población. Los resultados indican que en primera aproximación es aplicable a la inducción de cáncer de pulmón por inhalación del radón, si bien se considera necesario tener en cuenta diversos factores modificantes en determinados casos.

1.2.3. *Modelos aditivo y multiplicativo para extrapolación del riesgo.*

Muchas de las dosis colectivas, es decir la suma de las dosis a un grupo de individuos expuestos, para radiación de alta TLE, recibidas por el hombre, proceden de la exposición interna por inhalación a los productos de la progenie del radón y productos de desintegración del torio (UNSCEAR 1988). En estos casos la dosis de radiación es debida a las partículas α emitidas en la desintegración radiactiva de estas sustancias. La exposición de un individuo a este radionucleido puede durar años, como en el caso de los mineros ó de aquellas personas que viven en zonas con suelos que generan cantidades importantes de radón que se acumula en las viviendas.

Los tumores inducidos tienen períodos de latencia relativamente largos que varían con la edad de las personas en el momento de la irradiación y con el tipo de neoplasia inducida. Como el período de observación de una muestra de la población expuesta raramente se extiende a toda su vida (ICRP 1990), es necesario proyectar la estimación de probabilidad de inducción de cáncer durante el período de observación a toda la vida de la población expuesta, con objeto de obtener el riesgo correspondiente a toda la vida.

Entre los modelos propuestos para describir el exceso de tasa de probabilidad de efecto por acción de la radiación en función del tiempo, la ICRP (ICRP 1990) emplea dos modelos: el relativo ó modelo de proyección multiplicativo y el absoluto, ó modelo de proyección aditivo (Figura 2).

En el modelo multiplicativo el exceso de la tasa de riesgo aumenta con la edad como un múltiplo de la tasa natural de cáncer. Para la mayoría de los distintos tipos de cáncer, y tras un periodo inicial de riesgo nulo ó muy bajo, el exceso de mortalidad parece presentar el

mismo patrón en el tiempo que la mortalidad natural debida al mismo tipo de cáncer. Si este patrón continuase a lo largo de toda la vida, habría una proporción sencilla entre la mortalidad por causa natural y el aumento de riesgo de cáncer debido a la radiación durante todo el tiempo posterior al periodo de latencia, ya que el exceso de cáncer inducido aumentará con la edad de la población. Este modelo probablemente sea demasiado simple, incluso en el caso de la exposición de adultos.

En el modelo aditivo el exceso de mortalidad es independiente de la mortalidad natural, es decir, depende de la dosis pero no de la edad. Pasado el período mínimo de latencia inicial, la tasa aumentaría a lo largo de un periodo de años tras la exposición, para luego permanecer bastante constante ó, como en el caso de la leucemia y el cáncer óseo disminuir.

Muchos datos epidemiológicos muestran características intermedias entre los dos modelos, (UNSCEAR 1988), de forma que la toma de decisión para elegir uno u otro no es siempre sencilla.

La Academia Nacional de Ciencias de Estados Unidos (NAS) elaboró la publicación "BEIRV" (NAS 1990) en la cual empleó el modelo de proyección de riesgo multiplicativo modificado, que incluye términos dependientes del tiempo desde el instante de la exposición, que hacía posible incluir en la formulación una disminución del riesgo para tiempos más largos.

Se han analizado (Xian-Zhen *et al* 1993) datos de diversos autores cuyos resultados se ajustan a modelos intermedios entre el multiplicativo y el aditivo.

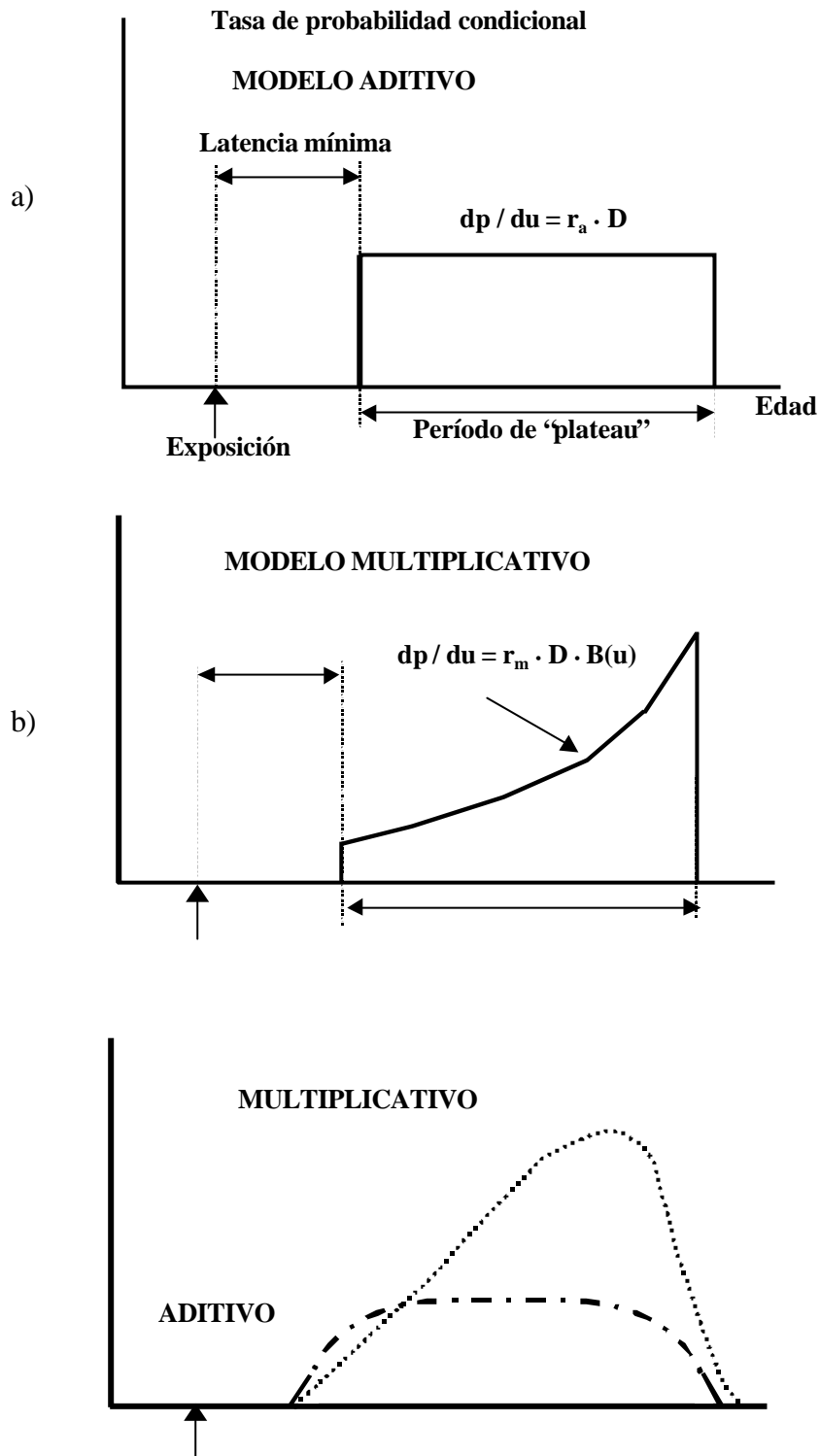


Figura 2.- Modelos aditivo y multiplicativo para interpretación del riesgo(ICRP 1990).

- a)El modelo aditivo simple: el exceso de la tasa de probabilidad condicional de muerte por cáncer (dp/du), siendo u la edad del individuo, tras una dosis de radiación única, D , se asume que es proporcional a la dosis, aunque después de un período de latencia mínimo, durante un período denominado "plateau".
- b)El modelo multiplicativo simple: Se asume que el exceso de la tasa de probabilidad es también proporcional a la tasa de muerte por cáncer natural, $B(u)$.

1.2.4. *Inducción de cáncer por radiación de alta TLE.*

Si una célula experimenta determinadas mutaciones puede evolucionar a una célula neoplásica. En el cáncer espontáneo, las mutaciones ocurrirán aleatoriamente a lo largo de toda la vida. En general, se requieren posteriores mutaciones para que dicha célula pase a completar su transición de pre-neoplasia a neoplásica. El proceso completo se llama “carcinogénesis multi-estadio”.

Es posible que la radiación actúe en varios momentos en el proceso, pero la acción de la radiación es uno más de los muchos procesos que influyen en el desarrollo del cáncer.

La iniciación del cáncer en algunas células, parece proporcionarles algún grado de ventaja proliferativa ó selectiva. La ventaja puede ser un tiempo de reproducción menor que el de las células normales ó un bloqueo de la diferenciación normal de la célula. Por otra parte, el conjunto de células transformadas está inmerso en un número mucho mayor de células normales, y sus propiedades pre-neoplásicas pueden ser eliminadas por las de sus vecinas.

Incluso con sus ventajas proliferativas, las células transformadas y su progenie pueden ser eliminadas por diversos procesos. La probabilidad de que sean eliminadas depende del número de células transformadas y del grado en que empiecen a ser autónomas. Una célula puede producir un clon de células modificadas y en su entorno puede desarrollarse un cáncer. La probabilidad de que esto ocurra, está relacionada con la dosis. La modificación de una célula germinal de las gónadas, cuya función es transmitir información genética a la descendencia del individuo expuesto, podría dar lugar a una transmisión incorrecta, lo que a su vez podría suponer un grave perjuicio para esa descendencia.

Las radiaciones penetrantes (ICRP 1990) de alta Transferencia Lineal de Energía, TLE, tales como los neutrones, y las partículas α , ocasionan más efectos nocivos por unidad de dosis absorbida que las radiaciones de baja TLE.

La ICRP en su informe n°60 (ICRP 1990) define la eficacia biológica relativa, EBR, de una

radiación en relación con la otra radiación, tomada como referencia, como la relación inversa entre las dosis absorbidas que dan lugar a la aparición del mismo efecto biológico. Para efectos estocásticos, la EBR para radiaciones de alta TLE, es una función del valor de dosis determinada por la forma de la curva dosis-respuesta. Estas curvas de respuesta son característicamente cóncavas, con su concavidad hacia el eje de ordenadas, para el caso de dosis únicas de radiación de baja TLE y son a menudo cóncavas, con su concavidad hacia el eje de abscisas, para dosis única de radiación de alta TLE tal y como se muestra en la Figura 3.

La EBR de las radiaciones de alta TLE (b/a de la Figura 3), aumenta al disminuir la dosis, pero alcanza un valor constante a dosis bajas, donde las curvas dosis-respuesta para baja y alta TLE son aproximadamente rectas.

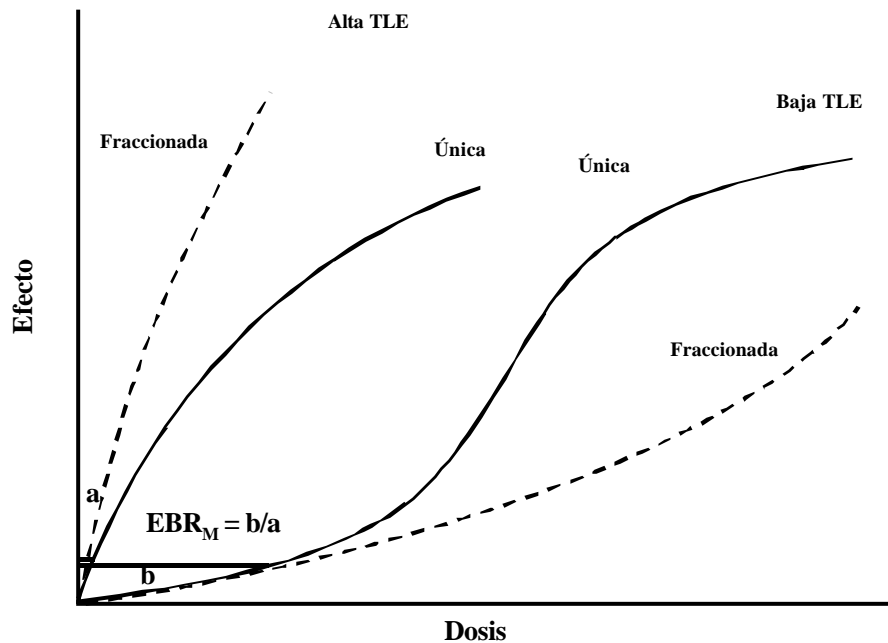


Figura 3.- Formas de las respuestas según dosis, para radiaciones de alta y baja TLE representadas en ejes lineales (ICRP 1990)

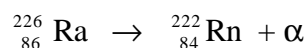
1.3. EL RADÓN

1.3.1. *Origen, características y productos de desintegración*

El radón es un elemento químico del grupo del sistema periódico de los gases nobles con los comparte la propiedad de ser inerte químicamente.

Existen tres cadenas radiactivas de origen natural que se inician respectivamente con el ^{238}U ; el ^{235}U y el ^{232}Th . Todas ellas terminan con la formación de un isótopo estable del plomo, no sin antes producir una serie de elementos radiactivos. En cada una de las series aparece un determinado isótopo del gas radón: ^{222}Rn , ^{220}Rn , y ^{219}Rn . El ^{220}Rn , que tiene por nombre torón, se encuentra en la familia del ^{232}Th , y el ^{219}Rn que figura en la familia del ^{235}U que tiene por nombre actinón, tienen períodos de semidesintegración de 55,6 y 4 s respectivamente. El isótopo, ^{222}Rn , al que se le denomina radón y que figura en la cadena del ^{238}U (Figura 4) posee un periodo de 3,82 días.

El ^{222}Rn se origina en la desintegración del ^{226}Ra según la siguiente reacción nuclear:



Los productos de desintegración del radón son isótopos radiactivos de materiales pesados, como polonio, bismuto y plomo, que se desintegran emitiendo partículas alfa y mediante emisión beta y gamma.

Como puede observarse en la Figura 4 , los productos de desintegración se dividen en 2 grupos: los llamados de “ vida corta”, por su corto período de semidesintegración, que son ^{218}Po (RaA; 3,05 min), ^{214}Pb (RaB; 26,8 min), ^{214}Bi (RaC; 19,7 min), ^{214}Po (RaC’; 164 s) todos con vidas medias por debajo de 30 min y los llamados “de larga vida” como el ^{210}Pb (RaD; 22,3 años), ^{210}Bi (RaE; 5,01 días) y ^{210}Po (RaF; 138,4 días).

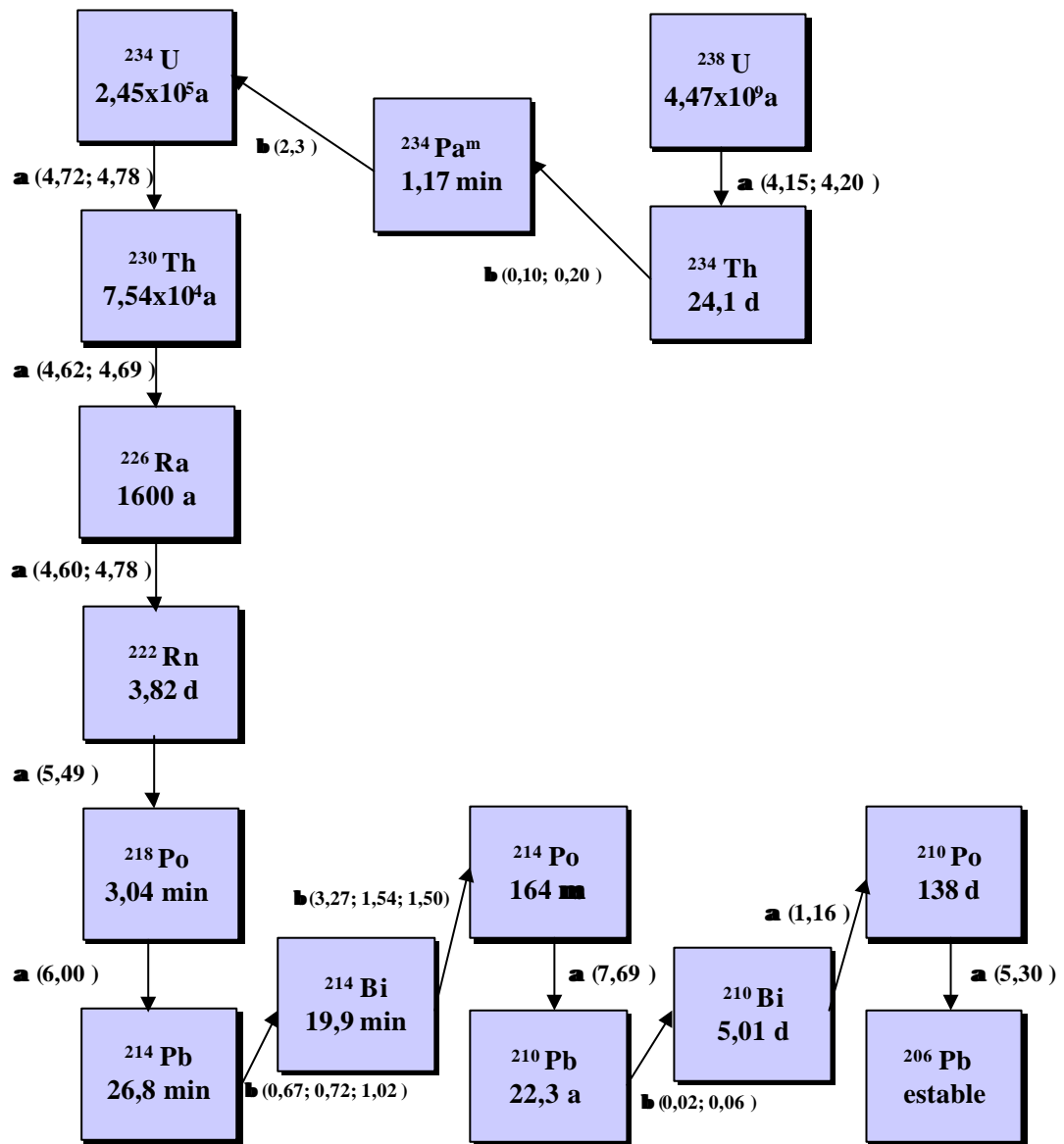


Figura 4.- Cadena de desintegración del ^{238}U y productos de desintegración. En el recuadro se dan los períodos de semidesintegración de los diferentes radionucleidos. Las energías de las partículas α y β vienen expresadas en MeV(Nero *et al* 1990).

El “radón libre” (tal y como se encuentra en la atmósfera) alcanza el equilibrio radiactivo con su primer descendiente de vida corta en 20 minutos, siendo necesarias unas tres horas para que lo alcance con todos sus descendientes de vida corta. Si durante ese tiempo la concentración local de radón experimenta variaciones, desajustaría el equilibrio, en caso de que se hubiera alcanzado, ó dificultaría su establecimiento en otro caso. La separación del equilibrio puede ser por tanto, distinta en uno u otro caso. Para conocer esa separación se introdujo el concepto de factor de equilibrio (ICRP 1993, Kendall *et al* 1994) (descrito en el Anexo I) cuyos límites teóricos son 1 y 0 para situaciones de equilibrio ó de desequilibrio total, respectivamente (Matarranz 1989).

Tras la desintegración del radón (Porstendörfer 1993) los átomos de los elementos descendientes se recubren inmediatamente (< 1 s) de una capa de moléculas de agua que se encuentran en el aire constituyendo una entidad que se llama núcleo de condensación con diámetros entre 0,5 nm y 5 nm. Tras la formación de los núcleos de condensación, estos radionucleidos permanecen poco tiempo en el aire (< 100 s) adhiriéndose a partículas presentes en el aire de mayor tamaño, llamadas aerosoles, para así formar el llamado aerosol radiactivo de los descendientes del radón. Para aludir a esos 2 tipos de partículas, antes de la configuración como aerosoles y después de ella, se habla de fracción no adherida y de fracción adherida respectivamente. La movilidad de las primeras es muy superior a la de las segundas.

La eficacia del proceso de "adsorción" es proporcional a la concentración inicial de partículas. El fenómeno de la adherencia no se restringe solo a aerosoles, sino que se puede producir con cualquier superficie sobre la que puedan impactar los átomos de los descendientes del radón. El proceso de fijación a superficies (Bigu 1985) suele denominarse deposición.

Estos procesos ocurren para todos los isótopos de la progenie del radón. Algunos estudios (Yu *et al* 1996d) indican que la fracción de los descendientes "adherida" a las partículas es muy elevada, sobre todo en atmósferas muy contaminadas (como el interior de las casas, cuando se practican hábitos contaminantes, como el de fumar). Por

tanto la radiactividad debida al radón gaseoso, se halla fundamentalmente en las partículas del aerosol atmosférico.

La deposición de partículas radiactivas adheridas a superficies, transfiere radiactividad a dichas superficies dando lugar a uno de los componentes de la radiactividad natural. Debido al largo período del ^{210}Pb , los descendientes del radón de vida corta, una vez depositados sobre las superficies, se transformarán en ^{210}Pb que se irá acumulando (y a la vez transformando en ^{206}Pb estable) de no existir otros procesos de remoción, como el arrastre y/o disolución por el agua. En cualquier caso esta radiactividad natural procede fundamentalmente del ^{210}Pb y sus descendientes, que acaban convirtiéndose en ^{206}Pb .

La movilidad de las partículas en la atmósfera se caracteriza por el coeficiente de difusión, que es el que permite cuantificar la formación del aerosol radiactivo, así como la deposición en superficies. La inhalación de estas partículas implica la deposición de las mismas en el tracto respiratorio, especialmente en el pulmón.

Para la fracción no adherida de partículas la difusividad está determinada por el grado de agrupamiento de los productos de la desintegración (Porstendörfer 1993 , Nero *et al* 1990). Debido al menor tamaño, y consiguiente mayor difusividad de los productos de desintegración no adheridos, este grupo produce más dosis al epitelio bronquial que la fracción adherida (Reineking *et al* 1985).

Algunos autores señalan una dependencia del coeficiente de difusión de estos valores con la humedad relativa del aire (Porstendörfer 1993, Leonard 1996). En medidas llevadas a cabo con valores de humedad relativa menor que el 2%, se dan valores del coeficiente de difusión para los productos de desintegración de $0,024 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ y para valores de humedad relativa mayores del 30% el valor es de $0,068 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$.

En una atmósfera en la que la concentración de radón es estable y en la que los productos de desintegración una vez formados son eliminados sólo por desintegración radiactiva, el radón y sus descendientes alcanzarían un estado de equilibrio radiactivo. Pero la situación en el interior de las viviendas es diferente. En una vivienda, se produce

un intercambio de aire entre el interior y el exterior, que ocasiona la reducción de la concentración de radón frente a la esperada.

1.3.2. *Estado natural.*

Los isótopos del radio (^{226}Ra) y del radón (^{222}Rn) se están creando continuamente en la naturaleza. El radón por su carácter inerte, se encuentra en forma de elemento libre, (lo que no ocurre con el radio y el uranio), y se origina donde quiera que existan minerales de uranio y/o radio.

El uranio se halla repartido en el seno de la corteza terrestre, siendo su concentración media variable entre pocas ppm (partes por millón), o sea de algunos gramos por tonelada, hasta concentraciones mucho más altas. Se encuentra en casi todas las rocas y suelos del planeta. Como puede verse en la Tabla 1, su concentración depende del tipo de roca y suelo:

Tabla 1.- Valores de concentración de ^{238}U para diferentes tipos de rocas (Quindós 1995)

TIPO DE ROCA	^{238}U (ppm)
Basáltica	1,0
Granítica	5,0
Arcillas	3,7
Arenas	0,5
Suelos	1,0
Ultrabásicas	0,001

En el agua del océano su concentración es unas mil veces inferior a la de la tierra. El ^{226}Ra se halla presente en los minerales de uranio, si bien su concentración es del orden de diez millonésimas la de aquel.

Por ser el radón un gas, emigra desde sus lugares de origen, a través de los poros y grietas existentes en todos los materiales, invadiendo el medio gaseoso que llena los poros y grietas, donde puede alcanzar concentraciones relativamente altas. En esa migración termina por llegar a la superficie terrestre, y escaparse a la atmósfera circundante, fenómeno conocido como exhalación. De esta forma está continuamente llegando radón a la atmósfera, donde se dispersa. El valor de la concentración de radón depende de las condiciones de dispersión del medio aéreo, de la velocidad del viento y los movimientos convectivos. Gracias a estos agentes meteorológicos el radón suele estar bien mezclado con los demás componentes del aire a pesar de sus características físicas distintas.

Las aguas subterráneas, procedentes de una parte del agua de lluvia ó de la fusión del hielo, en su recorrido a través del terreno, y una vez acumuladas en los acuíferos, entran en contacto con el radón, y como este gas es bastante soluble en el agua, se va incorporando al líquido, lo que explica que, en general, las aguas de este tipo contengan disuelto dicho gas en concentraciones importantes. Por el contrario las aguas de los ríos presentan concentraciones menos importantes.

La mayoría de los materiales utilizados por el hombre, y en particular los de construcción, proceden directa ó indirectamente, de materiales de la corteza terrestre, que poseen contenidos diversos de los radionúclidos naturales. Por esta razón, los ladrillos, cementos, etc, al contener uranio y/o radio en concentraciones del mismo orden que las existentes en la corteza terrestre, son también manantiales de radón y emitirán radón a la atmósfera, contribuyendo, a aumentar la concentración de radón en esta.

En cavidades subterráneas, tales como grutas naturales ó galerías de metro ó minas las concentraciones de radón llegan a alcanzar valores muy superiores a los

correspondientes a la atmósfera libre. Este hecho se explica teniendo en cuenta que tanto el volumen disponible de aire como el movimiento del mismo son muy inferiores a los valores correspondientes a la atmósfera libre.

1.3.3. *Propiedades físicas.*

En los estados gaseoso y líquido el radón es incoloro. En el estado sólido muestra una coloración rojo-naranja.

La temperatura de ebullición para el radón es $T_e = -62^\circ \text{C}$ y la de fusión es de $T_f = -71^\circ \text{C}$. Este gas presenta una gran facilidad para alcanzar los estados condensados y una relativamente elevada solubilidad en agua y líquidos afines.

El coeficiente de reparto (K) del radón en aire y agua líquida en presencia viene dado por el cociente entre la concentración de radón en el aire y la concentración de radón en el agua. Este coeficiente depende de la temperatura. Para el caso del agua y a 20°C , $K=0,26$.

Los datos físicos más relevantes del radón son (UNSCEAR 1982):

- Densidad (0°C y 1 atmósfera) = $9,73 \text{ kg m}^{-3}$
- Coeficiente de difusión en aire = $0,1 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$
- Viscosidad (20°C y 1 atmósfera) = 229×10^{-6} poises
- Solubilidad en varios medios a 1 atm. de presión parcial y 20°C :
 - agua: $230 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$
 - glicerina: $13,2 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$
 - aceite: $29 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$
 - alcohol etílico: $7,4 \times 10^{-6} \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$

Al ser el radón un gas se difundirá a través de los diferentes medios sólidos. Una vez en los poros del medio, es posible el transporte macroscópico del radón, bien por difusión molecular, bien por flujo de fluidos a través del espacio de los poros.

Una de las propiedades más interesantes del radón, desde el punto de vista de la determinación de su concentración en el aire, es la facilidad que presenta para ser adsorbido por una gran variedad de sólidos, propiedad que ha sido usada para la elaboración de detectores de radón.

La liberación del radón del suelo así como su distribución en la atmósfera y en el aire de las habitaciones de las viviendas viene determinada por el período de semidesintegración del radón. Este valor es lo suficientemente grande como para que la mayor parte del radón formado en los materiales de construcción y el suelo superficial, pueda alcanzar el espacio ambiental interior, ya que es capaz de atravesar estructuras de hasta 1m de espesor. En algunos casos, tanto para el exterior como para el interior de viviendas el aporte de radón puede llegar a ser importante incluso para distancias mayores de 1 metro desde la superficie, si se encuentra con rutas de transporte de alta permeabilidad, como son las fisuras que se hacen en el suelo ó en suelos de gravas.

1.3.4. *Riesgos debidos al radón*

La toxicidad del radón se debe a su radiactividad, ya que al tratarse de un gas químicamente inerte no cabe considerar que pueda metabolizarse. Los mecanismos, que explican su toxicidad (Garzón 1992), se basan en que las partículas α por él emitidas producen ionizaciones en el seno de la materia celular cuando los tejidos se hallan en presencia de un emisor de esas partículas. La enorme energía cinética de estas partículas se disipa en el seno de la materia celular, ocasionando la creación de iones, de radicales libres, ó bien rompiendo moléculas clave, para la célula como el ADN. Como el alcance de las partículas α emitidas es muy pequeño, el radón externo a nuestro organismo no significa riesgo, ya que las partículas que emite serán detenidas por la epidermis que así actúa a modo de blindaje para el cuerpo. Pero cuando la fuente de partículas α penetra en el organismo (generalmente por inhalación), se instala en el interior del tracto respiratorio y las partículas emitidas podrán alcanzar las células de dicho tracto a las que lesionarán ó destruirán.

Los descendientes sólidos del radón, de vida corta, también son emisores de partículas α . Son químicamente reactivos, se adhieren a las superficies del árbol respiratorio y constituyen pequeñas fuentes de partículas α , que proporcionan localmente un elevado flujo de partículas a las células más próximas (Yu *et al* 1996a, Leonard 1996, Nero *et al* 1990).

Una fracción pequeña del radón atraviesa los capilares sanguíneos, incorporándose a la sangre, en la que se disuelve, distribuyéndose posteriormente en los diferentes tejidos, preferentemente en el adiposo, del que, una vez alcanzada la saturación, puede desprenderse.

Al respirar, una gran proporción de la progenie del radón adherida y no adherida será atrapada en los pulmones, donde estas partículas serán retenidas y tras sucesivas desintegraciones ocasionarán una irradiación del tejido del pulmón. El mayor daño a salud lo origina la inhalación de la progenie del radón más que el radón en sí. Sin embargo el gas radón es el que determina la exposición y por tanto es más conveniente usar el “radón” en un sentido genérico para incluir a todos los radionucleidos tanto el padre como su progenie.

La fracción no adherida constituye un factor determinante de la dosis recibida por la células blancas en el tracto respiratorio, debido al depósito en las vías aéreas de estos descendientes. Cuando se inhala, es más fácil que los descendientes del radón no adheridos se adosen a las capas de las células basales de los bronquios. La distribución del tamaño de las partículas en el aire también influye en la dosis recibida por las vías aéreas (Porstendörfer 1993).

La relación entre la exposición acumulativa y la dosis en las células y tejidos blanco ó diana en el tracto respiratorio es compleja, y depende tanto de factores físicos como biológicos, como son las características físicas del aire inhalado, los modelos respiratorios utilizados y las características biológicas del pulmón humano.

A partir de diversos modelos dosimétricos de pulmón, se estima que el promedio de la dosis debida a las partículas α en las células y tejido blando de la región traqueo-bronquial, es de, aproximadamente, 4 a 13 mGy por WLM (unidad de nivel mensual de trabajo, definida en Anexo I) .

1.3.5. *Cáncer debido al radón.*

El riesgo debido a la inhalación de radón y sus descendientes estriba en la posibilidad de inducción de cáncer de pulmón debido a la acción de las partículas α emitidas. En Gran Bretaña, se considera que el tabaco es la principal causa de las 40.000 muertes al año por cáncer de pulmón . En comparación se estima que 2.000 muertes por se deben al radón (Mettters 1992) como inductor de cáncer de pulmón.

Aunque se ha indicado que el radón puede ser causa de leucemia (Doll 1992), el riesgo, si es real, es muy pequeño (Richardson *et al* 1991).

1.3.5.1. *Riesgos de cáncer de pulmón por exposición al radón*

Según la publicación ICRP (1990) se han realizado muchos estudios epidemiológicos analizando el riesgo de contraer cáncer de pulmón asociado a la exposición de personas en viviendas a los descendientes del radón. Sin embargo las poblaciones no han sido lo suficientemente grandes, y por tanto los resultados no son concluyentes.

Los modelos de proyección de riesgo están basados en datos de exposición ocupacional. Para llegar a transferir las estimaciones de riesgo de los entornos ocupacionales a las viviendas hay que hacer muchas suposiciones, principalmente las relacionadas con las diferentes distribuciones por edades y sexo de la población, las diferencias en cuanto a tiempo de exposición, hábitos relacionados con el tabaco, y otros factores biológicos, físicos y fisiológicos. Son de gran importancia las características físicas del aire inhalado, la fracción de los hijos del radón no ligada a partículas, las características de los aerosoles, el tamaño de las partículas y su distribución, y estado del equilibrio de radón con sus hijos.

La exactitud de la estimación de riesgo depende de las diferencias entre ambientes, junto con el hecho de que las concentraciones de radón en el interior de las viviendas dependen de la geología, de la composición de los suelos (Price *et al* 1994, Badr *et al* 1993), del tipo de construcción de la vivienda (Man *et al* 1994), que ocasionan importantes incertidumbres en las estimaciones del riesgo relacionado con el radón en las viviendas.

Por ello, el estado actual de los conocimientos aceptados sobre los efectos en la salud de la exposición al radón y sus descendientes, proceden de revisiones y análisis recientes de estudios epidemiológicos de mineros de yacimientos subterráneos así como datos radiobiológicos de animales de laboratorio (Luebeck *et al* 1996).

La Tabla 2 contiene datos dados presentados en la recomendación ICRP 60 (1990). En ella se muestran resultados de estudios epidemiológicos hechos sobre mineros de minas subterráneas y de experimentos radiobiológicos realizados en animales. Los estudios se realizaron sobre cohortes de mineros de la minería de uranio de varios países.

Tabla 2.- Mortalidad por cáncer de pulmón en trabajadores de minas subterráneas (ICRP 1990)

	Número	Exposición media (WLM)	Nº personas año sometidas a riesgo	Nº de muertes por cáncer de pulmón	
				Observado	Esperado
Colorado Usa (1951-82)	3.347	882	73.642	256	59.1
Ontario, Canadá (1955-82)	11.076	37	217.810	87	57.9
Sashatchewan Canadá (1950-80)	6.857	22	114.170	65	28.7
Checoslovaquia (1948-80)	4.048	226	83.836	484	98
Malmberget, Suecia (1951-76)	1.292	98	27.397	51	14.9

El mismo documento indicado anteriormente señala que se ha observado un aumento en la incidencia de cáncer de pulmón estadísticamente significativo, con exposiciones acumuladas de algo menos de 50 WLM, que es un valor 2 a 5 veces superior a los valores medios de concentración de radón dados medidos en viviendas.

Asimismo se establece que el aumento en el exceso de la frecuencia de cáncer de pulmón es proporcional a la exposición acumulada a los descendientes del radón, hasta niveles de exposición de unos 500 WLM. La relación entre cáncer de pulmón en los trabajadores de minas de uranio y la exposición a niveles elevados de radón está firmemente establecida con los datos que se disponen en la actualidad (Lubin et al 1995, Xiang-Zhen *et al* 1993).

Parece ser según el Comité BEIR IV (NAS 1988) que este exceso en la frecuencia de cáncer de pulmón se presenta en el intervalo de 5 a 14 años tras la exposición y disminuye una vez pasados 15 años. El exceso de riesgo relativo a una edad específica es mayor cuanto más jóvenes son las personas y disminuye para edades avanzadas.

La ICRP en su informe nº65 (ICRP 1993) asume el modelo de proyección de riesgos multiplicativo considerando una correlación entre la dependencia con la edad y la tasa basal de cáncer de pulmón. Partiendo de estudios epidemiológicos propone un factor de riesgo relativo para cáncer de pulmón que varía con el tiempo desde la exposición y con la edad de la persona en el momento en que tiene lugar.

En estudios realizados en mineros (Finkestein M 1996) se ha determinado que el riesgo de cáncer de pulmón asociado al radón se modifica por la dosis y tiempo transcurrido desde la exposición.

En la Tabla 3, se presentan comparaciones de las estimaciones realizadas por diferentes Comités, de la probabilidad de muerte por cáncer de pulmón durante toda la vida debida a la exposición durante toda la vida a los descendientes de radón. Las probabilidades de cáncer mortal de pulmón, durante toda la vida, basadas en los modelos de proyección de riesgo relativo modificado ó constante, determinan fundamentalmente unos valores de

exceso del riesgo relativo durante toda la vida. La conversión a valores de riesgo absoluto para toda la vida depende de la tasa basal ó espontánea de cáncer de pulmón en la población estudiada. Estos modelos dan un valor de probabilidad de muerte por cáncer en un rango de 1 a 4×10^{-4} por WLM de exposición, es decir, entre 100 y 400 casos de cáncer de pulmón por cada 10^6 personas sometidas a un WLM de exposición.

Se han realizado estudios de cohortes en 17.143 mineros de uranio (Xian-Zhen *et al* 1993) y encontraron que el exceso de riesgo relativo de cáncer de pulmón por WLM disminuye con los años transcurridos desde la última exposición y no varía significativamente con la edad que tenía la persona cuando fue expuesta por primera vez al radón.

Tabla 3.- Probabilidad durante toda la vida de muerte por cáncer de pulmón debido a una exposición durante toda la vida a los descendientes del radón propuestos por diferentes Comités (ICRP 1990)

Evaluación	Proyección	Probabilidad de muerte por cáncer		
		Por unidad de exposición (10^{-6} / WLM)	Por unidad de exposición (10^{-3} /Jhm ⁻³)	Unidad de energía inhalada (10^{-3} /J)
NCRP (1984b)	Absoluto modificado	130	37	31
ICRP (1987)	Absoluto constante	150	43	36
	Relativo constante	230 ³	66 ³	55 ³
EPA (1986) (Pushin y Yang,1988) (Pushin y Nelson,1989)	Relativo constante	115-400	33-110 ⁴	27-95 ⁴
UNSCEAR (1977;1989b)	Estimación aritmética	150-450	43-128	36-110
BEIR IV (1988)	Relativo modificado	350 ⁴	100 ⁴	83 ⁴

1 Exposición de energía alfa potencial

2 Energía alfa potencial inhalada

3 Referido a una población global de referencia con una tasa inicial de cáncer de pulmón de 400 casos/ 10^6 personas por año promediado para todas las edades y para ambos sexos

4 Referido sólo a la población de Estados Unidos

Los modelos más recientes para analizar la inducción de cáncer de pulmón que se han llevado a término partiendo de estudios en mineros (Lubin *et al* 1995) así como confirmados por estudios radiobiológicos, asumen que a niveles altos de exposición acumulada (WLM) como los que se dan en ambientes mineros, el riesgo de cáncer de pulmón sigue un patrón inverso de tasa de dosis. Esto es, a igualdad de dosis total (WLM), el riesgo es mayor para aquellos trabajadores para los cuales la dosis total se acumula con un ritmo de tasa de dosis baja durante mucho tiempo, en vez de la situación para los cuales lo ha sido con una tasa de dosis elevada en un periodo menor. Este efecto tiene lugar para dosis totales altas.

Sin embargo estudios recientes están confirmando que para dosis totales menores, como las observadas en viviendas el efecto de tasa de dosis inverso disminuye e incluso desaparece (Lubin *et al* 1995, Jostes 1996, Auvinen *et al* 1996).

Lubin realizó estudios en trabajadores de minas para poder evaluar el efecto inverso de la tasa de dosis y la modificación por la dosis total. El riesgo relativo muestra un patrón de disminución cuando aumenta la tasa de exposición (WL), para las categorías de elevados valores de WLM (efecto inverso de la tasa de dosis). Sin embargo el efecto disminuye incluso desaparece para exposiciones acumuladas menores de 50 WLM (Brenner and Hall 1994).

Por ello, el establecimiento de riesgos debido a la progenie del radón en viviendas donde las dosis y tasas de dosis en general son muy bajas (promedio de 15-20 WLM para toda la vida) a partir de modelos basados en estudios en minas, podría dar lugar a ciertas incertidumbres (Lubin *et al* 1997). Para hacer estimaciones de los efectos del radón en casas, los modelos basados en mineros deberían tener en cuenta los efectos de la inversa de la tasa de dosis y su disminución a bajas dosis (Lubin *et al* 1995). Es, por tanto, mejor hacer las estimaciones en mineros que hayan sido expuestos a tasas de dosis relativamente bajas (por debajo de 20 WLM/año) (Doll 1992).

Se ha publicado (Cohen 1995, 1997) que para dosis totales bajas como las encontradas en viviendas, existe una tendencia a disminuir la tasa de cáncer al aumentar la exposición.

1.3.5.2. *Habito de fumar y exposición al radón*

Según indica la ICRP (1990) en su informe nº 60, fumar es el factor individual de mayor importancia en la inducción de cáncer de pulmón.

Se ha tratado reunir los datos de los estudios realizados con vista a relacionar la incidencia de cáncer de pulmón considerando la exposición al radón y el hábito de fumar a través de los modelos de extrapolación de riesgos aditivos, multiplicativos y de otros tipos intermedios (Xian-Zhen *et al* 1993). En un modelo aditivo, el riesgo absoluto para una exposición dada de radón será el mismo para fumadores que para no fumadores. En un modelo multiplicativo, una exposición dada de radón multiplicará la tasa de cáncer para fumadores y no fumadores por el mismo factor. Como las tasas de cáncer de pulmón son mayores para fumadores que para no fumadores, el modelo de riesgo multiplicativo implica mayores valores de exceso de riesgo de cáncer de pulmón por exposición al radón para fumadores que para no fumadores.

El Comité BEIR IV (NAS 1988) eligió una proyección multiplicativa para su extrapolación de riesgo, concluyendo: “el riesgo de cáncer de pulmón a lo largo de toda la vida, debido a la exposición a los descendientes del radón para grandes fumadores, podría ser 6-10 veces más alto que para los no fumadores”. Este resultado ha sido continuado en estudios posteriores (David *et al* 1994), si bien amplían las conclusiones en el sentido de afirmar que a los individuos muy fumadores hay que aplicarles un factor de riesgo mayor que el dado por BEIR IV.

Por otra parte se ha indicado (ICRP 1990) que para unas mismas condiciones de exposición a los descendientes del radón, el riesgo de cáncer de pulmón debido al radón, atribuible a no fumadores durante toda la vida, podría ser aproximadamente 4 veces menor que el coeficiente de riesgo promediado para el conjunto de la población. Asimismo (ICRP 1993) se considera aplicable el modelo de extrapolación de riesgos

multiplicativo, cuando se consideran fumadores, aunque hay datos a favor del modelo aditivo.

Un estudio (Ruosteenoja *et al* 1996) realizado en una zona de Finlandia en la que el valor medio de concentración de radón en viviendas es de 200 Bq m³, no puso de manifiesto una clara relación entre aumento de riesgo de cáncer de pulmón en la población y la exposición a esos altos niveles de radón, cualquiera que fuera el hábito tabáquico de la población.

Aunque en general los datos de mineros muestran una clara asociación entre exposición al radón y cáncer de pulmón, no se ha encontrado igual certeza sobre la manera en que el riesgo se distribuye entre fumadores y no fumadores (Kendall *et al* 1994).

1.4. FUENTES

1.4.1. *Características de la génesis del radón*

El átomo de ²²⁶Ra (y por tanto su núcleo, que va a desintegrarse produciendo una partícula α y un átomo de radón) se halla inicialmente en reposo. Como la suma de las masas de los productos es inferior a la masa del átomo de ²²⁶Ra, este defecto másico se transforma en energía cinética de dichas partículas, las cuales, quedarán en movimiento con altas velocidades.

Como el momento lineal inicial es nulo, por el principio de conservación del momento, las velocidades del átomo de radón y la de la partícula α tendrán que tener la misma dirección y sentidos opuestos, lo que suele expresarse diciendo que el átomo de radón es “un átomo de retroceso”. Aunque los momentos del átomo de radón y de la partícula α son iguales en valor absoluto, la energía cinética del átomo de radón es muy inferior a la de la partícula α en un factor igual a la relación de la masa de esta y la del átomo de radón (4/22).

1.4.2. Fuentes de radón en el seno de la corteza terrestre y en los materiales.

Todos los materiales que forman la corteza terrestre contienen radio, en concentraciones diversas. La concentración de radio [Ra-226] en esos materiales varía según el tipo de roca (UNSCEAR 1993).

En la Tabla 4 se muestran valores de [Ra-226], para diferentes tipos de rocas. En promedio, los granitos tienen alto contenido en radio, los basaltos bajo, y las rocas sedimentarias (s) y metamórficas valores intermedios.

Tabla 4.- Valores de [Ra] para distintos tipos de rocas (UNSCEAR 1993)

TIPO DE ROCA	[Ra-226] (Bq/kg)
Granitos	78
Basalto	11
Cal(s)	45
Arcillas(s),arenas(s)	60
Metamórficas	40

Los átomos de uranio y radio se encuentran rodeados de partículas de los materiales que constituyen la roca. Cuando se producen los átomos de radón, éstos se mueven en el material a lo largo de una trayectoria que dependerá de su energía. Según sea la longitud de la trayectoria, los átomos de radón quedarán atrapados en la red del mineral o, si es suficientemente grande podrán llegar a los poros existentes en las rocas, incorporándose al aire existente en estas pequeñas cavidades. Una roca muy compacta, posee una porosidad ϵ (fracción de volumen de material que corresponde a los poros) pequeña, por ejemplo de 0,01; en cambio, un material no compacto puede tener una porosidad de 0,35.

Se define (UNSCEAR 1993) el poder emanador ó coeficiente de emanación (η), como la fracción de átomos de radón que se forma en los granos del suelo y que penetra en los poros del medio, desde donde se transporta hasta el exterior de la roca (Figura 5).

La humedad y la temperatura afectan a la emanación de radón (UNSCEAR 1993, Porstendörfer 1993). El incremento de humedad (Tso *et al* 1994) aumenta el transporte de radón pero esta tendencia se invierte cuando el contenido de agua del material llega a la saturación. El aumento de la temperatura también aumenta la emanación, pero el mecanismo no está bien comprendido.

Se define como intensidad del radón en un material a la tasa de actividad de radón por unidad de volumen del material. El productor de radón es el radio presente en el material. Si es C la actividad de radio por unidad de masa del material (Bq/kg) cuya densidad sea d, se tendrá que la intensidad de radón, Q, será:

$$(ec.1) \quad Q = C \times d \times \lambda \quad (\text{Bq cm}^{-3} \text{ s}^{-1})$$

siendo λ la constante de desintegración del radón ($2 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$)

No todos estos átomos proporcionan radón transportable desde el material pues algunos átomos de radón quedan retenidos en el propio material. Si ϵ es la porosidad y η la fracción de átomos de radón producidos que penetran en los poros del material, se tiene que la intensidad de radón producido por la fuente y que sale de la misma es:

$$(ec.2) \quad Q' = C \times d \times \lambda \times \eta / \epsilon \quad (\text{Bq cm}^{-3} \text{ s}^{-1})$$

Esta expresión muestra la influencia que ejercen las características del material en el valor de la intensidad de la fuente natural de radón.

El efecto de las primeras variables es evidente, no así el de la porosidad. Cuanto mayor es la porosidad menor es la intensidad de la fuente, lo cual resulta evidente si se tiene en cuenta que, a igualdad de las demás variables, el radón se reparte en un volumen mayor, por lo que la actividad específica será menor. Este análisis del poder de exhalación ó emanación se ha aplicado para conocer la producción de radón desde la corteza de la tierra o la debida a los materiales que se emplean en la construcción de viviendas que proceden directa ó indirectamente de la corteza (Garzón 1992, UNSCEAR 1988).

En la Tabla 5 se pueden ver valores de concentraciones de radio [Ra] (Bq/kg) para diferentes materiales de construcción de distintos países. (UNSCEAR 1982, Tso *et al* 1994, Othman and Mahorou 1994, Roelofs and Scholten 1994, Renken and Rosenberg 1995, Popovic *et al* 1996)

Tabla 5.- Valores de [Ra] para diferentes materiales de construcción usados en diferentes países.

	Hormigón	Cemento	Ladrillo	Arena (s)	Arcilla (s)	Cal (s)	Yeso	Basalto	Granito
Hong Kong	98	36	78	44	41		26		180
Dinamarca	13								
Hungría	28								
Noruega	26(18)	30							
U.K.	74(15)	22			52				89
U.S.A.	15	51							
Polonia		(7-26)					26-740		89
Siria		(26-32)	38	(1-23)	29	32	19(2-30)	36(18)	
Yugoslavia	8	48		5	12	9			
Australia		59				15			
Alemania									100
España						32			

(s) rocas sedimentarias.

Los valores entre paréntesis y separados por un guión indican el rango de variación de los valore de [Ra], mientras que un valor seguido de otro solo entre paréntesis indica que solo se tienen referencias de 2 autores

1.5. MECANISMOS DE TRANSPORTE DE RADON EN LA CORTEZA

El radón será transportado desde los poros del material hasta la superficie del mismo de forma que una determinada fracción alcance la superficie antes de desintegrarse (Figura 5).

Existen dos mecanismos básicos de transporte de radón que son el flujo por difusión molecular, que tiene su origen en las diferentes concentraciones de radón en los distintos puntos de un medio, y el flujo por convección, que es producido por cambios de presión.

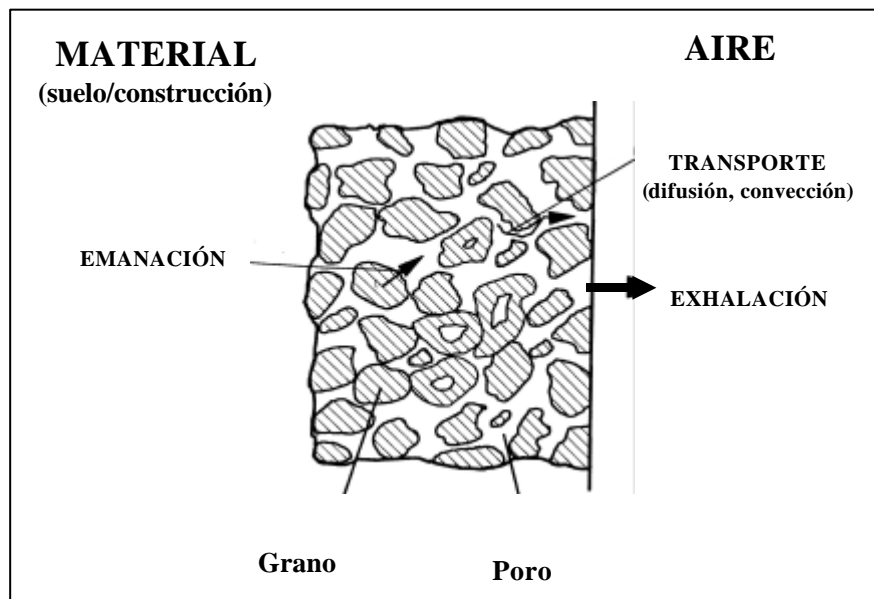


Figura 5.- Fenómenos de transporte del radón en los materiales (Porstendörfer 1993)

1.5.1. Difusión

El fenómeno de difusión tiene lugar, al moverse el radón desde zonas en que su concentración es alta, hacia zonas en que la concentración es menor, como por ejemplo el aire exterior.

El radón viaja a través de los poros hasta la superficie del material alcanzando la atmósfera. Se ha definido la tasa de exhalación como el número de átomos de radón que atraviesa la unidad de superficie del material en la unidad de tiempo.

La tasa de exhalación del radón (para el flujo molecular por difusión solamente) (Porstendörfer 1993, Garzón 1992) procedente del suelo es:

$$(ec.3) \quad \phi = \varepsilon \times Q \times L_d$$

siendo L_d la longitud de difusión: distancia que el radón puede recorrer en un determinado material antes de desintegrarse, que se expresa como $[D/\lambda]^{0.5}$, donde D es el coeficiente de difusión para el material que se expresa en cm^2s^{-1} . La diferente capacidad de difusión de los distintos medios, se describe mediante este coeficiente.

Sustituyendo la definición de L_d y la ec.2 en la ec.3, queda para la tasa de exhalación (densidad de flujo por difusión) la expresión:

$$(ec.4) \quad \phi = C \times d \times \eta \times \lambda \times [D/\lambda]^{0.5}$$

Las unidades en que se expresa ϕ son $\text{Bq cm}^{-2} \text{s}^{-1}$.

Los valores promedios del coeficiente de difusión para el suelo son del orden de $5 \times 10^{-6} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$, por lo que se obtienen longitudes de difusión del orden de 1,5 m (Porstendörfer 1993).

El coeficiente de difusión del radón en el aire es 0,1 y en el agua $1,13 \times 10^{-5} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$. Esto quiere decir que el radón se difunde mucho más lentamente en el agua que en el aire.

La tasa de exhalación (Φ) depende de las características del medio difusor (d , η , D) y de la concentración de radio C , siendo, a igualdad de las demás condiciones, proporcional a esta concentración. En general las características físicas de la corteza terrestre suelen ser parecidas de unos lugares a otros, por lo que el parámetro que determina las diferencias en la exhalación es la concentración de radio.

La tasa de exhalación, también puede venir expresada en las unidades de ($\text{átomos cm}^{-2} \text{ s}^{-1}$). Los valores obtenidos experimentalmente sobre áreas continentales indican que, a pesar de las variaciones encontradas entre unos lugares y otros, tiene sentido estadístico establecer un valor medio continental, que es muy próximo a $1,36 \text{ átomos cm}^{-2} \text{ s}^{-1}$.

Asumiendo un valor promedio de concentración de radio, para el suelo de 40 Bq kg^{-1} , un valor de coeficiente de emanación de radón de 0,1 y densidad del suelo de $2 \times 10^{-3} \text{ g cm}^{-3}$, la tasa de exhalación procedente del suelo promedio es de $2,6 \times 10^{-4} \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ (Porstendörfer 1993).

La expresión de la tasa de exhalación para un material de construcción, asumiendo que no existe transporte por convección, es el producto de un término idéntico al dado para tasa de exhalación para la corteza y otro término, cuyo valor es menor que la unidad, que tiene en cuenta el espesor finito del bloque.

Algunos autores han dado valores de tasas de exhalación para diferentes materiales de construcción comprendidos entre $3 \times 10^{-6} \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ y $3 \times 10^{-4} \text{ Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ (Chen *et al* 1993).

Las grietas y agujeros existentes en la corteza terrestre y en la cimentación de las viviendas facilitan la entrada de radón en las mismas. Los efectos de las fracturas han sido estudiados con modelos matemáticos (UNSCEAR 1993). A partir de éstos se ha visto que para un conjunto de grietas de 1 cm de ancho separadas entre sí un metro, a través de un suelo de cimentación de una vivienda cuyo grosor sea 0,2 m y con un coeficiente de difusión de $5 \times 10^{-7} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ para la tierra de debajo, la tasa de entrada de radón a la vivienda por difusión será un 20% del valor correspondiente a la tierra descubierta. Sin embargo las medidas realizadas en muestras de materiales, (Nielson *et al* 1997) con pequeñas grietas, no confirmaron la previsión anterior.

Se ha medido la tasa de exhalación en muestras de hormigón durante 8 años (Roelofs and Sholten 1994) y se han constatado variaciones en las tasas de exhalación con la edad de la muestra y con la humedad. En los primeros años tras la fabricación, la tasa de exhalación de las muestras varió considerablemente aumentando en un factor 1,5 para la muestra más antigua pero, pasados 6 años, se encontró en todos los casos que las tasas de exhalación disminuían gradualmente. Por otra parte, la tasa de exhalación aumenta con la humedad hasta un 75% de humedad relativa (HR). Las tasas de exhalación para valores de humedad del 100% son similares a los de 75% e incluso menores, es decir a partir de un cierto valor de humedad la tasa de exhalación deja de aumentar. Las medidas de tasa de exhalación de una muestra de hormigón deben estandarizarse a un cierto valor de humedad así como a la edad de la muestra.

La longitud de difusión presenta valores (Quindós 1995) de 10 a 20 cm para el hormigón y de alrededor de 1 m para un suelo normal, con lo cual el radón creado a distancias superiores a la longitud de difusión, no va a poder escapar al exterior del material.

1.5.2. *Convección*

Este mecanismo de entrada de radón en el interior de las viviendas está ocasionado por las diferencias de presión a que se encuentran el gas del suelo y el interior de las casas.

En general la presión del aire en las casas es algunos Pascales menor que la del gas del suelo (Hintenlang *et al* 1994).

Los 2 mecanismos principales responsables de la convección son el viento que sopla sobre el edificio y los sistemas que producen calor ó frío en las viviendas: aire acondicionado, mecanismos extractores de aire para ventilación (Kearfott *et al* 1992b, Yu *et al* 1995) e intercambiadores de aire para calefacción, ya que generan en las habitaciones de las casas una depresión creando así un campo de presiones que favorece la entrada de radón desde el suelo.

El radón se ve arrastrado por movimientos convectivos de masas de gas del suelo a través de los poros y fisuras que existen, no solo en las rocas, sino también en la propia estructura de las casas, pudiendo alcanzar de esta forma el interior de las mismas. Este mecanismo, es el que, en general, permite explicar casos de elevadas concentraciones de radón en el interior de las viviendas.

La permeabilidad de un medio material describe la capacidad de éste para actuar como barrera frente al movimiento de un gas, cuando existe una diferencia de presión a través del material (Renken and Rosenberg 1995).

El hormigón, al formar parte de los cimientos de las casas y constituir la interfase casa-suelo, es la primera barrera que el radón va a encontrar en su paso hacia la casa. Así, cuando se genera un gradiente de presiones entre el suelo y el interior de la vivienda, el paso del gas que se produce será más importante cuanto mayores sean los valores de la permeabilidad de los suelos y de los materiales de construcción. Valores altos de permeabilidad permiten encontrar altos niveles de radón en las habitaciones.

La permeabilidad está muy relacionada con la porosidad, porque al aumentar la porosidad aumenta el tamaño y número de los espacios disponibles para que fluya el gas. La permeabilidad de un medio, no solo depende del volumen de los poros de los mismos, sino también de su tamaño, distribución e interconexión existente entre los mismos.

Como se observa en la Tabla 6, en general la permeabilidad de los materiales de construcción es varios órdenes de magnitud inferior a la que presenta un suelo normal, y de promedio, es similar a la de las arcillas (Quindós 1995).

Tabla 6.-Valores de permeabilidad (m^2) para distintos materiales de construcción (Quindós 1995)

gravas		arena fina				arcillas	
↓		↓				↓	
10^{-7}	---	10^{-9}	---	10^{-11}	---	10^{-13}	---
				↓			
				arenas			

Las arcillas, contienen una concentración de uranio apreciable. Sin embargo, su carácter impermeable hace que la cantidad de radón que alcanza su superficies sea pequeña. Por el contrario en las rocas muy fracturadas y permeables, como son las calcáreas, que tienen un contenido en uranio unas 5 ó 10 veces menor que las arcillas, el radón se desplaza más fácilmente y puede alcanzar la superficie del suelo en mayor proporción. El contenido de radón en casas emplazadas sobre diversos suelos depende no solo de la cantidad de uranio presente en el suelo, sino también de la permeabilidad del mismo.

Se han dado valores de permeabilidad de suelos del orden de $7 \times 10^{-11} m^2$ (Ward *et al* 1993). Si en los suelos los valores de permeabilidad son menores de $7 \times 10^{-12} m^2$ el principal mecanismo de transporte es la difusión (Ward *et al* 1993, Jarzenba and Blue 1996).

La presencia de grietas favorece el transporte por convección (Nielson *et al* 1997). Incluso grietas de pequeño tamaño ($10^{-7}m^2$) pueden favorecer la convección (Nielson *et al* 1997)

1.6. PROCEDIMIENTOS DE MEDIDA DE RADÓN Y DESCENDIENTES.

Para medir la concentración del radón y descendientes en el aire ambiental y en el de las viviendas, se han desarrollado varias técnicas que se han resumido en diversas publicaciones (Nero *et al* 1990, Djefal *et al* 1992). Todas se basan en la detección de la radiación emitida en la desintegración radiactiva del radón y/o su progenie. Se ha utilizado no solo la radiación alfa y beta, sino también la radiación X o gamma que se produce cuando algún descendiente decae al estado fundamental del mismo tras la emisión de partículas. Cualquiera de estas formas de radiación son capaces de crear iones en los materiales con los que pudieran interaccionar y algunos de los métodos de detección se basan en la determinación de la ionización producida.

Unas técnicas de medida de la concentración de radón proporcionan valores instantáneos o puntuales, mientras que otras requieren hacer medidas integradas durante un cierto tiempo dando valores integrados. Algunas técnicas requieren desplazar equipos pesados y grandes al lugar de la medida mientras que otras consisten en colocar detectores pequeños, que posteriormente se tienen que llevar a analizar a un laboratorio.

Los métodos de medida llamados "activos" se usan para hacer medidas en corto tiempo y para estudios detallados de lugares individuales en los que se quieran hacer medidas puntuales. Los métodos llamados "pasivos" sirven para la medida de concentración de radón en períodos de tiempo largo (de semanas a meses) y están basados en dispositivos integradores dando valores promedios de variaciones temporales.

Se pueden considerar 3 tipos de medidas o monitorizaciones del radón: monitorización discontinua, monitorización continua y monitorización integrada (NEA 1985, Khan *et al* 1993). La elección del método depende del objetivo del estudio.

1.6.1. *Medida de radón en régimen discontinuo*

Estos métodos se usan para medir radón en intervalos cortos y distintos de tiempo (Nero *et al* 1990). Se utiliza un contenedor portátil con el sistema de detección en su interior que se coloca en el lugar que se va a medir y se hace pasar aire por él para determinar el contenido de radón en el aire. El sistema de detección es un material que experimenta centelleo por acción de las partículas α . La medida se completa en un intervalo de unos 10 min, por lo que da valores de concentración correspondientes a un momento determinado.

Dada la variabilidad de las concentraciones de radón con el tiempo este método tiene la desventaja de que no da valores representativos para evaluar las tasas de exposición al radón en viviendas. Sin embargo tienen la ventaja de su fácil y cómodo transporte por ser poco voluminosos.

1.6.2. *Medida de radón en régimen continuo*

En los casos en los que las concentraciones de radón puedan cambiar significativa y rápidamente con el paso del tiempo, el método de muestreo anterior puede llevar a una determinación incorrecta de los niveles de radón, siendo preferible realizar una monitorización del radón de forma continua (NEA,1985).

En este método se utilizan dispositivos que registran en tiempo real medidas en régimen continuo de gas radón (Nero *et al* 1990). El aire ambiental en el que está diluido el radón se bombea o difunde a una cámara en la que haya un detector de centelleo ó una cámara de ionización conectada a un sistema electrónico de medida que proporciona un número de cuentas para obtener los valores de concentración de radón.

Este método tiene el inconveniente actualmente de basarse en equipamiento voluminoso y caro.

1.6.3. *Medida de radón integrada en el tiempo.*

Los equipos de medida para este método pueden clasificarse en 2 grupos: de corto período (unos días) y de largo período (unos meses). De entre los primeros cabe citar los detectores de carbón activo y de entre los segundos la cámara electret y los detectores de trazas.

1.6.3.1. *Cámara de carbón activo*

El detector es una caja de metal (de reducidas dimensiones, por ejemplo unos 10 cm de diámetro) que contiene carbón activo cubierto con una malla fina. La caja está sellada y se abre cuando se va a realizar la medida. El radón se difunde en el carbón adsorbiéndose en los gránulos de carbón activo. Al final del proceso se cierra la caja metálica y en un laboratorio se determina el radón adsorbido con un detector de centelleo mediante el análisis de la radiación gamma que se produce a partir de la desintegración de los descendientes que produce (Gray and Windham 1987, Nero *et al* 1990, EPA 1996).

El período de exposición puede ser de 2 a 7 días, no debiéndose pasar de este valor dado el período de desintegración del radón. La medida se realiza en un período de tiempo de unas 24 horas tras la recogida del detector.

1.6.3.2. *Cámara electret*

Este detector integrador pasivo, es una cámara que tiene un disco detector electrostáticamente cargado (electret) ubicado en el fondo del mismo. Durante el proceso de medida, el radón se difunde a través de un filtro que cubre la apertura de la cámara y la ionización resultante en el gas de la cámara debida a la desintegración del radón y su progenie reduce el voltaje de la superficie del detector (EPA 1996). La reducción del voltaje del detector es una medida de la exposición integrada en el tiempo del radón. El factor de calibración relaciona la caída de tensión con la concentración de radón. Tiene el inconveniente de que es muy sensible a radiación de gamma de fondo

natural, que si no se corrige puede llevar a errores en la medida de concentraciones de radón. Las diferentes formas que puede tener el detector determinan si este es apropiado para medir en períodos de tiempo pequeños ó grandes. Como son sistemas de medida integradores de radón, pueden estar colocados menos tiempo cuando los valores de concentración de radón son elevados, por lo que, en cierta medida, también se les considera de corto período.

1.6.3.3. Detectores de trazas

Uno de los métodos más frecuentes entre los que se usan para realizar medidas pasivas de período largo se basan en el uso de detectores de trazas. Están basados en el efecto que producen las partículas α en diferentes materiales plásticos. El radón y sus descendientes emiten partículas α que producen una huella o traza en el detector. La composición de este puede ser muy diferente (Khan *et al* 1993): a) de nitrato de celulosa (CN-85, LR-115); b) de carbonato (CR-39); c) de policarbonato (Makrofol, Lexan). El material plástico va ubicado en un contenedor. El aire se difunde a través de un filtro que permite que entre el radón pero no sus descendientes (NEA 1985, Cramer and Burkart 1989, Nero *et al* 1990, EPA 1996). Tras finalizar el periodo de medida la cámara se sella y se traslada al laboratorio, donde se analiza.

El detector de material plástico es tratado química o electroquímicamente (dependiendo del tipo de detector), y tras esto se cuenta el número de trazas producidas en una determinada área, usando un lector óptico automático o bien se cuentan manualmente. Conocido el factor de calibración del equipo, el número de trazas contadas por unidad de área permite obtener el valor de concentración de radón .

El tiempo de exposición de estos detectores suele ser de 3 a 12 meses cuando se usan para conocer las concentraciones de radón en viviendas y edificios (Uyttenhove *et al* 1983, Mushin *et al* 1993, Nowina 1995, Mareny *et al* 1996).

De los 3 tipos anteriormente citados los de policarbonato se someten a tratamientos químicos y electroquímicos. Presentan ciertas ventajas (Urban and Piesch,1981) frente a los otros:

- a) En el proceso electroquímico las trazas se magnifican, lo que permite su fácil lectura. Son capaces de discriminar diferentes energías.
- b) Las características de “fading” (desvanecimiento de la señal con el paso del tiempo) del Makrofol permiten tiempos de exposición de hasta 1 año y monitorizaciones en climas con niveles de humedad elevados y temperaturas de más de 50 ° C.

Estos detectores dan un valor de concentración promediada en un tiempo largo. Además la técnica de revelado es muy precisa siempre que se controlen escrupulosamente la temperatura y la diferencia de potencial. Por otra parte no ocasionan grandes gastos. Los detectores se transportan fácilmente. Ocupan poco volumen por lo que no significan molestias en las viviendas aunque estén midiendo durante varios meses. Los detectores pueden ser enviados fácilmente por correo, lo que facilita los procedimientos de medida a gran escala. No son sensibles a pequeñas o medianas variaciones de temperatura, humedad y movimientos de aire (Pearson *et al* 1992, Ortega *et al* 1995).

Los errores posibles de las concentraciones de radón medidas con estos detectores y con este método de medida son debidos a: a) imprecisiones en las concentraciones de las disoluciones químicas utilizadas; b) no constancia de la temperatura durante el proceso; c) variaciones en el voltaje aplicado; d) cambios en la selección de las trazas debidas al azar durante el proceso de lectura (Pearson *et al* 1992).

1.7. FACTORES QUE AFECTAN A LA CONCENTRACIÓN DE RADÓN EN EL INTERIOR DE LAS VIVIENDAS

1.7.1. *Estudios iniciales para conocer la concentración de radón en viviendas y su consecuencia sobre la salud.*

La dosis por inhalación de los productos de desintegración del radón es el componente dominante de las dosis debidas a la radiación natural de la población (Pavlenko *et al* 1996), como se ha visto en la Introducción 1.3.

Desde el siglo XV se sabía que mineros que trabajaban en las minas de plata, cobre y cobalto del Sur de Alemania contraían la llamada "enfermedad del pulmón de Schneeberg", que luego se reconoció como cáncer de pulmón. Inicialmente se sospechó que podría ser causada al inhalar el polvo que se generaba en estas minas durante el proceso de extracción de los minerales. En 1898 el matrimonio Curie aisló radio de la pechblenda procedente de la mina de Jachymov (sur de Bohemia). Posteriormente se identificó el ^{222}Rn como un gas noble radiactivo producido por la desintegración del radio. Las primeras medidas de radón en las minas, revelaron altas concentraciones del mismo en el aire de las galerías de estas. Inmediatamente se estableció una relación causal entre la concentración de radón y los procesos carcinogénicos que se desarrollaban en el tracto respiratorio(pulmones)de los mineros.

Pese a lo anteriormente indicado, todavía en 1920 no se aceptaba generalmente la idea de que el radón fuese el causante de la enfermedad de Schneeberg. Sin embargo en 1936 Rajewsky realizó un estudio en Alemania en el que realizó análisis histopatológicos de tejidos de pulmón de mineros y concluyó que habían muerto por cáncer de pulmón. El promedio de concentración de radón en las minas de Schneeberg era de 70 a 120 kBqm⁻³. Se concluyó que en estas minas de Schneeberg, la inhalación del radón había que considerarla como posible causa de la alta frecuencia de cáncer de pulmón entre los mineros de la zona.

La mayoría de las minas de uranio que se explotaron a partir de 1946 estaban localizadas en Zaire, Canadá y Colorado (E.E.U.U.). Por esos años se hicieron estudios

dosimétricos e investigaciones radiobiológicas de los posibles efectos de la inhalación de radón. Se observaron tasas altas de cáncer de pulmón en trabajadores de las minas de uranio, encontrando la existencia de una relación entre el exceso de riesgo de cáncer de pulmón y la inhalación de radón.

Las mediciones llevadas a cabo en minas de uranio establecieron, por tanto, que la inhalación de radón significaba riesgos para la salud. Subsidiariamente se estableció una metodología para realizar técnicas de control del radón y sus productos de desintegración.

Un año después del descubrimiento del ^{222}Rn en 1901, se descubrió que el radón se encontraba en el aire atmosférico. La primeras medidas de radón en viviendas fueron hechas en Suecia en 1956, y se encontraron valores altos en algunas de las viviendas construidas con materiales con alto contenido en radio.

Se han medido valores promedios de concentraciones de radón en viviendas de muchos lugares y los resultados medios oscilan desde unos 30 Bqm^{-3} hasta unos 200 Bqm^{-3} (Man *et al* 1994, Gutiérrez *et al* 1994, Wasiolek *et al* 1995). Algunos autores han encontrado valores en algunas viviendas muy superiores a los promedios. Así, en España (Quindós *et al* 1993) se han encontrado valores superiores a 2000 Bqm^{-3} en áreas de Galicia y Salamanca. Una revisión de resultados en E.E.U.U. referidos a 55000 viviendas, permitió determinar que 6199 casas de 24 regiones distintas tenían una media aritmética de concentración de radón 329 Bqm^{-3} (Alexander *et al* 1994). Numerosos estudios realizados en todo el mundo han servido de base para proponer como media aritmética mundial de la concentración de radón en viviendas y lugares de trabajo unos 42 Bqm^{-3} (UNSCEAR 1993, Polpong and Bovornkiti 1998)

El interés de estas medidas ha ido en aumento con el paso del tiempo al constatar que en los países desarrollados, las personas pasan entre un 80% y un 90% del tiempo en el interior de edificios (viviendas y lugares de trabajo) (Garzón 1992, Gutiérrez *et al* 1992, ICRP 1993, Stuardo 1995, Nowina 1995)

1.7.2. *Parámetros que influyen en la concentración de radón en el interior de una vivienda*

Las características arquitectónicas de las viviendas influyen en los valores de concentración de radón en el aire de las mismas (Pavlenko *et al* 1996). Como existe gran diversidad de viviendas construidas de diferente manera en todo el mundo, se hace verdaderamente complicado proponer un modelo sobre el que estudiar los parámetros que rigen la concentración de radón para cada una de ellas. En una primera aproximación, se pueden clasificar las viviendas en unifamiliares y multifamiliares en bloques de edificios con muchos pisos (Garzón 1992). Esta clasificación ha sido seguida por distintos autores (Pavlenko *et al* 1996, Gutiérrez *et al* 1994, Man *et al* 1994.)

La vivienda unifamiliar se apoya directa ó indirectamente sobre una superficie de $S(m^2)$, con una altura media de $h_n(m)$. En la vivienda se realiza un intercambio de aire con el exterior y la constante de renovación λ_v , viene dada por la expresión :

$$(ec.5) \quad \lambda_v = c / V$$

siendo: c es el caudal de salida de aire en $m^3 h^{-1}$ y V el volumen de la vivienda en m^3 .

El tiempo necesario para que se renueve todo el volumen de aire de una habitación se llama tiempo de renovación t_r y es igual a $1/\lambda_v$.

La concentración de radón en el interior de una vivienda estará determinada por:

- a) Radón producido por la desintegración del radio existente en el suelo en que se asienta la vivienda y el que procede de los materiales de construcción utilizados.

- b) Diferencia entre las concentraciones de radón en el interior y el exterior de la vivienda.
- c) Renovación del aire de la vivienda.
- d) Por el hecho de que al ser el radón un elemento radiactivo, su concentración variará con el paso del tiempo, como consecuencia de su desintegración.

Estos factores se pueden caracterizar con los siguientes parámetros:

- i) tasa de exhalación, Φ , nº de átomos de radón emitidos por unidad de superficie y la unidad de tiempo. Puede expresarse también la actividad de radón en actividad de radón producida por m^2 de superficie y por unidad de tiempo. Suele expresarse en $Bq\ cm^{-2}\ s$.
- ii) Si N es la concentración átomos de radón, (Bqm^{-3}), el factor que expresa la diferencia de concentraciones entre el interior y el exterior será: $N_{in} - N_{ex}$.
- iii) La renovación viene expresada por:

$$\lambda_v = \text{caudal de intercambio de radón} / \text{volumen total}$$

- iv) El carácter radiactivo se expresa por la contante de desintegración λ (nº de desintegraciones por unidad de tiempo).

Si S es la superficie (suelo, paredes y techo) de la vivienda, n^2 , la actividad de radón producida e incorporada al aire de la vivienda en un tiempo dt será:

(ec.6)

$\Phi S dt$

La cantidad de radón que desaparece, por desintegración radiactiva, en ese tiempo t será:

$$(ec.7) \quad N V \lambda dt$$

Siendo N el n° medio de átomos por unidad de volumen.

El número de átomos de radón en cada momento será la diferencia entre lo que se produce y lo que desaparece y será también, VdN , siendo dN la variación que experimenta el n° de átomos de radón por unidad de volumen.

$$(ec.8) \quad \Phi S dt - N V \lambda dt = VdN$$

Por tanto :

$$(ec.9) \quad dN / dt = \Phi S / V - N \lambda$$

Integrando la ec.9, si $\Phi = cte$, se obtiene:

$$(ec.10) \quad N = N_0 e^{-\lambda t} + [(\Phi S/V) (1 - e^{-\lambda t})] / \lambda$$

Sin embargo, al término hay que añadir la contribución debida al radón exterior y restarle el radón interior que sale al exterior, teniendo en cuenta la desintegración radiactiva del mismo.

La contribución debida al radón exterior es:

$$(ec.11) \quad \boxed{\lambda_v N_{ex}}$$

el radón que hay en el interior y que sale al exterior:

$$(ec.12) \quad \boxed{\lambda_v N_{in} + \lambda N_{in} = (\lambda_v + \lambda) N_{in}}$$

sustituyendo en la ec.8 el valor de N, siendo este la suma de las contribuciones dadas por las ecuaciones 11 y 12:

$$(ec13) \quad \boxed{dN_{in} / dt = [\Phi S / V + \lambda_v N_{ex}] - (\lambda_v + \lambda) N_{in}}$$

Para resolver la ecuación, en la que Φ , λ y N_{ex} son variables, se necesita conocer la dependencia funcional de estas variables con el tiempo. Esta dependencia no es conocida, y si por el contrario, se determinan las variables experimentalmente, puede

determinarse la variación del número de átomos de radón en el interior de las viviendas por unidad de tiempo y volumen.

La integración de la ecuación anterior, una vez introducidas en ella los valores experimentales fijos para las “variables” conduce a:

$$(ec.14) \quad N_{in} = N_o e^{-\lambda t} + Q' / \lambda' (1 - e^{-\lambda t})$$

Siendo: $\lambda' = \lambda + \lambda_v$, $Q' = \Phi S / V + \lambda_v N_{ex}$ y N_o la concentración inicial ($t = 0$).

La expresión muestra la evolución temporal de la concentración de radón N_{in} . Para valores de t suficientemente largos, tiende a un límite. Matemáticamente para $t \rightarrow \infty$, se tiene:

$$(ec.15) \quad \lim_{n \rightarrow \infty} N_{in} = [\Phi S / V + \lambda_v N_{ex}] / (\lambda + \lambda_v)$$

Es decir la concentración de átomos de radón en el interior de una vivienda, debe venir dada por la expresión anterior, o sea:

$$(ec.16) \quad N_{in} = [(\Phi S / V) + (\lambda_v N_{ex})] / (\lambda + \lambda_v)$$

La (ec. 16) representa la concentración de radón en el estado estacionario. Si S/V es constante para todas las viviendas, la concentración de radón en el interior dependerá solo de N_{ex} , λ_v , y Φ . Este planteamiento ha sido aceptado por diversos autores (Hopke 1989, Nero 1990).

1.7.2.1. *Influencia de la concentración de radón en el aire exterior sobre la concentración en el interior de las viviendas.*

La distribución de radón y de sus productos de desintegración en el aire libre pueden variar (UNSCEAR 1982) con la distribución turbulenta vertical (fenómeno por el cual se transporta el radón desde el suelo hasta aproximadamente 1m por encima de él), por la exhalación de los suelos así como por parámetros meteorológicos como la temperatura, la humedad del suelo (Gratsy 1994, Porstendörfer 1993) y régimen de lluvias en la zona en que se encuentra la vivienda (Quindós 1995) y vientos.

En Japón se realizó un estudio para analizar la distribución vertical de radón en la atmósfera, encontrando que esta no muestra diferencias significativas a partir de alturas sobre el suelo mayores de 1m (Doi *et al* 1994).

El incremento de la temperatura ambiental puede aumentar la tasa de exhalación. (Postendörfer 1993). La máxima exhalación en el exterior suele observarse en verano, y sin embargo en esa época la mezcla turbulenta vertical es también mayor lo que origina una disminución en la concentración de radón en la superficie. En invierno se da la mínima exhalación pero el intercambio vertical es también menor. La disminución del proceso de mezcla con el aire en invierno, produce un aumento de la concentración de radón en invierno. Esto da lugar a una variación estacional con una concentración en el aire a nivel del suelo mínima en primavera y verano y máxima en otoño e invierno (UNSCEAR 1982, Gratsy 1994).

En Japón (Doi *et al* 1994), también encontraron valores de concentración de radón mayores en Otoño e Invierno, debidos a las masas de aire originadas en la región de Siberia (con valores altos de concentración de radón) que llegan a Japón en invierno,

mientras que en verano proceden de una zona del océano Pacífico ecuatorial con valores menores de concentración de radón.

También se ha propuesto variaciones de los valores de concentración de radón a lo largo del día. Los valores más altos de concentración de radón se encuentran por las mañanas, y los valores mínimos en la tarde (Ortega y Vargas 1996).

Algunos autores han encontrado una relación entre la geología y los valores de concentración de radón en el exterior. En Canadá se encontraron valores elevados de concentración de radón en suelos de arcillas (Gratsy 1994), que son ricos en ^{226}Ra , lo que confirma la relación entre la concentración de radón y el contenido de Uranio del suelo. Se realizaron determinaciones de radón en Nevada (Price *et al* 1994) encontrando que existe correlación entre los valores de concentración de radón en el exterior y los diferentes concentraciones de radón en suelos y uranio y su progenie en rocas.

En un estudio llevado a cabo en Canadá (Gratsy 1994), se encontraron variaciones en los valores de concentración de radón en el exterior que fueron atribuidas a cambios en el contenido de agua del suelo. Los valores mayores de concentración de radón en exterior se encontraron en regiones donde las precipitaciones anuales eran menores. Como el radón es un gas que se disuelve bien en el agua, cuando las precipitaciones son abundantes, es decir, durante períodos de fuertes lluvias, se saturan los poros del terreno y el radón se acumula en la tierra pudiendo desplazarse grandes distancias disuelto en agua. Todo ello trae como consecuencia una disminución de la exhalación (Quindós 1995).

Una disminución de la presión atmosférica (Quindós 1995) origina una salida de radón del suelo, debido a un proceso convectivo motivado por la diferencia de presión en la interfase suelo-aire.

La lluvia, la nieve, las heladas y el aumento de la presión atmosférica, reduce la tasa de exhalación, aumentando la concentración de radón en el aire del suelo (UNSCEAR 1982, Porstendörfer 1993).

Muchos autores han establecido promedios para sus países que oscilan entre 0,1 y 10 Bq/m³ (Doi *et al* 1994, Price *et al* 1994, Doi and Kobayashi 1994a). Se han dado valores mayores (14 Bqm³) en U.S.A.(Marcinowski *et al* 1994, Price *et al* 1994). La UNSCEAR en su informe del año 93, propone un valor medio de 8 Bq/m³ para los valores de concentración de radón en los continentes. Las concentraciones más elevadas se dan por encima de las masas continentales, y las concentraciones más bajas, en el aire de las zonas árticas y sobre el mar.

1.7.2.2. *Influencia de la ventilación en la concentración de radón en las viviendas.*

Caracterizar las tasas de ventilación de las viviendas no es tarea fácil, porque cada estructura es diferente, incluso dentro de viviendas pertenecientes a la misma estructura, los patrones de movimientos de aire para cada una son diferentes. Los resultados que se disponen de medidas de tasa de ventilación confirman que estas varían en las viviendas de un país a otro, de un tipo de edificio a otro e incluso dentro de una misma estructura, de una vivienda a otra (Nero *et al* 1990).

La tasa de ventilación puede ser medida inyectando un gas trazador tal como SF₆ dentro de una casa cerrada y midiendo la variación que experimenta la concentración del mismo (Garzón 1992, Ward *et al* 1993, Gadd and Borak 1994, Nero *et al* 1990).

La tasa de ventilación total tiene 3 componentes:

- (a) la debida a ventilación natural, entendiendo por ésta, a la producida por intercambios de aire a través de ventanas ó puertas que estén parcial ó temporalmente abiertas.
- (b) la ventilación realizada mecánicamente por uso de ventiladores o sistemas de aire acondicionado.

(c) infiltración de aire a través de pequeñas aberturas o grietas a través de la estructura de las viviendas, tal y como se muestra en la figura la Figura 6.

La infiltración de aire a través de pequeñas fracturas o imperfecciones estructurales es de muy difícil cuantificación. Tiene lugar por movimientos de convección de aire hacia el interior o hacia el exterior de la vivienda, debidos a diferencias de presión a través entre el interior y el exterior del edificio (paredes exteriores y tejados) o bien por las diferencias de presión entre el gas del suelo y el interior de la vivienda. Los cambios de presión pueden ser debidos a los vientos que alcanzan la estructura del edificio, así como también a las diferencias de temperatura entre el exterior y el interior de la vivienda (Nero *et al* 1990, Hintenlang and Al-Ahmady 1994) .

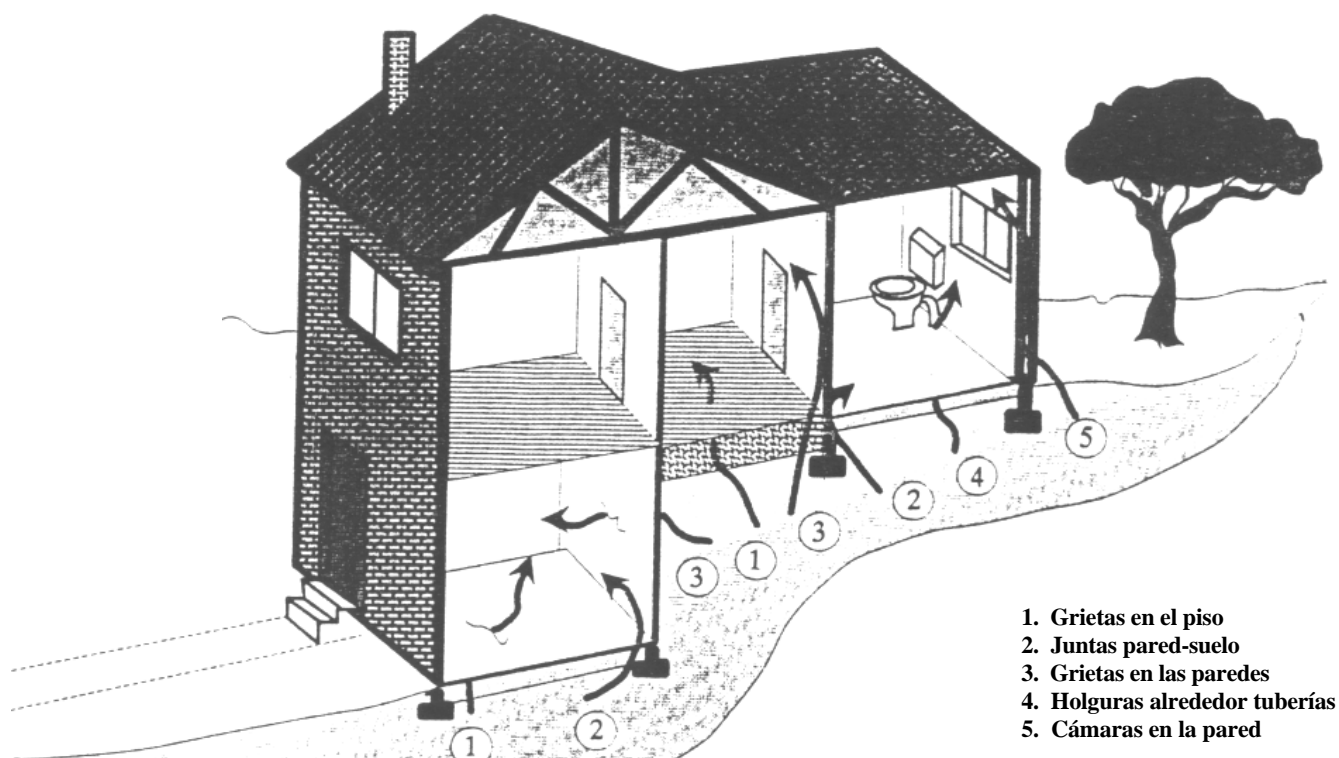


Figura 6.- Principales fuentes de radón en una vivienda (Gutiérrez *et al* 1994)

Se ha confirmado la relación entre las variaciones de presión y régimen de vientos (Ward *et al* 1993). Sin embargo, parece que las diferencias de temperatura entre el interior y exterior (efecto Stack) no tiene una clara incidencia en los valores de diferencias de presión entre ambos ambientes. Este resultado se obtuvo en un estudio (Ward *et al* 1993) que se realizó en una habitación en la que la mayor parte del volumen de la misma se encontraba bajo tierra, lo que significaba un aislamiento de los valores de temperaturas extremas que pudiesen darse en el exterior. Por tanto, en condiciones “normales”, si es necesario considerar el gradiente de temperaturas entre el interior y el exterior como una de las causas de infiltración de aire.

Los cambios de presión entre el interior y el suelo, conducen el gas desde este último hasta el edificio (Cavallo *et al* 1994), y también conduce aire del exterior a la parte baja del edificio. Por otra parte, el aire del interior puede salir del edificio a través de grietas (Nielson *et al* 1997) y otras aberturas de la estructura (paredes, techo). La concentración final de radón será el resultado del balance entre estos movimientos de aire entre el interior y el exterior.

En las viviendas los valores de λ_v son del orden de 1 h^{-1} y como el valor de λ es de $7,56 \cdot 10^{-3} \text{ h}^{-1}$ ($2 \cdot 10^{-6} \text{ seg}$) que es mucho menor que λ_v , se puede sustituir $\lambda + \lambda_v$ por λ_v , con lo cual a igualdad de valores de exhalación Φ , y del cociente S/V , el análisis teórico (ec.16) establece que la diferencia entre las concentraciones de radón entre el interior y el exterior es proporcional a λ_v . Como, por otra parte, la concentración de radón en el exterior es siempre mucho más pequeña que la concentración en el interior, la ecuación 16 queda de la siguiente forma:

$$(ec.17) \quad N_{in} = [\Phi (S / V) / \lambda_v] + N_{ex}$$

De aquí se deduce que, cuando los valores de exhalación, Φ son constantes y para igual cociente S/V, la concentración de radón en el interior depende inversamente de la tasa de ventilación λ_v (Garzón 1992, Nero *et al* 1990).

Este resultado indica que el incremento de ventilación es una buena medida de acción para reducir concentraciones de radón en el interior de las viviendas.

Sin embargo en viviendas con sótano, la ventilación natural no es suficiente para reducir los niveles de concentración de radón en el interior hasta valores próximos a los del aire exterior (Wang and Ward 1997). Una forma más eficaz de disminuir valores elevados de concentración de radón consiste en aumentar la tasa de ventilación forzada, (pues cambian las diferencias de presión entre el suelo y el interior, que son el origen de la entrada de radón a la vivienda), al aumentar la presión del interior del sótano controlando los sistemas de calefacción, y aire acondicionado (Hintenlang and Al-Ahmady 1994, Islam *et al* 1996, Cavallo *et al* 1994).

Sin embargo, para el caso de viviendas con sótano (Man *et al* 1994, William *et al* 1993) se ha referenciado que el uso de sistemas de aire acondicionado, eleva los valores de concentración de radón, al succionar el aire del sótano y repartirlo a la vivienda. Coincide con esto un estudio realizado en E.E.U.U. en el que se llevaron a cabo medidas de concentraciones de radón en los sótanos de 8 viviendas (Kearfott *et al* 1992a,b), encontrando valores elevados en plantas bajas, que no se correlacionaban con los valores de concentración de Ra-226, (74 Bq kg⁻¹), encontrados en los suelos bajo los que se construyeron. Cuando los equipos de aire acondicionado ubicados en los sótanos, se conectaban, los valores de concentración de radón en las plantas bajas se multiplicaban por 10.

Se han medido valores de concentración de radón en casas típicas japonesas de madera (Doi *et al* 1994), y se ha encontrado que la ventilación natural no disminuye significativamente los valores de concentración de radón en las viviendas.

En las Islas Canarias Orientales (Fuerteventura y Gran Canaria) (Pinza *et al* 1997), se han realizado medidas en dormitorios de viviendas unifamiliares, en las que se estudió la influencia de la ventilación natural. Se analizaron los datos referidos a habitaciones de viviendas en las que se abrían las ventanas de noche así como en habitaciones que permanecían cerradas durante la noche, encontrando que la ventilación de las viviendas no modifica el valor de la concentración de radón sustancialmente.

En países cálidos, las tasas de ventilación de las viviendas son mayores, dando valores de concentración para las viviendas menores (Kritidis *et al* 1994, Garawi 1996, Malanca and Gaidolfi 1997). En Chipre se midieron valores de concentración de radón en 89 viviendas (Christophides y Christodoulides 1993) y se obtuvo un valor de 7 Bq/m³ para la media geométrica de los valores de concentración de radón. El valor tan bajo encontrado, según los autores, se debe a que las puertas y ventanas estuvieron la mayor parte del año abiertas, incluso en invierno.

Determinaciones de radón en habitaciones de viviendas con chimenea en New Jersey, dieron valores de concentración de verano mayores que los encontrados en invierno, ya que en invierno (Harley *et al* 1990).

En Ucrania (Pavlenko *et al* 1996) se realizaron determinaciones de radón, encontrando valores mayores de concentración de radón en viviendas que tenían calefacción central.

1.7.2.3. *Influencia de la tasa de exhalación, en la concentración de radón en las viviendas.*

La exhalación es la denominación que indica la producción de radón desde diversas fuentes: el suelo sobre el que se asienta la vivienda, los materiales de construcción de paredes, pisos, y techos de la vivienda, y el agua y gas utilizados en la misma.

Las rutas de entrada del radón procedente del suelo al interior de la vivienda pueden variar sustancialmente, dependiendo tanto del diseño, como de la construcción finalizada. Antes de hacer consideraciones sobre la exhalación debida a todas las

fuentes que pueden influir en la concentración del mismo en las viviendas, debemos clasificar las viviendas en algunos pocos grupos (Garzón 1992):

1.- *Viviendas unifamiliares*. Consideraremos las siguientes modalidades:

a) Vivienda con sótano bajo ella por debajo del nivel del suelo exterior:

Se encuentra apoyada sobre sus cimientos, generalmente de hormigón, incomunicados con el exterior y que constituyen las paredes del sótano de la vivienda, el cual suele estar por debajo del nivel del suelo exterior. En ella el radón entra por difusión a través de la planta de la vivienda, por convección a través de la cimentación y por transporte a través de los conductos de los servicios (gas, agua y electricidad).

b) Vivienda sin sótano pero con cámara de aire formada por la cimentación en pilares:

La vivienda se halla apoyada sobre cimientos de hormigón que configuran un espacio, generalmente ventilado (cámara de aire, de unos pocos dm de altura). En este recinto la concentración es mayor que en el exterior, porque recibe directamente el radón del suelo. A partir de este recinto el radón entra a la vivienda por los medios indicados anteriormente.

c) Vivienda construidas a nivel del suelo o enterradas en él.

2.- *Viviendas multifamiliares* en bloques de pisos, se diferencian 2 tipos:

a) Que el bloque tenga sótano, es decir, que una parte del edificio se halle bajo el nivel del suelo.

b) Que el edificio se encuentre apoyado en columnas, que puede dejar un espacio abierto entre el suelo y la primera planta.

1.7.2.3.1. *Influencia de las características de los suelos en la exhalación de radón.*

Los fenómenos de transporte de radón (difusión y convección) son los responsables de la entrada de radón, procedente del suelo, a la vivienda. Se ha visto en el apartado de Introducción 1.5. que el flujo por difusión (exhalación), es proporcional a la porosidad (ϵ), a la longitud de difusión (L_d) y a la intensidad de la fuente, que, a su vez, es proporcional a la concentración de ^{226}Ra del suelo y depende de la naturaleza física del suelo (poder emanador, densidad y porosidad). La variación de densidad de flujo de radón debido a movimientos convectivos, depende casi exclusivamente de la permeabilidad (Porstendörfer 1993, Cavallo 1994, Albering *et al* 1996).

Si la exhalación solo proviene del suelo y se trata de viviendas con análogas características (análogos tipos de construcción y valores de S/V y λ_v), el valor de concentración resulta ser proporcional a la exhalación (ecuación 17) (Garzón 1992)

Medidas del gas del suelo pueden servir como indicadoras de los niveles de radón en viviendas (Price *et al* 1994, Albering *et al* 1996, Marenny *et al* 1996, Arvela 1995), ya que valores altos de concentraciones de radón en viviendas que se correlacionan bien con valores altos de radón en el gas del suelo (valores altos de exhalación).

Se han encontrado (Cavallo *et al* 1994, Badr *et al* 1993) valores altos de concentración de radón (mayores de 200 Bqm^{-3}) en viviendas construidas sobre suelos con valores de concentración de ^{226}Ra normales (40 Bq kg^{-1}).

En principio, cuando la concentración de radón es proporcional a la exhalación del suelo y dado que esta magnitud depende principalmente de la concentración de uranio y/o radio, se puede predecir las concentraciones de radón en las viviendas de determinadas áreas con unas determinadas condiciones geológicas, a partir de aquellas concentraciones de ^{232}U y ^{226}Ra (Garzón 1992). Por eso, es de esperar que los suelos graníticos den lugar a concentraciones de radón mayores que los suelos calizos. Los resultados experimentales confirman este planteamiento, encontrándose valores

mayores de concentración de radón en viviendas asentadas sobre suelos graníticos (Man *et al* 1994, Marenny *et al* 1996) que los encontrados sobre rocas volcánicas o sedimentarias. En la España peninsular (Gutiérrez *et al* 1994) se ha encontrado que las viviendas ubicadas sobre suelos arcósicos (más ricos en radiactividad natural), presentan valores mayores que las situadas en suelos de tipo arcilloso con contenido variable en yeso y arenas (sedimentarias)

Se realizó un estudio en la región central de Inglaterra (Badr *et al* 1993), cubriendo un área de 225 km² y se concluyó que la concentración de radón en viviendas depende de la distribución de uranio en los suelos. Parece ser, pues, que las características geológicas constituyen es el factor que controla mayoritariamente la concentración de radón.

La importancia del suelo como fuente de radón se confirma con el hallazgo generalizado de bajas concentraciones en las plantas altas de los edificios (Gutiérrez *et al* 1992, Nowina *et al* 1995, Pinza *et al* 1997).

1.7.2.3.2. *Influencia de los materiales de construcción en la tasa de exhalación de radón.*

Los materiales de construcción de paredes, techos y pisos de una vivienda, generalmente contienen los mismos radionucleidos naturales que los que forman la corteza terrestre (rocas y suelos).

La presencia de radio en los materiales de construcción, ocasiona un flujo de radón (exhalación) que contribuye en proporciones diversas, a la concentración total del mismo en el interior de la vivienda. Como en general, el material de construcción no es homogéneo, sino que puede tener espacios llenos de aire (poros), hay que considerar además del transporte por difusión, los movimientos convectivos en el aire atrapado en los huecos existentes. El flujo de radón, para un mismo tipo de estructura, depende de la concentración de radionucleidos y del espesor de la base material sobre el suelo en que se asienta la vivienda (Garzón, 1992). Si el espesor es menor que la longitud de difusión (que es el caso más frecuente), la exhalación es proporcional al espesor. A su vez la

longitud de difusión depende de las características físicas, especialmente de la porosidad y de la permeabilidad de la estructura. Sin embargo, el transporte por convección no solo depende de las propiedades del material, sino también de parámetros meteorológicos: presión, temperatura y humedad.

La mejor manera de determinar la exhalación a través de los muros de una vivienda, es mediante la determinación de la exhalación para cada uno de los diversos materiales constituyentes. Los valores encontrados son en general, mayores cuanto mayor lo sea la concentración de ^{226}Ra . Sin embargo, el contenido de ^{226}Ra no basta por sí mismo para predecir la contribución de un material dado a la concentración de radón en la atmósfera de la vivienda, debido a que, por una parte, la exhalación por unidad de concentración de ^{226}Ra puede variar en más de un orden de magnitud, de uno a otro material con igual concentración de ^{226}Ra . Por otra parte, no se dispone de información suficiente para hacer la predicción acerca de la fracción del radón que se difunde, radón producido, longitud de difusión, etc, y su dependencia con parámetros ambientales. Mientras estos parámetros no sean conocidos, la fracción de radio se podrá utilizar únicamente para estimar en primera aproximación los valores de concentraciones de radón (Garzón 1992).

Los materiales de construcción son la fuente más importante de la concentración de radón en las viviendas de muchas ciudades, donde la mayor parte de los edificios son construcciones altas. (Tso *et al* 1994, Marenyy *et al* 1994, Ng *et al* 1995, Yu *et al* 1996b).

En España, se determinaron medidas por espectrometría gamma de 50 muestras de materiales, usados en las casas en que se midieron valores de concentración de radón altos, para determinar la concentración de los elementos radiactivos naturales: ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K . La concentración promedio de estos fue de 86 Bqkg^{-1} , 60 Bqkg^{-1} y 1100 Bqkg^{-1} respectivamente (Quindós *et al* 1993).

Algunos autores indican que, el revestimiento de superficies reduce significativamente el flujo de radón y por tanto la concentración de radón en el interior de las viviendas

(Arvela 1995, Yu *et al* 1995), si bien otros (Yu *et al* 1996d) no han encontrado que los recubrimientos de paredes afecten a la valores de concentración.

En las viviendas con paredes de hormigón en los sótanos; la entrada de radón a las mismas es menor que en las de bloques, porque el gas del suelo puede pasar fácilmente a través de las juntas de argamasa entre los bloques y entre las fracturas en las paredes del bloque (William *et al* 1993).

La difusión en bloques sólidos de mampostería es 42 veces mayor que en concreto, y no se ve afectada por pequeñas fracturas (Nielson *et al* 1997).

1.7.2.3.3. *Influencia en la exhalación de radón del agua corriente y del "gas ciudad" en las viviendas*

También el agua y el gas natural usados en las viviendas, contribuyen a los valores de concentración de radón en estas, aunque en menor grado.

Las aguas subterráneas pueden tener elevadas concentraciones de radón. Cuando el agua sale de los grifos una gran parte del radón que contiene se desprende y se incorpora a la atmósfera circundante (Garzón 1992). Si se conociese la concentración de radón en el agua, se podría estimar la contribución de esta fuente a la concentración de ese gas en el interior de las viviendas. Salvo casos excepcionales, como algunos valores de concentración de radón en agua encontrados en Finlandia de 629 Bq/l en pozos profundos, la contribución del agua a la concentración de radón en el aire de las viviendas es pequeña: a) en Nueva York (Kitto *et al* 1996) se han medido valores en 100 manantiales y los valores tienen una media aritmética de 200 Bq/l, b) en Arabia Saudí (Alabdula'aly-Al 1996) se han medido 90 nacimientos de agua, con valores de concentración de 3 Bq/l, c) en Colorado (E.E.U.U.) se han dado valores de concentración de radón en nacimientos de agua de 340 Bq/l y 170 Bq/l en 2 zonas del territorio(Folger *et al* 1994). La contribución del agua corriente de las viviendas a los valores de concentración de radón en el aire de las mismas es importante y medible, sólo cuando los valores de concentración del gas procedente del suelo son bajos y,

comparativamente los del agua altos. La Agencia de Protección Medioambiental de E.E.U.U. (EPA) ha propuesto un límite para el radón en agua bebible de 11 Bq/l (EPA 1978, Kitto *et al* 1996, Folger *et al* 1994).

El gas natural contiene radón, debido a que el gas está almacenado en el suelo en una formación rocosa (que contiene Ra-226), suficientemente porosa. El valor medio de la concentración de radón en el gas natural utilizado en España es de 740 Bqm⁻³ (Garzón, 1992).

Dado que las contribuciones del gas y agua son en general poco importantes (Quindós *et al* 1993), el valor de la exhalación que se usa para el cálculo de la concentración de radón en una vivienda viene dado solamente por los valores de exhalación de las paredes y del suelo

1.7.3. *Otros factores que influyen en los valores de concentración de radón en el interior de una vivienda.*

1.7.3.1. *Influencia de la altura de la planta y del sótano.*

Los valores de concentración de radón disminuyen con la altura del piso sobre el suelo. La disminución es progresiva hasta la segunda planta. A partir de esta planta se mantienen prácticamente constantes los valores de concentración de radón en el aire de las viviendas (Garzón *et al* 1992, Gutiérrez *et al* 1992, Kritidis *et al* 1994, Marcinowski *et al* 1994, Popovic *et al* 1996, Nowina 1995).

Sin embargo, algunos autores no encuentran correlación entre los valores de concentración de radón y la altura de la planta. En Hong Kong (Man *et al* 1994) se midieron dichos valores en diferentes plantas de los edificios y no se observaron que las medidas en sótanos ó plantas bajas fueran mayores que en plantas superiores. Esto, según los autores, pudo ser debido a cambios de temperatura (“efecto chimenea”) que hacen que el radón sea succionado desde las partes bajas del edificio y transportado a las plantas altas a través de conductos y ventiladores.

En 505 viviendas de Polonia (Nowina 1995), se determinó que si la concentración de radón en la planta baja es pequeña ($< 35 \text{ Bqm}^{-3}$) no se encuentran diferencias significativas entre los valores de concentración para la planta baja y las demás plantas pero si el valor de concentración de radón es más elevado ($>50 \text{ Bqm}^{-3}$), la media de los valores de concentración de radón de las demás plantas es significativamente menor que los de la planta baja. A partir del tercer piso la mayor contribución a la concentración de radón procede de los materiales de construcción. Coinciden con esto otros autores (Papastefanou *et al* 1994, Nowina *et al* 1995).

Los valores más altos de concentración de radón encontrados en plantas bajas, corresponden a viviendas sin sótano, con piso en contacto sobre el suelo (Mullen and Nevissi 1990).

En Finlandia se han encontrado valores mayores de concentración de radón en las plantas bajas de viviendas de pisos sin sótano (Arvela 1995), que en las demás plantas. Sin embargo en bloques de pisos con sótanos, el sótano parece proteger a las plantas bajas de la entrada de radón directa a través del suelo, encontrando que los valores de concentración de radón en las plantas bajas son similares a las demás plantas.

Otros autores (William *et al* 1993, Fjeld *et al* 1990) han encontrado que las viviendas con sótano tienen valores mayores de concentración de radón que las que no los tienen. La presencia de sótanos bajo las viviendas puede hacer que los valores de concentración de radón en las mismas, sean mayores debido a diferentes causas: las casas con sótano tienen más volumen en contacto con el suelo y puede entrar más radón, las grietas ó fracturas en los sótanos pueden contribuir más a la entrada de radón y por último los sistemas de ventilación localizados en los sótanos pueden hacer que suba radón a otras plantas.

También se ha descrito (William *et al* 1993) que las viviendas con acceso directo al sótano desde el interior y cerrado al exterior, tienen valores más altos de concentración de radón que las viviendas sin esa configuración .

1.7.3.2. *Influencia de la edad de la edificación.*

La relación entre la edad de la vivienda y los valores de concentración de radón en la misma viene determinada por los valores de concentración de radio de los materiales que se han usado en la construcción:

Las viviendas construidas más recientemente y en las que se emplearon materiales con menores valores de concentración de radio dan valores menores de concentración de radón (Popovic *et al* 1996, Uyttenhove *et al* 1983) .

Determinaciones de concentración de radón en 167 viviendas construidas en distintas épocas (viviendas de diferentes edades) en Yugoslavia (Popovic *et al* 1996), dieron también valores menores de concentración de radón cuando las viviendas eran más recientes, que habían sido construidas con materiales que tenían menores concentraciones de radio que en el caso de las viviendas más antiguas.

Sin embargo, en Grecia, se realizaron determinaciones (Papastefanou *et al* 1994) en las plantas 2ª y 3ª de edificios dando valores de concentración de radón mayores en viviendas más recientes (1980). Los materiales de construcción de estas viviendas (cemento, concreto, ladrillos..) tenían un mayor contenido en radio que las más antiguas (construidas en los años 1960 a 1970).

Otros autores no encuentran correlación entre la edad del edificio y la concentración de radón. En Hong Kong se midieron viviendas de diferentes edades (Man *et al* 1994), tanto recién construidas, como las construidas 30 años antes, y no se encontraron diferencias significativas entre estos 2 conjuntos, a pesar de que al hormigón de las más recientes se les agregó cenizas que aumentaban el contenido de radio.

1.7.3.3. *Influencia del tipo de construcción.*

Los valores de concentración de radón en viviendas individuales, son mayores que los obtenidos en viviendas multifamiliares (Pinza 1997, Gutiérrez *et al* 1994, Man *et al*

1994, Arvela 1995). En una campaña de medida hecha en Ucrania (Pavlenko *et al* 1996) se midieron 3450 viviendas unifamiliares, obteniendo un valor medio de concentración de radón de 94 Bqm^{-3} , mientras que en las plantas bajas de la 896 viviendas multifamiliares el valor medio fue de (48 Bqm^{-3}).

En Finlandia se han encontrado valores mayores de concentración de radón en las plantas bajas de viviendas de pisos(multifamiliares) sin sótano que los encontrados en la misma planta en el caso de viviendas unifamiliares(Arvela 1995).

Las viviendas semiadossadas (adossadas por un solo lado) también presentan valores mayores que las multifamiliares (ó de bloques) (Pinza *et al* 1997).

Las viviendas con sótanos tienen valores de concentración de radón mayores que las construidas a nivel del suelo, y estas, a su vez, valores mayores que las edificadas con cámara de aire formada por la cimentación en pilares (Fjeld *et al* 1990).

1.7.3.4. *Influencia del uso y tamaño de la habitación.*

Parece ser que la concentración de radón en el aire de los dormitorios es mayor que en otras habitaciones (Mushin and Nilgün 1993, Pinza *et al* 1997).

Se realizaron medidas en 119 viviendas de Santiago de Chile y se encontraron que los valores de concentración de radón en dormitorios estaban comprendidos entre 40 y 90 Bqm^{-3} , en salas entre 59 y 90 Bqm^{-3} y en baños entre 59 y 90 Bqm^{-3} . El valor medio en los dormitorios es menor que en las salas pero no existen diferencias significativas entre ellos (Stuardo 1995).

No parece que exista correlación entre el tamaño de la habitación y la concentración de radón(Man *et al* 1994).

Algunos autores han encontrado los valores máximos de concentración de radón en los baños de las viviendas (Ortega y Vargas 1996), ya que el aire entra al baño por efecto

Stack (efecto chimenea) a través de la cañería de desagüe, y es distribuido hacia las plantas superiores por cambios de temperatura.

1.7.3.5. *Influencia de los factores meteorológicos.*

1.7.3.5.1. *Vientos.*

El viento juega un papel importante en la concentración de radón en las viviendas. Una disminución de la velocidad del viento produce 2 efectos (Yu *et al* 1996d): por un lado ocasiona una mayor estabilidad en las capas bajas de la atmósfera enriqueciéndolas en su contenido de radón y, por otro al ser menor la velocidad del viento tiene lugar un menor intercambio de aire entre el exterior y el interior, lo que aumenta los valores de concentración de radón en el interior.

Cuando hay vientos fuertes, aumentan las diferencias de presión entre el interior y el exterior de las viviendas (Ward *et al* 1993) lo que favorecería la entrada de radón, pero la concentración de radón en la atmósfera disminuye durante periodos de fuertes vientos (Gadd and Borak 1994). El aumento en la tasa de intercambio de aire inducido por el viento, extrae aire más rápidamente que lo que la suministran los procesos de difusión o flujo.

En un estudio realizado en Hong Kong se midió el radón en 68 viviendas, bajo diferentes condiciones(Yu *et al* 1996d): a) épocas en las que la velocidad del viento era baja ($<20 \text{ m s}^{-1}$) y b) en épocas en las que la velocidad era mayor ($> 20 \text{ m s}^{-1}$). El 33% de las viviendas tenían aire acondicionado y las demás ventilación natural ó ventiladores eléctricos. Se encontró que los vientos, no condicionaban los valores de concentración de radón en el interior de las viviendas.

1.7.3.5.2. *Lluvias.*

Se han realizado diversos estudios analizando la influencia del régimen de lluvias en los valores de concentración de radón en viviendas:

Se realizaron determinaciones de radón en viviendas de Hong Kong clasificándolas en 2 grupos en función que el régimen de lluvias fuese (\leq ó $>$) 1 mm/día durante el período de medida. No se encontraron diferencias significativas entre ambos grupos (Yu *et al* 1996d).

Se han dado valores un 20% de concentración de radón en años más secos mayores que el valor medio anual representativo de un área. En años lluviosos las concentraciones son un 16 % menores que la media anual (Steck 1992).

Se han referenciado valores de tasas de exhalación, medidos en viviendas de Grecia (Papastefanou *et al* 1994), mayores en periodos de lluvias del orden de 13,3 cm/año que los valores correspondientes en períodos de menos precipitaciones (5,6 cm), obteniendo valores de concentración de radón para los primeros 1,4 veces superiores que para los segundos. La humedad hace que se libere más radón (Man *et al* 1994, Pörsendorfer 1993). Sin embargo, si se llega al encharcamiento del suelo, la exhalación de radón disminuye.

1.7.3.5.3. *Temperatura.*

El aumento de la temperatura ambiental (como suele pasar en verano) parece que ocasiona una disminución en el valor de la concentración de radón en el interior de las viviendas (Yu *et al* 1996d). En verano, al aumentar la temperatura exterior, aumenta el intercambio de aire entre el exterior y el interior a través de la ventilación y la infiltración, lo que produce una disminución de la entrada de radón.

Las diferencias de temperatura entre el exterior y el interior de las viviendas (Cavallo *et al* 1994) dan lugar a cambios de presión. En verano se obtienen valores para la diferencia de presión del orden de 0,5 Pa, mientras que en invierno pueden ser de 4 Pa. En verano se produce una depresurización de la vivienda que disminuye el valor de concentración de radón en el interior.

Las diferencias de temperatura entre el interior y el exterior de la casa son responsables de la existencia de una variación de la concentración de radón a lo largo del día (Quindós 1995), con un máximo a primeras horas de la mañana.

1.7.3.5.4. Variaciones estacionales.

Se han observado fluctuaciones de los valores de concentración de radón en las diversas estaciones, de mes a mes e incluso a lo largo del día.

En Japón se estudió la variación temporal de la concentración de radón en un edificio de 5 plantas de oficinas, encontrando valores en invierno mayores que los encontrados en verano (Hattori *et al* 1995).

En Finlandia se midieron 903 bloques de pisos y 2071 viviendas residenciales de altura baja, a su vez se diferenciaron 2 estaciones: "invierno" (meses más fríos, de Noviembre a Mayo) y " verano" (meses de Mayo a Noviembre). Se encontraron valores de concentración de radón mayores en invierno que en verano para ambos tipos de viviendas. También se establecieron cocientes de valores de concentración de radón entre la estación invierno y verano, que fueron similares para ambos tipos de viviendas siendo de 1,28 y 1,2 para viviendas residenciales y de bloques, respectivamente, (Arvela 1995).

Medidas realizadas en 243 viviendas en USA también dieron valores más bajos en verano, encontrando además que en esta estación los valores de concentración de radón son un 40% menores a los de cualquier otra estación (Steck 1992; Harley *et al* 1990).

En Chile, se encontraron las medidas de concentración de radón más bajas en los meses de Enero a Febrero, que es la estación de verano para este Hemisferio (Stuardo 1995).

En Grecia se determinaron valores de concentración de radón, encontrando también que los valores en invierno son mayores que en verano (Papastefanou *et al* 1994).

En Asturias se midieron 106 viviendas encontrando mayores valores de concentración en invierno (Pérez *et al* 1996).

En Barcelona y Madrid (Gutiérrez *et al* 1992) se llevaron a cabo medidas en los meses de Abril a Julio y de Noviembre a Febrero encontrando también valores mayores de concentración de radón en invierno que en verano, en el rango del 40 y el 60%.

En contra de lo expuesto anteriormente tan solo un autor (Harley and Terrilly 1990) encuentra valores de concentración en verano mayores que en invierno, al hacer determinaciones de radón en viviendas de madera y con chimenea en New Jersey.

Uno de los autores consultados no ha encontrado variaciones estacionales en los valores de concentración de radón. La medidas se llevaron a cabo en 100 viviendas de Bélgica (Uyttenhove *et al* 1983).

En Hong Kong se midieron 100 viviendas encontrando valores de concentración de radón mayores en primavera (Febrero a Mayo) que en verano (Mayo a Septiembre) (Man *et al* 1994). Los valores obtenidos en invierno están comprendidos entre los dos anteriores. Según los autores la humedad relativa es mayor en Primavera y se cubre el suelo de gotitas de agua y este pequeño contenido de humedad es el que hace que aumente la concentración.

En Japón se realizaron medidas en 24 viviendas encontrando valores menores de concentración de radón en los meses de Abril a Junio (que son meses cálidos), y de Julio a Septiembre (cálidos y húmedos). Según indican los autores, puede ser debido a que en esos meses se abren más las ventanas (Ng *et al* 1995).

También en Japón se encontraron valores de concentración de radón en los meses de Septiembre a Diciembre 2 veces mayores que para el intervalo de Junio a Agosto. Esto, según los autores podría justificarse por la mayor ventilación en los meses cálidos y húmedos (Doi and Kobayashi 1994a,b).

Algunos autores han propuesto factores de corrección estacionales, entendiendo por tales a los cocientes entre el valor medio de concentración de radón anual frente al valor correspondiente a una estación o a un mes determinado del año. El uso de estos factores hará posible la estimación de valores de concentración en una estación dada a partir de los valores de otra estación conocida y de las medias anuales:

En el Reino Unido se hicieron determinaciones de radón con detectores de trazas expuestos durante 3 meses, estableciendo unos factores que oscilan entre los valores siguientes: 1,35 para el mes de Enero o Diciembre y de 0,64 para el mes de Julio (Pinel *et al* 1995).

En Finlandia (Arvela 1995)se llevó a cabo un estudio en 2071 viviendas residenciales de altura baja, proponiendo un factor de corrección estacional, correspondiente al cociente del valor de concentración de radón medio anual frente al valor en la estación invierno (más fría) de 0,96.

En Chipre (Christophides y Christodoulides 1993) el clima es cálido, y como consecuencia las puertas y ventanas de las viviendas permanecen abiertas la mayor parte del día, y a lo largo del año, lo que da lugar a encontrar valores de concentración en las viviendas bajos.

En una pequeña región de Arabia Saudí (Al-Quasem) se tomaron medidas de concentración de radón dando valores (67 Bqm^{-3}), mayores que otros referidos en la literatura para otras zonas del país($15,9 \text{ Bqm}^{-3}$). En esa zona geográfica los habitantes cierran las ventanas de Mayo a Septiembre y usan aire acondicionado, mientras que de Noviembre a Marzo usan calentadores eléctricos ó de gas, para calentar las casas. Por tanto la mayor parte del año las ventanas y puertas están cerradas, quedando las casas poco ventiladas lo que podría elevar las concentraciones de radón (Garawi 1996)

En el estado de Brasilia, en Río Grande, se realizaron determinaciones de radón en 88 viviendas(Malanca and Gaidolfi 1997). El valor para la media geométrica de las concentraciones de radón fue de $12,4 \text{ Bqm}^{-3}$. Este valor relativamente bajo, según

indican los autores, está relacionada probablemente con las tasas de ventilación que son altas debido a que se trata de climas cálidos.

Se han determinado valores de concentración de radón en viviendas de Jordania (Abumurad *et al* 1997), encontrando los valores de concentración más bajos en la ciudad de Aqaba, siendo esta un área donde las presiones son altas (1011 mb) la mayor parte del tiempo, lo que según los autores indican, podría hacer disminuir el flujo de radón del suelo y por tanto los valores de concentración en viviendas.

Los valores de concentración de radón experimentan oscilaciones a lo largo del día, dependiendo particularmente de los hábitos de los ocupantes así como del uso de aire acondicionado (Hattori *et al* 1995)

1.7.4. *Análisis de resultados de la bibliografía*

1.7.4.1. *Distribución log-normal*

Es habitual encontrar en la bibliografía con medidas de radón en viviendas que cuando se representa el número de casas con valores de concentración menores que uno dado, frente a la concentración medida en las mismas, los resultados se ajustan a una curva log-normal (ICRP 1994; Fjeld *et al* 1990, Steck 1992, Gutiérrez *et al* 1992, Papastefanou *et al* 1994 , Doi *et al* 1994b, Marcinowski *et al* 1994, Amorós *et al* 1995, Quindós *et al* 1995, Mareny *et al* 1996 , Nowina 1995, Pérez *et al*, 1996, Pinza *et al* 1996).

Este comportamiento es coherente, desde el punto de vista estadístico, con el hecho de que la concentración, en el interior, depende de muchos factores los cuales son generalmente independientes y aleatorios.

Cuando se representa en escalas semilogarítmica, el diagrama de frecuencias acumulativas correspondiente, es decir el número de casas que tienen una concentración

menor que una dada, frente a las concentraciones medidas, se obtiene una recta (Garzón 1992, Nero *et al* 1990, Pinel *et al* 1995, Pérez *et al* 1996).

El diagrama logarítmico es útil por 2 razones. Una de ellas es, que permite visualizar la proporción de casas que tienen concentraciones por encima ó por debajo de un valor dado; la otra, de mayor interés, se basa en que, si se parte de un número reducido de medidas de concentraciones para viviendas de una determinada zona, con los valores obtenidos se traza una serie de puntos en el diagrama acumulativo, que se ajustan a una recta, y a partir de esa recta se pueden hacer predicciones para el conjunto de las viviendas de la zona, si el valor de r^2 (coeficiente de regresión) es adecuado. Las propiedades de la distribución log-normal permiten estimar la proporción de viviendas que están por encima de un umbral, incluso cuando son insuficientes los datos para calcular la proporción directamente (Miles 1998)

1.7.4.2. *Factor de equilibrio.*

El riesgo de contraer cáncer de pulmón por inhalación de radón en el aire, es debida, más que al radón en sí, a sus descendientes de vida corta. Una misma concentración de radón puede dar lugar a diversas mezclas de esos descendientes.

La concentración de radón y productos de desintegración en el aire de una habitación, depende de la tasa de entrada de aire a la habitación y de la tasa a la que es extraído. Para el núcleo padre (de período 3,8 días), el único proceso significativo de extracción es la ventilación, ya que es un gas. Para los hijos de vida corta (Islam *et al* 1996) en sus varios estados, (Po-218, Pb-214, Bi-214) las tasas de extracción dependen de las constantes de desintegración radiactiva, de la ventilación, de la adherencia a aerosoles y de la deposición en la superficie de la habitación. Como la concentración de descendientes es la que determina los daños al respirar, es importante conocer cuánto se separa del equilibrio el radón y su progenie.

Se han dado (Islam *et al* 1996) valores para el factor de equilibrio en viviendas que oscilan entre 0,28 y 0,66. Varían de forma inversamente proporcional a la tasa de ventilación.

Es razonable suponer que en ambientes poco ventilados se pueda encontrar mayor concentración de aerosoles por lo que aumenta así la fracción adherida (hay más posibilidad de que el radón se fije a aerosoles) y hay menor cantidad de fracción no adherida, y el factor de equilibrio será mayor (Ortega y Vargas 1996).

Un aumento en la temperatura exterior, ocasiona en general un aumento de las diferencias de temperatura entre el exterior y el interior de las viviendas, lo que provoca una disminución de la concentración de radón debido a que los cambios de presión obligan a que se produzca un filtrado de aire al exterior disminuyendo así el factor de equilibrio (Yu *et al* 1996d).

Se ha realizado la medida de concentración de radón, considerando tres tipos de viviendas (Yu *et al* 1996d): cerradas con sistema de aire acondicionado que no tienen intercambio de aire con el exterior, ventiladas de forma natural, y un tercer tipo de viviendas ventiladas con ventiladores eléctricos. Parece ser que en las habitaciones con aire acondicionado, el valor del factor de equilibrio es mayor, mientras que es menor en las viviendas en las que se usan ventiladores eléctricos.

No se ha observado (Islam *et al* 1996) variación del factor de equilibrio por acción de los acondicionadores de aire.

Las tasas de depósito en paredes y superficies interiores de las habitaciones de los descendientes del radón, son proporcionales al cociente superficie/volumen de la habitación. Cuando se reduce la concentración de descendientes del radón se ocasiona un desequilibrio radiactivo disminuyendo el factor de equilibrio (F) (Islam *et al* 1996, Ortega y Vargas 1996).

El factor de equilibrio depende de las circunstancias de los alrededores de la vivienda. Se ha encontrado que si la vivienda se halla localizada cerca de parques ó áreas de recreo, el factor de equilibrio es menor que si se encuentra rodeada de otros edificios ó áreas de trabajo(Yu *et al* 1996d). Esto puede ser debido al menor contenido de aerosoles en las proximidades de los parques ó bien a que cerca de estas áreas los ocupantes de las viviendas ventilan más sus casas.

Para tasas de ventilación de 0,5 a 3 h¹ y concentraciones de radón de 10-80 Bq/m³, se han propuesto valores del factor de equilibrio entre 0,2 y 0,4 (Islam *et al* 1996).

Se han hecho estimaciones del factor de equilibrio en oficinas (Hattori *et al* 1995) a lo largo del año e incluyendo periodos vacacionales. No se observaron variaciones de F, ni diferencias significativas entre los períodos de vacaciones y fines de semana, en los cuales hay más concentración de aerosoles y menos ventilación.

En general, para el cálculo del valor de la concentración de radón en viviendas se han propuesto diversos valores del factor de equilibrio (Ng *et al* 1995, Gutiérrez *et al* 1992, Garzón 1992) y oscilan entre 0,4 y 0,6 dependiendo del nivel de ventilación. En esta memoria se ha tomado el valor 0,5 coincidiendo con el valor aceptado por algunos autores (Christophides and Christodoulides 1993).

1.7.4.3. Concentraciones de radón en viviendas y dosis efectiva anual.

El Comité Científico de las Naciones Unidas para los Efectos de la Radiación Atómica (UNSCEAR 1988) ha dado valores para las concentraciones de radón en viviendas de muchos países. Dicho comité da un valor para todo el mundo de la media aritmética (MA) de 40 Bqm⁻³, media geométrica (MG) de 25 Bqm⁻³ y desviación estándar geométrica DSG de 2,5 Bqm⁻³.

Asumiendo un factor de equilibrio de 0.4 (UNSCEAR 1988) y un factor de ocupación de 0,8 en viviendas (7000 horas al año), se obtiene lo siguiente (ICRP 1994):

- Una exposición continua en una vivienda con una concentración de radón de 1 Bqm⁻³ da lugar a una exposición anual de $4,4 \times 10^{-3}$ WLM.
- Una exposición a la progenie del radón de 1WLM es equivalente a una dosis efectiva anual de 3,88 mSv (1 mJ h m⁻³ equivale a 1,1 mSv).

Por tanto, una exposición continua a una concentración de radón de 1 Bqm⁻³ en una vivienda ocasiona una dosis efectiva anual de 17,1 μSv (0,017mSv) (Poffijn *et al* 1996). Esta estimación está apoyada en datos- epidemiológicos.

En la Tabla 7 se muestran los valores de concentración de radón y dosis efectiva anual para diferentes naciones del mundo.

1.7.4.4. Niveles de acción

Se han establecido unos valores umbrales de exposición al radón y su progenie para adoptar medidas precautorias. Generalmente estos umbrales se fijan a partir de estudios realizados en laboratorios o bien de estudios epidemiológicos. A partir de estos estudios algunos organismos han dado unos valores de las concentraciones de radón umbrales para adoptar medidas de protección:

- 1) La “Agencia de Protección Ambiental Norteamericana ” (EPA 1986), establece como valor de referencia para tomar medidas correctoras en una vivienda el de 0,02WL o 148 Bqm⁻³. Sus recomendaciones se resumen en:
 - a) Si el resultado de las medidas es mayor que 7400 Bqm⁻³ (1WL), se deben tomar medidas inmediatamente para reducir los niveles de radón en la vivienda.
 - b) Si el resultado está 740 y 7400 Bqm⁻³ (0,1 y 1 WL), se deberán tomar las medidas que sean necesarias en un período de meses ,para reducir los valores hasta 740 Bqm⁻³ por lo menos.

- c) Si la concentración está entre 148 Bqm^{-3} y 740 Bqm^{-3} (0,02 y 0,01 WL), se deben tomar medidas de acción hasta bajar a 148 Bqm^{-3} o menos. Estas medidas se debe tomar en el intervalo de unos cuantos años.
- d) Si el resultado es menor o igual que 148 Bqm^{-3} (0,02 WL), no será necesario tomar medidas correctoras. Aunque las exposiciones en este rango comportan cierto riesgo de cáncer de pulmón, las reducciones de estos niveles son realmente difíciles, y algunas veces imposibles (Kendall *et al* 1994).
- 2) El Organismo Nacional de Protección Radiológica de Gran Bretaña” (NRPB) recomienda considerar (Kendall *et al* 1994) el nivel de acción en 200 Bqm^{-3} (Philips and Denman 1997)

Este organismo considera que una dosis efectiva anual de 1 mSv, da lugar a un riesgo de cáncer de pulmón a lo largo de la vida de 1 en 300. Esto implica que 200 Bq/m^3 ocasionan una dosis anual de 10 mSv y aplicando la hipótesis de linealidad significa un riesgo de cáncer de pulmón de 1 en cada 30.

Este es el nivel de riesgo que se considera tolerable. El Gobierno de Gran Bretaña, ha considerado que este nivel recomendado por NRPB es el adecuado para aplicar en todas las viviendas.

- 3) La Comisión Internacional de Protección Radiológica en sus publicaciones nº 39 y 65 (ICRP 1984, ICRP 1993) y la Comisión de las Comunidades Europeas en su informe (27/3/1990, nº 180/16) han dado también recomendaciones (Quindós 1995): en las casas existentes, se establece que la concentración media anual de radón no debe superar los 400 Bqm^{-3} , mientras que para las futuras construcciones este nivel no ha de sobrepasar los 200 Bqm^{-3} (Polpong *et al* 1998).

1.7.4.5. *Técnicas de control*

Se han propuesto diferentes métodos para disminuir la concentración de radón en las viviendas. Algunas técnicas evitan la entrada de radón y otras reducen los niveles de radón después que haya entrado. Algunos métodos son más efectivos que otros. Es de esperar que los métodos elegidos en cada caso particular reduzcan los niveles de concentración de radón por debajo de los niveles de acción. La reducción debe ser mantenida. Se ha visto (Naismith 1997) que las medidas tomadas en 68 viviendas de Gran Bretaña han sido efectivas durante 5 años en la mayoría de los casos.

Entre los métodos propuestos para reducir los niveles de radón en el interior de las viviendas (Garzón *et al* 1992, Kendall *et al* 1994, EPA,1992, ICRP65), se encuentran:

- a) Succión desde el suelo: consiste en evitar la entrada de radón mediante un sistema de tubos y bombas bajo la casa, y la conducción del mismo por tubos hasta el aire por encima de la casa donde el radón se diluye rápidamente.
- b) Sellar paredes, techos y suelos (evitando la entrada de radón por grietas) .
- c) Eliminar las fuentes de radón como el agua con radón disuelto.
- d) Ventilación mecánica: invirtiendo las diferencias de presión entre la vivienda y el suelo (depresurización del suelo) que son causa de entrada de radón en estas. Puede hacerse instalando ventiladores en las plantas bajas o en sótanos, que extraigan el radón haciéndolo subir por una cañería hacia el exterior del edificio.
- e) Intercambio de aire interior-exterior, con ventilación natural. Tiene el inconveniente de que en países fríos no se utiliza, en los períodos más fríos.

- f) Extractores de aire desde el interior hacia el exterior: contribuyen a disminuir la concentración de radón y descendientes.

Se ha establecido que la máxima reducción posible de los niveles de radón está determinada por los valores iniciales de radón siendo relativamente mayor cuanto mayor sea la concentración inicial de radón (Kendall *et al* 1994).

Tabla 7.- Valores de concentración de radón y dosis efectiva anual en viviendas.

País	Tipo de campaña	Año de medida	n° viviendas	Media aritmética (Bq/m ³)	DSA. (Bq/m ³)	Media geométrica (Bq/m ³)	DSG (Bq/m ³)	[Rn] máxima (Bq/m ³)	Dosis efectiva (mSv/ año)	Referencias bibliográficas
Arabia Saudí	R		58	67	8					Garawi 1996
Bélgica	R	1992	116	116						Albering <i>et al</i> 1996
Brasil (Río Grande)	R	1995-96	88	16,6	12,4			140	0,1 a 0,46	Malanca and Gaidolfi 1997
Chile		1988-92	119	25	16			86	0,5	Stuardo <i>et al</i> 1995
Chipre		1990-91	89	7					<0.3	Christofides <i>et al</i> 1993
España	R	1993	457	63		45	2,06		1,9	Gutiérrez <i>et al</i> 1994
España	R	1993	204	34		28	1,86		1,1	Gutiérrez <i>et al</i> 1994
España	R	1994	63	50	17				0,75	Pinza <i>et al</i> 1997
España	R		106	23					0,81	Pérez <i>et al</i> 1996
España	R	1990-91				116	3,2	800		Quindós <i>et al</i> 1993
España	R	1990	449	34				>148		Amorós <i>et al</i> 1995
Francia	R			44				1200		Rannou <i>et al</i> 1985
Grecia	R		150	39	22			190		Kritidis <i>et al</i> 1994
Grecia	R	1990	24	20 <c<185				185		Papastefanou <i>et al</i> 1994
Hiroshima		1992	21	25,6	1,1					Doi <i>et al</i> 1994
Holanda	R	1992	42	42						Albering <i>et al</i> 1996
Hong Kong				30					0,65	Yu <i>et al</i> 1996 ^a
Hong Kong		1991-93	1000	178	159					Man <i>et al</i> 1994
Hong Kong				42						Ng <i>et al</i> 1995
India	R			10<c<80						Islam <i>et al</i> 1996
Italia	R	1989-94	4866	75		57	2			Bochicchio <i>et al</i> 1996
Jordania	R			56,7					0,6	Abumurad <i>et al</i> 1997
Polonia	R	1991	53	26	1,6					Vaupotic <i>et al</i> 1993
Polonia			505	39,8					0,68	Nowina M 1995
Rusia	R	1992	1000	98,7					0,61	Marenyy <i>et al</i> 1996
Rusia (Ucrania)	R	1991	3450	94						Pavlenko <i>et al</i> 1996
Turquía	R		400	50				260		Mushin <i>et al</i> 1993
US	R		6199	222				(57%)>148		Alexander <i>et al</i> 1994
US	R	1990-92		46,3	4,4			(6%)>148		Marcinowski <i>et al</i> 1994
US (Carolina)	R	1987-88	552	44				(4%)>148		Fjeld <i>et al</i> 1990
US (Iowa)	R	1989	582	218						William <i>et al</i> 1993

R: campaña regional

D.S.A. y D.S.G. : desviación estándar aritmética y geométrica.

[Rn] superior: valor máximo de la concentración de radón.

1.8. OBJETIVOS

- 1) Realizar una exhaustiva revisión bibliográfica de las medidas de radón en viviendas, analizando las similitudes y diferencias entre ellas, teniendo en cuenta el medio ambiente natural existente en las islas Canarias Occidentales.
- 2) Poner a punto un sistema o equipamiento de laboratorio que permitiera realizar las determinaciones de las concentraciones de radón en aire utilizando los detectores mas aceptados internacionalmente por su capacidad de detección y seguridad de las medidas (detectores de trazos).
- 3) Establecer contactos con entidades a nivel nacional o europeo con experiencia en las mediciones de radón en viviendas, que permitiera elaborar un protocolo de realización de éstas equiparable al llevado a cabo en los países a que pertenecen dichas entidades.
- 4) Desarrollar un trabajo de distribución y recogida de detectores de radón en un número suficiente de viviendas, repartidas en la mayoría de los núcleos poblacionales de las islas Canarias Occidentales, de forma que los valores obtenidos pudieran asignarse a dichas zonas, y poder elaborar mapas representativos de los niveles de radón en las viviendas de las cuatro islas.
- 5) Obtener medidas de concentración de radón en un número suficiente de viviendas de forma que permitieran estudiar alguna de las variables, que, a priori, pudiesen influir en la concentración de radón en las viviendas, tales como: altitud sobre el nivel del mar, tipo de edificación, uso de la habitación de medida, planta, materiales de construcción, grado de ventilación y concentración de radio en los suelos.
- 6) Analizar estadísticamente los resultados y encontrar, si los hubiere, las diferencias existentes entre ellos teniendo en cuenta la influencia de una u otra de las variables que pueden afectar la concentración de radón en el aire de la vivienda.

- 7) Establecer los valores de dosis efectiva a los habitantes de las islas Canarias Occidentales como consecuencia de la irradiación de radón en sus viviendas, considerando el nivel de ocupación y las recomendaciones dadas por la Comisión Internacional de Protección Radiológica en su Documento (ICRP nº 65).

2. MATERIAL Y METODOS

2.1. MATERIAL

En un principio se usaron detectores de carbón activo, que se expusieron durante 3 días seguidos en diversas viviendas de la isla de Tenerife. Con los resultados obtenidos se obtuvo una primera estimación de los valores de concentración de radón en viviendas de la isla.

Las medidas de concentración de radón en viviendas que se presentan en esta memoria, se realizaron con detectores de trazas(tipo Makrofol) utilizándolos de manera análoga a lo indicado por diversos autores en lugares geográficos diferentes: (Dörschel *et al* 1993, Mushin and Nilgün 1993, Papastefanou *et al* 1994, Quindós 1995, Pinza *et al* 1996, Stuardo 1995, Mareny 1996, Philips and Denman 1997).

2.1.1. *Cámara de difusión para el detector de trazas*

2.1.1.1. *Detector*

La composición química de los detectores de policarbonato (Makrofol) es $H_4C_{16}O_3$ y tienen un espesor de $300\mu m$. Los que se han usado son de forma circular con un diámetro de 50 mm.

2.1.1.2. *Diseño de la cámara de difusión*

La cámara de difusión del detector de radón ha sido la del tipo denominado KfK (desarrollada en el Centro de Investigación Nuclear de Karlsruhe, Alemania) descrita por algunos autores (Urban and Piesch 1981, Crameri and Burkart 1989, Khan *et al* 1993). El plástico detector de Makrofol se coloca en el fondo de la cámara usando un dispositivo que lo fija al fondo impidiendo que se desplace aunque se mueva la cámara de difusión. Se coloca en la parte alta de la cámara un filtro de papel de fibra de vidrio de 8 cm de diámetro y sobre éste un anillo plástico que mantiene el filtro en posición. El conjunto se tapa con una pieza del mismo material que la cámara, evitando así la contaminación del filtro con partículas de polvo grandes. El diseño ha sido estudiado

para que los aerosoles y descendientes de radón que están en el aire se depositen en la superficie del filtro y que solo pase aire a través del filtro al volumen sensible de la cámara. La cámara y componentes se muestran en la figura 7 y 8.

El tipo de cámara de difusión empleada en el trabajo, clasificada entre las del tipo "cerradas", tiene la ventaja frente a las abiertas de que no son tan vulnerables a los efectos de contaminantes ambientales (Miles 1992)

Los átomos de radón que entran con el aire y que se desintegran dentro de la cámara dan lugar a partículas α y a los átomos descendientes, también emisores de partículas α (Dörschel *et al* 1993). El detector es sensible tanto a las partículas α de los descendientes del radón que se depositan en la superficie de la cámara que se producen en el interior de la misma como también a las partículas α producidas por el propio radón al desintegrarse dentro de la cámara.

2.1.1.3.Procedimiento de revelado electroquímico del detector

El detector se somete a un doble tratamiento: en primer lugar pasa por un proceso químico, llamado "pre-revelado" y se finaliza con un proceso electroquímico llamado "revelado electroquímico" (en la terminología en inglés se utilizan las denominaciones "pre-etching" y "etching", respectivamente, que suelen usarse en el lenguaje habitual entre investigadores que emplean este método de detección y medida de radón)

El proceso químico de pre-revelado (PR) consiste en poner en contacto cada una de las dos caras del detector con disoluciones de KOH + etanol y HCl respectivamente. Con este proceso se extrae una capa superficial del detector (Vanmarcke and Janssens 1986, Doi *et al* 1991, Enge 1995). El grosor de esta capa de detector depende del tiempo de pre-revelado químico (TPR), una vez fijadas las concentraciones de las disoluciones.

Este proceso permite optimizar la sensibilidad del detector ya que solo registrará partículas α con energías superiores a un valor determinado.



Figura 7.- Cámara de difusión

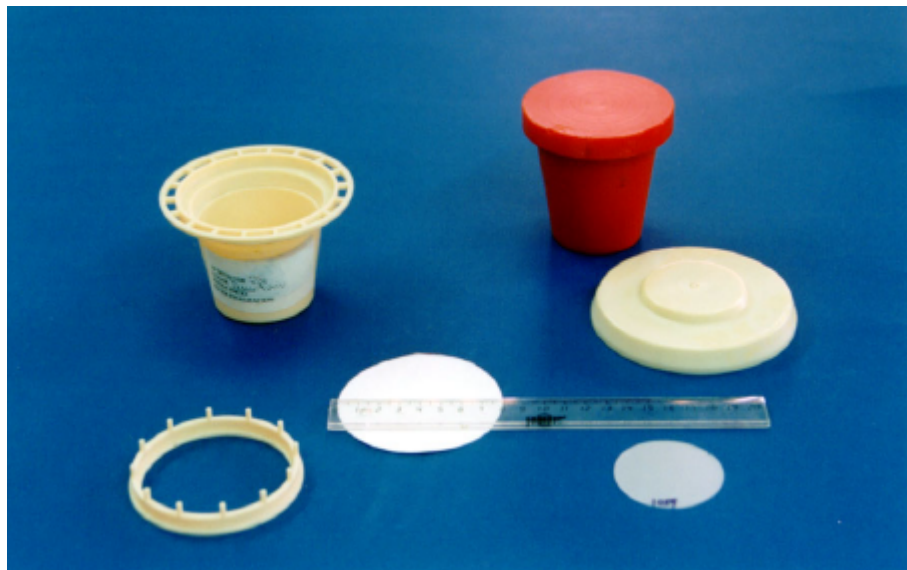


Figura 8.- Componentes de la cámara de difusión y detector de Makrofol

Se ha propuesto para TPR el valor de 30 min, que establece el límite inferior de energías de partículas α detectadas en 0,3 MeV (Vanmarcke and Janssens 1986). El establecimiento de tiempos mayores eleva el valor umbral a 0,5 MeV (Urban and Piesch 1981).

Una vez acabado el proceso anterior, las trazas producidas por las partículas α en los detectores, se someten a la acción de los iones de las disoluciones con las que están en contacto mediante un proceso electroquímico, bajo una diferencia de potencial de 800 V, durante un tiempo establecido de revelado (TR) (Vanmarcke and Janssens 1986). La acción tiene lugar gracias a la preparación de la superficie del detector que se ha realizado durante el proceso de pre-revelado (Doi *et al* 1991).

El proceso de grabación de las trazas producidas aún no está totalmente comprendido, y la mayoría de los trabajos consultados hacen referencia a la teoría de Mason (Doi *et al* 1991). Esta teoría según interpretaciones hechas por diversos autores, (Doi *et al* 1991, Vanmarcke and Janssens 1986), establece que las partículas α con capacidad de producir trazas en el detector tienen energías limitadas entre un valor inferior y un límite superior que es de 2MeV. Asimismo, la teoría predice que en el proceso de formación de trazas se producirá el fenómeno llamado " enraizamiento", consistente en una amplificación de la huella dejada inicialmente en el plástico detector por la partícula α . Así puede entenderse que durante el "etching" se producirá una magnificación o aumento de tamaño de la traza inicial. El tamaño final depende del tiempo total suma de TPR y TR.

Con el procedimiento de revelado se pueden ampliar las trazas hasta alcanzar diámetros del orden de 150 μ m y de esta forma las trazas pueden ser contadas manualmente una vez visualizadas con un lector de microfichas (Urban and Piesch 1981).

Los diámetros de las trazas tienen sus valores máximos, en las condiciones estándar del proceso con el plástico Makrofol cuando las partículas α tienen energías comprendidas entre 0,3 y 0,9 MeV. Desde 0,9 a 2 MeV estos diámetros van disminuyendo

progresivamente hasta un valor mínimo de aproximadamente unas 25 μm (Vanmarcke and Janssens 1986), como puede observarse en la figura 9

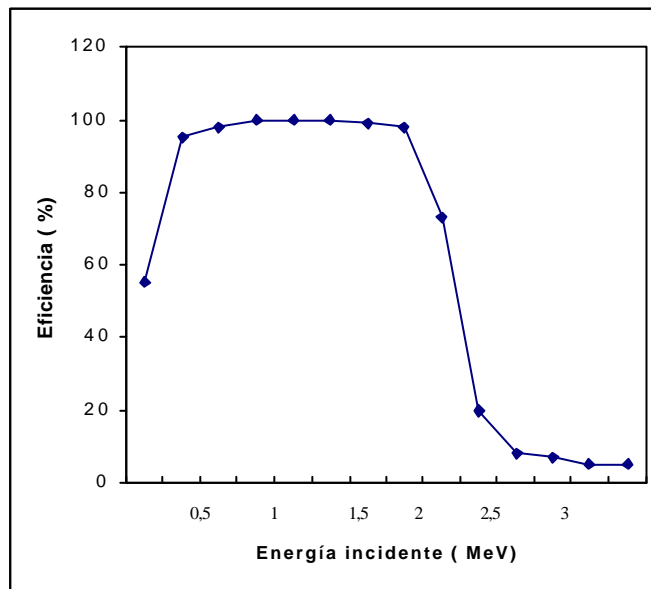
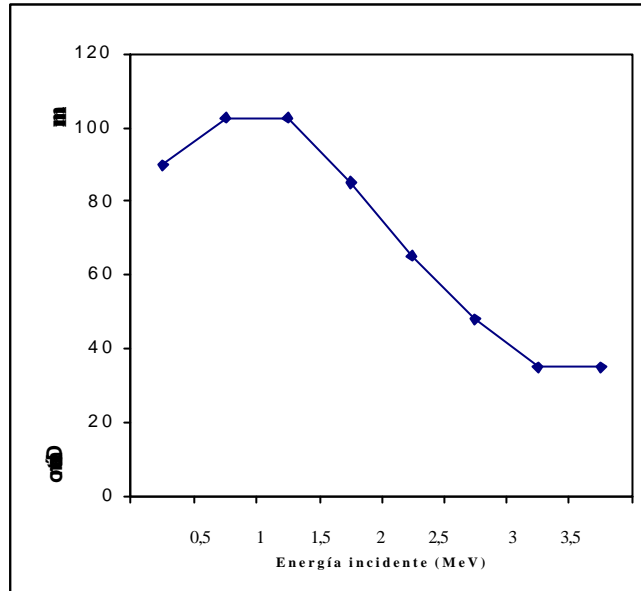


Figura 9.- Diámetro medio de la trazas y eficiencia de producción de la traza según la energía de la partícula α incidente (Vanmarcke and Janssens 1986)

Por encima de un valor del orden de 1000 trazas/cm² la sensibilidad del detector disminuye gradualmente debido a las interferencias entre las trazas reveladas electroquímicamente (Vanmarcke and Janssens 1994), que dificulta o llega a impedir su lectura o contaje.

2.1.1.4. *Discriminación de radiación α según sus energías.*

Dada la geometría de la cámara y tamaño, sólo pueden llegar al detector partículas α con un alcance determinado y con unas determinadas energías.

Se han realizado estudios para calibrar las cámaras de difusión (Urban and Piesch 1981, Vanmarcke and Janssens 1986). Los resultados indican que: a) la técnica de revelado completa descrita anteriormente selecciona un rango energético de 0,3 a 2 MeV, b) si la lámina superficial del plástico que se extrae en el proceso de pre-etching es pequeña, se observa una mayor densidad de trazas. Es muy importante por ello, la selección adecuada del tiempo de pre-revelado y su estricto mantenimiento durante toda la investigación.

Para el diseño de la cámara se tiene en cuenta, que los descendientes del radón de vida corta, se depositan en las superficies de la cámara desde donde al desintegrarse emiten partículas α que se atenúan en el aire de la propia cámara (Urban and Piesch 1981), y también se tiene en cuenta el umbral energético del detector. Ambas consideraciones han permitido asegurar que el detector registrará partículas α procedentes del ²¹⁸Po depositado en la cámara hasta una distancia de 2,8 cm del detector en la superficie lateral así como las producidas por el ²¹⁴Po depositado hasta una distancia de 4,5 cm ya que en ambos casos las partículas α alcanzarán el detector con energías dentro del rango comprendido entre 0,5 y 2 MeV (Figura 9). El diseño también permite detectar partículas α del radón que se encuentren dentro de la cámara.

2.1.1.5. *Estudio del diseño de la cámara*

La sensibilidad del sistema de detección a las diferentes energías depende, por tanto, de algunos parámetros, además del material detector, que se analizan a continuación:

2.1.1.5.1. *Forma de la cámara*

La sensibilidad de la cámara viene dada por la geometría, la orientación del detector, el rango efectivo de las partículas α , la respuesta angular y la discriminación de energías de partículas α por el detector. El análisis pormenorizado de estos factores ha llevado a establecer una forma troncónica para la cámara con un volumen de 305 cm³, siendo la base menor de 5,3 cm de diámetro y la base mayor de 6,8 cm.

2.1.1.5.2. *Localización del detector dentro de la cámara.*

La orientación del detector ocasiona una selección de partículas α en función de su energía y del ángulo crítico de incidencia. El número de trazas encontrado en el detector va disminuyendo hacia el borde debido a la geometría de la cámara y a las energías de las partículas α (Urban and Piesch 1981). Cualquier cambio en la posición del detector dentro de la cámara puede dar lugar a modificaciones al contar el número de trazas tras el revelado. De ahí que se fije el detector en el fondo de la cámara con la garantía de mantenerse en la misma posición durante todo el tiempo que esté el detector expuesto.

2.1.1.5.3. *Tipo de filtro difusor.*

El filtro separa el gas radón de las partículas de polvo, de los aerosoles y de los productos de desintegración del radón adheridos a los mismos. Usando filtros de fibra de vidrio como el empleado en el trabajo, solo entra un 7% de la concentración del radón existente en condiciones ambientales en el interior de la cámara (Urban and Piesch 1981) lo cual es importante para evitar dar una concentración que no correspondiera a la real de radón. Debido al rango energético de las partículas α

procedentes de la desintegración del ^{220}Th y sus descendientes, que son similares a las del radón, se espera una detección similar para este radionucleido.

2.1.2. *Equipo de revelado*

2.1.2.1. *Disoluciones*

Las disoluciones empleadas en el proceso de revelado fueron (Vanmarcke and Janssens 1986, Uyttenhove *et al* 1983):

- a) Una disolución de HCl al 5%, utilizándose HCl puro (marca Panreac Química S.A.) y agua desionizada
- b) Un disolución de 6N HKO + etanol (95%) (marca Panreac Química S.A.) en una proporción volumétrica 80:20, llamada " disolución de revelado"

2.1.2.2. *Equipo para revelado electroquímico de los detectores*

Parte del equipo empleado para el revelado de los detectores de policarbonato (llamado también cámara termostatada) fue construido en el taller del "Laboratorium Voor Kernfysica" en Gante. Consiste básicamente en :termostato, células electroquímicas ("torre"), fuente de alta tensión y material de vidrio y soluciones químicas.

El equipo tiene un termostato que regula la temperatura entre 25° y 26°, así como un indicador que permite conocerla en todo momento.

Las células electroquímicas entre las cuales se colocan los detectores se agrupan formando una " torre " y se llenan alternativamente con las 2 disoluciones anteriormente citadas. La torre se ensambla a una base soporte que va colocada dentro de la cámara y que está conectada a una fuente de tensión de 800 V y 2KHz.

La torre se conecta a una fuente con 5 fuentes de alimentación independientes (módulos) con indicadores de corriente y voltaje y protección electrónica contra

cortocircuito. Como el total de células que componen la torres permite revelar 20 detectores simultáneamente, esta fuente de tensión múltiple tiene la ventaja de que si un indicador falla no se perjudican todos los detectores.

En las Figuras 10 y 11, puede verse el equipo de revelado, con la fuente de alimentación y células electroquímicas

La lectura de las trazas de los detectores de policarbonato puede hacerse mediante procesos automáticos analizadores de imagen o bien manualmente (Ortega *et al* 1995). Son muchos los autores que realizan la lectura de los detectores con este último procedimiento (Urban and Piesch 1981, Uyttenhove *et al* 1983, Vanmarcke and Janssens 1986, Ortega *et al* 1995).

La lectura del número de trazas de los detectores que se expusieron en las viviendas se realizó obteniendo una imagen de la superficie del detector en un lector de microfichas 3M (modelo 500 Universal) y ampliando la imagen con una lente con un aumento o magnificación igual a 18,2.

El papel empleado para el registro de la imagen es de la marca 3M tipo 795 específico para el lector de microfichas.

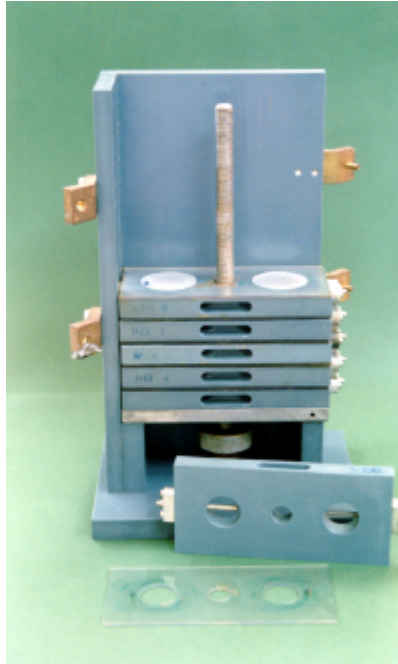


Figura 10.- Colocación de las células electroquímicas y detector de Makrofol.



Figura 11.- Equipo de revelado electroquímico.

2.2.MÉTODO

2.2.1. *Consideraciones metodológicas relativas al trabajo de campo*

2.2.1.1. *Selección de puntos de medida*

Los resultados que se presentan en esta memoria corresponden a los obtenidos con detectores de trazas y carbón activo en 333 lugares de muestreo diferentes, bien viviendas o bien lugares de trabajo, en las islas de Tenerife, La Palma, La Gomera y El Hierro (Canarias Occidentales) .De estos lugares de muestreo, 320 son viviendas y 13 son lugares de trabajo diferentes.

En algunas de estas áreas se realizaron medidas en diversos periodos, lo que significa que se tienen 371 valores de concentración de radón en las 333 áreas.

De los 371 valores de concentración de radón, 55 fueron obtenidos con detectores de carbón activo y 316 con detectores de trazas.

Los detectores de carbón activo, fueron expuestos durante 3 días en diferentes viviendas a lo largo de los 7 primeros meses del año 1990. Las mediciones con detectores de trazas, fueron realizadas en el periodo que abarca desde al mes de Abril de 1990 hasta Mayo de 1994.

Los valores de concentración de radón obtenidos con detectores de carbón activo (suministrados por NUSIM, S.A., con la señalización MIRU-502069), fueron determinados usando un detector de INa de 3" x 3" (modelo Canberra, serie 802-4), existente en el Instituto de Productos Naturales de La Universidad de La Laguna. Solo se hicieron determinaciones con estos detectores en la isla de Tenerife.

Los resultados obtenidos inicialmente con detectores de trazas desde el principio de la campaña hasta mediados del año 1992, fueron determinados en el Laboratorio Voor Kernfysica de La Universidad de Gante. A partir de ahí, el proceso completo de

medición fue realizado en el Laboratorio de Física Médica y Radiactividad Ambiental de la Universidad de La Laguna.

Con detectores de trazas se determinaron las concentraciones de radón en 294 viviendas diferentes y 4 lugares de trabajo. Como en algunos casos se repitieron determinaciones, el total de mediciones con detectores de trazas en viviendas fue de 310 y en lugares de trabajo 6.

En 37 de estas 294 viviendas se colocaron varios detectores simultáneamente, durante el mismo tiempo y en el mismo lugar, para obtener un valor medio de la medida realizada con estos detectores en estas viviendas.

Debido a problemas de almacenamiento de los detectores en el laboratorio, que ocasionaron la contaminación de algunos de ellos se eliminaron un total de 39 detectores correspondientes a 37 viviendas de la isla de Tenerife. Esta circunstancia impidió la obtención de medidas en un área geográfica de dicha isla.

En las habitaciones donde se colocaron dos detectores simultáneos, es decir en el mismo lugar y expuestos el mismo intervalo de tiempo, la medida representativa de la habitación fue el valor dado por la media de esos detectores.

Los períodos de exposición con detectores de trazas fueron de aproximadamente 3 meses. Se exceptúan 38 viviendas que fueron medidas durante 6 meses.

Con objeto de analizar la posible relación entre el resultado de la medida de concentración de ^{222}Rn y la concentración de ^{226}Ra en el suelo próximo a las viviendas, se realizaron determinaciones con muestras de suelos. Este análisis se llevó a cabo en las 4 islas aprovechando la realización de estos trabajos por miembros de nuestro Laboratorio (Fernández-Aldecoa *et al* 1991). Se tomaron muestras de 25 x 25 x 5 cm³ en los puntos centrales de los cuadrados de 5 km en que se dividió la superficie de Tenerife; en las otras 3 islas la rejilla considerada fue de 10 km de lado. La muestra se tomó en el centro del cuadrado, por lo que la concentración de radionúclidos en ella

sólo puede considerarse como una primera aproximación de dicha concentración en el suelo de las viviendas situadas en la misma zona de la isla. El análisis de las muestras de suelos se realizó mediante espectrometría gamma con el detector de Germanio intrínseco de alta pureza con que cuenta el Laboratorio de Física Médica y Radiactividad Ambiental de la Universidad de La Laguna. Es del tipo Coaxial Reverse, de la marca Canberra, modelo GR2520, y número de serie b93529. Se caracteriza por tener una eficiencia relativa del 20% y una resolución (FWHM) de 1,8 keV en la línea de emisión de los fotones gamma de 1,33 MeV correspondiente a la desintegración del ^{60}Co .

El analizador multicanal asociado al detector de Germanio usado es del modelo S-35 Plus, también de la marca Canberra, con número de serie 04927585. Se trata de un sistema integrado, con todas las funciones y facilidades necesarias para la obtención del espectro de emisión gamma, así como con el resto de datos de interés para la completa realización de este tipo de estudios. Se encuentra conectado en modo paralelo a un ordenador personal (PC) donde se realiza el tratamiento de los datos mediante el programa de análisis Spectran-AT.

2.2.1.1.1. *Criterios de selección de las viviendas*

El reparto de detectores se hizo teniendo en cuenta principalmente la densidad de población (Uyttenhove *et al* 1983, Alexander *et al* 1994), en una proporción aproximadamente de 1 detector por cada 1000 habitantes (la tabla de poblaciones corresponde al AnexoV). Conocido el número de habitantes de cada municipio (ISTAC 1993), se determinó el número de detectores a colocar en cada uno de los municipios. Así se colocaron detectores en 10 viviendas de la isla del Hierro (7162 habitantes), en 84 viviendas de la isla de La Palma (78.867 habitantes) y en 18 viviendas de La Gomera (15.963 habitantes).

En la isla de Tenerife, con 623.823 habitantes, el reparto no pudo desarrollarse siguiendo el procedimiento indicado y utilizado en las demás islas. Se midieron 183 viviendas diferentes, procurando que los resultados fuesen representativos del reparto poblacional y, dentro de lo posible de la geografía de la isla. Se repitieron medidas en

algunas viviendas en 2 épocas del año. La distribución de detectores se realizó, en parte, con la ayuda de los alumnos de la materia de Física Médica de la Facultad de Medicina de La Universidad de La Laguna.

Se consideró también el factor tipo de vivienda, es decir, el hecho de que fuese vivienda unifamiliar o vivienda ubicada en edificio de pisos. Las viviendas unifamiliares son más frecuentes en zonas rurales. La vivienda en bloque de pisos predomina en zonas urbanas. En este último caso, se tomó en cuenta el nivel de la vivienda respecto del suelo y se seleccionaron preferentemente viviendas en las plantas bajas o primeras de los edificios. El motivo fue el considerar que el principal aporte de radón en las viviendas de las islas es el producido, en primer lugar, por el suelo y en segundo lugar por los materiales de construcción de las viviendas, y que éste entra en las viviendas por los procedimientos o vías ya descritas.

Por último se trató de que la selección de viviendas abarcara representantes en número suficiente de los diferentes materiales de construcción empleados

2.2.1.1.2. Criterios para la colocación de los detectores en las habitaciones

De manera habitual se colocaron 2 detectores en 2 habitaciones diferentes, durante el mismo periodo de tiempo. Estas habitaciones fueron dormitorio (251 detectores) y sala de estar (253 detectores). En este trabajo se presentan también 21 medidas correspondientes a detectores ubicados en cocinas, baños, bodegas ó garajes, de las mismas viviendas, cuando en ellas solo se pudo colocar 1 detector en una de las habitaciones previstas (dormitorio o sala).

Se evitaron aquellas habitaciones de las que se supiera, de antemano, que fuesen a permanecer cerradas durante el período de exposición. Se solicitaba información al inquilino de la vivienda acerca del grado de ventilación de las habitaciones.

La metodología seguida para la ubicación del detector en la habitación fue ponerlo a una altura respecto al suelo con valores comprendidos entre 40 cm y 1 m (Mushin and Nilgün 1993, Doi and Kobayashi 1994a, Amorós *et al* 1995) y a una distancia de la pared entre 20 y 50 cm, aprovechando los armarios ó estantes que hubieran en ella. Se consideró también que no debían estar en zonas donde hubiese corrientes de aire. Sin embargo, la colocación de los detectores estuvo gobernada en todo momento, por las condiciones de habitabilidad de la habitación, que limitó muchas veces la colocación en el lugar más indicado, apareciendo en la memoria valores correspondientes a detectores pegados a la pared y a distancias de hasta 1m, incluso, así como detectores ubicados sobre el suelo y a diferentes alturas.

Se comprobó, en dos viviendas diferentes, la no influencia en los resultados, de las medida hechas con nuestros detectores de trazas, tanto de la altura sobre el suelo a la que se colocó el detector como de la diferente distancia a la pared. Puede observarse los resultados obtenidos al respecto en la tabla siguiente:

Tabla 8.- Valores de concentración de ^{222}Rn en Bqm^{-3} considerando la altura sobre el suelo de la vivienda y la distancia a la pared.

ALTURA	DISTANCIA PARED			
	< 5 cm		> 30 cm	
	Vivienda 1	Vivienda 2	Vivienda 1	Vivienda 2
Nivel inferior (< 40 cm)	591 ± 32	200 ± 46	—	296 ± 46
Nivel medio (> 70 cm y < 1m)	510 ± 15	322 ± 45	523 ± 60	—
Nivel superior (> 1,8 m y < 2,2 m)	575 ± 11	—	—	317 ± 8

(ALTURA) representan la altura respecto al suelo de la habitación a la que se colocó el detector y (Distancia Pared) la distancia del detector en cm respecto a la pared.

En la Tabla 8, se presentan los valores medios de concentración de radón y desviación estándar, de los detectores ubicados en cada lugar. La columna de la izquierda son los diferentes niveles respecto al suelo en los que se colocaron los detectores. No hay influencia de manera significativa en la concentración de radón al hecho de que se colocara el detector a mayor o menor altura del suelo y a mayor o menor distancia a la pared.

2.2.1.2. *Elaboración del cuestionario de datos*

Se elaboró un cuestionario de datos que se llevó a las viviendas junto con los detectores preparados, que se cumplimentó en el momento en que se dejaba el detector en la vivienda. Todos los datos del cuestionario se introdujeron en las bases de datos que se citan en el apartado de métodos de análisis de resultados. El cuestionario de datos se encuentra en el Anexo II

2.2.1.3. *Protocolo de retirada de los detectores de las viviendas*

Para la retirada de los detectores se siguió la metodología descrita en "el protocolo de retirada de los detectores de las viviendas" y que a continuación se detalla:

1. Se anota la fecha de retirada en la etiqueta que lleva pegada la cámara, así como en el cuestionario
2. Se introduce la cámara en una bolsa "a prueba de radón", se cierra bien y se llevan al laboratorio.
3. Se extrae el plástico detector de la cámara con cuidado de no dañarlo(usando guantes) y comprobando que está en la misma posición en que se colocó. Si por algún motivo no estuviera en posición correcta, no se realiza la medida con este detector.

4. Los detectores se separan unos de otros para evitar que se dañen (usando los mismos plásticos separadores que traían de fábrica) y se hace una torre que se guarda en una bolsa plástica. Esta bolsa se introduce en un frasco que se tapa herméticamente para evitar que se puedan contaminar con radón hasta el momento de revelado que se procura que sea el mismo día, o en un plazo de 24 horas.

2.2.2. *Método seguido en el laboratorio*

2.2.2.1. *Protocolo de preparación del sistema de detección*

El protocolo seguido para la preparación de los detectores de trazas ha sido el que se indica a continuación:

Se adhiere una etiqueta en la superficie de la cámara de difusión donde se identificará el número asignado al detector, la fecha, y la ubicación de este en la vivienda, como se aprecia en la figura 7.

Se abre el contenedor hermético en que está almacenado el detector que se extrae y se coge por los bordes con unos guantes, evitando tocar la superficie sensible.

El contenedor se cierra para evitar que se contaminen los demás.

- 1) El detector se identifica con un rotulador indeleble por su cara opaca, con el mismo número que lleva exteriormente la etiqueta de la cámara de difusión y se coloca en el fondo con su cara brillante hacia lo alto de esta. Se presiona con una pieza especial pesada con forma semejante a la cámara para dejar al detector adosado al suelo de la cámara.
- 2) Se coloca el filtro en la parte superior de la cámara y se fija con el anillo plástico.
- 3) Se tapa la cámara de difusión

- 4) Se introduce el conjunto detector - cámara en una bolsa de plástico a prueba de radón y se cierra bien para que no entre aire.
- 5) Se deben evitar golpes fuertes durante el traslado ya que podrían sacar al detector de su posición correcta alterando así los resultados.
- 6) La cámara debe permanecer dentro de la bolsa hasta el instante en que se coloque en la vivienda en el lugar previsto.
- 7) Se comunica al propietario de la vivienda que la cámara debe permanecer siempre en el mismo lugar mientras dure la exposición.
- 8) Se solicitan los datos del cuestionario a la persona que habita la vivienda.

2.2.2.2. Procedimiento de revelado electroquímico de los detectores

El procedimiento que se llevó a cabo en nuestro laboratorio consistió en establecer un tiempo de pre-revelado de 30 min y un tiempo de revelado de 3h, con las disoluciones ya citadas en el capítulo de material siguiendo así la pauta establecida por el Laboratorium Vor Kernfysica de la Universidad de Gante. El desarrollo del procedimiento completo consiste en los siguientes pasos:

2.2.2.2.1. Preparación de las disoluciones

- a) Se introducen las disoluciones siguientes: HCl al 5% , KOH 6N, etanol (95%), en la cámara termostataada durante 24 horas.
- b) Se prepara la disolución de revelado [6NKOH + etanol (95) en proporción 80:20].
- c) Esta disolución debe permanecer durante 1 hora en la cámara antes de ser usada para el llenado de las células, igual que la disolución de HCl, al objeto de que se

encuentren a temperatura uniforme proporcionada por el ambiente de la cámara termostatada.

2.2.2.2.2. *Identificación de los detectores.*

La colocación de los detectores en cada célula en la torre durante el proceso de revelado debe conocerse con exactitud. Por ello, se lleva un libro de registro en el que se anotan:

- a) Fecha en la que se realiza el proceso electroquímico
- b) Hora del inicio y del fin de los procesos de pre-revelado y revelado
- c) Valor de los indicadores de tensión de cada fuente independiente de alta tensión
- d) Temperatura durante el proceso tanto de pre-revelado como de revelado (el resultado de la medida se incrementará en un 6% si la temperatura sube 1°, según indicaciones del fabricante del plástico detector)
- e) Orden de colocación de los detectores en las células electroquímicas.
- f) Anomalías durante el proceso de revelado: fallo de alguno de los indicadores de tensión de las fuentes independientes, así como en la red eléctrica, posible fuga de las disoluciones de alguna célula.

2.2.2.2.3. *Ubicación de detectores en las células.*

La colocación de los detectores entre las células electroquímicas, apiladas formando una “torre”, y se realiza de la siguiente manera:

- a) Como puede verse en la figura 10, en un extremo se coloca la pieza de acero inoxidable. Se van colocando células, intercalando entre cada 2 células, 2 láminas

plásticas de 2 mm de grosor que tienen 2 orificios frente a cada uno de los cuales se coloca 1 detector. Se finaliza la torre con otra pieza de acero.

- b) Los detectores entre los plásticos deben centrarse en los orificios de las láminas, con la cara brillante del detector en contacto con la célula que contenga la disolución de revelado(KOH + etanol).
- c) Las células se llenan alternativamente con las 2 disoluciones. La primera y la última célula de la torre deben ser llenadas con HCl

2.2.2.2.4. Pre-revelado electroquímico.

- a) Se introduce la “torre” en la caja termostataada colocándola sobre la base soporte de dicha caja y comprobando las conexiones de cada célula.
- b) Una de las placas de acero de los extremos se conecta a tierra
- c) Se cierra la cámara y empieza el proceso que dura 1/2 hora.

2.2.2.2.5. Revelado electroquímico.

- a) Transcurrido el tiempo de pre-revelado se conecta la fuente de tensión (800V; 2 kHz)
- b) Se realizan comprobaciones de los valores de la tensión y de la temperatura, vigilando a fin de asegurar la constancia de las mismas durante todo el proceso.
- c) El proceso de revelado dura 3 horas (TR)
- d) Finalizado el TR se desmonta la torre y se vacían las disoluciones de las células
- e) Se lavan los detectores con agua y se colocan sobre papel de filtro, hasta que se sequen

2.2.2.3. Procedimiento seguido para el contaje de las trazas.

El procedimiento se realizaba siempre de idéntica manera:

- 1) Tras el revelado electroquímico, se obtiene una imagen de la superficie sensible del detector ampliando la imagen con el lector de microfichas usando la lente indicada en el apartado Material 2.1.2. La lente se coloca siempre en la misma posición respecto al plástico detector.
- 2) Se elaboraron unas plantillas plásticas transparentes en las que se dibuja un círculo de 5 cm de diámetro, que equivale al diámetro del detector, y en el centro de éste un cuadrado de 1 cm^2 (que representa el área de medida del detector).
- 3) Se coloca el detector con la cara opaca sobre la plantilla, haciéndolo coincidir con el círculo de ésta, y fijándolo para impedir que se desplace.
- 4) Se ajusta la lente hasta observar una imagen nítida en la pantalla del lector, de las trazas que se encuentran en el área enmarcada de 1 cm^2 del detector y se imprime la imagen en el papel de registro especial. En la Figura 13 puede verse una imagen de las trazas de un detector ampliada.
- 5) Se cuentan todas las trazas visibles circulares. Si aparece en el área de 1 cm^2 elegido, un conjunto de trazas alineadas y superpuestas formando lo que llamamos un "rosario de trazas" que no se puede asimilar a un determinado número de partículas incidentes, el detector se desplaza ligeramente sobre la plantilla procurando que desaparezca el rosario de trazas del área inicialmente definida, con lo cual el área de 1 cm^2 se aleja del centro. El desplazamiento nunca fue mayor de 3 mm.
- 6) Para asegurar que las condiciones del contaje de las trazas son reproducibles, antes de realizar la lectura del grupo de detectores correspondiente a una campaña se contaron las trazas de un detector con un número de trazas correspondiente a una atmósfera de radón usado para calibración, de forma que se tuviera el convencimiento de estar aplicando los mismos criterios de contaje.

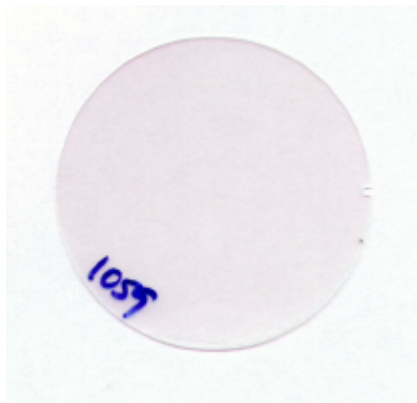


Figura 12.- Detector de Makrofol

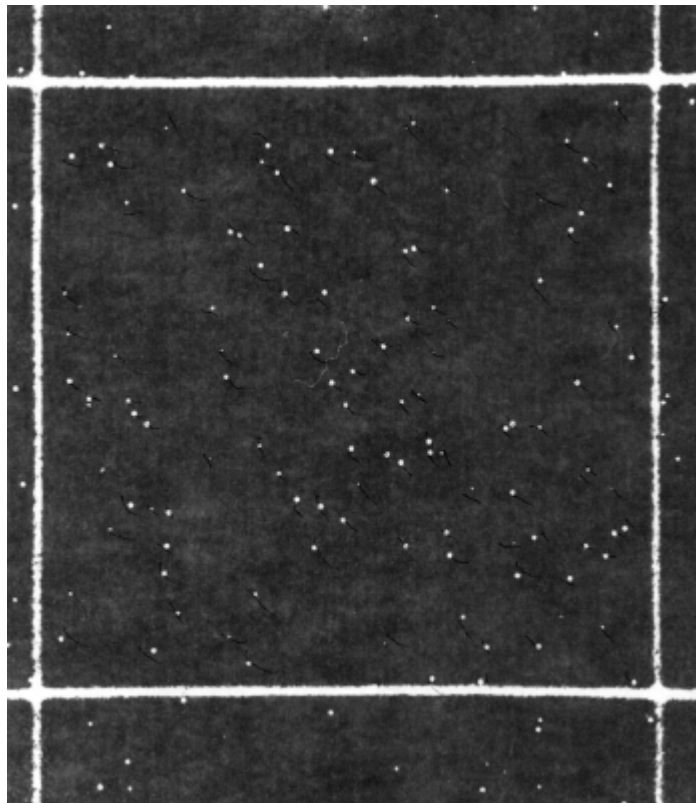


Figura 13.- Trazas de las partículas α en un área de detector de 1 cm^2 ampliadas con una lente de 18 aumentos

2.2.3. *Método de análisis de resultados*

2.2.3.1. *Determinación del valor de concentración*

La cuantificación de los errores cometidos en las medidas realizadas con detectores de radón pasivos es de gran importancia, especialmente cuando se trata de medidas de valores de concentraciones de radón en el rango de los valores medioambientales usuales. Es necesario hacer una evaluación precisa de fondos que aparecen en los detectores antes de ser expuestos. Los detectores pueden contaminarse, es decir ser sometidos a la acción del radón de manera no deseada, de muchas formas: durante el proceso de producción, en el momento en el que se sacan del contenedor en el que vienen de fábrica, cuando el almacenamiento de estos detectores no ha sido el correcto para evitarles la acción del radón u otros agentes que puedan ocasionar trazas en los mismos. Incluso algunos materiales de los contenedores en los que vienen los detectores de fábrica tienen algunos radionucleidos en su composición que también puede contribuir al valor de trazas de fondo del detector (Fujimoto 1994). En aquellos casos en que los detectores entran en contacto con el aire que contiene radón, aunque el tiempo de exposición sea breve comparado con el de exposición de los detectores en las viviendas, puede llegar a ser suficiente para que tenga lugar un depósito de los descendientes del radón en el detector, que ocasionen la aparición de trazas, que se agregan a las "trazas de fondo" (Miles 1992).

Por todo lo anterior, el uso de detectores para medir concentraciones de radón obliga al conocimiento de las trazas de fondo. El método seguido para determinar las trazas de fondo con cada una de las campañas fue:

- a) Se extrajeron del contenedor los detectores que se iban a exponer. Se escogieron 12 detectores más para la medida del número de trazas de fondo (la selección de estos en el contenedor fue hecha al azar, evitando elegir detectores que estuviesen juntos en el contenedor).
- b) Los 12 detectores que se iban a usar para cuantificar el fondo, se introdujeron en bolsas plásticas a prueba de radón durante el tiempo que duró la campaña.

- c) Cuando se retiraron los detectores de las viviendas se realizó el proceso de revelado, en el cual se revelaban conjuntamente detectores expuestos en viviendas y "detectores de fondo".
- d) Se midieron los números de trazas de cada "detector de fondo" y se calculó la media aritmética de los valores de los números de trazas de cada detector (N_f), así como el valor de la desviación estándar (σ).

El límite de detección de los detectores entregados en las viviendas, se estableció en el valor correspondiente a 3 veces la desviación estándar (σ) del número medio de trazas de fondo (Urban and Piesch 1981).

El valor neto del número de trazas de un detector en una vivienda (N_N) viene dado por:

$$N_N = N_T - N_F \quad (\text{ec. 18})$$

N_T es el número total de trazas del detector por cm^2 de detector

Con el valor del límite de detección establecido:

- i) si $N_N > 3\sigma$ entonces $N_N = N_T - N_F$
- ii) si $N_N = 3\sigma$ entonces $N_N = 0$ (valor de $[Rn] = 0$)
- iii) si $N_N < 3\sigma$ entonces $N_N < 0$ (se eliminaron del estudio)

Como puede observarse, con estas premisas, los casos que pudieran conducir a números de trazas negativos (sin sentido), no se incluyeron en el estudio. Los que dieron un número neto de trazas = 0, se les asignó un valor de concentración = 0. El conjunto de

los datos de [Rn] no nulos se intentó ajustar a una distribución estadística determinada y se encontró que el ajuste más adecuado lo era a una distribución log-normal.

El cálculo de los valores de concentración de radón en las viviendas viene dado por:

$$(ec.19) \quad C = 10^3 \times N_N / (FC \times 24 \times \Delta t)$$

Siendo:

C : concentración de radón en una vivienda ($Bq\,m^{-3}$)

Δt : intervalo de tiempo de exposición del detector (horas).

FC : factor de calibración (trazas cm^{-2} / $kBq \, h \, m^{-3}$)

Algunos autores (Urban and Piesch 1981, Urban and Kiefer 1985, Porstendörfer 1993) han propuesto dar el valor de concentración de una vivienda junto con la estimación de la incertidumbre total en la determinación de la exposición de radón, que se calcula a partir del valor de la incertidumbre en el número de trazas. Sin embargo, la tónica habitual en los trabajos publicados dando resultados de radón en el aire de grupos grandes de viviendas (Mushin and Nilgün 1993, Alexander *et al* 1994; Papastefanou *et al* 1994, Nowina 1995, Stuardo 1996, Garawi 1996, Marenny *et al* 1996, Ford and Eheman 1997, Polpong and Bovornkiti 1998) en los que se analizan diferentes variables que pueden afectar a los valores de concentración, consiste en dar los resultados en forma de valores de medias aritméticas ó geométricas de valores de concentraciones de radón, y desviación estándar. Esta ha sido la línea seguida en esta memoria.

2.2.3.1.1. *Consideraciones sobre el factor de calibración.*

Para la determinación del factor de calibración a usar en nuestro caso, se realizó un proceso de calibración bajo el control del laboratorio de la NRPB (National Radiation

Protection Board) de Gran Bretaña (laboratorio aceptado como de referencia). Este Laboratorio dispone de una cámara de radón de 43 m³ con una atmósfera controlada de radón.

Se enviaron 50 detectores, empaquetados en bolsas a prueba de radón que fueron irradiados en grupos de 10 con 4 atmósferas de concentraciones diferentes. Los 10 restantes sirvieron como indicadores del valor de fondo (detectores de tránsito). Los detectores fueron sometidos a 4 exposiciones integradas de radón diferentes: 80, 185, 390, 840 (kBq h m⁻³). Tras la irradiación nos los devolvieron al laboratorio donde se realizó el proceso de revelado electroquímico en 3 días diferentes, alternando en cada proceso de revelado detectores expuestos a diferentes exposiciones y detectores de tránsito. Las trazas que se contaron fueron menores de 500 en todos los casos (en las viviendas tampoco se han dado valores mayores del número de trazas), con lo cual se puede asegurar que la relación entre el número de trazas y el valor de la concentración de radón es lineal (Vanmarcke *et al* 1994). Tras proceder a la lectura de trazas se calculó el FC (factor de calibración). El valor obtenido fue de 0,51 (trazas cm⁻² / kBq h m⁻³) con un grado de ajuste de 0,999.

Al no disponer en nuestro caso de cámara con atmósfera controlada de radón, se consideró la posibilidad de usar minas o galerías subterráneas profundas en sustitución de las mismas, suponiendo que en ellas la concentración de radón en su atmósfera se mantendría constante; se consideraba de esta manera que podría recomprobarse el valor del FC. Se realizó de la siguiente manera: se expusieron 60 detectores en la galería de "San Andrés" de la isla de Tenerife a 500 m de la entrada, después de haber realizado medidas de sondeo en la galería situada en Santa Cruz en que se colocaron detectores a diferentes distancias de la entrada de la entrada hasta unos 2 km como máximo. Conjuntamente con estos se colocaron detectores de carbón activo (que fueron leídos en el Instituto de Productos Naturales de Tenerife). Tras el proceso de revelado electroquímico y lectura de las trazas y con el valor medio dado por los detectores de carbón activo se calculó el factor de calibración, dando un valor de 0,5. Este procedimiento solo se consideró como una estimación que confirmase el valor calculado previamente con las medidas de la NRPB.

Debido a las extremas dificultades para la colocación y retirada de los detectores, sólo se pudo obtener un conjunto de datos que permitieron confirmar el valor de 0,51 (trazas $\text{cm}^{-2} / \text{kBq h m}^3$) como nuestro factor de calibración. Al mismo tiempo estas medidas nos permitieron conocer en primera aproximación valores de concentración de radón subterráneos en cavidades volcánicas lo cual ha sido objeto de publicación (CSN 1998).

2.2.3.2. Análisis realizado y variables consideradas.

El análisis de los resultados obtenidos se llevó a cabo utilizando un ordenador Pentium 133 con 32 MB de RAM y 2,1 GB de disco duro, en el cual está instalado el Windows 95 y el Office 97.

2.2.3.2.1. Variables consideradas en el estudio.

Las variables consideradas en la memoria fueron las establecidas en el cuestionario de datos (Anexo II) que se cumplimentaba en el momento de entrega y/o recibida de los detectores. Además se obtuvo información de variables demográficas del lugar de estudio, a través del censo poblacional de viviendas de las islas publicado por el Instituto Canario de Estadística en 1993 (ISTAC 1993). Los valores que toman todas ellas se muestran en la tabla de resultados del anexo (IV). En el Anexo V se citan las poblaciones de las 4 islas donde se realizó reparto de detectores.

Se construyeron 5 bases de datos (en ACCESS 97) enlazadas entre sí con campos comunes, esto permitió por un lado no tener que repetir datos comunes y por otro agilizar el trabajo de análisis de resultados. La configuración de estas bases de datos se muestran en el Anexo III.

A continuación se describen las variables que aparecen en las 5 bases de datos. Los campos comunes se señalan con un (*).

1) La primera base de datos que se manejó (" Base I") ,se constituyó con las siguientes variables:

*(I): isla en la que se asienta la vivienda: (T)Tenerife, (P) La Palma, (G) La Gomera, (H) El Hierro

*(C): número asignado a la vivienda que la distingue de las demás.

*(CP):representa el código para designar la población en que se encuentra la vivienda. La explicación de los valores dados en CP se muestran en el Anexo3 (tabla de poblaciones).

(USO): uso que se le da a la vivienda y que puede ser alguno de los siguientes:

- (V) vivienda
- (O) oficina
- (T) lugar de trabajo
- (C) colegio
- (S) otros

(ED): tipo de edificación:

- (U) unifamiliar
- (US) unifamiliar semiadosada.
- (UA) unifamiliar adosada.
- (M) edificio multifamiliar.

(Hi): Habitación. Para una sola vivienda hay posibilidad de poner detectores en 2 habitaciones (1) y (2) y por tanto la variable puede ser H1 y H2. Puede tomar alguna de las siguientes denominaciones:

- (D) dormitorio.
- (S) salón o estar.
- (C) cocina.
- (G) garaje ó sótano.
- (O) otros (se especificará en la hoja)

(Pi): nivel de la planta en el edificio de la habitación (1) o (2) en la que se colocó el detector. Puede tener asignadas alguna de las siguientes nominaciones:

- (S) garaje sótano u otros.
- (B) planta baja.
- (1) planta 1^a
- (2) planta 2^a
- (3) planta 3^a ó superior

(SUB_i): indica la existencia de sótano debajo de la habitación $i = (1 \text{ ó } 2)$ donde se ha realizado la medida de radón. La variable podía tomar los siguientes valores:

- (Si) Si existe alguna dependencia: garaje, sótano, otros.
- (No) No existe ninguna dependencia .

(MATE_i): material de construcción de la habitación $i = (1 \text{ ó } 2)$. En las viviendas estudiadas se utilizaron 4 tipos distintos de material de construcción, habituales en las Islas Canarias:

- (BH) bloque hueco.
- (BM) bloque macizo
- (PB) piedra y barro
- (L) ladrillo

(DIM_i): Superficie, en m^2 de la habitación $i = (1 \text{ ó } 2)$.

(ALTH_i) : Altura, expresada en m, de la habitación $i = (1 \text{ ó } 2)$.

2) La segunda base de datos que se manejó (" Base II") y se constituyó con las siguientes variables:

*(I)

*(C)

(D): tipo de detector.

(T) detector de trazas

(C) detector de carbón activo

(INICIO): Fecha de comienzo del periodo de exposición.

(FIN): Fecha de finalización del periodo de exposición.

(NU1A) o (NU1B): número asignado al detector que se coloca en la habitación 1 y que se nombra siempre A excepto cuando en la habitación se han colocado 2 detectores simultáneos en cuyo caso se le denomina B. Se procede de la misma forma para la habitación 2.

(TR1A) o (TR1B): número de trazas de los detectores (A) y (B) de la habitación (1)

(TR2A) o (TR2B): número de trazas de los detectores (A) y (B) de la habitación (2)

(CON1A) o (CON1B): valor de concentración de radón en (Bq m^{-3}) del detector (A) ó del (B) en la habitación (1). De igual forma se designan para la habitación (2) con (CON2A) o (CON2B). Se ha dado esta denominación a los resultados de nuestros detectores que fueron leídos en La Universidad de Gante (Bélgica).

(C1A) o (C1B): valor de concentración de radón en (Bq m^{-3}) del detector (A) ó (B) en la habitación (1). Para la habitación 2, los homólogos son C2A o C2B. Estos

valores de concentración fueron obtenidos con lecturas de las trazas en nuestro laboratorio.

(DI1) o (DI2): distancia del detector a la pared, expresada en cm, en la habitación 1 o 2.

(AL1) o (AL2): altura, expresada en m., del detector respecto al nivel del suelo en la habitación (1) o (2).

(V1) o (V2): grado de ventilación de la habitación (1) o (2). Se establecen con 3 grados, tal y como se explica en el anexo II, indicados como sigue:

- (C) Poco ventilada
- (N) Ventilación normal.
- (B) Bien ventilada.

3) La tercera base de datos que se manejó, " Base III", se constituyó con las siguientes variables:

*(I)

*(CP)

(POBLACION): nombre de la población a la que pertenece la vivienda

(NHPOB): número de habitantes de la población

*(MUNICIPIO): nombre del municipio que incluye la población en la que se encuentra la vivienda.

*(CU): valor numérico asignado arbitrariamente al cuadrado de 5 Km de lado en que se midió la concentración de radio(Bq kg^{-1}) en una muestra de suelo.

(ALTITUD): en metros sobre el nivel del mar, correspondiente a la población.

4) La cuarta base de datos que se manejó, " Base IV", la forman las siguientes variables:

*(I)

*(MUNICIPIO)

(NHMUN): número de habitantes del municipio

(N-S): solo se indica para la isla de Tenerife.

(N): para las poblaciones de: La Laguna, Sta. Cruz, El Rosario, Tegueste, y Tacoronte.

(S): las demás poblaciones de la isla.

5) La quinta base de datos que se manejó, que se le llamó " Base V", se constituyó con las siguientes variables:

*(I)

*(CU)

(RA): valores de concentraciones de Radio ($Bqkg^{-1}$), en el suelo de cada uno de los cuadrados representados por la variable (CU)

2.3.3.2. *Análisis estadístico.*

Dadas las características de las variables, el análisis estadístico desglosado en el apartado de Resultados y Análisis (3.2.), se realizó en 3 bloques, tal y como muestra el organigrama (Figura 14).

A) *Análisis por habitaciones .*

En este primer estudio, se analizaron las variables que pueden influir sobre los valores de concentraciones de radón, en una vivienda considerando cada habitación por separado. El estudio se extendió a todas las habitaciones de todas las viviendas. El número de habitaciones de la población varió en el análisis para cada variable dependiendo de si se hubiese cumplimentado dicha variable en el cuestionario de viviendas o no.

Las variables analizadas en este primer análisis son:

A.1.- *Sótano*: la existencia o no de sótano bajo la habitación en que se realiza la medida ha sido objeto de interés por diversos autores(tal como se ha indicado en la Introducción (1.7.3.1.) Como en nuestro conjunto de viviendas existían diversas situaciones que podían permitir el análisis de la posible influencia del sótano, se consideró conveniente realizar un estudio no reglado para sacar una preliminares impresiones acerca de esta influencia en la concentración de radón en viviendas.

A.2.- *Uso de la habitación*: El análisis del uso dado a la habitación de la casa, se considera especialmente interesante desde el punto de vista de poder seleccionar aquellas en las que los habitantes pasan la mayor parte de su tiempo cuando están dentro de las viviendas. Por eso las medidas se centralizaron básicamente en dormitorios y salas de estar.

A.3.- *Ventilación*: En un lugar como Canarias, el estudio de la influencia de la ventilación natural de las viviendas en la [Rn] en las mismas es especialmente complicado de llevar a cabo, puesto que en la mayor parte de las 4 islas estudiadas no existen grandes diferencias termométricas a lo largo del año que permitan establecer un período de bajas temperaturas y otro de altas, que obligue a adoptar la costumbre de cerrar ó abrir más frecuentemente las ventanas y puertas. De igual manera, esta circunstancia hace que tenga muy poca incidencia el uso de sistemas de acondicionamiento de aire y de calefacción, que dan lugar a modificaciones en el estatus de ventilación de las viviendas. Solamente en un área de la isla de Tenerife correspondiente aproximadamente a los municipios de El Rosario, Tacoronte y La Laguna se dan las circunstancias indicadas al principio de este apartado.

Por todo ello se consideró que el estudio de la influencia de la ventilación, solamente podría conducirse en base a la opinión de los habitantes de las viviendas sobre la cantidad de tiempo que estuvieran abiertas puertas o ventanas.

A.4.- *Material de construcción*: el material de construcción de las viviendas es la segunda fuente más importante que contribuye a los valores de [Rn] en interior de las viviendas. En estas islas Canarias Occidentales, se ha producido en los últimos 30 o 40 años, una gran homogeneización de los materiales de construcción utilizados, predominando en primer lugar, el bloque hueco y el mortero hecho con arena de barranco. En segundo lugar, pero a gran distancia del anterior, se encuentran los edificios hechos con bloque macizo producido en canteras del país. Por último, las casas de más de 100 años de antigüedad, tienen las paredes construidas con piedra y barro. En todos los caso los materiales son originarios del medio ambiente de estas islas, por lo que en principio, podrían considerarse como una cierta prolongación de la acción del suelo como sistema emanador de radón. Se ha tratado de estudiar la influencia que puede tener el uso de uno u otro material de construcción, si bien a priori consideramos que la influencia no podría ser muy marcada, por lo anteriormente dicho.

A.5.- *Planta*: expresamos como influencia de la planta la distancia, respecto al suelo del terreno, a la que se encuentra el detector de radón en la vivienda. Lógicamente, esta distancia está determinada fundamentalmente por la planta física del edificio. En el caso de viviendas unifamiliares, dicha planta sería la planta baja o la primera, en las que habitualmente se encuentra una u otra de las habitaciones de medida. En el caso de las viviendas clasificadas como multifamiliares, la planta está determinada por la altura del piso en el edificio, y la habitación de medida habitualmente se encuentra al mismo nivel.

A.6.- *Colocación del detector*: altura del detector respecto al suelo y distancia del detector a la pared

B) *Análisis para viviendas de todas las islas.*

En este estudio para viviendas, se analizan las variables que pueden influir sobre los valores de concentración de radón, en una vivienda, teniendo en cuenta las siguientes consideraciones:

- i) Cuando una vivienda se midió en varias ocasiones, se eligió como valor representativo una de las medidas.
- ii) Solo se estudiaron los valores de concentraciones de radón en dormitorios ó salas ya que son las habitaciones más frecuentadas de las viviendas.

Las variables analizadas en este segundo estudio son:

B.1.- *Tipo de edificación*: El tipo de edificación tiene influencia en la concentración de radón, en particular cuando se consideran viviendas situadas en edificios de varias plantas. Nosotros además hemos considerado conveniente, clasificar las viviendas situadas en planta "terrera"(en contacto con el suelo) con las características ya indicadas de viviendas unifamiliares adosadas y semiadosadas debido a que se trata de un tipo de edificación frecuente en las islas.

B.2.- *[Ra]*: como la fuente de radón es el ^{226}Ra existente en el suelo o en los materiales de construcción fundamentalmente, se consideró de interés tratar de establecer alguna relación entre la *[Rn]* en interior de viviendas y la concentración de Radio (*[Ra]*) en suelos próximos a ellas. Ya que se disponía de estos datos de *[Ra]* por un trabajo que se desarrolla en el laboratorio, el estudio pudo llevarse a cabo. Es importante considerar que aunque el radón es un producto de desintegración del ^{226}Ra , la concentración de este gas en los edificios no tiene necesariamente que guardar una relación directa con la *[Ra]* en el suelo, puesto que la *[Rn]* está afectada por la influencia de otras variables: permeabilidad, ventilación, etc.

B.3.- *Altitud*: dada la fuerte orografía de las Islas Canarias Occidentales que ocasiona alturas sobre el nivel del mar muy importantes en superficies relativamente muy pequeñas, se ha hecho un análisis de la influencia en los valores de concentración de radón en las viviendas, de la mayor o menor altitud sobre el nivel del mar sobre la que estas están construidas.

B.4.- *Influencia de la isla*: se analizan también los valores de concentración de radón para las viviendas de las distintas islas, ya que aunque todas las islas tienen un origen común y análogo carácter volcánico, existen suficientes características diferenciadoras que justifican la realización de estudios individualizados.

C) *Análisis por viviendas para la isla de Tenerife.*

Se estudió esta isla con más detalle, por ser la isla donde se ha llevado a cabo el estudio más exhaustivo tanto por su tamaño y población como por el hecho de que el Laboratorio se encuentra en ella, así como por sus condiciones geográficas y climatológicas.

Las variables analizadas para su estudio en relación con la concentración de radón, fueron:

C.1.- *Tipo de edificación:* ya definida anteriormente.

C.2.- *[Ra]*

C.3.- *Altitud*

C.4.- *Localización geográfica:* lugar geográfico de ubicación de la vivienda. Solo se consideraron 2 zonas de la isla, que englobaban por un lado los municipios de S/C de Tenerife, La Laguna, El Rosario, Tegueste, y Tacoronte (donde predominan suelos muy desarrollados) y por otro lado el resto de los municipios (donde predominan suelos de procedencia basáltica)

2.2.3.3. *Metodología estadística.*

En una investigación como la presentada en esta memoria, la elección de un adecuado método estadístico para un correcto tratamiento de los resultados es de capital importancia. En efecto los resultados tienen como características las de ser de consecución muy laboriosa puesto que se necesita mucho tiempo para cada uno de ellos y la intervención, en forma de asentimiento y colaboración de las personas que habitan las viviendas. Por otra parte las concentraciones de radón en el interior de viviendas son, en principio, dependientes de tal cúmulo de variables que es imposible la repetibilidad de las circunstancias que se dieron en el proceso de obtención de cada uno de los resultados.

Además de lo anteriormente indicado, hay que tener en cuenta que el procedimiento escogido de medida de concentraciones de radón, determina que el conjunto equipo técnico - investigador, constituyan una unidad de la que depende en último término el valor del resultado obtenido. Aunque se han tomado todas las precauciones posibles para objetivar al máximo el resultado de la medida, somos conscientes de que la incidencia del factor humano tiene en este tipo de trabajo un peso superior al que puede aparecer en otras investigaciones experimentales. Las consideraciones anteriores son especialmente importantes a la hora de considerar las características que pudieran tener aquellos resultados que aparentemente no presentaran las suficientes similitudes para constituir un

conjunto de datos homogéneo, requisito este necesario para un tratamiento estadístico que inicialmente pasa por la caracterización de la distribución del conjunto de datos.

Todo nuestro análisis ha intentado dar respuesta a los 2 siguientes planteamientos:

1^a) caracterización de los valores de concentración de radón considerando la frecuencia de su presentación, es decir establecer el tipo de distribución de los mismos.

2^a) posibilidad de analizar las características de la función que relacione la concentración de radón con los valores de las distintas variables que pudieran tener influencia en la misma.

Para alcanzar este objetivo hemos hecho uso en todo el tratamiento de estos datos, del paquete estadístico SPSS (7.0). Los datos fueron importados de una base de datos, cuyas variables se han descrito en este apartado de Material y Método (2.2.3.2.), realizada con el programa ACCESS 97 de Windows 95 que posteriormente se volcó en una hoja de cálculo del programa EXCEL 97. Con esta se pudo hacer una primera manipulación de los resultados primarios para obtener algunos estadísticos representativos de los mismos y algunas representaciones gráficas descriptivas. En esta memoria todos los resultados elaborados que se presentan son los que proporciona el programa SPSS, excepto las gráficas y figuras que se presentan, las cuales han adquirido su formato final tras la manipulación de las generadas por SPSS, utilizando el programa POWER-POINT 97.

Uno de los aspectos que más nos preocupó en la aplicación del método estadístico, fue el que se refería a la posible eliminación del conjunto de medidas, de aquellas que mostraran valores tales que pudiera inferirse la no concordancia con el conjunto de las medidas, y que por tanto hubiera que tratar como resultados extremos. Afortunadamente el propio paquete estadístico pone sobre aviso de aquellos datos que presentan esta característica de extremos. Sin embargo, hemos aplicado a cada uno de ellos toda la información documentada que se dispusiera de los mismos con objeto de encontrar una justificación experimental para ese carácter extremo que ocasiona su exclusión del análisis estadístico

global. En la última parte del apartado de Resultados y Análisis (3.1.) de esta tesis, se presentará unos comentarios sobre los valores que se separaron del conjunto global.

El primer paso para establecer el tipo de distribución en nuestro caso estaba bastante direccionado por los resultados de la bibliografía científica disponible. En efecto, en la misma se establece que en la inmensa mayoría de los casos, la distribución de las concentraciones de radón en viviendas es del tipo log-normal. Pese a eso hemos considerado conveniente comprobar que en nuestro caso los resultados obtenidos seguían esta distribución de manera claramente más ventajosa que cualquier otra. El test que se aplicó para analizar esta distribución fue el de Kolmogorov-Smirnov, con un nivel de confianza del 95%.

Una vez establecida la distribución, el análisis de la influencia de las diversas variables sobre las concentraciones de radón, que se refleja en el apartado de Resultados y Discusión (3.2.), se llevó a cabo previa la clasificación de las mismas, en cuantitativas o nominales, y en este último caso estableciendo el número de niveles que pudieran presentar. En la figura 15 se formalizan los distintos tests estadísticos utilizados en el trabajo.

En todo análisis estadístico es esencial establecer el nivel de confianza con el que se avalen las afirmaciones que se generen de dicho análisis. En nuestro caso habitualmente se ha utilizado un nivel de confianza el del 95%, o lo que es lo mismo, nivel de significación inferior a 0,05. Para cada una de las variables se dio el tamaño muestral (n), la media aritmética y error estándar de la [Rn] en $Bq\ m^{-3}$, así como el grado de significación (P).

Cuando se encontraron diferencias significativas, entre los valores de [Rn] al analizar la influencia de alguna variable, se aplicó el test de Scheffè tal y como se describe en el organigrama de la Figura 15. En este caso, los resultados se exponen dando, además del grado de significación, los niveles entre los que se han encontrado diferencias significativas y el grado de significación de cada uno de ellos.

Cuando se analizan las variables mediante Análisis de regresión, además del grado de significación (P), se da también el coeficiente de correlación de Pearson (r).

Fig 14.- VARIABLES ANALIZADAS EN EL ESTUDIO

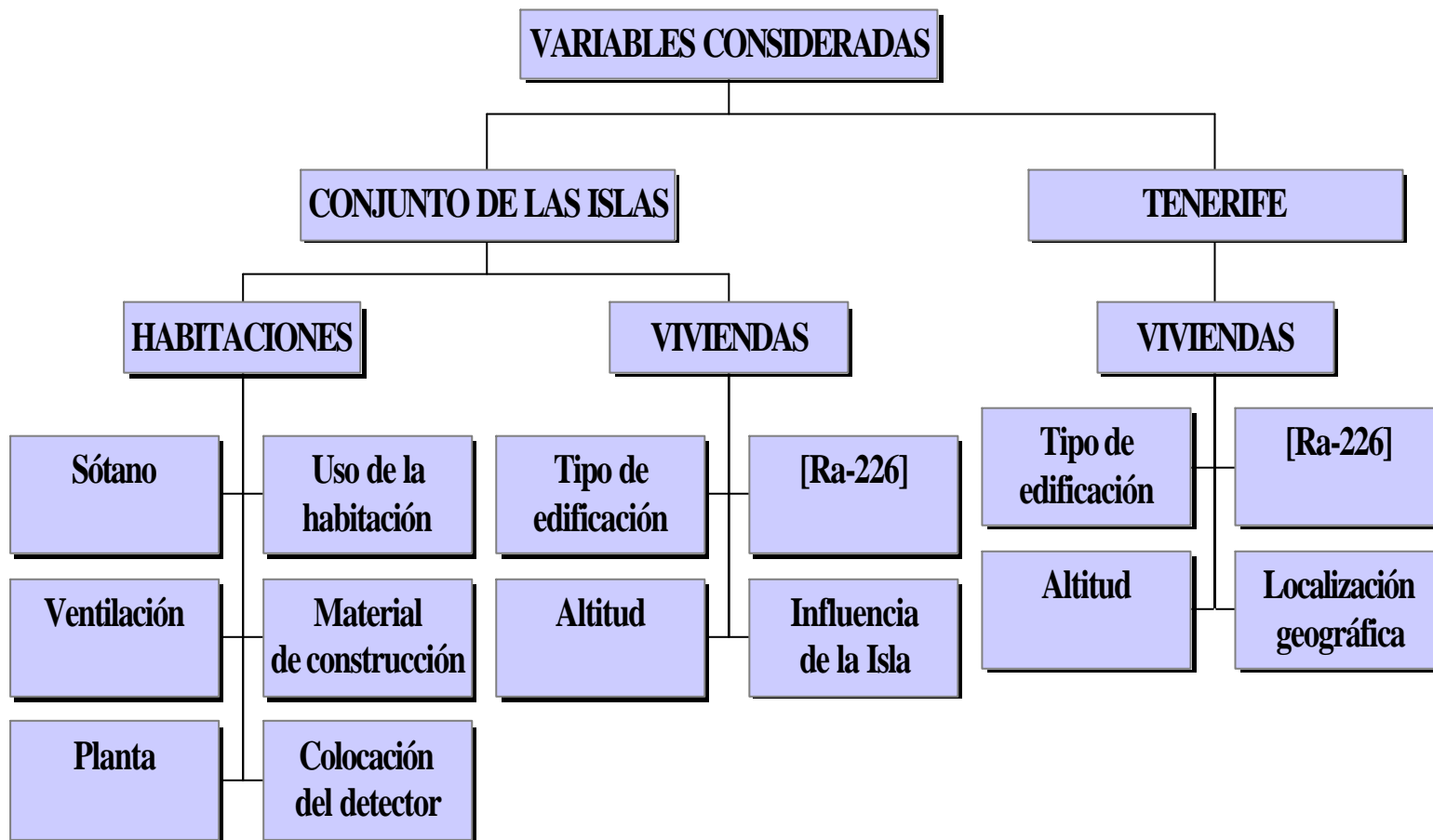
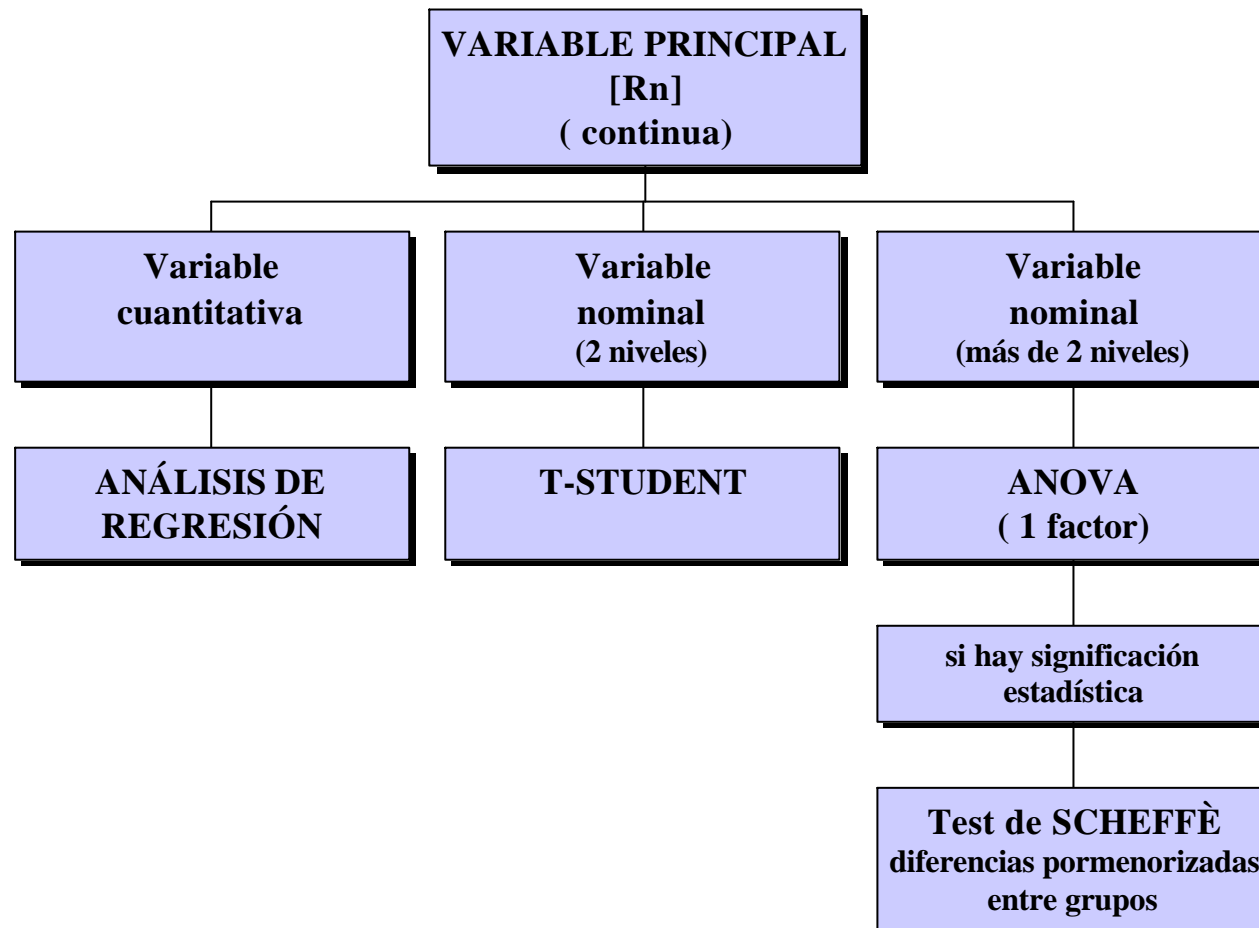


Fig 15.- TESTS ESTADÍSTICOS UTILIZADOS



3. RESULTADOS Y ANALISIS

3.1. RESULTADOS ANÁLISIS Y DISCUSIÓN, DE LAS MEDIDAS DE CONCENTRACIÓN DE RADÓN EN VIVIENDAS.

3.1.1. Resultados obtenidos con detectores de carbón activo

En la tabla 9 se presentan los valores de la media aritmética (MA), desviación estándar (DS), media geométrica (MG) y los límites superior (lím.sup.) e inferior (lím.inf) de las concentraciones de radón, en Bqm^{-3} , para el total de las 46 viviendas medidas con detectores carbón activo. Estos valores corresponden a la muestra total medida con este tipo de detectores exceptuando 2 valores extremos que impedían el ajuste de la muestra a una distribución log-normal. En efecto, sin estos datos el test de Kolmogorov-Smirnov nos permitió afirmar el ajuste a aquel tipo de distribución con un nivel de confianza del 95% ($P = 0,2$).

Tabla 9.- Valores de [Rn] obtenidos con detectores de carbón activo.

Isla	MA \pm DS (Bqm^{-3})	MG (Bqm^{-3})	lím.sup. (Bqm^{-3})	lím.inf. (Bqm^{-3})
Tenerife n = 46	79 \pm 110	54	601	11

(MA \pm DS) representa la media aritmética \pm la desviación estándar, (n) representa el tamaño muestral

Se excluyó una vivienda en la que se obtuvo un valor de [Rn] de 1419 Bqm^{-3} y que se ha considerado un elemento "extremo" de la muestra y otra en la que la [Rn] fue de 853 Bqm^{-3} . No se ha podido encontrar alguna causa que pueda justificar estos valores anormalmente altos.

En la Figura 16 se presenta el histograma de los valores de concentración de radón medidos con detectores de carbón activo en la isla de Tenerife.

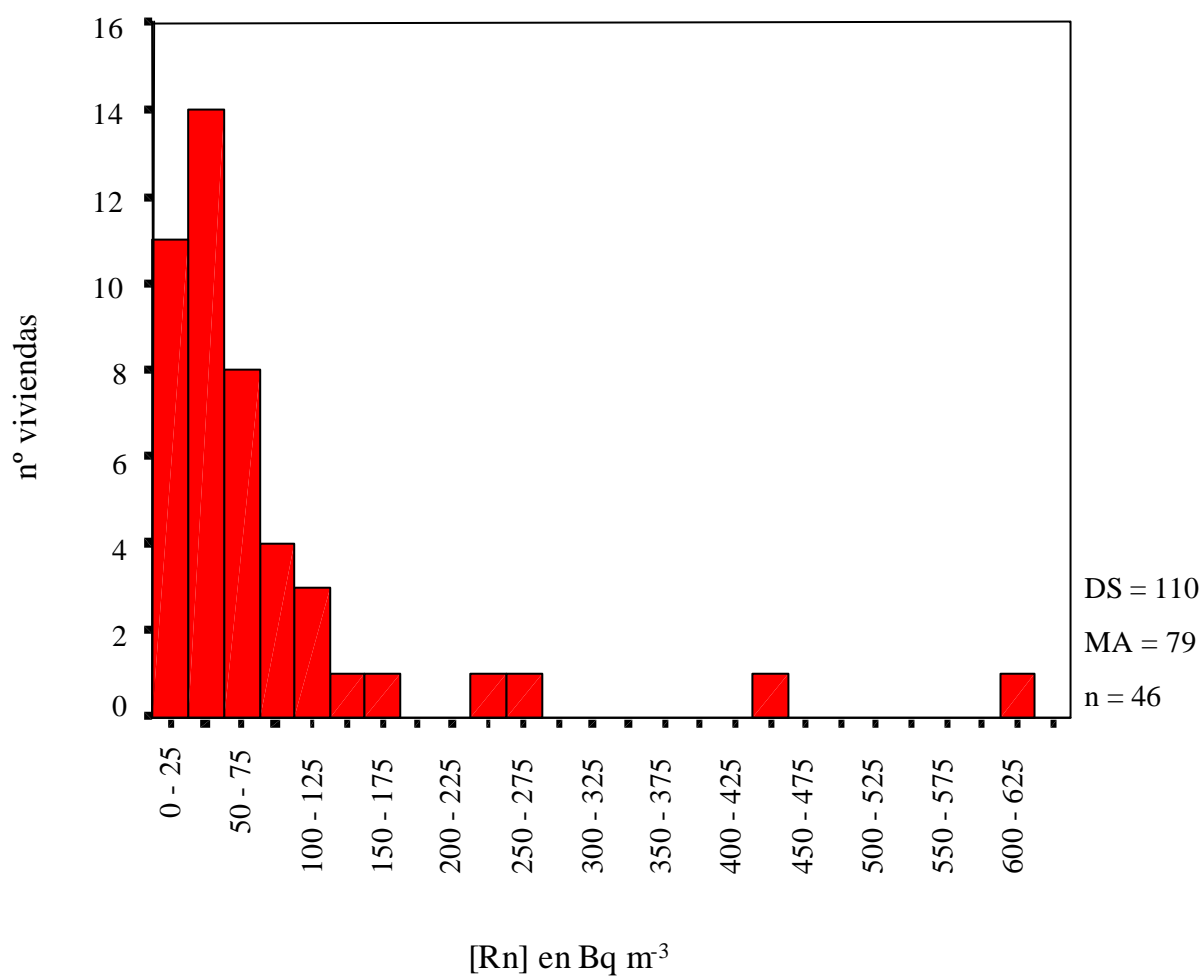


Figura 16 .- Valores de [Rn] medidos con detectores de carbón activo

3.1.2. *Resultados obtenidos con detectores de trazas medidos en la Universidad de Gante (Bélgica)*

En la Tabla 10 se representan los resultados globales de las medidas de la concentración de radón obtenidas en 33 de las casas de la isla de Tenerife (se han excluidas 3 casos extremos que dificultaban el ajuste de los datos a una distribución log-normal, según el test de Kolmogorov-Smirnov, $P = 0,2$). Estos detectores fueron enviados al Laboratorio de Gante donde fueron revelados y se nos proporcionaron los resultados de las concentraciones. La vivienda medida con detectores de carbón activo que había dado un resultado de 1419 Bm^{-3} , también se midió con estos detectores de trazas dando una concentración de 1415 Bqm^{-3} y, al igual que antes, no se ha considerado como parte de esta muestra. La concordancia encontrada para esta casa, con las medidas realizadas independientemente con distintos detectores en distintas épocas del año, parece indicar la existencia de un fenómeno que necesita posterior investigación. Las viviendas medidas en las proximidades no dieron resultados especialmente altos. Se presentan los valores de la media aritmética (MA), desviación estándar (DS), media geométrica(MG) y los límites superior (lím.sup.) e inferior (lím.inf) de las concentraciones de radón, en Bqm^{-3} .

Tabla 10.- Valores de [Rn] obtenidos con detectores de trazas (Gante).

Isla	MA \pm DS (Bqm^{-3})	MG (Bqm^{-3})	lím.sup. (Bqm^{-3})	lím.inf. (Bqm^{-3})
Tenerife n = 33	79 \pm 64	69	324	14

(MA \pm DS) representa la media aritmética \pm la desviación estándar, (n) representa el tamaño muestral

En la Figura 17, se presenta el histograma con los valores de concentración de radón medidos en el Laboratorio Belga con nuestros detectores de trazas.

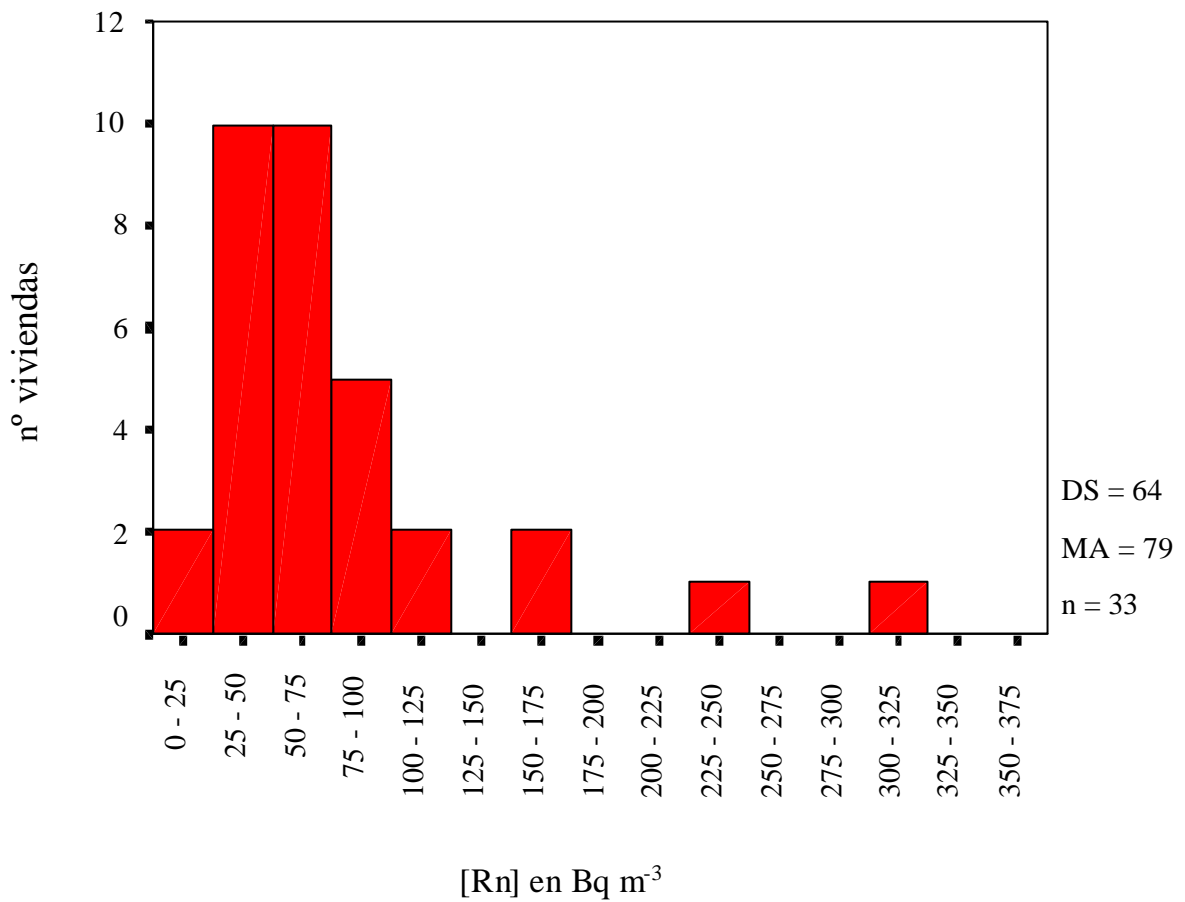


Figura 17.- Valores de [Rn] medidos con detectores de trazas medidos en la Universidad de Gante (Bélgica)

3.1.3. *Valores de [Rn] medidas con varios detectores de trazas usados simultáneamente.*

Se calculó la media aritmética, en Bqm^{-3} , y la desviación estándar, de las diferencias de las concentraciones, medidas con 2 detectores de trazas, (A) y (B), colocados en la misma habitación en 37 viviendas (simultáneamente en el tiempo y en el mismo lugar), para el conjunto de las 4 islas, en algunas de las viviendas se hicieron medidas simultáneamente en 2 de sus habitaciones.

El uso de varios detectores en una misma vivienda, en el mismo lugar y expuestos durante el mismo tiempo, permitió obtener valores promedios de concentración de radón para un mismo lugar de medida, además sirvió para conocer el margen de variación asumible de una medida hecha individualmente.

El cálculo de las diferencias entre los valores de las concentraciones de radón de los detectores colocados simultáneamente en una habitación, se realizó agrupando por un lado, los detectores que dieron los mayores valores y análogamente los correspondientes a los valores menores. Se observó una diferencia entre estas medias de cada uno de los grupos de un 14,3 %. Por tanto se concluyó que si al analizar la influencia de una variable sobre las concentraciones de radón, se encontrase que dicha variable ocasionara diferencias significativas entre los resultados por aplicación de algún test estadístico, hay que tener en cuenta la magnitud de la diferencia entre las medias de los valores. Si fuese menor de un 14,3 %, habría que considerar que las diferencias son espúreas y por tanto no significativas.

3.1.4. *Resultados obtenidos con detectores de trazas en las 4 islas estudiadas de la provincia de Santa Cruz de Tenerife.*

En todos los valores obtenidos con detectores de trazas que sigue a continuación, se han excluido las viviendas en las que el resultado de la medida fue $[Rn] = 0$, así como la vivienda en que se obtuvo el valor de concentración máximo de 1415 Bqm^{-3} .

Para cada isla así como para el conjunto de las cuatro islas estudiadas, se calculó la media aritmética (MA) y la desviación estándar (DSA), así como la media geométrica (MG) y desviación estándar (DSG) de las concentraciones de radón, en Bqm^{-3} , para todas las viviendas exclusivamente medidas con detectores de trazas. También se calculó, para cada una de ellas, el error estándar para la media (err.est.) y se obtuvieron los resultados que se presentan en la Tabla 11. También se da el valor más alto de concentración medido para cada isla (lím.sup.).

Tabla 11 .- Viviendas medidas y valores representativos de las concentraciones de radón (Bqm^{-3}) obtenidas en ellas con detectores de trazas.

ISLA	MA \pm DSA	err. est.	lí.m.sup.	MG \pm DSG
Tenerife (n = 138)	81 \pm 97	8	556	52 \pm 2
La Palma (n = 68)	45 \pm 67	8	442	25 \pm 3
La Gomera (n = 14)	22 \pm 19	5	66	15 \pm 2
El Hierro (n = 8)	23 \pm 19	7	54	16 \pm 3
Todas las islas*	65 \pm 87	6	556	37 \pm 3

* Se han excluido del conjunto las viviendas con valores de concentración de radón nulo . (MA \pm DSA) representa la media aritmética \pm la desviación estándar aritmética, (n) representa el tamaño muestral, (MG \pm DSG) la media geométrica \pm la desviación estándar geométrica.

En la Figura 18 , se representa el histograma con los valores de concentración de radón medidos con detectores de trazas en nuestro Laboratorio para el conjunto de las islas.

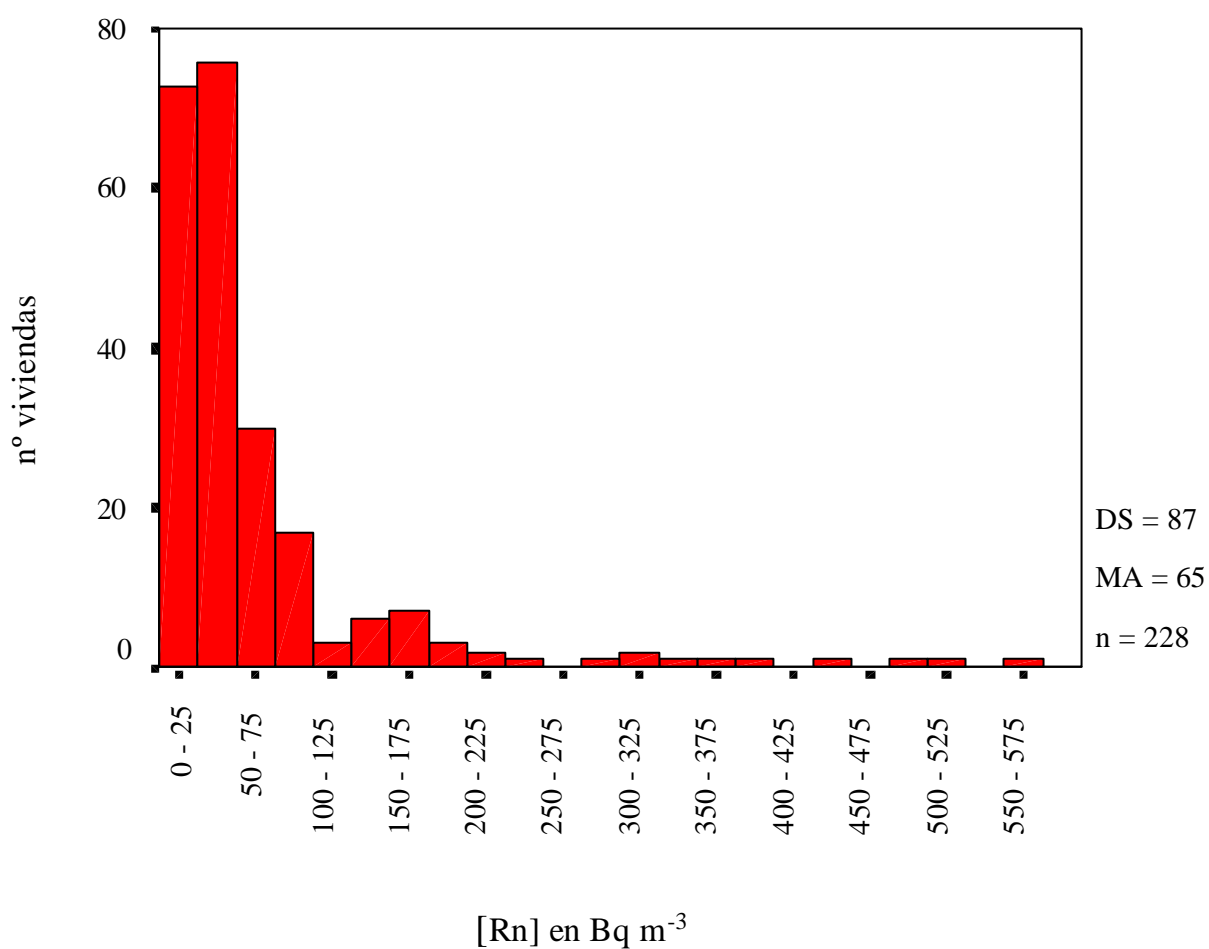


Figura 18.- Valores de [Rn] medidos con detectores de trazas para el conjunto de todas las islas.

3.1.5. *Análisis y discusión .*

3.1.5.1. *Influencia del detector usado.*

Los resultados medios obtenidos con los detectores de carbón activo han sido similares a los obtenidos con detectores de trazas, que se midieron en el Laboratorio de Gante. Sin embargo el resultado medio global, que engloba todos los obtenidos con los detectores de trazas utilizados, es algo inferior a los anteriores. Esta circunstancia no permite una clara selección de uno u otro tipo de detectores pero, como quiera que está perfectamente reconocido la variabilidad de los resultados de concentración de radón debido a la acción de múltiples variables sobre ellas, nuestra inicial determinación de usar detectores de trazas se mantuvo en línea con lo indicado por la mayoría de autores (Uyttenhove *et al* 1983, Rannou 1985, Vanmarcke and Janssens 1986, Doi *et al* 1991, Mushin and Nilgün 1993, Christophides and Christodoulides 1993, Papastefanou *et al* 1994, Kritidis *et al* 1994, Quindós *et al* 1993, Nowina 1995, Stuardo 1995, Garawi 1996, Mareny 1996).

Es notoria la coincidencia de los resultados medios obtenidos, para la isla de Tenerife, entre los detectores revelados y leídos en el Laboratorio Voor Kernfysica de La Universidad de Gante (con gran experiencia en esta actividad) y los obtenidos en nuestro laboratorio de La Laguna, (79 y 81 Bqm⁻³) respectivamente, que se inició en esta línea de trabajos con resultados que figuran en esta tesis doctoral.

3.1.5.2. *Influencia de la isla en la que se realizaron las medidas.*

Como puede observarse, en la isla de Tenerife se ha obtenido el mayor valor medio de concentración de radón de las 4 islas. Los valores correspondientes a las islas del Hierro y La Gomera son similares entre sí. Las viviendas de La Palma, son las que presentan valores intermedios entre los anteriores casos. Esta variación de resultados según la isla en que se mide, necesita un análisis de las posibles causas de tales diferencias. A priori no pueden aventurarse hipótesis plausibles dado que no hay, aparentemente, grandes diferencias de isla a isla, entre las variables que influyen en la concentración de radón.

Una representación gráfica de esta distribución de valores medios de [Rn] en las 4 islas se presenta en la figura 19

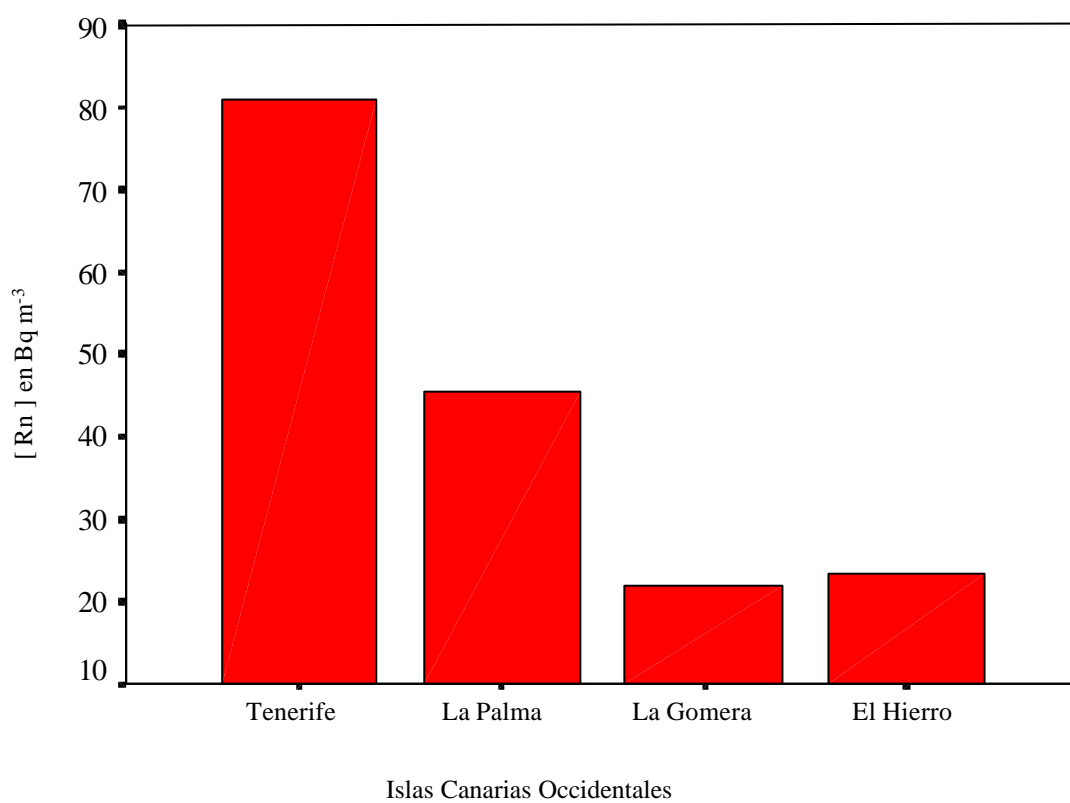


Figura 19 .- Valores medios de concentración de ²²²Rn medidos en las 4 islas con detectores de trazas

3.1.5.3. Ajuste de los resultados de detectores de trazas en las 4 islas a una distribución log-normal

El proceso de ajuste de los datos, permitió alcanzar el conocimiento de que se ajustaban a una distribución log-normal de manera adecuada, al aplicar la prueba de Kolmogorov-Smirnov : $P = 0,011$

En la figura 20, se representa el resultado del ajuste a una distribución log-normal. Se puede observar que así como para valores de concentración de radón moderados ó bajos, los resultados empíricos se ajustan a los teóricos, para concentraciones mayores, hay diferencias importantes que hacen que el conjunto de los datos tengan una cierta separación de la distribución log-normal, aunque la calidad del ajuste puede considerarse buena. Este resultado es concordante con lo establecido por la mayor parte de los autores cualquiera que sea el método de detección y medida de radón que hayan usado.

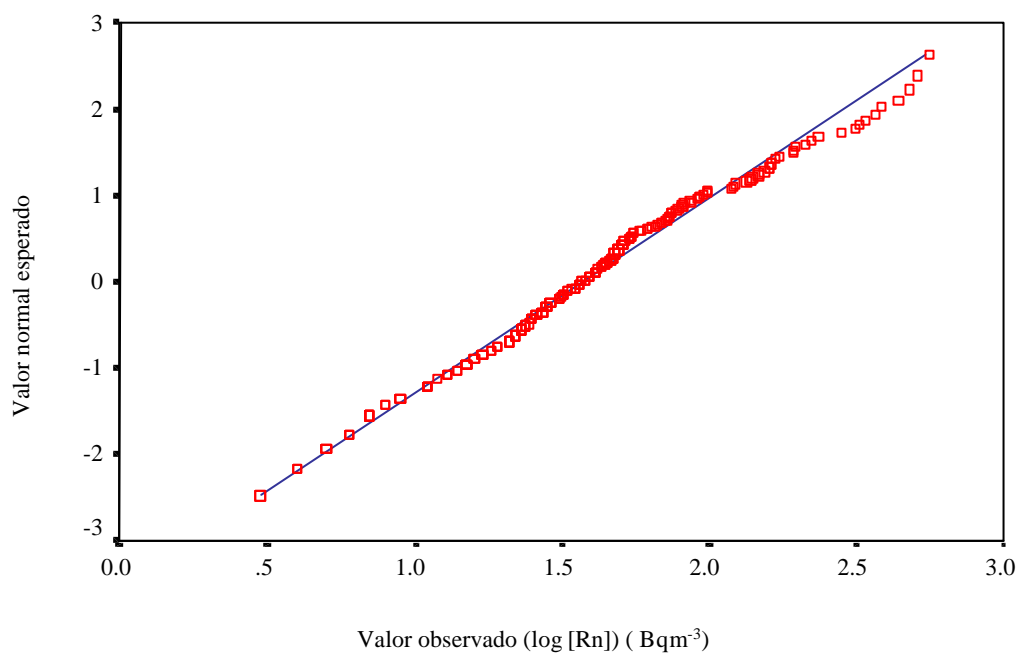


Figura 20 .- Ajuste de los resultados globales a una distribución log-normal.

3.1.5.4. *Valores de concentración de radón por zonas de las islas.*

El conocimiento de los valores de concentración de radón en los distintos grupos poblacionales de las islas, ha permitido construir mapas estimativos de la distribución geográfica de la [Rn] en cada una de éstas. Los mapas resultantes se presentan en las Figuras 21, 22 y 23, que se encuentran al final del apartado de Resultados y Análisis (3.1.).

En estos mapas se han señalado con punto los lugares en que se encuentran los distintos ayuntamientos entre los que se divide, administrativamente, la superficie de cada isla. La clasificación que resulta indicada con distintos colores se realizó a partir de los resultados medios obtenidos en cada municipio y su extrapolación a todo el término municipal correspondiente. Puede observarse que en la isla de Tenerife, aparece una zona sin valor medio de concentración de radón asignada a la misma. Como se ha indicado en otra parte de esta memoria, la causa fue la contaminación con radón de los detectores usados en esa área, durante el tiempo transcurrido entre la determinación hecha en las viviendas y el proceso de revelado de estos detectores.

Hay que señalar también, que en tres de las isla (Tenerife, La Palma y La Gomera) parte de su territorio son Parque Nacional y en ellos no existen viviendas y, por consiguiente, no se ha podido realizar determinaciones. Sin embargo, como estos territorios forman parte del municipio de los que se dispone de medidas, se les ha asignado el mismo valor representativo del municipio correspondiente.

3.1.5.5. *Valores de [Rn] superiores a los niveles de acción.*

En la Tabla 12 se presenta el número de viviendas en cada una de las islas con valores superiores a los niveles de acción establecidos por distintos organismos con responsabilidades en Radiactividad Ambiental y su posible efecto en la salud humana: EPA, NRPB y ICRP

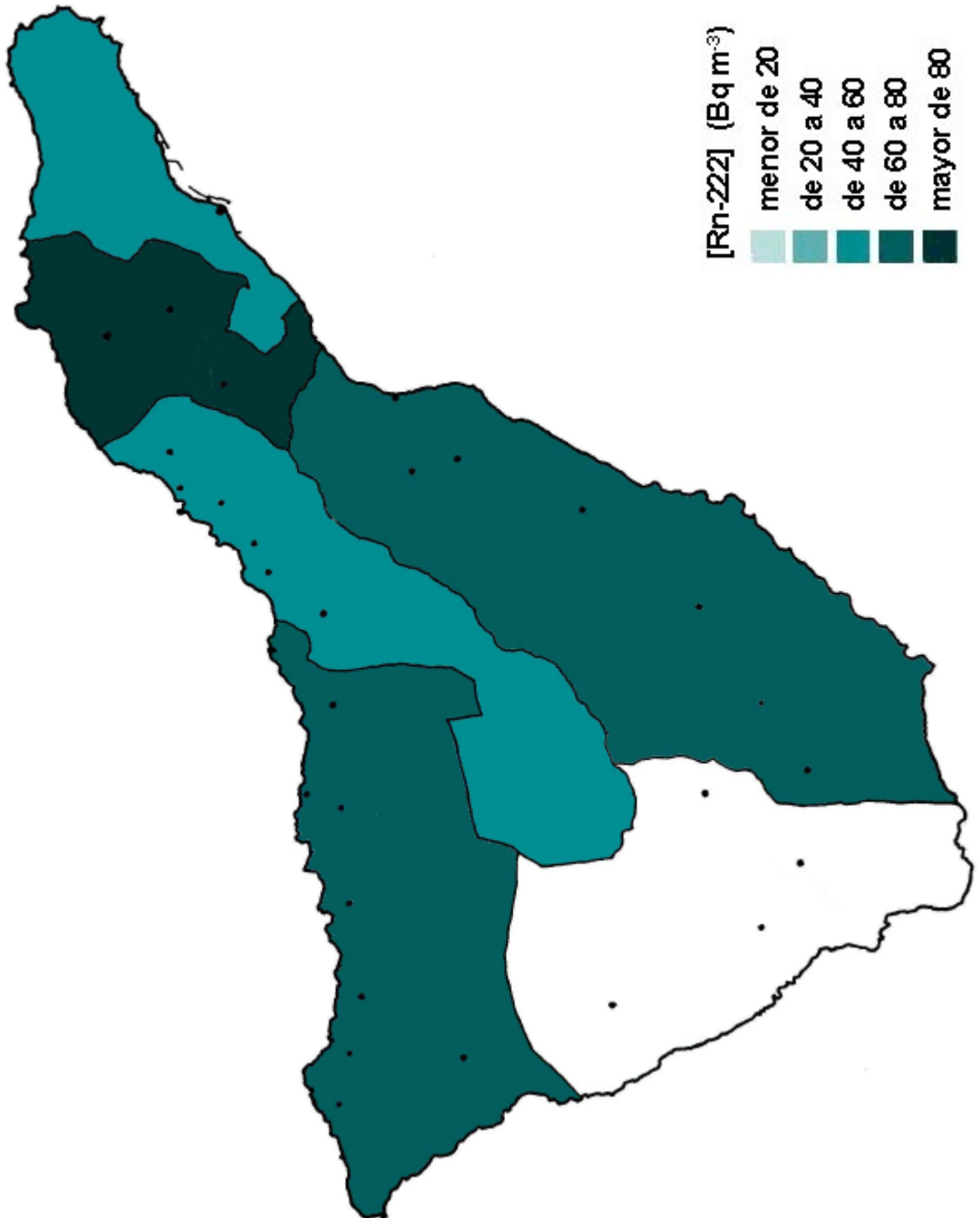
Tabla 12.- Valores superiores a límites de acción establecidos por algunos organismos

ISLA	E.P.A. (C>148 Bq/m ³)	N.R.P.B. (C> 200 Bq/m ³)	I.C.R.P. (C> 400 Bq/m ³)
Tenerife	19	12	4
La Palma	5	2	1
La Gomera	0	0	0
El Hierro	0	0	0

El análisis de las circunstancias que rodearon la realización de las medidas, no permite encontrar ninguna justificación al hecho de encontrar este conjunto de valores relativamente grandes. Así, el grado de ventilación de los mismos era similar para todo el conjunto de las viviendas, incluso para la casa en que apareció el pico de medida de 1415 Bqm⁻³, que es una casa de la zona de Guamasa (población ubicada en la isla de Tenerife), en la que el dueño refiere que está bien ventilada. Tampoco el reparto geográfico de estas casas permite su agrupamiento en una zona del territorio.

Se propone la conveniencia de repetir las medidas en estas viviendas con objeto de evitar a los habitantes de las mismas la dosis que les ocasionará la inhalación de radón. En algunos casos será necesario considerar la realización de acciones correctoras o de mitigación como las ya indicadas en la Introducción (1.7.4.4.) y puestas en práctica, en situaciones similares en algunos países: Inglaterra, EEUU y Suecia.

TENERIFE



La Palma

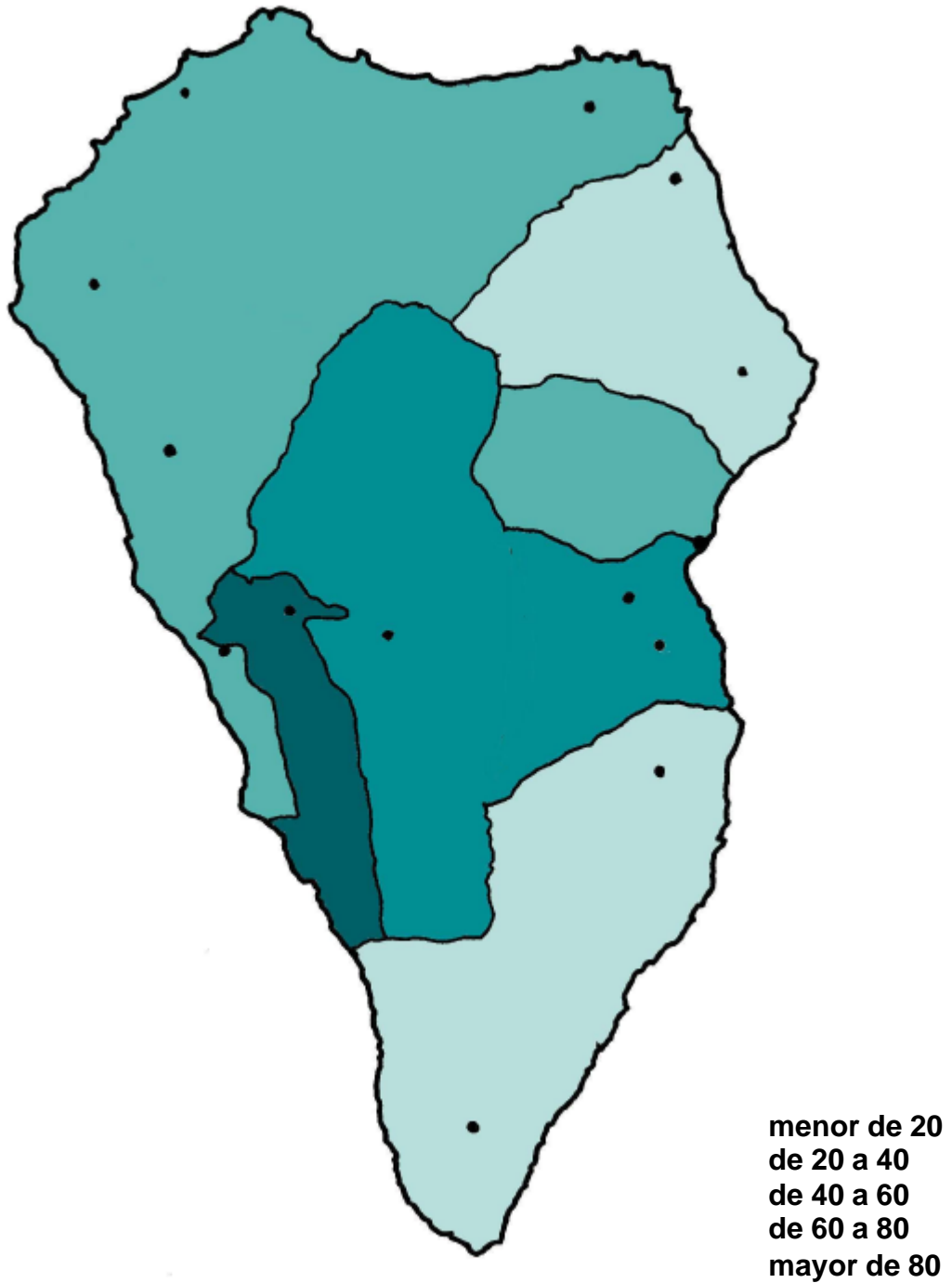


Figura 22

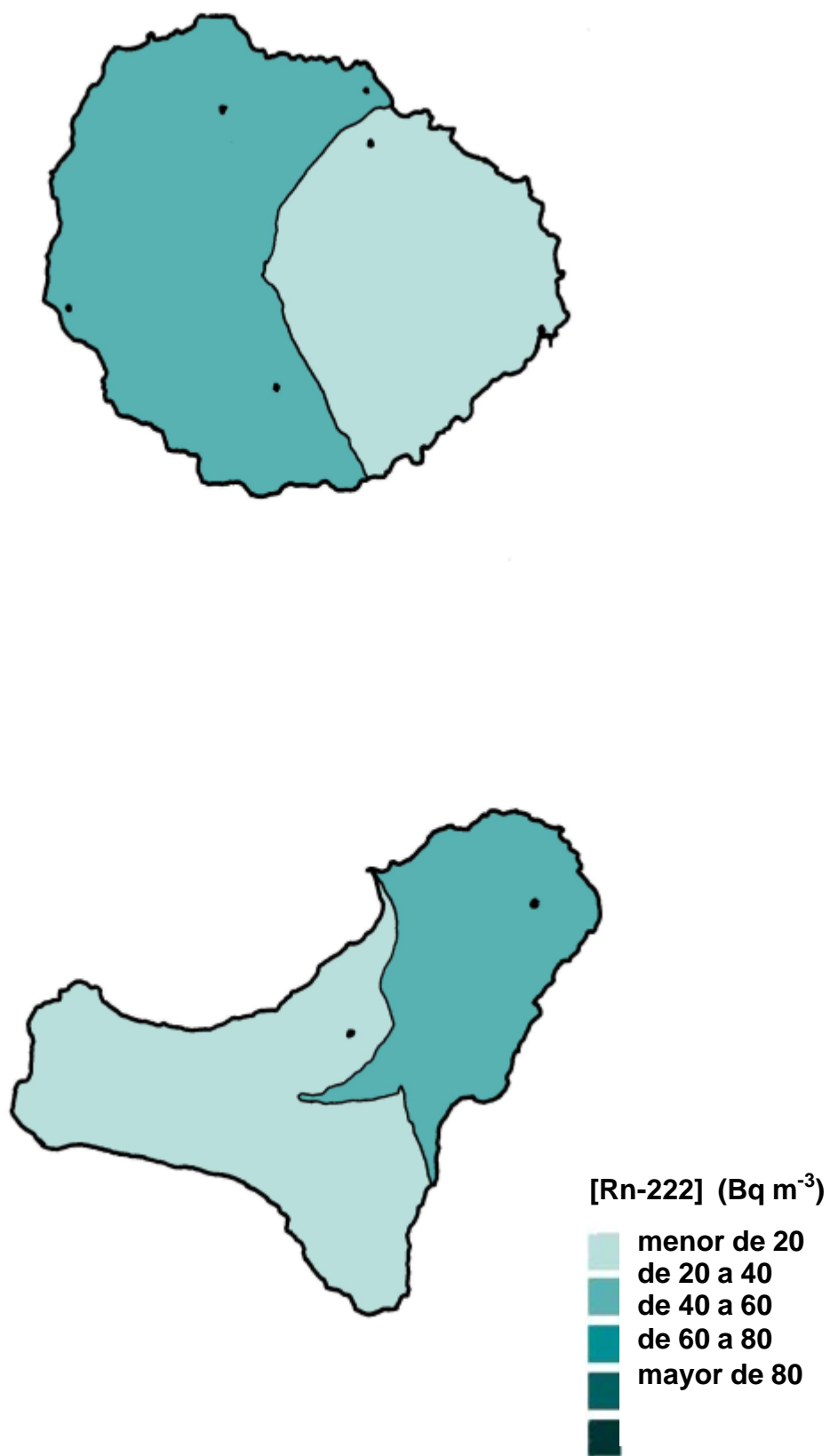


Figura 23

3.2. INFLUENCIA DE DISTINTAS VARIABLES SOBRE LA [Rn] EN VIVIENDAS. ANÁLISIS Y DISCUSIÓN

Tal y como se ha indicado en el apartados de Material y Métodos (2.2.3.2.) (Figuras 14 y 15), la clasificación de cada una de las variables, así como el análisis estadístico de la influencia de cada una de ellas en los valores de concentración de radón en las viviendas se dividió en 3 bloques:

3.2.1. *Influencia de la habitación considerada en la vivienda.*

3.2.1.1. *Influencia de la existencia del sótano, en habitaciones ubicadas en plantas bajas.*

En este análisis solo se incluyeron valores de concentración de radón en habitaciones ubicadas en plantas bajas. En la Tabla 13 se muestra el valor de la media aritmética y error estándar de concentración de radón para los casos en que exista o no sótano bajo la habitación.

Tabla 13.- Influencia de la existencia del sótano, en habitaciones ubicadas en plantas bajas, sobre los valores de [Rn].

Existencia de sótano	[Rn] (Bqm ⁻³)
no * (n = 252)	84 ± 7
si * (n = 62)	65 ± 10

Los valores de [Rn-222] representan la media aritmética ± el error estándar, (n) es el tamaño muestral.

* (si) indica que existe sótano bajo la habitación; (no) indica lo contrario

- El nivel de significación es: $P = 0,113$.

- No se ha podido demostrar que existan diferencias estadísticamente significativas entre los valores de concentración de radón de las habitaciones situadas en plantas bajas, que tienen sótano bajo ellas, frente a las que no la tienen .

- Se observa una ligera tendencia a que las habitaciones sin sótano bajo ellas, presenten valores mayores de concentración de radón que aquellas que lo tienen.

- La bibliografía consultada y analizada en la Introducción (1.7.3.1.), presenta resultados a favor y en contra de la influencia del sótano en la [Rn] en la vivienda que lo tenga. En este trabajo se concluye que la existencia de sótano, no ocasiona necesariamente unos valores de [Rn] en las viviendas distintos significativamente a los que se encuentran en las viviendas que no tengan sótano, si bien en las viviendas como las de este estudio, la presencia de sótano debe hacer sospechar la posibilidad de encontrar valores de [Rn] menores que en el caso contrario de edificación.

3.2.1.2. *Uso dado a la habitación.*

En la Tabla 14 se muestran los valores promedios y error estándar de concentración de radón en las habitaciones clasificándolas en función del uso que se le da.

Tabla 14.- Influencia del uso dado a la habitación sobre los valores de concentración de radón.

Uso de la habitación.	[Rn] (Bqm ⁻³)
(1) Dormitorios. (n = 251)	69 ± 6
(2) Salas. (n = 253)	73 ± 6
(3) Cocinas. (n = 8)	129 ± 49
(4) Garajes, sótanos. (n = 9)	89 ± 18
(5) Bodegas, baños (n = 4)	278 ± 73

Los valores de [Rn] representan la media aritmética ± el error estándar y (n) representa el tamaño muestral.

- Nivel de significación es : $P = 0,002$ (1 vs 5 : $P = 0,005$; 2 vs 5: $P = 0,002$)

- Los resultados indican que parece existir diferencia significativa entre los valores de [Rn] encontrados en dormitorios y entre los encontrados en el grupo de bodegas y baños, así como entre éste último y los valores encontrados en salas.
- Del grupo 5 (bodegas, baños) solo se tienen medidas de 4 habitaciones de 4 viviendas. Pese a ello el análisis de varianzas a partir de 4 sujetos puede ser fiable, siempre que las varianzas sean homogéneas. Por ello en este caso se realizó un análisis de las varianzas con el test de Levene y se encontró que eran homogéneas. Sin embargo, este grupo presenta un error estándar elevado, lo que disminuye la potencia del contraste. Por ello, se estudiaron las 4 viviendas pertenecientes a este grupo en particular. Los valores de concentración de radón de otras habitaciones, sala o dormitorio, medidas en estas viviendas fueron: 139; 405; 110 y 134 Bqm³. Como puede observarse se trata casualmente de viviendas que habrá que catalogar como de alto contenido en radón.
- Por todo esto creemos que las diferencias significativas encontradas entre el grupo formado por baños y bodegas, con los grupos dormitorios y salas, son espúreas y por tanto los resultados carecen de significación.
- Posteriormente se realizó el estudio estadístico sin el grupo 5 y obteniendo un nivel de significación : $P = 0,426$
- No se encuentran diferencias significativas entre los distintos tipos de habitaciones: dormitorios, salas, cocinas o garajes.
- Estos resultados que se han obtenido, son similares a algunos de los que se han publicado (Introducción 1.7.3.4.) y contrarios a otros, también publicados, que establecen diferencias significativas entre medidores de radón en dormitorios y salas. Consideramos que este estudio requiere posteriores determinaciones controlando al máximo las características de renovación del aire de las habitaciones.

3.2.1.3. Ventilación.

En la Tabla 15 se muestran los valores promedios y error estándar de los valores de [Rn] encontrados en habitaciones clasificadas según el grado de ventilación.

Tabla 15.- Influencia del grado de ventilación de la habitación sobre los valores de[Rn].

Ventilación de la habitación.	[Rn] (Bqm ³)
(1) poco ventiladas. (n = 7)	202 ± 64
(2) normalmente ventiladas. (n = 49)	56 ± 7
(3) bien ventiladas. (n = 468)	70 ± 4

Los valores de [Rn] representan la media aritmética ± el error estándar y (n) representa el tamaño muestral.

- El nivel de significación es : $P = 0,004$ (1 vs 2 : $P = 0,003$; 1 vs 3: $P = 0,002$)

- Los resultados indican que hay valores medios de concentraciones claramente mayores para el grupo de viviendas poco ventiladas que en los otros dos grupos.
- Los resultados indican también, que existen diferencias significativas entre los valores de [Rn] encontrados en el grupo formado por las habitaciones normalmente ventiladas y las poco ventiladas así como entre este último y el grupo de habitaciones bien ventiladas.
- Sin embargo, estos dos resultados no son decisivos dado que el grupo de viviendas poco ventiladas tiene un error estándar grande lo cual hace que disminuya la potencia del contraste.
- La ventilación es un parámetro de gran influencia en la concentración de radón en viviendas. Sin embargo, es lugar común el afirmar la escasa influencia sobre la concentración de la ventilación natural de las viviendas. En nuestro caso, los resultados obtenidos, nos hacen decantarnos por la no influencia de la ventilación en las condiciones habituales de uso de las viviendas en Canarias Occidentales. Este resultado coincide con lo afirmado por algunos autores y analizado en la Introducción (1.7.2.2.). Sin embargo, consideramos conveniente realizar estudios, con gases marcadores, de la tasa de renovación del aire, a fin de establecer la influencia de la ventilación sobre bases cuantitativas y no sobre apreciaciones cualitativas, que son las que hemos usado en este estudio.

3.2.1.4. Material de construcción

En la Tabla.16 se muestran los valores promedios y error estándar de concentración de radón en las habitaciones clasificándolas según el material de construcción de las paredes:

Tabla 16.- Influencia del material de construcción de las habitaciones en los valores de [Rn].

Material de construcción	[Rn] (Bqm ³)
(1) bloque hueco (n = 301)	69 ± 5
(2) bloque macizo (n = 155)	70 ± 7
(3) ladrillo (n = 14)	66 ± 25
(4) piedra y barro (n = 54)	83 ± 11

Los valores de [Rn] representan la media aritmética ± el error estándar y (n) representa el tamaño muestral.

- Con un nivel de significación de: $P = 0,802$

- No se observan diferencias significativas en los valores de concentración de radón medidos en viviendas construidas con distintos materiales de construcción.

- Este resultado era inicialmente previsible toda vez que los materiales de construcción indicados en estas islas Canarias occidentales proceden mayoritariamente de unos pocos lugares de extracción para la preparación de los mismos. Por ello la diferente textura del material no ha implicado diferencias significativas resultado en línea con los expresado por diversos autores, Introducción (1.7.2.3.2.)

3.2.1.5. Planta: altura de la habitación respecto al nivel del suelo.

En el estudio solo se incluyeron las habitaciones clasificadas como normalmente ventiladas, y bien ventiladas, ya que entre ellas no existen diferencias significativas, excluyendo así el grupo de viviendas poco ventiladas. Sin embargo, se han incluido todas las habitaciones ubicadas en la planta baja, independientemente de si tenían ó no sótano bajo ellas, ya que se ha visto que no existen diferencias significativas entre habitaciones ubicadas en plantas bajas con sótano y sin él.

En la Tabla 17 se muestran los valores promedios y error estándar de concentración de radón en las habitaciones.

Tabla 17.- Influencia de la planta a la que se encuentra la habitación sobre los valores de [Rn].

Planta de la habitación	[Rn] (Bqm ⁻³)
(-1) sótano (n = 12)	90 ± 15
(0) planta baja (n = 315)	84 ± 7
(1) planta 1 ^a (n = 122)	65 ± 8
(2) planta 2 ^a (n = 35)	30 ± 3
(3) planta 3 ^a (n = 41)	38 ± 5

Los valores de [Rn] representan la media aritmética ± el error estándar y (n) representa el tamaño muestral.

- El nivel de significación es: $P = 0,006$ ((-1) vs 2 : $P = 0,018$; (-1) vs 3 : $P = 0,047$; 0 vs 2 : $P = 0,00$; 0 vs 3 : $P = 0,00$; 1 vs 2: $P = 0,01$; 1 vs 3 : $P = 0,047$)
- Se han encontrado diferencias significativas entre los valores de concentración de radón de las habitaciones ubicadas en sótanos y las habitaciones de las plantas segunda y tercera.
- Se han encontrado diferencias significativas entre los valores de concentración de radón encontrados en las habitaciones de las plantas bajas, y los encontrados en las plantas segunda y tercera.
- También se han encontrado diferencias significativas entre los valores de concentración de radón de las habitaciones ubicadas en la planta primera, y las correspondientes plantas segunda y tercera.
- Con estos resultados se podría hacer una clasificación en 2 grupos, de las habitaciones de las viviendas según la planta en la que se hallen, un grupo lo formarían las ubicadas en sótanos, plantas bajas y primeras plantas, y el otro la que se encuentren en plantas segunda y tercera.
- Se observa una tendencia a disminuir la concentración de radón desde las habitaciones ubicadas en plantas bajas hasta la planta 2ª. A partir de la 2ª planta (inclusive) en adelante no se observan diferencias significativas entre los valores de concentración de radón cualquiera que sea la planta en que se encuentre la vivienda. Este resultado concuerda con lo afirmado por la mayoría de los autores, como ya se ha indicado en el apartado (1.7.3.1.) de la Introducción.
- Se concluye que en las islas Canarias Occidentales la concentración de radón en el aire de las viviendas está determinada fundamentalmente por la exhalación de este gas desde el suelo. La influencia del material de construcción es pequeña, de forma que, a partir de la 2ª planta ya no es posible encontrar diferencias significativas entre las concentraciones cualquiera que sea la planta en la que se realice la medida.

3.2.1.6. *Colocación del detector.*

3.2.1.6.1. *Altura del detector respecto al suelo.*

Los detectores se colocaron en las habitaciones a diferentes alturas según las posibilidades en cada caso, como se indica en el apartado de Material y Método (2.2.1.) El valor mínimo de la variable fue a nivel del suelo y el máximo de 2,5 m.

- Nivel de significación (P) y coeficiente de correlación de Pearson (r):
($P = 0,001$; $r = -0,203$; $r^2 = 0,042$)
- Los resultados del análisis de regresión llevado a cabo nos llevan a la conclusión, de que no existe una relación entre la concentración de radón medida y la altura sobre el suelo de la habitación a la que se colocó el detector.
- Como puede observarse, el mínimo grado de correlación encontrado es irrelevante.
- Esta conclusión estadística se confirmó con un conjunto de datos experimentales que obtuvimos siguiendo el procedimiento indicado en el Método (2.2.1.).

3.2.1.6.2. *Distancia del detector a la pared.*

La distancia mínima a la que se colocó un detector de la pared fue junto a ésta y la máxima de 1 m. Los resultados del análisis de regresión nos llevan a una conclusión análoga a la comentada para el estudio del efecto de la altura sobre el suelo a la que se colocó el detector. En efecto, los valores numéricos del análisis fueron:

- Nivel de significación (P) y coeficiente de correlación de Pearson (r):
($P = 0,001$; $r = 0,234$; $r^2 = 0,055$).
- Como puede observarse, el porcentaje de varianza explicada es tan solo de un 5,5%
- También esta variable fue analizada experimentalmente por nosotros y confirma la falta de influencia de la separación del detector de la pared en el resultado de la concentración de radón en la habitación de la vivienda.
- Tanto este resultado como el anterior, nos han permitido realizar un análisis de todas las determinaciones de concentraciones de radón hechas, independientemente de las diferencias en la ubicación de los detectores en las habitaciones de las viviendas.

3.2.2. *Análisis para viviendas de todas las islas. Influencia de la vivienda: tipo y localización.*

Como no se encontraron diferencias significativas entre los valores de [Rn] medidos en las salas y dormitorios, se utilizaron los resultados de ambos lugares de medida tras la selección de unos u otros datos al azar. Una vez constituido así el conjunto de resultados, se analizó la influencia de las variables que siguen:

3.2.2.1. *Tipo de edificación.*

En la Tabla 18, se muestran los valores promedios y error estándar de concentración de radón en las viviendas clasificadas según el tipo de edificación.

Tabla 18.- Influencia del tipo de edificación sobre los valores de [Rn] de las viviendas.

Tipo de edificación	[Rn] (Bqm ⁻³)
(1) unifamiliar (n = 95)	91 ± 11
(2) unifamiliar semiadosada (n = 33)	51 ± 15
(3) unifamiliar adosada (n = 44)	58 ± 11
(4) multifamiliar (n = 60)	38 ± 3

Los valores de [Rn] representan la media aritmética ± el error estándar y (n) representa el tamaño muestral.

- El nivel de significación : $P = 0,001$ (1 vs 2 : $P = 0,014$; 1 vs 4 : $P = 0,028$)

- Parece que existen diferencias significativas entre las concentraciones de radón medidas en las viviendas unifamiliares y las obtenidas en viviendas multifamiliares que son menores que en las primeras. Estos resultados coinciden con algunos de los que se han publicado (Introducción 1.7.3.3.).

- Sorprendentemente aparecen diferencias significativas entre los resultados de las viviendas unifamiliares y los correspondientes a unifamiliares semiadosadas, sin que se encuentre tal diferencia con el grupo de las viviendas unifamiliares adosadas. No hemos encontrado ninguna causa justificativa de este resultado.

3.2.2.2. *Influencia de la concentración de ^{226}Ra en suelos próximos a las viviendas.*

Los valores extremos de [Ra] de los suelos próximos a las viviendas, medidos como se indica en el apartado 2.2.1. de Material y Métodos, fueron 7 y 104 Bq kg⁻¹. Los resultados del análisis de regresión llevado a cabo para conocer si existía relación entre esta variable y las concentraciones de radón fueron:

- Nivel de significación (P) y coeficiente de correlación de Pearson (r): ($P = 0,003$; $r = 0,198$; $r^2 = 0,039$).
- Como puede observarse, no puede establecerse una relación causal firme ya que sólo un 3,9 % de la variación de la concentración de radón depende de la concentración de radio en el suelo, si bien se manifiesta una cierta tendencia a incrementarse los valores de [Rn-222] cuando aumenta la [Ra-226] en los suelos.

3.2.2.3. *Altitud sobre el nivel del mar.*

El valor mínimo y máximo de altitud del lugar donde se encontraban las viviendas medidas, osciló entre 0 y 1100 m. Los resultados del análisis de regresión llevado a cabo para determinar cómo influía la altitud en la concentración de radón en las viviendas fueron:

- Nivel de significación (P) y coeficiente de correlación de Pearson (r):
($P = 0,000$; $r = 0,238$; $r^2 = 0,057$).

- Por lo que podemos decir que tan solo un 5,7% de las diferencias entre las concentraciones de radón medidas dependen de la altitud a la que se encuentre la vivienda.

- Posiblemente la menor concentración de radón de las viviendas situadas en la zona costera de las islas estudiadas, es debida a que en ella el clima es más suave y se ventila más la vivienda.

3.2.2.4. Influencia de la isla en que se realizaron las medidas.

En la Tabla 19, se muestran los valores promedios y error estándar de concentración de radón en las viviendas de las islas considerando cada isla por separado.

Tabla 19.- Influencia del uso dado a la habitación sobre los valores de[Rn] en habitaciones.

Isla	[Rn] (Bqm ⁻³)
(1) Tenerife (n = 138)	81 ± 8
(2) La Palma (n = 68)	45 ± 8
(3) La Gomera (n = 14)	22 ± 5
(4) El Hierro (n = 8)	23 ± 7

Los valores de [Rn] representan la media aritmética ± el error estándar y (n) representa el tamaño muestral.

- Nivel de significación: $P = 0,000$ (1 vs 2 : $P = 0,000$; 1 vs 3 : $P = 0,00$; 1 vs 4 : $P = 0,02$)

- Se observan diferencias significativas entre las concentraciones de radón en la isla de Tenerife y las medidas en cada una de las demás islas que componen el estudio. Este resultado era aparente en los histogramas ya presentados en Resultados y Discusión (3.1.5.2.). No era sospechable inicialmente esta diferencia, teniendo en cuenta la homogeneidad geológica, climatológica y de construcción de viviendas entre las 4 islas.

- Una posible causa de la diferencia puede ser el hecho de que un buen número de las viviendas medidas en la isla de Tenerife corresponden a la zona NE de la misma en la que el clima es más frío en invierno que en el resto de las islas lo que, ocasiona cambios en los hábitos de ventilación de las viviendas.

3.2.3. *Situación específica del tema en la isla de Tenerife. Análisis para viviendas.*

3.2.3.1. *Tipo de edificación.*

En la Tabla 20 se muestran los valores promedios y error estándar de concentración de radón en las viviendas clasificadas según el tipo de edificación.

Tabla 20.- Influencia del tipo de edificación sobre los valores de [Rn] en habitaciones.

Tipo de edificación	[Rn] (Bqm ⁻³)
(1) unifamiliar (n = 47)	90 ± 10
(2) unifamiliar semiadosada (n = 10)	66 ± 28
(3) unifamiliar adosada (n = 20)	87 ± 19
(4) multifamiliar (n = 56)	39 ± 3

Los valores de [Rn] representan la media aritmética ± el error estándar y (n) representa el tamaño muestral.

- Nivel de significación: $P = 0,000$ (1 vs 4 : $P = 0,000$)
- Puede observarse que al igual que para el conjunto de la islas, en Tenerife parece existir diferencias significativas entre los valores de concentración de radón en las viviendas unifamiliares y los valores medidos en las multifamiliares. Las concentraciones de radón en las primeras son mayores que en las últimas.

3.2.3.2. *Influencia de la concentración de ^{226}Ra en suelos de Tenerife.*

Los valores extremos de [Ra] de los suelos próximos a las viviendas de Tenerife, medidos como se indica en el apartado 2.2.1. de Material y Métodos, fueron 7 y 104 Bqkg⁻¹ respectivamente.

Los resultados del análisis de regresión llevado a cabo fueron los siguientes:

- Nivel de significación (P) y coeficiente de correlación de Pearson(r):
($P = 0,192$; $r = -0,076$; $r^2 = 0,000$).

- Estos resultados indican que la concentración de Radón medida en una vivienda no parece estar influida por la concentración de radio en los suelos.

- Este resultado, para Tenerife, confirma de nuevo nuestra apreciación, hecha para el conjunto de las islas, en el sentido de no poder deducir las concentraciones de radón en el interior de las viviendas a partir solamente del conocimiento de la concentración de radón en los suelos próximos a las viviendas.

3.2.3.3. *Altitud de las viviendas sobre el nivel del mar.*

El valor mínimo y máximo de altitud del lugar donde se asienta una vivienda, osciló entre 0 y 1100 m valores extremos coincidentes con los dados para el conjunto de las islas, ya que Tenerife es la que presenta estos valores. Los resultados del análisis de regresión llevado a cabo fueron los siguientes:

- Nivel de significación (P) y coeficiente de correlación de Pearson (r):
($P = 0,001$; $r = 0,396$; $r^2 = 0,157$).

- Si bien se observan valores mayores de concentración de radón en viviendas construidas en altitudes mayores que en las próximas a la costa, el análisis estadístico cuantifica esta observación en solamente un 16%.

3.2.3.4. Localización geográfica de las viviendas en Tenerife.

El estudio se realizó considerando las viviendas clasificadas en dos grupos según la zona geográfica en que se encontrasen.

En la Tabla 21 se muestran los valores promedios y error estándar de concentración de radón de las zonas geográficas: la zona (1) engloba los municipios de S/C de Tenerife, La Laguna, El Rosario, Tegueste, y Tacoronte y la zona (2) el resto de los municipios.

Tabla 21.- Influencia de la localización de la vivienda sobre los valores de [Rn].

Variable	[Rn] (Bqm ⁻³)
Zona (1) (n = 93)	68 ± 7
Zona (2) (n = 40)	63 ± 7

Los valores de [Rn] representan la media aritmética ± el error estándar y (n) representa el tamaño muestral.

- Según el resultado del análisis estadístico: $P = 0,06$
- La clasificación en estas zonas se realizó por las sospechas que se habían generando al ir obteniendo resultados que parecían indicar la posible existencia de diferencias, que podrían ser debidas a los distintos niveles de desarrollo de suelos como los que existen en estas zonas.

3.3. CONSECUENCIAS DOSIMETRICAS DE LA [Rn] EN VIVIENDAS DE LAS ISLAS CANARIAS OCCIDENTALES

3.3.1. EFECTO DEL RADON Y SU PROGENIE SOBRE LA SALUD.

Aunque muchas de las afirmaciones que se darán a continuación han sido comentadas de manera general en la introducción de la tesis, es conveniente puntualizar los siguientes aspectos:

- La relación entre la incidencia de cáncer fatal de pulmón y la concentración de radón y su progenie, se basa principalmente en estudios epidemiológicos realizados en mineros.
- Los estudios para detectar una correlación entre incidencia de cáncer de pulmón y exposición al radón en viviendas han dado en algunas caso correlaciones positivas y en otros casos no.
- Los estudios sobre casos control de exposición al radón en viviendas no son discordantes con los estudios en ambientes mineros pero no tienen potencia estadística para proporcionar datos cuantitativos.

3.3.2. RECOMENDACIONES DE LA ICRP EN RELACION CON LA PROTECCIÓN CONTRA EL RADÓN EN VIVIENDAS

- La Comisión Internacional de Protección Radiológica (ICRP,1994) ha adoptado un modelo dosimétrico del tracto respiratorio cuyas aplicaciones prácticas a la acción del radón y su progenie están aún en desarrollo.

- La Comisión Internacional de Protección Radiológica, recomienda que para establecer los riesgos de la inhalación del radón en viviendas se utilicen los datos epidemiológicos del radón en minas.
- La Comisión Internacional de Protección Radiológica(ICRP-1991) estima el riesgo a lo largo de toda la vida mediante el uso del modelo multiplicativo de proyección de riesgo, con un factor de riesgo relativo que actúa como un factor multiplicador constante, igual para hombres que para mujeres de hábitos similares incluyendo el de fumar.
- La Comisión Internacional de Protección Radiológica, ha decidido que se use, tanto para hombres como para mujeres, para propósitos de protección, el mismo riesgo absoluto a lo largo de la vida por unidad de exposición a la progenie del radón.
- El riesgo a lo largo de toda la vida debido a exposición crónica del público, debe ser algo diferente del correspondiente valor para el personal trabajador, debido a tener que considerar niños en el primer grupo de población. Sin embargo La Comisión Internacional de Protección Radiológica considera a los efectos de la exposición al radón que no debe diferenciarse entre niños y adultos a la hora de adoptar un coeficiente de riesgo a lo largo de toda la vida. Así mismo la Comisión considera que no hay justificación suficiente para adoptar un coeficiente de probabilidad de cáncer fatal para el público distinto de los trabajadores y por tanto se debe tomar el valor de 8×10^{-5} por (mJ h m⁻³).
- El principal detrimento debido a la inhalación de radón y su progenie es el asociado con cáncer de pulmón fatal. En el estado actual de grado de curabilidad de este cáncer, la Comisión considera que el coeficiente de fatalidad dado anteriormente debe multiplicarse por 0,95 pero como hay que considerar algún detrimento debido a la exposición de tejidos distintos del pulmón como consecuencia del radón que se transfiere a ellos por la sangre la Comisión concluye que ambos coeficientes deben ser iguales.

- La Comisión Internacional de Protección Radiológica, ha establecido la conversión entre exposición al radón y dosis efectiva mediante una comparación directa del detrimento asociado con una unidad de dosis efectiva proporcionado por cualquier irradiación y el ocasionado por la unidad de exposición al radón. La conversión está basada por tanto en una igualdad de detrimentos no en la dosimetría. El valor recomendado es de $1,1 \text{ mSv}/(\text{mJhm}^{-3})$ o bien, $4 \text{ mSv}/ \text{WLM}$

3.3.3. ADECUACIÓN DE PARAMETROS A LA SITUACION DE LAS ISLAS CANARIAS OCCIDENTALES

- Teniendo en cuenta las características climatológicas y los hábitos de la población en las Islas Canarias Occidentales, parece oportuno modificar el factor de equilibrio y el de ocupación de viviendas dados en la Publicación UNSCEAR 1988, y ya indicada en la Introducción de esta tesis.
- Se propone como factor de equilibrio aplicable a las viviendas de las islas Canarias Occidentales el valor de 0,5. Se propone un factor de ocupación en las viviendas del orden del 70% que da lugar a un total de algo más de 6000 horas al año en el interior de las viviendas. Sobre esta base, una exposición continuada a una concentración de radón de 1Bqm^{-3} da lugar a una exposición anual en las viviendas de $1,7 \times 10^{-2} \text{ mJ h m}^{-3}$ es decir $4,8 \times 10^{-3} \text{ WLM}$. La aplicación de estos factores a la situación descrita para las islas Canarias Occidentales conduce a un factor de conversión de $19\mu\text{Sv}$ como resultado de una exposición continuada a una atmósfera de 1Bqm^{-3} .
- Con los datos que hemos obtenido sobre concentración de radón en viviendas en las islas Canarias Occidentales, podemos proponer que la dosis efectiva promedio anual por esta causa a los habitantes de estas islas es la que figura en la siguiente tabla

Tabla 22.- Valores de [Rn] y dosis efectiva anual en las Islas Canarias Occidentales

	Tenerife	La Palma	La Gomera	El Hierro	General(*)
[Rn]	81	45	22	23	65
Bqm ⁻³					
E	1,54	0,85	0,42	0,44	1,24
mSv/año					

* valor dado para el conjunto de todas las islas.

- La protección en viviendas se recomienda (ICRP-65) que debe ponerse en práctica ante una circunstancia de dosis efectiva continuada anual de 10 mSv. Acciones de mitigación de radón más simples se justifican para valores más bajos. El nivel adecuado en cada caso ha de ser establecido por las autoridades apropiadas. Considerando la actual política de la UE para reducir los límites de dosis proponemos para las islas Canarias Occidentales que el nivel de acción debe estar entre 2 y 3 mSv/año, lo que significa acciones cuando la concentración de radón se encuentre entre 125 y 190 Bqm⁻³

4. CONCLUSIONES

CONCLUSIONES

1. El equipamiento técnico que, por primera vez en Canarias, se ha puesto a punto durante este trabajo en nuestro Laboratorio de Física Médica y Radiactividad Ambiental de la Universidad de La Laguna, permite realizar determinaciones de la concentración de radón en viviendas, por el método de detección de las trazas dejadas por las partículas α en detectores de plástico tipo Makrofol.
2. La concentración media de radón en el interior de las 138 viviendas medidas de Tenerife es de 81 Bqm^{-3} , mayor y diferente estadísticamente de los valores correspondientes para las 90 viviendas medidas en las otras islas: La Palma (45 Bqm^{-3}), La Gomera (22 Bqm^{-3}) y El Hierro (23 Bqm^{-3}).
3. Se ha podido concluir, que la concentración de radón en viviendas con escasa renovación de aire, es distinta y mayor ($P = 0,004$), que la correspondiente a aquellas viviendas que tengan una ventilación proporcionada por una apertura de puertas y/o ventanas del orden de unas 3 horas o más al día.
4. En la concentración de radón en el interior de las viviendas de las Islas Canarias Occidentales, no se ha encontrado influencia de las siguientes variables: altitud de la vivienda sobre el nivel del mar; material de construcción empleado; concentración de ^{226}Ra en los suelos próximos a las viviendas; uso de la habitación, dormitorio o sala, en la que se determinó la concentración de radón y la existencia o no de sótano bajo la habitación.
5. Se ha detectado que el tipo de edificación influye ($P = 0,014$) en la concentración de radón, de suerte que en las viviendas unifamiliares individuales dicha concentración es mayor y diferente estadísticamente del valor correspondiente a viviendas unifamiliares semiadosadas, sin que se dé estas circunstancias cuando la vivienda unifamiliar es adosada. No se ha encontrado justificación de este hecho experimental.

6. El valor medio de la concentración de radón medido en viviendas situadas en las plantas segundas y/o terceras de los edificios, fue de 34 Bqm^{-3} , mientras que los valores correspondientes medidos a nivel de planta baja o primera fueron de 84 y 65 Bqm^{-3} respectivamente. Se concluye que la aportación de radón desde el suelo sobre el que se asientan las viviendas, es la principal causa de la concentración de este gas en el interior de las mismas.

7. Se han elaborado mapas de las 4 islas Canarias Occidentales, con separación de zonas en ellas según los niveles de concentración de radón en viviendas. Consideramos que esta distribución geográfica de niveles de radón puede ser de utilidad práctica a la hora de elegir lugares de construcción de futuras viviendas.

8. Los valores de dosis efectiva anual debida al radón en las viviendas para los habitantes de las Islas Canarias Occidentales son: 1,54 mSv en Tenerife, 0,85 mSv en La Palma, 0,42 mSv en La Gomera y 0,44 mSv en El Hierro. En 14 viviendas medidas en este trabajo, sería necesario realizar acciones correctoras para no superar el valor de dosis umbral de 3 mSv año^{-1} , debida al radón.

5. BIBLIOGRAFÍA

BIBLIOGRAFÍA

Abumurad K, Al-Bataina B, Ismail A and Al-Eloosy 1997 A survey of radon levels in Jordania dwellings during an autumn season *Radiat. Prot. Dosim.* **69(3)** 221-226.

Alabdula'aly-Al 1996 Occurrence of radon in Ryadh groundwater supplies *Health Phys.* **70(1)** 103-108.

Albering H, Hoogewerff J and Kleinjans J 1996 Survey of ^{222}Rn concentrations in dwelling and soils in the dutch Belgian border Region *Health Phys.* **70(1)** 64-69.

Alexander B, Rodman N, White S and Phillips J 1994 Areas of the United States with elevated screening levels of ^{222}Rn *Health Phys.* **66(1)** 50-54.

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

Andreas G 1984 Passive, integrated measurement of indoor radon using activated carbon *Health Phys.* **46(4)** 867-872.

Arvela H 1995 Seasonal variation in radon concentration of 3000 dwellings with model comparisons *Radiat.Prot.Dosim.* **59(1)** 33-42.

Auvinen A, Mäkeläinen I, Hakama M, Castrén O, Pukkala E, Reisbacka H, and Rytömaa T 1996 Indoor radon exposure and risk of lung cancer: a nested case-control study in Finland *J. Natl. Cancer Inst.* **88** (14) 966-972.

Badr I, Oliver M, Hendry G and Durrani S 1993 Determining the spatial scale of variation in soil radon values using a nested survey and analysis *Radiat.Prot.Dosim.* **49(4)** 433-442.

Badr I, Oliver M and Durrani S 1996 Statistical evidence of the geological control over radon soil gas concentrations and its implications for mapping radon potential *Radiat.Prot.Dosim.* **64(4)** 281-291.

Baljinder S and Virk H 1996 Effect of soil and sand moisture content on radon diffusion using plastic track etched detector *Rad. Measur.* **26(1)** 49-50.

Bigu J 1985 Effect of electric fields on ^{220}Rn progeny concentration. *Health Phys.* **49(3)** 512-516.

----- 1986 Attachment of radon and thoron progeny to the surface of different materials *J. Aerosol Sci.* **17(4)** 753-755.

----- 1988 Conversion factors for calculating working levels using continuous radon progeny time-integrating monitors *Radiat.Prot.Dosim.* **22(1)** 19-25.

Birchall A and James A 1994 Uncertainty analysis of the effective dose per unit exposure from radon progeny and implications for ICRP risk weighting factors. *Radiat.Prot.Dosim.* **53(1-4)** 133-140.

Blue T, Jarzemba M and Fentiman A 1995 Steady-state response of a charcoal bed to radon in flowing air with water vapor *Health Phys.* **68(6)** 809-816.

Bochichio F, Mc Laughlin K, Padovani R and Piermattei S 1991 Indoor Radon of Risks Assesment *Workshop on "Methods of Risk Assesment for the Indoor"* (Baviera, Germany, October 15-17) (Baviera, 1991).

Bochicchio F, Campos G, Nuccetelli C, Piermattei S, Risica S, Tammasino L and Torri G 1996 Results of the representative Italian national survey on radon indoors *Health Phys.* **71(5)** 741-748.

Brenner D and Hall E 1990 The inverse dose-rate effect for oncogenic transformation *Int. J Radiat.Biol.* **58** 745-758.

Brenner D and Hall E 1994 The significance of dose rate in assessing the hazards of domestic radon exposure *Health Phys.* **67** 76-79.

Burgkhardt B, Kupschus A, Vigils M, Piesch E and Dörschel B 1996 Polycarbonate track etched detectors for qualitative alpha spectroscopy in radon environments *Radiat.Prot.Dosim.* **66(1-4)** 331-334.

Cavallo A, Gadsby K and Reddy T 1994 The use of computed radon entry rates to understand radon concentration in buildings *Health Phys.* **66(2)** 178-184.

Chen Ch, Weng P and Tieh Ch 1993 Radon exhalation rate from various building materials *Health Phys.* **64(6)** 613-619

Christophides S and Christodoulides G 1993 Airborne ^{222}Rn concentration in Cypriot houses *Health Phys.* **64(4)** 392-396.

Cohen B and Cohen E 1983 Theory and practice of radon monitoring with charcoal adsorption *Health Phys.* **45(2)** 501-508.

Cohen B and Nason R 1985 A diffusion barrier charcoal adsorption collector for measuring Rn concentrations in indoor air *Health Phys.* **50(4)** 457-463.

Cohen B 1993 Relationship between exposure to radon and various types of cancer *Health Phys.* **65(5)** 529-531.

----- 1995 Test of the linear-no threshold theory of radiation carcinogenesis for inhaled radon decays products *Health Phys.* **68(2)** 157-174.

----- 1997 Lung cancer rates vs. mean radon level in U.S. counties of various characteristics *Health Phys.* **72(1)** 114-119.

Cliff K 1990 Radon calibration procedures *U. K. National Radiological Protection Board* **95(2)** 135-138.

Collé R, Preston E and Mc Nall Jr. 1979 Radon in Building (Maryland: U.S. Department of Commerce /National Bureau of Standards).

Cramer R and Burkart W 1989 The radon problem *Radiat. Phys. Chem.* **34(2)** 251-259.

CSN 1998 Medidas de radon en viviendas españolas caracterización de sus fuentes *Colección Otros Documentos* (Madrid: Consejo de Seguridad Nuclear) pp 55-72.

Danali S and Margomenou L 1993 ^{222}Rn in Greek spa waters: correlation with rainfall and seismic activities *Health Phys.* **64(6)** 605-612.

David H, Simon W, Greenspan B, Watts R and Quinn B 1994 The influence of life table corrections for smokers and non smokers on the health. Effects of radon using the BEIR IV method *Health Phys.* **66(6)** 615-620.

Djeffal S, Cherouati D and Seidel J 1992 Radon measurements: techniques and calibrations *Radiat.Prot.Dosim.* **45(1-4)** 29-32.

Doi M, Fujimoto K and Kobayashi S 1991 Etch pit formation model during chemical and electrochemical etching in polycarbonate foil *Radiat.Prot.Dosim.* **37(1)** 5-12.

Doi M, and Kobayashi S 1994a Vertical distribution of outdoor radon and thoron in Japan using a new discriminative dosimeter *Health Phys.* **67(4)** 385-392.

----- 1994b Characterisation of japanese wooden houses with enhanced radon and thoron concentrations *Health Phys.* **66(3)** 274-282.

Doi M, Fujimoto K, Kobayashi S and Yonehara H 1994 Spatial distribution of thoron and radon concentrations in the indoor air of a traditional japanese wooden house *Health Phys.* **66(1)** 43-49.

Doll R 1992 Risks from radon *Radiat.Prot.Dosim.* **42(3)** 149-153.

Domenech J y Riba D 1985 Métodos Estadísticos para Médicos y Biólogos Monografías de Bioestadística y Psicología Matemática.

Dörschel B, Burgkhardt B, Lewitz J, Piesch E and Streubel G 1993 Experimental determination of the alpha energy window in makrofol etched track detectors for the separate measurements of the radon decay product ^{214}Po in air *Radiat.Prot.Dosim.* **50** 5-12.

Dörschel B and Piesch E 1994 Effect of varying unattached fraction of radon daughters on the measurement of the equilibrium factor using nuclear etched track detectors *Radiat.Prot.Dosim.* **54(1)** 41-45.

Dörschel B, Hartman H and Kadner K 1995 Variations of the track etch rates along the alpha particle trajectories in two types of Cr-39 *Rad.Measur.* **26(1)** 51-57.

Dudney C, Wilson H, Bertini R, Gammage J and A Otten 1995 On the reduction of error in alpha trackdetector measurements of indoor ^{222}Rn *Health Phys.* **69(4)** 501-507.

Dudney C, Wilson D, Otten J and Gammage R 1996 How to screen for ^{222}Rn in large buildings *Health Phys.* **70(2)** 250-257.

Enge W 1995 On the question of nuclear track formation in plastic material. *Rad.Measur.* **25(1-4)** 11-26.

Ennemoser O, Oberdorfer E, Brunner P, Schneider P, Purtscheller F, Stingl V and Ambach W 1995 Mitigation of indoor radon in an area with unusually high radon concentrations *Health Phys.* **69(2)** 227-232.

EPA 1978 Radon in water sampling program (Washington, DC: Environmental Protection Agency).

---- 1986 A citizens guide to radon What it is and what to do about (Washington, DC: Environmental Protection Agency).

---- 1992 Consumer's guide to radon reduction How to reduce radon levels in your home (Washington, DC: Environmental Protection Agency).

---- 1996 [http:// www.epa.gov/radonpro/index.html](http://www.epa.gov/radonpro/index.html)

Espinosa G, Fernández F y Castaño M 1992 Design and construction of an electrochemical etching power supply *Nucl. Tracks Radiat.Meas.* **20** 383-387.

Espinosa G and Gammage R 1995 Radon levels survey in the underground transport metro system in Mexico City *Radiat.Prot.Dosim.* **59(2)** 145-148.

Farid S 1993a Equilibrium factor and dosimetry of radon by Cr-39 nuclear track detector *Radiat.Prot.Dosim.* **50(1)** 57-61.

---- 1993b Measurement of the equilibrium factor for ^{222}Rn progeny in Bangladeshi dwellings *Health Phys.* **65(5)** 493-496.

Fernández Aldecoa J, Robayna B, Allende A y Hernández J 1991 Natural Radiation in Tenerife (Canary Islands) *Radiat.Prot.Dosim.* **45 (1-4)** 545-548.

Finkelstein M 1996 Clinical measures, smoking, radon exposure, and risk of lung cancer in uranium miners *Occup. Environ. Med.* **53(10)** 697-702.

Fisk J, Prill R, Wooley J, Bonnefons Y, Gadgil A and Riley W 1995 New methods of energy efficient radon mitigation *Health Phys.* **68(5)** 689-698.

Fjeld R, Jone M and Bivens N 1990 Screening survey of indoor ^{222}Rn in South Carolina *Health Phys.* **59(2)** 217-223.

Folger P, Nyeberg P, Richard B, and Poeter E 1994 Relationships between ^{222}Rn dissolved in ground water supplies and indoor ^{222}Rn concentrations in some Colorado front range houses *Health Phys.* **67(3)** 245-253.

Ford E and Ehemem C 1997 Radon retesting and mitigation behaviour among the U.S. population *Health Phys.(internet)* **72(4)** 611-614.

Fujimoto K 1994 Background of passive radon monitors *Radiat.Prot.Dosim.* **55(4)** 273-277.

Gadd M and Borak T 1994 Partitioning of ^{222}Rn entry into a structure surrounded by soil *Health Phys.* **67(1)** 53-59.

Gadd M and Borak T 1995 In-situ determination of the diffusion coefficient of ^{222}Rn in concrete *Health Phys.* **68(6)** 817-822.

Garawi M 1996 Measurements of radon concentration in private houses in the eastern part of Al-Qaseem province of Saudi Arabia *Radiat.Prot.Dosim.* **63(3)** 227-230.

García J, Hernández J Afonso L, Cabrera G y Diaz A 1990 Atlas de Canarias (Sta. Cruz de Tenerife: Editorial Interinsular Canarias SA).

Garzón L 1992 El radón y sus riesgos (Oviedo: Servicio de Publicaciones Universidad de Oviedo).

Gratsy R 1994 Summer outdoor radon variations in Canada and their relation to soil moisture *Health Phys.* **66(2)** 185-193.

Gray D and Windham S 1987 EERF standard operating procedures for ^{222}Rn Measurements Using Charcoal Canisters *Environmental Protection Agency* (Washington, DC: EPA)

Gutiérrez J, Baixeras C, Robles B, Saez J y Font L 1992 Indoor radon levels and dose estimation in two spanish mayor cities *Radiat.Prot.Dosim.* **1-4** 495-498.

Gutiérrez J, Robles B, Baixeras C y Font L 1994 El radon en viviendas Estratos (Madrid: Enresa) **33** 10-13.

Haque A and Kirk A 1992 Environmental radon and cancer risk *Radiat.Prot.Dosim.* **45(1/4)** 639-642.

Hardcastle G and Miles J 1996 Ageing and fading of alpha particle tracks in Cr-39 exposed to air *Radiat.Prot.Dosim.* **67(4)** 295-298.

Harley N and Terilli T 1990 Predicting annual average indoor ^{222}Rn concentration *Health Phys.* **59(2)** 205-209.

Hashemi S, Peak L and Bakich A 1992 Temperature-related effects in radon dosimetry using plastic track detectors *Nuclear Tracks Radiaton Measurements* **20(4)** 575-581.

Hassib G and Piesch E 1978 A low background electroquimical track etch detector as a passive dosimeter for Radon *Specialist meeting radon monitoring* .

Hattori T, Ichiji T and Ishida K 1995 Behaviour of radon and its progeny in a japanese office *Radiation protection dosimetry* **62(3)** 151-155.

Higgins N and M Morrey 1996 Social intervention and risk reduction-indirect countermeasures *Radiation protection dosimetry* **68(3-4)** 213-217.

Hightower J and J Watson Jr. 1995 ^{222}Rn in water: a study of two sample collection methods, effects of mailing samples and temporal variation of concentrations in North Carolina groundwater *Health Phys.* **69(2)** 219-226.

Hintenlang D and Al Ahmady K 1994 Influence of ventilation strategies on indoor radon concentration based on a semiempirical model for Florida-style houses *Health Phys.* **66(4)** 427-432.

Hopke P 1989 The initial behaviour of ^{218}Po in indoor air *Environ.Int.* **15** 299-308

----- 1990 A critical review of measurements of the “ Unattached” fraction of radon decay products (Washington: U.S. Department of Energy Office of Health Environmental Research).

Hopke P, Strydom R, Ramamurthi M, Knutson E, Tu K, Scofield P, Holub R, Cheng Y, Su F, Winklmayr W, Strong J, Solomon S and Reineking 1992 The measurement of activity-weighted size distribution of radon progeny: Methods and laboratory intercomparison Studies *Health Phys.* **63(5)** 560-570.

ICRP 1984 Principles for limiting exposure of the public to nature sources of radiation *ICRP Publication 39* (Oxford: Pergamon).

---- 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection *ICRP Publication 60* (Oxford: Pergamon).

---- 1993 Protection Against Radon-222 at Home and and Work *ICRP Publication 65* (Didcot: Pergamon).

---- 1994 Age-dependent doses to members of the public from intake of Radionuclidos: part 2. *ICRP Publication 67* (Oxford : Pergamon).

ICRU 1993 Quantities and Units in Radiation Protection Dosimetry *ICRU Report 51* (Maryland, ICRU) .

Iida T, Qiuju G and Yukimasa I 1995 Some problems on the measurement of ^{222}Rn concentrations by passive cup method *Health Phys.* **69(4)** 508-512.

ISTAC 1993 Censo de población y viviendas Canarias 1991 *Instituto Canario de Estadística* (Canarias: Consejería de Economía y Hacienda Gobierno de Canarias).

Islam G, Mazumdar S and Ashraf M 1996 Influence of various room parameters up on radon daughter equilibrium indoors *Rad.Measur.* **26(2)** 193-201.

Jacobi W 1988 Lung cancer risk from environmental exposure to radon daughters. ICRP publication 50 *Radiat.Prot.Dosim.* **24(1-4)** 19-22.

James A, Strong K, Cliff K and Stranden E 1988 The significance of equilibrium and attachment in radon daughter dosimetry *Radiat. Prot. Dosim.* **24(1-4)** 451-455 .

Jarzemba M and Blue T 1996 An in-situ method to measure a soil's undisturbed pore gas radon concentration, diffusion length for radon and air filled porosity *Health Phys.* **74(4)** 546-551.

Jonassen N and Jensen B 1989 Modification of electric fields by space charges: effects on airborne radon daughters *Radiat.Prot.Dosim.* **24(1-4)** 497-501.

Jostes R 1996 Genetic, cytogenetic, and carcinogenesis effects of radon: a review *Mutat.Res.* **340(2-3)** 125-139.

Kahn H, Qureshi I and Tufail M 1993 Passive dosimetry of radon and its daughters using solid state nuclear track detectors (SSNTDS) *Radiat.Prot.Dosim* **46(3)** 149-170.

Kappel R, Keller G, Nickels R and Leiner U 1997 Monte-Carlo computation of the calibration factor for ^{222}Rn measurements with electrochemically etched polycarbonate nuclear tracks detectors *Radiat.Prot.Dosim.* **71(4)** 261-268.

Kearfott K, Metzger R, Kraft K and Holbert K 1992a Mitigation of elevated indoor radon gas resulting from underground air return usage *Health Phys.* **63(6)** 674-680.

Kearfott K, Metzger R and Holbert K 1992b Underground air returns as active transportation pathways for radon gas entry into homes *Health Phys.* **63(6)** 665-673.

Kendall G, Miles J, Cliff K, Green B, Muirhead C, Dixon D, Lomas P and Goodridge S 1994 Exposure to Radon in U.K. Dwellings *National Radiological Protection Board NRPB-R272.*

Kitto M, Kuhland M and Dansereau R 1996 Direct comparison of three methods for the determination of radon in well water *Health Phys.* **70(3)** 358-362.

Kokkas P, Kokkinidis P, Pavlopoulos S and Vlachos S 1996 An image processing system for track-etch detectors *Rad.Measur.* **26(2)** 187-191.

Kritidis P, Kamenopoulou V and Kallithrakas-Kontos N 1994 Indoor radon concentrations in Athens determined with an optimised etched track detector technique *Radiat.Prot.Dosim.* **55(2)** 149-152.

Lagarde F, Pershagen G, Akerblom G, Axelson O, Bäverstam U, Damber L, Eflo A, Svartengren M and Swedjemark A 1997 Residential radon and lung cancer in Sweden: risk analysis accounting for random. error in the exposure assesment *Health Phys.* **72(2)** 269-276.

Leonard B 1995 ^{222}Rn progeny surface deposition and resuspension-residential materials *Health Phys.* **69(1)** 75-92 .

----- 1996 High ^{222}Rn levels, enhanced surface deposition, increased diffusion coefficient, humidity, and air change effects *Health Phys.* **70(3)** 372-387.

Lively R and Kraftherer B 1995 ^{222}Rn variations in mystery cave, Minnesota *Health Phys.* **68(4)** 590-594.

Lubin J, Boice J, Edling C, Hornung R, Howe G, Kunz E, Kusiak R, Morrison H, Radford E, Samet J, Tirmache M, Woodward A and Tao Sh 1995 Radon exposed underground miner and inverse dose-rate (protection enhancement) Effects *Health Phys.* **69(4)** 494-500.

Lubin J and Boice J 1997 Lung cancer risk from residential radon: meta-analysis of eight epidemiologic, studies *J. Natl. Cancer Inst.* **89(1)** 49-57.

Lubin J, Tomásek L, Edling C, Hornung R, Howe G, Kunz E, Kusiak R, Morrison H, Radford E, Samet J, Tirmarche M, Woodward A and Yao S 1997 Estimating lung cancer mortality from residential radon using data for low exposures of miners *Radiat.res.(internet)* **147:2** 126-134.

Luebeck E, Curtis S, Cross F and Moolgavkar S 1996 Two-stage model of radon-induced malignant lung tumors in rats: effects of cell killing *Radiat. Res.* **145:2** 163-173.

Mahaffey A, Parkhurst M, James A, Cross F, Alavanja M, Boice J, Ezrine S, Henderson P and Brownson R 1993 Estimating past exposure to indoor radon from household glass *Health Phys.* **64(4)** 381-391.

Mahaffey J, Parkhurst M, Hui T, Brownson R and Alavanja M 1996 Factors affecting use of Cr-39 surface monitor technology to estimate past exposure to indoor radon *J. Expo. Anal Environ. Epidemiol* **6(4)** 425-437.

Malanca A and Gaidolfi L 1997 Environmental radon in some brazilian towns and mines *Radiat.Prot.Dosim.* **69(3)** 211-216.

Man A, Zheng Y and Yeung H 1994 Radon surveys in the Hong Kong area *Radiat.Prot.Dosim.* **55(3)** 219-225.

Marcinowski F, Lucas R and Yeager W 1994 National and regional distribution of airborne radon concentrations in U.S.homes *Health Phys.* **66(6)** 699-706.

Marenyy A, Vorozhtsov A, Nefedov N and Orlava O 1996 Results of radon concentration measurements in some regions of Russia *Rad.Measur.* **26(1)**

Matarranz M 1989 El Radón , Aspectos Generales *Csn / Dspa / viram / gener / rad / 8912/2* (Madrid: CSN).

Matthew J, Keith E, Stewart B and Hood W 1995 Lung dose estimates from ²²²Rn in Arizona groundwater based on liquid scintillation measurements *Health Phys* **68(5)** 699-703.

Metters J 1992 Setting radon in context *Radiat.Prot.Dosim.* **42(3)** 159-164.

Miles J 1992 Quality assurance for passive radon measurements *Int . J. Radiat .Appl. Instrum.* **43(1-2)** 87-93.

----- 1998 Mapping radon-prone areas by log-normal modeling of house radon data *Health Phys.* **74(3)** 370-378.

Mok H 1996 Perturbative method in the indoor radon-thoron concentration study *Radiat.Prot.Dosim.* **67(1)** 65-70.

Möre H and Huang Zhijian 1992 A direct reference method for measuring radon activity concentrations in air by gamma ray measurements of radon in marinelli beaker *Int. J. Radiat. Appl. Instrum.* **43(1-2)** 103-109

Moridi R and Becker E 1996 Radon mitigation at Birch Cliff Public School *Health Phys.(internet)* **70(1)** 99-102.

Mullen R and Nevissi A 1990 Home weatherization and its effects on indoor ^{222}Rn levels *Health Phys.* **59(2)**.

Mushin E and Nilgün C 1993 Indoor ^{222}Rn concentrations in Istanbul houses *Health Phys.* **65(1)** 87-88.

Naismith S 1997 Durability of radon remedial actions *Radiat.Prot.Dosim* **71(3)** 215-218.

NAS 1988 Health risks of radon and other internally deposited alpha-emitters *BEIR IV report* (Washington DC: Committee on the Biological Effects of Ionizing National Academy of Sciences) .

NAS 1990 Health Effects Of Exposure To Low Levels Of Ionizing Radiation *BEIR V report* (Washington DC: Committee On The Biological Effects Of Ionizing National Academy of Sciences).

NEA 1985 Metrology and Monitoring of Radon, and their Daughters Products (París: Nuclear Energy Agency NEA).

Nero A, Gadgil A, Nazaroff W and Revzan K 1990 Indoor Radon and Decay Products: Concentrations, Causes, and Control Strategies (Washington: U.S. Department of Energy Office of Health Environmental Research).

Ng C, Leung J and Tso M 1995 Modelling exposure to naturally occurring radionuclides in building materials *Radiat.Prot.Dosim* **59(1)** 43-48.

Nielson K, Rogers V, Holt R, Pugh T, Grondzik W and De Meijer R 1997 Radon penetration of concrete slab cracks, joints, pipe penetrations and sealants *Health Phys.* **73(4)** 668-678.

Nikezic D, Markovic P and Bek-Uzarov D 1993 Determination of calibration coefficient for radon measurements using a track detector *Health Phys* **64(6)** 628-632.

Nikolaev V, Buzynniy M, Vorobiev I, Gromov A, Krivokhatskiy A, Los I, Zelenskiy A and Tomilin Y 1993 Application of the track method for radon measurement in Ukraine *Nucl. Tracks Radiat.Meas.* **21(3)** 433-436.

Nowina M. 1995 Indoor radon levels in north-western Poland *Radiat.Prot.Dosim* **62(4)** 239-244.

Oberstedt S and Vanmarcke H 1996 A radon exhalation monitor *Radiat.Prot.Dosim.* **63(1)** 69-72.

Olast M and Sinnaeve J The radon research programme of the commission of the European Communities *Radiat.Prot.Dosim.* **42(3)** 185-189.

Ortega X y Vargas A 1995 Development of a chamber to test and calibrate radon and radon progeny detection systems.

-----1996 Characteristics and temporal variation of airborne radon decay progeny in the indoor environment in Catalonia (Spain) 797. *Entrega personal* .

Ortega X, Baixeras C, Novell M, Font Ll y Vargas A 1995 Study of the variation of Rn indoor concentration with several passive detector sand an active detection system *Entrega personal*.

Othman I and Mahrouka M 1994 Radionuclide content in some building materials in Syria and their indoor gamma dose rate *Radiat.Prot.Dosim.* **55(4)** 299-304 .

Papastefanou C, Stoulos S, Manaloupoulou M, Ioannidou A and Charalambous S 1994 Indoor radon concentrations in greek apartment dwellings *Health Phys.* **66(3)** 270-273.

Park T and Knutson E 1996 Evaluation of radon progeny sampler efficiency *Radiat.Prot.Dosim* **67(2)** 121-128.

Pavlenko T, Los I and Aksenov N 1996 Indoor ²²²Rn levels and irradiation doses in the territory of the Ukraine *Radiation measurements* **26(4)** 585-591.

Pearson M, Martz, D, George J and Langer G Jr. 1992 A multiyear quality control study of alpha-track radon monitors *Health Physics* **62(1)** 87-90 .

Perez J, Alvarez M, Dopico M y Garzón L 1996 Indoor ^{222}Rn concentrations in central Asturias *Health Phys.* **70(5)** 689-694 .

Philips P and Denman A 1997 Radon: a human carcinogen *Sci. Prog.* **80(4)** 317-336.

Pinel J, Feam T, Darby C and J Miles 1995 Seasonal correction factors for indoor measurements in the United Kingdom *Radiat.Prot.Dosim.* **58(2)** 127-132.

Pinza C, Armas J y Poffijn A 1997 Radon concentration in dwellings of Lanzarote (Canary Islands) *Radiation Prot. Dosim.* **69** 217-220.

Poffijn A, Eggermon G and Van Deynse A 1996 Risk management strategies for the radon paradox in radiation protection *Radiat.Prot.Dosim* **68(3-4)** 209-212.

Polpong P and Bovornkiti S 1998 Indoor radon *J. Med. Assoc. Thai.(Internet)* **81(1)** 47-57.

Popovic D, Djuric G and Todorovic D 1996 Radionuclides in building materials and radon indoor concentrations *Radiat.Prot.Dosim.* **63(3)** 223-225.

Porstendörfer J 1993 Properties and behaviour of radon and thoron and their decay products in the air *Fifth International Symposium on the Natural Radiation Environment* (Germany : Commission of the European Communities) EUR 14411 pp 69-183.

Price J, Rigby J, Christensen L, Hess R, La-Pointe D, Ramelli A, Desilets M, Hopper R., Kluesner T and Marshall S 1994 Radon in outdoor air in Nevada *Health Phys.* **66(4)** 433-438.

Prichard H and Mariën K 1985 A passive diffusion ^{222}Rn sampler based on activated carbon adsorption *Health Phys.* **48(6)** 797-803.

Quindós L, Fernandez P and Soto J 1993 Study of areas of Spain with high indoor radon *Rad.Measur* **24(2)** 207-210.

Quindós L 1995 Radon." Un gas radiactivo de origen natural en su casa" (Madrid: Consejo de Seguridad Nuclear).

Quindós L, Newton G, Cheng Y-S and Yeh H 1988 Measuring Rn progeny by the three-interval counting method: the influence of ^{220}Rn Progeny *Health Phys.* **55(3)** 565-569 .

Rannou A, Madelmont C and Renouard H 1985 Survey of natural radiation in France *The science of the total Environment* **45** 467-474.

Reineking A, Becker K and Porstendörfer 1985 Measurements of the unattached fractions of radon daughters in houses *Seminar of exposure to enhanced natural radiation and its regulatory implications.*

Renken K and Rosenberg T 1995 Laboratory measurements of the transport of radon gas through concrete samples *Health Phys.* **68(6)** 800-808.

Renken K and Coursin S 1996 A contemporary method for monitoring indoor radon environmental conditions at a remote test site *Radiat.Prot.Dosim.* **64(4)** 289-296.

Roelofs L and Scholten L 1994 The effect of ageing, humidity, and fly-ash additive on the radon exhalation from concrete *Health Phys.* **67(3)** 266-271.

Rogers V, Nielsen K and Holt R 1995 Radon diffusion coefficients for aged residential concretes *Health Phys* **68(6)** 832-834.

Ronca-Battista M and Gray D 1988 The influence of changing exposure conditions of measurements of radon concentrations with charcoal adsorption technique *Radiat.Prot.Dosim.* **24(1-4)** 361-365.

Rose S, Sinnaeve J, and Olast M 1992 Doe/Cec working party on radon-related risk *Radiat.Prot.Dosim.* **45(1/4)** 699-701.

Ruosteenoja E, Makelainen I, Rytöma T, Hakulinen T and Hakama M 1996 Radon and lung cancer in Finland *Health Phys.* **71(2)** 185-189.

Savidou A, Raptis C and Kritidis P 1995 Natural radioactivity and radon exhalation from building materials used in Attica region, Greece *Radiat.Prot.Dosim.* **59(4)** 309-312 .

- Scarpitta S 1995 A theoretical model for ^{222}Rn adsorption on activated charcoal canisters in humid air based on polanyi's potential theory *Health Phys.* **68(3)** 332-339.
- Sciochetti G, Scacco F, Baldassini P, Battela C, Bovi M and Monte Enea L 1985 The italian national survey of indoor radon exposure *The science of total Environment* **45** 327-333.
- Schwartz 1985 *Métodos estadísticos para Medicina y Biología* (Barcelona: Herder).
- Siotis I and Wrixon A 1984 Radiological consequences of the use of fly ash in buildings materials in Greece *Radiat.Prot.Dosim.* **7** 101-105.
- Steck D 1992 Spatial and temporal indoor radon variations *Health Phys.* **62(4)** 351-355.
- Stuardo E 1995 Natural radiation measurements in Chile *Radiat.Prot.Dosim.* **67(2)** 129-133.
- Szerbin P 1996 Radon concentrations and exposure levels in hungarian caves *Health Phys.* **71(3)** 362-369.
- Tai-Pow J, Lee J, Bitanga J and Gilmer K 1992 The determination of dissolved radon in water supplies by the E-PERM system (Electret ionization chamber) *Int.J.Radiat.Appl.Instrum.* **43(1-2)** 95-101.
- Tanner A 1980 Radon migration in the ground: A supplementary review *Natural radiation environment III* **1** 5-56.
- Tokonami S, Limoto T, Ichiji T, Fujitaka K and Kurosawa R 1996a Continuous radon monitor using a two filter method *Radiat.Prot.Dosim* **63(2)** 123-126.
- Tokomani S, Pan J, Matsumoto J, Fujimoto K, Fujitaka K and Kurosawa R 1996b Radon measurements in indoor workplaces *Radiat.Prot.Dosim.* **67(2)** 143-146.

Tso M, Chor-Yi N and Leung J 1994 Radon release from building materials in Hong Kong *Health Phys.* **67(4)** 378-384.

Underhill D 1993 Basic theory for the diffusive sampling of radon *Health Phys.* **65(1)** 17-24.

UNSCEAR 1982 La radiación ionizante: fuentes y efectos biológicos *UNSCEAR 1982 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes* (New York: UNSCEAR).

---- 1988 Sources, effects and risks of ionizing radiation *1988 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes* (New York: UNSCEAR).

---- 1993 Sources and effects of ionizing radiation *1993 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes* (New York: UNSCEAR).

Urban M and Piesch E 1981 Low level environmental radon dosimetry with a passive track etch detector device *Radiat.Prot.Dosim.* **1(2)** 97-109.

Urban M and Kiefer H 1985 Indoor and outdoor natural radiation survey programmes aspects of instrumentation and organisation, results *Sci. Total Environ* **45** 281-297.

Urban M and Schmitz J 1993 Radon and radon daughters metrology: basic aspects *Fifth International Symposium on the Natural Radiation Environment* (Germany : Commission of the European Communities) EUR 14411 pp 151-183.

Uyttenhove J, Maryns R, Janssens A, Vanmarcke H and Jacobs R 1983 Survey on natural radiation in houses in Belgium *Radiat.Prot.Dosim* **7(1-4)** 275-278.

Vanmarcke H and Janssens A 1986 Study of the properties of electrochemically alfa tracks in a polycarbonate foil used in a radon diffusion chamber *Nuclear tracks* **12** (1-6) 689-692.

Vanmarcke H, Berkvens P and Poffijn A 1989 Radon versus Rn daughters *Health Phys.* **56(2)** 229-231.

Vanmarcke H, Toye A and Oberstedt S 1994 Calibration of a polycarbonate track detector *Radiat.Prot.Dosim.* **56(1-4)** 239-240.

Vasudevan L and Milton E 1994 Atmospheric pressure effects on the calibration constant of alpha-track radon detectors *Health Phys.* **66(3)** 318-326.

Vaupotic J, Szymula J, Solecki J Chibowski S and Kobal I 1993 Preliminary indoor radon investigations in Lublin region, Poland *Health Phys.* **64(4)** 420-422.

Wang F and Ward I 1997 A case study on radon remedial measures in a family dwelling *Health Phys.* **73(5)** 787-793.

Ward D, Borak T and Gadd M 1993 Characterisation of ^{222}Rn entry into a basement structure surrounded by low-permeability soil *Health Phys.* **65(1)** 1-11.

Warner K, Méndez D and Courant D 1996 Toward a more realistic appraisal of the lung cancer risk from radon: the effects of residential mobility *Am. J. Public Health* **86: 9** 1222-1227.

Wasiulek P and James A 1995 Outdoor radon dose conversion coefficient in southwestern and south eastern United States *Radiat.Prot.Dosim* **59(4)** 269-278.

Whysall K, Miles J and Olast M 1996 Results of the 1991 CEC Intercomparison of passive radon detectors (Luxembourg: Commission of the European Communities) EUR 15156 EN.

White S, Alexander B and Rodman N 1994 Predicting the annual concentration of indoor ^{222}Rn from one or more short-term measurements *Health Phys.* **66(1)** 55-62.

William F, Burton C, Kross, Leann M., La Verle J and Vust 1993 Factors associated with elevated ^{222}Rn levels in Iowa *Health Phys.* **65(2)** 178-184.

Xian-Zhen X, Lubin J, Jun-Yao L, Li Fen Y, Quing L, Lan Y, Jian-Zhang W, and Blot W 1993 A cohort in southern China of tin miners exposed to radon and radon decays products *Health Phys.* **64(2)** 121-131.

Yonehara H, Takashi A, Radford E, Kato H, and Sakanoue M 1995 Radon concentrations in residential housing in Hiroshima and Nagasaki *Health Phys.* **68(5)** 683-688.

Yu K, Chan T and Young E 1995 The variation of radon exhalation rates from building surfaces of different ages *Health Phys.* **68(5)** 716-718.

Yu K, Young E and Li K 1996a A survey of radon properties for dwelling for Hong Kong *Radiat.Prot.Dosim.* **63(1)** 55-62.

Yu K, Young E, Guan Z and Liu X 1996b The reduction of radon hazard in smoke-free working environments *Radiat.Prot.Dosim.* **63(2)** 147-149.

Yu K, Young E, Stokes M and Lo T 1996c The reduction of indoor radon concentration by using lightweight concrete in high-rise buildings *Radiat.Prot.Dosim.* **67(2)** 139-141.

Yu K, Young E and Li K 1996d A study of factors affecting indoor radon properties *Health Phys* **71(2)** 179-184.

Zaharowski W and Whittlestone S 1996 A fast portable emanometer for field measurement of radon and thoron flux *Radiat.Prot.Dosim.* **67(2)** 109-120.

Zaider M and Varma M 1996 Carcinogenic risk coefficients at environmental levels of radon exposures: a microdosimetric approach *Health Phys.(internet)* **70:6** 837-844.

Zikovsky L 1995 Determination of ^{222}Rn in gases by alpha counting of its decay products deposited on the inside walls of a proportional counter *Rad.Measur.* **24(3)** 315-317.

Zock C, Porstendörfer J and Reineking A 1996 The influence of biological and aerosol parameters of inhaled short-lived radon decay products on human lung dose *Radiat.Prot.Dosim.* **63(3)** 197-206.

6.ANEXOS

ANEXO I.

6.1. *Magnitudes y unidades.*

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

Cabe la posibilidad de que en el futuro se demuestre que hubiera sido mejor utilizar otras magnitudes basadas en la distribución estadística de los eventos en un pequeño volumen de material correspondiente a las dimensiones de entidades biológicas, tales como el núcleo de la célula ó su ADN molecular. Sin embargo y entre tanto la ICRP en su informe n° 60 (ICRP 1990) recomienda el uso de dichas magnitudes macroscópicas. Estas se conocen como cantidades dosimétricas y han sido definidas en términos formales por la Comisión Internacional de Unidades de Radiación y Medidas (ICRU) en su informe n° 39.

6.1.1. *Energía impartida.*

La energía impartida E por la radiación ionizante a la materia en un volumen, es :

(ec. 20)

$$E = R_{\text{int}} - R_{\text{ext}} + \sum Q$$

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

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

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

La unidad de Energía Impartida es el J.

6.1.2. Dosis absorbida.

Las radiaciones ionizantes son absorbidas en la materia, donde pierden energía. En cada punto se deposita una cierta cantidad de energía dE en el volumen dV cuya masa es dm . Se llama dosis absorbida, D , en un punto P a la energía absorbida por la materia en el punto P, es decir al cociente de dE por dm , donde:

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

(ec. 21)

$$D = dE / dm$$

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

La derivada temporal de la dosis absorbida, es la tasa de dosis absorbida y representa la energía absorbida en un momento dado. Se representa por dD/dt y esta se expresa habitualmente en Gy / min ó Gy / h .

6.1.3. *Transferencia lineal de energía.*

La transferencia lineal de energía se define como :

(ec.22)

$$L = dE / dl$$

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

La unidad es el Jm^{-1} .

6.1.4. *Factores de ponderación para la radiación.*

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

Para tratar de evaluar cuantitativamente los efectos biológicos de las radiaciones ionizantes se hace preciso definir una nueva magnitud, la dosis equivalente.

6.1.5. *Dosis equivalente.*

Se entiende por dosis equivalente, $(H_{T,R})$, la dosis absorbida promediada en un tejido o

órgano, teniendo en cuenta las características del tejido u órgano y de la radiación. El factor ponderal de radiación, w_R , se selecciona según el tipo de la radiación externa o características de la radiación emitida por un radionúclido interno. Se trata pues, de una dosis absorbida ponderada.

La dosis equivalente en un tejido u órgano T, debida a la radiación R, está dada por:

$$(\text{ ec. 23}) \quad H_{T,R} = \sum w_R D_{T,R}$$

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

$$(\text{ ec. 24}) \quad D_{T,R} = E_T / m_T$$

E_T :Energía total impartida al órgano o tejido.

m_T :masa de ese órgano o tejido.

Como el factor w_R es adimensional, la unidad de medida coincide, dimensionalmente, con la de dosis absorbida $J \text{ kg}^{-1}$. Sin embargo tiene el nombre especial de Sievert, que corresponde a la dosis absorbida de 1 Gray.

Los valores del factor ponderal de radiación para un tipo específico de radiación y energía, han sido seleccionados por la ICRP.

Los factores ponderales de radiación, para diferentes tipos de radiación y energías se presentan en la siguiente tabla.

Tabla 23.- Factores ponderales para la radiación w_r (ICRP 1990)

TIPO Y RANGO DE ENERGÍA	FACTORES PONDERALES (w_r)
Fotones de todas las energías	1
Electrones y muones de todas las energías	1
Neutrones de energía: < 10 keV	5
10 keV a 100 keV	10
>100keV a 2 MeV	20
2 Mev a 20 MeV	10
>20 MeV	5
Protones, excepto los de retroceso, energía > 2MeV	5
Partículas alfa, fragmentos de fisión, núcleos pesados	20

Relacionada conceptualmente con esta magnitud está la antigua magnitud llamada eficacia biológica relativa, EBR. La eficacia biológica relativa de una radiación comparada con otra, es la relación inversa entre las dosis absorbidas debidas a la radiación de que se trata y a una radiación de referencia (rayos X de 250kV) que dan lugar a la aparición del mismo efecto biológico.

6.1.6. Factores ponderales de tejidos y órganos.

La relación entre la probabilidad de aparición de efectos estocásticos y la dosis equivalente, también depende del órgano o tejido irradiado. Por ello se define otra magnitud, derivada de la dosis equivalente, para expresar la combinación de diferentes dosis equivalentes en diferentes tejidos de forma que se pueda correlacionar razonablemente la dosis con el efecto estocástico total.

El factor que pondera la dosis en tejido ó en órgano T, es el factor de ponderación del tejido, w_T , y representa la contribución relativa de ese órgano ó tejido al detrimento total debido a los efectos que resultan de una irradiación uniforme a todo el cuerpo, es

decir, los valores de W_T se eligen de forma que una dosis equivalente impartida a todo el cuerpo de una dosis efectiva numéricamente igual a esa dosis equivalente uniforme.

Los valores de los factores de ponderación para el tejido(ICRP 1990) se dan en la tabla siguiente:

Tabla 24.- Factores de ponderación tisular (ICRP 1990).

Tejidos y órganos	W_T
Gónadas	0,12
Médula ósea roja	0,12
Colón	0,12
Pulmón	0,12
Estómago	0,12
Vejiga	0,05
Mama	0,05
Hígado	0,05
Esófago	0,05
Tiroides	0,05
Piel	0,01
Superficie ósea	0,01
Resto del cuerpo	0,05

* a efectos de cálculo el resto del cuerpo se compone de los siguientes tejidos y órganos: glándulas suprarrenales, cerebro, intestino grueso superior, intestino delgado, riñones, músculo, bazo, páncreas, intestino y útero.

6.1.7. Dosis efectiva.

La dosis efectiva es la suma de las dosis equivalentes ponderadas a todos los tejido ú órganos de todo el cuerpo, y viene dada por la expresión:

(ec. 25)

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

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

6.2. *Magnitudes dosimétricas colectivas.*

Las magnitudes dosimétricas comentadas hasta ahora están relacionadas con la exposición de un individuo a la radiación. La ICRP utiliza otras magnitudes para referirse a grupos ó poblaciones expuestas. Estas magnitudes tienen en cuenta el número de personas expuestas a una fuente.

Las magnitudes más inmediatas que conectan los datos de los individuos con los de grupos son la dosis equivalente colectiva, referida a un tejido u órgano específico y la dosis efectiva colectiva. Para ambas magnitudes la unidad correspondiente es el hombre-Sv.

6.2.1. *Dosis equivalente colectiva.*

Esta cantidad expresa la exposición total por radiación de un tejido u órgano en un grupo de individuos. La magnitud definida por la ICRP como dosis equivalente colectiva en un tejido ó órgano es :

(ec. 26)

$$S_T = \int_0^{\infty} H_T \times \frac{dN}{dH_T} dH_T$$

donde $(\frac{dN}{dH_T})dH_T$ es el número de individuos que reciben una dosis equivalente comprendida entre H_T y $H_T + dH_T$ ó por :

$$(ec. 27) \quad S_T = \sum \overline{H_{T,i}} \times N_i$$

donde N_i el número de individuos del subgrupo i de la población que reciben la dosis equivalente media, $H_{T,i}$, en el órgano.

6.2.2. Dosis efectiva colectiva.

La dosis efectiva colectiva se emplea, cuando se desea una medida de la exposición de un conjunto de personas a la radiación, es decir cuantificar los efectos nocivos de las radiaciones ionizantes. Esta cantidad se define como sigue :

$$(ec. 28) \quad S = \int_0^{\infty} E \times \frac{dN}{dE} dE \quad \text{ó} \quad (ec. 29) \quad S = \sum \overline{E_i} \times N_i$$

donde $\overline{E_i}$ es la dosis efectiva media a la población del subgrupo i y N_i el número de individuos del subgrupo i , que recibe esa dosis efectiva.

6.3. *Otras magnitudes y unidades de radiación aplicables al radón y descendientes.*

6.3.1. *Actividad.*

La actividad de una muestra radiactiva es el número medio de transformaciones nucleares espontáneas que se producen en la muestra en la unidad de tiempo.

La unidad de actividad en el S.I. es el Bq. Una actividad de 1 Bq corresponde a una desintegración por segundo.

6.3.2. *Concentración de actividad.*

La mayoría de los datos, referidos al radón en aire, se dan en términos de concentración de actividad en unidades de Bq m^{-3} , siendo esta la actividad en 1 metro cúbico de aire (Kendall et al 1994).

La concentración de actividad de radón integrada en un intervalo de tiempo se da en $\text{Bq m}^{-3} \text{ h}$ ó $\text{Bq m}^{-3} \text{ a}$ donde “h” y “a” son horas y años respectivamente. Por tanto, si transcurren 8000 horas en una atmósfera que contenga una concentración de actividad de 100 Bq m^{-3} de radón daría una exposición integrada de radón de $8 \times 10^5 \text{ Bq m}^{-3} \text{ h}$.

Sin embargo, cuando se trata de medir radón, y sus efectos sobre los humanos es conveniente el uso de las siguientes magnitudes :

6.3.3. *Energía potencial alfa.*

La “energía potencial alfa”, ϵ_p , de un átomo de la cadena de desintegración del radón, es la energía total emitida en forma de partículas alfa, durante la desintegración de este átomo, hasta que se transforma en ^{210}Pb estable. Se mide en MeV.

La energía potencial alfa por unidad de actividad (Bq) del radionúclido considerado es :

(ec. 30)

$$\epsilon_p / \lambda_\tau = (\epsilon_p * T_\tau / \ln 2)$$

donde λ_τ es la constante de desintegración y T_τ la vida media del radionucleido. Se expresa en MeV Bq^{-1} .

6.3.4. Concentración de energía potencial alfa (PAEC).

La concentración de energía alfa potencial, C_p , de una mezcla de hijos de vida corta del radón, en aire, es la suma de las energías potencial alfa de estos átomos presentes en la unidad de volumen de aire.

Por tanto si C_i es la concentración de actividad de cada núcleo hijo i , la concentración de energía potencial alfa de la mezcla es :

(ec. 31)

$$C_p = \sum C_i (\epsilon_{p,i} / \lambda_{\tau,i})$$

Esta cantidad se expresa en el S.I. en unidades de J m^{-3} . A veces se usa MeV m^{-3} ($1 \text{ J m}^{-3} = 6.24 \times 10^{12} \text{ MeV m}^{-3}$).

6.3.5. Concentración equivalente de radón en equilibrio.

Una mezcla en aire de radón y su progenie de vida corta, que no estén en equilibrio, se considera equivalente a una mezcla en aire de radón y su progenie de vida corta que sí estén en equilibrio, siempre que la concentración de energía potencial alfa en ambos casos sea la misma. A la correspondiente concentración de radón y su progenie en equilibrio se le denomina concentración equivalente de radón en equilibrio (C_{eq}).

La unidad de concentración de equilibrio equivalente en aire, es $Bq\ m^{-3}$.

6.3.6. Factor de equilibrio (F).

El factor de equilibrio se define como el cociente de la concentración de equilibrio equivalente de radón y su progenie que existan realmente en un volumen de aire, y la correspondiente concentración equivalente de radón cuando no existe equilibrio con sus descendientes " C_0 ".

(ec. 32)

$$F = (C_{eq} / C_0)$$

El factor de equilibrio para las viviendas y lugares de trabajo, normalmente se encuentra entre el rango de 0,3 a 0,5. Los valores para minas son mucho más variables.

6.3.7. Exposición de un individuo a la progenie del radón.

La exposición, P, de un individuo a la progenie del radón se define como la integral temporal de la concentración de energía potencial alfa en aire, C_p , ó la correspondiente concentración equivalente de equilibrio, C_{eq} , del radón a la que los individuos se exponen a lo largo de un periodo de tiempo dado T, (ej. 1 año).

6.3.7.1. *Exposición a la concentración de energía potencial alfa integrada en el tiempo.*

(ec. 33)
$$P_p(T) = \int_0^T c_p(t) dt$$

La unidad de la exposición P_p es ($J m^{-3} h$) ó ($MeV m^{-3} h$).

6.3.7.2. *Exposición a la concentración de radón en equilibrio integrada en el tiempo.*

(ec. 34)
$$P_{eq}(T) = \int_0^T C_{eq}(t) dt$$

y la unidad de la exposición P_{eq} es ($Bq m^{-3} h$).

La exposición a la energía potencial alfa, P_p , para los trabajadores se expresa a menudo con la unidad antigua de (WLM) nivel de trabajo mes, definida como la cantidad de energía correspondiente a una concentración de energía potencial alfa dada por 3700 Bq/l de actividad de núclidos hijos de radón en equilibrio. Equivale a $1,3 \times 10^8 MeV m^{-3}$.

Como la cantidad WLM fue introducida para especificar exposición ocupacional, se considera que 1 mes son 170 horas de trabajo. De esta forma 1 WLM es la exposición resultante de la inhalación de aire con una concentración de 1 WL de descendientes del radón durante 170 horas (ICRP 1993).

Expresada en unidades S.I. se obtiene:

$$1 \text{ WLM} = 3,5 \times 10^{-3} \text{ J h m}^{-3} \text{ o bien } 1 \text{ Bqm}^{-3} = 4,4 \times 10^{-3} \text{ WLM.}$$

Los coeficientes de conversión entre las cantidades concentración de energía potencial alfa, C_p , y la concentración equivalente en equilibrio, C_{eq} , y de exposición a la concentración de energía potencial alfa integrada en el tiempo, P_p y exposición a la concentración de radón en equilibrio integrada en el tiempo, P_{eq} , se dan en la tabla siguiente:

Tabla 25 .- Coeficientes de conversión (ICRP 1993).

Cocientes	Coeficientes de conversión
C_p/C_{eq}	$5,56 \times 10^{-9} \text{ (J m}^{-3}) / \text{(Bq m}^{-3})$
C_{eq}/C_p	$1,8 \times 10^8 \text{ (Bq m}^{-3}) / \text{(J m}^{-3})$
P_p/P_{eq}	$5,56 \times 10^{-9} \text{ (J h m}^{-3}) / \text{(Bq h m}^{-3})$ $1,57 \times 10^{-6} \text{ WLM} / \text{(Bq h m}^{-3})$
P_{eq}/P_p	$1,8 \times 10^8 \text{ (Bq h m}^{-3}) / \text{(J m}^{-3})$ $6,37 \times 10^5 \text{ (Bq h m}^{-3}) / \text{WLM}$

C_p : concentración de energía potencial alfa.

C_{eq} : concentración equivalente en equilibrio.

P_p : de exposición a la concentración de energía potencial alfa integrada en el tiempo.

P_{eq} : exposición a la concentración de radón en equilibrio integrada en el tiempo.

ANEXO III

Base de datos : I

Base de datos:II

C		I	
I		C	
D		CP	
INICIO		NOMBRE	
FIN		APELLIDO	
AL1		REFER	
DI1		DOMICILIO	
V1		USO	
NU1A		ED	
TR1A		H1	
CON1A		P1	
NU1B		SUB1	
TR1B		MATE1	
KN1B		DIM1	
AL2		ALTH1	
DI2		H2	
EV2		P2	
NU2A		SUB2	
TR2A		MATE2	
CON2A		DIM2	
NU2B		ALTH2	
TR2B			
CON2B			

Base de datos : III

Base de datos: IV

Base de datos:V

I		I		OR	
POBLACION		MUNICIPIO		I	
CP		OR		I	
MUNICIPIO		NHMUN		CU	
CU		N-S			
NHPOB					
ALTITUD					

Tabla 23.- Las 5 bases de datos del Anexo III han sido elaboradas en ACCESS 2. El significado de cada uno de los campos se ha indicado en Material y Métodos 2.2.3.

ANEXO IV

	[Rn] (Bq/m3)	I	C	D	USO	ED	H1	P1	SUB1	MATE1	DIM1	ALTH1	H2	P2	SUB2	MATE2	DIM2	ALTH2	INICIO	FIN	V1	V2	RA	POBLACION	NHPOB
1	7,0	G	1	C	V	U	D	B	0	BH	16	2,9	S	B	0	BH	15	2,9	09/07/90	12/07/90	B		18,5	LA CALERA	710
2	23,0	G	1	T	V	U	D	B	0	BH	16	2,9	S	B	0	BH	15	2,9	30/04/94	13/08/94	B	B	18,5	LA CALERA	710
3	0,0	G	2	T	V	U	D	B	0	BM	16	2,8	S	B	0	BH	22,8	2,8	30/04/94	13/08/94	B	B	16,6	VUeltas	442
4	11,0	G	3	T	V	U	S	B	0	PB	10	2,1	D	B	0	PB	15	2	30/04/94	13/08/94	B	B	18,5	ARURE	303
5	11,0	G	4	T	V	U	D	B	1	BH	12	2	S	B	0	BH	7,5	2,8	30/04/94	13/08/94	B	B	16,2	ALOJERA	415
6	36,0	G	5	T	V	U	D	1	1	BM	6	3	C	1	0	BM	3	2	30/04/94	13/08/94	B	B	42,9	VALLE HERMOSO	603
7	28,0	G	6	T	V	U	S	B	1	PB	8,8	2	D	B	0	PB	8	3	30/04/94	13/08/94	B	B	42,9	VALLE ABAJO	300
8	6,0	G	7	T	V	U	D	B	1	PB	12	2,5	S	B	1	PB	7,5	2,5	30/04/94	13/08/94	B	B	42,9	AGULO	662
9	17,0	G	8	T	V	U	D	1	1	L	4	2,8	D	1	1	PB	4,5	2,8	30/04/94	13/08/94	B	B	6,6	HERMIGUA	463
10	3,0	G	9	T	V	US	D	B	0	BM	12	3,5	S	B	0	PB	15	3,5	30/04/94	13/08/94	B	B	6,6	HERMIGUA	463
11	11,0	G	10	T	V	U	D	B	0	BM	10,5	2	S	B	0	BM	10	3	01/05/94	12/08/94	B	B	16,5	SAN SEBASTIAN	4467
12	0,0	G	11	T	V	US	D	B	0	BM	6	3	S	B	0	BM	18	3	01/05/94	12/08/94	B	B	16,5	SAN SEBASTIAN	4467
13	0,0	G	12	T	V	M	S	2	0	BH	24	2,8	D	2	0	BH	6	2,8	01/05/94	12/08/94	B	B	16,5	SAN SEBASTIAN	4467
14	6,0	G	13	T	V	UA	D	B	0	BM	15	3	S	B	0	BM	25	3	01/05/94	12/08/94	B	B	16,5	SAN SEBASTIAN	4467
15	7,0	G	14	T	V	US	D	1	0	BH	12	3	S	B	0	BH	25	3	01/05/94	12/08/94	B	B	16,5	SAN SEBASTIAN	4467
16	0,0	G	15	T	V	U	S	B	0	BM	16	3	D	B	0	BM	16	3	01/05/94	13/08/94	B	B	28,6	LAGUNA DE SANTIAGO	579
17	66,0	G	16	T	V	UA	S	B	1	BH	25	2,4	D	1	1	BH	6	2,3	01/05/94	13/08/94	B	B	28,6	PLAYA DE SANTIAGO	551
18	28,0	G	17	T	V	US	D	1	1	BH	21	2,3	S	1	1	BH	42,5	2,3	02/05/94	12/08/94	B	B	16,6	LA DAMA	151
19	13,3	G	18	C	V	US	D	1	1	BH	17,5	2,3	S	1	1	BH	30	2,3	09/07/90	12/07/90	B		16,6	LA DAMA	151
20	53,0	G	18	T	V	US	D	1	1	BH	17,5	2,3	S	1	1	BH	30	2,3	02/05/94	12/08/94	C	C	16,6	LA DAMA	151
21	14,0	G	19	C	V	M	D	1	0	BM	9	2,5			0				09/07/90	12/07/90	B		16,5	SAN SEBASTIAN	4467
22	13,0	G	20	C	T	U	S	B	0	BH	15	2,5			0				09/07/90	12/07/90	B		18,5	LA CALERA	710
23	13,0	G	21	C	T	U	S	1	0	BM	10	2,5			0				09/07/90	12/07/90	B		42,9	VALLE HERMOSO	603
24	218,0	G	22	C	V	U	O	B	0	BM	2,5	2,5			0				09/07/90	12/07/90	N		42,9	VALLE HERMOSO	603
25	40,0	G	23	C	V	UA	G	B	0	BM	12	2,5			0				09/07/90	12/07/90	B		42,9	AGULO	662
26	7,0	G	24	C	T	U	S	B	0	BM	12	2,5			0				09/07/90	12/07/90	B		6,6	HERMIGUA	463
27	15,0	H	1	T	V	U	D	B	1	BH	7,5	2,5	S	B	1	BH	18	2,5	14/05/94	14/08/94	B	B	30,5	FRONTERA	850
28	0,0	H	2	T	V	U	S	B	1	BH	12	2	D	B	1	BH	6	2	14/05/94	15/07/94	B	N	14,3	SABINOSA	245
29	7,0	H	3	T	V	U	S	B	1	BH	28	3	D	B	1	BH	18	3	14/05/94	15/07/94	B	B	30,5	FRONTERA	850
30	0,0	H	4	T	V	U	S	B	0	BH	50	3	D	B	0	BH	100	3	14/05/94	15/07/94	B	B	16,5	GUARAZOCA	372
31	31,0	H	5	T	V	U	S	1	1	BH	45	3	D	1	1	BH	20	3	14/05/94	15/07/94	B	B	19,8	VALVERDE	1414
32	24,0	H	6	T	V	U	D	1	0	BM	12	2,5	S	B	0	BM	12	2,5	16/05/94	14/08/94	B	B	16,9	ISORA	376
33	4,0	H	7	T	V	UA	D	1	0	BM	16	2,8	S	1	0	BM	28	2,8	16/05/94	17/08/94	N	B	29	TAIBIQUE	510
34	5,0	H	8	T	V	US	D	B	0	BM	16	2,8	S	B	0	BM	17,5	2,8	16/05/94	17/08/94	N	B	29	LA RESTINGA	410
35	54,0	H	9	T	V	US	D	B	0	BM	12,2	2,8	S	B	0	BM	13,1	2,8	14/05/94	15/07/94	B	B	16,9	SAN ANDRES	198
36	46,0	H	10	T	V	U	S	1	0	BM	16	2,8	D	B	0	BM	9	2,8	14/05/94	15/07/94	N	B	19,8	MOCANAL	637
37	37,0	P	1	T	V	US	S	B	0	BH	28	4	D	B	0	BH	12	2,8	29/06/93	29/09/93	B	B	27,8	LA ROSA	1004
38	62,0	P	2	T	V	US	S	B	0	BM	16	4	D	B	0	BM	20	4	29/06/93	29/09/93	B	B	27,8	TAJUVA (EL PASO)	1262
39	442,0	P	3	T	V	US	S	B	0	BH	20	3	D	1	1	PB	12	2,5	29/06/93	29/09/93	B	B	27,8	PASO DE ABAJO	1321
40	25,0	P	4	T	V	U	S	B	0	BH	9	2,5	D	B	0	BH	12,5	2,5	29/06/93	29/09/93	B	B	55,4	LAS MANCHAS (EL PASO)	575
41	34,0	P	5	T	V	U	D	1	1	PB	20	3,5	S	1	1	PB	9	4	30/06/93	29/09/93	B	B	53,8	LOS CANARIOS	671
42	0,0	P	6	T	V	U	S	1	1	BH	24	3,5	D	1	1	BH	14	3,5	30/06/93	29/09/93	B	B	53,8	LAS INDIAS	570
43	0,0	P	7	T	V	U	S	1	1	BH	12,3	3	D	1	1	BH	16	3	30/06/93	29/09/93	B	B	53,8	LOS QUEMADOS	248
44	0,0	P	8	T	V	UA	S	2	1	BH	15	3,5	D	3	1	BH	16	3,5	01/07/93	30/09/93	C	B	39,2	TIJARAFE	695

ANEXO IV

	[Rn] (Bq/m3)	I	C	D	USO	ED	H1	P1	SUB1	MATE1	DIM1	ALTH1	H2	P2	SUB2	MATE2	DIM2	ALTH2	INICIO	FIN	V1	V2	RA	POBLACION	NHPOB
45	5,0	P	9	T	V	U	S	B	0	BM	14	4	D	B	0	BM	16	4	01/07/93	30/09/93	B	B	17,7	LA PUNTA DE TIJARAFE	564
46	7,0	P	10	T	V	U	S	1	1	BH	20	4	D	1	1	BH	9	4	01/07/93	30/09/93	B	B	39,2	PUNTAGORDA	415
47	87,0	P	11	T	V	U	S	B	0	BH	20	4	D	B	0	BH	16	4	01/07/93	30/09/93	B	B	39,2	EL PINAR	991
48	11,0	P	12	T	V	US	S	1	1	BH	32	4	D	2	1	BH	20	4	01/07/93	30/09/93	B	B	17,7	SANTO DOMINGO	435
49	12,0	P	13	T	V	UA	D	1	1	BH	25	4	S	B	1	BH	16	3,8	01/07/93	30/09/93	B	B	25,6	FRANCESES	306
50	36,0	P	14	T	V	M	D	B	0	BH	25	3,5	S	B	0	BH	20	4,5	05/07/93	29/09/93	B	B	17,7	RETAMAR	1905
51	0,0	P	15	T	V	U	S	B	0	BH	16	3,5	D	B	0	BH	15	3,5	05/07/93	29/09/93	B	B	17,7	RETAMAR	1905
52	29,0	P	16	T	V	U	S	B	0	BM	16	4,5	D	B	0	BM	12	4,5	05/07/93	29/09/93	B	B	27,8	TRIANA	1662
53	19,0	P	17	T	V	US	S	B	0	BM	16	3	D	B	0	BM	16	2,8	05/07/93	29/09/93	B	B	27,8	TRIANA	1662
54	0,0	P	18	T	V	UA	S	B	1	BM	12	3,5	D	1	1	BM	24	3,8	05/07/93	29/09/93	B	B	17,7	MONTAÑA TENISCA	2064
55	0,0	P	19	T	V	UA	S	B	0	BH	12	3,5	D	B	0	BH	20	3,5	05/07/93	29/09/93	B	B	17,7	MONTAÑA TENISCA	2064
56	0,0	P	20	T	V	U	S	B	0	BM	24	4	D	B	0	BM	27	4	05/07/93	29/09/93	B	B	17,7	ARGUAL	2402
57	0,0	P	21	T	V	US	S	B	0	PB	4,5	5,5	D	B	0	PB	15	3,5	05/07/93	29/09/93	B	B	17,7	ARGUAL	2402
58	0,0	P	22	T	V	U	S	B	0	BH	30	2,8	D	B	0	BH	20	2,8	05/07/93	29/09/93	B	B	55,4	LAS MANCHAS (LOS LLANOS)	756
59	62,0	P	23	T	V	US	S	B	1	BM	20	2,9	D	B	1	BM	16	2,9	05/07/93	29/09/93	B	B	55,4	TODOQUE	976
60	4,0	P	24	T	V	UA	S	B	1	BH	4,5	2,9	D	1	0	BH	10,5	2,9	05/07/93	29/09/93	B	B	27,8	LA LAGUNA	1566
61	0,0	P	25	T	V	U	S	B	0	BM	16	3,9	D	B	0	BM	15	3,9	05/07/93	29/09/93	B	B	17,7	TAJUJA (LOS LLANOS)	536
62	0,0	P	26	T	V	U	S	1	1	BM	22,5	3,5	D	1	1	BM	10,5	3,5	05/07/93	29/09/93	B	B	27,8	TACANDE	669
63	41,0	P	27	T	V	U	S	B	0	BH	15	3,2	D	B	0	BH	12	3,2	05/07/93	29/09/93	B	B	27,8	EL PASO	1887
64	0,0	P	28	T	V	UA	S	B	0	BH	20	5	D	1	0	BH	24	3,8	06/07/93	29/09/93	B	B	17,7	PUERTO DE TAZACORTE	1492
65	54,0	P	29	T	V	U	S	B	0	BH	20	4	D	B	0	BH	20	4	06/07/93	29/09/93	B	B	17,7	TAZACORTE	3387
66	24,0	P	30	T	V	UA	S	B	0	BH	12	2,7	D	B	0	BH	16	2,7	06/07/93	29/09/93	B	B	17,7	TAZACORTE	3387
67	21,0	P	31	T	V	UA	S	1	1	PB	28,6	5,5	D	1	1	PB	11,6	5,5	06/07/93	29/09/93	B	B	17,7	TAZACORTE	3387
68	0,0	P	32	T	V	U	S	B	0	PB	12	4	D	B	0	PB	20	4	06/07/93	29/09/93	B	B	17,7	SAN BORONDON	480
69	17,0	P	33	T	V	U	S	1	1	BH	28	2,5	D	1	0	BH	20	2,5	06/07/93	29/09/93	B	B	17,7	LA COSTA	554
70	15,0	P	34	T	V	US	S	B	0	BH	10,5	3,5	D	B	0	BH	10,5	3,5	07/07/93	30/09/93	B	B	34,8	BREÑA	459
71	15,0	P	35	T	V	US	S	B	0	PB	12	4,5	D	B	0	PB	15,8	4,5	07/07/93	30/09/93	B	B	34,8	S.PEDRO DE BREÑA ALTA	1871
72	99,0	P	36	T	V	U	S	B	0	BM	20	3,5	D	B	0	BM	15	3,5	07/07/93	30/09/93	B	B	34,8	EL LLANITO	502
73	18,0	P	37	T	V	U	S	B	0	BH	20	3,5	D	B	0	BH	16	3,5	07/07/93	30/09/93	B	B	34,8	MIRANDA(BREÑA ALTA)	599
74	23,0	P	38	T	V	UA	S	B	0	BH	25	3	D	B	0	BH	15	3	07/07/93	30/09/93	B	B	34,8	SAN JOSE	582
75	17,0	P	39	T	V	U	D	1	0	BM	11,5	3,8			0				07/07/93	30/09/93	B		34,8	SAN ANTONIO	958
76	23,0	P	40	T	V	U	S	B	0	BH	12	3,5	D	B	0	BH	12	3	07/07/93	30/09/93	B	B	34,8	LA POLVACERA	580
77	161,0	P	41	T	V	U	S	B	0	BM	30	4,5	D	B	0	BM	20	3,5	07/07/93	30/09/93	B	B	34,8	BOTAZO	381
78	0,0	P	42	T	V	U	S	B	0	BM	20	3,5	D	B	0	BM	16	3,5	08/07/93	30/09/93	B	B	34,8	MONTE DE BREÑA	500
79	6,0	P	43	T	V	UA	S	B	1	L	21	3,8	D	1	0	L	17,5	3,8	08/07/93	30/09/93	B	B	34,8	EL PUEBLO (CAPITAL)	383
80	8,0	P	44	T	V	M	S	B	1	BH	15	3,5	D	B	0	BH	13,5	3	08/07/93	30/09/93	B	B	29,5	LA SABINA	533
81	13,0	P	45	T	V	US	S	B	1	BH	9	2,4	D	B	0	BH	9	2,9	08/07/93	30/09/93	B	B	29,5	MALPAISES DE ABAJO	416
82	7,0	P	46	T	V	U	S	B	1	BH	20	3	D	B	0	BM	12	3	08/07/93	30/09/93	B	B	29,5	TIGALATE	448
83	7,0	P	47	T	V	U	S	B	0	BH	12	2,9	D	B	0	BH	4,5	2,9	08/07/93	30/09/93	B	B	29,5	MONTE DE LUNA	445
84	16,0	P	48	T	V	US	S	B	0	BM	16,5	4	D	B	0	BM	20	4	09/07/93	02/09/93	B	B	36,6	LOS SAUCES	2530
85	15,0	P	49	T	V	US	S	B	1	BH	9	2,9	D	B	1	BH	9	1,9	09/07/93	02/10/93	B	B	36,6	LOS SAUCES	2530
86	25,0	P	50	T	V	U	S	B	1	BM	15	3,5	D	B	1	BM	16	3,5	09/07/93	02/10/93	B	B	35,2	EL GRANEL	635
87	14,0	P	51	T	V	US	S	B	1	BH	17,5	2,9	D	B	1	BH	15	2,9	09/07/93	02/10/93	B	B	35,2	LA GALGA	597
88	9,0	P	52	T	V	UA	S	B	0	BM	22,5	4,5	D	B	0	BM	15	4,5	09/07/93	02/10/93	B	B	36,6	S.PEDRO DE BREÑA ALTA	344

ANEXO IV

	[Rn] (Bq/m3)	I	C	D	USO	ED	H1	P1	SUB1	MATE1	DIM1	ALTH1	H2	P2	SUB2	MATE2	DIM2	ALTH2	INICIO	FIN	V1	V2	RA	POBLACION	NHPOB
89	15,0	P	53	T	V	UA	S	1	1	BM	20	3,5	D	1	1	BM	24	4	09/07/93	02/10/93	B	B	36,6	VERADA DE LAS LOMADAS	355
90	31,0	P	54	T	V	U	S	1	1	BH	24	3,5	D	1	1	BH	12	3,5	10/07/93	02/10/93	B	B	34,8	BARLOVENTO	610
91	0,0	P	55	T	V	U	S	B	0	BH	16,5	3,8	D	B	0	BH	25	3,8	10/07/93	02/10/93	B	B	36,6	LA CUESTA	440
92	22,0	P	56	T	V	U	S	B	1	BH	25	4	D	B	1	PB	9	4,5	10/07/93	02/10/93	B	B	36,6	LAS CABEZADAS	536
93	41,0	P	57	T	V	UA	S	B	0	BM	16	3,8	D	B	0	BH	6	4	12/07/93	01/10/93	B	B	35,2	CUESTA DEL LLANO DE LA CRUZ	235
94	27,0	P	58	T	V	U	S	B	1	BM	25	3,8	D	B	1	BM	20	3,8	12/07/93	01/10/93	B	B	35,2	MIRANDA(S/C DE LA PALMA)	722
95	11,0	P	59	T	V	US	S	B	1	BM	12	4	D	B	1	BM	16	4	12/07/93	01/10/93	B	B	34,8	JUAN MAYOR	225
96	0,0	P	60	T	V	US	S	B	1	PB	16	3,8	D	B	1	PB	12	3	12/07/93	01/10/93	B	B	34,8	SANTA CRUZ DE LA PALMA	14074
97	161,0	P	61	T	V	U	D	1	0	PB	16	4	S	1	0	PB	20	4	12/07/93	01/10/93	B	B	27,8	EL PASO	1887
98	21,0	P	62	T	V	UA	S	B	0	BH	12	3,5	D	B	0	BH	14	3,5	13/07/93	01/10/93	B	B	34,8	SANTA CRUZ DE LA PALMA	14074
99	3,0	P	63	T	V	UA	S	B	0	BH	24	3,1	D	B	0	BH	12,3	3,2	13/07/93	01/10/93	B	B	34,8	SANTA CRUZ DE LA PALMA	14074
100	29,0	P	64	T	V	UA	S	B	0	BM	24	2,1	D	B	0	BM	12	2,2	13/07/93	01/10/93	B	B	34,8	SANTA CRUZ DE LA PALMA	14074
101	5,0	P	65	T	V	UA	S	1	0	PB	14	3,1	D	2	0	PB	27	3,1	13/07/93	01/10/93	B	B	34,8	SANTA CRUZ DE LA PALMA	14074
102	7,0	P	66	T	V	UA	S	B	0	BM	9	3,2	D	B	0	BM	16	3,2	13/01/93	01/10/93	B	B	34,8	SANTA CRUZ DE LA PALMA	14074
103	35,0	P	67	T	V	UA	S	B	0	BM	7,5	3,9	D	B	0	BM	17,5	3,9	13/07/93	01/10/93	B	B	34,8	SANTA CRUZ DE LA PALMA	14074
104	43,0	P	68	T	V	UA	S	B	0	BH	18	3,1	D	B	0	BH	8,7	3,1	14/07/93	01/10/93	B	B	34,8	SANTA CRUZ DE LA PALMA	14074
105	28,0	P	69	T	V	UA	S	1	1	BH	8	3	D	B	0	BH	9	2,9	14/07/93	01/10/93	B	B	34,8	SANTA CRUZ DE LA PALMA	14074
106	45,0	P	70	T	V	US	S	B	0	BM	9	3	D	B	0	BM	10,5	3	14/07/93	01/10/93	B	B	34,8	SANTA CRUZ DE LA PALMA	14074
107	21,0	P	71	T	V	UA	S	B	0	BM	12,1	3,8	D	B	0	BM	24	3,8	14/07/93	01/10/93	B	B	34,8	SANTA CRUZ DE LA PALMA	14074
108	28,0	P	72	T	V	UA	S	B	0	BM	20	3	D	B	0	BM	17,5	1,8	14/07/93	01/10/93	B	B	34,8	SANTA CRUZ DE LA PALMA	14074
109	23,0	P	73	T	V	US	S	B	0	BM	10,5	1,7	D	B	0	BM	12	3,3	14/07/93	01/10/93	B	B	34,8	SANTA CRUZ DE LA PALMA	14074
110	27,0	P	74	T	V	U	S	B	0	BH	12	1,8	D	B	0	BH	25	3,8	15/07/93	29/09/93	B	B	27,8	EL PASO	1887
111	16,0	P	75	T	V	M	S	B	0	BH	10,5	1,2	D	1	0	BH	14	3,9	16/07/93	05/10/93	B	B	17,7	LOS LLANOS DE ARIDANE	3021
112	31,5	P	76	T	V	US	S	1	1	BH	20	3	D	1	1	BM	12	3	17/07/93	02/10/93	B	B	34,8	BARLOVENTO	610
113	23,0	P	77	T	V	US	S	B	0	BM	18	3,8	D	B	1	BM	20	3	18/07/93	05/10/93	B	B	17,7	LOS LLANOS DE ARIDANE	3021
114	141,0	P	78	T	V	U	S	B	0	BM	24	4,1	D	B	0	BM	10,5	4,1	19/07/93	05/10/93	B	B	17,7	LOS LLANOS DE ARIDANE	3021
115	146,0	P	79	T	V	UA	S	B	1	BM	24	3,2	D	1	1	BM	12	3,2	19/07/93	30/09/93	B	B	17,7	LOS LLANOS DE ARIDANE	3021
116	???	P	80	T	V	U	G	G	1	BH	140	2,5			0				24/03/93	27/06/93	B		34,8	SAN JOSE	582
117	98,0	P	81	T	V	U	S	B	0	BH	16	2,5	D	B	0	BH	7,5	2,5	25/03/93	27/06/93	B	B	34,8	SANTA CRUZ DE LA PALMA	14074
118	51,0	P	82	T	V	U	D	B	0	PB	70	2,5	S	B	0	PB	12	2,5	18/03/93	08/08/93	B	B	34,8	SANTA CRUZ DE LA PALMA	14074
119	196,5	P	83	T	V	U	D	B	0	BM	5,5	2,5			0				03/04/93	03/07/93	B		17,7	LOS LLANOS DE ARIDANE	3021
120	211,5	P	84	T	V	UA	D	B	0	BM	11,5	2,5			0				04/04/93	05/07/93	B		17,7	LOS LLANOS DE ARIDANE	3021
121	22,0	P	85	T	V	M	S	B	1	PB	20	2,5	D	B	1	PB	15	2,5	19/03/93	10/06/93	B	B	34,8	SANTA CRUZ DE LA PALMA	14074
122	30,0	T	1	C	V	UA	S	B	0	BM	20	3,5			0				29/01/90	01/02/90	B		61,3	SANTA CRUZ	110192
123	48,0	T	1	T	V	UA	S	B	0	BM	20	3,5			0				03/03/91	30/07/91	B		61,3	SANTA CRUZ	110192
124		T	1	T	V	UA	S	B	0	BM	20	3,5			0				29/01/90	28/04/90	B		61,3	SANTA CRUZ	110192
125	167,0	T	2	T	V	U	D	B	0	BH	7	2,5			0				28/01/90	29/04/90	B		13	LA LAGUNA	29908
126		T	2	T	V	U	D	B	0	BH	7	2,5			0				03/03/91	30/07/91	B		13	LA LAGUNA	29908
127	104,0	T	2	C	V	U	D	B	0	BH	7	2,5			0				06/02/90	09/02/90	B		13	LA LAGUNA	29908
128	53,0	T	3	C	T	U	S	G	1	BH	8	2,5			0				06/02/90	09/02/90	B		61,3	TACO	21032
129		T	3	T	T	U	S	G	1	BH	8	2,5			0				03/03/91	30/07/91	B		61,3	TACO	21032
130		T	3	T	T	U	S	G	1	BH	8	2,5			0				26/01/90	02/05/90	B		61,3	TACO	21032
131	29,0	T	4	C	V	U	D	B	0	BH	7	2,5			0				17/02/90	20/02/90	B		31,1	GÚIMAR	11106
132	37,0	T	4	T	V	U	D	B	0	BH	7	2,5			0				03/03/91	30/07/91	B		31,1	GÚIMAR	11106

ANEXO IV

	[Rn] (Bq/m3)	I	C	D	USO	ED	H1	P1	SUB1	MATE1	DIM1	ALTH1	H2	P2	SUB2	MATE2	DIM2	ALTH2	INICIO	FIN	V1	V2	RA	POBLACION	NHPOB
133		T	4	T	V	U	D	B	0	BH	7	2,5			0				28/01/90	29/04/90	B		31,1	GÜIMAR	11106
134	36,0	T	5	C	V	US	D	B	0	BH	6	2,5			0				17/02/90	20/02/90	B		12,4	PUERTO DE GÜIMAR	1095
135	43,0	T	5	T	V	US	D	B	0	BH	6	2,5			0				27/01/90	30/04/90	B		12,4	PUERTO DE GÜIMAR	1095
136		T	5	T	V	US	D	B	0	BH	6	2,5			0				03/03/91	30/07/91	B		12,4	PUERTO DE GÜIMAR	1095
137	93,0	T	6	T	V	UA	S	B	0	BH	6	2,5			0				26/01/90	30/04/90	B		61,3	VISTA BELLA	36695
138	30,0	T	6	C	V	UA	S	B	0	BH	6	2,5			0				10/03/90	13/03/90	B		61,3	VISTA BELLA	36695
139	75,0	T	7	T	V	U	D	B	0	BH	7	2,5			0				03/03/91	30/07/91	B		13	LA LAGUNA	29908
140	54,0	T	7	C	V	U	D	B	0	BH	7	2,5			0				11/03/90	14/03/90	B		13	LA LAGUNA	29908
141		T	7	T	V	U	D	B	0	BH	7	2,5			0				29/01/90	28/04/90	B		13	LA LAGUNA	29908
142		T	8	T	T	U	S	B	1	BH	4	2,5			0				03/03/91	30/07/91	B		61,3	SANTA CRUZ	110192
143	16,0	T	8	C	T	U	S	B	1	BH	4	2,5			0				12/03/90	15/03/90	B		61,3	SANTA CRUZ	110192
144		T	8	T	T	U	S	B	1	BH	4	2,5			0				29/01/90	30/04/90	B		61,3	SANTA CRUZ	110192
145	33,0	T	9	T	V	U	S	B	0	BH	40	2,5			0				03/03/91	30/07/91	B		17,7	SAN ANDRES	2849
146		T	9	T	V	U	S	B	0	BH	40	2,5			0				29/01/90	30/04/90	B		17,7	SAN ANDRES	2849
147		T	9	T	V	U	S	B	0	BH	40	2,5			0				09/03/90	13/09/90	B		17,7	SAN ANDRES	2849
148	74,0	T	10	T	V	U	S	B	0	BH	20	2,5			0				13/01/90	02/05/90	B		25,3	TABAIBA	313
149	25,0	T	11	C	V	UA	S	B	1	BH	42	2,5	G	G	1	BH	20	2,3	06/02/90	09/02/90	B		13	LA LAGUNA	29908
150		T	11	T	V	UA	S	B	1	BH	42	2,5	G	G	1	BH	20	2,3	03/04/91	29/11/91	B	B	13	LA LAGUNA	29908
151		T	11	T	V	UA	S	B	1	BH	42	2,5	G	G	1	BH	20	2,3	03/03/91	30/07/91		B	13	LA LAGUNA	29908
152	49,0	T	11	T	V	UA	S	B	1	BH	42	2,5	G	G	1	BH	20	2,3	03/03/91	30/07/91	B		13	LA LAGUNA	29908
153	34,0	T	11	C	V	UA	S	B	1	BH	42	2,5	G	G	1	BH	20	2,3	17/02/90	20/02/90	B		13	LA LAGUNA	29908
154		T	11	T	V	UA	S	B	1	BH	42	2,5	G	G	1	BH	20	2,3	19/03/93	17/06/93	B	B	13	LA LAGUNA	29908
155		T	11	T	V	UA	S	B	1	BH	42	2,5	G	G	1	BH	20	2,3	29/01/90	02/05/90	B		13	LA LAGUNA	29908
156	22,0	T	11	C	V	UA	S	B	1	BH	42	2,5	G	G	1	BH	20	2,3	10/03/90	13/03/90	B		13	LA LAGUNA	29908
157		T	12	T	V	US	G	B	0	BM	30	3,5			0				03/03/91	30/07/91	B		61,3	SANTA CRUZ	110192
158	40,0	T	12	C	V	US	G	B	0	BM	30	3,5			0				26/03/90	29/03/90	B		61,3	SANTA CRUZ	110192
159		T	12	T	V	US	G	B	0	BM	30	3,5			0				26/01/90	02/05/90	B		61,3	SANTA CRUZ	110192
160	53,0	T	13	T	V	U	S	B	1	BH	7	2,5			0				03/03/91	30/07/91	B		61,3	VISTA BELLA	36695
161		T	13	T	V	U	S	B	1	BH	7	2,5			0				29/01/90	28/04/90	B		61,3	VISTA BELLA	36695
162	13,0	T	13	C	V	U	S	B	1	BH	7	2,5			0				11/03/90	14/03/90	B		61,3	VISTA BELLA	36695
163	14,0	T	14	T	V	UA	S	B	0	BM	14	3,5			0				03/03/91	30/07/91	B		61,3	SANTA CRUZ	110192
164		T	14	T	V	UA	S	B	0	BM	14	3,5			0				29/01/90	29/04/90	B		61,3	SANTA CRUZ	110192
165	12,0	T	14	C	V	UA	S	B	0	BM	14	3,5			0				11/03/90	14/03/90	B		61,3	SANTA CRUZ	110192
166	258,0	T	15	C	V	U	S	B	0	BH	6	2,5			0				12/03/90	15/03/90	B		53,3	TEGUESTE	4039
167	173,0	T	15	T	V	U	S	B	0	BH	6	2,5			0				29/01/90	28/04/90	B		53,3	TEGUESTE	4039
168	366,0	T	16	T	V	U	S	B	0	BH	20	2,5			0				26/01/90	30/04/90	B		53,3	GUAMASA	2885
169		T	16	T	V	U	S	B	0	BH	20	2,5			0				03/03/91	30/07/91	B		53,3	GUAMASA	2885
170	20,0	T	17	C	V	US	S	B	0	BM	7	3,5			0				06/02/90	09/02/90	B		17,7	PUNTA DEL HIDALGO	1801
171	34,0	T	18	C	V	U	S	B	0	BH	36	2,5			0				06/02/90	09/02/90	B		50,1	EL GOLF	289
172	12,0	T	19	C	V	U	S	B	0	BH	6	2,5			0				05/03/90	08/03/90	B		51,5	LAS MERCEDES	590
173	27,0	T	20	C	V	UA	D	B	0	BM	9	3			0				11/02/90	14/02/90	B		36,8	ARGUAYO	543
174	76,0	T	21	C	V	UA	D	B	0	BH	7	2,5			0				11/02/90	14/02/90	B		42	SAN JUAN DEL REPARO	897
175	243,0	T	22	C	V	UA	D	B	0	BH	16	2,5			0				11/02/90	14/02/90	B		83,7	ICOD	6687
176	113,0	T	22	C	V	UA	D	B	0	BH	16	2,5			0				05/03/90	08/03/90	B		83,7	ICOD	6687

ANEXO IV

	[Rn] (Bq/m3)	I	C	D	USO	ED	H1	P1	SUB1	MATE1	DIM1	ALTH1	H2	P2	SUB2	MATE2	DIM2	ALTH2	INICIO	FIN	V1	V2	RA	POBLACION	NHPOB
177	92,0	T	23	C	V	UA	D	B	0	BM	36	2,5			0				11/02/90	14/02/90	B		17,6	SANTIAGO DEL TEIDE	302
178	870,0	T	24	C	V	UA	D	B	0	BM	12	3,5			0				11/02/90	14/02/90	B		17,6	SANTIAGO DEL TEIDE	302
179	53,0	T	25	C	V	UA	D	1	0	BH	9	2,5			0				17/02/90	20/02/90	B		67,4	FASNIA	1220
180	12,0	T	26	C	V	U	D	B	0	BM	9	2,5			0				17/02/90	20/02/90	B		40,3	SAN ISIDRO	4970
181	10,0	T	27	C	T	U	S	B	0	BH	24	3,5			0				17/02/90	20/02/90	B		89,7	GRANADILLA DE ABONA	4677
182	53,0	T	28	C	V	UA	S	B	0	BH	11	2,5			0				17/02/90	20/02/90	B		49,3	SAN MIGUEL	1754
183	56,0	T	29	C	V	UA	D	B	0	BH	16	2,5			0				17/02/90	20/02/90	B		50,6	BUZANADA	1471
184	15,0	T	30	C	T	U	S	B	1	BH	24	2,5			0				17/02/90	20/02/90	B		39,9	PLAYA DE LAS AMERICAS	1422
185	15,0	T	31	C	T	U	S	B	0	BH	96	3			0				17/02/90	20/02/90	B		104	LA ESPERANZA	2646
186	471,0	T	32	C	V	UA	S	B	0	BH	25	2,5			0				17/02/90	20/02/90	B		104	LA ESPERANZA	2646
187	1235,0	T	32	C	V	UA	S	B	0	BH	25	2,5			0				05/03/90	08/03/90	N		104	LA ESPERANZA	2646
188	13,0	T	33	C	V	U	S	B	0	BH	19	2,5			0				17/02/90	20/02/90	B		54,3	CANDELARIA	4694
189	137,0	T	34	C	V	U	S	B	0	BM	30	2,5			0				05/03/90	08/03/90	B		61,1	LA OROTAVA	14127
190	45,0	T	35	C	V	UA	S	B	0	BH	16	2,5			0				05/03/90	08/03/90	B		61,1	LA OROTAVA	14127
191	27,0	T	36	T	V	U	S	B	0	BH	50	2,5	G	G	0	BH	16	2,5	19/03/93	21/06/93	B	B	61,1	LA OROTAVA	14127
192	37,0	T	37	C	V	U	D	B	0	BH	16	2,5			0				05/03/90	08/03/90	B		61,1	LA OROTAVA	14127
193	18,0	T	38	C	T	UA	S	B	0	BM	9	3,5			0				05/03/90	08/03/90	B		40,7	LA VICTORIA	1903
194	43,0	T	39	C	T	M	S	B	1	BH	200	3,5			0				05/03/90	08/03/90	B		40,7	SANTA URSULA	2062
195	172,0	T	40	C	T	U	S	B	0	BH	24	3			0				05/03/90	08/03/90	N		61,3	LOS REALEJOS	12680
196	33,0	T	41	C	V	U	S	B	0	BM	19	3,5			0				05/03/90	08/03/90	B		50,1	TACORONTE	4226
197	324,0	T	42	T	V	U	S	B	0	BH	24	2,5			0				26/01/90	02/05/90	C		40,7	GENETO	2249
198	431,0	T	42	C	V	U	S	B	0	BH	24	2,5			0				26/03/90	30/03/90	C		40,7	GENETO	2249
199	15,0	T	43	C	V	U	D	B	0	BH	15	2,5			0				26/03/90	29/03/90	B		53,3	TEGUESTE	4039
200	37,0	T	44	C	V	U	S	1	1	BH	12	2,5			0				26/03/90	29/03/90	B		24,1	BAJAMAR	823
201	40,0	T	45	C	V	U	D	B	0	BH	9	2,5			0				01/07/90	04/07/90	B		61,1	PUERTO DE LA CRUZ	25447
202	556,0	T	46	T	V	U	D	1	0	BM	9	3			0				05/07/90	10/01/91	B		104	LA ESPERANZA	2646
203	123,0	T	47	T	V	U	D	B	0	BM	16	3,5			0				05/07/90	10/01/91	B		51,5	LAS MERCEDES	590
204	1415,0	T	48	T	V	U	S	B	0	BH	20	2,5			0				03/03/91	30/07/91	B		53,3	GUAMASA	2885
205	235,0	T	49	T	V	U	S	B	0	BH	42	2,5	S	B	0	BH	42	2,5	28/08/91	29/11/91	B		104	LA ESPERANZA	2646
206	36,0	T	50	T	V	U	S	B	0	BH	40	3	D	B	0	BH	42	3	28/08/91	29/11/91	B		61,3	VISTA BELLA	36695
207	118,5	T	51	T	V	U	S	1	0	BH	12	3,5			0				27/08/91	29/11/91	B		61,3	SANTA CRUZ	110192
208	88,0	T	52	C	V	U	S	B	0	BH	7	2,5			0				06/02/90	09/02/90	B		53,3	TEGUESTE	4039
209	281,0	T	53	T	V	UA	D	B	0	BH	25	2,5	S	B	0	BH	20	2,5	18/05/92	14/12/92	B	B	40,7	GENETO	2249
210	81,0	T	54	T	V	U	S	B	0	BH	20	2,5	D	B	0	BH	24	2,5	18/05/92	01/12/92	B	B	13	LA CUESTA	19076
211	154,0	T	55	T	V	U	S	B	0	BH	20	2,5	D	B	0	BH	20	2,5	21/05/92	03/12/92	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
212	47,0	T	56	T	V	M	D	1	0	BH	16	2,5	S	1	0	BH	16	2,5	21/05/92	03/12/92	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
213	51,0	T	57	T	V	U	D	B	0	BH	12	2,5	S	B	0	BH	14	2,5	21/05/92	13/12/92	B	B	61,1	PUERTO DE LA CRUZ	25447
214		T	58	T	T	M	S	B	0	BH	40	2,5			0				21/05/92	13/12/92	B		61,1	LA OROTAVA	14127
215	139,0	T	59	T	V	U	D	B	0	BH	16	2,5	S	B	0	BH	18	2,5	25/05/92	13/12/92	B	B	61,1	LA OROTAVA	14127
216	82,0	T	60	T	V	UA	S	B	1	BH	30	2,5			0				22/05/92	26/11/92	B		41,5	RADAZUL	2598
217	51,0	T	61	T	V	M	C	1	0	BH	12	2,5	S	1	0	BH	16	2,5	22/05/92	26/11/92	B	B	41,5	RADAZUL	2598
218	195,0	T	62	T	V	UA	S	B	0	BH	40	2,5	O	B	0	BH	8	2,5	24/05/92	26/11/92	N	N	61,1	PUERTO DE LA CRUZ	25447
219	35,0	T	63	T	V	M	S	1	0	BH	24	2,5	S	1	0	BH	20	2,5	24/05/92	18/12/92	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
220	19,0	T	64	T	V	M	D	2	0	BH	12	2,5	S	2	0	BH	24	2,5	22/05/92	17/12/92	B	B	25,3	TABAIBA	313

ANEXO IV

	[Rn] (Bq/m3)	I	C	D	USO	ED	H1	P1	SUB1	MATE1	DIM1	ALTH1	H2	P2	SUB2	MATE2	DIM2	ALTH2	INICIO	FIN	V1	V2	RA	POBLACION	NHPOB
221	475,0	T	65	T	V	U	S	B	0	BH	16	2,5			0				24/05/92	17/12/92	C		104	LA ESPERANZA	2646
222	99,0	T	66	T	V	UA	S	B	1	BH	15	2,5	G	G	1	BH	20	2,5	23/05/92	04/12/92	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
223	139,0	T	67	T	V	U	O	G	1	BH	36	2,5	S	B	1	BH	400	2,5	30/05/92	06/12/92	B	B	83,7	ICOD	6687
224	388,0	T	68	T	V	U	S	B	0	BM	16	2,5	D	B	0	BM	16	2,5	31/05/92	27/11/92	B	B	40,7	LA VICTORIA	1903
225	159,0	T	69	T	V	U	S	B	0	PB	12	2,5	D	B	0	PB	12	2,5	24/05/92	27/11/92	B	B	56,7	SAN JUAN DE LA RAMBLA	855
226	121,5	T	70	T	V	U	D	B	0	BH	12	2,5	D	B	0	BH	13	2,5	14/06/92	29/11/92	B		64,1	ARICO	590
227		T	71	T	V	UA	G	G	0	BH	13	2,5			0				25/05/92	29/11/92	B		27	OFRA	22670
228	48,0	T	72	T	V	M	S	2	0	BH	14	2,5	D	2	0	BH	15	2,5	20/05/92	03/12/92	B	B	27	OFRA	22670
229	58,5	T	73	T	V	M	D	1	0	BH	15	2,5			0				22/05/92	03/12/92	B		61,3	LOS REALEJOS	12680
230	32,0	T	74	T	V	U	S	B	0	BM	49	2,5	S	B	0	BM	64	2,5	25/05/92	22/12/92	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
231		T	74	T	V	U	S	B	0	BM	49	2,5	S	B	0	BM	64	2,5	23/05/92	30/11/92	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
232	49,0	T	76	T	V	M	D	B	0	BM	24	3	S	B	0	BM	35	3	23/05/92	28/11/92	B	B	50,4	LOS SILOS	1528
233	39,0	T	77	T	V	U	D	B	0	BH	42	2,5	S	B	0	BH	48	2,5	24/05/92	29/11/92	B	B	42	EL TANQUE	1817
234	95,0	T	78	T	V	M	D	1	0	BH	16	2,5			0				22/05/92	02/12/92	B		61,3	SANTA CRUZ	110192
235	51,0	T	79	T	V	U	D	B	0	BM	16	2,5	S	B	0	BM	17	2,5	23/05/92	16/12/92	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
236	31,0	T	80	T	V	M	S	1	0	BH	16	2,5	D	1	0	BH	18	2,5	28/05/92	13/12/92	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
237	192,0	T	81	T	V	U	S	B	0	PB	20	3	D	B	0	PB	20	3	31/05/92	13/12/92	B	B	53,3	TEGUESTE	4039
238	55,0	T	82	T	V	M	S	1	0	BH	18	2,5	S	1	0	BH	18	2,5	23/05/92	04/12/92	B	B	31,1	GUIMAR	11106
239	38,0	T	83	T	V	UA	S	B	0	BM	3,6	2,5			0				23/05/92	03/12/92	B		61,3	SANTA CRUZ	110192
240		T	84	T	V	U	G	G	0	BH	25	2,5			0				24/05/92	05/12/92	B		64,1	ARICO	590
241	91,0	T	85	T	V	M	D	1	0	BH	30	2,5			0				24/05/92	01/12/92	B		61,3	LOS REALEJOS	12680
242	63,5	T	86	T	V	UA	S	B	0	BH	15	2,5			0				23/05/92	04/12/92	B		61,3	LOS REALEJOS	12680
243	25,0	T	87	T	V	M	S	B	0	BH	30	2,5	D	B	0	BH	20	2,5	02/06/92	01/12/92	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
244	45,0	T	88	T	V	M	G	G	0	BH	12	2,5	S	B	0	BH	50	2,5	03/06/92	30/12/92	C	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
245	42,0	T	89	T	V	US	S	1	0	BH	40	2,5	D	B	0	BH	21	2,5	18/03/93	15/06/93	B	B	61,1	PUERTO DE LA CRUZ	25447
246	75,0	T	90	T	V	U	S	G	0	BM	20	2,5			0				19/03/93	19/06/93	B		55,4	SAN MIGUEL DE TAJAO	181
247	74,0	T	91	T	V	U	S	B	1	BM	12	4			0				18/03/93	18/06/93	B		40,8	CHIMICHE	834
248	86,0	T	92	T	V	U	D	B	1	BM	12	2,5	S	B	1	BM	38	2,5	19/03/93	18/06/93	B	B	83,7	ICOD	6687
249	11,0	T	93	T	V	M	S	B	1	BM	24	2,5			0				18/03/93	18/06/93	B		13	LA LAGUNA	29908
250	24,5	T	94	T	V	M	S	B	0	BH	14	2,5			0				18/03/93	18/06/93	B		61,3	SANTA CRUZ	110192
251	75,0	T	95	T	V	M	S	B	0	BH	8	2,5	D	B	0	BH	12	2,5	18/03/93	18/06/93	B	B	13	LA CUESTA	19076
252	147,0	T	96	T	V	M	S	B	0	BM	17	2,5	D	B	1	BM	7,5	2,5	18/03/93	18/06/93	B	B	13	LA LAGUNA	29908
253	133,0	T	97	T	V	U	D	B	1	BH	25	2,5	S	B	1	BH	26	2,5	20/03/93	07/06/93	B	B	61,1	PUERTO DE LA CRUZ	25447
254	185,0	T	98	T	V	UA	D	1	0	BH	16	2,5	S	B	0	BH	17	2,5	20/03/93	07/06/93	B	B	56,7	SAN JUAN DE LA RAMBLA	855
255	241,0	T	99	T	V	M	D	B	0	PB	6	2,5	S	B	0	PB	16	2,5	24/03/93	03/07/93	B	B	13	LA LAGUNA	29908
256	78,0	T	100	T	V	U	S	B	1	BH	50	3	S	1	1	BH	16	2,5	18/03/93	03/07/93	B	B	104	LA ESPERANZA	2646
257	79,0	T	101	T	V	M	S	1	0	BH	24	2,5			0				18/03/93	20/06/93	B		13	LA LAGUNA	29908
258	55,0	T	102	T	V	US	D	B	0	BH	85	2,5			0				29/03/93	21/07/93	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
259		T	103	T	T	U	S	B	0	BH	140	2,5	D	1	0	BH	21	2,5	19/03/93	27/06/93	B	B	61,3	LOS REALEJOS	12680
260	55,0	T	104	T	V	U	D	B	0	BH	11	2,5	S	B	0	BH	26	2,5	18/03/93	18/06/93	B	B	50,1	TACORONTE	4226
261	212,0	T	105	T	V	U	S	B	0	BM	14	2,5	D	B	0	BM	11	2,5	25/03/93	05/07/93	B	B	53,3	TEGUESTE	4039
262	134,0	T	106	T	V	US	S	B	1	PB	23	2,5	D	B	1	PB	6	2,5	19/03/93	31/07/93	B	B	53,3	EL PORTEZUELO	1390
263	124,0	T	107	T	V	U	D	B	0	BH	16	2,5	S	B	0	BH	15	2,5	19/03/93	31/07/93	B	B	50,6	VALLE DE SAN LORENZO	2954
264	175,0	T	108	T	V	UA	S	B	0	BM	6	3	D	B	0	BM	9	3	18/03/93	22/07/93	B	B	89,7	GRANADILLA DE ABONA	4677

ANEXO IV

	[Rn] (Bq/m3)	I	C	D	USO	ED	H1	P1	SUB1	MATE1	DIM1	ALTH1	H2	P2	SUB2	MATE2	DIM2	ALTH2	INICIO	FIN	V1	V2	RA	POBLACION	NHPOB
265		T	108	T	V	UA	S	B	0	BM	6	3	D	B	0	BM	9	3	04/12/93	28/02/94	B	B	89,7	GRANADILLA DE ABONA	4677
266	217,0	T	109	T	V	US	D	B	0	BH	12	2,5	C	B	0	BH	12	2,5	20/03/93	22/06/93	B	B	40,7	SANTA URSULA	2062
267	263,0	T	110	T	V	M	S	B	0	PB	12	2,5	D	B	0	PB	8	2,5	24/03/93	24/06/93	B	B	41,5	AÑAZA	2009
268	247,0	T	111	T	V	UA	D	B	0	BH	9	2,5	D	B	0	BH	9	2,5	20/03/93	22/06/93	B	B	50,6	VALLE DE SAN LORENZO	2954
269	247,0	T	112	T	V	U	D	B	1	BH	12	2,5			0				19/03/93	19/06/93	B		61,3	LOS REALEJOS	12680
270	251,5	T	113	T	V	UA	S	B	0	BH	32	2,5			0				19/03/93	18/06/93	B		13	LA LAGUNA	29908
271	252,0	T	114	T	V	U	O	B	1	PB	210	2	D	B	1	PB	140	2,5	19/03/93	17/06/93	C	B	42	GARACHICO	2422
272	351,0	T	115	T	V	U	D	1	1	BM	13	3,2			0				18/03/93	18/06/93	B		104	LA ESPERANZA	2646
273	242,0	T	116	T	V	U	S	1	0	BM	25	2,5			0				18/03/93	21/06/93	B		13	LA LAGUNA	29908
274	213,0	T	117	T	V	UA	G	G	1	PB	20	3	D	B	1	PB	20	4	07/04/93	28/07/93	B	B	49,3	SAN MIGUEL	1754
275	212,0	T	118	T	V	US	S	B	0	BM	6	2,5			0				20/03/93	22/06/93	B		61,3	SANTA CRUZ	110192
276	112,0	T	119	T	V	U	D	B	0	BH	12	2,5	D	B	0	BH	12	2,5	21/03/93	18/06/96	B		13	LA LAGUNA	29908
277	259,5	T	120	T	V	U	D	B	0	BM	16	2,5			0				21/03/93	21/06/93	B		49,3	SAN MIGUEL	1754
278	311,0	T	121	T	V	US	S	B	0	BH	15	2,5	D	B	0	BH	9	2,5	18/03/93	16/06/93	B	B	13	LA LAGUNA	29908
279	321,0	T	122	T	V	M	D	1	1	BH	12	2,5			0				14/04/93	04/07/93			13	LA LAGUNA	29908
280	41,0	T	123	T	V	UA	S	1	0	BH	10	2,5	D	2	0	BH	14	2,5	18/03/93	14/06/93	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
281	218,0	T	124	T	V	US	D	B	1	BM	7	3,5			0				18/03/93	06/07/93	B		61,1	LA OROTAVA	14127
282	456,0	T	125	T	V	U	S	B	0	BH	38	2,5	S	B	0	BH	12	2,5	19/03/93	25/06/93	B		50,1	TACORONTE	4226
283	211,0	T	126	T	V	U	S	1	0	BH	17	2,5			0				28/03/93	28/06/93	B		40,7	GENETO	2249
284	283,5	T	127	T	V	U	S	B	0	BM	25	2,5			0				18/03/93	16/06/93	B		61,3	SANTA CRUZ	110192
285	75,0	T	128	T	V	U	S	1	0	BM	9	3	D	1	0	BM	16	3	20/03/93	14/06/93	B	B	61,1	LA OROTAVA	14127
286	212,0	T	129	T	V	U	S	1	0	BH	30	3	D	1	0	BH	14	3	23/03/93	26/06/93	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
287	291,0	T	130	T	V	UA	S	B	0	BH	32	3	D	B	0	BH	25	3	18/03/93	22/06/93	B	B	13	LA LAGUNA	29908
288	433,0	T	131	T	V	UA	S	B	0	BM	12	2,5	D	B	0	BM	7	2,5	23/03/93	23/06/93	B	B	13	LA LAGUNA	29908
289	275,0	T	132	T	V	UA	S	1	0	BM	12	3	S	B	0	BM	13	3	19/03/93	25/06/93	B	B	50,1	TACORONTE	4226
290		T	133	T	V	U	C	B	0	BH	9	2,5	O		0	BH			22/03/93	01/06/93	B	B	61,3	TACO	21032
291	72,0	T	134	T	V	U	S	1	0	BH	12	2,7	D	1	0	BH	12	2,7	19/11/93	20/02/94	N	N	61,3	SANTA CRUZ	110192
292	73,0	T	135	T	V	US	D	B	0	BH	14	3	S	B	0	BH	11	3	19/11/93	01/03/94	N	N	13	LA LAGUNA	29908
293	8,0	T	136	T	V	M	D	2	0	BH	9	2	S	2	0	BH	15	2	19/11/93	19/02/94	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
294	71,0	T	137	T	V	UA	D	1	0	BM	9	3,5			0				23/11/93	28/02/94	N		61,3	SANTA CRUZ	110192
295	29,0	T	138	T	V	M	S	3	0	PB	18	3	D	3	0	PB	10,5	3	19/11/93	19/02/94	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
296	55,0	T	139	T	V	UA	D	B	0	PB	11	3	S	B	0	PB	13	3	19/11/93	19/02/94	B	B	61,1	PUERTO DE LA CRUZ	25447
297	222,0	T	140	T	V	U	S	B	0	BM	7	3	D	B	0	BM	10	3	19/11/93	19/02/94	B	B	13	LA LAGUNA	29908
298	49,0	T	141	T	V	M	S	2	0	BH	42	3,1	D	2	0	BH	10	3,1	20/11/93	03/02/94	B	B	61,1	PUERTO DE LA CRUZ	25447
299	58,0	T	142	T	V	U	D	1	0	BH	9	2,5	S	1	0	BH	21	2,5	19/11/93	19/02/94	N		40,7	LA VICTORIA	1903
300	48,0	T	143	T	V	U	D	B	1	BH	12	2,5	S	B	0	BH	12	2,5	20/11/93	28/02/94	B	B	61,3	LOS REALEJOS	12680
301	77,0	T	144	T	V	U	D	B	0	BH	12	2,5			0				19/11/93	19/02/94	B		13	FINCA DE ESPAÑA	2211
302	29,0	T	145	T	V	U	S	1	0	BH	10	2,9	D	1	0	BH	12	2,9	20/11/93	21/02/94	B	B	24,1	TEJINA	5741
303	38,0	T	146	T	V	M	S	B	0	BH	50	3	D	B	0	BH	16	2,3	19/11/93	19/02/94	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
304	32,0	T	147	T	V	M	D	3	0	BH	25	2,5	S	3	0	BH	40	2,5	19/11/93	19/02/94	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
305	27,0	T	148	T	V	M	D	2	0	BH	8,5	2,5	S	2	0	BH	22	2,5	19/11/93	27/02/94	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
306	26,0	T	149	T	V	U	D	1	0	BH	12	3	S	1	0	BH	12	3	19/11/93	01/03/94	B	B	61,1	PUERTO DE LA CRUZ	25447
307	17,0	T	150	T	V	M	S	3	0	BH	19	2,6	D	3	0		12	2,6	19/11/93	26/02/94	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
308	51,0	T	151	T	V	UA	S	1	0	BH	13	2,4	D	G	0	BH	11	2,8	02/12/93	02/03/94	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192

ANEXO IV

	[Rn] (Bq/m3)	I	C	D	USO	ED	H1	P1	SUB1	MATE1	DIM1	ALTH1	H2	P2	SUB2	MATE2	DIM2	ALTH2	INICIO	FIN	V1	V2	RA	POBLACION	NHPOB
309	54,0	T	152	T	V	UA	D	2	0	BM	9	4			0				30/11/93	03/03/94	N		13	LA LAGUNA	29908
310	11,0	T	153	T	V	UA	D	B	0	BM	9	2,7	S	B	0	PB	12	2,5	21/11/93	21/02/94	B	B	17,7	SAN ANDRES	2849
311	15,0	T	154	T	V	M	S	3	0	BH	16	3	D	3	0	BH	12	3	19/11/93	19/02/94	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
312	25,0	T	155	T	V	M	D	1	0	BH	10	2,4	S	1	0	BH	21	2,4	20/11/93	28/02/94	N	B	41,5	AÑAZA	2009
313	18,0	T	156	T	V	U	D	2	0	BH	32	2,5	S	1	0	BH	45	2,5	19/11/93	19/02/94	B	B	40,7	LA VICTORIA	1903
314	45,0	T	157	T	V	M	D	3	0	BH	12	2,5	S	3	0	BH	16	2,5	23/11/93	23/02/94	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
315	41,0	T	158	T	V	M	D	3	0	BH	30	2,8	S	3	0	BH	12	2,8	20/11/93	28/02/94	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
316	26,0	T	159	T	V	M	D	3	0	BH	9	2,4	S	3	0	BH	10	2,4	19/11/93	19/02/94	N	N	61,3	SANTA CRUZ	110192
317	49,0	T	160	T	V	U	D	1	0	BH	12	2,5	S	1	0	BH	16	2,5	19/11/93	18/02/94	B	B	83,7	ICOD	6687
318	39,0	T	161	T	V	M	D	3	0	BH	17	3,1	S	3	0	BH	35	3,1	26/11/93	26/02/94	B	B	83,7	ICOD	6687
319	26,0	T	162	T	V	M	D	1	0	BH	9	2,8	S	1	0	BM	9	2,8	19/11/93	26/02/94	N	N	61,1	LA OROTAVA	14127
320	22,0	T	163	T	V	M	S	2	0	BM	24	4	D	2	0	BM	7	4	18/11/93	28/02/94	B	N	61,1	PUERTO DE LA CRUZ	25447
321	81,5	T	164	T	V	M	D	3	0	BM	12	2,3	D	3	0	BM	12	2,3	18/11/93	19/02/94	N		13	LA LAGUNA	29908
322	41,0	T	165	T	V	M	S	1	0	BM	12	2,4	D	1	0	BM	8	2,4	19/11/93	19/02/94	B	N	13	LA LAGUNA	29908
323	11,0	T	166	T	V	M	D	3	0	BH	15	3	S	3	0	BH	20	3	19/11/93	26/02/94	N	N	61,3	SANTA CRUZ	110192
324	511,0	T	167	T	V	U	D	1	0	BH	12	3	S	B	0	BH	40	2,6	19/11/93	02/03/94	B	B	13	LA LAGUNA	29908
325	24,0	T	168	T	V	U	S	B	0	BM	16	2,9	D	B	0	BM	13	2,9	21/11/93	21/02/94	N	N	24,1	TEJINA	5741
326	47,0	T	169	T	V	US	D	1	0	BH	65	3	G	B	0	BH	180	2,5	19/11/93	26/02/94	N	B	53,3	TEGUESTE	4039
327	36,0	T	170	T	V	M	D	2	0	BH	10	2,7	S	1	0	BH	25	2,7	19/11/93	19/02/94	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
328	44,0	T	171	T	V	U	D	1	0	BM	16	2,5	S	B	0	BM	25	2,5	19/11/93	28/02/94	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
329	74,0	T	172	T	V	U	S	B	0	BH	49	2,8	D	1	0	BH	20	2,8	19/11/93	21/02/94	B	B	13	LA LAGUNA	29908
330	33,0	T	173	T	V	UA	S	B	0	BH	30	3	D	3	0	BH	11	3	19/11/93	26/02/94	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
331	81,0	T	174	T	V	M	S	3	0	BH	35	2,5	D	3	0	BH	15	2,5	15/11/93	25/02/94	B	N	61,3	SANTA CRUZ	110192
332	32,0	T	175	T	V	M	D	3	0	BH	23	2,5	D	3	0	BH	12	2,5	19/11/93	01/03/94	N	N	61,3	SANTA CRUZ	110192
333	9,0	T	176	T	V	M	C	3	0	BM	8	3	D	3	0	BM	6	3	20/11/93	28/03/94	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
334	35,0	T	177	T	V	M	S	1	0	L	25	2,8	D	1	0	L	7	2,8	19/11/93	25/02/94	B	B	40,7	BARRANCO GRANDE	5366
335	19,0	T	178	T	V	US	D	B	1	L	28	3,6	S	B	1	L	12	2,6	19/11/93	28/02/94	B	B	61,3	LOS REALEJOS	12680
336	93,0	T	179	T	V	M	S	3	0	BH	7	2,5	D	3	0	BH	7	2,5	20/11/93	03/03/94	B	N	61,3	SANTA CRUZ	110192
337	41,0	T	180	T	V	M	S	2	0	BH	16	3	D	2	0	BH	9	3	19/11/93	28/02/94	B	B	13	LA LAGUNA	29908
338	133,0	T	181	T	V	M	S	1	0	BH	18	2,7	D	1	0	BH	9	2,7	20/11/93	28/02/94	N	N	13	LA LAGUNA	29908
339	39,0	T	182	T	V	U	S	1	0	BH	18	2,7	D	1	0	BH	16	2,7	21/11/93	21/02/94	B	B	24,1	TEJINA	5741
340	46,0	T	183	T	V	M	D	B	0	BH	20	3	D	2	0	BH	20	3	20/11/93	20/02/94	N	B	13	LA LAGUNA	29908
341	147,0	T	184	T	V	U	D	B	0	BM	25	3,5	S	B	0	BM	45	4	19/11/93	28/03/94	N	B	50,1	TACORONTE	4226
342	13,0	T	185	T	V	M	S	2	0	BM	30	2,5	S	2	0	BM	20	2,5	19/11/93	01/03/94	N	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
343	69,0	T	186	T	V	U	S	B	0	BM	28	2,3	D	B	0	BM	7	2,3	20/11/93	04/03/94	B	B	61,1	LA OROTAVA	14127
344	41,0	T	187	T	V	US	S	B	0	L	36	3	D	B	0	L	16	3	18/11/93	18/02/94	B	N	89,7	GRANADILLA DE ABONA	4677
345	28,0	T	188	T	V	M	S	1	0	BH	21	2,5	D	1	0	BH	12	2,5	19/11/93	26/02/94	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
346	313,0	T	189	T	V	US	D	B	0	L	11	3	C	B	0	L	10	3	19/11/93	01/03/94	B	B	13	LA LAGUNA	29908
347		T	190	T	V	M	C	3	0	BH	12	2,5			0				20/11/93	26/02/94	N		13	LA LAGUNA	29908
348	52,0	T	191	T	V	U	S	1	0	BM	16	3	D	1	0	BM	16	4	19/11/93	28/02/94	B	B	40,7	SANTA URSULA	2062
349	15,0	T	192	T	V	M	S	2	0	BH	35	2,8	D	2	0	BH	16	2,8	20/11/93	26/02/94	N	N	13	LA LAGUNA	29908
350	22,0	T	193	T	V	M	D	3	0	BH	7	2,5	S	3	0	BH	30	2,5	19/11/93	26/02/94	N	N	13	LA LAGUNA	29908
351	69,0	T	194	T	V	U	D	B	1	BH	13	3,1	S	G	0	BH	28	3,1	19/11/93	19/02/94	B	B	61,3	LOS REALEJOS	12680
352	52,0	T	195	T	V	US	D	B	1	PB	20	3	C	B	0	PB	12	3	20/11/93	23/02/94	B	B	40,8	CHIMICHE	834

ANEXO IV

	[Rn] (Bq/m3)	I	C	D	USO	ED	H1	P1	SUB1	MATE1	DIM1	ALTH1	H2	P2	SUB2	MATE2	DIM2	ALTH2	INICIO	FIN	V1	V2	RA	POBLACION	NHPOB
353	159,0	T	196	T	V	U	D	B	0	BH	13	3	S	B	0	BH	6	3	18/11/93	18/02/94	N	N	51,5	LAS MERCEDES	590
354	79,0	T	197	T	V	UA	D	B	0	BH	16	2,7	S	B	0	BH	10	2,7	19/11/93	19/02/94	B	B	13	LA LAGUNA	29908
355	21,0	T	198	T	V	M	D	3	0	BH	9	2,3	S	3	0	BH	12	2,3	20/11/93	23/02/94			27	OFRA	22670
356	67,0	T	199	T	V	M	D	1	0	BM	7	3	S	B	0	BM	15	3	19/11/93	01/03/94	N	N	61,3	SANTA CRUZ	110192
357	53,0	T	200	T	V	U	D	1	0	BH	17	3	S	1	0	BH	9	3	19/11/93	19/02/94	B	B	61,3	LOS REALEJOS	12680
358	0,0	T	201	T	V	U	S	1	0	BH	20	2,8	D	1	0	BH	9	2,8	19/11/93	27/02/94	B	B	53,3	TEGUESTE	4039
359	32,0	T	202	T	V	M	D	3	0	BM	21	3,5	S	3	0	BM	25	3	19/11/93	01/03/94	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
360	47,0	T	203	T	V	U	S	B	0	L	28	4	D	B	0	BM	15	4	20/11/93	20/02/94	B	B	25,3	TABAIBA	313
361	21,0	T	204	T	V	M	S	2	0	BH	12	2,5	D	2	0	BH	13	2,5	19/11/93	27/02/94	N	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
362	31,0	T	205	T	V	UA	D	1	0	BH	16	2,9	S	B	0	PB	19	4	20/11/93	20/02/94	B	B	61,1	LA OROTAVA	14127
363	32,0	T	206	T	V	M	D	3	0	BH	16	2,5	S	3	0	BH	42	2,5	01/12/93	01/03/94	B	B	61,3	VISTA BELLA	36695
364	13,0	T	207	T	V	M	D	3	0	BM	7	2,5	S	3	0	BM	31	2,6	02/12/93	02/03/94	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
365	44,0	T	208	T	V	UA	S	1	0	BH	44	2,5	D	2	0	BH	11	2,5	02/12/93	01/03/94	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
366	25,0	T	209	T	V	M	D	2	0	BH	20	3	S	2	0	BH	45	3	02/12/93	01/03/94	N	B	61,1	LA OROTAVA	14127
367	41,0	T	210	T	V	M	S	3	0	BH	64	3	D	3	0	BH	35	3	02/12/93	01/03/94	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
368	39,0	T	211	T	V	M	S	2	0	BM	18	3	D	2	0	BM	9	3	02/12/93	02/03/94	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
369	23,0	T	212	T	V	US	S	G	0	L	15	2,8	D	B	0	L	9	3	02/12/93	28/02/94	B	B	61,3	SANTA CRUZ	110192
370	9,0	T	213	T	V	US	S	1	0	PB	30	4	D	1	0	PB	16	4	19/04/93	19/07/94	N	N	40,7	SANTA URSULA	2062
371	339,0	T	214	T	V	UA	D	1	1	BH	12	2,5			0				19/03/93	18/06/93	B		13	LA CUESTA	19076

Anexo V: Tabla de poblaciones

I	CP	POBLACION	MUNICIPIO
G	1	AGULO	AGULO
G	2	ALOJERA	VALLE HERMOSO
G	3	ARURE	VALLE GRAN REY
G	4	HERMIGUA	HERMIGUA
G	5	LA CALERA	VALLE GRAN REY
G	6	LA DAMA	VALLE HERMOSO
G	7	LAGUNA DE SANTIAGO	SAN SEBASTIAN
G	8	PLAYA DE SANTIAGO	ALAJERO
G	9	SAN SEBASTIAN	SAN SEBASTIAN
G	10	VALLE ABAJO	VALLE HERMOSO
G	11	VALLE HERMOSO	VALLE HERMOSO
G	12	VUELTAS	VALLE GRAN REY
H	1	FRONTERA	FRONTERA
H	2	TAIBIOUE	FRONTERA
H	3	GUARAZOCA	VALVERDE
H	4	ISORA	VALVERDE
H	5	MOCANAL	VALVERDE
H	6	SABINOSA	FRONTERA
H	7	SAN ANDRES	VALVERDE
H	8	VALVERDE	VALVERDE

I	CP	POBLACION	MUNICIPIO
H	9	LA RESTINGA	FRONTERA
P	1	ARGUAL	LOS LLANOS DE ARIDANE
P	2	BARLOVENTO	BARLOVENTO
P	3	BOTAZO	BREÑA ALTA
P	4	BREÑA	BREÑA ALTA
P	5	CUESTA DEL LLANO DE LA CRUZ	SANTA CRUZ DE LA PALMA
P	6	EL GRANEL	PUNTALLANA
P	7	EL LLANITO	BREÑA ALTA
P	8	EL PASO	EL PASO
P	9	EL PINAR	PUNTAGORDA
P	10	EL PUEBLO (CAPITAL)	VILLA DE MAZO
P	11	FRANCESES	GARAFIA
P	12	JUAN MAYOR	SANTA CRUZ DE LA PALMA
P	13	LA COSTA	TAZACORTE
P	14	LA CUESTA	BARLOVENTO
P	15	LA GALGA	PUNTALLANA
P	16	LA LAGUNA	LOS LLANOS DE ARIDANE
P	17	LA POLVACERA	BREÑA BAJA
P	18	LA PUNTA DE TIJARAFE	TIJARAFE
P	19	LA ROSA	EL PASO
P	20	LA SABINA	VILLA DE MAZO
P	21	LAS CABEZADAS	BARLOVENTO

I	CP	POBLACION	MUNICIPIO
P	22	LAS INDIAS	FUENCALIENTE DE LA PALMA
P	23	LAS MANCHAS (EL PASO)	EL PASO
P	24	LAS MANCHAS (LOS LLANOS)	LOS LLANOS DE ARIDANE
P	26	LOS CANARIOS	FUENCALIENTE DE LA PALMA
P	27	LOS LLANOS DE ARIDANE	LOS LLANOS DE ARIDANE
P	28	LOS OUEMADOS	FUENCALIENTE DE LA PALMA
P	29	LOS SAUCES	SAN ANDRES Y SAUCES
P	30	MALPAISES DE ABAJO	VILLA DE MAZO
P	31	MIRANDA(SANTA CRUZ DE LA PALMA)	SANTA CRUZ DE LA PALMA
P	32	MONTAÑA TENISCA	LOS LLANOS DE ARIDANE
P	33	MONTE DE BREÑA	VILLA DE MAZO
P	34	MONTE DE LUNA	VILLA DE MAZO
P	35	PASO DE ABAJO	EL PASO
P	36	PUERTO DE TAZACORTE	TAZACORTE
P	37	PUNTAGORDA	PUNTAGORDA
P	38	RETAMAR	LOS LLANOS DE ARIDANE
P	39	SAN ANDRES DE LOS SAUCES	SAN ANDRES Y SAUCES
P	40	SAN ANTONIO	BREÑA BAJA
P	41	SAN BORONDON	TAZACORTE
P	42	SAN JOSE	BREÑA BAJA
P	43	SAN PEDRO DE BREÑA ALTA	BREÑA ALTA
P	44	SANTA CRUZ DE LA PALMA	SANTA CRUZ DE LA PALMA

I	CP	POBLACION	MUNICIPIO
P	45	SANTO DOMINGO	GARAFIA
P	46	TACANDE	EL PASO
P	47	TAJUYA (EL PASO)	EL PASO
P	48	TAJUYA (LOS LLANOS)	LOS LLANOS DE ARIDANE
P	49	TAZACORTE	TAZACORTE
P	50	TIGALATE	VILLA DE MAZO
P	51	TIJARAFE	TIJARAFE
P	52	TODOOUE	LOS LLANOS DE ARIDANE
P	53	TRIANA	LOS LLANOS DE ARIDANE
P	54	VERADA DE LAS LOMADAS	SAN ANDRES Y SAUCES
P	55	MIRANDA(BREÑA ALTA)	BREÑA ALTA
T	1	ARAFO	ARAFO
T	2	ARGUAYO	SANTIAGO DEL TEIDE
T	3	ARICO	ARICO
T	4	ARONA	ARONA
T	5	BAJAMAR	LA LAGUNA
T	6	BUENAVISTA DEL NORTE	BUENAVISTA DEL NORTE
T	7	BUZANADA	ARONA
T	8	CANDELARIA	CANDELARIA
T	9	EL GOLF	TACORONTE
T	10	EL MEDANO	GRANADILLA DE ABONA
T	11	EL TANOUE	EL TANOUE

I	CP	POBLACION	MUNICIPIO
T	12	FASNIA	FASNIA
T	13	GENETO	LA LAGUNA
T	14	GUAMASA	LA LAGUNA
T	15	GUIMAR	GUIMAR
T	16	ICOD	ICOD DE LOS VINOS
T	17	LA CUESTA	LA LAGUNA
T	18	LA DEHESA	LA OROTAVA
T	19	LA ESPERANZA	EL ROSARIO
T	20	LA LAGUNA	LA LAGUNA
T	21	LA MATANZA	LA MATANZA DE ACENTEJO
T	22	LA OROTAVA	LA OROTAVA
T	23	LA VICTORIA	LA VICTORIA
T	24	LAS MERCEDES	LA LAGUNA
T	26	LOS CRISTIANOS	ARONA
T	27	LOS REALEJOS	LOS REALEJOS
T	28	LOS SILOS	LOS SILOS
T	29	OFRA	SANTA CRUZ DE TENERIFE
T	30	PLAYA DE LAS AMERICAS	ADEJE
T	31	PUERTO DE GUIMAR	GUIMAR
T	32	PUERTO DE LA CRUZ	PUERTO DE LA CRUZ
T	33	PUNTA DEL HIDALGO	LA LAGUNA
T	34	RADAZUL	EL ROSARIO

I	CP	POBLACION	MUNICIPIO
T	35	SAN ANDRES	SANTA CRUZ DE TENERIFE
T	36	SAN ISIDRO	GRANADILLA DE ABONA
T	37	SAN JUAN DE LA RAMBLA	SAN JUAN DE LA RAMBLA
T	38	SAN JUAN DEL REPARO	GARACHICO
T	39	SAN MIGUEL	SAN MIGUEL
T	40	SANTA CRUZ	SANTA CRUZ DE TENERIFE
T	41	SANTA URSULA	SANTA URSULA
T	42	SANTIAGO DEL TEIDE	SANTIAGO DEL TEIDE
T	43	TABAIBA	EL ROSARIO
T	44	TACO	LA LAGUNA
T	45	TACORONTE	TACORONTE
T	46	TEGUESTE	TEGUESTE
T	47	VISTA BELLA	SANTA CRUZ DE TENERIFE
T	48	GUIA DE ISORA	GUIA DE ISORA
T	49	SAN MIGUEL DE TAJAO	ARICO
T	50	GRANADILLA DE ABONA	GRANADILLA DE ABONA
T	51	EL PORTEZUELO	TEGUESTE
T	52	VALLE DE SAN LORENZO	ARONA
T	53	GARACHICO	GARACHICO
T	54	TEJINA	LA LAGUNA
T	55	BARRANCO GRANDE	SANTA CRUZ DE TENERIFE
T	56	CHIMICHE	GRANADILLA DE ABONA

I	CP	POBLACION	MUNICIPIO
T	57	FINCA DE ESPAÑA	LA LAGUNA
T	58	AÑAZA	SANTA CRUZ DE TENERIFE
