



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE QUÍMICA

MONITOREO DE RADON EN LA DELEGACION
GUSTAVO A. MADERO Y REVISION DE
ALGUNOS MODELOS SIMULADORES DE SU
COMPORTAMIENTO.

T E S I S
QUE PARA OBTENER EL TITULO DE
INGENIERO QUIMICO
P R E S E N T A :
JUAN CARLOS TREJO PLASCENCIA

TESIS CON
FALLA DE ORIGEN

México, D.F.

1994





Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas Tesis Digitales Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS © PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

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

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

JURADO ASIGNADO



EXAMENES PROFESIONALES
FAC. DE QUIMICA

PRESIDENTE	PROF.: MANUEL NAVARRETE TEJERO
VOCAL	PROF.: JUAN LARTIGUE GORDILLO
SECRETARIO	PROF.: TRINIDAD MARTINEZ CASTILLO
1er. SUPLENTE	PROF.: GUILLERMINA BURILLO AMEZCUA
2do. SUPLENTE	PROF.: LUIS CABRERA MOSQUEDA

SITIO DONDE SE DESARROLLO EL TEMA.

FACULTAD DE QUIMICA, EDIFICIO "D". SECCION QUIMICA NUCLEAR.

ASESOR DEL TEMA.

M. en C. TRINIDAD MARTINEZ CASTILLO

FIRMA

SUSTENTANTE.

JUAN CARLOS TREJO PLASCENCIA

FIRMA

DEDICACIONES.

El presente trabajo lo dedico a mis padres Luis Trejo Fuentes y Francisca Plascencia González por el amor, apoyo y comprensión que me han dado durante toda mi vida.

A mi hermano Luis Armando por su cariño y apoyo.

A mi esposa Alejandra Luna Sierra por su amor, apoyo y ayuda incondicionales.

AGRADECIMIENTOS.

M. en C. Trinidad Martínez C. por su confianza, paciencia, entusiasmo y atinados consejos en la dirección de esta tesis.

Todo el personal de la sección de Química Nuclear por su apoyo y ayuda en la realización de esta tesis.

Yolanda y Enrique por su ayuda desinteresada.

INDICE

CAPITULO I

	Página
Generalidades.	
1.1) Introducción	1
1.2) Objetivos	1
1.3) Alcance	2
1.4) Antecedentes	2

CAPITULO II

Modelos descriptivos del comportamiento del radón y torón en interiores de una casa habitación.	
2.1) Comportamiento del radón y torón en interiores	7
2.2) Distribución espacial del torón, radón y sus descendientes en el interior de una casa habitación	14
2.3) Modelo del comportamiento del radón en una casa habitación.	17
2.4) Velocidad de exhalación de radón para diferentes materiales de construcción.	24
2.5) Factor de equilibrio y fracción vinculada.	30

CAPITULO III

3.1) Modelado de la entrada de radón a casas habitación a través de los cimientos.	36
--	----

3.2) Relación de radio y radón con formaciones geológicas.	44
3.3) Relación entre la humedad del subsuelo y la concentración de radón	47
3.4) Transferencia de radón desde el aire hacia el agua de una casa habitación.	49

CAPITULO IV

4.1) Estimación de la concentración promedio anual a partir de Po-210 absorbido en vidrio.	54
4.2) Relación entre mediciones de concentración de radón de corto y largo término.	64
4.3) Predicción de las concentraciones anuales de radón en interiores a partir de mediciones de corto término.	71

CAPITULO V

Factores que afectan la concentración de radón.

5.1) Características de casas habitación asociadas con niveles de radiación y y concentración de descendientes del radón.	75
5.2) Variación de las concentraciones de radón con algunos parámetros meteorológicos.	77
5.3) Modelo multiplicativo.	78

CAPITULO VI

6.1) El factor urbano involucrado con la exposición a radón y el cáncer pulmonar.	94
---	----

6.2) Modificadores temporales de la interacción entre fumar y el radón.	100
6.3) Dosimetría de los descendientes del radón en el pulmón de la rata y su semejanza con la dosimetría en humanos.	103
6.4) Análisis del riesgo a la salud debido al radón ingerido.	105
6.5) Modelo dosimétrico.	111

CAPITULO VII

Terminales de video y su relación con el radón.	120
---	-----

CAPITULO VIII

Parte experimental.

8.1) Instrumento de medición.	125
8.2) Características del muestreo.	130
8.3) Control de calidad.	131
8.4) Resultados del muestreo.	136
8.5) Medidas en exteriores.	158
8.6) Características de la construcción, hábitos y costumbres de los moradores.	169
8.7) Predicción de la concentración anual promedio en interiores para la zona monitoreada.	177
8.8) Monitoreo de radiación y ambiental.	181
CONCLUSIONES	186
BIBLIOGRAFIA	188

CAPITULO I

1.-INTRODUCCION.

1.1 FINALIDAD.

Avanzar en el estudio de los gases radón y torón , mediante la revisión de modelos descriptivos de su comportamiento, para así poder obtener resultados más confiables al evaluar la concentración anual de radón en casas habitación.

1.2 OBJETIVOS.

Obtener las concentraciones en función del tiempo de los descendientes del radón y del torón en interiores.

Determinar la concentración de radón en casas habitación en una zona de la delegación Gustavo A. Madero. En base a ello obtener la concentración anual promedio.

Relacionar los hábitos y costumbres de los moradores con la concentración anual promedio del area monitoreada.

Conocer los modelos descriptivos del comportamiento del radón en casas habitación.

Establecer modelos para el cálculo de la dosis efectiva recibida por el humano , vía inhalación e ingestión, en casas habitación.

Establecer el tipo de monitoreo más adecuado para la determinación de la concentración anual promedio de radón en interiores.

1.3 ALCANCE.

Se mide la concentración de radón en el interior de 25 casas habitación de la delegación Gustavo A. Madero, esta se determina indirectamente através de la medición de la concentración de los productos de decaimiento del radón, utilizando el método de monitoreo continuo de niveles de trabajo. Estos monitoreos son de 24 horas por casa. No se calcula el factor de equilibrio entre el radón y sus descendientes y se toma el promedio reportado de 0.5. Los modelos descriptivos del comportamiento del radón no fueron desarrollados en el presente trabajo, sino que fueron seleccionados de entre los diferentes modelos existentes por su simplicidad y futura aplicabilidad para el estudio del radón en México. En general, no se utilizan los modelos descritos, para el análisis de los resultados obtenidos en los muestreos de la delegación Gustavo A. Madero, debido a que la muestra es muy pequeña.

1.4 ANTECEDENTES.

La población humana está típicamente expuesta a la radiación proveniente de diversas fuentes, ya sea internas o externas. Estas radiaciones provienen principalmente del decaimiento de los isótopos de potasio y rutenio, así como de los miembros de la familia de las cadenas de decaimiento del uranio, torio y actinio. Además dosis importantes provienen de la radiación cósmica que llega a la superficie terrestre.

La principal contribución a la dosis efectiva de la radiación natural en los humanos se debe a la inhalación de los productos de desintegración de vida corta del radón y torón. La contribución, vía inhalación, de los gases radón y sus descendientes alcanza valores superiores al 55 % de la dosis efectiva media de origen natural. Debe señalarse que esos valores dependen enormemente de la situación geográfica y modo de vida de cada individuo.

La figura 1.1 es una tabla que muestra la concentración de los radisótopos en la atmósfera libre cerca del suelo. En la tabla se observa la importancia de los descendientes del radón de vida corta en la radiación natural.

FIG.1.1 Actividad por unidad de volumen de diferentes radioisótopos cerca del suelo (UNS 82, BMU84 , PRB 90).

RADIONUCLIDO	VIDA MEDIA	ACTIVIDAD (mBq m ⁻³)
NATURAL		
³ H	12.3 años	20
¹⁴ C	5736 años	40
⁷ Be	53.6 días	1 - 7
RnD*	164 μs - 24.8 min.	1000 - 50000
²¹⁰ Pb	22.3 años	0.2 - 1
²¹⁰ Po	138.4 días	0.03 - 0.3
²¹² Pb	10.6 horas	20 - 1000
²¹² Bi	60.6 min.	10 - 700
Artificial		
¹³¹ I	8.04 días	< 0.0001 (4000**)

¹³⁷ Cs	30.1 años	0.0005 - 0.005 (4000**)
¹⁰⁶ Ru	386.2 días	0.0001 - 0.002 (2000**)

* Descendientes del radón de vida corta: Po-218, Pb-214, Bi-214, y Po-214.

** Máximos valores obtenidos en Göttingen después del accidente nuclear de Chernobyl, 2-3 de mayo de 1986.

El problema del radón fué identificado por primera vez en los mineros. Hace unos 100 años se detectaron una gran cantidad de casos de cáncer de pulmón en dichos trabajadores; 45 años después se atribuyó este problema a la alta concentración de radón, comprendida entre 10^3 y 5×10^4 Bq/ m³. Se necesitaron otros 30 años para saber que la verdadera causa no era el radón, sino la inhalación de los descendientes de vida corta del radón, Po-218, Pb-214, Bi-214 y Po-214. En una proporción elevada estos átomos radioactivos se adhieren a la superficie de los aerosoles existentes en el aire. Durante la inhalación estos aerosoles radioactivos se acumulan en los pulmones por filtración. Como consecuencia el pulmón es el órgano más afectado del cuerpo humano.

No solo en las minas se tienen altas concentraciones de radón. En algunos inmuebles se alcanzan valores cercanos a los de las minas. Por tanto, se debe asumir que la población en general

tiene un riesgo significativo de adquirir un cáncer de pulmón debido a estas irradiaciones.

Para estimar la dosis debida a los descendientes del radón y torón se debe conocer la cantidad y lugar de deposición en el pulmón de los descendientes de radón y torón inhalados. Para este calculo tres parametros relacionados con el aire son fundamentales :

- 1.- Concentración de los productos de desintegración.
- 2.- Fracción vinculada.
- 3.- Distribución de la actividad de los aerosoles radioactivos en función de su tamaño.

Los valores de estos tres parámetros dependen de una serie de procesos que tienen lugar en la atmósfera baja y en el aire de interiores. Estos son :

- 1.- Mecanismos de liberación del radón y torón, y su transporte en la tierra y en los materiales de construcción.
- 2.- Formación de aerosoles radioactivos por adhesión de los productos de desintegración.
- 3.- Deposición de los descendientes del radón y del torón sobre el suelo y superficies.
- 4.- Difusión turbulenta en la atmósfera libre e intercambio de aire en interiores.

Cuando unicamente se conocen las concentraciones de radón, deben hacerse hipótesis sobre las fracciones de equilibrio, fracción vinculada y dimensiones de las partículas y aerosoles en el aire para el cálculo de las dosis; Estos parámetros varían

notablemente en función de las condiciones medio ambientales, produciendo de esta manera modificaciones muy importantes en lugares distintos de las dosis absorbidas en el sistema respiratorio.

CAPITULO 2

MODELOS DESCRIPTIVOS DEL COMPORTAMIENTO DEL RADON Y TORON EN INTERIORES DE UNA CASA HABITACION.

2.1 Comportamiento del radón y torón en interiores.

El radón y torón son gases que se encuentran en un principio en el interior del suelo o en los materiales de construcción. Los gases entran a la atmósfera a través de los intersticios del suelo o de los materiales de construcción. La actividad que por unidad de superficie y tiempo escapa al exterior se denomina exhalación.

La contribución de otras fuentes a la concentración de estos gases nobles en la atmósfera, como son los océanos, aguas subterráneas y gas natural son despreciables frente a la contribución anterior.

El Rn se desintegra por un proceso alfa originando el Po-218. Inicialmente este no está vinculado a ninguna partícula de aerosol, y por consiguiente puede seguir cuatro procesos diferentes:

- vincularse a una partícula de aerosol;
- depositarse sobre una superficie (suelo, paredes);
- salir al exterior; o
- desintegrarse por un proceso alfa originando Pb-214.

En caso de que la partícula se vincule, los procesos que puede seguir son:

- desvincularse como consecuencia del proceso de desintegración radiactiva, debido a la energía cinética de retroceso del proceso alfa.
- depositarse sobre una superficie (suelo, pared);
- salir al exterior, o
- desintegrarse en Pb-214, pero sin llegar a desvincularse.

La figura 2.1 muestra estos posibles procesos de forma esquemática.

El proceso de vinculación se realiza en dos etapas. Cuando se ha formado un átomo de Po-218 este es un ión libre. Moléculas de vapor de agua y gases reaccionan rápidamente con el ión formando pequeñas partículas llamadas cluster ó radioisótopos no vinculados de diámetro comprendido entre 2 nm y 20 nm. Estas partículas no vinculadas tienen una alta movilidad que, entre 1 s y 100 s, se vincula a una partícula de aerosol de diámetro comprendido entre 50 nm y 500 nm. La distribución de la actividad de los descendientes del radón según su tamaño se muestra en la figura 2.2.

El proceso de deposición en interiores está gobernado por diferentes procesos físicos. La deposición en superficies es el parámetro más importante en la reducción de la concentración de los descendientes del radón y torón en interiores. Una estimación

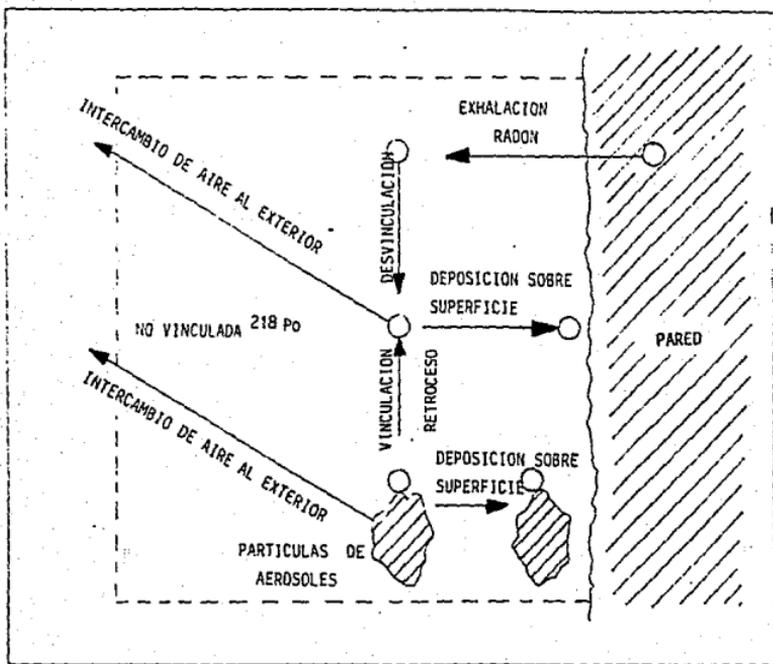


Fig. 2.1. Procesos básicos que influyen en el balance de actividad del Po-218

United Nations. Sources and biological effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the effects of atomic radiation. United Nations Publications. 1988.

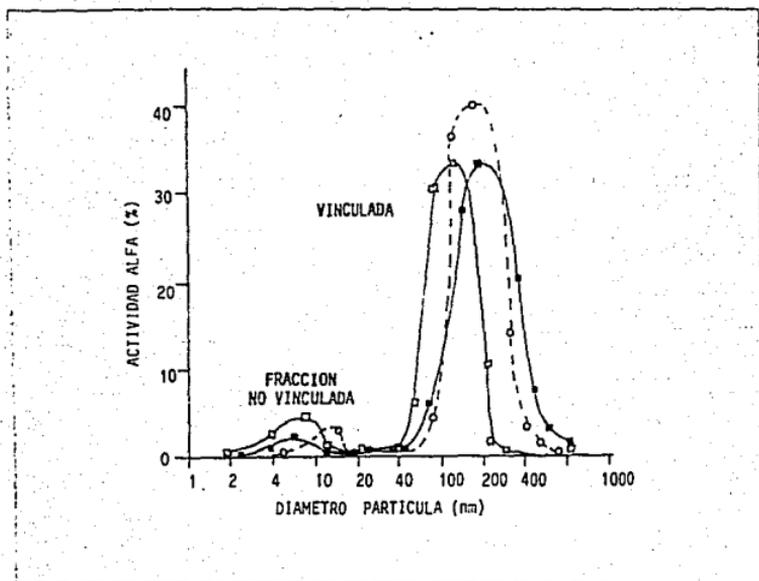


Fig. 2.2. Variación de la actividad alfa de los descendientes del radón en función del diámetro de las partículas.

George A.C. and A.J. Breslin. " The distribution of ambient radon and radon daughters in residential buildings " Natural radiation environment III . 1990.

RADON + PRODUCTOS DE DECAIMIENTO

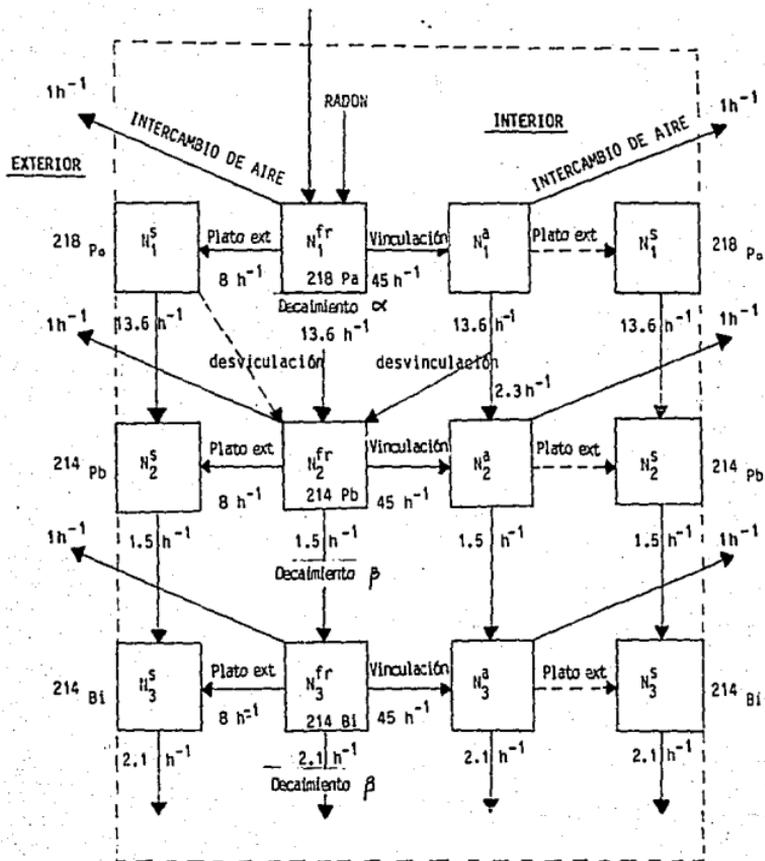


Fig. 2.4. Procesos de los descendientes del radón bajo condiciones normales.

de la velocidad de deposición para partículas vinculadas (Vg^a) y libres (Vg^f) se pueden obtener de los resultados experimentales a través de la figura 2.4, donde S es la superficie, V el volumen de la habitación, q^f y q^a la deposición fraccional de las partículas libres y vinculadas respectivamente.

Fig.2.3 Parámetros de deposición de los descendientes del radón y del torón en interiores.

AUTOR	v_g^f (m/h)	v_g^a (m/h)	S/V (m^{-1})	q^f (h^{-1})	q^a (h^{-1})
JACOBI (1972)	36	0.36	2	72	0.72
WICKE (1982)	15	0.1	2	30	0.2
KNUTSON (1983)	2	0.03	5	10	0.15
WANG (1982)	15	-	5	75	-
PORSTENDÖRFER (1984)	2	0.02	5	10	0.18

Estos procesos pueden sucederle a cualquiera de los descendientes de vida corta: Po-218, Pb-214 y Bi-214 (en equilibrio secular con el Po-214 debido a su pequeño período de desintegración), la figura 2.5 muestra un esquema simplificado de todos los procesos posibles.

De este esquema debe observarse que debido a que el Pb-214 y el Bi-214 se desintegran por un proceso beta, éstos no pueden desvincularse ya que la energía neta de retroceso en este tipo de desintegración no es suficiente.

2.2 DISTRIBUCION ESPACIAL DEL TORON , RADON Y SUS DESCENDIENTES EN EL INTERIOR DE UNA CASA HABITACION

Se sabe que el radón es el mayor contribuyente en la exposición a radioactividad recibida por las personas en el interior de una casa habitación, sin embargo poco se ha estudiado la concentración de torón en interiores. Algunos de los estudios realizados sugieren que el torón y sus descendientes contribuyen a la dosis efectiva recibida por los moradores en una cantidad comparable a la debida al radón.

Se ha visto además que el torón tiene una distribución espacial característica, ésta concentración crece exponencialmente conforme se acerca a las paredes de la habitación, sobre todo cuando se estudia la concentración en edificios, donde la fuente principal de radón son los materiales de construcción. Se tiene también que la concentración de torón no tiene una variación con la época del año, esto debido a la corta vida media del torón (56 s).

En un estudio realizado con un dosímetro discriminativo de radón - torón se encontró la siguiente regresión exponencial entre la distancia a la pared de cada dosímetro x (cm) y la concentración de torón $C_{Tn}(x)$ ($Bq\ m^{-3}$):

$$C_{Tn}(x) = 3.16 \exp(-0.048 x) \quad 0 \leq x \leq 40$$

La distribución espacial de la concentración de torón en el interior se obtuvo de una ec. de difusión de estado estacionario y

unidireccional. Se asume que el transporte de torón en la habitación puede ser aproximado como un fenómeno unidimensional. Resolviendo la ecuación unidimensional de difusión, la concentración de torón a una posición $Z(m)$ en el cuarto, $C_T(Z)$ ($Bq\ m^{-3}$), está dada por la siguiente ecuación:

$$C_T(Z) = E_T / (\lambda_T D)^{1/2} \exp(-(\lambda_T / D)^{1/2} Z)$$

donde E_T ($Bq\ m^{-2}\ s^{-1}$) es la velocidad de exhalación por unidad de superficie de la pared, D ($m^2\ s^{-1}$) es el coeficiente de difusión y λ_T (s^{-1}) es la constante de decaimiento del torón.

De las ecuaciones anteriores el coeficiente de difusión del torón se estimó en 5.4×10^{-4} el cual es casi 45 veces mayor que el coeficiente del radón (1.2×10^{-5}). Este resultado sugiere que el torón se dispersa por el interior de la habitación no solo por difusión molecular sino por medio de diferentes fuerzas impulsoras (convección, infiltración). El valor para E_T calculado fué de 0.819.

El decremento exponencial de la concentración de torón implica que su valor en la zona de respiración es pequeño, pero la mayor contribución a la dosis efectiva se encuentra en el producto de decaimiento del torón Bi-212. Esto sugiere que no se puede asumir un factor de equilibrio entre el torón y sus hijos. Por esto para estimar la dosis efectiva debida al torón y sus productos de decaimiento, las concentraciones de los productos de decaimiento del torón en la zona de respiración deben ser investigadas.

El comportamiento del radón, torón y sus respectivos productos de decaimiento debenser afectados en forma diferente por la variación en las condiciones ambientales. Por ejemplo , el flujo turbulento de aire aumenta la convección de estos radionúclidos, y las condiciones de los aerosoles afectan la fracción de partículas vinculadas y no vinculadas de los productos de decaimiento. Estos modificadores ambientales regulan la frecuencia e intensidad de las variaciones dependientes del tiempo tanto para las concentraciones del radón como para el torón, y pueden representarun error significativo en las mediciones dosimétricas integradas en el tiempo.

De lo anterior se puede concluir que la concentración interior de torón tiene una distribución espacial,incrementandose exponencialmente al acercarse a las paredes. Dado que la presencia de torón no es detectada por las mediciones convencionales de radón, se debe dar una mayor atención al torón y a sus productos de decaimiento.

2.3 MODELO DEL COMPORTAMIENTO DE RADON EN UNA CASA HABITACION

Un modelo del tipo descrito por Jacobi es adaptado a condiciones de aire interior para describir el comportamiento de radón y sus productos de decaimiento en una casa habitación.

De ser comprobada la validez del modelo presente, puede ser utilizado para optimizar el funcionamiento de sistemas reductores de la concentración de productos de decaimiento. A continuación se describe el modelo y se comparan los resultados obtenidos con valores experimentales.

Modelo:

El modelo es del tipo descrito por Jacobi, donde las actividades se asumen homogéneas. Este modelo incluye una parte central y algunos modelos secundarios:

En la parte central la actividad de cada uno de los productos de decaimiento por unidad de volumen es calculada mediante un balance de pérdidas y ganancias de actividad por diferentes procesos: decremento de la radioactividad del radón y sus productos de decaimiento, velocidad de ventilación, deposición sobre superficies, vinculación a partículas suspendidas en el aire y posibilidad de retroceso después de la vinculación. Cada proceso es caracterizado por un parámetro λ que se considera constante en el tiempo y el espacio. En estado estacionario el balance de los procesos puede ser usado para determinar las actividades del radón y de sus productos de decaimiento, ya sea en forma de átomos libres (Ec. 1) ó como partículas vinculadas (Ec. 2):

$$A_i^L = \frac{\lambda_v A_{i-1}^L + \lambda_i A_{i-1}^L + \lambda_i A_{i-1}^D P_{i-1}}{(\lambda_i + \lambda_v + \lambda_{da})} \quad (1)$$

$$A_{ia} = \frac{\lambda_v A_{iex}^a + \lambda_i A_{i-1}^a - \lambda_i A_{i-1}^a p_{i-1} + \lambda_a A_{i-1}^l}{(\lambda_i + \lambda_v + \lambda_{da})} \quad (2)$$

en donde A_i^l , A_i^a y A_{iex}^l , A_{iex}^a son las actividades de las especies i , que pueden ser partículas vinculadas o no vinculadas, respectivamente dentro de la habitación o fuera de ella (ex) ($Bq \cdot m^{-3}$), λ_v es la velocidad de ventilación (h^{-1}), λ_a es la velocidad de vinculación de las partículas (h^{-1}), λ_{dl} y λ_{da} son las velocidades de deposición sobre superficies de los productos de decaimiento (h^{-1}) ya sea libres ó vinculadas respectivamente, y p_i es la posibilidad de retroceso de los productos de decaimiento i .

Algunos valores extras son calculados a partir de estas actividades obtenidas: Concentración de la Energía Potencial Alfa (PAEC) debida a los productos de decaimiento, factor de equilibrio (F), fracción libre de los productos de decaimiento en términos de átomos (f_i) ó en términos de PAEC (f_E), la actividad depositada en las superficies.

En los modelos secundarios, los valores son determinados excepto en algunos casos donde los valores son tomados de la literatura (vidas medias del radón y sus productos de decaimiento, así como la posibilidad de desvincularse después de haber estado vinculado p_i). Si la velocidad de vinculación a partículas suspendidas y las velocidades de deposición sobre superficies dependen de la habitación en estudio y no pueden ser medidas directamente, son calculadas a partir de diferentes datos experimentales, este es el caso del término A_0 que es la actividad del gas radón por unidad de volumen :

$$A_o = \frac{\lambda_v A_{oex} + ((S_s e_{os} + S_m e_{om}) / V)}{(\lambda_o + \lambda_v)} \quad (3)$$

en donde A_{oex} es la actividad del radón en el exterior, e_{os} y e_{om} son las velocidades de exhalación del radón (Bq. $m^2 h^{-1}$) respectivamente del suelo y de los materiales de construcción, S_s y S_m son las superficies del suelo y las paredes respectivamente en metros cuadrados, y V es el volumen de la habitación en metros cúbicos.

La velocidad de vinculación λ_a es la misma para los tres productos de decaimiento, y para un aerosol polidisperso con una distribución de tamaño conocida se expresa como :

$$\lambda_a = \int_0^\infty \beta(d) N(d) d(d) \quad (4)$$

donde $\beta(d)$ es el coeficiente de vinculación calculado para cada uno de los diámetros de partícula y $N(d)$ es la concentración para las partículas de tamaño d , dado en partículas por centímetro cúbico.

En el cálculo de las velocidades de deposición λ_{dl} y λ_{da} de los productos de decaimiento vinculados y no vinculados respectivamente, solo se considera la geometría de la habitación ; por falta de valores experimentales los valores fueron obtenidos de la literatura.

En el modelo descrito los parámetros λ son datos alimentados, y los datos calculados son: PAEC, F, fe. La actividad del radón calculada podría ser también un parámetro alimentado si se utiliza para el cálculo de la dosis efectiva recibida por los humanos.

Para realizar cálculos simulando el comportamiento del radón en edificios, el modelo puede incluir varias habitaciones, cada una descrita de la forma como ha sido presentada, tan solo agregando términos que representen al flujo de aire entre elementos sucesivos. En el modelo esto se expresa agregando términos de pérdida y ganancia de radón debido a el flujo de aire para cada volumen. Esto puede ser usado para obtener una dosis global interna. Las actividades son calculadas de forma un tanto diferente.

A continuación se intenta comparar algunos resultados obtenidos con el modelo con resultados experimentales, esta comparación se realiza en tres fases:

- parte de los datos experimentales son utilizados como datos de entrada al modelo para obtener los parámetros del modelo (valores de λ);

- después el modelo utiliza estos parámetros para el cálculo de la información de salida (actividades);

- estas actividades obtenidas son comparadas con los valores experimentales para saber lo acertado de la predicción realizada.

Las cantidades calculadas y las medidas se comparan en las figuras 2.6 y 2.7 donde L, l y h son la longitud, ancho, y altura de la habitación y Nt es la concentración total de partículas suspendidas en el aire por cm^3 ; las notas indican: * datos representativos se utilizan por falta de datos medidos, (a) el radio se calcula utilizando el valor central del intervalo; las columnas 2 y 3 de las cantidades calculadas corresponden a un cambio de uno de los parámetros (valor nuevo indicado en la nota).

Fig. 2.6. Comparación de resultados teóricos y experimentales.

DATOS MEDIDOS				PARAMETROS ALIMENTADOS			
$A_{o_{ex}}$ (Bqm ⁻³)	160	$e_{o_{a}}$ (Bqm ⁻² h ⁻¹)	453	A_o (Bqm ⁻³)	424	λ_{dl} (h ⁻¹)	171.9
L(m)	3.8	e_{o_v} (Bqm ⁻² h ⁻¹)	41.58				
l(m)	2.1	N_i (cm ⁻³)	5000	λ_v (h ⁻¹)	1	λ_{da} (h ⁻¹)	0.09
h(m)	2.2	d_m (μm)	0.1				
λ_v (h ⁻¹)	1	$A_{l_{ex}}$ (Bqm ⁻³)	0	λ_a (h ⁻¹)	21.3	ρ_l	0.83

CANTIDADES	CALCULADAS			EXPERIM.	RELACION	EXP/CAL.	
	(1)	(2)	(3)		(1)	(2)	(3)
A_o (Bqm ⁻³)	424	685	2637	1000-1200	2.6	1.6	0.42
PAEC libre (μJm ⁻³)	0.017	0,028	0.1	-	-	-	-
PEAC vinculada (μJm ⁻³)	0.057	0.11	0.54	0.3-1.35	11	5.9	1.3
f_l	0.40	0.40	0.39	-	-	-	-
f_e (%)	23	20	17	13%	0.6	0.65	0.76
F	0.03	0.04	0.04	0.1 - 0.15	10	7.5	7.5

La relación entre los valores calculados y los medidos es generalmente menor de diez lo cual muestra similitud entre los resultados obtenidos con el modelo y las medidas, sin embargo se debe subrayar lo siguiente:

la actividad de radón gaseoso (A_o) parece ser pequeña, pero si se cambia la ventilación por un factor de diez o menos, lo cual corresponde a la incertidumbre en el valor utilizado, el valor observado en campo cae junto con el intervalo de incertidumbre para las actividades calculadas.

Fig. 2.7. Comparación entre resultados teóricos y experimentales.

DATOS MEDIDOS				PARAMETROS ALIMENTADOS			
$A_{o_{ex}}$ (Bqm^{-3})	160	e_{o_s} ($Bqm^{-3}h^{-1}$)	39	A_o (Bqm^{-3})	224	λ_{dt} (h^{-1})	149.5
L(m)	3.7	e_{o_v} ($Bqm^{-3}h^{-1}$)	41.58				
l(m)	3.3	N_t (cm^{-3})	5000	λ_v (h^{-1})	1	λ_{da} (h^{-1})	0.07
h(m)	2.15	d_m (μm)	0.1				
λ_v (h^{-1})	1	A_{lex} (Bqm^{-3})	0	λ_a (h^{-1})	21.35	p_t	0.83

CANTIDADES	CALCULADAS			EXPERIM.	RELACION EXP/CAL.		
	(1)	(2)	(3)		(1)	(2)	(3)
A_o (Bqm^{-3})	224	287	760	200-400	1.33	1.04	0.39
PAEC libre (μJm^{-3})	0.01	0.013	0.036	-	-	-	-
PAEC vinculada (μJm^{-3})	0.035	0.056	0.18	-	-	-	-
f_t	0.40	0.40	0.39	-	-	-	-
f_k (%)	23	19	16	13	0.56	0.7	0.81
F	0.04	0.04	0.05	0.1-0.5	7.5	7.5	6

La PAEC calculada es menor que la medida, lo cual tiene el mismo efecto en los factores de equilibrio F. La observación de estos valores indica que se sobreestiman las pérdidas por deposición en superficies. La diferencia disminuye, si es usado un valor pequeño para la velocidad de deposición de los productos

de decaimiento libres ($\lambda_{dl} = 50 \text{ h}^{-1}$) tomado de la literatura y se asume que es más representativo del aire interior: La velocidad de deposición dada para el cálculo de λ_{dl} parece ser inapropiada en este caso. Similarmente, al incrementar la concentración de aerosol en un rango de valores usuales la velocidad de vinculación λ_a aumenta y la PAEC aumenta más allá de la medida. Esto es dado que la concentración de los hijos del radón es mayor y las pérdidas por deposición de los productos de decaimiento vinculados es muy pequeña comparada con las pérdidas por deposición de los hijos libres.

Comparando las cantidades calculadas con las medidas en una habitación, encontramos que el modelo es consistente y que es importante el determinar la velocidad de deposición de productos de decaimiento libres, de forma tan precisa como sea posible. También se debe tener especial cuidado en la medida de la distribución de tamaño de las partículas de aerosol utilizadas para calcular la velocidad de deposición de las partículas.

2.4 VELOCIDADES DE EXHALACION DE RADON PARA DIFERENTES MATERIALES DE CONSTRUCCION

En esta sección se revisa un estudio realizado para determinar las velocidades de exhalación de radón para diferentes materiales de construcción, esto con el fin de poder determinar la concentración máxima de radón en interiores, sin necesidad de realizar monitoreos in situ, los cuales consumen mucho tiempo y recursos tanto económicos como humanos.

A pesar de que la infiltración de radón proveniente del subsuelo es generalmente la principal fuente de radón, su efecto queda limitado a la planta baja de las construcciones, por lo que en niveles superiores, los ocupantes están expuestos a radón principalmente debido a radiación proveniente de los materiales de construcción.

Los resultados obtenidos por este método pueden ser utilizados para calcular la máxima concentración a la que se está expuesto en interiores, esto de una forma más económica.

Teoría:

La velocidad de cambio de la concentración de radón en interiores puede ser descrita como :

$$\frac{dx(t)}{dt} = \frac{ES}{V} + \frac{A}{V} + X_i \lambda_v - X(t) (\lambda + \lambda_v) \quad (1)$$

donde :

$X(t)$ = Concentración de radón interior en un tiempo t ($Bq\ m^{-3}$);

E = Velocidad de exhalación de radón por unidad de área ($Bq\ m^{-2}\ h^{-1}$);

S = Superficie de exhalación del radón (m^2);

V = Volumen interior (m^3);

X_i = Concentración exterior de radón (Bq m⁻³);

λ_v = Velocidad de intercambio de aire (h⁻¹);

A = Otras fuentes de radón (Bq h⁻¹); y

λ = Constante de decaimiento de radón (h⁻¹)

Algo del radón acumulado en el cuarto es resultado de la infiltración a través de fracturas y uniones presentes en el suelo ó en las paredes, esto se incluye en el término A . En pisos superiores a la planta baja, este término se elimina, debido a que la principal fuente de radón son los materiales de construcción.

En condiciones de equilibrio la ecuación (1) puede ser simplificada así :

$$X(t) = \frac{E S + X_i \lambda_v}{\lambda + \lambda_v} \quad (2)$$

Es evidente que las principales variables que influyen en la concentración de radón en interiores son: la velocidad de exhalación (E) y la constante de velocidad de intercambio de aire (λ_v) . Es por lo tanto posible predecir la concentración de radón en interiores midiendo estos dos parámetros, E y λ_v .

Sin embargo el análisis de los factores que afectan la velocidad de exhalación es complicado. Estos factores incluyen características geológicas, contenido de radio, tratamiento dado a las superficies de los materiales de construcción utilizados, tipo de construcción e inclusive condiciones meteorológicas. La constante de velocidad de intercambio de aire depende de la frecuencia en el abrir de ventanas y puertas , de la velocidad misma del aire, de las condiciones meteorológicas así como del diseño de la construcción.

Para estimar la concentración máxima de radón en una habitación cerrada, se da un valor de $\lambda_v = 0.05 \text{ h}^{-1}$, el cual es un valor muy bajo para la ventilación.

De esta forma la ecuación (2) puede ser simplificada aún más como:

$$X = \frac{E \times S}{V(\lambda + .05)} \quad (3)$$

La concentración máxima de radón en interiores puede ser entonces estimada mediante la medición de E, S y V.

Para la medición de E, se considera un bloque de ancho L conteniendo una concentración uniforme de Ra^{220} , y además, las concentraciones arriba y abajo del bloque se mantienen en C_t y C_b , respectivamente. En estado estacionario, el área de velocidad de exhalación de radón a partir de la superficie del bloque a $Z=L$ es:

$$E = \epsilon \lambda l \left(\frac{\phi \cosh(L/l) - 1}{\lambda \sinh(L/l)} + \frac{C_s}{\sinh(L/l)} - \frac{C_r \cosh(L/l)}{\sinh(L/l)} \right) \quad (4)$$

donde:

ϵ = porosidad, ratio del volumen de los poros al volumen total del material;

λ = constante de decaimiento del radón, $2.1 \times 10^{-6} \text{ s}^{-1}$;

l = longitud de difusión del radón en el bloque;

ϕ = velocidad de producción del radón Bq m^{-3} ;

C_s = concentración del radón a $z=0$;

C_r = concentración del radón a $z=L$;

L = longitud en el bloque;

\sinh y \cosh se refieren a seno y coseno hiperbólicos.

De la ec. (4), es posible ver que la velocidad de exhalación de radón desde la superficie del bloque es proporcional a la porosidad del medio, la longitud de difusión del radón, y la constante de decaimiento del radón. Los tres términos en paréntesis en la ec. 4 indican que la velocidad de producción de radón y la concentración de radón debajo del bloque incrementarán la velocidad de exhalación superficial.

Desarrollo experimental:

Si una taza invertida se pone sobre la superficie del material de construcción, el cambio de concentración en función del tiempo $X(t)$ será:

$$\frac{dX(t)}{dt} = \frac{S \times E(t)}{V} - \lambda X(t) \quad (6)$$

donde :

S = abertura de la taza (m^2)

V = volumen de la taza (m^3)

λ = constante de decaimiento (h^{-1})

y los materiales alcanzarán el equilibrio a las 60 horas. Se puede calcular $E(t)$ reescribiendo la eq. (6) :

$$E(t) = \frac{V}{S} \left(\frac{x(t_{i+1}) - x(t_i) + \lambda x(t_{i+1})}{(t_{i+1} - t_i)} \right) \quad (7)$$

La velocidad de exhalación de radón desde diversas superficies de materiales de construcción puede ser obtenida mediante la ecuación 6, sin embargo en una construcción, diversos materiales

están implicados; por lo que la velocidad de exhalación para cada material debe ser considerada. La concentración máxima de radón en un cuarto cerrado puede ser calculada como sigue :

$$X_m = \frac{\sum_i E_i \times S_i}{V(\lambda + .05)}$$

E_i = velocidad de exhalación por unidad de área del material i ;

S_i = Superficie del material i ésimo;

V = Volumen interior ;

X_m = concentración máxima de radón en un cuarto cerrado.

Resultados y conclusiones .

En la Fig. 2.8 se muestran los resultados obtenidos para las velocidades de exhalación para diversos materiales de construcción, donde se incluye la actividad específica promedio debida a los radionúclidos tales como los de la serie del uranio , torio, y ^{40}K .

En general la velocidad de exhalación fué baja debido a que las muestras de material fueron delgadas y además, en algunos de ellos la superficie había sido tratada con adhesivos u otros recubrimientos. En la fig. 2.8 se aprecia que pese a que algunos materiales tienen similitud en cuanto a su contenido de uranio y composición, existen diferencias apreciables en cuanto a su velocidad de exhalación. Esto es debido posiblemente al diferente tratamiento dado a las superficies externas.

Al parecer no existe relación alguna entre el contenido de uranio en los materiales y la velocidad de exhalación de radón.

Del estudio realizado se observa que la velocidad de exhalación puede ser utilizada para estimar la concentración máxima de radón debida a diferentes materiales de construcción, y así evitar la utilización de recursos excesivos para la realización de monitoreos in situ.

Fig. 2.B. Velocidad de exhalación de radón y actividad específica media para diferentes materiales de construcción.

NOMBRE	ACTIVIDAD ESPECIFICA (Bq kg ⁻¹)			VELOCIDAD DE EXHALACION (10 ⁻⁴ Bq m ² s ⁻²)
	URANIO	TORIO	K ⁴⁰	
MARMOL	1.4	-	-	0.06-0.10
LADRILLO ROJO	62	62	830	0.06-0.13
LADRILLO DE CUARZZO	270	131	588	0.10-0.25
LADRILLO DE BARRO	134	83	645	0.13-0.19
ASBALTO	37	59	790	0.10-0.27
PIEDRA MEGRA	28	29	90	0.10-0.18
PIEDRA ARTIFICIAL	103	84	605	0.15-0.24
LOZA DE CONCRETO	26	30	408	0.60-1.6
GRANITO	53	68	1084	0.21-28.5

2.5 FACTOR DE EQUILIBRIO Y FRACCION VINCULADA.

Para un átomo de un descendiente j se define la energía potencial alfa E_{pj} como la suma de la energías alfa emitida en la desintegración de dicho átomo hasta alcanzar el Pb-210 o el Pb-208. La energía potencial alfa es 19.2 MeV para el radón y 20.9 MeV para el torón. La energía potencial alfa de todos los átomos del descendiente j con una constante de desintegración λ_j y con una actividad A_j es $A_j \cdot E_{pj} / \lambda_j$. La energía potencial alfa por unidad de volumen de una mezcla de descendientes de radón ó torón en el aire, es la suma de la energía potencial alfa de todos los átomos presentes de los descendientes por unidad de volumen de aire. La suma de la energía potencial alfa por unidad de volumen de los descendientes con una actividad por unidad de volumen de C_j en el aire es :

$$C_p = \sum_j C_{pj} \quad (2.1)$$

En unidades del SI se mide en J/m^3 y en unidades antiguas en WL.

1 WL = $2.08 \times 10^{-5} J/m^3$ que corresponde a la concentración de energía potencial alfa de los descendientes de vida corta en equilibrio con el radón a una actividad de $3700 Bq/m^3$ y para el torón de $275 Bq/m^3$.

La figura 2.9 es una tabla donde se muestra la energía potencial alfa por átomo y por Bq de actividad de los descendientes de vida corta del radón y torón.

Fig. 2.9 Energía potencial alfa por átomo y por Bq de actividad de los descendientes de vida corta del radón y torón.

RADIONUCLIDO	j	VIDA MEDIA	ENERGIA POTENCIAL ALFA				
			POR UN ATOMO (Epj)		POR UN Bq (Epj/λj)		kpj
			MeV	10 ⁻¹² J	MeV	10 ⁻¹⁰ J	
²²² Rn	0	3.28 d	19.2	3.07	9.2x10 ⁶	1470	-
²¹⁸ Po	1	3.05 min.	13.7	2.19	3620	5.79	0.105
²¹⁴ Pb	2	26.8 min.	7.7	1.23	17800	28.6	0.516
²¹⁴ Bi	3	19.7 min.	7.7	1.23	13100	21.0	0.376
²¹⁴ Po	4	164 s	7.7	1.23	2x10 ⁻³	2.9x10 ⁻⁶	6x10 ⁻⁸
²²⁰ Rn	0	55.6 s	20.9	3.34	1660	2.65	-
²¹⁶ Po	1	0.15 s	14.6	2.34	3.32	5.3x10 ⁻³	7x10 ⁻⁶
²¹² Pb	2	10.6 h	7.8	1.25	4.3x10 ⁻⁵	691	0.913
²¹² Bi	3	60.6 min.	7.8	1.25	4.1x10 ⁻⁴	65.6	0.087
²¹² Po	4	304 ns	8.8	1.41	3.9x10 ⁻⁶	6.2x10 ⁻⁹	8.1x10 ⁻¹³

La energía potencial alfa por unidad de volumen C_p de una mezcla de descendientes en el aire se puede expresar en términos de equilibrio equivalente por unidad de volumen C_{eq} de su progenitor, ya sea radón o torón. La C_{eq} de una mezcla de descendientes que no está en equilibrio es la actividad por unidad de volumen de radón o torón en equilibrio radioactivo con sus

descendientes, con el valor de energía potencial por unidad de volumen de los descendientes cuando no están en equilibrio.

Esta definición lleva a las siguientes expresiones:

$$C_{\text{eq}} = \sum_j K_{pj} \cdot C_j \quad (2.2)$$

con

$$K_{pj} = \frac{E_{pj} \cdot \lambda_j}{\sum_j \frac{E_{pj}}{\lambda_j}} \quad (2.3)$$

Para el radón la expresión con valores numéricos es :

$$C_{\text{eq}} (\text{Bq/m}^3) = 0.105 \times C_1 + 0.506 \times C_2 + 0.379 \times C_3 \quad (2.4)$$

y para el torón queda :

$$C_{\text{eq}} (\text{Bq/m}^3) = 7.1 \times 10^{-5} \times C_1 + 0.913 \times C_2 + 0.087 \times C_3 \quad (2.5)$$

C_j es la actividad por unidad de volumen de los descendientes en Bq/m^3 .

La relación entre la concentración de los descendientes C_j y la concentración de radón o torón se puede expresar introduciendo el grado de equilibrio del radioisótopo j :

$$K_j = \frac{C_j}{C_0} \quad (2.6)$$

se define el factor de equilibrio F como la relación entre C_{eq} y la actividad por unidad de volumen C_o del radón o del torón :

$$F = \frac{C_{eq}}{C_o} \quad (2.7)$$

Este factor caracteriza el desequilibrio entre la mezcla de descendientes y su progenitor en términos de energía potencial alfa.

Otra magnitud importante en el campo del radón es la fracción no vinculada del descendiente j C_j^f/C_j , que define la fracción entre la actividad del descendiente no vinculado y su actividad total. En la dosimetría del radón, la fracción no vinculada f_p se define como :

$$f_p = \frac{C_{eq}^f}{C_{eq}} \quad (2.8)$$

De forma similar se define la fracción vinculada f_a como la relación entre la concentración en equilibrio equivalente y la total.

La figura 2.10 muestra el factor de equilibrio y la fracción no vinculada para los descendientes del radón en casas, en función de la vinculación promedio X y de la concentración de aerosoles. En el gráfico, "v" se refiere a la ventilación, "e" a las partículas de radón que entran en la casa y R el factor de retroceso de la desintegración alfa.

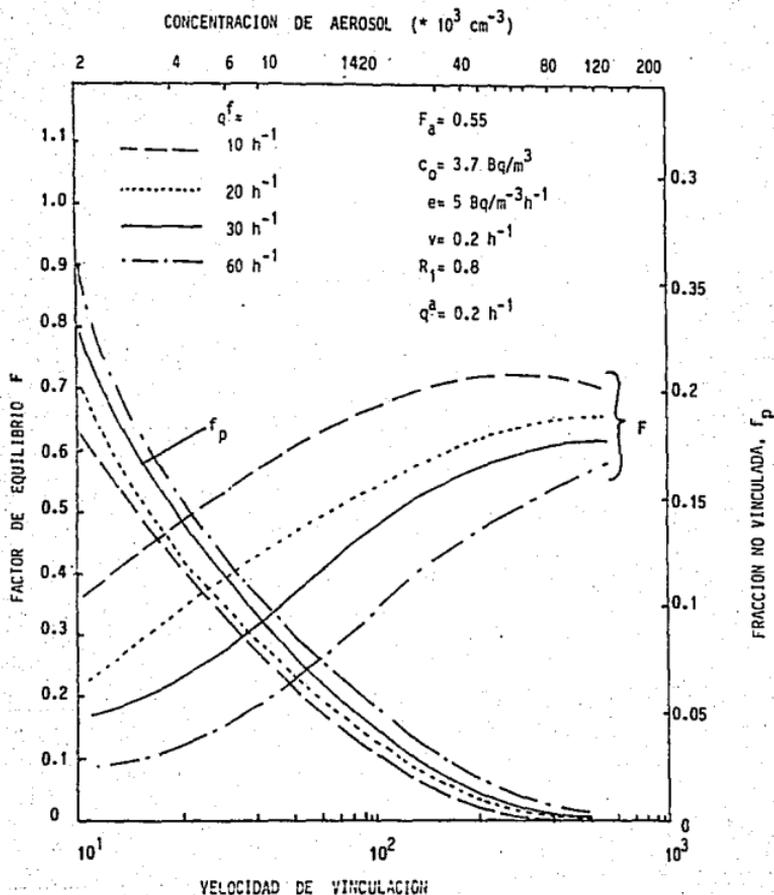


Fig. 2,10 Factor de equilibrio y fracción vinculada de los descendientes del radón.

Porstendorfer, J. "Properties and behaviour of radon and thoron and their decay products in the air". Fifth international symposium of natural radiation environment. Universität Göttingen, 1991.

Para la estimación de la dosis, la concentración de los descendientes del radón y de su grado de vinculación son valores esenciales. El motivo de introducir el factor de equilibrio y la fracción no vinculada se debe a que la mayoría de los sistemas de medida son integradores, en razón de su bajo precio, y debido a que solo pueden medir cantidades de radón y/o torón, la estimación de la dosis con esta medida se hace adoptando unos valores de estos parámetros que se encuentran en tablas.

CAPITULO III

3.1 MODELADO DE LA ENTRADA DE RADON A CASAS HABITACION A TRAVES DE LOS CIMIENTOS

En casas habitación donde se tienen altas concentraciones de radón, generalmente la principal fuente es la exhalación del subsuelo. Este flujo que tiene su origen en la diferencia de presiones existentes entre el subsuelo y el interior de la construcción, dependerá del tipo de construcción de los cimientos, así como de las características del subsuelo donde se realizó dicha construcción.

La utilidad que pueden tener este tipo de estudios, es el de realizar códigos y estándares de construcción destinados a limitar la entrada de radón hacia las construcciones.

Generalmente se asume que el suelo es homogéneo, isotrópico, e isotérmico y se desprecian los efectos causados por cambios en la presión atmosférica. Modelos preliminares indican que la anisotropía de la permeabilidad del suelo, produce un aumento significativo en la velocidad de entrada del radón. Las heterogeneidades del suelo, tales como fracturas, también tienen una influencia importante en las velocidades de entrada de radón.

En los casos donde las heterogeneidades son numerosas, y bien distribuidas, el suelo puede ser modelado como un medio homogéneo con una permeabilidad efectiva que tome en consideración el efecto de las heterogeneidades.

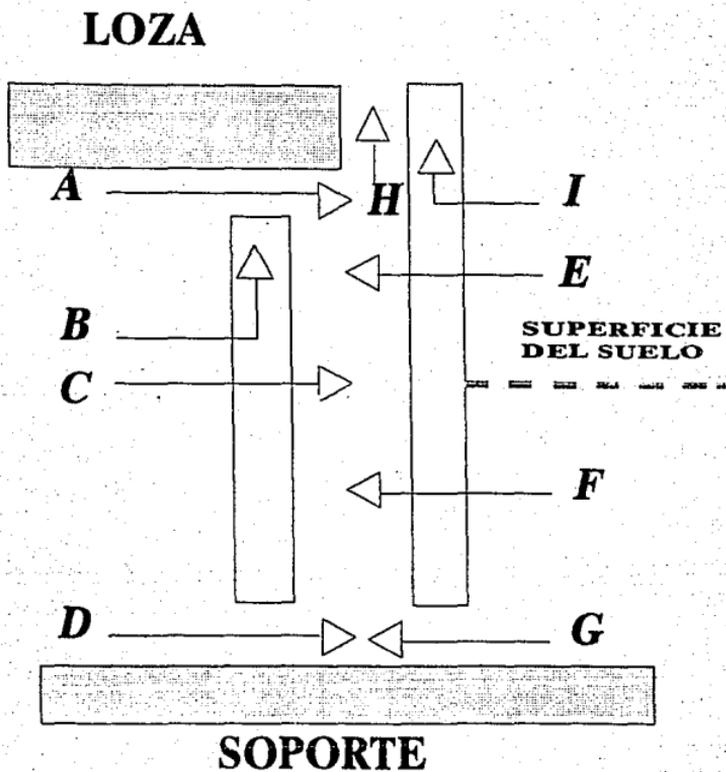
Las variaciones en la temperatura del subsuelo tienen influencia sobre la velocidad de entrada de radón, pero en este caso sólo se estudiará la dependencia de la velocidad de entrada en relación a las características de la subestructura y su entorno.

Se ha confirmado la importancia de la existencia de una capa de material altamente poroso como por ejemplo la grava, justo debajo de los cimientos, ya que ésta aumentará la velocidad de entrada de radón a la casa en un factor de 5 o más.

El modelo que se estudia, incluye un suelo homogéneo, el relleno del subsuelo y los cimientos de la casa. En el modelo se tiene una loza de concreto soportada en su perímetro por una pared de concreto que descansa sobre una base también de concreto. La loza y la base son consideradas impermeables al aire, pero la permeabilidad de la pared que se encuentra como vástago puede exceder la del suelo. El vástago presenta dos caras, la cara que da al interior de la casa y la cara externa (lado del suelo), las cuales se encuentran separadas por una zona abierta. Las secciones que conectan estas dos zonas se desprecian y se consideran continuas. La región modelada incluye la loza, el vástago, la base de la casa, el relleno y una sección homogénea del suelo. Por simplicidad la parte de la casa que se encuentra debajo de la loza no es modelada.

Se asume que la entrada de radón es a través de las uniones entre el vástago y la base (fig.3.1 letra D y G), entre el vástago de la loza y la loza (letra A), y a través de los lados permeables de los bloques de concreto que están en contacto con el material de relleno (letras C y F). El aire entra también por un lado del vástago exterior proveniente de un lado de los cimientos, sin pasar por el subsuelo. Todo el aire que entra a la casa lo hace por los espacios entre el vástago exterior y la orilla de la loza (letra H). También puede entrar directamente a través de alguna fractura que tenga la loza.

FIG. 3.1 PATRONES DE FLUJO DE GAS POR LOS CIMIENTOS



NOTA: CADA LETRA INDICA UNA RUTA ESPECIFICA PARA LA ENTRADA DE RADON POR LOS CIMIENTOS.

Asumiendo que la sección transversal del vástago exterior es uniforme, la loza, el vástago de la loza, y la base pueden ser modelados como cilindros. La región desde la cual una casa recibe gas del subsuelo depende de la posición de las casas adyacentes, el nivel de despresurización y las características del suelo.

Las características de los materiales incluidos en el modelo son:

MATERIAL	PERMEABILIDAD (m^2)	DIFUSIVIDAD ($m^2 s^{-1}$)	POROSIDAD
CLAROS Y ABERTURAS		1.2×10^{-5}	
LOZAS DE CONCRETO Y SOPORTES.		10^{-8}	0.2
BLOQUES DE CONCRETO DEL VASTAGO	10^{-10}	10^{-8}	0.2
RELLENO	4×10^{-11}	10^{-6}	0.5
SUELO	10^{-11}	10^{-6}	0.5

La velocidad de entrada de gas a través de la subestructura es de $6.9 \times 10^{-9} m^3 s^{-1}$, de los cuales el 93 % es aire exterior que entra por la cara del suelo del vástago exterior, entre la base y la superficie del suelo. Mediante un balance de masa se calcula el flujo de aire a través de la superficie del suelo.

El 92% del total entra a través de la cara del suelo de la pared exterior, 6% a través del lado de la casa de la pared exterior y 2% a través de la abertura en la loza.

El flujo de radón que va hacia las casas es de 2.3 Bq s^{-1} , equivalente a un flujo de $0.015 \text{ Bq s}^{-1} \text{ m}^{-2}$ de área de la loza. Para una casa que tiene un intercambio de aire con el exterior de $0.5 \text{ a } 1 \text{ h}^{-1}$, este flujo producirá una concentración de $20 \text{ a } 40 \text{ Bq m}^{-3}$. Resultados experimentales muestran que estas concentraciones pueden ser mayores, esto debido a que se subestima la permeabilidad del suelo.

Cuando no existe una diferencia de presión entre el interior y el exterior de la casa, la velocidad de entrada es de 1.2 Bq s^{-1} , de tal forma que 1.1 Bq s^{-1} se pueden atribuir a la advención.

De este estudio se puede ver que los únicos parámetros que tiene influencia significativa en la velocidad de entrada del radón y que están bajo control de los constructores, son la permeabilidad de la capa inmediata inferior a los cimientos, la concentración de radio en ésta capa, las características del vástago, la difusión de radón en la loza y la concentración de radio en la misma.

En la fig.3.2 se muestran los resultados obtenidos por modificaciones en las características de las construcciones. Si la permeabilidad del relleno es reducida de su valor base de $4 \times 10^{-11} \text{ m}^{-2}$ a 10^{-13} m^{-2} , la entrada total de radón se reduce en un 47%. Al disminuir aún más la permeabilidad del suelo, es insignificante la reducción de la velocidad de entrada de radón a la construcción. Si la difusión de radón a través de la loza se excluye (la cual es afectada por cambios en la permeabilidad del relleno siempre y cuando cambie la concentración de radón del lado del relleno de la loza), la velocidad de entrada de radón se reduce 60% al disminuir la permeabilidad del relleno.

FIG.3.2. RESULTADOS AL VARIAR LAS CARACTERISTICAS DEL RELLENO Y LA PARED DEL VASTAGO.
CADA MODIFICACION SE COMPARA CON LA CONFIGURACION BASE.

CONFIGURACION	ENTRADA TOTAL		ENTRADA POR LA LOZA	
	(Bq/e)	FRACCION	(Bq/e)	FRACCION
BASE	2.33		1.79	
RELLENO DE BAJA PERMEABILIDAD	1.23	0.81	0.72	0.40
RELLENO CON BAJA CONCENTRACION DE R_a	1.89	0.42	1.45	0.81
RELLENO CON BAJA PERMEABILIDAD Y CONTENIDO DE R_a	0.97	0.47	0.55	0.30
PARED DEL VASTAGO IMPERMEABLE	1.09	0.29	0.57	0.32
PARED DEL VASTAGO Y RELLENO IMPERMEABLES	0.87	0.23	0.11	0.06
BAJO CONTENIDO DE R_a , PARED DEL VASTAGO y RELLENO IMPERMEABLES	0.54	0.27	0.08	0.04
UN CLARO EN LA PARED DEL VASTAGO	1.57	0.67	1.0	0.56
UN CLARO EN LA PARED DEL VASTAGO y BAJA PERMEABILIDAD DEL RELLENO	0.83	0.36	0.29	0.16
UN CLARO EN LA PARED DEL VASTAGO, BAJA PERMEABILIDAD DEL RELLENO y BAJO CONTENIDO DE R_a	0.66	0.28	0.22	0.12

NOTA: LAS CARACTERISTICAS LISTADAS EN LA COLUMNA 1 SE DESCRIBEN CON MAYOR DETALLE EN EL TEXTO.

A pesar de que se tenga un suelo de alta permeabilidad, la introducción de un relleno de baja permeabilidad, reduce la entrada total de radón en 9 % del valor base. Modificar el contenido de radio en el subsuelo a 0.1 del valor base, reduce la velocidad de entrada del radón solo un 19%. Aumentar el contenido de radio de 5 a 10 veces el valor base, aumenta la entrada de radón en 83 % y 188 % respectivamente; inclusive cuando la permeabilidad del suelo es muy baja, la difusión de radón proveniente de un relleno con alto contenido de radio produce una alta concentración de radón.

Finalmente si tanto el relleno como el suelo tienen contenidos de radón 5 veces mayores del valor base, la entrada de radón aumenta un 468 % del valor base.

Basandose en las predicciones del modelo, el uso de relleno de baja permeabilidad, reducirá la entrada de radón significativamente.

El uso de materiales con bajo contenido de radón no es necesario, pero sí el evitar materiales con muy alto contenido de radio.

La eliminación de la entrada de radón por las vecindades de la pared del vástago, construir la loza, el vástago, y la base como una sola unidad de concreto (loza monolítica), reduce la entrada total de radón en un 47 % del valor base.

Conclusiones.

La velocidad de entrada de radón para la configuración inicial es de 1.2 Bq s^{-1} a presión atmosférica. Cuando la presión es de 2.4 Pa. debajo de la atmosférica, la entrada de radón aumenta a

2.3 Bq s⁻¹. El aumento se debe al incremento de la difusión debido a altas concentraciones de radón en los poros del material adyacente a la loza y al vástago. El 64 % de la entrada de radón se debe a la depresurización de la casa que ocurre a través de la pared del vástago ó en los espacios existentes entre la pared del vástago y la base de la loza.

El uso de una loza monolítica reduce la entrada total de radón un 53%. El examen del efecto sobre la entrada del radón provocado por cambios en la subestructura (cimientos) y materiales en la región adyacente , indican que se debe prestar atención a la permeabilidad del subsuelo. El uso de un relleno con una permeabilidad de 10^{-13} m^{-2} o menos no solo reduce la entrada total de radón en un 47 % , sino que elimina la dependencia de la entrada de radón de la permeabilidad del suelo. Combinando la baja permeabilidad del relleno, con una loza monolítica reduce la entrada total de radón en un 71 % .

El contenido de radio en el relleno es importante si es significativamente más alto que el presente en la superficie del suelo . Un incremento en un factor de 5 sobre el valor base produce un aumento de 83 % en la entrada total de radón y reducir el valor base por un factor de 5 , reduce la entrada de radón tan solo 19 % . En particular el contenido de radio a 5 metros del suelo o más abajo tiene poca influencia en la entrada de radón.

3.2 "RELACION DE RADIO Y RADÓN CON FORMACIONES GEOLOGICAS"

Del estudio de radionúclidos en el agua, se ha visto que existe poca correlación entre los niveles de radón y radio, por lo que estos se analizan aisladamente.

El radón es único en su comportamiento como radionúclido en el agua, dado que es un gas sin afinidades químicas, y con una vida media de 3.8 días. Por lo cual el radón no es transportado distancias significativas en el agua, y su concentración está directamente controlada por la litografía de los sólidos acuíferos adyacentes al acuífero.

Estudios realizados han mostrado que los pequeños suministros públicos de agua y los privados, manifiestan niveles elevados de radón. Esto no se debe a ningún factor funcional entre el tamaño del sistema y la concentración de radón, como podría ser la velocidad de aereación, ó el decaimiento en sistemas grandes de distribución. Esta relación es ocasionada por la influencia de la composición de las rocas del acuífero. Debido a que en sistemas grandes de distribución se obtiene el agua de diferentes fuentes a diferencia de los sistemas pequeños.

Por ejemplo, los acuíferos de roca cristalina generalmente no producen suficiente agua para satisfacer las necesidades de muchos usuarios, pero en una pequeña escala se pueden utilizar.

Existen dos principales tipos de acuíferos : cristalinos y sedimentarios.

Acuíferos de roca cristalina.

Los acuíferos de roca cristalina incluyen ambos tipos de roca : la ígnea y la metamórfica. Estas comparten el atributo de ser acuíferos de "roca dura ", donde el agua fluye através de fracturas en la roca y no por los poros, como ocurre en la roca sedimentaria. La roca ígnea puede ser dividida en dos tipos principales: rocas ácidas , tales como los granitos , y rocas básicas tales como el basalto. En las rocas ácidas se tiene un contenido global de radón mayor que el presente en las rocas ígneas.

Los acuíferos de roca tipo granítico siempre tienen las concentraciones de radón mayores. Usualmente de 8000 pCi / l o más, llegandose a encontrar concentraciones de hasta 1 500 000 pCi/l en fuentes privadas. Los granitos con cantidades elevadas de calcio y potasio , tienen generalmente un contenido global mayor de radón que los granitos normales. Se ha encontrado también, que dependiendo de factores tales como la presencia de mineralizaciones secundarias, del grado y tipo de fracturas, y alteraciones hidrotérmicas, se ocultarán los efectos debidos al contenido por medio de radón (U) de diferentes granitos.

Acuíferos de roca basáltica.

Estos tienen una baja concentración de radón , debido al bajo promedio del valor de (U) 0.5 partes por millón en basálticos contra 3.5 partes por millón en granitos así como también a la ausencia de otros mecanismos de enriquecimiento.

En las rocas metamórficas el tipo original de roca determina en gran medida, el contenido y la distribución de U , lo cual a su vez determinará la concentración de radón en el agua subterránea.

Los niveles de radón en acuíferos de roca cristalina son función del contenido de U y de la eficiencia del transporte de radón desde la roca hacia el agua subterránea. El mecanismo de transporte es complejo, pero las rocas cristalinas tienen la más elevada concentración de radón de todos los tipos de acuíferos, esto a pesar de tener el mismo contenido de U.

Acuíferos sedimentarios. (A.S.)

Existen dos tipos principales de acuíferos sedimentarios:

unos son los acuíferos clásticos, los cuales están compuestos de arena y grava, y los acuíferos carbonatados compuestos de dolomita y piedra caliza.

Los acuíferos clásticos, están compuestos principalmente de cuarzo y contienen sedimentos que han sido transportados largas distancias, por lo que solo quedan en ellos los minerales resistentes. Estos tienen poco U, y usualmente poco radón en aguas subterráneas.

Por último, se tiene que los niveles de radón en acuíferos subterráneos de roca carbonatada son generalmente bajos.

3.3 RELACION ENTRE LA HUMEDAD DEL SUBSUELO Y LA CONCENTRACION DE RADÓN

Factores que afectan la difusión de radón en el subsuelo.

Uno de los factores que puede influir en la concentración de radón monitoreado, es la concentración de uranio presente en el subsuelo, sin embargo se ha encontrado que existe poca correlación entre éstos dos valores, lo cual sugiere la existencia de uno o varios factores que tienen una mayor influencia en la concentración de radón en exteriores.

El contenido de humedad puede influir en el flujo de radón, modificando el coeficiente de difusión intergranular ó habriendo y cerrando fracturas en los metros más exteriores del subsuelo, influyendo así en la capacidad del radón presente en el subsuelo para ser liberado a la atmósfera.

Los minerales arcillosos se expanden cuando están húmedos y se contraen al estar secos. Esto da como resultado que se abran y cierren fracturas en la parte exterior del subsuelo al variar las condiciones de humedad. Estos cambios pueden hacer variar la permeabilidad del suelo en dos órdenes de magnitud.

Bajo condiciones secas, el ancho y la frecuencia de las fracturas aumenta en la parte exterior del subsuelo, permitiendo así un mayor intercambio de radón desde el suelo hacia la atmósfera. Al mismo tiempo, el coeficiente de difusión intergranular aumenta al disminuir el contenido de humedad, permitiendo un aumento en la velocidad de migración de radón desde material sin fracturar hacia material fracturado.

Consecuentemente, un aumento considerable en la migración de radón hacia la atmósfera se esperará durante los períodos secos del año.

La dependencia del flujo de radón al contenido de humedad fué calculada utilizando la teoría de difusión estándar. Estos resultados muestran que el flujo de radón desde el suelo depende fuertemente del contenido de humedad. Cambios en el grado de saturación de la humedad, pueden aumentar ó disminuir el flujo de radón por un factor de 10 ó más.

La concentración promedio mensual de los descendientes de radón, se ha encontrado que se relaciona con la humedad retenida en el suelo. Variaciones en la humedad del suelo modifican la concentración de descendientes de radón por un factor de seis aproximadamente.

Se ha visto además que la concentración de radón es relativamente constante y menor de 30 Bq m^{-3} cuando la precipitación anual excede los 550 mm. Sin embargo, es solo cuando la precipitación anual es menor de 550 mm que los niveles de radón exceden los 30 Bq m^{-3} .

Resultados experimentales han demostrado que todas las comunidades con niveles de radón superiores a 30 Bq m^{-3} están en regiones donde la precipitación anual fué menor que la pérdida de humedad por evapotranspiración y, consecuentemente donde el suelo se seca en el verano.. El valor de 550 mm año^{-1} de pp. pluvial anual representa la frontera entre climas secos y climas húmedos donde la precipitación anual es igual a la pérdida de humedad por evapotranspiración.

3.4 TRANSFERENCIA DE RADÓN DESDE EL AIRE HACIA EL AGUA DE UNA CASA HABITACION

Sabemos que en una casa se recibe radón de cuatro fuentes principales:

Ca= concentración de radón exterior en el aire;

Cb= concentración de radón en el aire del sótano;

Cw= concentración de radón en el agua utilizada en la casa; y

Q = radón proveniente de los materiales de construcción.

Haciendo un balance de materia para el radón, la cantidad de radón está dada por la concentración de radón en el interior (C), multiplicada por el volumen de aire interior (V). La velocidad del aire proveniente del exterior se designa como Va, la proveniente del sótano es Vb y el radón proveniente del agua es Vw.

$$Q + C_w V_w + V_a C_a + V_b C_b - V_a C - V_b C - V \frac{dc}{dt} - Vc \lambda_r = 0 \quad (1)$$

donde $\lambda_r = 0.0076 \text{ hr}^{-1}$ (constante de decaimiento radioactivo).

La concentración de radón en el aire proveniente del agua es generada conforme se utiliza el agua en el hogar:

$$V_w = \sum_{i=1}^n W(t) \epsilon(t) \delta(t-t_i) \quad (2)$$

Donde W(t) es la cantidad de agua utilizada, $\epsilon(t)$ es la emisividad del radón desde el agua para cada uno de los tipos de usos del agua, y $\delta(t-t_i)$ es el uso repentino de agua durante cada intervalo i. Integrando utilizando las condiciones iniciales $C = C_0$ a $t = 0$ y $C = C(t)$ a $t = T$

si además definimos : $\lambda_a = V_a/V$ $\lambda_b = V_b/V$ $\lambda = \lambda_a + \lambda_b + \lambda_r$

con una emisividad promedio:

$$\bar{\epsilon} = \frac{\sum_i W(t_i) \epsilon(t_i)}{\sum_i W(t_i)}$$

si tenemos que $\overline{C_b \lambda_b} = 1/T \int_0^T C dt$

$$\bar{Q} = 1/T \int_0^T Q dt$$

$$\bar{\lambda} = \frac{1/T \int_0^T C \lambda dt}{\bar{\epsilon}}$$

$$\bar{C} = \frac{\overline{C_b \lambda_b}}{\bar{\lambda}} + \frac{\overline{C_a \lambda_a}}{\bar{\lambda}} + \frac{\bar{Q}}{\bar{\lambda} V}$$

Esta es la concentración promedio en la casa debido a todas las fuentes excepto el agua. Si este valor se multiplica por $\bar{\lambda}$, representará la pérdida de concentración debida a la ventilación natural de la casa. El valor de \bar{C} puede ser obtenido antes y después de utilizar agua en la casa, entonces se tiene :

$$\Delta C = \bar{C} - \frac{1}{\bar{\lambda}} (\overline{C_b \lambda_b} + \overline{C_a \lambda_a} + \frac{\bar{Q}}{V}) = \frac{C_v \bar{W}}{\bar{\lambda} V_T}$$

$$f = \frac{\Delta C}{C_v} = \frac{V \bar{C}}{V T \bar{\lambda}}$$

f es la razón de transferencia del radón.

La medición de f puede realizarse directamente midiendo el volumen de la casa V, el uso del agua durante el experimento W, el tiempo de uso del agua T, la velocidad de ventilación y la emisividad promedio $\bar{\epsilon}$. se ve entonces que el valor de f depende

directamente de la cantidad de agua utilizada dividida entre el tiempo de uso ó la velocidad de uso.

Si se utilizan dos metodos diferentes para encontrar la velocidad de ventilación λ , se tendrán dos valores de c . Estos son c_R utilizando λ_R y c_A utilizando λ_A .

$$c_A = \frac{\Delta C V \lambda_A T}{W C_v}$$

La constante de decaimiento del radón encontrada fué de 0.142 a 1.33 h^{-1} . La emisividad fué de 0.0 a 5.1 y el coeficiente de transferencia de radón de 1.16×10^{-9} a 3.01×10^{-9} . El valor promedio del coeficiente de transferencia para 24 horas del día es de 2.6×10^{-5} .

VARIACION DE LA CONCENTRACION DE RADON EN EL AGUA CON ALGUNOS PARAMETROS METEOROLOGICOS

Se ha encontrado que la concentración de radón en el agua muestra una correlación inversa con los niveles de precipitación pluvial presente. Este tipo de correlación se ha encontrado en diversos estudios, excepto en aquellos donde influyen otros factores como la presencia de terremotos o movimientos sísmicos menores cerca del manantial donde se realiza la medición. Para verificar la veracidad de estos hallazgos, se han reexaminado los efectos de estos factores sobre la concentración de radón (Danali 1993).

Al correlacionar la cantidad de precipitación pluvial con la concentración de radón presente en el agua, esto para períodos de uno y cuatro meses. Se puede ver que la concentración de radón es mayor después de un largo período de sequía.

Para explicar los casos donde la correlación inversa de concentración de radón con la lluvia no fué observada, se estudio la presencia de movimientos sísmicos especialmente durante los dos primeros meses previos al muestreo. De este análisis se desprende que la presencia de terremotos puede tener una correlación positiva con la concentración de radón en el agua, o al menos señala que en los casos donde después de un período largo de sequía no se incrementó la concentración de radón es debido a la ausencia de movimientos sísmicos.

Por lo anterior se concluye que la lluvia y los terremotos de alguna u otra manera deben ser considerados factores importantes que influyen sobre la concentración de radón en el agua.

La lluvia está inversamente correlacionada con la concentración de radón en el agua, pero cuando se presenta un período de sequía este efecto puede ser nulificado de presentarse movimientos sísmicos de gran magnitud durante las cuatro semanas previas al muestreo, ya que estos aumentarán la concentración de radón en el agua a pesar de la sequía.

El efecto de los movimientos sísmicos es difícil de analizar separadamente, sin embargo, parece ser que los terremotos están positivamente correlacionados con la concentración de radón en el agua. Esta correlación fué mayor cuando :

- a) la profundidad del epicentro fué semejante o igual a la profundidad de la fuente del agua;
- b) el intervalo de tiempo entre la ocurrencia del terremoto y la ocurrencia del muestreo no fué mayor a una vida media del radón; y
- c) se presentaron movimientos sísmicos justo antes del muestreo.

CAPITULO IV

4.1 ESTIMACION DE LA CONCENTRACION PROMEDIO ANUAL DE RADON A PARTIR DE ^{210}Po ABSORBIDO EN VIDRIO.

Como vimos anteriormente, la predicción de la concentración anual de radón mediante métodos típicos de monitoreo, no da una buena estimación para el valor de la ALAA (concentración de radón anual promedio). Es por esto que se ha intentado utilizar otros métodos indirectos para la medición de la concentración anual de radón.

El Po-210 absorbido en superficies de vidrio puede ser utilizado para estimar la concentración anual de radón. Esto se hace mediante un modelo que permite determinar la fracción de descendientes del radón que es absorbida por las superficies así como la actividad alfa del vidrio.

El vidrio es una superficie adecuada para el estudio de la actividad alfa absorbida, dado que es un material no poroso, impermeable y comunmente disponible en casas habitación. Se puede obtener una relación de dependencia del tiempo entre la actividad alfa del vidrio y la exposición a radón en la atmósfera, porque:

- una cantidad medible de la fracción de descendientes del radón que se deposita en la superficie del vidrio es absorbida por la atracción alfa;
- los descendientes (como se vió en la sección de fracción vinculada) decaen a isótopos de vida media muy larga (Pb-210, $T_{1/2} = 22$ años) seguidos por un emisor de partículas alfa facilmente medible (Po-210), permitiendo así el aumento de la actividad conforme aumenta el período de exposición al radón; y
- c)

la mayoría de los tipos de vidrio tienen una actividad alfa intrínseca muy baja.

El período de exposición a través del cual el vidrio puede ser utilizado como un monitor integral es mucho mayor que el que presentan los detectores de trazas alfa convencionales. El máximo intervalo de exposición utilizable para una pieza de vidrio es de alrededor de 70 años, debido al equilibrio secular del Pb-210.

Para obtener la actividad del Pb-210 se midió la actividad del Po-210 corrigiendo además para tomar en cuenta el retroceso que se presenta en los detectores de la actividad alfa, así como el desequilibrio entre el Pb-210 y el Po-210 y el decaimiento del Pb-210 desde el principio de la exposición.

La actividad se midió para diferentes zonas de una misma pieza de vidrio, encontrándose diferencias no mayores al 25 %. En este estudio se tomaron lecturas para más de 35 exposiciones en diferentes concentraciones de radón para encontrar la relación entre exposición integrada y actividad.

Se realizaron también experimentos para determinar si el lavado o la difusión podrían remover algo de los descendientes del radón absorbidos; y si los acabados especiales dados al vidrio alterarían la fracción de descendientes del radón absorbidos.

En cuanto al lavado del vidrio, se calculó la relación entre la actividad del Po-218 y el Po-214 antes y después del lavado. Se obtuvieron datos de la fracción de Po-210 que pudo ser removida de la superficie del vidrio después de una exposición prolongada (más de seis meses).

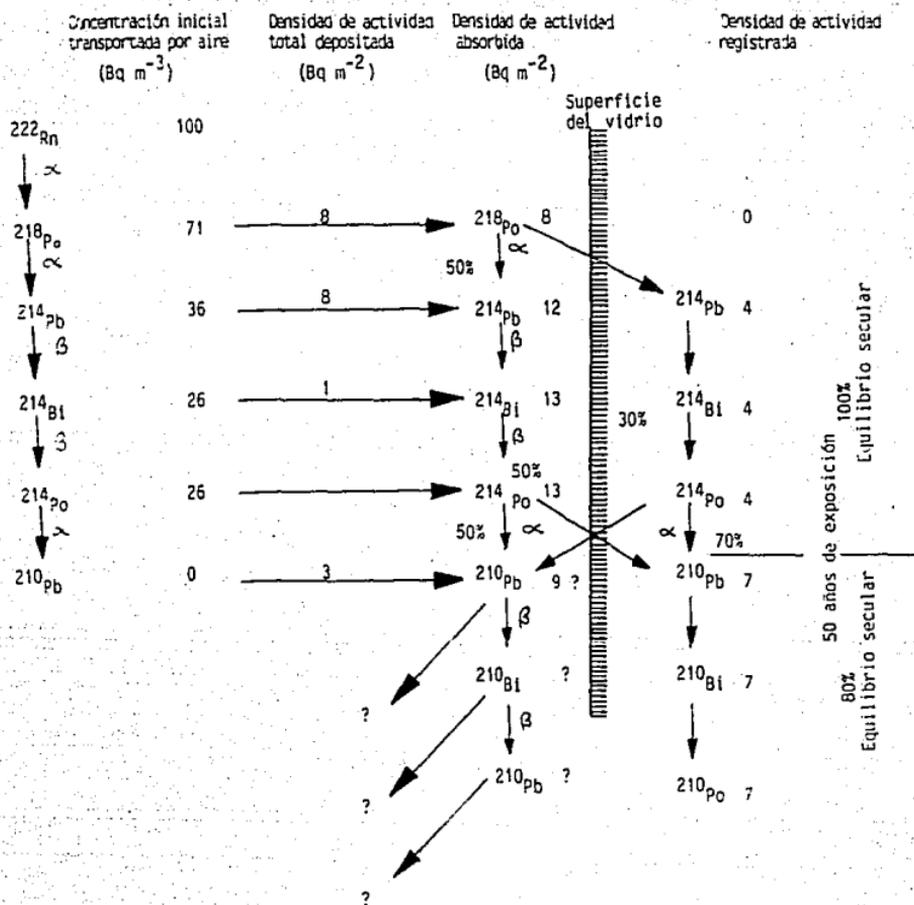


Fig. 4.2. Actividad depositada sobre una superficie de vidrio.

Fué desarrollado un modelo que combina elementos de la teoría de Jacobi (1988), con cálculos teóricos de la fracción absorbida descrita por Cornelis (1991), para calcular:

- La fracción de descendientes del radón vinculada o desvinculada que está depositada sobre la superficie;
- La fracción absorbida (no encajada); y
- la fracción encajada en el vidrio.

La fracción de átomos de Po-210 encajada (depositada sobre la superficie del vidrio), provoca una actividad superficial teórica para una concentración de radón dada en una habitación, un intervalo de exposición y un ambiente de deposición. La relación entre exposición ($kBq \text{ año } m^{-3}$) y actividad ($Bq \text{ m}^{-2}$) es la pendiente derivada del modelo ($k \text{ año } m^{-1}$). Los parámetros utilizados en el modelo se obtuvieron de la literatura (figura 4.1). La figura 4.2 muestra la actividad calculada para el vidrio mediante el modelo después de 50 años de exposición en un cuarto típico.

Fig. 4.1. Parámetros utilizados en el modelo para el cálculo de las pendientes de exposición vs. actividad.

ATMOSFERA	S/V	CONSTANTE DE DEPOSICION DE PARTICULAS NO VINCULADAS h^{-1}	CONSTANTE DE DEPOSICION DE PARTICULAS VINCULADAS h^{-1}	VELOCIDAD DE VENTILACION h^{-1}	PENDIENTE $k \text{ año } m^{-1}$
REVIGATOR	20	10	0.1	0.06	1.4
EPALV	2	2	0.02	0.01	0
CASAS	1.5-4	8-28	0.08-0.28	0.1-1.5	0.3-1.2

Resultados :

La actividad debida a la preexposición de la superficie del vidrio fué idéntica al retroceso en el detector. Las muestras de vidrio no mostraron actividad alfa intrínseca, por lo cual toda la actividad del Po-210 medida en la superficie del vidrio es atribuida a la deposición en la superficie de descendientes del radón y el decaimiento subsecuente de Po-210. El coeficiente de regresión lineal para los datos obtenidos es mayor de 0.9. La pendiente de exposición vs. la actividad medida es de 0.6 ± 0.2 (k año m^{-1}) que es muy similar a la pendiente de cámaras de aire mezclado y cámaras EPALV. Una diferencia importante entre las cámaras y el ambiente interior, fué la concentración baja de aerosol en las cámaras. A pesar de ello, la pendiente obtenida de muestras de vidrio en casas habitación es consistente con las pendientes (figura 4.3) derivadas a partir del flujo de aire mezclado y EPALV.

Fig. 4.3 Resultados de exposiciones experimentales y teóricas vs. actividad medida.

ATMOSFERA	PENDIENTE EXPERIMENTAL Kaño m^{-1}	COEFICIENTE DE VARIACION PORCENTUAL	R^2	PENDIENTE TEORICA Kaño m^{-1}
REVIGATOR	1.7 ± 0.2	30	0.94	1.4 ± 0.3
AIRE MEZCLADO	0.4 ± 0.1	30	0.91	0.4 ± 0.2
EPALV	0.5 ± 0.2	5	0.99	0.3 ± 0.2
CASAS	0.6 ± 0.2	70	0.75	-

Los datos obtenidos de las cámaras muestran una mayor linealidad (R^2 mayor a 0.9) que los obtenidos de los resultados de las casas ($R^2 = 0.75$). Esto es probablemente debido a diferencias en los ambientes de deposición de descendientes del radón presentes en las casas. Los coeficientes de varianza (figura 4.3) pueden ser usados para estimar la precisión del modelo al predecir la concentración de radón a partir de una medida de actividad, ó para comparar los resultados de regresión con mediciones de radón de corto término.

Más del 90 % de la actividad del Po-218 puede ser removida con el lavado, ya sea de vidrio limpio ó sucio. Para el Po-214, la fracción removible es menor, debido al encajamiento de partículas alfa. Tanto para vidrios limpios, como en aquellos donde se presentan capas delgadas sobre la superficie, la cantidad de Po-214 removida por lavado es la misma y sin embargo si el vidrio es cubierto con una película opaca, menos átomos de Po-214 son absorbidos; y la cantidad susceptible de ser lavada aumenta. Los efectos de un lavado normal sobre vidrio expuesto por largos períodos son insignificantes, debido a que el lavado sólo removerá a los descendientes que no han decaído (no absorbidos sobre la superficie) y que fueron depositados durante las tres horas previas al lavado. La deposición continua del radón y las vidas medias pequeñas de los descendientes, rápidamente restablecerán el equilibrio en la superficie del vidrio.

Cálculos basados en el modelo predijeron que en una superficie limpia, alrededor de la mitad (0.6 ± 0.1) de la actividad del

Po-210 sería absorbida en la superficie y la otra mitad se encajaría. Inclusive cuando el vidrio estaba cubierto por una capa delgada, se medía una actividad absorbida menor a la predicha. Esto implica que en una superficie de vidrio no lavada y no disturbada, algo de la actividad del Po-210 absorbida, dejaba la superficie por razones desconocidas. entre más limpia esté la superficie, más actividad absorbida es perdida. Sin embargo la fracción encajada coincide con las predicciones basadas en el modelo, y parecen no ser afectadas por el tipo de acabado del vidrio.

La difusión de descendientes encajados (Po-210) a través del vidrio, que podría remover la actividad encajada o depositar Po-210 por debajo del rango de partículas α , no es significativa debido a la pequeña constante de difusión (menor de $10^{-15} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$, Kittel 1976).

Las concentraciones de radón derivadas de la actividad alfa encajada deberían ser útiles a epidemiologistas, y dado que pueden proveer información rápida de la concentración de radón a la que se ha estado expuesto a través del tiempo. Para fines de muestreo, esta técnica tiene la ventaja de que la actividad encajada puede ser fácilmente medible por periodos tan cortos como un día.

Conclusiones.

Los resultados indican que:

- 1) el producto de la concentración de radón promediada y la exposición integrada en el tiempo, está linealmente relacionada.

sobre un amplio rango de exposiciones, a la actividad de Po-210 encajada en una superficie de vidrio;

2) cálculos teóricos de exposición vs. actividad concuerdan con los resultados experimentales en cámaras y con mediciones realizadas en habitaciones convencionales;

3) la fracción de Po-210 encajada no es significativamente afectada por la limpieza dada en el hogar, sin embargo, la actividad absorbida puede variar ampliamente, por lo cual interpretaciones consistentes del historial del radón deben basarse en la actividad encajada; y

4) las mediciones de la actividad del vidrio dan mejores estimaciones de concentración de radón de largo término que monitoreos de corto término. La actividad y aplicabilidad general de este método es mejorada seleccionando un modelo de regresión que refleje la deposición de radón ambiental en el vidrio.

Estimación de exposiciones a radón en base a concentraciones de Po-210 absorbido en el vidrio comunmente presente en las casas.

Para la medición de la exposición a la que han estado expuestos los habitantes dentro de una habitación durante largos períodos de tiempo, se midió en primer lugar la concentración de radón oresente actualmente en el interior utilizando detectores de trazas alfa. Los valores de concentración encontrados se asume que son los mismos que han existido durante el tiempo que los objetos de vidrio han estado presentes en la habitación. Estos valores

actuales de concentración de radón fueron correlacionados con resultados de concentración de Po-210 encajado sobre la superficie del vidrio.

La exposición a radón de cada objeto estudiado fué estimada multiplicando el tiempo de exposición por la concentración promedio encontrada dentro de la habitación. El aumento de la actividad alfa en una superficie de vidrio debido al avance del tiempo de exposición está limitado por la vida media del Po-210. Si estas consideraciones son válidas, en el caso de superficies de vidrio donde el tiempo de exposición es corto (menor de 14 años); el coeficiente de determinación R^2 entre la exposición efectiva estimada y la media de la actividad superficial del Po-210 se encontró que es de 0.8 . La relación entre la dosis efectiva estimada y la medida de la actividad superficial del Po-210 se encontró más débil cuando el período de exposición es mayor a 14 años ($R^2=0.5$).

Se realizaron mediciones de actividad superficial alfa para diferentes tipos de objetos de vidrio dentro de una casa habitación. Usando los coeficientes de regresión obtenidos , y los resultados de trazas alfa obtenidos, la exposición efectiva fué predicha para cada objeto y fué ajustada para ser equivalente a la exposición anual de radón. Dado que la medición de trazas alfa estima la dosis acumulativa a radón , esta predicción fué dividida entre la edad del objeto para estimar la concentración anual promedio. La relación es buena para muchos de los objetos estudiados. Por ello se concluye que la medición de la dosis efectiva a partir de mediciones de actividad alfa de Po-210

absorbido en vidrio para un tiempo de exposición bien conocido es correcta y puede ser utilizada para estudios epidemiológicos.

Estos datos obtenidos con monitoreos realizados con objetos de vidrio parecen ser más representativos de la exposición que se ha presentado por largos períodos dentro de una habitación que los encontrados mediante detectores ambientales de trazas alfa. Esto es, las mediciones actuales con detectores ambientales de trazas alfa pueden considerar erróneamente :

- 1) el estilo de vida de los habitantes en una época anterior al muestreo;
- 2) el efecto debido a factores ambientales; y
- 3) cualquier otro tipo de cambios en la construcción de la habitación.

Es por esto que el resultado de monitoreo de superficies de vidrio es más preciso que los detectores de trazas alfa para obtener la dosis efectiva promediada en el tiempo.

Cuando se pueda discriminar las partículas α del Po-210 de las contenidas en el vidrio intrínsecamente, se mejorarán los resultados obtenidos. Como se puede apreciar el coeficiente de correlación obtenido para todos los objetos en general fué de 0.48, pero siendo más selectivo en cuanto a los objetos utilizados para el análisis, desechando aquellos donde se tenga duda acerca del tiempo de exposición, se pueden obtener mejores predicciones.

4.2 RELACION ENTRE MEDICIONES DE CONCENTRACION DE RADON DE CORTO Y LARGO TERMINO.

Pocos estudios han comparado los resultados obtenidos de mediciones de la concentración de radón de corto y largo término (mediciones anuales); y son aún menos los que han tomado en consideración factores adicionales, como características de las casas habitación muestreadas. Un análisis de este tipo de estudios se presenta en esta sección.

Generalmente se ha encontrado una distribución de la concentración de radón log-normal. Donde las mayores concentraciones se encontraron en casas de zonas rurales.

Se calcularon las relaciones entre medidas tomadas en sótanos por períodos cortos y medidas anuales tomadas en la planta baja. En la fig 4.8 se muestran los resultados obtenidos. La relación media encontrado fué de 3.1, sin embargo, esta varía directamente con la concentración de radón; aumentando de 1.8 en casas con medidas en sótanos menores de 37 Bq m^{-3} hasta un valor de 6.5 en casas con medidas en sótanos mayores de 300 Bq m^{-3} . Comparando los resultados obtenidos en casas con medidas inferiores y mayores a 150 Bq m^{-3} la relación media fué significativamente diferente, 5.6 vs 2.7. El incremento en la relación al incrementarse la concentración de radón en el sótano fué ligeramente menos pronunciado para casas con ventilación donde el flujo de aire es de tipo forzado.

FIGURA 4.8

RELACION	PORCIENTOS				
	10	50	75	90	95
INVIERNO-ANUAL PLANTA BAJA	0.45	1.3	1.98	2.83	3.6
ANUAL EN CIMIENTOS- ANUAL EN PLANTA BAJA	1.0	2.18	3.33	5.50	7.67

Se ha comparado también la concentración media anual presente en diferentes niveles de la habitación y para diferentes épocas del año. La relación media de medidas tomadas en invierno a medidas anuales tomadas ambas en la planta baja de la habitación fué de 1.7, y la relación media para mediciones realizadas en el sótano fué de 1.8.

La distribución porcentual de la relación entre medidas de dos meses en el verano y valores promedio anuales es:

1.27 para concentraciones menores a 150 Bq m^{-3} ;

1.68 para concentraciones de 150 a 300 Bq m^{-3} ;

y 1.48 para concentraciones mayores de 300 Bq m^{-3} .

Perrit (1990) derivó ecuaciones de regresión para describir la relación entre mediciones anuales y mediciones de corto término. Estas muestran intercepciones no-cero negativas, lo cual implica que la relación de las dos mediciones aumenta al aumentar el valor obtenido en las medidas.

De lo anterior se desprende que para tomar una medida correctiva es conveniente basarse en mediciones promedio anuales tomadas en la planta baja, dado que si se toman como base medidas en períodos cortos, se sobreestimaré la concentración de radón

anual presente, esto principalmente cuando el valor de las concentraciones es elevado.

Se consideran falsos positivos a medidas de concentración tomadas en períodos cortos, que sobrepasan el valor correctivo aceptable y donde se ha sobreestimado la concentración promedio anual. Falsos negativos son el inverso

Si consideramos una medida anual de 150 Bq m^{-3} o mayor, como un resultado verdadero positivo, solo 8 de 111 (7 %) de las medidas de muestreos cortos realizados en sótano que tienen resultados mayores de 150 Bq m^{-3} son verdaderos positivos, y 93 % son falsos positivos. Sin embargo, ninguno de los 598 con concentraciones menores de 150 Bq m^{-3} tienen medidas anuales mayores de ese nivel, por lo cual ninguno fué falso negativo.

El valor predictivo de muestreos cortos dependerá de varios factores. Uno es el valor de concentración que consideramos como un resultado verdadero positivo, y otro muy importante es el rango de concentraciones considerado. Al considerar una medida anual de 74 Bq m^{-3} como resultado verdadero positivo. El porcentaje de falsos positivos cae a 77 %, mientras que 1 % de los que midieron concentraciones menores de 74 Bq m^{-3} son falsos negativos.

Debido a la prevaencia de valores bajos para la concentración de radón, el valor predictivo de medidas cortas, ya sea en el sótano o en la planta baja, es menor que si se tuvieran concentraciones de radón elevadas.

En casas típicas donde se tiene una concentración media anual mayor de 150 Bq m^{-3} , en el sótano se obtendrán valores mayores de 740 Bq m^{-3} en medidas cortas. Esto sugiere que el número de casas

donde se necesitan aplicar medidas correctivas debe ser menor que lo encontrado con mediciones de corto plazo. A pesar de esto es conveniente mantener 150 Bq m^{-3} como una guía, y en casos donde se detecten medidas ligeramente superiores a este valor realizar muestreos anuales para conocer la magnitud de la exposición.

Como conclusión se desprende que las mediciones de corto término realizadas en sótanos, sobreestiman seriamente la exposición acumulativa de los habitantes donde se está expuesto a concentraciones menores de 150 Bq m^{-3} .

4.3 Predicción de las concentraciones anuales de radón en interiores a partir de mediciones de corto término.

Como hemos visto las mediciones de concentración de radón de corto término no reflejan en forma directa la concentración promedio anual, pero ante la necesidad de obtener información en períodos cortos, es necesario el tener modelos que puedan realizar la predicción de la concentración anual adecuadamente.

Para este estudio se realizan mediciones de la concentración anual de radón, clasificando las mediciones obtenidas en niveles. Al mismo tiempo se llevaron a cabo mediciones de corto término (dos días).

Los resultados obtenidos en estas mediciones, muestran que la precisión relativa es de 38 % para concentraciones en el rango de 35 a 75 Bq m^{-3} , y 13 % para concentraciones mayores.

Un análisis de la información obtenida indica que la relación entre la ALAA y mediciones de dos días no es lineal, aún más, la variación en la ALAA tiende a incrementarse conforme la medición

de dos días se incrementa.

La ecuación matemática utilizada para relacionar las medidas de concentración de radón de largo y corto término es :

$$ALAA_i = e^{\alpha} x_i^{\beta} e^{\epsilon_i} \quad (1)$$

donde:

$ALAA_i$ = Promedio anual en la zona habitable promediado para la i ésima casa.

x_i = Medición de dos días tomada en la zona habitable más baja de la casa i ésima durante una estación, o la media de dos, tres ó cuatro diferentes estaciones.

α, β = parámetros a ser estimados

ϵ_i = error para la casa i ésima. (se asume que presenta una distribución normal con media igual a cero y varianza = σ^2).

Una transformación logarítmica convierte la ec. 1 al siguiente modelo simple de regresión con errores que son homogéneos y aditivos.

$$\ln(ALAA_i) = \alpha + \beta \ln x_i + \epsilon_i \quad (2)$$

Los parámetros α y β fueron derivados para tener una ecuación predictiva con 95 % de confianza para valores predictivos individuales. Los valores obtenidos con esta ecuación pueden ser transformados a su escala de medida original. Existe poco interés en predecir ALAA a partir de medidas de dos días., consecuentemente casas con mediciones de dos días menores de 20 o mayores de 925 Bq m⁻³ se excluyeron de este análisis. Esto elimina datos que pudieran dificultar la aplicación de la ecuación 2 para la predicción de ALAA.

Se calculó el error estándar promedio σ , la predicción se vuelve menos precisa conforme σ aumenta.

Los resultados de la ecuación 2 se muestran en la Fig. 4.5. El parámetro de pendiente estimado $\beta = 0.8$, difiere significativamente de la unidad, indicando que en la escala original la relación entre ALAA y medidas de dos días en invierno, no es lineal. El valor calculado para $\sigma = 0.46$, es una medida de que tan bien puede uno predecir el valor de ALAA dado un valor de x . Por ejemplo, el intervalo de 95 % de confianza para predecir un valor de ALAA puede ser aproximado como:

Fig. 4.5 Ecuaciones para la predicción de la concentración de radón promedio, basandose en muestreos de 2 días.

TEMPORADA	ECUACION DE PREDICCIÓN	R ²	σ
I	$\ln(\text{ALAA}) = 1.28 + 0.68 \ln x$	0.61	0.46
P	$\ln(\text{ALAA}) = 1.48 + 0.66 \ln x$	0.68	0.41
V	$\ln(\text{ALAA}) = 2.29 + 0.53 \ln x$	0.47	0.52
O	$\ln(\text{ALAA}) = 1.24 + 0.71 \ln x$	0.66	0.45

I= INVIERNO, P=PRIMAVERA, V=VERANO, O=OTOÑO

$$95 \% \text{ CI} = (\text{ALAA} e^{-2\sigma} - \text{ALAA} e^{2\sigma}) \quad (3)$$

Conforme σ disminuye, el ancho del intervalo se reduce y la precisión del valor predicho se mejora. Este procedimiento da una buena aproximación para tamaños grandes de muestra ($n > 200$).

El \ln de ALAA aumenta linealmente con el \ln de x , y la dispersión vertical del \ln de ALAA es similar para todo el rango

de $\ln x$. De la utilización de la ec. 3 tenemos que para un intervalo de confianza de 95 % el valor de ALAA predicho da un rango relativamente amplio. por ejemplo, si se tiene un valor predicho para ALAA de una casa con una medición de dos días de 111 Bq m^{-3} es de 88 Bq m^{-3} . Esta estimación no es muy precisa como se ve en el intervalo de confianza que se extiende desde 35 a 218 Bq m^{-3} .

La relación entre el logaritmo de ALAA y mediciones de dos días en verano, es significativamente diferente a la relación encontrada para otras estaciones, β es más pequeño, α es mayor y σ es también mayor. En un sentido práctico estas diferencias pueden no ser importantes, dado que los valores estimados de ALAA son tan solo de 20 a 30 Bq m^{-3} mayores que en otras estaciones. El factor estacional es mostrado en la Fig. 4.6, donde los resultados son similares a los obtenidos con anterioridad en diferentes estudios.

La relación entre dos medidas de concentración de radón es frecuentemente examinada analizando los logaritmos de las relaciones de las dos variables. El modelo directamente utilizado es un caso especial de la ec. 2, con $\beta = 1$. Al dar $\beta = 1$ en la ec. 2, dividiendola entre x_i , tomando logaritmos a ambos lados de la ecuación, se obtiene:

$$\ln(\text{ALAA}) = \alpha + \ln x_i + \epsilon_i$$

Se ha mostrado que β es significativamente menor a la unidad, su rango va de 0.53 a 0.71 (Fig. 4.6), por lo cual no parece que el analizar las relaciones sea la forma más apropiada para relacionar mediciones de largo término con mediciones de corto término.

Predicción de la ALAA en base a múltiples medidas de corto término.

En este caso se utiliza el ln de la media de mediciones realizadas en diferentes estaciones como una variable independiente.

La ec. 2 se adaptó al ln de (ALAA) y el logaritmo de la media de todos los pares posibles de medias de dos días (media de invierno y primavera, media de invierno y verano, y así). Los resultados obtenidos son presentados en la Fig. 4.6.

Fig. 4.6 . Ecuaciones para la predicción de la concentración anual promedio de radón a partir de la media de dos mediciones de dos días.

TEMPORADA	ECUACION DE PREDICCION	R ²	σ
I , P	$\ln(ALAA) = 1.21 + 0.71 \ln X$	0.72	0.39
I , V	$\ln(ALAA) = 1.41 + 0.69 \ln X$	0.69	0.40
I , O	$\ln(ALAA) = 1.04 + 0.74 \ln X$	0.72	0.39
P , V	$\ln(ALAA) = 1.62 + 0.66 \ln X$	0.71	0.39
P , O	$\ln(ALAA) = 1.07 + 0.75 \ln X$	0.78	0.35
V , O	$\ln(ALAA) = 1.35 + 0.71 \ln X$	0.72	0.39

I= INVIERNO , P= PRIMAVERA , V= VERANO , O= OTONO .

De aquí se desprende que el utilizar tan solo dos mediciones de corto término resulta más preciso para la predicción de la ALAA.

En forma práctica, no es factible el realizar 3 o 4 mediciones de corto término en diferentes estaciones del año para determinar la ALAA; sin embargo este análisis sirve para cuantificar la precisión de los valores predichos.

Para cada casa, los valores de σ varían de 0.34 a 0.37, lo cual no es una mejora importante sobre los valores de σ obtenidos con una sola medida de corto término.

Para mediciones de corto plazo tomadas en cuatro estaciones diferentes, se puede predecir el valor verdadero de la ALAA con un factor máximo de dos.

Conclusiones.-

Un modelo lineal simple de la forma, $\ln Y = \alpha + \beta \ln x + \epsilon$ ha sido usado para correlacionar el promedio anual de concentración de radón en un área habitable (ALAA) Y , con mediciones de dos días de la concentración de radón interior x , para ello el modelo parece relacionar bastante bien las mediciones. Los coeficientes β se encontraron significativamente menores que la unidad en todos los casos, indicando que la relación entre la ALAA y las mediciones de dos días no es lineal.

El objetivo primordial de esta sección era el de determinar que tan bien se puede predecir la ALAA en una casa utilizando una medida de corto plazo, o la media de dos mediciones también de corto plazo, hechas en la misma casa en diferentes estaciones del año. Usando la varianza del error residual como una medida de precisión para el modelo, se encontró que :

- 1) Una medida de dos días con un intervalo de confianza de 95 % para la estimación del valor real de la ALAA a un factor de 2.5

para el valor predicho.

2) La media de dos mediciones de un día con un intervalo de confianza de 95 % para la estimación de la ALAA real, representa un factor de 2.2 para el valor predicho de la ALAA.

Estos resultados indican que una sola medición o la media de dos mediciones de dos días no son adecuadas para estimar la ALAA por falta de precisión. Por ejemplo, el intervalo de 95 % de confianza para un valor predicho de 100 Bq m^{-3} será de 40 a 250 Bq m^{-3} , si la predicción se basó en la media de dos muestreos cortos. Es importante el tener un intervalo de confianza de 95 % para la estimación de la ALAA que represente un factor de 2 ó menos del valor predicho de la ALAA, por lo cual un procedimiento alternativo para la estimación de la ALAA debe ser utilizado.

CAPITULO V

FACTORES QUE AFECTAN LA CONCENTRACION DE RADON.

Introducción.

Se sabe que las concentraciones de radón atmosféricas varían substancialmente con la altitud, hora del día, época del año y con otros muchos factores los cuales se analizarán en el presente capítulo. Las concentraciones de radón son generalmente superiores en zonas localizadas lejos del mar ó alejadas de zonas gélidas. Estas concentraciones también varían con la altura sobre el nivel del suelo, encontrándose un máximo en la interfase entre el suelo y el aire hasta llegar a valores de concentración prácticamente indetectables en la estratósfera. Estas variaciones son muy significativas principalmente en los primeros metros sobre el nivel del suelo. Las concentraciones de radón también varían con la hora del día, encontrándose un máximo al amanecer y un mínimo en la tarde. Se presentan también variaciones estacionales encontrándose un mínimo durante la primavera y un máximo en el invierno ó en el verano, esto dependiendo de la localidad de que se trate. Los lugares que presentan una mayor variación estacional son aquellos con poca altitud, ya que en lugares altos respecto al nivel del mar la variación es poco notable.

5.1 Características de casas habitación asociadas con niveles de radiación γ y concentración de descendientes del radón.

En un estudio realizado para encontrar la relación entre niveles de radiación γ y concentraciones de radón en casas habitación, así como su relación con características de las habitaciones monitoreadas se han generado los siguientes resultados:

En general los niveles de radiación γ son elevados en sótanos pequeños y bajos ; o donde las paredes de los sótanos son de piedra además de no existir ventilación. La presencia de paredes y pisos de concreto, ó de cimientos muy anchos están fuertemente relacionados con bajos niveles de radiaciones γ . De los resultados obtenidos en diferentes estudios (Estebbing 1988), se hizo un análisis de regresión multivariable que permitiera saber el efecto conjunto de las variables de construcción sobre los niveles γ de radiación. (figura 5.1).

Los sótanos con paredes de piedra dominan con más de la mitad del poder descriptivo del modelo; seguido por los niveles de trabajo de radón que tienen un tercio de la influencia. El factor estacional es significativo estadísticamente, pero no muy importante para mediciones en sótanos. El calentamiento eléctrico así como grandes volúmenes en el sótano, son significativos estadísticamente asociados con bajos niveles de radiación γ . La predictibilidad total de niveles γ en sótanos es imprecisa, pero

un valor de 0.355 para el coeficiente de regresión es bueno tratándose de un estudio ambiental.

Fig. 5.1 . Coeficientes de regresión para la estimación de niveles de radiación γ .

VARIABLES	F	COEFICIENTE DE REGRESION
SOTANOS ($\ln \mu R \cdot h^{-1}$) [*] :		
CON PAREDES DE PIEDRA	204.5	+0.34
NIVELES DE DESCENDIENTES DEL RADON ($\ln(WL+1)$)	63.5	+1.08
CALEFACCION ELECTRICA	14.0	-0.13
CIMIENTOS SUCIOS CON PAREDES DE PIEDRA	7.36	+0.17
VOLUMEN DE LOS CIMIENTOS (ft^3)	7.31	-0.0000086
PLANTA BAJA ($\ln \mu R \cdot h^{-1}$) ^{**} :		
CIMIENTOS γ ($\ln \mu R \cdot h^{-1}$)	1267	+0.68
CIMIENTOS CON PAREDES DE PIEDRA	21.6	+0.10
AIRE ACONDICIONADO	7.5	-0.05

* Todos los valores de $p < 0.001$; $R^2 = 0.355$

** Todos los valores de $p < 0.01$; $R^2 = 0.717$

La predictibilidad de radiaciones γ exclusivamente para mediciones en el primer nivel de la habitación es mayor, para este caso el coeficiente de regresión fué de 0.72 (figura 5.1). Las paredes de piedra en los sótanos tuvieron un efecto residual directo y el aire acondicionado un efecto ligeramente negativo. La

relación presente entre las mediciones de sótano y primer piso depende de la temporada del año. A partir de las ecuaciones adecuadas de regresión las relaciones entre radiaciones γ en primer piso a las correspondientes en sótanos fueron de : en invierno la relación fué de 0.77 a $15 \mu\text{R h}^{-1}$, decreciendo de 0.46 a $45 \mu\text{R h}^{-1}$ en las otras estaciones.

Correlación de concentraciones de radón con otras características de la construcción.

De las variables de los sótanos solo aquellas donde no se tiene ventanas en el sótano, y donde los sótanos son muy grandes , se presentaron niveles de radón notablemente elevados. El suministro de agua de manantiales privados estuvo asociado marginalmente con altos niveles de radón.

Se puede concluir que existe una fuerte tendencia de las variables de construcción asociadas con altas concentraciones de radón en los sótanos a estar asociadas con bajas radiaciones γ . Las casas modernas con generación eléctrica de calor tienden a presentar altos niveles de radón y bajos niveles de radiaciones γ .

5.2. Variación de las concentraciones de radón con algunos parámetros meteorológicos.

La presencia de altas precipitaciones da como resultado el humedecimiento de las partículas del suelo y un aumento en la concentración de radón en el aire exterior debido a este aumento de humedad. Un aumento en la precipitación pluvial está

directamente relacionado con un incremento en la concentración interior de radón. La presión atmosférica no tiene ningún efecto sobre la concentración de radón monitoreada y las bajas temperaturas están de alguna forma relacionadas con bajas concentraciones de radón.

5.3 Modelo multiplicativo.

Un modelo multiplicativo, el cual toma en cuenta la concentración exterior de radón fué utilizado para el estudio de radón en interiores. (Gunby 1993). La concentración de radón interior se encontró que es afectada por el tipo de roca que rodea el lugar, el tipo de casa , el nivel en el cual se realizan las mediciones, los materiales de construcción utilizados en la construcción de las paredes , el tipo de piso y cimientos. Sin embargo estos factores en conjunto representan tan solo el 22% de la variación entre la concentración de radón obtenida en las habitaciones.

En este estudio el nivel exterior de radón fué de 4 Bq m^{-3} , este se tomó en consideración al substraerlo del valor interior de concentración de radón obteniéndose así una distribución de probabilidad más cercana a la normal. En un análisis original cada uno de los factores se analizó separadamente, como consecuencia, fué difícil distinguir entre los factores que influyen directamente en la concentración de radón interior y aquellos que aparentan hacerlo tan solo por estar correlacionados con otros factores. Este análisis supera éste problema analizando todos los

factores simultáneamente, utilizando para ello técnicas de regresión múltiple. Además la validez del modelo fué examinada analizando 18 interacciones de primer orden (interacciones tan solo entre dos factores). Las interacciones consideradas fueron el nivel de los cuartos y el tipo de suelo, cada uno interactuando con la presencia de un vidreado doble en las ventanas, la posición de las ventanas durante las 24 horas previas al monitoreo tanto en los dormitorios como en la sala, las características generales de la ventilación y la posición de las puertas en la zona habitable, la presencia de chimeneas y ventiladores eléctricos. De las posibles interrelaciones de los factores anteriores se eliminaron aquellos que presentaron baja interpretación física. Se trató de estudiar preferentemente factores que tuvieran efectos sobre la presión diferencial entre los cuartos en donde se realizó la medición y el aire exterior, o aquellos factores que tuvieran relación entre el contacto de la habitación con el subsuelo.

Una regresión escalonada se utilizó para seleccionar factores significativos de toda la posible gama de factores.

El modelo utilizado fué:

$$Y = 4 + (\mu \times \tau_1 \times \tau_2 \times \tau_7) e^{\epsilon} \quad (1)$$

donde Y es la concentración de radón observada, el valor de 4 representa la concentración exterior de radón. $\tau_1 \dots \tau_7$ son los factores que aumentan ó disminuyen el incremento de concentración de radón interior en forma multiplicativa, μ es el incremento

base en la concentración de radón interior comparado con el valor exterior y ϵ es el error normal distribuido en el modelo.

Como resultado de la regresión múltiple, los factores bajo consideración pueden ser divididos en tres categorías de acuerdo al significado de sus efectos cuando se toman en cuenta los demás factores.

El grupo más significativo consiste de los factores siguientes: tipo de roca circundante; nivel de la habitación; doble cristal en las ventanas y posición de las mismas en las 24 horas previas al muestreo; y materiales de construcción. El efecto de cada uno de estos factores está significativamente abajo de un nivel de $p=0.0003$ o menor.

El segundo grupo incluye las características del suelo, tipo de ventilación, presencia de ventiladores eléctricos, presencia de puertas que comuniquen con el exterior, año de construcción y posición de las ventanas de la sala durante las 24 horas previas al muestreo; estos efectos tienen un nivel de significancia entre 0.03 y 0.2 cuando se han incluido todos los factores del primer grupo.

El tercer grupo de factores consiste de factores tales como la posición geográfica de la casa y la presencia de chimeneas ya sea en los dormitorios o en la sala; el nivel de significancia de estos factores es mayor de 0.46 cuando se han incluido todos los factores de los otros dos grupos en el modelo.

Ninguno de los efectos de interacción fué significativo, esto debido tal vez al poco número de observaciones realizadas.

Los factores seleccionados para el modelo final fueron los del primer grupo, más el tipo de suelo y tipo de ventilación. La figura 5.2 muestra el porcentaje de la variación total explicada por cada uno de estos factores al tomar en consideración los otros factores restantes. El porcentaje de la variación total explicada por el modelo final es de 21.7%, sin embargo todos los factores restantes dan un incremento tan solo del 3 %.

Fig. 5.2 Efectos estimados de las categorías de cada factor sobre el modelo final. La categoría más común para cada factor vale 1.

TIPO DE ROCA		TIPO DE ROCA	
CATEGORIA	VALOR DE τ	CATEGORIA	VALOR DE τ
BASALTICA	0.85	JURASICO 1	2.22
CARBONIFERA 1	2.00	JURASICO 2	2.49
CARBINIFERA 2	1.00	PIEDRA CALIZA	1.15
ARCILLA	1.59	CUARZO	0.77
BARRO	1.35	ARENISCA	1.02
GRANITO	9.71	LODOSA	1.13

DOBLE VIDRIO	
CATEGORIA	VALOR DE τ
TODOS LOS VIDRIOS	1.55
ALGUNOS VIDRIOS	1.31
NINGUNO	1.00

NIVEL DE LAS RECAMARAS		NIVEL DE LAS RECAMARAS	
CATEGORIA	VALOR DE τ	CATEGORIA	VALOR DE τ
SOTANO	0.61	INFERIOR AL AREA HABITADA	1.00
PLANTA BAJA	1.25	OTROS	1.45

POSICION DE LAS VENTANAS DURANTE LAS 24 HORAS PREVIAS AL MUESTREO

CATEGORIA	VALOR DE τ	CATEGORIA	VALOR DE τ
CERRADO DIA Y NOCHE	1.26	CERRADO DE NOCHE	0.95
		CERRADO DE DIA	1.00

MATERIAL DE CONSTRUCCION		MATERIAL DE CONSTRUCCION	
CATEGORIA	VALOR DE τ	CATEGORIA	VALOR DE τ
LADRILLO	1.00	CONCRETO Y LADRILLO	1.02
CONCRETO	1.20		
PIEDRA	1.72		
MADERA	0.57	OTROS	0.97

TIPO DE SUELO EN EL AREA HABITABLE INCLUYENDO RECAMARAS

CATEGORIA	VALOR DE τ	CATEGORIA	VALOR DE τ
SOLIDO	1.30	SOLIDO Y SUSPENDIDO	1.12
SUSPENDIDO	1.00	OTROS	0.97

La desviación estándar estimada en el modelo es de 1.15. Para un valor particular de predicción de concentración de radón $4 + \lambda$ (la concentración exterior más el incremento interior), los niveles de 95% de confianza son aproximadamente $4 + 0.015 \times \lambda$ y $4 + 9.53 \times \lambda$.

Una estimación de la variación de la concentración interior de radón de acuerdo al modelo final se da en la figura 5.2. La categoría más común en cada factor multiplica el incremento base en la concentración interior de radón sobre la concentración exterior por uno. Todas las demás categorías tienen un efecto multiplicativo asociado sobre el incremento base en un valor dado en la tabla. Por ejemplo, una habitación con todos los atributos comunes (situada en un carbonífero, sin doble vidrio, dormitorios en niveles superiores, etc; tendrá una concentración de radón del valor base más el valor de concentración en el exterior $4 + 4.84 \text{ Bq m}^{-3}$. En contraste si la habitación tuviera los mismos atributos excepto que todas las ventanas tuvieran vidrios dobles, entonces los valores predicho para la concentración interior de radón serían de $4 + 4.84 \times 1.55 = 11.5 \text{ Bq m}^{-3}$. El tener ventanas con doble vidrio aumenta el valor predicho para la concentración de radón interior sobre el valor base de la concentración exterior en un 55%.

El efecto más significativo fué el debido al tipo de roca en el área de la casa. El incremento en la concentración de radón presente en el exterior para áreas con suelo tipo granítico del tipo 1 es casi 10 veces mayor que lo encontrado para suelos típicos carboníferos 2.

El efecto de los materiales de construcción utilizados en las paredes y el efecto del tipo de suelo en las habitaciones donde se realizaron las mediciones es significativo. Las paredes de ladrillo fueron las más comunes, tomando estos valores como base, las paredes de concreto tuvieron un incremento del 20 % con respecto al valor de concentración esperado, y las paredes de piedra un aumento de 72 % , las paredes de madera presentaron un decremento del valor base de 57 % .

Los suelos de tipo sólido presentaron una concentración de radón en el interior mayor en un 30% sobre la encontrada con suelos típicos suspendidos.

El factor final asociado con las concentraciones interiores de radón es el tipo de ventilación. Las casas donde se tiene una circulación forzada de aire presentan un incremento del 19 % sobre el valor base.

Se encontraron varios factores asociados con la concentración interior de radón: tipo de roca, doble vidrio, tipo de casa, nivel de los dormitorios, posición de las ventanas en las 24 horas previas al muestreo, tipo de piso y tipo de ventilación, todos ellos se encontró que tienen una correlación significativa con la concentración interior de radón .Ninguno de los otros factores

considerados tiene un efecto significativo sobre las concentraciones interiores de radón. En el presente análisis se encontró que las edades de las construcciones no tienen ningún efecto importante en las concentraciones de radón después de haber considerado los tipos de materiales de construcción utilizados.

Existen cinco principales fuentes de radón en las casas: suministro de agua, aire exterior, suministro de gas, materiales de construcción y subsuelo. Es por esto que se tomó en cuenta un factor en la ecuación que incluía la concentración de radón en el exterior. La entrada de radón a las casas a través de los gases que provienen del subsuelo está gobernada por otros factores: permeabilidad del subsuelo, rutas de entrada a la casa, ventilación y tipo de cimientos. Estos factores no pudieron ser analizados directamente en este estudio, por lo que debe considerarse su inclusión en estudios posteriores.

En cuanto al tipo de casa monitoreada y su efecto sobre la concentración de radón, los resultados encontrados están de acuerdo a los reportados con anterioridad (Wrixon 1988), altas concentraciones para construcciones por debajo del nivel del piso y muy bajas para el caso de edificios. Lo anterior se explica al ver que en niveles elevados la fuente principal de radón (subsuelo) se elimina, y en construcciones por debajo del nivel del suelo se está más expuesto a la exhalación proveniente del subsuelo. Un resultado particularmente importante es el que indica que en casas donde se está en una zona desprotegida la concentración de radón aumenta, esto puede deberse a que al tener las cuatro

paredes expuestas al viento , existe una mayor presión impulsora que permite migrar el radón desde los materiales de construcción y desde el subsuelo al interior de la habitación.

Podemos concluir entonces que los factores más importantes que afectan la concentración de radón interior son el tipo de roca existente en el subsuelo, ya que todos los demás factores están probablemente influenciados por el tipo de ventilación presente. A pesar de que la influencia de estos factores es altamente significativa en un sentido estadístico, al considerarlos en conjunto en el presente modelo, solo tienen el 22% de influencia sobre variaciones de concentración presentes en las casas, mientras que el otro 78 % permanece sin explicar.

En un estudio realizado en N.Y. donde se monitoreó la concentración de radón para diferentes épocas del año (Rizzuto 1990), se encontró que la correlación entre la concentración de radón en el invierno y la concentración anual fué de 0.62, mientras que entre la concentración anual y las mediciones realizadas por períodos cortos en sótanos fué de 0.64. Esto muestra una relación muy bien definida entre los dos tipos de mediciones.

Para la correlación entre la concentración de radón anual y la concentración en invierno se tiene la siguiente ecuación de regresión:

$$L_i = 8.16 + 0.605 H_i \quad (1)$$

donde L_i es la lectura de concentración anual para la zona habitable de la casa i , y H_i es la lectura en invierno para la casa i . La estimación de la pendiente y de los parámetros de regresión se obtuvieron mediante el siguiente modelo:

$$L_i^{1/2} = (a + b H_i)^{1/2} \quad (2)$$

siendo esta una regresión no lineal. La transformación por raíz cuadrada fué utilizada para contrarrestar la falta de homogeneidad en la varianza de los términos de error del modelo. Se intentó utilizar otro tipo de modelos, incluyendo el logarítmico, pero el que dió un mejor coeficiente de correlación es el modelo anterior.

Para analizar aún más la correlación entre los diferentes tipos de mediciones realizadas, se examinaron la relación entre las concentraciones de radón en invierno y las concentraciones anuales, y entre la concentración de radón en la zona habitable y la concentración presente en los sótanos. La distribución de esta relación se da en la Fig. 5.3 .

Fig. 5.3. Relación entre concentraciones anuales y concentraciones en invierno, y relación entre concentraciones en sótanos y zona habitable (planta baja).

RELACION	Porcientos					
	10	25	50	75	90	95
Invierno a Concentración anual.	0.45	0.80	1.3	1.98	2.83	3.60
Sótano a Planta baja	1.00	1.44	2.18	3.33	5.50	7.67

Al comparar la concentración de radón encontrada en invierno con la concentración de radón anual en zona habitable, la relación promedio fue de 1.3, mientras que la relación entre la concentración anual medida en sótanos y la medida en zona habitable fue de 2.18 en promedio.

Para revisar la posibilidad de que la distribución de las relaciones cambiara con un aumento en la concentración de radón, las relaciones obtenidas fueron divididas en tres grupos, basándose en la concentración obtenida para el invierno.

Grupo 1: si el nivel en el invierno era menor de 148 Bq m^{-3} ; 2 si el nivel estaba entre 148 y 296 Bq m^{-3} ; y 3 si el nivel era mayor de 296 Bq m^{-3} . La distribución para los tres grupos es similar (Fig.5.4), donde el primer grupo muestra el mayor rango entre el 10 y el 95 %.

Fig. 5.4. Distribución de la relación entre concentraciones en invierno y anuales, para concentraciones en invierno menores de 148 Bq m^{-3} , entre 148 y 296 Bq m^{-3} , y mayores de 296 Bq m^{-3} .

Concentración en Invierno. Bq m^{-3}	Tamaño de la muestra	Porcientos					
		10	25	50	75	90	95
Menor de 148	1817	0.43	0.78	1.27	2.0	2.83	3.65
Entre 148 y 296	86	1.13	1.31	1.62	1.88	2.53	3.02
mayor de 296	63	1.02	1.17	1.48	1.75	2.24	2.87

Las características de las casas habitación monitoreadas fueron también examinadas para determinar los efectos que tienen sobre la concentración de radón. Una regresión escalonada utilizando escala logarítmica fué desarrollada utilizando las siguientes características como parámetros de predicción de la concentración de radón en el invierno:

- presencia de un manantial privado para el agua de uso doméstico;
- presencia de sótano;
- tipo de calentamiento utilizado en la casa;
- número de niveles sobre el suelo presentes en la casa;
- utilización de un sistema de aire acondicionado; y
- tipo de cimientos presentes en la casa.

De estas características las que presentaron alguna significancia estadística en cuanto a su diferencia en

concentración de radón se muestran en la Fig. 5.5 . Las casas con sótano presentaron una mayor concentración de radón que aquellas donde no lo había. También se presentó un aumento en la concentración de radón para casas donde se tienen manantiales de agua privados.

Fig.5.5. Análisis de varianza de concentraciones medidas en invierno con algunas características de las casas monitoreadas.

Variable	Media Geométrica	Intervalo de confianza de 95 %.	Tamaño de la muestra	Valor de f *
Sótano				
sí	33.0	31.0 - 35.2	2017	4.15
no	25.2	22.5 - 28.3	384	
Manantial de agua privado				
sí	40.9	36.7 - 45.5	753	5.13
no	29.6	27.8 - 31.5	1648	

* Nivel de significancia de 0.05 .

Este análisis realizado utilizando detectores de trazas alfa muestra que las concentraciones de radón son generalmente más altas en el invierno que las mediciones anuales realizadas en interiores. Las concentraciones en sótanos son mayores inclusive que las presentes en el invierno. Estos resultados son consistentes con muchos otros obtenidos en diversos estudios.

Factores asociados con altas concentraciones de radón en el estado de IOWA.

Eficiencia energética:

En un estudio realizado en el estado de IOWA (William y col. 1993) mediante mediciones de concentración de radón de corto término en invierno, se encontró que las casas con altas eficiencias energéticas presentaban concentraciones de radón elevadas ($p = 0.024$). Dado que el efecto real de la eficiencia energética sobre la concentración de radón podría estar enmascarada si se clasificara erróneamente la eficiencia energética en las casas monitoreadas, se examinó la relación entre las concentraciones de radón con excelente y pobre eficiencia energética; la relación fué de 1.9 a 3.5, lo cual sugiere que la eficiencia energética puede estar efectivamente relacionada con la concentración de radón en el interior. En general, dado que en la planta baja de las casas se da una mayor velocidad de infiltración de aire vs. flujo de radón comparado con los sótanos, las técnicas de ahorro energético pueden elevar particularmente la concentración de radón en niveles superiores de la casa al disminuir la infiltración de aire sin cambiar el flujo de radón. Una prueba más contundente para determinar la forma en que es afectada la concentración de radón por la eficiencia energética sería el medir la velocidad real de infiltración del aire durante el período de medición del radón.

Factores asociados con el sótano.

Las casas con sótanos presentan un nivel medio significativamente más alto de concentración de radón que las que no tienen sótano. (p menor de 0.0001) . La presencia de sótanos provoca concentraciones mayores debido a diferentes mecanismos: primero, si se compara con casas con cimientos normales, las casas con sótanos generalmente tienen una mayor área superficial en sus cimientos, incrementando el número potencial de puntos posibles de entrada de radón. El gran volumen de suelo que rodea los cimientos puede ser más crítico en este caso que en cimientos convencionales, dado que la distancia que el radón debe recorrer antes de entrar a la subestructura es menor. Finalmente las casas con circulación de aire en forma forzada con retorno de aire frío localizado en el sótano pueden hacer circular el radón presente en el sótano a través de toda la casa.

Acceso al sótano.

Para todas las casas el acceso al sótano desde el interior de la casa está relacionado directamente con altas concentraciones de radón ($p= 0.0397$). A pesar de esto se necesita una mayor investigación para saber de que manera interactúa este factor con otras características de la casa.

Las casas con un suelo sucio presentan menores concentraciones de radón que las casas con un piso de concreto limpio.

La edad de las casas no se correlaciona significativamente con las concentraciones de radón monitoreadas ($r= 0.0375$, $p= 0.929$). Los cimientos de las casas antiguas generalmente presentan un mayor número de fracturas, ocasionando que la concentración de radón en el interior de la casa aumente al aumentar la entrada de radón proveniente del suelo a través de los cimientos, siendo así un factor indirecto el que influye sobre la velocidad de entrada de radón en la casa y no directamente la edad de la casa.

CAPITULO VI

EL FACTOR URBANO INVOLUCRADO CON LA EXPOSICION A RADON Y EL CANCER PULMONAR

6.1 A pesar de la preocupación existente por la relación entre la exposición a radón en casas habitación y el riesgo potencial de cáncer pulmonar, existe poca evidencia objetiva de un incremento del riesgo, asociado con la presencia de radón. La influencia del radón y sus descendientes sobre el cáncer pulmonar en minas de uranio es bastante mejor conocida, y a partir de ello se realizan estimaciones del riesgo presente en casas habitación. Sin embargo, las condiciones ambientales presentes en las minas varían significativamente de aquellas presentes en habitaciones, además existe una diferencia apreciable en la edad, sexo y velocidad de respiración de la población expuesta al riesgo.

John S. Neuberger y col. (1994) realizaron un estudio ecológico de cáncer pulmonar presente en mujeres blancas. En la Fig 6.1, se observa que el total de casos de cáncer pulmonar se incrementa al incrementarse tanto el fumar como la exposición a radón ($p < 0.05$). Sin embargo, se puede observar que para bajas exposiciones al humo del cigarro, existe una reducción de un 33 % ($p < 0.05$) en el cáncer pulmonar.

La tabla 6.2 muestra el total de adenocarcinomas, estos se incrementan significativamente al aumentar el grado de fumar ($p < 0.05$). Un 26.2 % de incremento de adenocarcinomas se encuentra al aumentar los niveles de radón y la exposición al humo de cigarro;

esto comparado con bajos niveles de radón.

Se ha encontrado además una relación entre altas concentraciones de radón y fumadores constantes con un alto nivel socioeconómico, por lo cual se cree que un alto nivel socioeconómico puede estar positivamente asociado con el cáncer pulmonar.

Fig.6.1 . Incidencia de casos de cáncer pulmonar en función del nivel de radón y el fumar.

NIVELES DE RADON	FUMADORES			TOTAL
	BAJOS	MEDIOS	ALTOS	
BAJO	28.6 (n=417)	24.9 (n=513)	26.7 (n=739)	26.6 (n=1660)
MEDIO	27.6 (n=389)	30.1 (n=801)	23.7 (n=136)	28.6 (n=1326)
ALTO	19.1 (n=93)	21.3 (n=189)	33.1 (n=1156)	29.5 (n=1438)
TOTAL	26.7 (n=899)	26.9 (n=1503)	29.7 (n=2022)	-

Fig. 6.2 . Incidencia de casos de adenocarcinomas en función de la concentración de radón y el fumar.

NIVELES DE RADÓN	FUMADORES			TOTAL
	BAJOS	MEDIOS	ALTOS	
ALTOS	7.1 (n=98)	5.3 (n=106)	5.5 (n=146)	5.8 (n=350)
MEDIO	6.8 (n=88)	6.7 (n=174)	5.0 (n=27)	6.5 (n=289)
ALTO	3.1 (n=15)	4.0 (n=35)	7.8 (n=271)	6.6 (321)
TOTAL	6.4 (n=201)	5.8 (n=315)	6.6 (n=444)	-

La Fig.6.3 muestra el efecto de la urbanización sobre la presencia de cáncer pulmonar ($p < 0.0001$). En ella se muestran los casos de cáncer pulmonar clasificados tanto en nivel de fumar como en número de habitantes de la comunidad. Se puede observar que para un nivel de fumar en particular, la incidencia de casos de cáncer pulmonar se incrementa al aumentar la población promedio de la comunidad, esto para los 3 estratos de fumadores. El incremento porcentual más importante en función del aumento de población, se presenta para los fumadores de bajo nivel. Esto sugiere que existe efectivamente un efecto positivo de la urbanización sobre el cáncer pulmonar.

Fig. 6.3. Incidencia de cáncer pulmonar en función de la población total y el fumar.

FUMAR	POBLACION PROMEDIO	CASOS DE CANCER POR AÑO PROMEDIADOS A 100 000 HABITANTES	INCREMENTO PORCENTUAL DE RIESGO*
BAJO	66944	28.6	49.6
	60746	27.6	44.5
	19557	19.1	0.0
MEDIO	137948	30.1	41.3
	65331	24.9	16.9
	23640	21.3	0.0
ALTO	164000	33.1	39.7
	85158	26.7	12.7
	48322	23.7	0.0

*Comparado a la incidencia menor para cada categoría de fumadores.

Para el caso del radón en particular se observa, que existe un efecto importante de la urbanización sobre la presencia de concentraciones elevadas de radón ($p < 0.0001$). La figura 6.4 muestra la clasificación de casos de cáncer pulmonar en función de los niveles de radón y de el número de habitantes de la comunidad. Para un nivel de radón en particular, la incidencia de casos de

cáncer pulmonar aumenta significativamente al aumentar la población para dos de los tres estratos (niveles de radón medios y bajos). Estos resultados indican la existencia de alguna influencia de la urbanización sobre la presencia de casos de cáncer pulmonar.

Fig. 6.4. Incidencia de cáncer pulmonar en función de los niveles de radón y la población.

NIVELES DE RADON	POBLACION PROMEDIO	CASOS DE CANCER POR AÑO PROMEDIADOS A 100 000 HABITANTES	INCREMENTO PORCENTUAL DE RIESGO*
BAJO	85258	26.7	7.2
	66944	28.6	14.9
	65331	24.9	0.0
MEDIO	137948	30.1	27.0
	60746	27.6	16.5
	48322	23.7	0.0
ALTO	164000	33.1	73.3
	23640	21.3	11.5
	19557	19.1	0.0

*Comparado a la incidencia menor para cada categoría de fumadores.

Este estudio sugiere que el fumar, aunado a altas concentraciones de radón puede aumentar sinérgicamente el riesgo de cáncer pulmonar cuando ambos niveles son elevados. Esto está en concordancia con lo que podría esperarse en base a estudios realizados en minas de uranio. De los resultados obtenidos también se desprende que para un mejor estudio del riesgo debido al radón, deben analizarse áreas con altas concentraciones de radón. Esto facilitará la obtención de resultados concretos. El hecho de que un aumento en el riesgo para fumadores existe solamente para altas concentraciones de radón sugiere que el impacto de fumar o de concentraciones elevadas de radón no puede ser adecuadamente analizado en este tipo de estudios sin la presencia de un fuerte cofactor .

Se ha encontrado además la existencia de un importante factor urbano , ya que existe un mayor número de casos de cáncer pulmonar en áreas urbanas que en áreas rurales. Este factor puede estar relacionado con la ocupación, dieta y hábito de fumar de los casos estudiados, así como con la presencia de altas concentraciones de radón en el aire ó inclusive algún otro factor. A pesar de ello, resulta muy difícil el identificar uno solo de estos factores como causante del cáncer pulmonar.

La relación entre casos de cáncer, urbanización, fumar y niveles de radón parece ser muy compleja. A pesar de ello al analizar estos factores en forma global, estos afectan fuertemente la incidencia de cáncer pulmonar.

Debe recordarse que estas conclusiones se obtienen en base a un estudio ecológico cuya finalidad es simplemente el generar hipótesis. Al estudiar casos de cáncer pulmonar y su relación con el fumar y la presencia de radón, las concentraciones de radón pueden ser tan bajas que sean difícilmente detectables mediante esta clase de estudios. Por lo anterior se concluye que su utilidad se limita a encontrar posibles factores que encubran las variables directamente relacionadas que un estudio analítico debe considerar.

6.2 MODIFICADORES TEMPORALES DE LA INTERACCION ENTRE FUMAR Y EL RADON.

De los estudios realizados a la fecha para el estudio de la interacción entre los dos más potentes inductores de cáncer pulmonar, se ha encontrado generalmente que el efecto conjunto entre fumar y la exposición a radón es generalmente multiplicativo. Se cree que el efecto de fumar depende de la edad a la cual se empieza a fumar así como de la duración de la exposición, siendo la intensidad un factor de mucho menor importancia. Información obtenida en base a estudios realizados en ratas (Gray y col.1986) sugiere que cuando se tiene una exposición a radón previa a la ingestión de humo de cigarro, se provoca una cantidad de tumores en pulmón cuatro veces mayor que si las mismas dosis se aplicaran en una secuencia inversa.

Basándose en información obtenida del seguimiento de 3347 casos de mortalidad por cáncer pulmonar en mineros del estado de

Colorado U.S.A. (Duncan y col. 1994), se analizan los modificadores temporales de la relación entre el fumar y la exposición a radón. Para ello se estima el grado de exposición a radón para cada año de vida $r(t)$ a la edad t . De igual manera se obtiene la cantidad fumada en función de la edad $s(t)$. Para simplificar los cálculos $r(t)$ y $s(t)$ se analizan en intervalos de cinco años.

Antes de investigar los modificadores temporales de la interacción entre el fumar y los niveles de radón, se examinaron los modificadores de los modelos de dosis-respuesta para cada tipo de exposición separadamente. Además de la dosis acumulativa simple, otras variables asociadas con la dosis se analizaron en forma global, estas variables fueron: la latencia, edad y cantidad de dosis recibida.

Después de hacer un ajuste para incluir en el modelo la latencia y la rapidez de dosis, se eliminó el efecto de la edad a la que se realizó la exposición.

De los factores mencionados, el más importante es el tiempo de exposición (períodos largos de exposición con dosis pequeñas son substancialmente más dañinas que exposiciones cortas e intensas, esto por unidad de dosis total).

Se ha encontrado un efecto más que multiplicativo debido conjuntamente al fumar y la exposición a radón, cuando el radón precede al fumar. Un modelo multinivel predice que si los dos carcinogénicos actúan en el mismo nivel, su efecto conjunto será aditivo, mientras que si actúan en niveles diferentes el efecto global será multiplicativo, pero afectado por la secuencia de la

exposición. Sin embargo, al ajustar mediante el tiempo de exposición la influencia de la secuencia disminuye notablemente, esto sugiere que al menos algo del efecto de interacción debe estar relacionado con el tiempo de exposición.

Archel y col. (1973) sugiere que el fumar debe acelerar el desarrollo de tumores pulmonares que fueron iniciados por el radón; mientras la posibilidad de que el radón pueda acelerar el desarrollo de tumores inducidos por el fumar es inexistente.

Mediante un modelo carcinogénico de dos etapas aplicado a resultados experimentales obtenidos de estudios en ratones, (Moolgaukar y col. 1990) se concluyó que el radón modifica tanto la velocidad de mutación como la de proliferación en células intermedias. Se encontró que la primera velocidad de mutación dependía lineal y aditivamente de los tiempos y cantidades de exposición tanto a radón como al humo del cigarro, la segunda velocidad de proliferación dependía aditivamente de la transformación $1 - e^{-cz(t)}$ de los dos niveles de exposición. finalmente se encontró que los efectos aditivos sobre la mutación y la proliferación pueden ser los causantes del efecto multiplicativo en forma global sobre la cantidad de casos de cáncer pulmonar.

6.3 DOSIMETRIA DE LOS DESCENDIENTES DEL RADON EN EL PULMON DE LA RATA Y SEMEJANZA CON LA DOSIMETRIA EN HUMANOS.

La dosimetría para la inhalación de descendientes del radón en el pulmón de la rata ha sido simulada para una variedad de condiciones de inhalación. Los cálculos indican que el factor de conversión para la exposición en el pulmón de la rata es aproximadamente dos veces más alto que el correspondiente para el pulmón humano en condiciones semejantes de exposición. Sin embargo, si se utilizan características típicas de aerosoles para los estudios realizados en ratas de manera que sean semejantes a la exposición sufrida por los humanos en interiores, los factores de conversión para la exposición son comparables, sugiriendo así similares riesgos de cáncer pulmonar por unidad de exposición. Los efectos relativos predichos para el desequilibrio de descendientes del radón y fracción no vinculada en dosis bronquiales, están de acuerdo con los resultados experimentales realizados con ratas de laboratorio.

El número de tumores por unidad de exposición en la rata, es comparable a la exposición en humanos, sin embargo, la localización de los tumores es diferente. Mientras que los tumores en humanos generalmente aparecen en la parte superior del árbol bronquial, los tumores inducidos en ratas se encuentran comunmente en otras zonas del pulmón.

Las células secretoras y basales son consideradas como las principales progenitoras para la inducción de cáncer pulmonar en humanos.

Dado que el riesgo carcinogénico depende no solo de la dosis recibida por las células blanco, sino también de la frecuencia de estas células en el tejido irradiado. se deben derivar dosis promedio en las células. esto se hace multiplicando la dosis en una generación dada por la fracción volumetrica promedio de los núcleos celulares basales y secretor en el epitelio bronquial.

La fracción de dosis recibida por una célula basal es despreciable comparada con la liberada por células secretoras. Las dosis más elevadas, así como la mayor densidad nuclear de células secretorias en bronquiolos, son consistentes con la mayor cantidad de tumores bronquiales observada en las partes bronquiales periféricas.

Dedido a la ocurrencia preferencial de tumores en los tractos de aire periféricos, se ha estudiado el efecto potencial de la dosis alveolar en la inducción de cáncer en las terminales bronquiales adyacentes.

La deposición encontrada para núclidos no vinculados ($d_u = 5$ nm) sobre la superficie alveolar fué de 4.5 % para una respiración promedio.

La extrapolación a humanos del riesgo de cáncer pulmonar encontrado en ratas , debe basarse en la dosis celular, ya que la dosis recibida por células blanco puede ser diferente en ambas especies para las mismas condiciones de exposición.

Mediciones recientes de la distribución celular en humanos y ratas. indican que a pesar de existir diferencias en la distribución de células secretoras y basales en las tres regiones

del pulmón estudiadas, la suma en el bronquio y terminales bronquiales es bastante semejante para las dos especies.

En el pulmón humano, las dosis alveolares son del orden de 10 % de las dosis bronquiales (Hoffman 1982), mientras que las dosis alveolares en el pulmón de la rata son del 16 al 50%. Mercel y col .(1991) sugirieron que una fracción de dosis significativa de los descendientes del radón depositada sobre superficies alveolares puede ser absorbida por el tejido bronquial, contribuyendo así a la dosis en terminales bronquiales. Esto puede explicar los resultados experimentales que muestran que aproximadamente el 70 % de los casos de cáncer observados en la rata fueron carcinomas broncogénicos y 30 % fueron de origen bronquioalveolar.

Como pudimos observar el valor predictivo de estudios realizados en ratas en el laboratorio sobre la exposición a radón y su relación con el cáncer pulmonar, puede ser importante si se cumple con condiciones adecuadas para el estudio y se extrapolan adecuadamente estos resultados a casos de cáncer pulmonar en humanos.

6.4 ANALISIS DEL RIESGO A LA SALUD DEBIDO A RADON INGERIDO

Comunmente se asume que el radón presente en el aire y que se introduce al cuerpo humano por los pulmones es mucho más dañino que el ingerido diariamente, por ello, el estudio de la presencia de radón en el agua se ha enfocado a la emanación de radón del agua hacia el aire dentro de una casa habitación. El propósito de

este estudio es el evaluar si la eliminación del estudio del radón ingerido es correcta.

Andersson y col. realizaron un conteo en todo el cuerpo para estudiar la retención de radón en el cuerpo entero. Sus resultados indican que el radón es retenido en el cuerpo durante una vida media de entre 30 y 70 min. De este estudio también se puede estimar que la dosis equivalente a todo el cuerpo para un adulto es de aproximadamente 4×10^{-9} Sv por Bq de radón ingerido.

Hursh y col. realizaron un estudio que analiza separadamente regiones del cuerpo incluyendo venas sanguíneas. De este estudio se puede desprender que las dosis siempre serán menores para el tejido sistémico del cuerpo, el tracto intestinal y especialmente el estómago recibiendo las dosis más elevadas. Además de esto, demostraron que el radón se equilibra rápidamente con la sangre dado que la máxima concentración en el hígado se establece durante los 5 ó 10 minutos posteriores a la ingestión.

Este estudio también demostró que el radón ingerido abandona el cuerpo principalmente a través del pulmón: (más del 95 %) .

En general se asume que la dosis recibida por el tejido adiposo será mayor que en otros tejidos sistémicos, dado que el coeficiente de solubilidad del radón en la grasa se incrementa considerablemente sobre el encontrado en agua. Se sugiere entonces que cualquier retención de largo término de radón en el cuerpo, debe estar dominada por la concentración presente en el tejido graso.

Modelos biocinéticos.

La medición más detallada de niveles de radón dentro de órganos específicos ha sido realizada por Correia y col. ellos estudiaron el movimiento del Xenón a través de los órganos de un humano adulto; con la información obtenida realizaron un modelo por compartimentos para el movimiento del radón a través del cuerpo humano. Este se muestra en la Fig. 6.4. Se tienen además las constantes de velocidad para el movimiento del radón entre cada compartimento.

Se asume que el radón se mueve desde el tracto gastrointestinal hacia la corriente sanguínea, desde donde se transporta rápidamente hacia el pulmón y el hígado. El espacio aéreo entra rápidamente en equilibrio con la sangre alveolar llegando a una concentración igual a la de la sangre. La velocidad de intercambio de aire en la región alveolar para un adulto es de 7.5 l/min. Algo del radón presente en la sangre entra al compartimento de agua general del cuerpo, donde se distribuye uniformemente. La concentración en la sangre transportadora así como en el hígado, permanece por arriba de la encontrada en el tejido general hasta que el flujo de radón desde el tracto intestinal cesa.

Las concentraciones de radón en cada compartimento en función del tiempo pueden ser determinadas. Asumiendo la ingestión de 1 Bq de radón hacia el estómago a $t=0$, se tienen los resultados presentes en la Fig. 6.5. Dado que la concentración en un órgano a cualquier edad será inversamente proporcional a la masa, las

funciones de concentración de la Fig.6.5 pueden ser extrapoladas a otras edades multiplicando estas funciones por la relación entre el peso del órgano de un adulto y el encontrado a cualquier otra edad.

Fig.6.5. Funciones de concentración para cada órgano.

ORGANO	FUNCION
ESTOMAGO	$C(t) = 2.5 \times 10^{-3} (0.99 \exp(-0.029t) + 0.002 \exp(-0.0026t))$
INTESTINO DELGADO	$C(t) = 2.4 \times 10^{-4} \times (0.9 \exp(-0.02t) + 0.01 \exp(-0.006t)) \times (1 - \exp(-0.99T))$
INTESTINO GRUESO	$C(t) = 3.33 \times 10^{-5} \times \exp(-0.0048t) (1 - \exp(-0.099t))$
HIGADO	$C(t) = 3.3 \times 10^{-5} \times (0.87 \exp(-0.022t) + 0.13 \exp(-0.0039t))$
MUSCULO	$C(t) = 1.1 \times 10^{-5} \times (\exp(-0.0029t)) (1 - \exp(-0.023t))$
GRASA	$C(t) = 1.1 \times 10^{-5} \times (\exp(-0.005t)) (1 - \exp(-0.099t))$
CUERPO ENTERO	$C(t) = 1.1 \times 10^{-4} \times (0.92 \exp(-0.022t) + 0.08 \exp(-0.0035t))$

Nota: Asumiendo una ingestión de 1 Bq en el tracto gastrointestinal a tiempo=0. Todos los valores de t están en minutos, y todas las concentraciones en Bq/cc.

El tejido pulmonar, donde llega la sangre, contiene concentraciones de radón aproximadamente iguales a la sangre alveolar. Este radón pasará del tejido pulmonar hacia el espacio de aire. Durante cada exhalación algo de radón será exhalada. Si el volumen alveolar está dado por V_a , y si la ventilación alveolar está dada por V , el tiempo de residencia medio para un átomo de radón en el espacio de aire será :

$$T = V_a / V$$

Quando el radón decae, se producirán descendientes libres, cada uno de los cuales tienen una alta probabilidad de difundirse hacia las paredes del pulmón antes de la próxima exhalación. Si el decaimiento del radón ocurre en la región alveolar, los descendientes se depositarán en los sacos alveolares. Si el radón decae en la región traqueobronquial, los descendientes se depositarán en la mucosidad blanca. Ya depositados, los descendientes serán transportados por el tejido hacia el más próximo pulmón. El sitio de decaimiento para cada uno de los descendientes del radón producido en el espacio de aire, dependerá de la localización del átomo de radón al momento de decaer.

Para órganos diferentes al pulmón, se asume que los descendientes decaen donde decae el radón.

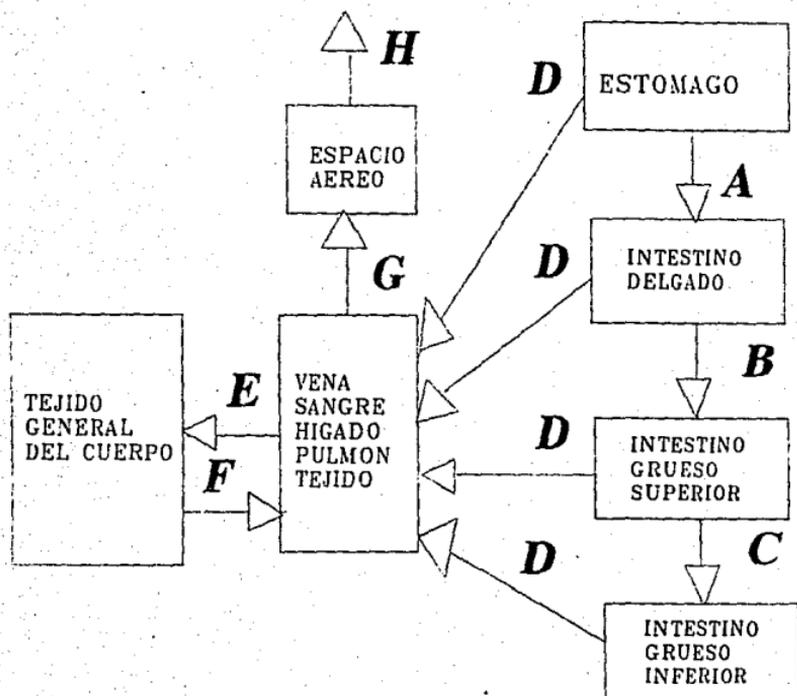
Estimación de la dosis.

De la concentración en cada órgano, es posible calcular la dosis recibida por cada órgano para un cierto intervalo de exposición. En general, se tiene una concentración de radón en el órgano i de $C_i(t)$ para un tiempo t (en minutos). La dosis equivalente D_i asumiendo una densidad de tejido de 1 g/cc , es:

$$D_i = 19.9 \times 1.6 \times 10^{-10} \times 20 \times 60 \times \int_0^t C_i(t) dt$$

En esta expresión, 19.9 MeV es la energía total alfa liberada por el radón y sus descendientes ($5.49 + 6.7 + 7.69$), 1.6×10^{-10} el factor de conversión de MeV/g a Gy , 20 es el factor de actividad para las alfas y 60 es el factor de conversión para tener dosis (D) en Gy/h .

FIG.6.4 MODELO BIOCINETICO PARA EL RADON EN EL CUERPO HUMANO



CTES. DE VELOCIDAD DEL MODELO BIOCINETICO

RECORRIDO	CTE. DE VELOCIDAD (MIN. ⁻¹)
A	0.015
B	0.005
C	0.005
D	0.025
E	0.034
F	0.010
G	0.176
H	0.074

6.5 MODELO DOSIMETRICO.

La dosis producida en los tejidos de pulmón debido a la inhalación de los descendientes del radón no es posible medirla. Se debe calcular modelizando la secuencia de sucesos implicados: inhalación, deposición, limpieza biológica y desintegraciones de los descendientes del radón en las vías respiratorias. Los modelos revelan que la dosis para una actividad dada depende de características ambientales y de factores personales, principalmente de la distribución del tamaño de los aerosoles, del ritmo de respiración y del tamaño del pulmón.

El aparato respiratorio se divide en tres regiones en base a su anatomía y a su función. La estructura y caudal de aire en cada región determinan la deposición fraccional de los descendientes del radón.

La región faringe-nasal (N-P) empieza en las ventanas de la nariz e incluye las vías respiratorias hasta la laringe. A pesar de que la deposición nasal de los descendientes del radón debe ser considerada por su función de reducir las dosis en el resto del aparato respiratorio, no existe evidencia de que la exposición del órgano a los descendientes del radón incremente el riesgo de cáncer nasal.

La región traqueo-bronquial (T-B) empieza en la laringe e incluye las vías respiratorias desde la tráquea hasta los bronquiolos terminales. La tráquea se divide en dos bronquios y estos forman

el árbol bronquial de unas diez ramificaciones para terminar en aproximadamente cinco en los bronquiolos. Es la región que más dosis recibe y por tanto la que se debe calcular.

La región alvéolo-intersticial (A-I) está constituida por los sacos alveolares y los alvéolos. La dosis que recibe esta región es mucho menor que la región T-B .

Cálculo de la dosis efectiva equivalente.

Para calcular la dosis media recibida sobre todas las células epiteliales en la región bronquial y en la región A-I se utiliza la gráfica de la figura 6.6 realizada en escala logarítmica en función del tamaño de la partícula y para una exposición de 1 WLM (nivel de trabajo mensual) de energía potencial alfa. Para las partículas no vinculadas la dosis en la región bronquial producida por los descendientes varía poco con el tamaño de la partícula y por tanto, se adopta un valor de 150 mGy / WLM. Sin embargo, para la fracción vinculada, el valor de la dosis decrece apreciablemente con el aumento del tamaño de partícula.

Diferentes estudios realizados del tamaño de las partículas vinculadas aconsejan un valor del ADM (diámetro de actividad medio) de 22 nm que producen una dosis de 5 mGy / WLM.

La dosis que se produce en la región A-I es siempre menor del 10 % con respecto a la región bronquial y por tanto puede ser despreciada. El error que se comete en la utilización de esta gráfica es del orden del 30 %.

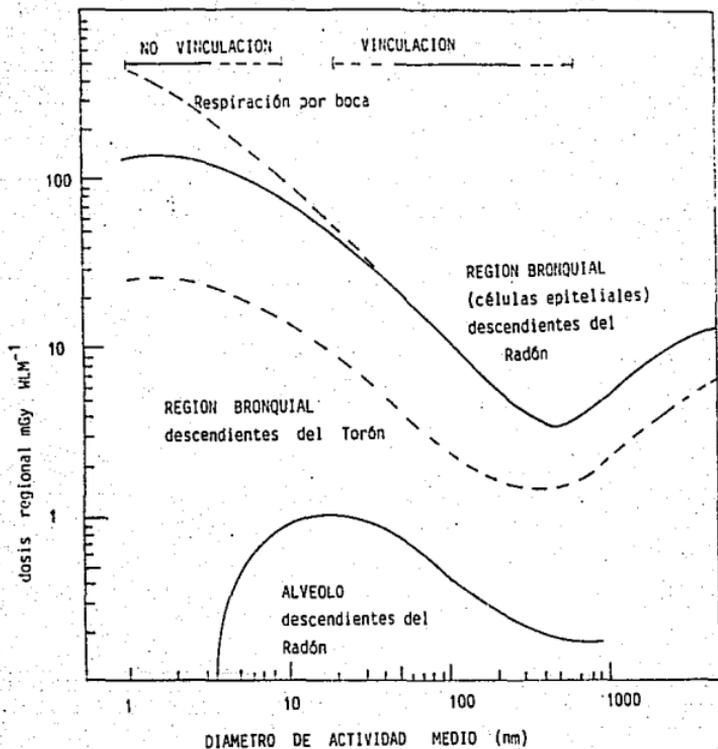


Fig. 6.6. Dosis medias sobre las células epiteliales de las regiones bronquial y alveolar.

Nazarov, William W. Nero, Anthony V. "Radon and its decay products in indoor air". John Wiley & Sons, Inc. New York 1988.

La figura 6.6 muestra además el efecto que producen sobre la dosis la respiración por la boca: la dosis máxima, la cual sucede en la zona de partículas libres, es el doble del valor calculado en la respiración nasal. Esto es debido a que aproximadamente la mitad de los descendientes inhalados con un tamaño de 1 nm son filtrados por la nariz. La filtración nasal es despreciable para las partículas vinculadas.

La dosis absorbida por el tejido bronquial, D_B , se determina mediante el valor de la exposición de energía potencial alfa, E_p , y de la fracción vinculada. Estas cantidades se sustituyen en la siguiente expresión.

$$D_B = E_p ((1-f_a)D_u + f_a D_a) \quad 6.1$$

donde D_u y D_a son los valores de dosis por unidad de exposición para las partículas libres y vinculadas respectivamente. Estos valores se obtienen de la utilización de la gráfica de la figura 6.7.

El valor de la fracción vinculada se calcula con los resultados que se obtengan en la realización de la medida y con la ecuación 2.8 que da la fracción libre. Este valor puede también adoptarse a partir de gráficas. En la figura 6.7 se obtiene el valor del factor de equilibrio, F , necesario para calcular la energía potencial alfa como se verá más adelante, y la fracción vinculada en función de la concentración de aerosoles, z , un parámetro que es difícil de medir.

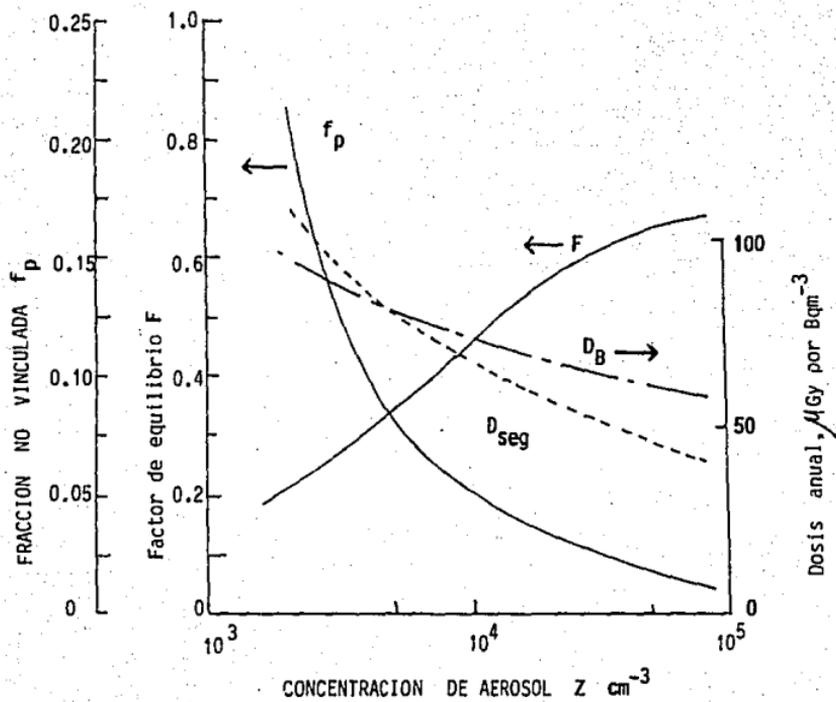


Fig. 6.7. Variación de f_p y de F de acuerdo con el modelo de Porstendörfen.

Para el cálculo de la exposición, E_p , se utiliza la siguiente expresión:

$$E_p \text{ (WLM/año)} = \frac{8760 \times n \times F \times C_{Rn}}{170 \times 3700} \quad 6.2$$

donde C_{Rn} es la concentración de radón en el aire en Bq/m^3 ; n es la fracción de tiempo de ubicación en el interior, valor que se acostumbra a tomar 0.8, F es el factor de equilibrio, 8760 son las horas del año, 170 es la equivalencia de WLH a WLM y 3700 la equivalencia de Bq/m^3 a WL. El valor del factor de equilibrio se puede calcular o tomar valores de la literatura.

Las dosis que reciben otros tejidos que no son del aparato respiratorio es despreciable si se trata de los descendientes del radón. Algo más altas son estas dosis en el caso de los descendientes del torón.

La dosis calculada es simplemente la energía absorbida por el tejido. Sin embargo, los efectos biológicos de estas dosis varían con el tipo de radiación. Para tener en cuenta este hecho se usa la dosis equivalente, H_T . En el caso de partícula alfa se utiliza un factor de multiplicación de valor 20.

Se sabe que los tejidos del organismo tienen una respuesta diferente a la irradiación. Debido a esto cada tejido de los distintos órganos tienen un factor de ponderación w . El resultado que se obtiene se denomina dosis equivalente efectiva, H_E .

$$H_E = \sum (w_T H_T) + \text{radiación externa} \quad 6.3$$

Para el pulmón el factor de ponderación que se aconseja es de 0.12. Este se obtuvo de estimaciones realizadas entre los supervivientes de las explosiones de las bombas nucleares. En este caso la región alveolar y bronquial estaban expuestas a las mismas dosis y sus contribuciones relativas no eran importantes. Sin embargo, para exposiciones a radón, la región bronquial absorbe una dosis muy alta mientras que la región alveolar practicamente nada. Para calcular el riesgo teniendo en cuenta esta no uniformidad en la irradiación, la C.I.P.R. ha asumido que la sensibilidad de los tejidos bronquiales y alveolares es la misma y por tanto, un factor para cada uno de ellos, de la mitad; es decir 0.06. Para el cálculo de la dosis debida al radón se desprecia el valor de la radiación exterior y de todos los órganos exceptuando los bronquios. Queda por tanto la expresión para calcular la dosis equivalente efectiva en mSv/ año de la siguiente forma :

$$H_E = 20 \times 0.06 \times D_B = 1.2 \times D_B \quad 6.4$$

Limitación de dosis.

La C.I.P.R. (International Comission of Radiologic Protection) recomienda para personas ocupacionalmente expuestas las siguientes limitaciones :

a) Efectos estocásticos. Se establece un límite para la dosis equivalente efectiva según :

$$H_E < H_{EL} \quad 6.5$$

siendo H_{EL} , la dosis equivalente efectiva anual máxima permitida, referida a cualquier período de 12 meses consecutivos, cuyo valor es de 50 mSv/año.

b) Efectos no estocásticos. En las exposiciones parciales, el límite anual de dosis equivalente, referido a cualquier período de 12 meses consecutivos, para cualquier tejido u órgano considerado individualmente, es de 500 mSv/año.

De estas dos expresiones la más restrictiva es la de efectos no estocásticos, de la que se obtiene el valor de dosis máxima:

$$D_B < 0.025 \text{ Gy / año} \quad 6.6$$

Con los valores adoptados en el cálculo de E_p (ecuación 6.2) y considerando unos valores usuales para el factor de equilibrio y para la fracción no vinculada de 0.5 y 0.05 respectiva se tiene la siguiente expresión:

$$D_B = 0.13648 \times C_{Rn} \quad 6.7$$

Si se sustituye el valor de dosis máxima calculado y se despeja el valor de la concentración de radón, se obtiene un valor de concentración máxima de radón en el aire de :

$$C_{Rn, \text{máxima}} = 183 \text{ Bq/ m}^3.$$

CAPITULO VII

TERMINALES DE VIDEO Y SU RELACION CON EL RADON.

Estudios realizados han demostrado que las terminales de video (VTD) pueden absorber radioactividad de los descendientes del radón presentes en el aire, esto debido a sus campos eléctricos. Este fenómeno ocurre con la mayoría de las (VDTs), tales como televisiones y monitores de computadora. Es por esto que los usuarios podrían inhalar la radioactividad cuando el monitor se enciende. Miles (1986) analizó el radón y su relación con las VDTs concluyendo que no existía daño alguno a los usuarios de VDTs por la absorción de descendientes del radón a través de la piel; sin embargo, sugirió que la inhalación podría representar un riesgo. Tuyn y Roger (1985) concluyeron que una VDT captura descendientes del radón y por lo tanto reduce ligeramente la actividad en la vecindad del operador.

Se debe tener en cuenta que el campo eléctrico de una VDT es demasiado débil para ocasionar un efecto direccional en las partículas de aerosol debido a que las corrientes de aire normales tienen velocidades mucho mayores que las partículas aceleradas por los campos eléctricos de las VDTs. Los mismos resultados se tienen para descendientes del radón que son liberados por las VDTs. Debido al movimiento viscoso a través del aire, estas partículas no pueden alcanzar velocidades mayores a 30 cm/min. en un campo de una VDT, y esta velocidad es ampliamente superada por corrientes de convección típicas (de 400 a 1000 cm/min.) cerca de una persona en un lugar cerrado.

La figura 7.1 muestra el campo eléctrico estándar de una VDT en función de la distancia a la pantalla (la VDT fué neutralizada) .

El campo externo de una VDT variará con el tiempo conforme la carga cambie debido a la dispersión. Dos factores influyen sobre la dispersión :la humedad relativa del cuarto y la densidad de partículas ionizadas en el aire.

A un 25 % de humedad, no se percibe efecto alguno, a un 40 % de humedad , el campo decae en un 3 % por hora, a un 55 % decrece un 40 % por hora. La densidad iónica del aire tiene un efecto sobre el campo eléctrico debido a que puede depositarse sobre la pantalla y neutralizar el campo de la VDT . Después de que decae el radón, sus descendientes se encuentran en partículas de aerosol cargadas positivamente. Dua y col. (1978) encontraron que más del 90 % se encontraban en partículas positivas con unos segundos de vida media . Después de 10 segundos la mayoría de los descendientes eran neutros , pero más de la mitad de los aerosoles con diámetros mayores a $0.1 \mu\text{m}$ están cargados. Debido a esto la captura de esta radioactividad por la VDT se realizará mientras está apagada, que es el momento en el cual el campo externo es negativo.

Durante la primera hora en la posición on (encendido) de la VDT, no se colecta radioactividad. Cuando se pasa a la posición off (apagado) se tienen campos eléctricos negativos mayores a 3.5 kV cm^{-1} a 10 centímetros de la VDT (estos campos permanecen en valores mayores a 2.5 kV cm^{-1} durante las cuatro horas siguientes).

De experimentos realizados con concentraciones de radón desde 74 hasta 296 Bq m^{-3} y normalizando los resultados a 148 Bq m^{-3} se obtuvieron los siguientes resultados:

Al encender la VDT se tiene una reducción de radiación. Algo de la radioactividad deja la pantalla durante el retroceso del campo de la VDT. Para evaluar la inhalación de esta radioactividad liberada se realizaron mediciones de cuentas de desintegración de radón tanto para el período on como para el off (esto a diferentes voltajes). El flujo de aire transversal cerca de la pantalla era de 500 cm/min. Para todos los casos no se presentó ningún aumento de radioactividad inhalada durante el ciclo on - off.

Conclusiones.

Se ha confirmado que una VDT en un cuarto con el retroceso de radón puede absorber sus descendientes, especialmente cuando la VDT está apagada y tiene un campo eléctrico negativo intenso. Las VDTs con pantallas sucias y con humedades mayores al 50 % no presentan gran captura de radioactividad ni en posición on ni en off.

El limpiar una pantalla de video con limpiadores comunes cuando está en su posición off, es poco efectivo para remover la radioactividad absorbida, pero el limpiarla cuando está en la posición on remueve casi el 100 % al utilizar soluciones conductoras.

Recubrir la VDT con un limpiador vinílico de automóviles permite inhibir por mucho tiempo la radioactividad, no permitiendo su absorción sobre una VDT.

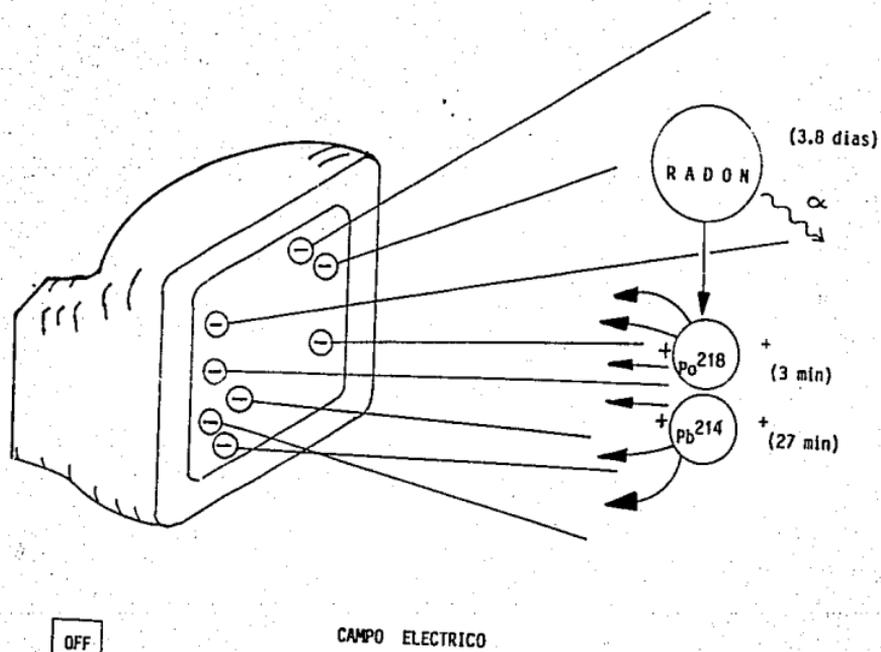


Fig. 7.1. Vinculación de descendientes de radón a una terminal de vídeo.

Durante el encendido, con el retroceso del campo eléctrico de la VDT , se libera algo de la radioactividad absorbida por la VDT, ésta se distribuye en el cuarto por corrientes de convección normales y no existe evidencia de que sea inhalada la radioactividad por los operadores.

CAPITULO VIII
PARTE EXPERIMENTAL

8.1 INSTRUMENTO DE MEDICION.

El instrumento utilizado es un monitor continuo de niveles de trabajo (CWLM). Este, muestrea el aire ambiental filtrando las partículas suspendidas en el aire mediante un cartucho filtro. El aire pasa através del filtro a una velocidad de flujo de 0.12 a 0.18 l/min.. El instrumento cuenta con un detector de barrera superficial (de silicio) el cual cuenta las partículas alfa liberadas por los productos de decaimiento del radón conforme estos decaen sobre el filtro. Las partículas alfa emitidas por el ^{214}Po y ^{218}Po son los contribuyentes más significativos a las cuentas medidas por el detector. Los eventos contados son directamente proporcionales al número de partículas alfa emitidas por los productos de decaimiento del radón sobre el filtro.

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

- 1.- Unidad muestreadora (WLM).
- 2.- Unidad lectora (WLR)
- 3.- Cargador de batería

Las cuentas alfa son registradas por la unidad muestreadora (WLM) para los intervalos de muestreo preprogramados, y transferidos a la unidad lectora para la toma de datos. La unidad muestreadora registra también el decaimiento, después de que la bomba ha sido apagada.

La unidad muestreadora se puede recargar con la unidad lectora o con el cargador de batería. La unidad lectora proporciona la

interfase humana a la unidad muestreadora y realiza todos los cálculos así como la impresión de datos.

Los parámetros para programar la unidad muestreadora (constante de calibración y tiempo de muestreo), son programados através de la unidad lectora.

La WLM está diseñada para períodos de muestreo nomemores a un día, a fin de tener una precisión adecuada. Este método de muestreo da un error que fluctúa entre -2.45% y 2.7% para el 92% de los casos. El error dependerá del tiempo de muestreo, el desequilibrio del aire muestreado, y la calibración del equipo. El límite inferior de detección establecido por el proveedor es de 2×10^{-5} WL y el límite superior es de 100 WL.

Constante de calibración.

La constante de calibración está en unidades de cuentas por minuto (cpm) por niveles de trabajo (WL) si el valor es mayor de 1.0, si el valor es 1 la unidad es cpm. Se puede seleccionar la unidad de Becquerel por m^3 en equilibrio equivalente al radón (Bq/m^3 por EER). La WLRaplica una constante (3.7×10^3 WL/(Bq/m^3 EER)) para convertir WL a Bq/m^3 EER.

$$\text{Cte. de calibración} = \frac{\text{velocidad de flujo (l/min.)} \times \text{eficiencia}}{5.6 \times 10^{-5}}$$

El valor de 5.6×10^{-5} es una constante dada para hacer la calibración. Este es un factor de conversión de energía

de partículas alfa a WL , el cual toma en cuenta dos casos extremos:

Cuando existe radio (Ra A) y cuando no existe. Al existir solo Ra A en el momento de la deposición en el filtro cada átomo emite partículas alfa de 6 Me V y de 7.69 Me V, por tanto la energía promedio es de 6.85 Me V, en este caso de extremo desequilibrio se tiene que :

$$\frac{6.85 \text{ MeV/alfa}}{1.3 \times 10^5 \text{ MeV/WL-litro}} = 5.3 \times 10^{-5} \text{ WL-litro / partícula } \alpha$$

Sino existe Ra A , cada partícula alfa emitida tiene 7.69 MeV de energía y el monitor tiene el siguiente factor de conversión :

$$\frac{7.69 \text{ MeV/alfa}}{1.3 \times 10^5 \text{ MeV/WL-litro}} = 5.9 \times 10^{-5} \text{ WL-litro / partícula } \alpha$$

El mayor error en la calibración es de 5 % por lo cual se utiliza un factor único. La energía alfa promedio asociado con los hijos del torón es de :

$$\frac{7.8 \text{ MeV/alfa}}{1.3 \times 10^5 \text{ MeV/WL-litro}} = 6 \times 10^{-5} \text{ WL-litro / partícula } \alpha$$

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

Para obtener el WL se aplica la siguiente ecuación :

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

donde:

C= cuentas netas en el intervalo de conteo;

l= litros de aire muestreados durante el intervalo de conteo; y

E= eficiencia (4π) del conteo alfa determinada usando una fuente alfa (²³⁰Th).

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

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

$$WL = \frac{cpm}{CC}$$

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

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

La unidad lectora reportará el promedio de todos los datos obtenidos por la unidad muestreadora. El cálculo es :

$$\text{Promedio} = \frac{\text{cuentas totales}}{\text{tiempo total}} / \text{cte. de calibración}$$

Las unidades del promedio reportado dependen de las seleccionadas para la cte. de calibración (cpm , WL ó Bq/m³ EER).

Las cuentas totales abarcan el extremo de 4 horas (período de decaimiento) de conteo y son corregidas por la contribución del torón . El porcentaje de torón se calcula basándose en la velocidad de decaimiento del extremo de 4 horas.

8.2 CARACTERISTICAS DEL MUESTREO.

El muestreo realizado abarcó 25 casas de la delegación Gustavo A. Madero. La selección de las casas monitoreadas se realizó tratando de abarcar una gran variedad de estratos sociales y tratando de tener una muestra representativa de los tipos de construcción y hábitos de los moradores en la zona monitoreada.

El tiempo de muestreo seleccionado fué de 24 horas, para ser así consistente con monitoreos realizados en otras zonas del D.F en períodos de 24 horas.

El programa de muestreo se realizó en su totalidad durante la primavera (Marzo, Abril y Mayo), esto con el fin de obtener resultados representativos para esa época específica del año y utilizarlos posteriormente para obtener la concentración anual de la zona monitoreada en base a modelos predictivos ya desarrollados.

Las condiciones para la realización de los muestreos fueron normales en su totalidad, dándose a los moradores instrucciones de seguir su rutina diaria durante el muestreo.

La ubicación de la unidad muestreadora fué en la planta baja, preferentemente en la sala y a una altura aproximada de 30 a 60 cm sobre el nivel del suelo, esto con el fin de tener uniformidad en la ubicación de la unidad.

Se les proporcionó a los moradores un cuestionario con el fin de conocer las características de construcción de la casa, así

como los hábitos y costumbres potencialmente asociados con un riesgo a la salud debido a la presencia del radón.

A la par de la realización de los muestreos de radón, se colocaron dosímetros termoluminiscentes de $\text{CaSO}_4 \cdot \text{Dy} + \text{PTFE}$ en el interior de cada habitación y en algunos casos en el exterior a una altura de 1.5 a 2 m, los cuales quedaron muestreando durante un mes, teniéndose un total de tres períodos de un mes en cada casa.

Al final de cada período los dosímetros se leyeron en un lector Harshow-4000 y mediante una curva de calibración se obtuvo la exposición en mR. Se obtuvo un promedio de la exposición a la radiación ambiental medida en la zona.

Los resultados obtenidos de los muestreos se analizaron utilizando el control estadístico de calidad (gráficos de control con sus límites superior e inferior).

8.3 Control de calidad.

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

1.- Medidas de calibración de equipo

- a) calibración en eficiencia con una fuente de ^{230}Th (mensual)
- b) calibración del flujo de la bomba (mensual)

2.- Medidas por duplicado.

.. Se hicieron medidas por duplicado en el 10 % de las casas muestreadas con el fin de estimar la precisión de los resultados.

3.- Medidas blanco.

Se realizaron medidas a muy bajas concentraciones de radón (en el exterior) mensualmente con el fin de verificar el adecuado funcionamiento del instrumento de medición.

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

Calibraciones.-

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

Calibración de eficiencia.

La fig. 8.1 muestra los resultados de las tres calibraciones realizadas para conocer la eficiencia de conteo del detector. la eficiencia de conteo es el porcentaje de partículas alfa emitidas y contadas por el detector. Para obtener esta cantidad se debe tener una actividad alfa conocida en la fuente y observar las

cuentas obtenidas asegurándose que el detector y el amplificador estén ajustados correctamente. Debido a que una fuente de torón no es práctica, se utiliza una fuente electrodepositada y calibrada de Th-230 contada en la misma geometría.

Se tiene que el porcentaje de eficiencia es :

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

Las calibraciones se realizaron a un nivel de significación de 0.045 ó 2 σ . La lectura promedio de las tres calibraciones fué de 1605.7cpm , lo cual da una eficiencia promedio de 25.7 % . La lectura individual máxima fué de 1730 cpm (eficiencia de 27.6 %) y la mínima fué de 1370 cpm (eficiencia de 22.8 %). Las eficiencias obtenidas están dentro del rango recomendado por el fabricante.

Porcentaje de eficiencia recomendado : entre 22 y 29 % .

Calibración de flujo.-

La fig.8.2 muestra los resultados de las calibraciones de flujo. Para estas calibraciones se debe de tener una velocidad de flujo en la WLM-1 de 0.12 a 0.18 l/min . Este rango de flujo proporciona la óptima relación, eficiencia/control de bombeo y sensibilidad al radón. El flujo promedio máximo es de 0.149

FIG.8.1 CALIBRACION EN EFICIENCIA

FUENTE:Th-230, BLINDAJE:ACERO INOXIDABLE, DISCO:0.79mm ESPESOR, DIAM. ACTIVO:1.91 cm.

dpm EMITIDAS DE LA SUPERFICIE DEL DISCO: 6240 dpm +/- 437

cpm EMITIDAS DE LA SUPERFICIE DEL DISCO: 3120 cpm +/- 219

CALIBRACION NUMERO	FECHA	cpm 1	cpm 2	cpm 3	cpm 4	cpm 5	cpm 6	PROMEDIO DE cpm	% DE EFICIENCIA
1	13/MARZO/94	1460	1370	1360	1490	1420	1470	1428	22.8
2	18/ABRIL/94	1730	1730	1700	1720	1725	1730	1722.5	27.6
3	25/MAYO/94	1650	1670	1680	1660	1670	1670	1666.6	26.7

cpm PROMEDIO

% DE EFICIENCIA = $\frac{\text{cpm PROMEDIO}}{\text{dpm FUENTE}} \times 100$

dpm FUENTE

NOTA: EL % DE EFICIENCIA DEBE ESTAR ENTRE 22% Y 29%.

FIG.8.2 CALIBRACION DEL FLUJO.

EN CADA CALIBRACION SE TOMARON 20 LECTURAS DE TIEMPO.

CALIBRACION Nº	FECHA	VOLUMEN (ml)	TIEMPO PROM. (s)	FLUJO PROM. (l/min.)	DESVIACION ESTANDAR
1	13/MARZO/94	20	8.198	0.1463	0.000561
2	18/ABRIL/94	20	8.039	0.1492	0.000561
3	25/MAYO/94	20	7.935	0.1512	0.000325

$$\text{FLUJO (l/min.)} = \frac{\text{VOLUMEN(ml)} \times (60\text{s}) \times (1\text{l})}{\text{TIEMPO(s)} \times (1\text{min.}) \times (1000\text{ml})}$$

NOTA: EL VALOR DEL FLUJO DEBE ESTAR ENTRE 0.12 Y 0.18 (l/min.).

l/min., el promedio mínimo es de 0.1463 l/min.. Todas las calibraciones están dentro del rango recomendado por el fabricante.

8.4 Análisis de resultados.-

Cálculo de los niveles de trabajo.

A continuación se muestra como calcular los límites de control de datos y rangos (gráfico x-r) para una sola muestra de 24 horas considerando la contribución del intervalo del extremo (C) Esto para cuando existe un porcentaje de torón y cuando este es insignificante.

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

- 1.- Utilizar el gráfico de control x-r (dato-rango), donde la línea central es \bar{x} y \bar{r} .
- 2.- Obtener los rangos de los datos del intervalo de muestreo .
(|dato1-dato2|, |dato2-dato3|... |dato 23-dato24|.
- 3.- Obtener la sumatoria de los datos del intv. de muestreo (Σx) y su promedio ($\bar{x}S$ ó Prom.x S).
- 4.- Obtener la sumatoria de los rangos que se calcularon en 2 y su prom ($\bar{r}S$ o Prom.r S).
- 5.- Calcular los límites de control sin incluir al intv. del extremo (S).

$$LSCx S = \text{Prom.}x S + A_{xr} (\text{Prom.}r S)$$

$$LICr S = \text{Prom.}x S - A_{xr} (\text{Prom.}r S)$$

$$LSCr S = Drs \text{ (Prom.r S)}$$

$$LICr S = Dri \text{ (Prom.r S)}$$

Los valores de las constantes a 30 para este gráfico son :

Para $n = 2$, $Axr = 2.66$, $Drs = 3.27$, $Dri = 0$.

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

6.- Obtener los rangos de los datos del intv. del extremo.

$$(|dato32-dato31|, |dato31-dato30| \dots |dato26-dato25|).$$

7.- Obtener la sumatoria ($\sum x$) de los datos del intv. del extremo y la sumatoria de los rangos ($\sum r$) que se obtuvieron en el paso 6.

8.- Debido a que no se conoce la velocidad de conteo al apagarse la bomba de la WLM, el factor que se utiliza para calcular la contribución del extremo que se debe sumar al promedio de los datos del intervalo de muestreo se calcula de la manera siguiente:

a) Cuando el porcentaje de torón es insignificante.

Dividir la sumatoria de los datos del intervalo del extremo entre 48 ($\sum x / 48$) y sumar este valor al Prom.x S para obtener el Prom.x C (promedio que reporta el equipo); para los rangos se divide la sumatoria de los rangos del intv. del extremo entre 48 ($\sum r / 48$) y el valor obtenido se suma al Prom.r S para obtener el Prom.r C.

b) Cuando existe un porcentaje de torón.

Conocer el factor (D) a partir de los datos obtenidos y del

promedio final que reporta el equipo (\bar{x}_C), este factor se calcula así:

$$\text{Factor } D = B/24 \text{ y } B = ((\bar{x}_C - \bar{x}_S) \times 24) / \sum x$$

donde:

24=horas muestreadas en el intervalo de muestreo;

$\sum x$ = sumatoria de datos del intervalo del extremo.

Multiplicar la sumatoria de los datos del intv. del extremo por el factor D ($(\sum x)(D)$) y sumar el resultado al Prom.x S para obtener el Prom.x C; después multiplicar los rangos del intv. del extremo ($\sum r$) por el factor D y sumar el resultado al Prom.r S para obtener el Prom.r C.

9.- Calcular los límites de control incluyendo al intv. del extremo.

$$\text{LSCx C} = \text{Prom.x C} + \text{Axr (Prom.r C)}$$

$$\text{LICx C} = \text{Prom.x C} - \text{Axr (Prom.r C)}$$

$$\text{LSCr C} = \text{Drs (Prom.r C)}$$

$$\text{LICr C} = \text{Dri (Prom.r C)}$$

Los valores de las constantes son los mismos que los utilizados anteriormente para una sola muestra. Los límites así obtenidos representan la variación máxima y mínima que estadísticamente se obtienen al considerar la contribución del extremo.

8.4 Resultados del muestreo.-

La fig.8.3-a muestra los resultados de los monitoreos de cada una de las 25 casas : período de muestreo, WL promedio, +/- % de desviación , % de torón y el fondo (WL) que registra la WLM antes de iniciar el muestreo.

El período de muestreo fué del 22 de marzo del 94 al 28 de mayo del 94 (primavera 1994).

Todos los muestreos se realizaron en la planta baja .

El % de variación mayor fué de 6.83 %. En las muestras 13,14 y 21 se obtuvo un % de torón, el cual se tomó en cuenta al calcular el WL promedio con intervalos del extremo, para el resto de los muestreos el % de torón fué insignificante.

En todos los muestreos realizados se obtuvieron concentraciones de radón menores al nivel de no acción de la EPA (148 Bq/ m³ ó 74 Bq/ m³ de radón equivalente en equilibrio), por lo que no fué necesario realizar medidas de seguimiento. La concentración máxima medida fué de 0.00864 WL, en la muestra 14, la cual fué significativamente superior a la media encontrada para el total de las 25 casas (0.00202 WL).

Para realizar el análisis estadístico de los resultados, estos se dividieron en 5 grupos de 5 medidas cada uno con el fin de facilitar la interpretación de los resultados.

8.4 Resultados del muestreo.-

La fig.8.3-a muestra los resultados de los monitoreos de cada una de las 25 casas : período de muestreo, WL promedio, +/- % de desviación , % de torón y el fondo (WL) que registra la WLM antes de iniciar el muestreo.

El período de muestreo fué del 22 de marzo del 94 al 28 de mayo del 94 (primavera 1994).

Todos los muestreos se realizaron en la planta baja .

El % de variación mayor fué de 6.83 %. En las muestras 13,14 y 21 se obtuvo un % de torón, el cual se tomó en cuenta al calcular el WL promedio con intervalos del extremo, para el resto de los muestreos el % de torón fué insignificante.

En todos los muestreos realizados se obtuvieron concentraciones de radón menores al nivel de no acción de la EPA (148 Bq/ m^3 ó 74 Bq/ m^3 de radón equivalente en equilibrio), por lo que no fué necesario realizar medidas de seguimiento. La concentración máxima medida fué de 0.00864 WL, en la muestra 14, la cual fué significativamente superior a la media encontrada para el total de las 25 casas (0.00202 WL).

Para realizar el análisis estadístico de los resultados, estos se dividieron en 5 grupos de 5 medidas cada uno con el fin de facilitar la interpretación de los resultados.

Grupo	Muestras
1	1,2,3,4 y 5
2	6,7,8,9 y 10
3	11,12,13,14 y 15
4	16,17,18,19 y 20
5	21,22,23,24 y 25

La fig 8.3-b muestra los límites de control y los promedios para los datos y rangos de cada una de las 25 muestras . Estos se calcularon con (C) y sin (S) la contribución del extremo. Los límites de control y promedios se calcularon utilizando el gráfico de control \bar{x} - \bar{r} con una línea central $\bar{\bar{x}}$ y $\bar{\bar{r}}$; estos límites establecen la variación máxima y mínima que estadísticamente se podrían obtener en la concentración y en la variación de concentración horaria .

Como se observa no se encontró ninguna concentración mayor a 0.02 WL.

Para el cálculo de los límites de control de cada uno de los 5 grupos , se tiene el siguiente algoritmo de cálculo:

algoritmo de cálculo:

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

$$\text{media a las 6:00} = \frac{\sum \text{datos de las muestras a las 6:00}}{\text{número de muestras del grupo a las 6:00}}$$

$$\text{media a las 7:00} = \frac{\sum \text{datos de las muestras a las 7:00}}{\text{número de muestras del grupo a las 7:00}}$$

⋮

$$\text{media a las 29:00} = \frac{\sum \text{datos de las muestras a las 29:00}}{\text{número de muestras del grupo a las 29:00}}$$

3.- Obtener el rango por hora con los datos del intv. de muestreo de las muestras del grupo correspondiente.

$$\text{Rango a las 6:00} = \text{Val.max.} - \text{Val.min. de muestras a las 6:00}$$

$$\text{Rango a las 7:00} = \text{Val.max.} - \text{Val.min. de muestras a las 7:00}$$

⋮

$$\text{Rango a las 29:00} = \text{Val.max.} - \text{Val.min. de muestras a las 29:00}$$

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

5.- Obtener la sumatoria de los rangos del intv. de muestreo que se calcularon ($\sum r$) y su promedio (prom. r S).

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

$$\text{LSC}\bar{x} \text{ S} = \text{Prom.}\bar{x} \text{ S} + A\bar{x} \text{ (Prom.r S)}$$

$$\text{LIC}\bar{x} \text{ S} = \text{Prom.}\bar{x} \text{ S} - A\bar{x} \text{ (Prom.r S)}$$

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

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

El valor de las constantes a 30 para este gráfico son :

para n=5, $A_{xr} = 0.58$ $D_{rs} = 2.11$ $D_{ri} = 0$

para n=25 $A_{xr} = 0.43$ $D_{rs} = 1.97$ $d_{ri} = 0$

Con los datos del intv. del extremo se realiza lo siguiente :

7.- Obtener la media cada 30 min. con los datos del intv. de muestreo para cada uno de los grupos (el procedimiento para el cálculo es similar al utilizado en el paso 2).

8.- Obtener el rango cada 30 min. con los datos del intv. del extremo para cada grupo (el procedimiento es similar al realizado para el paso 3).

9.- Obtener la sumatoria de las medias del intv. del extremo (calculadas) $\sum \bar{x}_y$ la sumatoria de los rangos del intv. del extremo calculados ($\sum r$).

10.- Obtener el factor D (se emplea en el siguiente paso).

$$\text{factor } D = B / 24 \quad \text{y } B = ((\bar{x}_C - \bar{x}_S) \times 24) / \sum \bar{x}$$

Donde:

\bar{x}_C = Promedio que se obtiene con los WL promedio de cada una de las muestras que integran cada uno de los grupos (el WL promedio que reporta el equipo incluye la contribución del extremo).

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

$\sum \bar{x}$ = sumatoria de medias obtenida en el paso 9.

11.- Multiplicar la sumatoria de las medias del intv. del extremo ($\sum r$) por el factor D y sumar este resultado al promedio obtenido (paso 5) para obtener el promedio de los rangos que incluye ya al intv. del extremo (Prom.r C).

13.- Calcular los límites de control que ya incluyen al intv. del extremo.

$$LSC\bar{x} C = \text{Prom.}\bar{x} C + A\bar{x}r (\text{Prom.r C})$$

$$LIC\bar{x} C = \text{Prom.}\bar{x} C - A\bar{x}r (\text{Prom.r C})$$

$$LSCr C = Drs (\text{Prom.r C})$$

$$LICr C = Dri (\text{Prom.r C})$$

Estos límites señalan la variación máxima y mínima que estadísticamente se obtienen a partir de todas las lecturas que integran cada uno de los 5 grupos, estos límites son tanto para las medias como para los rangos.

Las figuras 8.4, 8.5, 8.6, 8.7 y 8.8 muestran los resultados de los intervalos de muestreo y del extremo para las medias horarias obtenidas en los grupos 1, 2, 3, 4 y 5 respectivamente; en ellos se muestran también los límites de control que se obtienen con las medias de cada grupo tanto con la contribución del extremo (C) y sin la contribución del extremo (S).

La diferencia que existe entre los límites de control y los promedios sin la contribución del extremo (S), y aquellos en los que se considera la contribución del extremo (C) es pequeña debido a que el extremo contribuye con una cantidad muy pequeña a la concentración total muestreada.

FIG.8.3B LIMITES DE CONTROL PARA LAS 25 MUESTRAS.

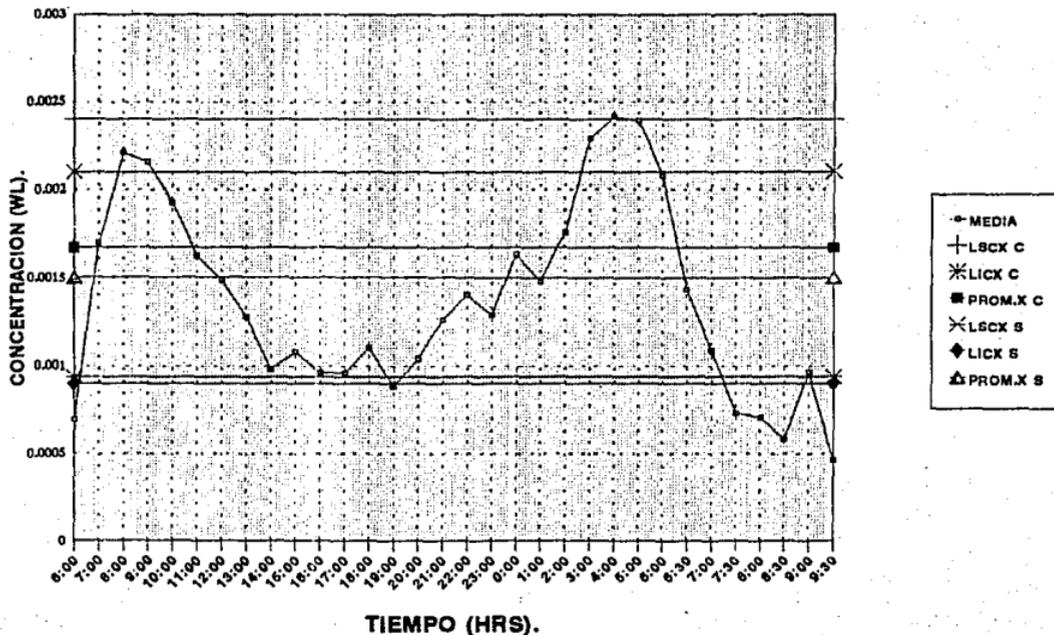
LSC=LIMITE SUPERIOR DE CONTROL LIC=LIMITE INFERIOR DE CONTROL X=DATOS

MUESTRA	PROM. S	PROM. S	LIC S	LIC S	LSC S	LSC S	PROM. X C	OPX C	LIC C	LSC C	LIC C	LSC C
1	0.001278	0.000544	0.002520	0.000783	0.00126	0	0.001833	0.002888	0.000779	0.001453	0	
2	0.001368	0.000608	0.00305	0.000923	0.001468	0	0.002187	0.00335	0.000825	0.001629	0	
3	0.00132	0.000272	0.001748	0.000298	0.001	0	0.001135	0.00198	0.000289	0.001169	0	
4	0.001400	0.0003511	0.00294	0.000480	0.001298	0	0.001548	0.002540	0.000478	0.00142	0	
5	0.001340	0.0002754	0.002036	0.0005710	0.001210	0	0.001498	0.00208	0.000539	0.00124	0	
6	0.001495	0.0004320	0.002760	0.0004725	0.001580	0	0.001891	0.003024	0.000577	0.00181	0	
7	0.001408	0.0002983	0.001889	0.0005620	0.000757	0	0.001254	0.001889	0.000550	0.000972	0	
8	0.001640	0.0003736	0.002588	0.001100	0.001372	0	0.002388	0.003487	0.001253	0.00154	0	
9	0.001410	0.0003983	0.002359	0.0004420	0.001338	0	0.001585	0.002728	0.000443	0.00157	0	
10	0.002320	0.0004326	0.002458	0.001780	0.001550	0	0.002540	0.003853	0.001229	0.00181	0	
11	0.002760	0.000573	0.003125	0.001220	0.001310	0	0.002250	0.003480	0.001238	0.00153	0	
12	0.001870	0.000279	0.002108	0.000870	0.000683	0	0.001500	0.002300	0.000856	0.00110	0	
13	0.002810	0.0004351	0.002926	0.0008220	0.001598	0	0.002513	0.004060	0.00113	0.00204	0	
14	0.00067	0.0008870	0.000890	0.0004850	0.00180	0	0.002788	0.003870	0.000821	0.00343	0	
15	0.0018	0.0003210	0.002480	0.000773	0.001178	0	0.001825	0.002854	0.000875	0.00136	0	
16	0.00173	0.000542	0.00285	0.00051	0.00154	0	0.00197	0.00322	0.000707	0.00175	0	
17	0.00147	0.00028	0.00202	0.000917	0.002788	0	0.001658	0.0022	0.00120	0.00089	0	
18	0.00128	0.00025	0.0018	0.000909	0.000825	0	0.00133	0.00189	0.000654	0.00081	0	
19	0.00198	0.000451	0.00013	0.000335	0.001655	0	0.002183	0.00348	0.000871	0.00181	0	
20	0.0012	0.000224	0.00079	0.000336	0.000622	0	0.001328	0.00204	0.000815	0.00068	0	
21	0.00274	0.000502	0.00087	0.00140	0.00184	0	0.00308	0.00409	0.002340	0.00194	0	
22	0.00168	0.0002388	0.0017	0.000432	0.000878	0	0.001245	0.00308	0.000404	0.00119	0	
23	0.00137	0.000860	0.00243	0.000309	0.001464	0	0.00159	0.00288	0.000337	0.00174	0	
24	0.00148	0.000719	0.00204	0.00098	0.000800	0	0.001947	0.00322	0.000878	0.00122	0	
25	0.00128	0.000304	0.00028	0.00045	0.00111	0	0.00138	0.002278	0.000485	0.00122	0	

S=SIN INTV DEL EXTREMO C=CON INTV DEL EXTREMO VALORES EN (ML)
R=RANGO PROM=PROMEDIO

FIG.8.4 MEDIAS DE LOS DATOS DE LOS INTERVALOS DE MUESTREO PARA EL GRUPO 1.

INTERVALOS DE MUESTREO CADA HORA Y DEL EXTREMO CADA 30 MIN.
LOS LIMITES Y EL PROM.X SON CALCULADOS CON TODAS LAS MUESTRAS DEL GRUPO.

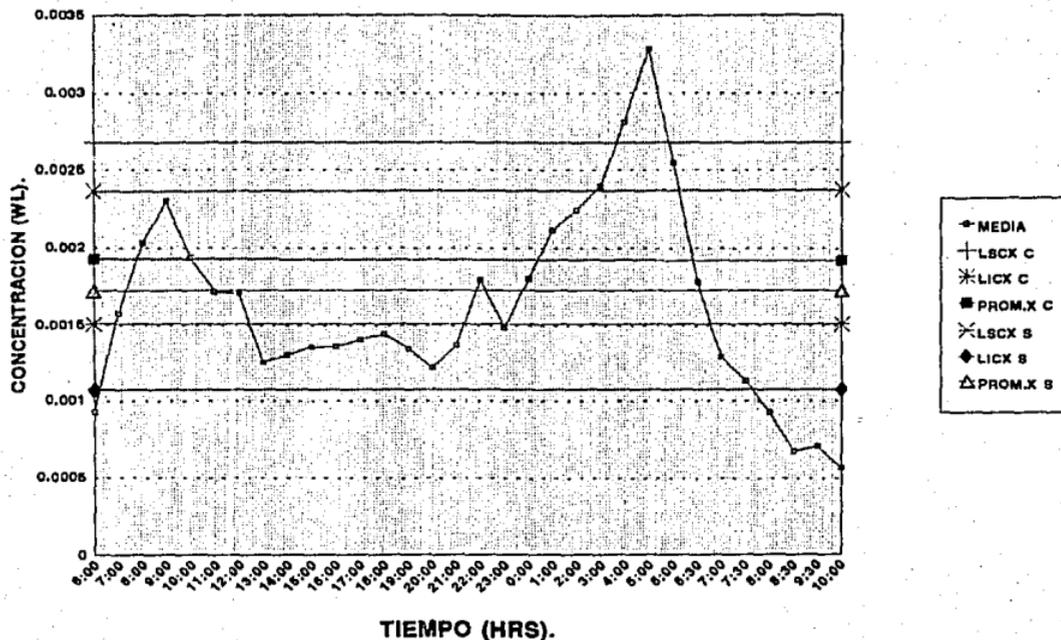


EL GRUPO 1 LO INTEGRAN LOS MUESTREOS DE LAS CASAS 1 A 5.

EL INTERVALO DEL EXTREMO VA DE LAS 6 A.M. A LAS 10 A.M. CON INTERVALOS DE 30 MIN.

FIG.8.5 MEDIAS DE LOS DATOS DE LOS INTERVALOS DE MUESTREO PARA EL GRUPO 2

INTERVALOS DE MUESTREO CADA HORA Y DEL EXTREMO CADA 30 MIN.
 LOS LIMITES Y EL PROMEDIO DE X SON CALCULADOS CON TODAS LAS MUESTRAS DEL GRUPO.

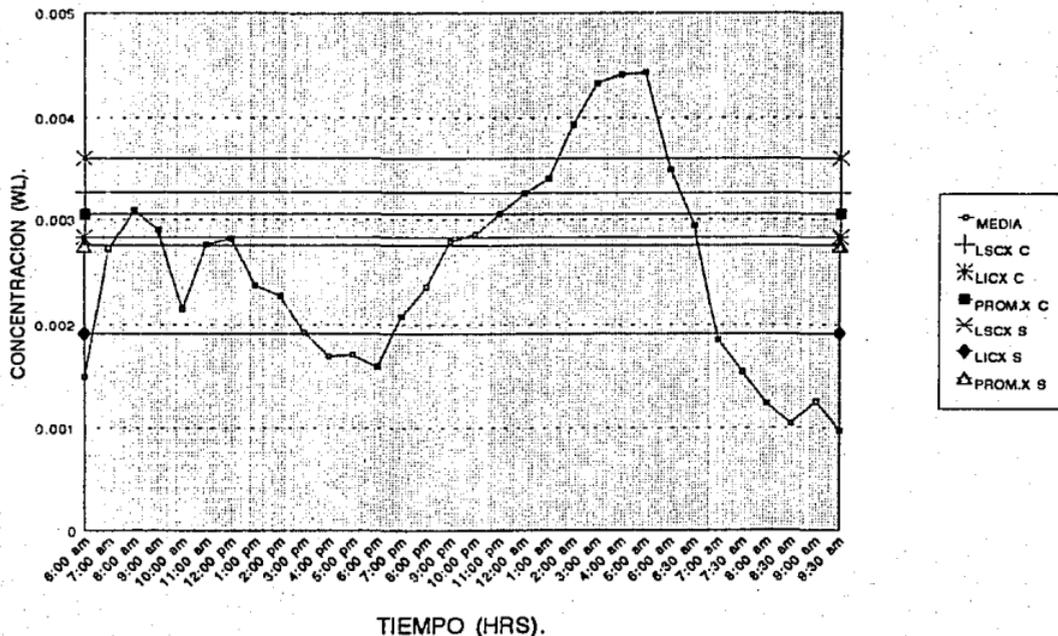


EL GRUPO 2 LO INTEGRAN LOS MUESTREOS DE LAS CASAS 6 A 10.

EL INTERVALO DEL EXTREMO VA DE LAS 6 A.M. A LAS 10 A.M. CON INTERVALOS DE 30 MIN.

FIG.8.6 MEDIAS DE LOS DATOS DE LOS INTERVALOS DE MUESTREO PARA EL GRUPO 3.

INTERVALOS DE MUESTREO CADA HORA Y DEL EXTREMO CADA 30 MIN.
 LOS LIMITES Y EL PROMEDIO DE X SON CALCULADOS CON TODAS LAS MUESTRAS DEL GRUPO.

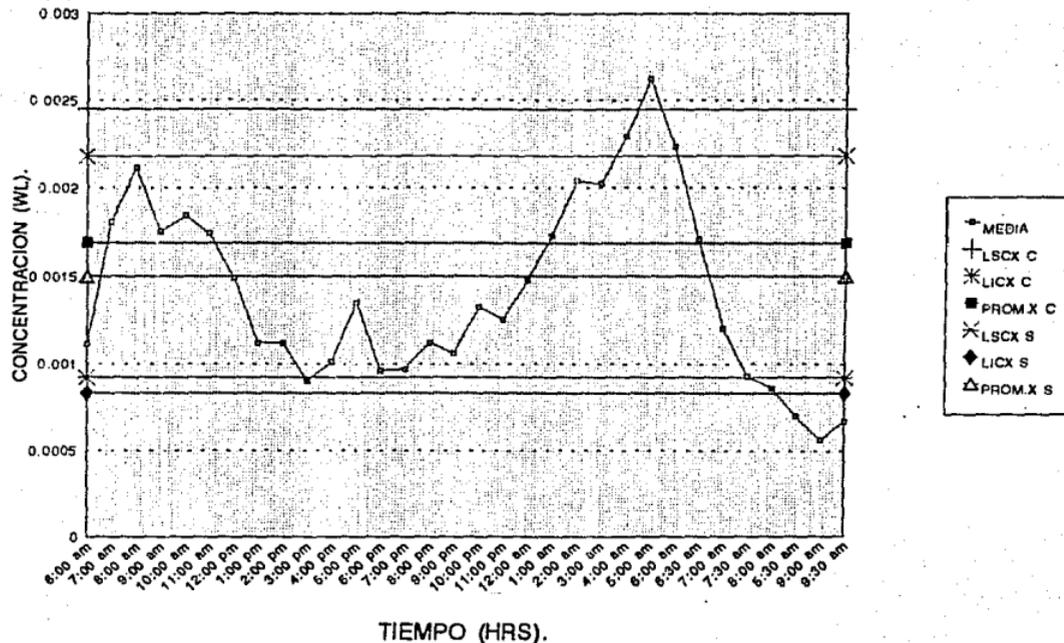


EL GRUPO 3 LO INTEGRAN LOS MUESTREOS DE LAS CASAS 11 A 15.

EL INTERVALO DEL EXTREMO VA DE LAS 6 A.M. A LAS 10 A.M. CON INTERVALOS DE 30 MIN.

FIG.8.7 MEDIAS DE LOS DATOS DE LOS INTERVALOS DE MUESTREO PARA EL GRUPO 4.

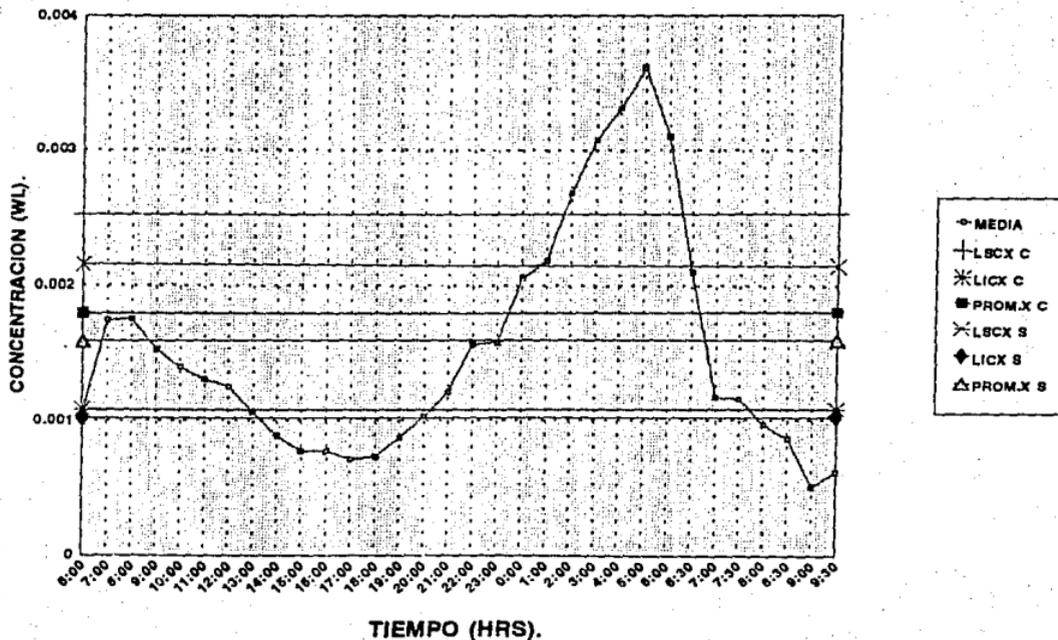
INTERVALOS DE MUESTREO CADA HORA Y DEL EXTREMO CADA 30 MIN.
LOS LIMITES Y EL PROMEDIO DE X SON CALCULADOS CON TODAS LAS MUESTRAS DEL GRUPO



EL GRUPO 4 LO INTEGRAN LOS MUESTREOS DE LAS CASAS 16 A 20.
EL INTERVALO DEL EXTREMO VA DE LAS 6 A.M. A LAS 10 A.M. CON INTERVALOS DE 30 MIN.

FIG.8.8 MEDIAS DE LOS DATOS DE LOS INTERVALOS DE MUESTREO PARA EL GRUPO 5.

INTERVALOS DE MUESTREO CADA HORA Y DEL EXTREMO CADA 30 MIN.
LOS LÍMITES Y EL PROMEDIO DE X SON CALCULADOS CON TODAS LAS MUESTRAS DEL GRUPO.



EL GRUPO 5 LO INTEGRAN LOS MUESTREOS DE LAS CASAS 21 A 25.
EL INTERVALO DEL EXTREMO VA DE LAS 6 A.M. A LAS 10 A.M.

Se puede observar que para los grupos 3 y 5 se tiene un alto porcentaje de puntos fuera de límites de control (44% y 50 % respectivamente), esto se debe a que las medidas horarias incluidas en estos grupos fueron realizadas en casas con diferencias significativas en las concentraciones monitoreadas en cada casa y donde además se tiene una variación importante entre concentraciones nocturnas y diurnas, lo cual provoca que se tenga un gran número de puntos fuera de límites de control.

En la tabla siguiente se muestra el porcentaje de puntos fuera de límites de control para cada uno de los grupos, así como también para las medida horaria de las medidas blanco y el grupo global integrado por la media horaria de los 25 muestreos realizados , la cual se designa como general.

MUESTRA	Sin intv. del extremo		Con intv. del extremo	
	Puntos fuera	%	Puntos fuera	%
Grupo 1	11	34.4	7	21.9
Grupo 2	9	28.1	19	59
Grupo 3	14	44	14	44
Grupo 4	6	18.8	6	18.8
Grupo 5	16	50	17	53
General	23	72	17	53
Blancos	6	19	6	19

Al considerar al intervalo del extremo se tiene que para el grupo 2 aumenta notablemente el número de puntos fuera de límites de control (de 28 pasa a 59 %) , para el resto de los grupos no tiene una influencia importante sobre el porcentaje de puntos fuera de control el considerar o no el intervalo del extremo.

Si se toma como límite superior de control 0.02 WL (límite de no acción de la EPA), todas las muestras de los cinco grupos así como las medidas blanco, quedan dentro de límites de control.

La figura B.9 (media general) muestra la gráfica de las medias horarias obtenidas con las 25 muestras. Se grafican las medias cada hora en el intervalo de muestreo y cada 30 min. en el intervalo del extremo. El porcentaje de puntos fuera de límites de control es muy alto para esta gráfica debido a la importante diferencia existente entre concentraciones diurnas y nocturnas, a pesar de ello , todos los valores de concentración muestreados son inferiores al límite de 0.02 WL.

	Sin intv. del extremo		Con intv. del extremo.	
	puntos fuera	%	puntos fuera	%
Muestreo general	23	72	17	53

Promedio de medias (C) = 0.00202 WL

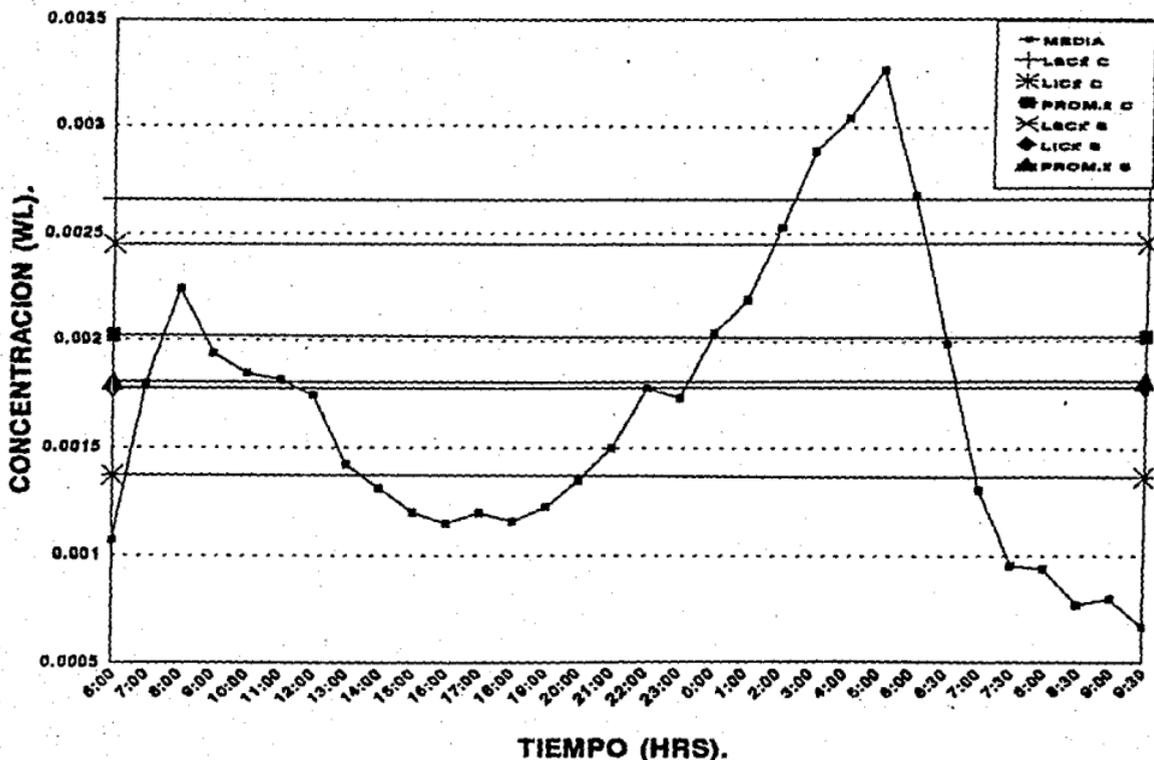
Promedio de medias (S) = 0.00184 WL

Límite superior de control (C) = 0.00266

Límite inferior de control (S) = 0.00137

FIG.8.9 MEDIAS DE LOS DATOS DE LOS INTVS. DE MUESTREO Y DEL EXTREMO PARA LAS 25 CASAS.

INTERVALOS DE MUESTREO CADA HORA Y DEL EXTREMO CADA 30 MIN.
LOS LÍMITES Y EL PROM. SON CALCULADOS CON LAS 25 MUESTRAS.



EL INTERVALO DEL EXTREMO VA DE LAS 6 A.M. A LAS 10 A.M. CON INTERVALOS DE 30 MIN.

En cuanto a la variación de concentración de radón a través del día, se observa una disminución de concentración a partir de las 8 A.M., hasta llegar a un mínimo entre las 3 y las 4 P.M., empezando entonces a aumentar hasta llegar a un máximo a las 5 ó 6 A.M.. Las concentraciones en el intervalo del extremo van disminuyendo conforme transcurre el tiempo hasta que finaliza el muestreo.

La relación observado entre el promedio de \bar{x} máximo observado (a las 5 A.M.) y el promedio de \bar{x} mínimo observado (a las 4 P.M.), esto sin considerar a los intervalos del extremo es de 2.82.

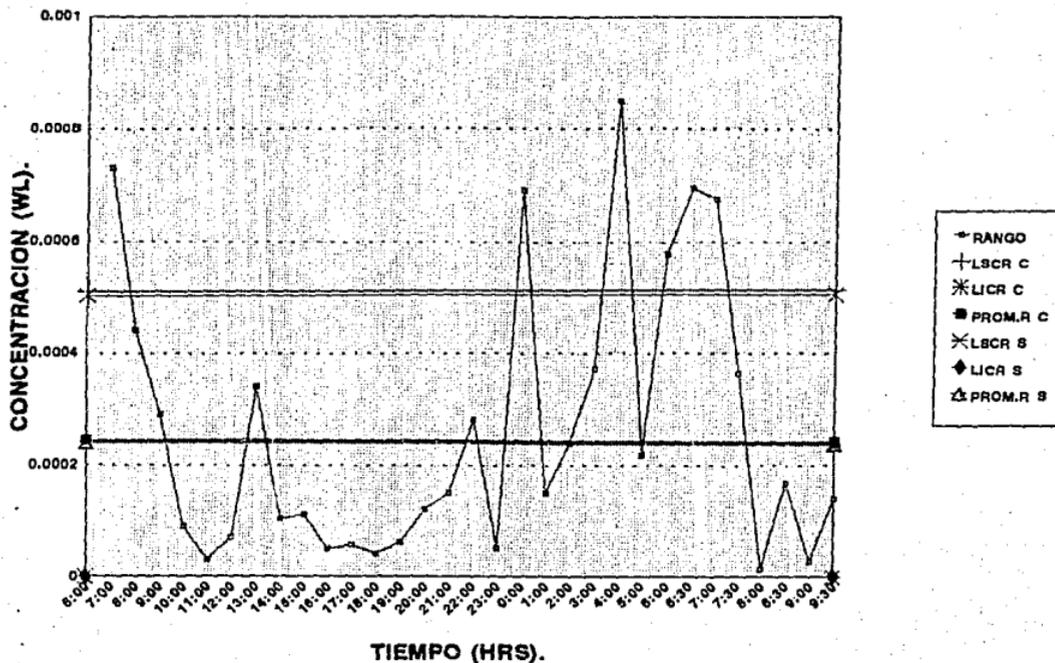
$$\frac{\text{Valor máximo}}{\text{Valor mínimo}} = \frac{0.003265 \text{ WL}}{0.001156 \text{ WL}} = 2.82$$

Esta alta relación explica en buena medida el alto porcentaje de puntos fuera de límites de control , ya que como se observa se tiene una amplia gama de valores de concentraciones a través del día.

La fig 8.10 (rango de todos los muestreos) muestra la gráfica de los rangos de \bar{r} obtenidos para la media horaria de todas las muestras. Se grafican los rangos de \bar{r} del intervalo de muestreo cada hora y del intervalo del extremo cada 30 minutos, se señalan también los límites de control y promedio de \bar{r} con y sin la contribución del extremo. Los límites de variación obtenidos

FIG.8.10 RANGOS DE LOS DATOS DE LOS INTVS. DE MUESTREO PARA TODAS LAS CASAS.

RANGOS DE LOS DATOS DEL MUESTREO CADA HORA Y DEL EXTREMO CADA 30 MIN.
LOS LÍMITES Y EL PROMEDIO DE R SON CALCULADOS CON TODAS LAS MUESTRAS



LOS RANGOS PARA EL INTV. DEL EXTREMO VAN DE LAS 6 A.M. A LAS 10 A.M. CADA 30 MIN.

estadísticamente con la contribución del extremo son :

Promedio de \bar{r} (C) = 0.00202 WL

Límite superior de control (C) = 0.00266 WL

Límite inferior de control (C) = 0.0 WL

Como se puede observar en la fig 8.10 seis puntos caén fuerade límites de control, lo cual representa un 18.7 % de los datos de muestreo incluyendo al intervalo del extremo. Uno de estos puntos se presenta a las 5 A.M., lo cual corresponde al mayor rango y también a la concentración más elevada. Otros 3 de los puntos fuera de límites de control (a la 6,6:30 y 7 A.M.) corresponden a medidas iniciales en el extremo, donde se tiene una rápida disminución en la concentración debido a que ha dejado de funcionar la bomba de la unidad muestreadora. Un punto más corresponde a las 6 A.M. (inicio del muestreo), donde generalmente empieza a disminuir rapidamente la concentración debido al cambio de condiciones (ventilación) dentro de las habitaciones muestreadas.

Cuando no se toma en cuenta al intervalo del extremo, se tiene un total de 3 puntos fuera de control, lo cual representa el 12 % de los puntos.

La fig.8.11 resume los datos de los grupos 1,2,3,4 y 5 así como del promedio general de los 25 muestreos. La concentración máxima a esperarse es de 0.00405 WL ($LSC_{\bar{r}} - C$ para el grupo 3).

FIG.8.11 LIMITES DE CONTRL. PARA LOS 5 GRUPOS Y PARA EL PROMEDIO GENERAL DE LOS 25 MUESTREOS.

CADA GRUPO ESTA INTEGRADO POR 5 CASAS HABITACION.

LOS LIMITES DE CONTROL SE CALCULAN CON LA MEDIA HORARIA PARA CADA GRUPO.

GRUPO	PROM.X S	PROM.R S	LSCX S	LICX S	LSCR S	LICR S
'1	0.00150	0.000226	0.00210	0.00090	0.000476	'0
'2	0.00172	0.000243	0.00237	0.00107	0.000512	'0
'3	0.00276	0.000317	0.00360	0.00191	0.000668	'0
'4	0.00151	0.000254	0.00218	0.00083	0.000536	'0
'5	0.00153	0.000215	0.00214	0.00108	0.000447	'0
GENERAL	0.00184	0.000239	0.00245	0.00178	0.000504	'0
	PROM.X C	PROM.R C	LSCX C	LICX C	LSCR C	LICR C
'1	0.00167	0.000275	0.00240	0.00094	0.000527	'0
'2	0.00192	0.000289	0.00268	0.00151	0.000609	'0
'3	0.00305	0.000378	0.00405	0.00204	0.000797	'0
'4	0.00169	0.000287	0.00245	0.00093	0.000605	'0
'5	0.00180	0.000271	0.00252	0.00108	0.000571	'0
GENERAL	0.00202	0.000243	0.00266	0.00137	0.000512	'0

S=SIN INTV. DEL EXTREMO C=CON INTV.DEL EXTREMO R=RANGO PROM.=PROMEDIO
 LSC=LIMITE SUPERIOR DE CONTROL LIC=LIMITE INFERIOR DE CONTROL X=DATOS
 VALORES EN WL.

Para obtener la concentración promedio (WL) de la zona monitoreada, se calcula la media aritmética (\bar{x}) y geométrica (\bar{g}) de las 25 muestras. Para calcular estas medias se emplean los WL promedio de cada una de las muestras. Todas ellas son menores a 0.02 WL y también se observa que el rango de medias no es muy amplio. Se obtiene también la desviación estándar así como el porcentaje de variación promedio. Este porcentaje de variación corresponde al promedio de las variaciones en el caso de la media aritmética, y para la media geométrica se especifica el valor mínimo y máximo encontrado.

$$\text{Media aritmética : } \bar{x} = 1/n (X_1 + X_2 + \dots + X_n)$$

$$\text{Media geométrica : } \bar{g} = (a_1 \times a_2 \times \dots \times a_n)^{1/n}$$

$$\text{Media aritmética } \bar{x} = 0.002165 \text{ WL} = 8.01 \text{ Bq/m}^3 \text{ EER} = 0.433 \text{ pCi/l}$$

$$\text{Media geométrica } \bar{g} = 0.00192 \text{ WL} = 7.12 \text{ Bq/m}^3 \text{ EER} = 0.385 \text{ pCi/l}$$

$$\text{Rango : } 0.00864 \text{ WL} - 0.00122 \text{ WL} = 0.00742 \text{ WL}$$

$$\text{+/- \% de variación de } \bar{x} = 6.64 \%$$

$$\text{+/- \% de variación de } \bar{g} = 2.68-6.83 \%$$

$$\sigma_n = 0.000622 \text{ WL}$$

$$\sigma_{n-1} = 0.000636 \text{ WL}$$

$$\text{WL} \times 3700 = \text{Bq} / \text{m}^3 \text{ EER}$$

$$\text{WL} \times 200 = \text{pCi} / \text{l}$$

La fig.8.12 muestra el histograma de frecuencias obtenido con los resultados de las 25 casas. Se seleccionaron 8 intervalos de clase, lo cual representa una tercera parte de las muestras. El histograma obtenido muestra al 68 % de los datos agrupados en concentraciones bajas (intervalo 1) y al 88 % de las casas agrupadas en los dos primeros intervalos. Finalmente se tiene que el 96 % de las casas presentan concentraciones promedio menores a 0.00336 WL, teniendose una sola muestra (4 %) en el rango de 0.00777 - 0.00864 WL.

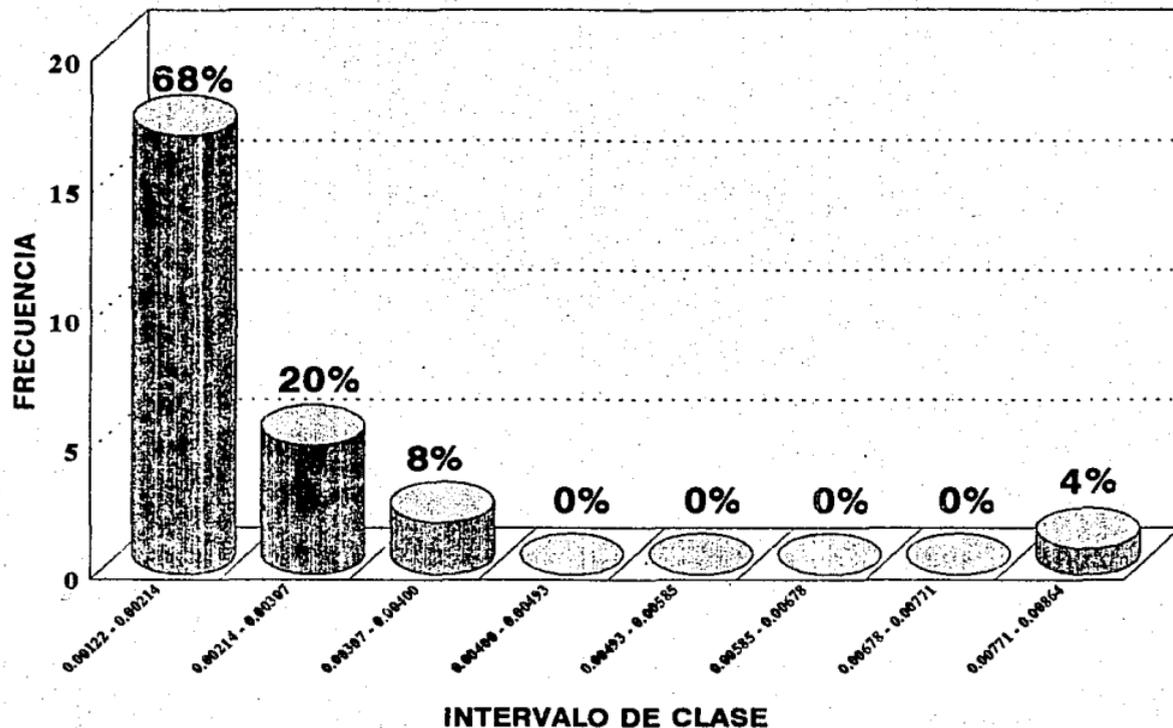
"Medidas por duplicado y medidas blanco "

Parte importante del control de calidad son las medidas por duplicado y los blancos. La tabla 8.13 muestra los resultados de los duplicados con su muestra correspondiente (misma casa , lugar y hora de inicio del muestreo) y los blancos tomados en el exterior de algunas casas. Se midieron por duplicado tres muestras (M1, M7 Y M9), se realizaron además dos mediciones con un tiempo total de muestreo de una semana uno en interior y el otro en exterior (blanco), esto con el fin de observar más claramente la variación diurna y nocturna de concentración tanto en interiores como en exteriores.

Para los dos blancos de 24 horas se obtuvieron concentraciones muy bajas (inferiores a las medias tomadas en interiores para

FIG.8.12 HISTOGRAMA DE FRECUENCIAS DE LAS MUESTRAS.

SE UTILIZAN LOS RESULTADOS DE LOS 25 MUESTREOS EN EL HISTOGRAMA.



CONCENTRACION MAXIMA:0.00864 WL.

CONCENTRACION MINIMA:0.00122 WL.

RANGO: 0.0074 WL.

FIG.8.13 RESULTADOS DE LOS DUPLICADOS Y BLANCOS.

HORAS MUESTREADAS =24 INICIO DEL MUESTREO=6:00 A.M.

MUESTRA NUMERO	PERIODO	WL PROM.	+/- % DE VARIACION	% DE TORON	FONDO WL.
M1	20 - 21 MARZO	0.00189	5.3	INSIGNIFICANTE	0.0000282
D1	24 - 25 MARZO	0.00205	5.0	INSIGNIFICANTE	0
M2	9 - 10 ABRIL	0.00158	5.9	INSIGNIFICANTE	0
D2	12 - 13 ABRIL	0.00137	6.2	INSIGNIFICANTE	0.0000291
M3	2 - 3 MAYO	0.00130	6.3	INSIGNIFICANTE	0.0000565
D3	4 - 5 MAYO	0.00108	7.2	INSIGNIFICANTE	0.0000583
BLANCOS					
B1	3 - 4 ABRIL	0.001388	6.1	INSIGNIFICANTE	0.0000291
B2	18 - 19 MAYO	0.000708	8.3	INSIGNIFICANTE	0

M=MUESTRA D=DUPLICADO B=BLANCO

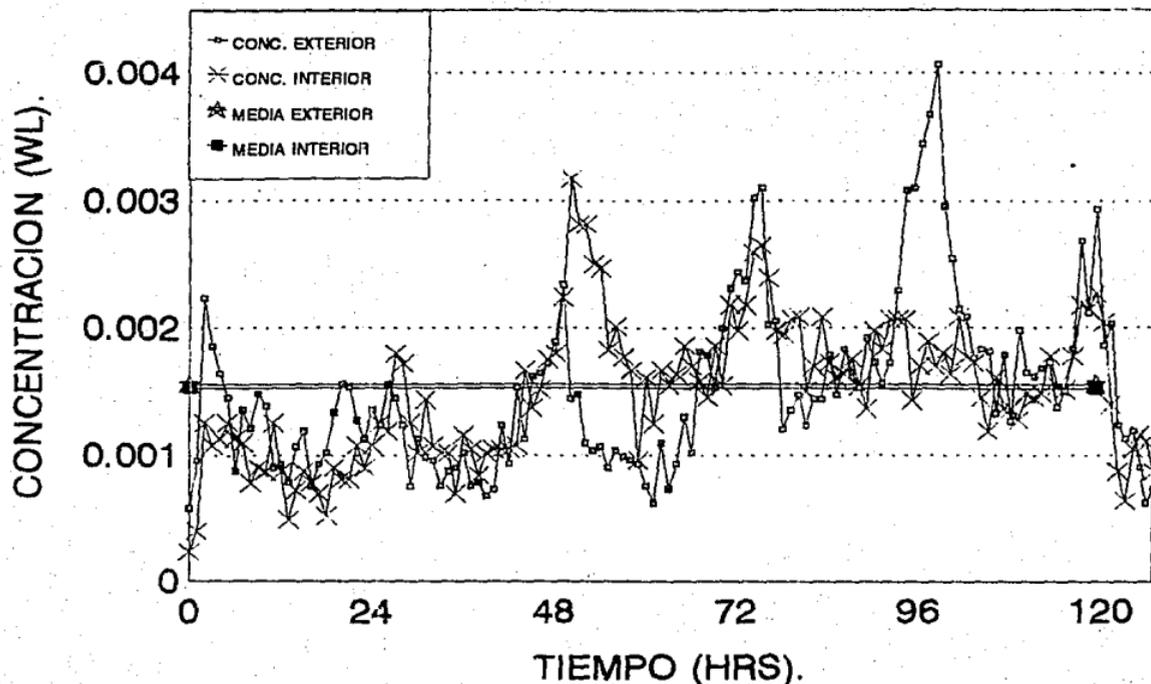
las mismas casas), lo cual corrobora el adecuado funcionamiento y sensibilidad del instrumento de medición.

En la fig. 8.14 se observa la variación diurna y nocturna para los muestreos semanales, donde se observa que para ambos muestreos una variación cíclica de concentración de radón a través del día y durante todos los días de muestreo. Se debe hacer notar que aún en el blanco se tiene esta variación cíclica donde se esperaría que tuviera una menor influencia la hora del día sobre la concentración de radón debido a que en exteriores no influye el factor de ventilación siempre y cuando haya estabilidad atmosférica.

La fig. 8.15 muestra los límites de control y los promedios de los datos y rangos calculados con (C) y sin (S) la contribución del extremo para los duplicados y la media de los dos blancos de 24 horas. El cálculo se realizó utilizando el gráfico de control \bar{x} -r para el caso de una sola muestra. Este gráfico señala la variación máxima y mínima que estadísticamente se obtiene en cada muestra, además indica la presencia de alguna anomalía (puntos fuera de límites de control). Para analizar la media de los blancos se utiliza el gráfico ($\bar{\bar{x}}$ -r), donde se toma la media horaria de los muestreos para el cálculo de los límites de control.

La variación que existe entre las concentraciones promedio obtenidos en cada blanco es importante, la relación entre los dos

FIG.8.14 EVALUACION DE LA CONCENTRACION DE RADON EN EL EXTERIOR Y EN EL INTERIOR A TRAVES DEL DIA, DURANTE 1 SEMANA.



EL RADON SE INFIRIO A PARTIR DE LOS PRODUCTOS DE DECAIMIENTO DE VIDA CORTA DEL RADON $F=0.5$
EL TIEMPO DE MUESTREO FUE DE 120 HRS. CON UN INTV. DEL EXTREMO DE 4 HRS.
EL MUESTREO INICIO A LAS 6:00 A.M. EN AMBOS CASOS.

blancos es :

$$\text{Relación de contracciones} = \frac{\text{Blanco 1}}{\text{Blanco 2}} = \frac{1.388 \times 10^{-3}}{0.708 \times 10^{-3}} = 1.96$$

esto se debe posiblemente a un cambio en las condiciones atmosféricas en las que se realizó cada uno de los blancos. En el blanco 2 se pudo presentar un aumento en la velocidad del viento, lo cual pudo hacer disminuir sensiblemente la concentración de radón al ser esta una medida en exterior. a pesar de esta diferencia importante entre las dos medidas, ambas son lo suficientemente bajas para considerar que el instrumento de medición tiene una adecuada sensibilidad.

Fig. 8.15. Límites de control para duplicados.

Muestra	Prom.X S	Prom.r S	LSCX S	LICX S	LSCr S	LICr S
Duplicado 1	0.00186	0.00293	0.00264	0.0010	0.0010	0
Duplicado 2	0.00094	0.00020	0.00148	0.00039	0.00075	0
Duplicado 3	0.00126	0.00021	0.00181	0.00070	0.00077	0
Muestra	Prom.X C	Prom.r C	LSCX C	LICX C	LSCr C	LICr C
Duplicado 1	0.0020	0.00034	0.00294	0.00112	0.00125	0
Duplicado 2	0.0011	0.00257	0.00175	0.00038	0.00094	0
Duplicado 3	0.0014	0.00024	0.00199	0.00073	0.00087	0

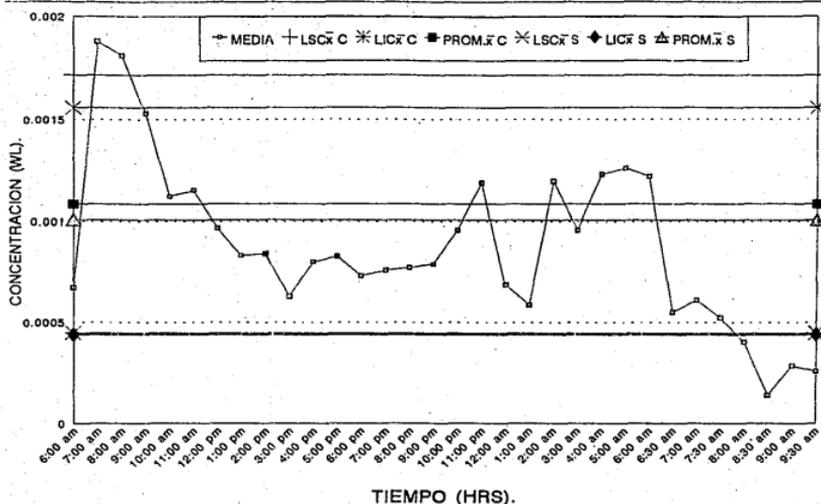
La concentración de radón en exteriores reportada generalmente en la literatura es de 0.0004 a 0.00125 WL. Los límites de control obtenidos para los blancos indican que la máxima concentración a esperarse en exteriores es de 0.00176 WL y la mínima es de 0.00044 WL , con un promedio de 0.00108, estos valores encontrados son consistentes con los reportados en la literatura.

En la fig 8.16 se grafican las medias cada hora en el intervalo de muestreo y cada 30 min. en el intervalo del extremo en base a la media de los dos blancos de 24 horas. Se señalan además los límites de control y promedios de las medias con (C) y sin (S) la contribución del extremo para la media de los blancos.

	Sin intv. del extremo		Con intv. del extremo	
	puntos fuera	%	puntos fuera	%
Media de Blancos	2	8.33	6	18

El porcentaje de puntos fuera de límites de control se eleva sensiblemente al tomar en cuenta al intervalo del extremo , esto se debe a que las concentraciones medidas en el extremo son tan bajas que quedan fuera de límites de control, aumentando así el porcentaje. Cuando no se considera al intervalo del extremo quedan dos puntos fuera de límites, los cuales representan el 8.33 % de los datos.

FIG.8.16 DATOS DE LOS INTERVALOS DE MUESTREO Y DEL EXTREMO DE LOS BLANCOS.
 LOS DATOS GRAFICADOS SON LA MEDIA HORARIA DE LOS BLANCOS 1 Y 2 .



TIEMPO (HRS).
 LOS LIMITES Y EL PROM \bar{x} SON CALCULADOS CON LA MEDIA.
 EL INTV. DE MUESTREO VA DE LAS 6 A.M. A LAS 6 A.M. DEL SIGUIENTE DIA.
 EL INTV. DEL EXTREMO VA DE LAS 6 A.M. A LAS 10 A.M.

El máximo valor a esperarse en el exterior es de 0.001716 WL de no presentarse cambios importantes en las condiciones ambientales.

La figura 8.17-a muestra la gráfica de los rangos obtenidos con la media de los blancos 1 y 2, en ella se especifican los límites de control y promedios con y sin la contribución del extremo para los rangos obtenidos.

Promedio de los rangos = 0.000238 WL

Límite superior de control de los rangos = 0.000873 WL

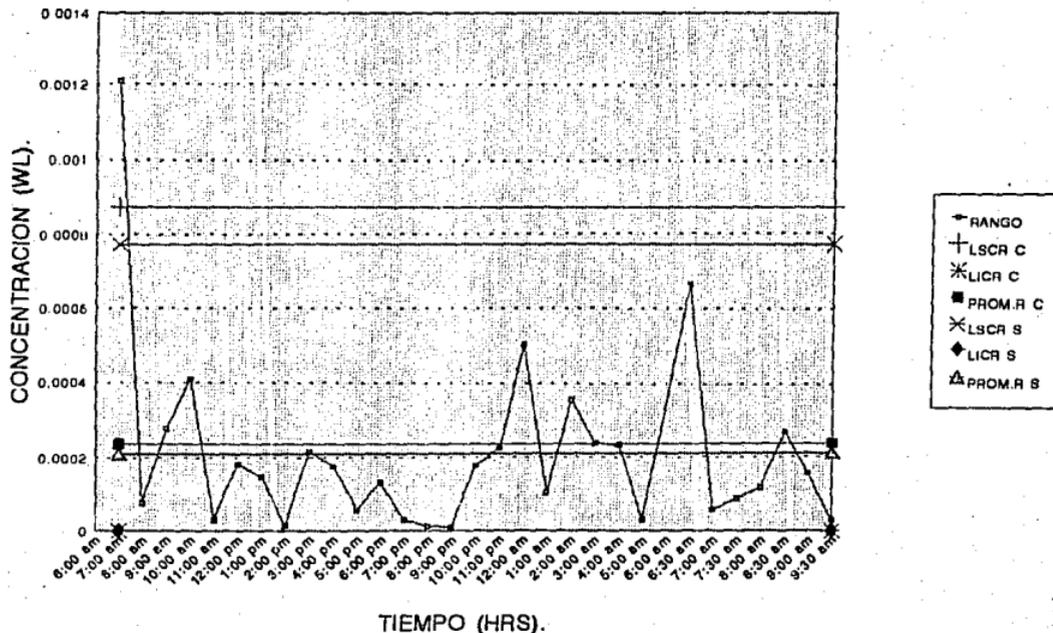
Límite inferior de control de los rangos = 0.0 WL

Solo existe un rango (6-7 A.M.) que sale fuera de límites de control, por lo cual se considera que las variaciones presentes para los rangos están dentro de lo normal.

La fig. 8.17-b presenta el porcentaje relativo de desviación entre muestra y duplicado (% RMD). El máximo porcentaje de desviación es de 17.7 % , lo cual se atribuye a variaciones en las condiciones funcionales de la casa (ventilación), por lo que se concluye que las medidas son reproducibles con una desviación máxima de 17.7 % y mínima de 10.8 % , para este tipo de mediciones en interiores es aceptable, ya que son monitoreos de corto término donde se ve disminuida la exactitud .

Fig.8.17-a RANGOS DE LOS DATOS DE LOS INTVS. DE MUESTREO PARA EL PROMEDIO DE LOS BLANCOS.

RANGOS DE LOS DATOS DEL MUESTREO CADA HORA Y DEL EXTREMO CADA 30 MIN.
LOS LÍMITES Y EL PROMEDIO DE R SON CALCULADOS CON LA MEDIA HORARIA DE LOS BLANCOS 1 Y 2.



EL INTV. DE MUESTREO VA DE LAS 6 A.M. A LAS 6 A.M.
EL INTV. DEL EXTREMO VA DE LAS 6 A.M. A LAS 10 A.M.

FIG. 8.17-B. % RELATIVO DE DESVIACION ENTRE MUESTRA Y DUPLICADO

M=MUESTRA D=DUPLICADO C=CON INTV.DEL EXTREMO S=SIN INTV. DEL EXTREMO

COMPARACION Nº	MUESTRA	PERIODO	WL PROMEDIO C	WL PROMEDIO S	% RDM C	%RMD S	DESVIACION ESTANDAR
1	M1	20-21 MARZO	0.00189	0.001678	8	11.2	0.08
	D1	24-25 MARZO	0.00205	0.00186			
2	M7	5-6 ABRIL	0.0013	0.00114	17.69	17.98	0.11
	D2	4-5 MAYO	0.00107	0.00935			
3	M9	9-10 ABRIL	0.00158	0.00142	13.29	10.84	0.10
	D3	4-5 MAYO	0.00137	0.00125			

PROMEDIO 12.99 13.34

NOTA: % RELATIVO DE DESVIACION (%RDM) = (| WL PROM. - MEDIA | / MEDIA) (100)

B.6 Características de la construcción , hábitos y costumbres de los moradores.

Los resultados obtenidos al aplicar los cuestionarios a los moradores de las casas muestreadas son los siguientes :

Número de personas por familia :	Total:130
Número de familias :	Total:25
Número de personas por familia:	25
Número máximo de personas por casa	9
Número mínimo de personas por casa	1

-Tipo de construcción.

	Número de casas	%
Casa unifamiliar sin sótano	22	
Casa unifamiliar con sótano	0	
Casa Duplex sin sótano	3	

-Año de construcción.

	Número de casas	%
1959 - 1968	3	
1969 - 1978	16	
Después de 1978	6	

-Principal material de construcción utilizado en la pared.

	Número de casas	%
Ladrillo	3	
Tabique	1	
Tabicón	1	
Concreto	20	

-Principal material de construcción del techo.

	Número de casas	%
Concreto	25	100

-Principal material de construcción de los pisos.

	Número de casas	%
Concreto	24	
ladrillo	1	

-Acabados de paredes y techos.

	Número de casa	%
Solo pintura	1	
Aplanados(cemento) y pintura	15	
Aplanado (cemento) y tapiz	3	
Aplanado (cemento) y madera	1	
Yeso	5	

-Acabados de pisos.

	Número de casas	%
Aplanados (cemento)	2	
Mosaico	7	
Loseta de barro	1	
Loseta vinílica	12	
Alfombra	3	

-Cimientos

	Número de casas	%
Piedra	8	
Concreto	7	

-Número de pisos por casa

	Número de casas	%
Un solo nivel	16	
Dos niveles	9	

-Sistema de calefacción en invierno

	Número de casas	%
Ninguna calefacción	25	100

-Ventilación

	Número de casas	%
Ventilación natural	25	100

-Circula aire proveniente de la calle en la habitación

	Número de casas	%
Sí	14	
No	11	

-Suministro de agua

	Número de casas	%
A través del sistema municipal	25	100

-Número de personas que viven en las 25 casas

	Rango	Total	%
Adultos mayores de 65 años	Máx. 1 Min. 0	1	
Adultos (16<edad>65)	Máx. 6 Min. 1	114	
Niños menores de 16 años	Máx. 2 Min. 0	15	

-Tiempo (años) que tiene viviendo en esas casas

	Rango	Promedio
Adultos mayores de 65 años	Máx. 35 Min. 35	35
Adultos (16<edad>65)	Máx. 25 Min. 22	20.2
Niños menores de 16 años	Máx 16 Min. 1	9

-Grado educacional

	Número de personas	%
Primaria	8	
Preparatoria	4	
Secundaria	3	
Licenciatura	3	
Carrera técnica	7	

-Tipo de combustible para cocinar

Gas, para el 100% de las casas.

-Promedio anual de meses que están cerradas las ventanas

Casi siempre: 2 casas (M13 y M14) Nunca:0 Regularmente:23
Prom.: 7 meses al año

-Mientras se cocina que tanto de humo hay en el interior de su casa:

Poco: 5 casas (20%) Ninguno:20 casas(80%)

-Dentro de un radio de 100m. ¿Qué tanto humo hay en el exterior ?:

Invierno: poco 18 casas Ninguna 7 casas

Verano: poco 6 casas Ninguno 19 casas

-Durante su trabajo está expuesto a:

	Número de personas	%
Polvo de madera	1	
Polvo de piel	2	
Polvos químicos	1	

-Tiene contacto con terminales de video:

Frecuentemente: 3 personas

Ocasionalmente 1 persona

Fumadores

-Fuma regularmente (durante 5 o más meses): sí 9 personas %

no 16 personas %

-Que fuma principalmente: Cigarros : 9 personas 100%

-Cigarros que fuma regularmente:

De 1 a 10 : 7 personas %

Más de 10 : 2 personas %

-Edad a la que comenzó a fumar regularmente:

De 15 a 20 años: 7 personas

De 20 a 25 años: 2 personas

-Años que tiene fumando:

0-5 años: 3 personas

5-10 años: 2 personas

10-15 años: 1 persona

Más de 15 años: 3 personas

Promedio de años fumando : 6 años.

- Alguien de su familia fuma en su presencia:

Sí 15 personas 60%

No 10 personas 40%

-Número de fumadores por casa:

0 fumadores: 9 casas

1 fumador: 8 casas

2 fumadores : 7 casas

3 fumadores : 1 casa

-Años que tiene viviendo con fumadores:

Años	Número de personas
0 - 5	17
5 - 10	6
Más de 10	2

Promedio: 4 años.

8.7 PREDICCIÓN DE LA CONCENTRACION ANUAL PROMEDIO EN INTERIORES PARA LA ZONA MONITOREADA.

En base a los resultados obtenidos de los 25 monitoreos de 24 horas realizados en la delegación Gustavo A. Madero y utilizando las ec. de predicción descritas en el capítulo IV , sección 4.2 . se realizó la predicción de la ALAA (concentración anual promedio en interiores).

La ec. predictiva utilizada dado que el muestreo se realizó en primavera , es la siguiente:

$$\ln (ALAA) = 1.48 + 0.66 \ln x$$

donde:

x= concentración monitoreada en Bq m⁻³ ERR;

ALAA= concentración anual promedio en interiores.

El error estándar promedio evaluado para la ec. es de 0.41.

El intervalo de 95% de confianza para predecir el valor de la ALAA puede ser aproximado como:

$$95\% \text{ CI} = (ALAA e^{-2\alpha} - ALAA e^{2\alpha})$$

donde $\alpha = 0.41$.

Los resultados obtenidos de la predicción se muestran en la fig. 8.18 para cada una de las casas monitoreadas. En la fig. 8.19 se muestran graficamente estos resultados junto con el valor predicho en base al promedio de las 25 muestras . Este resultado representa el valor de concentración de radón anual esperado en la zona monitoreada en base a los muestreos realizados en primavera.

En los resultados presentados en la fig. 8.18 se observa que ningún valor de ALAA rebasa el límite de control de 0.02 WL establecido por la EPA como valor de no aplicación de medidas correctivas. Tan solo se tiene en la muestra 14 que el intervalo de confianza superior es de 0.0215 WL, el cual es ligeramente superior al límite de control de 0.02 WL.

Al tenerse un intervalo de confianza tan amplio para la predicción de la ALAA la precisión disminuye substancialmente, por lo que estos resultados no resultan muy confiables para determinar la ALAA real en la zona monitoreada. A pesar de ello, estos resultados nos indican que inclusive en casos extremos (intervalo de confianza superior) no se rebasa el límite de control superior establecido por la EPA.

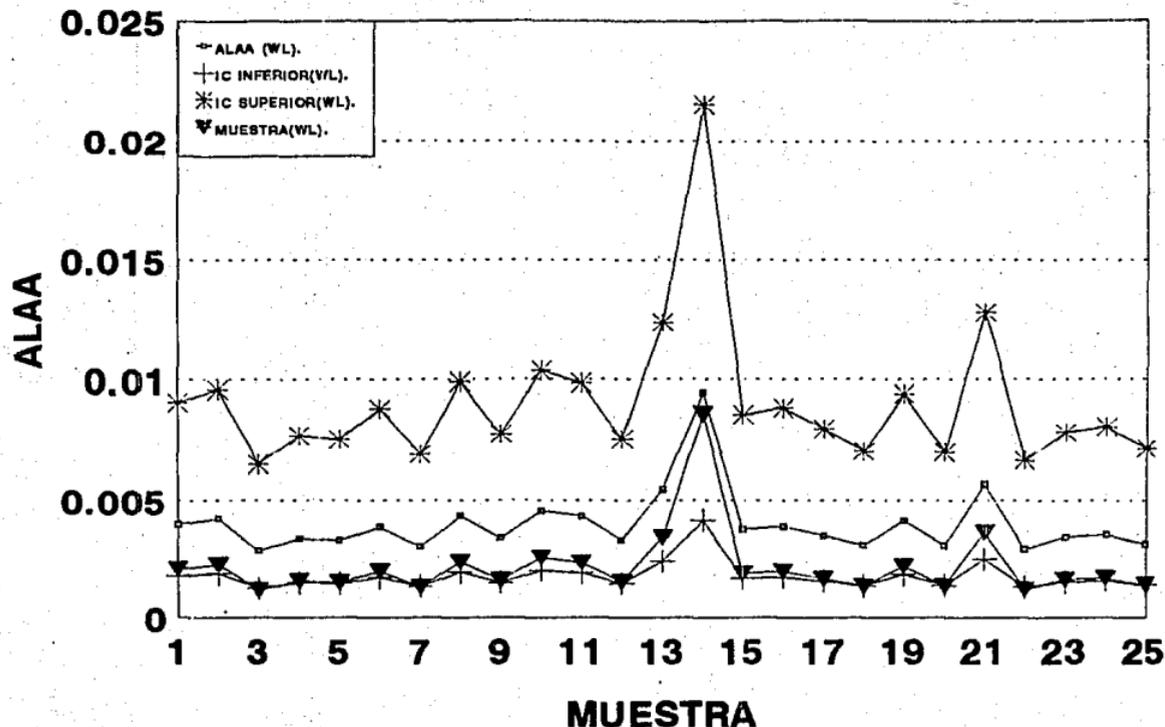
FIG.8.16 PREDICCIÓN DE LA CONCENTRACION DE RADON ANUAL PROMEDIO.
 LA PREDICCIÓN SE BASA EN LOS RESULTADOS DE LOS MONITOREOS DE 24 HRS REALIZADOS EN PRIMAVERA.
 SE MUESTRA TAMBIEN LA ALAA PROMEDIO PARA LA MEDIA DE LA ZONA MONITOREADA

MUESTRA	ALAA (WL).	IC INFERIOR(WL).	IC SUPERIOR(WL).	ALAA(Bq/m ³)	IC INFERIOR (Bq/m ³)	IC SUPERIOR (Bq/m ³)
1	0.004002703	0.001761188	0.008086138	14.81	6.6164	33.0187
2	0.004232422	0.00186227	0.008607621	15.66	6.8904	35.5482
3	0.002889469	0.001258162	0.00490873	10.56	4.6552	24.0166
4	0.003283784	0.001488865	0.007661188	12.62	5.5088	26.4204
5	0.003318919	0.001460324	0.007633846	12.28	5.4032	27.6756
6	0.003894595	0.001713622	0.00884073	14.41	6.3404	32.7107
7	0.003845948	0.001340216	0.006914297	11.27	4.9588	25.5829
8	0.004367866	0.00192173	0.009914379	16.16	7.1104	36.6832
9	0.003418919	0.001504324	0.007760848	12.65	5.666	26.7155
10	0.004662162	0.002007351	0.01025011	16.88	7.4272	38.3176
11	0.004343243	0.001911027	0.00869162	16.07	7.0708	36.4769
12	0.003332422	0.00146627	0.007564621	12.33	5.4252	27.8891
13	0.00647027	0.002406919	0.01241751	20.24	8.9066	45.9448
14	0.009488189	0.004175243	0.02154046	35.11	15.4484	79.8097
15	0.003788189	0.001667243	0.008601459	14.02	6.1888	31.8254
16	0.002808108	0.001719568	0.008871405	14.46	6.3624	32.8242
17	0.003527027	0.001551892	0.008006352	13.05	6.742	29.8235
18	0.0031	0.001364	0.007037	11.47	5.0488	26.0389
19	0.004164054	0.001827764	0.009429703	15.37	6.7828	34.8899
20	0.003081081	0.001355876	0.006994054	11.4	5.016	25.878
21	0.005667587	0.00249373	0.01266536	20.97	9.2266	47.6019
22	0.002932433	0.00128027	0.006666621	10.85	4.774	24.6295
23	0.003462162	0.001523351	0.00769108	12.81	5.6364	29.0787
24	0.003666	0.001666	0.008092	13.19	5.139	29.9413
25	0.00316	0.001388	0.00716	11.69	5.139	26.613

ALAA=CONCENTRACION ANUAL PROMEDIO IC=95% INTERVALO DE CONFIANZA

FIG. 8.19 PREDICCIÓN DE LA CONCENTRACION DE RADON ANUAL PROMEDIO.

LA PREDICCIÓN SE BASA EN LOS RESULTADOS DE LOS MONITOREOS DE 24 HRS REALIZADOS EN PRIMAVERA.
SE MUESTRA TAMBIEN LA ALAA PROMEDIO PARA LA MEDIA DE LA ZONA MONITOREADA



ALAA=CONCENTRACION ANUAL PROMEDIO IC=95% INTERVALO DE CONFIANZA

8.8 MONITOREO DE RADIACION Y AMBIENTAL

Se realizaron mediciones de radiación gamma en el interior de cada una de las 25 casas que conformaron el muestreo de radón, utilizando dosímetros termoluminiscentes de $\text{CaSO}_4 : \text{Dy+PTFE}$ desarrollados y fabricados en el ININ. El período de muestreo abarcó la primavera de 1994, dividido en tres períodos de un mes cada uno. A partir de estos resultados se obtuvo una rapidez de exposición gamma promedio en interiores de $9.67 \mu\text{R/h}$, con un porcentaje relativo de desviación menor al 2% y una desviación estándar de $0.75 \mu\text{R/h}$. Al mismo tiempo se midió la radiación gamma en el exterior obteniéndose una exposición promedio de $6.75 \mu\text{R/mes}$ para la misma zona.

En la fig. 8.20 se muestran los resultados obtenidos en cada uno de los períodos de muestreo, los dosímetros 26, 27, y 28 corresponden a las medidas por duplicado tomadas como parte del control de calidad, mientras que los dosímetros 29, 30 y 31 son medidas en exterior, cuyas lecturas fueron $6.61, 6.69$ y $6.96 \mu\text{R/h}$ respectivamente. La fig. 8.21 muestra gráficamente los resultados obtenidos para cada período de muestreo.

La fig. 8.22 muestra el histograma de frecuencias para la radiación gamma monitoreada en la delegación G.A.M. en interiores. En éste se observa que el 93% de las muestras está por debajo de un nivel de radiación gamma de $11.69 \mu\text{R/h}$. Estos resultados son similares a los obtenidos en otras zonas de México D.F..

El máximo nivel de radiación encontrado fué de 13 $\mu\text{R/h}$,
teniendo un rango de dispersión de los resultados de 4.75 $\mu\text{R/h}$.

Al no haber una dispersión importante de los resultados
obtenidos . y por estar estos dentro del rango de valores
monitoreados en otras regiones , se considera que el muestreo
realizado refleja directamente los niveles de radiación gamma en
la zona monitoreada.

FIG.8.20 LECTURAS DE LOS DOSIMETROS DE TERMOLUMINISCENCIA.
 DOSIMETROS DE CaSO₄ : Dy + PTFE. EXPOSICION (mR) 1 MES = 31 DIAS
 DELEGACION GUSTAVO A. MADERO

DOSIMETRO N°	1er PERIODO (mR/33d) 17MAR-18ABR94	2do PERIODO (mR/31d) 18ABR-19MAY94	3er PERIODO (mR/31d) 19MAY-25JUN94	MEDIA (mR / 34.33 d)	MEDIA (mR / 30 dias)
1	7.50	7.81	7.89	7.70	7.04
2	8.20	7.50	7.89	7.83	7.11
3		6.91	7.83	7.37	6.54
4	7.59	6.96	7.31	7.29	6.81
5	7.70	8.59	9.02	8.44	7.04
6	7.05	7.78	8.58	7.99	7.29
7	8.05	8.00	8.11	8.55	7.79
8	7.82	7.40	7.44	7.49	6.80
9	7.79	7.51	7.57	7.62	6.92
10	8.31	7.24	8.71	8.75	6.14
11	7.40	7.24	8.11	7.60	6.88
12	6.78	8.87	8.83	8.78	7.98
13	8.70	7.17		8.44	6.04
14	7.32	7.98	7.35	7.55	6.87
15	8.94	7.85	7.57	7.38	6.70
16	7.70	7.81		7.78	7.40
17	7.82	7.95	7.88	7.54	6.87
18	7.21	6.17	8.28	7.89	7.15
19	9.05	10.01		10.13	9.67
20	8.17	8.81	8.10	8.72	7.90
21	8.40	8.03	8.02	8.15	7.40
22	8.58	7.82	8.08	8.09	7.34
23	7.31	6.55	6.58	6.81	6.19
24	8.01		8.30	8.18	7.15
25	9.77	9.12	8.37	9.09	8.20
26	8.55			8.55	6.15
27	8.96			8.96	6.54
28	7.65			7.65	7.16
PROMEDIO				7.87 ± 0.389	7.20 ± 0.360
DESV. ESTANDAR				0.75018	0.73186

FIG.8.21 RESULTADOS DE LOS DOSIMETROS DE CaSO₄: Dy + PTFE

EXPOSICION EN (mR)

DELEGACION: GUSTAVO A. MADERO

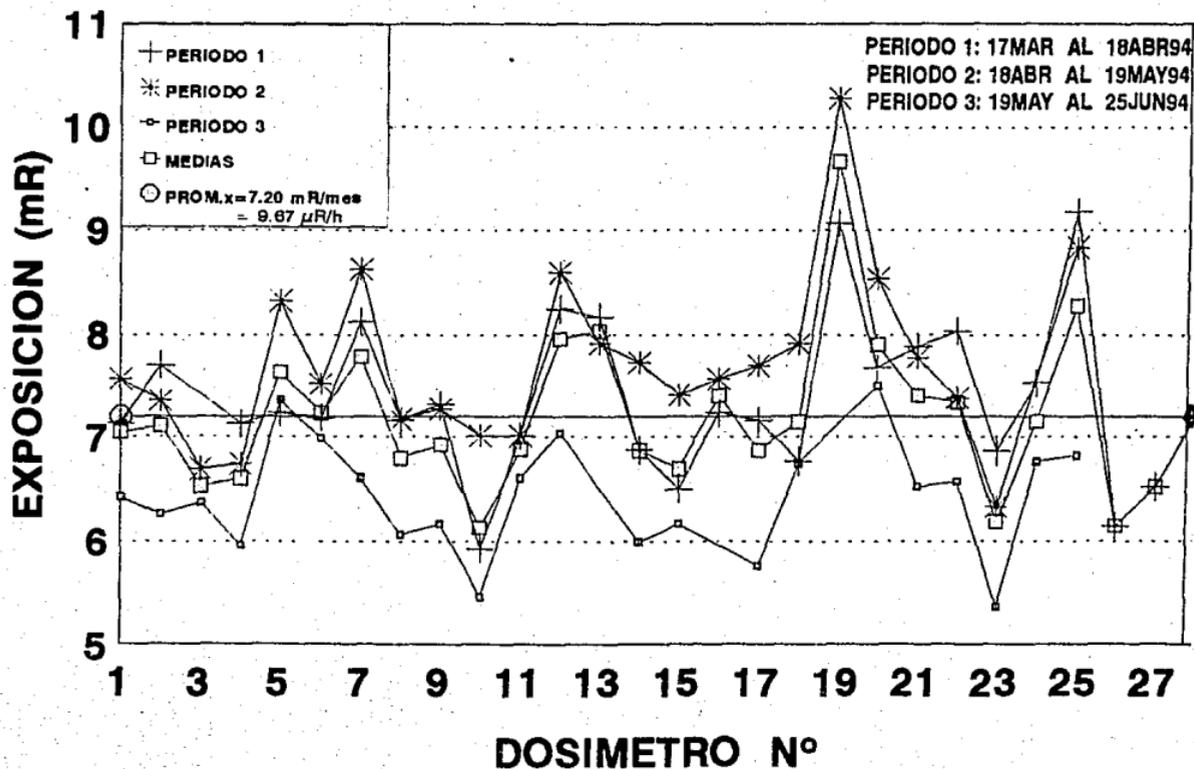
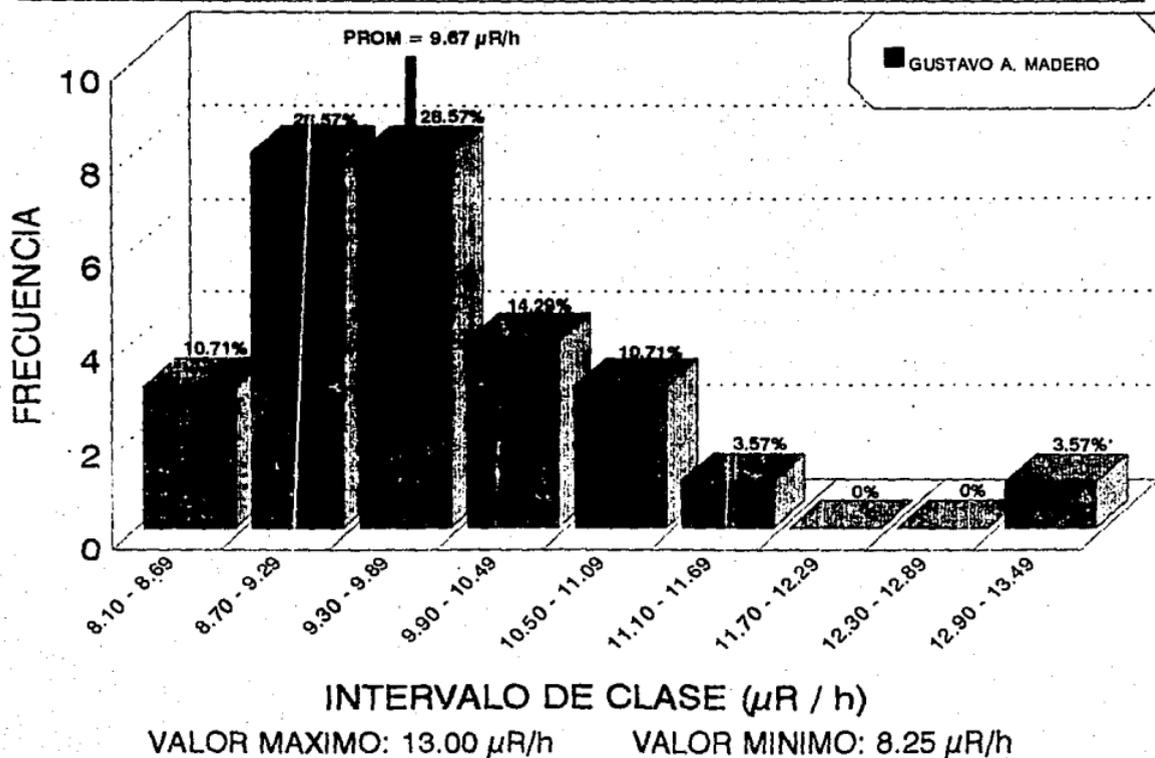


FIG.8.22 HISTOGRAMA DE FRECUENCIAS PARA LOS DOSIMETROS TERMOLUMINISCENTES.
 LA EXPOSICION SE DA EN $\mu\text{R} / \text{h}$.



CONCLUSIONES

De los resultados obtenidos durante el muestreo y en la realización de este trabajo se concluye:

El 100 % de las casas presentó una concentración menor a 0.02 WL . Se tienen dos casas con un porcentaje de torón significativo, para el resto de las casas este porcentaje es insignificante.

Dado que las concentraciones de radón obtenidas son menores a 0.02 WL (148 Bq m⁻³) para todos los casos, no fué necesaria la realización de medidas de seguimiento.

La concentración de radón promedio en interiores que se obtuvo para la zona monitoreada de la delegación Gustavo A. Madero es de : 0.00216 WL (8.01 Bq m⁻³ EER) con una desviación estándar de 0.000622 WL (2.3 Bq m⁻³ EER) .

Los resultados obtenidos en el control de calidad efectuado durante las mediciones, respaldan los resultados obtenidos , certificando el adecuado funcionamiento del equipo de medición de radón (unidad lectora WLM-1) .

Un parámetro relevante relacionado con una concentración elevada de radón , es la ventilación de la casa, ya que fueron los muestreos realizados en las casas con una menor ventilación los que presentaron mayores concentraciones de gas radón. Otro tipo de factores son difíciles de correlacionar con altas concentraciones de radón, ya que son muy semejantes las características de las casas habitación muestreadas y las concentraciones de radón medidas,

La exposición a radiación y promedio para la zona monitoreada, obtenida mediante dosimetría termoluminiscente para exteriores, en la zona monitoreada fué de 6.75 µR / h , mientras que el valor para interiores es de 9.67 µR / h .

La variación de concentración de radón através del día da una relación máxima de 2.82 que resulta de la relación entre las medidas realizadas a las 5 a.m. y las 4 p.m. , A partir de esto se puede concluir que la concentración de radón tanto en interiores como en exteriores presenta una importante variación através del día .

En base a los resultados obtenidos tanto en la medición de exposición a radiación y como en medición de concentración de radón ,se puede concluir que los moradores de la zona habitacional muestreada en la delegación Gustavo A. Madero no sufren ningún riesgo a la salud originado por radiación y o por la presencia de radón y sus descendientes.

El modelo utilizado para la predicción de concentración anual de radón a partir de mediciones de corto término (24 horas) tiene un mejor ajuste en concentraciones elevadas (mayores a 0.01 WL) que en concentraciones elevadas .

A pesar de ello se visualiza que la utilización de modelos para predecir la concentración promedio de radón anual en base a monitoreos de corto término, puede ser de gran utilidad para evitar el gastar demasiados recursos en la realización de muestreos anuales, siempre y cuando se utilicen de forma correcta los modelos y se consideren sus limitaciones.

BIBLIOGRAFIA

J.H. Stebbings, J.J. Dignam. "House characteristics associated with γ radiation and radon daughters working levels in Eastern Pennsylvania". Radiation protection dosimetry , Vol. 24, No. 14, 1988, pp 391-395.

C. Richard Cothorn. " Radon, radium and uranium in drinking water". Lewis Publishers. 1991 pp. 17-94.

J.A. Gunby, S.C. Barby . " Factors affecting indoor radon concentrations in the United Kingdom". Health Physics ,64 (1) : 2-12 , 1993.

United Nations. Sources and biological effects of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the effects of atomic radiation. United Nations Publications, 1988.

George A.C. and A.J. Breslin. " The distribution of ambient radon and radon daughters in residential buildings " pp. 1272-1292. Natural radiation environment III . 1980.

Porstendörfer, J. "Properties and behaviour of radon and thoron and their decay products in the air ". Fifth international symposium of natural radiation environment. Universität Göttingen. 1991.

Bruno, R.C. "Verifying a model of radon decay products behaviour indoors". Health Physics . 45: 471-480, 1983.

Nazarov , William W. Nero, Anthony V. " Radon and its decay products in indoor air" . John Willey & Sons. Inc. New York 1988.

Cornelis, J., Vanmarcke, H. " Estimating radon levels from Po-210 in glass . The 1991 international symposium on radon and radon reduction technology, Enviromental Protection Agency, 1991.

Perritt, R.L.; Harwell, T.K.; Rizzuto J.E. " Radon 222 levels in New Yory State Homes. Health Physics . 52: 147-155; 1990.

Stebbing, J.H. and Bignam J.J. " Contamination of individuals by radon daughters : A preliminary study. Arch. Environ. Health, 43 (2) . 149-154 , 1988.

J.A. Mahaffey, M.A. Parkhurst. " Estimating past exposure to indoor radon from household glass". Health Physics . 64(4) : 381-391 ; 1993.

Judith B. Klotz, Janet B. Schoenberg. " Relationship among short-and long-term radon measurements within dwellings: influence of radon concentrations". Health Physics . 65(4) : 367-374 : 1993.

R.S. Lively, D.J. Steck. "Long term radon concentrations estimated from Po-210 embedded in glass". Health Physics. 64(5): 485-490; 1993.

Werner Hofmann, Margaret G. Menache. " Radon progeny dosimetry in the rat lung ". Health Physics . 64(3) : 279-290 ; 1993.

Archer E. V. : Wagoner, J. K. " Lung cancer among uranium miners in the United States". Health Physics . 25: 351-371; 1973.

Duncan Thomas, Janice Pogoda. " Temporal modifiers of the radon-smoking interaction". Health Physics . 66(3) : 257-262; 1994.

Andersson, I., I. Nilsson. " Exposure following ingestion of water containing radon-222". In health assessment of radioactivity in man. pp. 317, 1964.

Hursh J., D. Morken, T.P. Davis ." The fate of radon-222 ingested by man . Health Physics . 11: 465-476, 1965.

Correia J. A., S.B. Weise. " The kinetics of ingested Rn-222 in human determined from measurements with Xe-133". Massachusetts General Hospital , Boston, MA, unpublished report.

J.F. Ziegler, T.H. Zabel. " Video display terminals and radon". Health Physics . 65 (3) : 252-264; 1993.

R. William Field, Burton C. Kross. " Factors associated with elevated Rn-222 levels in IOWA". Health Physics . 65(2) : 178-184 ; 1993.

Masahiro Doi, Kenzo Fujimoto. " Spatial distribution of thoron and radon concentrations in the indoor air of a traditional japanese wooden house". Health Physics . 66(1) : 43-49; 1994.

Dwight W. Underhill . " Basic theory for the diffusive sampling of radon ". Health Physics . 65(1) : 17-24 ; 1993.

S. Danali- Cotsaki, G. Margomenou-Leonidopoulou. " Rn-222 in greek SPA waters : correlation with rainfall and seismic activities". Health Physics. 64(6) : 605-612 ; 1993.

A.M. Gouronnec , M.C. Robé . " Modeling of the behaviour of Rn and its decay products in Dwellings , and experimental validation of the model". Congress " Indoor air 93 " . Helsinki.

Jacobi W. "Activity and potential energy of Rn-222 and Rn-220 daughters in different air atmospheres". Health Physics . 22 : 441-450 ; 1972.

Ching-Jiang Chen, Pao-Shan Weng. " Radon exhalation rate from various building materials". Health Physics . 64 (6) : 613-619; 1993.

S.B. White, Barbara V. Alexander. " Predicting the annual concentration of indoor Rn-222 from one or more short-term measurements". Health Physics. 66(1) : 55-62 ; 1994.

John S. Neuberger, Charles F. Lynch . " Residential radon exposure and lung cancer ; evidence of an urban factor in IOWA " . Health Physics. 66 (3) : 263-269 ; 1994.

K.L. Revzan . W. J. Fisk . " Modeling radon entry into Florida slab-on-grade houses". Health Physics. 65(4) : 375-385 ; 1993.

Thomas B. Borak , Brian Woodruff. " A survey of winter , summer and annual average Rn-222 concentrations in family dwellings". Health Physics. 57(3) : 465-470 ; 1989.

Christine A. Stidley, Jonathan M. Samet . " A review of ecologic studies of lung cancer and indoor radon ". Health Physics. 65(3) : 234-251 ;1993.

Stelios Christofides, George Christodoulides. " Airbone Rn-222 concentration in Cypriot houses ". Health Physics. 64(4) : 392-396 ; 1993.

N.M. Ibrahim , A. H. Abd El Ghani. " Measurement of radioactivity levels in soil in the Nile delta and middle Egypt". Health Physics . 64 (6) : 620-627; 1993.

J. Sevc, L. Tomasek. " A survey of the Czechoslovak follow-up of lung cancer mortality in uranium miners . Health Physics. 64(4) : 355-359; 1993.

J. Holkko S. Liukkonen. " Radon diffusion in model tests on finnish esker and till soils . Health Physics . 64(2) : 132-140 ; 1993.

K.N. Yu, E.C. Young . "Indoor Rn and enviromental γ radiation in Hong Kong . Radiation Protection and dosimetry . 40 (4) : 259-263 ;1992.

Piotr T. Wasiolek . " Experimental evaluation of wire mesh screen counting parameters for measurements of the unattached fraction of radon progeny ". Health Physics. 66(4) : 458-462 ; 1994.