

UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE CATALUNYA

*Instituto de Técnicas Energéticas de la Universidad Politécnica de
Cataluña, dentro del programa de Doctorado “Ingeniería Nuclear”*

**CONTRIBUCIÓN A LA
CARACTERIZACIÓN DE
AEROSOL RADIATIVOS
DERIVADOS DEL RADÓN**

Autor: Arturo Vargas Drechsler
Director: Xavier Ortega Aramburu

CAPÍTULO VI

RESULTADOS EXPERIMENTALES

VI.1 Introducción

En las medidas de campo realizadas, con el uso de los equipos presentados en el capítulo anterior, se han determinado los factores de equilibrio y las fracciones libres en cuatro recintos de la región mediterránea catalana en distintos periodos de tiempo. Así mismo, se han obtenido medidas del espectro dimensional de la fracción adherida mediante un equipo comercial.

Por otro lado, las medidas del espectro dimensional de la actividad de los descendientes de vida corta del radón en estado libre se han llevado a cabo en condiciones ambientales controladas en la cámara de radón que ha sido presentada en el capítulo anterior. Dichas medidas se han efectuado en el marco de un ejercicio de intercomparación llevado a cabo con el grupo de estudio de aerosoles de la Universidad de Brest (Francia).

Finalmente, se han utilizado los resultados experimentales para realizar una estimación del factor de conversión a dosis a la exposición de radón en dicha región de la costa catalana.

VI.2 Medidas de campo

Desde 1994 en el marco de los trabajos de investigación de radón, el INTE ha llevado a cabo una campaña de medidas de campo en continuo, del factor de equilibrio y de la fracción libre de descendientes del radón en cuatro lugares característicos de la costa mediterránea de Cataluña que presentaban niveles de concentración de radón favorables para la realización de dichas medidas. Así mismo se realizaron medidas del espectro dimensional de descendientes adheridos a partículas de aerosol. De estas medidas se obtuvieron unas primeras conclusiones del comportamiento del gas radón y sus descendientes publicadas por Ortega y Vargas 1996 y posteriormente se realizó un análisis de éstas con otros datos complementarios en Vargas y col. 2000.

VI.2.1 Medidas del factor de equilibrio y la fracción libre. Determinación de su correlación

Se presentan y analizan las medidas del factor de equilibrio y de la fracción libre realizadas en cuatro recintos de la costa catalana. Las características básicas de los cuatro recintos indicados, señalados en la figura VI.1, son:

A.- Casa unifamiliar en el pueblo de Cardedeu situado a 30 km al norte de Barcelona. Altura respecto del nivel del mar: 195 m. Material de construcción: ladrillo.

B.- Masía de tres plantas situada en la sierra del Pou, cerca del pueblo de Alcover a 25 km de Tarragona. Altura respecto del nivel del mar: 575 m. Material de construcción: piedra de la zona.

C.- Recinto de 200 m² de superficie, 14 m de altura, situado en la ciudad de Barcelona. Se trata del edificio de contención de un reactor experimental en fase de desmantelamiento que pertenece a la Universidad Politécnica de Cataluña. Altura respecto del nivel del mar: 120 m. Material de construcción: hormigón de 35 cm de grosor.

D.- Casa de veraneo de tres plantas en Calella de Palafrugell situada en el Norte de la costa catalana a 30 km de Girona.. Situación: en una pequeña colina de 100 m sobre el nivel del mar. Material de construcción: ladrillo y hormigón.

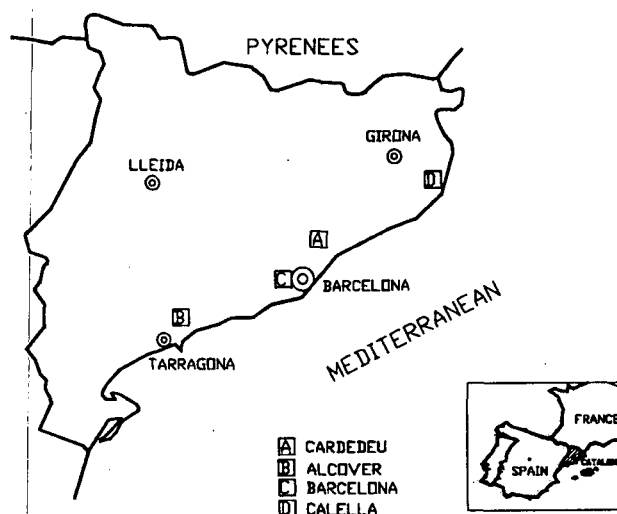


Fig. VI.1. Situación de los cuatro recintos de la costa catalana donde se llevaron a cabo las medidas del factor de equilibrio, la fracción libre y el espectro dimensional de la fracción adherida.

En primer lugar cabe señalar que del análisis de las medidas de la concentración de radón se observaron diferentes comportamientos de su exhalación hacia el interior de los diversos recintos. Si la entrada de radón se debe principalmente a un mecanismo de advección, la tasa de exhalación variaba ampliamente dependiendo de los cambios térmicos y de la dirección e intensidad del viento, tal como se muestra en los resultados obtenidos en Calella, presentados en la figura VI.2. En esta figura se muestra la fluctuación diaria del radón como consecuencia de los gradientes térmicos que provocan los cambios en la densidad del aire exterior e interior de la colina llevando a corrientes de aire de advección. Por el día la temperatura del aire del exterior es superior a la del interior de la colina provocando que el aire fluya de aire del suelo (con una elevada concentración de radón) al exterior. Mientras por la noche el fenómeno térmico es inverso y la corriente de aire cargada de radón fluye hacia el interior de la vivienda incrementando la concentración de radón. El efecto del fuerte viento de la zona (Tramontana) proveniente del mar se aprecia el día 21 con una disminución considerable de la concentración de radón.

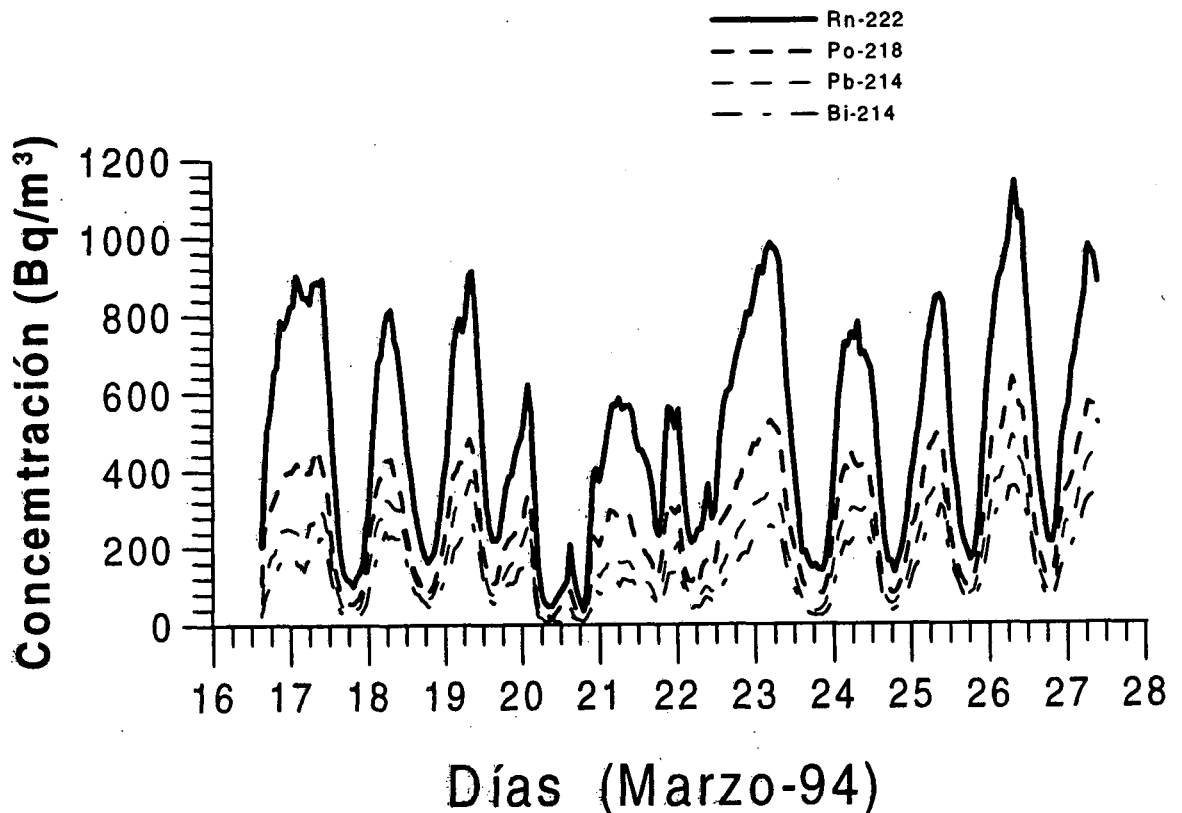


Fig. VI.2. Evolución temporal de las concentraciones de radón y sus descendientes en Calella durante un periodo de 11 días.

Del análisis de más de 400 medidas se observó que dependiendo de las características de los aerosoles, el factor de equilibrio y la fracción libre variaban temporalmente. Estas fluctuaciones dependían de las características geométricas del

recinto, de las condiciones micro meteorológicas y de los hábitos de los residentes. Así, en Barcelona, por ser un recinto de grandes dimensiones y sin residentes, las condiciones ambientales eran constantes y los valores del factor de equilibrio y la fracción libre fluctuaban muy poco. Sin embargo, en Alcover y Calella estas fluctuaciones eran muy acentuadas. Cabe destacar que la disminución en el número de partículas en Calella como consecuencia de fuerte viento típico de la zona provocó una disminución del factor de equilibrio y un gran incremento de la fracción libre tal como se muestra en la figura VI.3 de acuerdo con las concentraciones de la figura VI.2. Un análisis exhaustivo de estas fluctuaciones se presenta en el trabajo de Ortega y Vargas 1996.

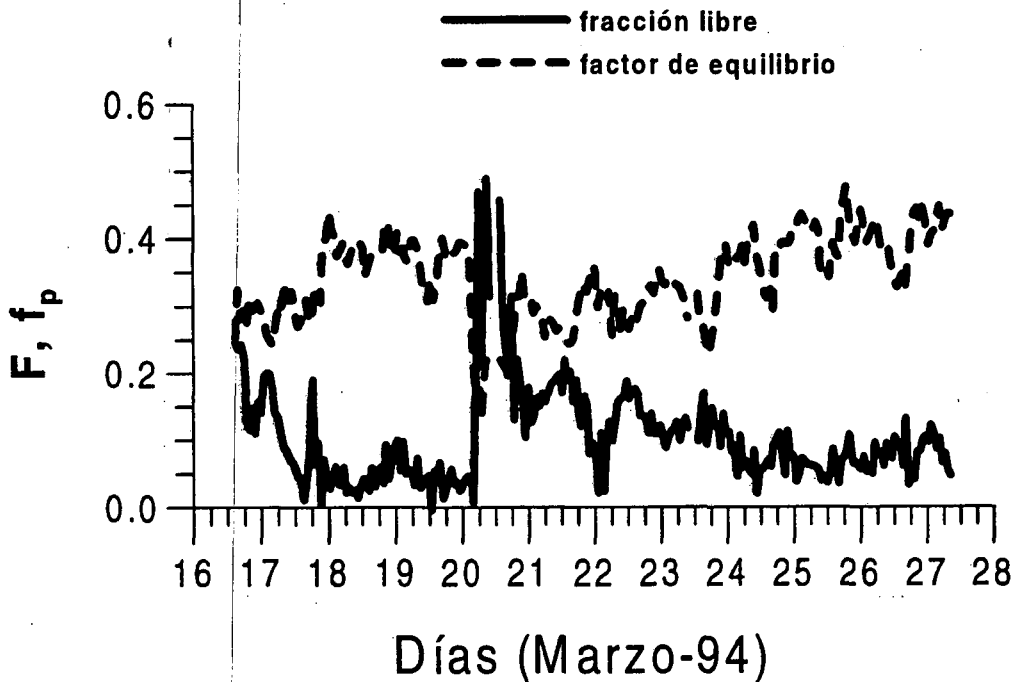


Fig. VI.3. Medidas en continuo del factor de equilibrio y de la fracción libre en Calella durante un periodo de 11 días donde se aprecian los efectos de la "Tramontana".

En la figura VI.4 se presentan las representaciones gráficas de la probabilidad y la probabilidad logarítmica del factor de equilibrio y la fracción libre en cada lugar estudiado. Para cada una de las representaciones se ha llevado a cabo el mejor ajuste posible de estos parámetros de manera que se aprecia en algunos casos que la distribución del parámetro es de tipo normal mientras que en otros es logarítmico-normal sin que se aprecie ninguna razón explicativa convincente. En función del tipo de distribución del factor de equilibrio y de la fracción libre obtenidos se presenta en la tabla VI.1 la media, la desviación estándar, la media geométrica y la desviación geométrica para los cuatro recintos obtenida de los ajustes de la figura VI.4.

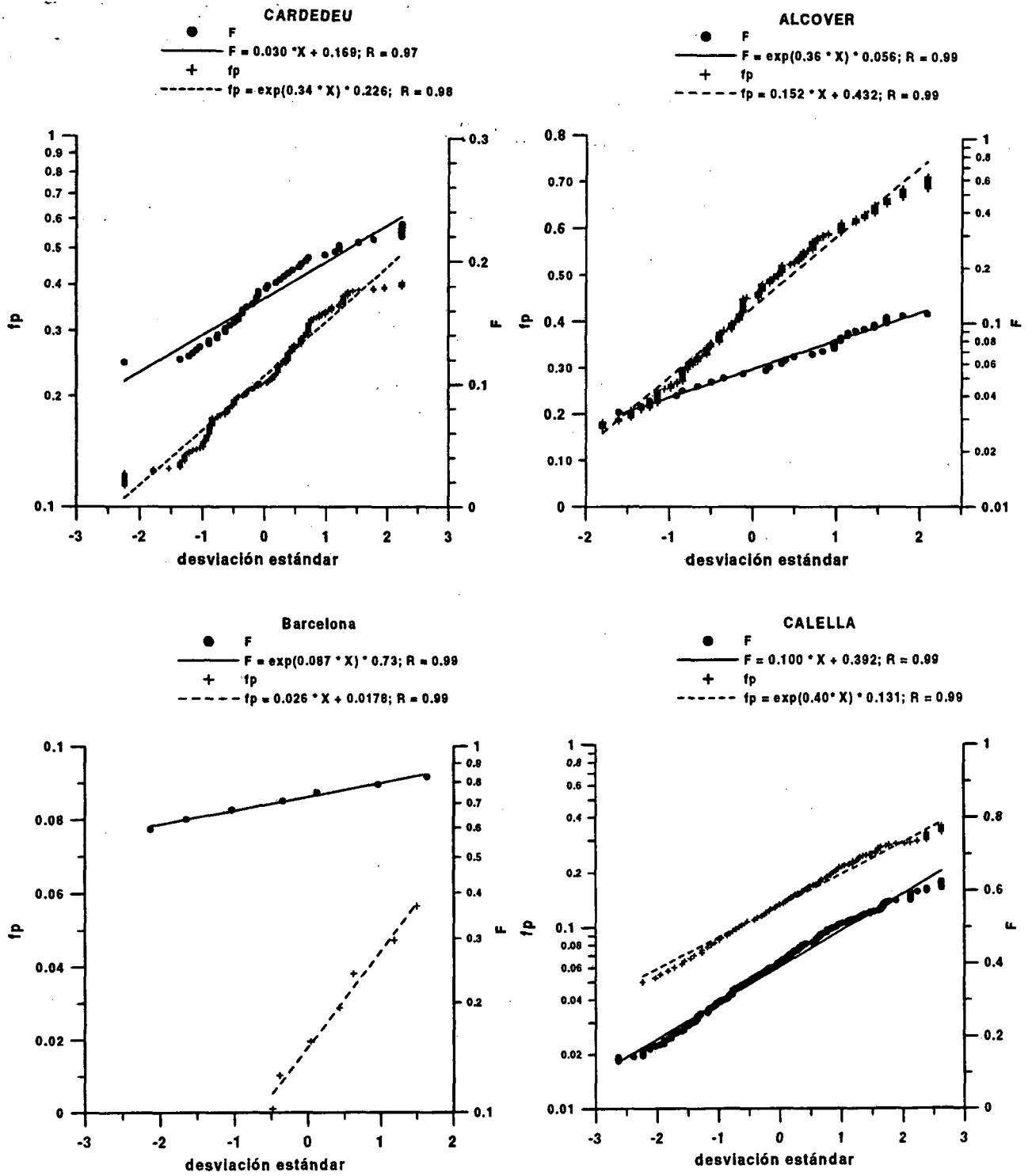


Fig VI.4. Gráficos de probabilidad y de probabilidad logarítmica de F y fp en cuatro recintos del litoral mediterráneo.

Recinto Número de medidas	F				f_p			
	Media	σ	Media geométrica	σ_g	Media	σ	Media geométrica	σ_g
Cardedeu (80)	0.17	0.03	--	--	--	--	0.23	1.40
Alcover (55)	--	--	0.06	1.43	0.43	0.15	--	--
Reactor Argos (60)	--	--	0.73	1.09	0.03	0.02	--	--
Calella (236)	0.39	0.10	--	--	--	--	0.13	1.49

Tabla VI.1. Media, desviación estándar, media geométrica y desviación geométrica del factor de equilibrio y de la fracción libre para los cuatro lugares del litoral mediterráneo.

En la figura VI.5 se presenta un gráfico de F - f_p en el que se han recogido todos los valores experimentales medidos en los cuatro lugares. En la figura se puede observar claramente la relación inversa entre la fracción libre y el factor de equilibrio. La gran cantidad de datos de los que se dispone y las distintas características de las condiciones medio ambientales de los cuatro recintos han permitido llevar a cabo un estudio de la correlación entre el factor de equilibrio y la fracción libre con una buena estadística y en un amplio rango de los parámetros que cubre prácticamente todo tipo de posibles recintos.

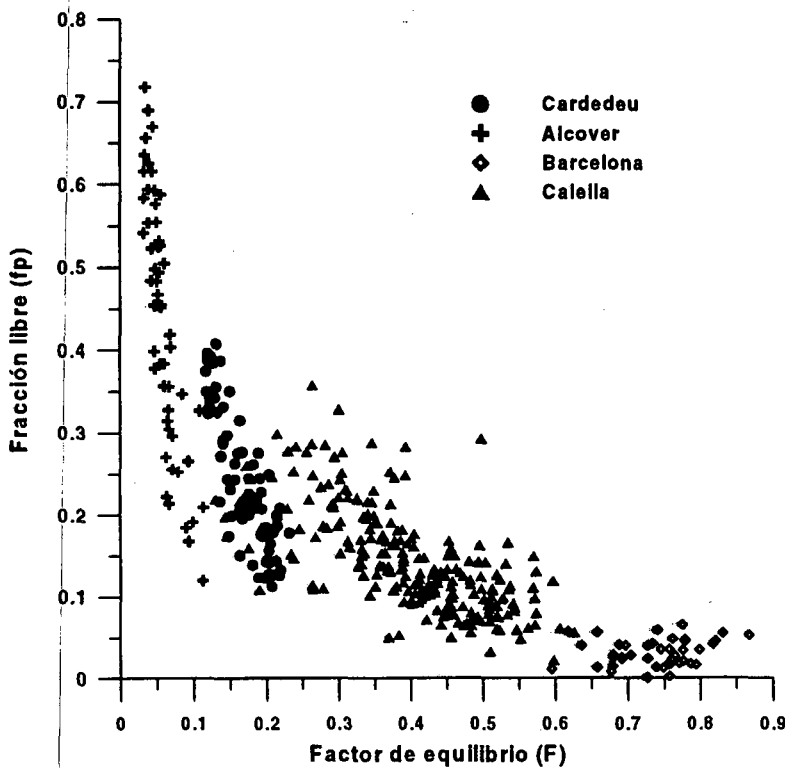


Figura VI.5. Factor de equilibrio (F) y fracción libre (f_p) con las medidas realizadas en cuatro recintos de la costa mediterránea de Cataluña.

La relación inversa de tipo potencial (ecuación II.37) entre la fracción libre y el factor de equilibrio fue establecida por otros autores tal como se analizó en el apartado II.8. Con la finalidad de estimar la mejor correlación posible entre estos dos parámetros se han representado en la figura VI.6 los valores de la figura VI.5 con escala de los ejes de tipo logarítmico. En esta figura se han realizado dos ajustes: el primero según la expresión ya conocida de tipo potencial, y un segundo ajuste que propone el autor (Vargas y col. 2000) según una expresión logarítmico potencial del tipo:

$$\text{Ln}\left(\frac{1}{f_p}\right) = a \left[\text{Ln}\left(\frac{1}{F}\right)\right]^b \quad (\text{VI.1})$$

donde a y b son los coeficientes que se ajustan con los datos experimentales.

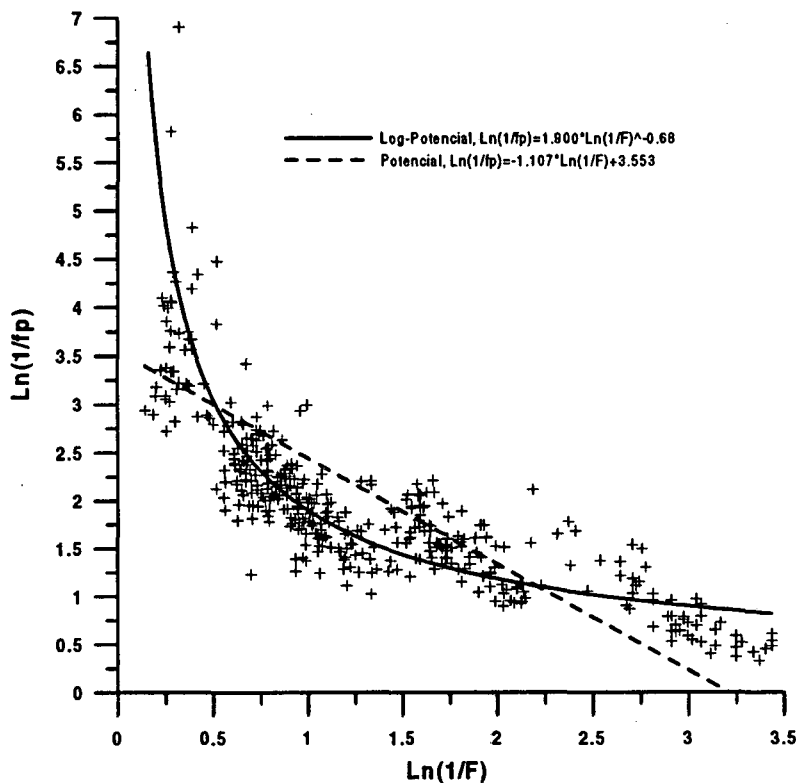


Fig. VI.6. Correlaciones entre F y f_p obtenidas con los valores representados en la figura VI.5.

Las expresiones obtenidas según el ajuste de tipo potencial y logarítmico potencial son respectivamente:

$$f_p = 0.0286 F^{-1.11} \quad (VI.2)$$

$$\ln\left(\frac{1}{f_p}\right) = 1.900 \left[\ln\left(\frac{1}{F}\right) \right]^{-0.68} \quad (VI.3)$$

En la figura VI.6 se aprecia el hecho de que la expresión logarítmico potencial se ajusta mejor que la potencial. Esto también queda confirmado en la mejora del factor de correlación, 0.87 para la relación logarítmico potencial y 0.68 para la del tipo potencial. Además, se debe hacer notar que la relación potencial sobrestima el valor de f_p para valores altos y bajos del factor de equilibrio, mientras que la relación logarítmico potencial se ajusta correctamente en todo el rango de F .

VI.2.2 Medidas del espectro dimensional de las modas de acumulación y nucleación

Las medidas de campo llevadas a cabo en los cuatro recintos de los lugares estudiados se realizaron en continuo mediante un clasificador electrostático (Modelo 3934 SMPS de TSI). Como ya se ha indicado en el capítulo V estos equipos miden el espectro dimensional en relación al número de partículas pero no en función de su actividad. Para obtener el espectro en actividad se utiliza el coeficiente de adhesión de la ecuación II.25 (Porstendörfer 1994) y se aplica a los datos la siguiente expresión obtenida de la discretización de la ecuación II.21:

$$C_j^a(d) = \frac{\beta(d)Z(d)}{\sum \beta(d)Z(d)} C_j^a \quad (VI.4)$$

De las distintas medidas se obtuvieron un gran número de distribuciones distintas incluso cuando no se generaban aerosoles artificiales como la común situación de partículas de humo de tabaco. Así, los análisis llevados a cabo han mostrado que las condiciones micro meteorológicas y la relación superficie/volumen influyen de forma significativa en el espectro dimensional de las modas de nucleación y acumulación. A título de ejemplo, en la figura VI.7 se presentan dos situaciones con diferentes aerosoles.

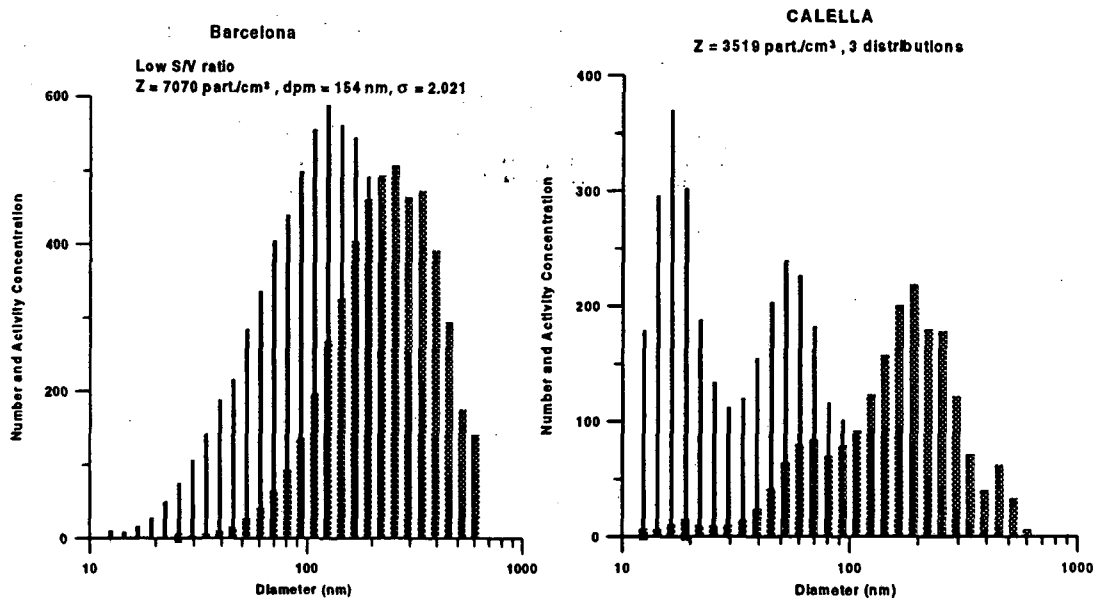


Fig. VI.7. Número (líneas finas) y actividad (líneas gruesas) del espectro dimensional en el recinto del reactor ARGOS (Barcelona) y en Calella con viento procedente de mar.

En los dos espectros dimensionales se puede apreciar claramente el desplazamiento a mayores tamaños del espectro dimensional en actividad como consecuencia de su mayor probabilidad de adhesión. Este hecho se pone claramente de manifiesto en el espectro realizado en Calella donde la moda de nucleación de unos 15 nm, prácticamente desaparece cuando se analiza el espectro en actividad. Este comportamiento tiene su relevancia en el cálculo de dosis ya que la moda de nucleación tiene una carga dosimétrica sensiblemente superior a la de acumulación pero su actividad en la mayoría de los recintos interiores no es significativa.

Finalmente merece la pena señalar que las características geométricas del recinto de Barcelona (baja relación superficie volumen) facilitan que las partículas del aerosol crezcan en tamaño ya que permanecen durante largos periodos en el aire del recinto. Este tamaño de partículas es muy similar al que se obtiene del humo de tabaco. Así, la media geométrica del espectro dimensional en actividad se puede considerar comprendido entre 200 nm y 300 nm y con una desviación geométrica del orden de 2.

VI.3 Medidas en atmósfera controlada del espectro dimensional de los descendientes en estado libre

En Junio de 1998 se realizó una intercomparación de la medida del espectro dimensional en actividad de la fracción libre en la cámara de radón del INTE. En esta intercomparación participaron el grupo de la Universidad de Brest y el equipo basado en tamices y tubos de difusión desarrollado en esta tesis.

El sistema de medida utilizado por la Universidad de Brest se basa en la técnica de lechos granulares de difusión. El sistema lo constituyen 6 módulos de medida, en cinco de ellas se disponen tubos de distinta longitud llenados con diferente material granulado soportado por un tamiz metálico. El otro módulo se utiliza para la medida de la actividad total en el aire.

Para la determinación de las curvas de penetración del equipo de la Universidad de Brest se deben tener en cuenta los distintos procesos de filtrado que puede sufrir las partículas en su recorrido, como son la pared interior del tubo de contención y el tamiz metálico que soporta el material granulado. Las distribuciones de penetraciones para los distintos módulos estimadas por el grupo de la Universidad de Brest se presentan en la figura VI.5.

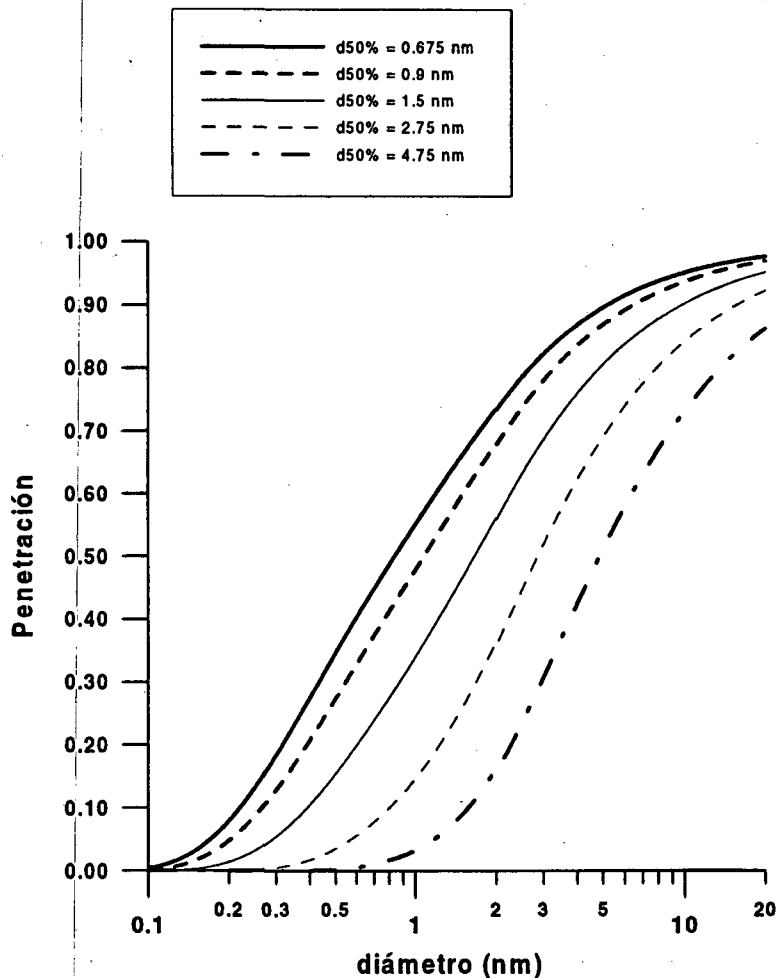


Fig. VI.8. Distribuciones de penetraciones de partículas del sistema de medida desarrollado por la Universidad de Brest.

Los dos sistemas de medida se emplazaron en la cámara de radón del INTE lo más próximos posible, procurando que la aspiración de aire de cada uno de ellos no perturbara a la del otro, tal como se muestra en la fotografía de la figura VI.9. De esta manera se pretendía que la concentración de descendientes fuera lo más parecida y con la mínima heterogeneidad posible. Para el equipo de la U. Brest este problema era menor que para el equipo desarrollado en este trabajo ya que la posición de las tomas de aire de sus módulos de medida se encuentran próximas con la consiguiente disminución del riesgo de estar perturbada por una posible heterogeneidad de la distribución de concentraciones en la cámara. Se hizo una medida de comprobación con tres de estas unidades sin lechos granulares obteniéndose unas concentraciones de ^{218}Po de 433 Bq m^{-3} , 449 Bq m^{-3} y 435 Bq m^{-3} , por lo que se pudo concluir que en este equipo de medida la influencia de la heterogeneidad o estratificación en la atmósfera de las concentraciones activas no era significativa. No obstante, el sistema propuesto en este trabajo, por su mayor envergadura, podría presentar problemas mayores a este respecto.

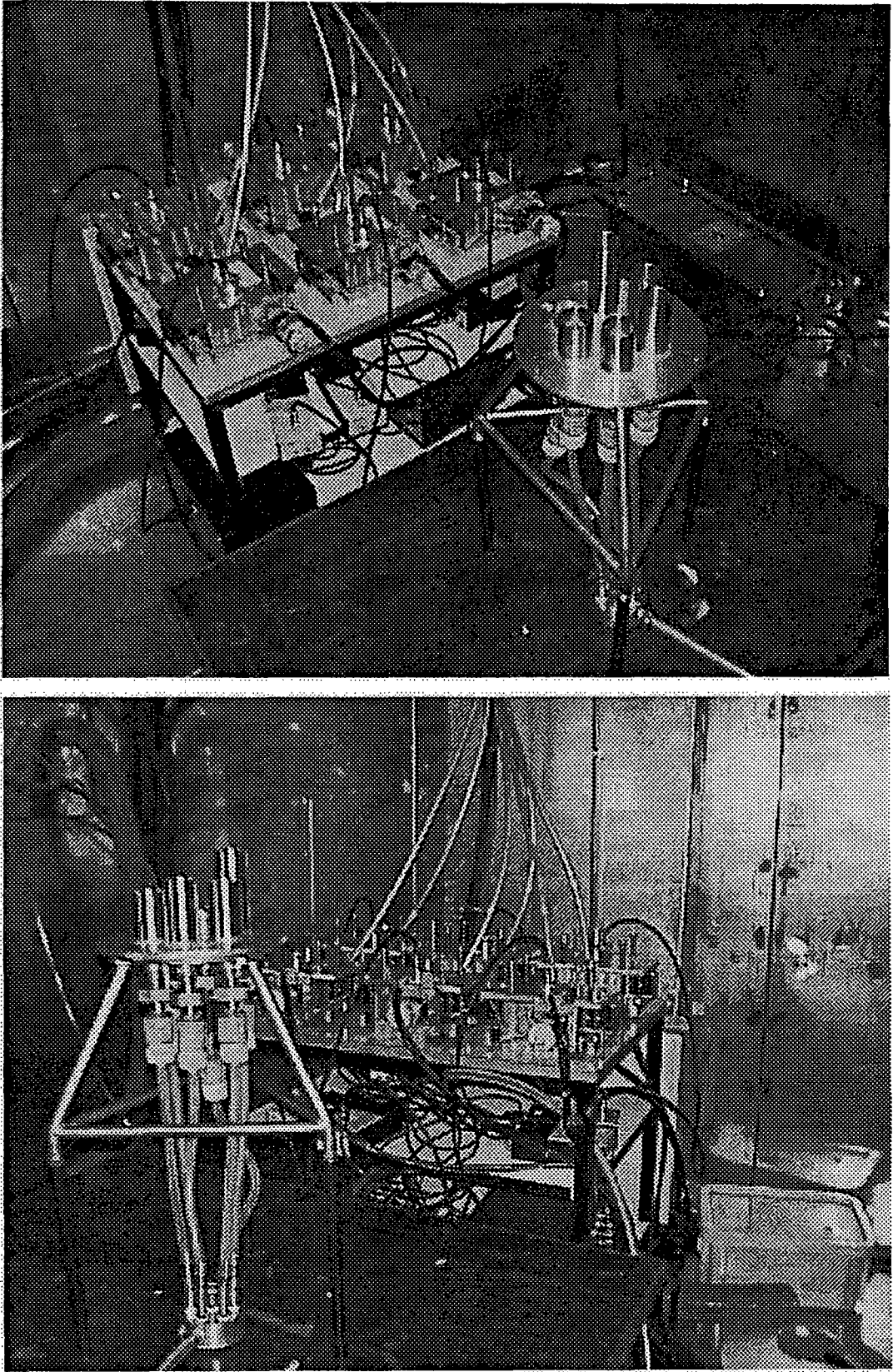


Fig. VI.9. Fotografía de los equipos de medida de la Universidad de Brest y el desarrollado en este trabajo en el interior de la cámara de radón del INTE durante la experiencia de intercomparación.

El proceso seguido para la realización de cada experiencia de intercomparación constaba de los siguientes pasos: a) en primer lugar se liberaba la cámara de partículas de aerosol hasta alcanzar una concentración inferior a $10 \text{ partículas cm}^{-3}$, b) una vez limpia la cámara, se introducía radón de manera a obtener concentraciones del orden de 10 kBq m^{-3} a 20 kBq m^{-3} dependiendo del tiempo de llenado de la fuente de radón, c) se dejaba un cierto tiempo de espera, de una media hora, para tener la seguridad de que la concentración de Po-218 era prácticamente estable, d) se realizaba la aspiración con los equipos de medida durante 20 minutos, y e) se procedía a efectuar la detección de las partículas radiactivas retenidas en el filtro. Las medidas se realizaban de forma discontinua puesto que el equipo de la Universidad no permitía la realización de medidas en continuo.

En la tabla VI.2 se presentan las fracciones de penetración obtenidas por los dos equipos en cada módulo de medida. Se entiende por fracción de penetración a la relación entre la concentración obtenida en cada una de los módulos con respecto al de referencia. Los dos valores que se presentan para el equipo desarrollado en este trabajo se debe a la diferencia en la eficiencia de detección que se obtiene al considerar la perturbación del filtro de salida del tubo de difusión com ya se ha analizado en los capítulos IV y V.

Equipo INTE		Equipo U. Brest
Fracción de penetración % (con filtro)	Fracción de penetración % (sin filtro)	Fracción de penetración %
92	86	51
73	69	46
53	51	32
34	34	12
4	4	3

Tabla VI.2. Valores de la fracción de penetración para las distintas unidades de medida en la intercomparación realizada en la cámara de radón del INTE con el grupo de la Universidad de Brest.

Se ha presentado un valor para cada uno de los módulos de medida ya que los resultados obtenidos en las seis experiencias de intercomparación no presentaron diferencias significativas como para considerarlos distintos. Así mismo los resultados obtenidos en otras experiencias en la cámara de radón con el equipo desarrollado en este trabajo también han mostrado prácticamente siempre los mismos resultados en condiciones ambientales similares.

Una vez calculados los valores de la fracción de penetración de ^{218}Po en cada una de los módulos de medida, el paso siguiente era la deconvolución de estos datos para determinar el espectro dimensional de los descendientes del radón en estado libre. De manera a disponer de un análisis completo de la evaluación de las fracciones de penetración, cada grupo aplicó a éstas los distintos métodos de deconvolución que había puesto en práctica durante el desarrollo de proyecto Europeo RARAD. La Universidad de Brest utilizó los métodos EVE y Twomey, mientras que los métodos de deconvolución utilizados en este trabajo son el Randomwalk y EMAX. Los resultados

obtenidos con los distintos algoritmos de deconvolución se presentan en la tabla VI.3. En todos los métodos los resultados se han presentado según los diámetros medianos (d_g) y las desviaciones geométricas (σ_g) de distribuciones del tipo log-normales.

Método de deconvolución	DISTRIBUCIÓN DIMENSIONAL		
	Datos U. Brest	Datos INTE sin filtro	Datos INTE con filtro
Twomey	$d_g = 1.00 \text{ nm } \sigma_g = 1.20$	$d_g = 0.55 \text{ nm } \sigma_g = 1.45$	$d_g = 0.50 \text{ nm } \sigma_g = 1.30$
EVE	$d_g = 0.87 \text{ nm } \sigma_g = 1.20$	$d_g = 0.53 \text{ nm } \sigma_g = 1.45$	$d_g = 0.50 \text{ nm } \sigma_g = 1.40$
EMAX	$d_g = 0.85 \text{ nm } \sigma_g = 1.00$	$d_g = 0.58 \text{ nm } \sigma_g = 1.00$	$d_g = 0.55 \text{ nm } \sigma_g = 1.00$
Randomwalk	$d_g = 0.90 \text{ nm } \sigma_g = 1.08$	$d_g = 0.81 \text{ nm } \sigma_g = 1.00$	$d_g = 0.88 \text{ nm } \sigma_g = 1.00$

Tabla VI.3. Resumen de los resultados de la distribución dimensional de la fracción libre obtenidos en la intercomparación utilizando distintos métodos de deconvolución.

Las estimaciones de las fracciones de penetración obtenidas con los métodos de deconvolución EMAX y Randomwalk se presentan en la tabla VI.4, VI.5 y VI.6. Se observa que el método EMAX sobrestima el valor de la actividad total, en especial y de forma muy significativa para los datos obtenidos con el equipo desarrollado en este trabajo. Es muy posible que este hecho sea una indicación de que el resultado del espectro dimensional ($d_g = 0.55 \text{ nm}$) obtenido por el método EMAX con los datos obtenidos con el sistema de medida desarrollado en este trabajo sean de un mínimo de la solución del sistema de ecuaciones que no se corresponde con el espectro dimensional real. Esto mismo se puede extrapolar a los resultados obtenidos con EVE y Twomey si, bien es necesario llevar a cabo una verificación.

% fracción de penetración medida	% fracción de penetración estimada (EMAX)	% fracción de penetración estimada (RW)
51	53	52
46	45	45
31	31	31
13	13	13
3	3	3
TOTAL	103	100

Tabla VI.4. resultados obtenidos con los métodos EMAX y Randomwalk con el sistema de medida de la U.Brest.

% fracción de penetración medida	% fracción de penetración estimada (EMAX)	% fracción de penetración estimada (RW)
86	88	83
69	66	67
51	51	56
34	36	39
4	4	3
TOTAL	119	100

Tabla VI.5. resultados obtenidos con los métodos EMAX y randomwalk con el sistema de medida desarrollado en este trabajo suponiendo que el filtro de salida no perturba el campo de velocidades.

% fracción de penetración medida	EMAX	Randomwalk
	% fracción de penetración estimada	% fracción de penetración estimada
92	95	81
73	69	66
53	52	56
34	36	41
4	4	3
TOTAL	130	100

Tabla VI.6. resultados obtenidos con los métodos EMAX y randomwalk con el sistema de medida desarrollado en este trabajo suponiendo que el filtro de salida perturba el campo de velocidades.

En los resultados de la tabla VI.5 y VI.6 se observa que la deconvolución llevada a cabo con el algoritmo Randomwalk realiza una mejor estimación de la fracción de penetración cuando se considera que el filtro no perturba el campo de velocidades. Podría considerarse que el filtro se comporta perturbando muy poco el perfil de velocidades pero este hecho debe continuar investigándose para mejorar las incertidumbres que aparecen.

De todo el análisis realizado se concluye que la distribución dimensional en actividad de la fracción es un aerosol monodisperso de diámetro más probable comprendido entre 0.80 nm y 0.90 nm. Los valores diámetros de 0.5 nm y de 1.2 nm propuestos por Reineking (CEC 99) pueden ser consecuencia de errores en las soluciones matemáticas del proceso de deconvolución o de situaciones medio ambientales específicas.

VI.4 Estimación de la dosis

En el apartado II.9 se llevó a cabo un análisis de las características de dos modelos dosimétricos de las vías respiratorias que se han utilizado en el cálculo de dosis debido a la inhalación de los descendientes del radón. Se pretende estimar la dosis en una persona en condiciones estándar y para cada uno de estos modelos utilizando los valores experimentales obtenidos en este trabajo.

En primer lugar es necesario conocer el factor de conversión a dosis para la fracción libre (D_u) y la fracción adherida (D_a) que permitan obtener las expresiones del factor de conversión a dosis por unidad de exposición a los descendientes del radón en energía potencial alfa, análogas a las ecuaciones II.40 y II.41.

En el primer modelo que se presentó (James y col. 1988 a y b) se aplicará un valor del factor de conversión para la fracción adherida de 100 nGy por Bq m⁻³ h, valor algo inferior al propuesto por dichos autores debido a que en aquel trabajo se utilizó un tamaño de descendientes libres del radón de 2 nm mientras que los resultados experimentales de este trabajo han mostrado un tamaño comprendido entre 0.8 nm y 0.9 nm. En el modelo desarrollado por la ICRP 66 y aplicado por Marsh y James 1999, el espectro dimensional de la fracción libre se estimó en un diámetro geométrico de 0.9 nm con una desviación geométrica de 1.3. Si bien existe una cierta diferencia en la desviación con respecto a los resultados obtenidos en este trabajo se aplicará la misma ecuación de dosis obtenida en aquel trabajo (ecuación II.41). Sin embargo sería de interés evaluar la influencia de esta desviación. Así las expresiones que estiman la dosis efectiva por unidad de exposición a radón son para cada uno de los modelos:

$$E = F (109 f_p + 10.8) \quad [nSv \text{ por } Bq m^{-3} h] \quad (VI.5)$$

$$E = F (67.5 f_p + 17.8) \quad [nSv \text{ por } Bq m^{-3} h] \quad (VI.6)$$

En la tabla VI.7 se presentan las estimaciones del factor de conversión a dosis efectiva por unidad de concentración de radón para los cuatro recintos experimentados.

Recinto	F	f _p	James y col. 1988 a	ICRP 66
Cardedeu	0.17	0.23	6.10	5.66
Alcover	0.06	0.43	3.46	2.81
Barcelona	0.73	0.03	10.27	14.47
Calella	0.39	0.23	9.74	10.36

Tabla VI.7. estimación del factor de conversión a dosis efectiva por unidad de exposición a concentración de radón para cuatro recintos de la costa catalana utilizando los modelos dosimétricos del pulmón desarrollados por James y col. 1988 a y la ICRP 66.

Para obtener las expresiones de dosis efectiva en función del factor de equilibrio se sustituyen las correlaciones potencial (ecuación VI.2) y log-potencial (ecuación VI.3) en las ecuaciones VI.5 y VI.6. Las expresiones en el modelo propuesto por James y col. 1988 b son:

$$E = F (3.12 F^{-1.11} + 10.8) \quad [nSv \text{ por } Bq m^{-3} h] \quad (VI.7)$$

$$E = F \left[109 \exp \left(-1,900 \left[\ln \left(\frac{1}{F} \right) \right]^{-0.68} \right) + 10.8 \right] \quad [nSv \text{ por } Bq m^{-3} h] \quad (VI.8)$$

Y para el modelo de la ICRP 66 son:

$$E = F (1.93 F^{-1.11} + 17.8) \quad [nSv \text{ por } Bq m^{-3} h] \quad (VI.9)$$

$$E = F \left[67.5 \exp \left(-1,900 \left[\ln \left(\frac{1}{F} \right) \right]^{-0.68} \right) + 17.8 \right] \quad [nSv \text{ por } Bq m^{-3} h] \quad (VI.10)$$

En las figuras VI.10 y VI.11 se representan los resultados con los dos modelos mencionados y con las dos correlaciones entre la fracción libre y el factor de equilibrio.

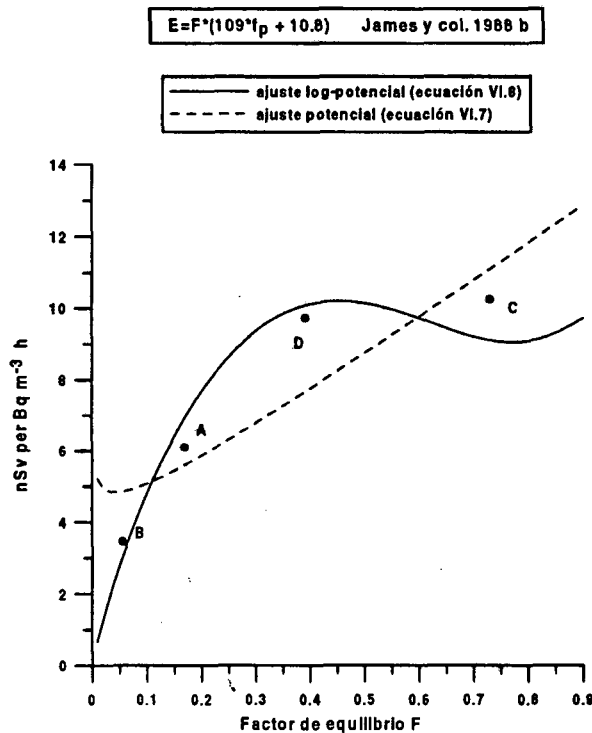


Fig. VI.10. Factor de conversión a dosis por unidad de exposición de radón en función del factor de equilibrio utilizando las correlaciones potencial y log-potencial, y con el modelo dosimétrico de James y col. 1988 a.

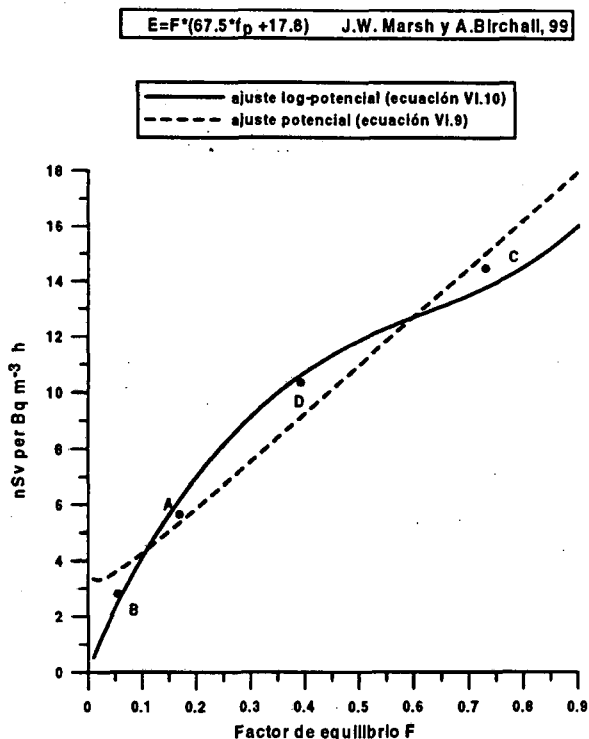


Fig. VI.11. Factor de conversión a dosis por unidad de exposición de radón en función del factor de equilibrio utilizando las correlaciones potencial y log-potencial, y con el modelo dosimétrico de la ICRP 66.

En la figura VI.10 se observa que para la correlación del tipo log-potencial y con valores del factor de equilibrio superior a 0.2, el factor de conversión a dosis por unidad de exposición a radón está prácticamente situado en un rango de valores comprendido entre 8 y 10 nSv por Bq m⁻³ h. Para valores del factor de equilibrio inferiores a 0.2 se puede llevar a cabo una extrapolación de tipo lineal hasta el origen de coordenadas donde el factor de equilibrio es cero y la dosis también ya que la concentración de descendientes es nula. Cabe señalar que factores de equilibrio inferiores a 0.2 se producen en contadas ocasiones en aquellos recintos donde el número de partículas es muy bajo tal como sucedía en Alcover donde las pequeñas dimensiones del recinto y la limpieza del aire de la sierra litoral llevaban a esta situación poco común en lugares más habitados.

Por el contrario, se aprecia en esta misma figura, que el factor de conversión a dosis efectiva por unidad de exposición es una función lineal para el ajuste de tipo potencial siempre que el factor de equilibrio no sea muy bajo. Se observa que para valores bajos del factor de equilibrio el factor de conversión a dosis se incrementa y no tiende a cero como debería suceder. Este hecho puede explicarse recordando que en el apartado VI.2.1 se determinó que el ajuste potencial sobrestimaba el valor de la fracción libre para valores bajos y altos del factor de equilibrio. Efectivamente, también se puede apreciar la sobre estimación del factor de conversión a dosis para valores altos del factor de equilibrio.

La sobrestimación del valor de la fracción libre con el ajuste potencial queda menos reflejada en la determinación del factor de conversión a dosis utilizando el modelo dosimétrico de la ICRP 66 (figura VI.11) debido a que la carga dosimétrica de la fracción libre es menor comparada con el modelo de James y col. 1988 a. En esta figura se observa que la relación entre el factor de conversión a dosis y el factor de equilibrio es de tipo lineal para los dos ajustes y por tanto no se dispone de un factor de conversión único siendo necesaria la determinación de la concentración equivalente en equilibrio descrita en el apartado II.2.

VI.5 Conclusiones

En este capítulo se ha realizado un análisis de los resultados experimentales obtenidos. En primer lugar se han analizado las fluctuaciones temporales de la concentraciones de radón y sus descendientes observadas y su influencia en el factor de equilibrio y la fracción libre. Estas fluctuaciones se deben principalmente a las dimensiones y geometría del recinto y a las condiciones micro meteorológicas que afectan a las características de los aerosoles.

Los resultados del factor de equilibrio y de la fracción libre obtenidos en cuatro recintos de la costa catalana han permitido establecer una nueva correlación de tipo logarítmico potencial ($\ln(1/f_p) = a (\ln(1/F))^b$) en vez de la correlación de tipo potencial ($f_p = a F^b$) comunmente utilizada. Además del factor de equilibrio y la fracción libre se realizaron medidas del espectro dimensional de la fracción adherida a partículas. Se determinó que si bien existía una gran variedad en el rango de este espectro dimensional influenciado por las condiciones micro meteorológicas no ocasionaba una gran variación en la estimación de su carga dosimétrica.

La determinación del espectro dimensional de los descendientes del radón en estado libre se llevó a cabo en la cámara de radón del INTE en el marco de una intercomparación con el sistema de medida desarrollado por la Universidad de Brest. Los resultados que se obtuvieron en seis experiencias fueron muy similares y la deconvolución realizada con distintos métodos ha permitido estimar esta distribución en un tamaño comprendido entre 0.8 nm y 0.9 nm, y de tipo monodispersa.

Una vez determinados los parámetros que caracterizan los descendientes de vida corta del radón en interiores de recintos se han utilizado dos modelos dosimétricos del tracto respiratorio presentados en el capítulo II de manera a evaluar el riesgo radiológico. El primer modelo desarrollado por el grupo de trabajo de la ICRP en 1988 y presentado en el trabajo de James y col. 1988 a, muestra que el factor de conversión a dosis por unidad de exposición a la concentración de radón es constante. Para esta estimación se utilizó la correlación logarítmico potencial de la fracción libre y el factor de equilibrio. Sin embargo, utilizando el modelo de la ICRP 66 desarrollado en 1996 este factor de conversión a dosis es lineal en función del factor de equilibrio. Se obtiene así la interesante conclusión que, si en el modelo antiguo, la medida de la concentración era suficiente para la estimación de la dosis, con el desarrollo y aplicación del nuevo modelo se hace necesario la medida de la concentración de los descendientes del radón para la estimación de la dosis.

Suponiendo un factor de equilibrio de 0.4 se establece como mejor estimación del factor de conversión a dosis en 10 nSv por Bq/m³ h que sigue siendo tres veces superior al recomendado por la UNSCEAR determinado en base a estudios epidemiológicos.