

MANUAL DE LA OMS SOBRE EL RADÓN EN INTERIORES

UNA PERSPECTIVA DE SALUD PÚBLICA



Organización
Mundial de la Salud

MANUAL DE LA OMS SOBRE EL RADÓN EN INTERIORES

UNA PERSPECTIVA DE SALUD PÚBLICA



**Organización
Mundial de la Salud**

Catalogación por la Biblioteca de la OMS:

Manual de la OMS sobre el radón en interiores. Una perspectiva de salud pública.

I.Organización Mundial de la Salud.

ISBN 978 92 4 354767 1

Los descriptores de asunto están disponibles en el repositorio institucional de la OMS

© Organización Mundial de la Salud, 2015

Se reservan todos los derechos. Las publicaciones de la Organización Mundial de la Salud están disponibles en el sitio web de la OMS (www.who.int) o pueden comprarse a Ediciones de la OMS, Organización Mundial de la Salud, 20 Avenue Appia, 1211 Ginebra 27, Suiza (tel.: +41 22 791 3264; fax: +41 22 791 4857; correo electrónico: bookorders@who.int). Las solicitudes de autorización para reproducir o traducir las publicaciones de la OMS - ya sea para la venta o para la distribución sin fines comerciales - deben dirigirse a Ediciones de la OMS a través del sitio web de la OMS (http://www.who.int/about/licensing/copyright_form/en/index.html).

Las denominaciones empleadas en esta publicación y la forma en que aparecen presentados los datos que contiene no implican, por parte de la Organización Mundial de la Salud, juicio alguno sobre la condición jurídica de países, territorios, ciudades o zonas, o de sus autoridades, ni respecto del trazado de sus fronteras o límites. Las líneas discontinuas en los mapas representan de manera aproximada fronteras respecto de las cuales puede que no haya pleno acuerdo.

La mención de determinadas sociedades mercantiles o de nombres comerciales de ciertos productos no implica que la Organización Mundial de la Salud los apruebe o recomiende con preferencia a otros análogos. Salvo error u omisión, las denominaciones de productos patentados llevan letra inicial mayúscula.

La Organización Mundial de la Salud ha adoptado todas las precauciones razonables para verificar la información que figura en la presente publicación, no obstante lo cual, el material publicado se distribuye sin garantía de ningún tipo, ni explícita ni implícita. El lector es responsable de la interpretación y el uso que haga de ese material, y en ningún caso la Organización Mundial de la Salud podrá ser considerada responsable de daño alguno causado por su utilización.

Índice

Agradecimientos	v
Colaboradores / participantes	vi
Prefacio	ix
Resumen de orientación	x
Siglas	xii
Glosario	xiii
INTRODUCCIÓN	1
1. EFECTOS DEL RADÓN SOBRE LA SALUD	3
1.1 Riesgos de cáncer de pulmón en mineros expuestos al radón	4
1.2 Riesgos de cáncer de pulmón en la población general derivados del radón en interiores	7
1.3 El radón y otras enfermedades distintas del cáncer de pulmón	15
1.4 Carga de cáncer de pulmón ocasionada por el radón en interiores	15
2. MEDICIONES DEL RADÓN	22
2.1 Dispositivos de medición	24
2.2 Protocolos de medición	29
2.3 Garantía de calidad para las mediciones de radón	32
3. PREVENCIÓN Y MITIGACIÓN DEL RADÓN	43
3.1 Organización de las medidas de prevención y mitigación del radón	43
3.2 Estrategias de prevención del radón en nuevas construcciones	46
3.3 Estrategias de mitigación del radón en edificios existentes	52
4. COSTOEFICACIA DEL CONTROL DEL RADÓN	61
4.1 El marco del análisis de la costoeficacia	62
4.2 Evaluaciones económicas anteriores de la prevención y mitigación del radón	66
4.3 Ejemplo de análisis de costoeficacia	67
5. COMUNICACIÓN DE LOS RIESGOS DEL RADÓN	79
5.1 Aspectos fundamentales, estrategias y canales	80
5.2 Contextualización de las cuestiones relacionadas con los riesgos del radón en la comunicación de dichos riesgos	81
5.3 Mensajes centrales en la comunicación de los riesgos del radón	84
5.4 Campañas de comunicación	85
6. PROGRAMAS NACIONALES DEL RADÓN	89
6.1 Organización de un programa nacional del radón	90
6.2 Estudios nacionales de medición del radón	92
6.3 Niveles de referencia nacionales	96
6.4 Reglamentos y códigos de construcción	97
6.5 Identificación de viviendas con altas concentraciones de radón y actuaciones correctivas	98

Declaraciones de intereses

Se pidió a todas las personas que participaron en las reuniones del Proyecto Internacional del Radón que comunicasen a la OMS si en algún momento pudiera percibirse un conflicto de intereses real o potencial en su trabajo, debiendo además firmar una declaración sobre conflictos de intereses. No existió conflicto de intereses en ninguno de los participantes que colaboraron en la elaboración de este documento.

Agradecimientos

El presente manual ha sido elaborado por el Departamento de Salud Pública y Medio Ambiente en el marco del Proyecto Internacional del Radón de la OMS. Se basa en la aportación de más de 100 científicos y expertos en radón, que participaron en varios encuentros consultivos para elaborar este documento. Se expresa un agradecimiento especial a todos los participantes y colaboradores.

El manual se ha organizado en seis grandes capítulos, cada uno de ellos elaborado por el correspondiente grupo de trabajo del Proyecto Internacional del Radón de la OMS. Además, un grupo de redacción participó en el proceso de elaboración y revisión. La OMS agradece particularmente su ayuda y esfuerzo a dicho grupo:

Professor William J. Angell
Dr Francesco Bochicchio
Dr Susan Conrath
Professor Sarah C. Darby
Dr David Fenton
Professor R. William Field
Professor Alastair Gray
Dr Thomas Jung
Dr Michaela Kreuzer
Dr Paul McGale
Professor James McLaughlin
Dr Kristy Miller
Professor Terje Strand
Dr Jan M. Zielinski

La OMS también agradece la participación como observadores de representantes del Organismo Internacional de Energía Atómica, del Comité Científico de las Naciones Unidas para el Estudio de los Efectos de las Radiaciones Atómicas, de la Comisión Internacional de Protección Radiológica y de la Comisión Europea.

La OMS da las gracias a Derek Christie, Kelli Donnelly y Florence Samkange-Zeeb por sus valiosas aportaciones en la revisión y corrección del manuscrito.

La OMS expresa su reconocimiento y gratitud a la Agencia de Protección del Medio Ambiente de Estados Unidos, al Departamento de Salud del Reino Unido y al Departamento de Medio Ambiente, Patrimonio y Administración Local de Irlanda por aportar la financiación principal para el Proyecto Internacional del Radón de la OMS. También da las gracias a la Oficina Federal de Protección Radiológica de Alemania por su apoyo en la organización de las reuniones celebradas en Múnich, Bonn y Maguncia. La OMS agradece también al Consejo de Seguridad Nuclear (España) que haya asumido el costo de la traducción del manual al español.

Colaboradores/participantes

Dr Suminory Akiba¹
Universidad de Kagoshima
Japón

Professor William J. Angell^{3C, E}
Universidad de Minnesota
EE. UU.

Dr Hannu Arvela^{2, 3}
Autoridad de Seguridad Radiológica y Nuclear
Finlandia

Dr Anssi Auvinen¹
Escuela de Salud Pública de Tampere
Finlandia

Dr Michael Bailey^{2, 6}
Agencia de Protección de la Salud
Reino Unido

Dr Juan Miguel Barros Dios¹
Universidad de Santiago de Compostela
España

Dr Helene Baysson¹
Instituto de Protección Radiológica y Seguridad
Nuclear
Francia

Dr Thomas Beck²
Oficina Federal de Protección Radiológica
Alemania

Dr Francesco Bochicchio^{1, 2, 5, 6V, E}
Instituto Nacional de la Salud Italiano
Italia

Dr Kevin Brand^{1, 4}
Health Canada
Canadá

Dr Analia C. Canoba²
Autoridad Regulatoria Nuclear
Argentina

Dr Olivier Catelinois¹
Instituto de Protección Radiológica y Seguridad
Nuclear
Francia

Dr Douglas B. Chambers^{1, 0}
SENS Consultants Lim.
Canadá

Dr David S. Chase^{2, 3}
Departamento de Medio Ambiente de Nueva
Hampshire
EE. UU.

Dr Ian Chell^{2, 3}
Departamento de la Salud
Reino Unido

Dr Jing Chen^{1, 2}
Health Canada
Canadá

Dr Bernard Collignan^{3, 0}
Centro Científico y Técnico de la Edificación
Francia

Dr Susan Conrath^{6, E}
Agencia de Protección del Medio Ambiente de los
EE. UU.
EE. UU.

Dr Constantin Cosma²
Universidad Babes-Bolyai
Rumanía

Professor Sarah C. Darby^{1C, E}
Universidad de Oxford
Reino Unido

Dr Gregoire Dubois⁰
JRC – Comisión Europea
Italia

Dr Eckhard Ettenhuber⁶
Oficina Federal de Protección Radiológica
Alemania

Dr David Fenton^{5, 6C, E}
Instituto de Protección Radiológica de Irlanda
Irlanda

Professor R. William Field^{1, 2C, 3, 6, E}
Universidad de Iowa
EE. UU.

Dr Klaus Gehrcke⁶
Oficina Federal de Protección Radiológica
Alemania

Professor Alastair Gray^{4C, E}
Universidad de Oxford
Reino Unido

¹ Grupo de trabajo sobre efectos para la salud

² Grupo de trabajo sobre mediciones

³ Grupo de trabajo sobre prevención y mitigación

⁴ Grupo de trabajo sobre costeeficacia

⁵ Grupo de trabajo sobre comunicación

⁶ Grupo de trabajo sobre programas nacionales

^P Presidente del grupo de trabajo

^R Grupo de redacción

⁰ Observador

^C Coordinación del proyecto

^V Vicepresidente del grupo de trabajo

^{*} En la Universidad de Maguncia desde octubre de 2006

Dr Bernd Grosche
Oficina Federal de Protección Radiológica
Alemania

Martha Gruson²
Oficina Federal de Salud Pública
Suiza

Dr Matti Hakama
Registro Finlandés del Cáncer
Finlandia

Dr Manfred Helming
Ministerio Federal de Medio Ambiente
Alemania

Dr Dave Hill¹
Universidad de Oxford
Reino Unido

Sándor Horváth⁵
Oficina Federal de Salud Pública
Suiza

Dr Philip Jalbert
Agencia de Protección del Medio Ambiente de los
EE. UU.
EE. UU.

Dr Jerzy Jankowski^{2, 3}
Instituto Nofer de Medicina Laboral
Polonia

Dr Philip H. Jenkins^{2v, 3}
Bowser-Morner, Inc.
EE. UU.

Dr Barnes Johnson
Agencia de Protección del Medio Ambiente de los
EE. UU.
EE. UU.

Dr Thomas Jung^E
Oficina Federal de Protección Radiológica
Alemania

Dr Gerald Kendall
Agencia de Protección de la Salud
Reino Unido

Professor Antoine Kies
Universidad de Luxemburgo
Luxemburgo

Dr Yoon-Shin Kim
Universidad Hanyang
República de Corea

Dr Gerald Kirchner
Oficina Federal de Protección Radiológica
Alemania

Dr Virginia Koukoulidou⁵
Comisión Griega de la Energía Atómica
Grecia

Dr Tibor Kovacs³
Universidad de Panonia
Hungría

Professor Lothar Kreienbrock¹
Universidad de Hannover
Alemania

Dr Michaela Kreuzer^{1, E}
Oficina Federal de Protección Radiológica
Alemania

Dr Maria Pavia¹
Universidad de Catanzaro
Italia

Dr Daniel Krewski^{1, 4}
Universidad de Ottawa
Canadá

Dr Hans-Henning Landfermann⁵
Ministerio Federal de Medio Ambiente
Alemania

Professor James P Mc Laughlin^{5c, 6, E}
University College, Dublín
Irlanda

Dr Marielle Lecomte^{2, 3}
Departamento de Protección Radiológica
Luxemburgo

Dr Vladimir Lezhnin
Instituto de Ecología Industrial
Federación Rusa

Dr Ilona Mäkeläinen⁴
Autoridad de Seguridad Radiológica y Nuclear
Finlandia

Dr Ches Mason^{6, 0}
Organismo Internacional de Energía Atómica
Austria

Dr Paul McGale¹
Universidad de Oxford
Reino Unido

Dr Susanne Menzler¹
Universidad de Hannover
Alemania

Dr Winfried Meyer³
Oficina Federal de Protección Radiológica
Alemania

Dr Jon Miles^{3, 6}
Agencia de Protección de la Salud
Reino Unido

Dr Kristy Miller^{5, E}
Agencia de Protección del Medio Ambiente de los
EE. UU.
EE. UU.

Dr Lars Mjones⁶
Autoridad Sueca de Protección Radiológica
Suecia

Dr Christophe Murith⁶
Oficina Federal de Salud Pública
Suiza

Dr Alison Offer¹
Universidad de Oxford
Reino Unido

Professor Herwig Paretzke¹
Centro Helmholtz de Múnich
Alemania

Dr Laima Pilkyte²
Centro de Protección Radiológica
Lituania

Dr Georges Piller⁶
Oficina Federal de Salud Pública
Suiza

Dr André Poffin⁵
Agencia Federal de Control Nuclear
Bélgica

Dr Dobromir Pressyanov^{2, 3}
Universidad de Sofía
Bulgaria

Dr Lidia Purghe²
Instituto Nacional de Física e Ingeniería Nuclear
Rumanía

Dr Luis Santiago Quindós Poncela^{2, 3, 5}
Universidad de Cantabria
España

Dr Alberto Ruano Ravina¹
Universidad de Santiago de Compostela
España

Dr Simon Read¹
Universidad de Oxford
Reino Unido

Dr Wolfgang Ringer^{2, 3, 6}
Agencia Austriaca de Salud e Inocuidad de los
Alimentos
Austria

Georges-André Roserens³
Oficina Federal de Salud Pública
Suiza

Chris Scivyer²
Entidad de Investigaciones de la Edificación
Reino Unido

Professor Bing Shang^{1, 2, 3}
Instituto Nacional de Protección Radiológica
China

Dr Margaret Smith¹
Universidad de Oxford
Reino Unido

Dr Ann-Louis Söderman^{5, 6}
Autoridad Sueca de Protección Radiológica
Suecia

Professor Daniel Steck^{2V}
Universidad St. John's
EE. UU.

Professor Terje Strand^{2, 3, 4V, 5, E}
Autoridad Noruega de Protección Radiológica
Noruega

Dr Quanfu Sun^{4, 5}
Instituto Nacional de Protección Radiológica
China

Dr Pavel Szerbin⁵
Instituto de Radiobiología y Radiohigiene
Hungria

Dr Josef Thomas
Instituto Nacional de Protección Radiológica
República Checa

Dr Margot Tirmarche^{1, 0}
Instituto de Protección Radiológica y Seguridad
Nuclear
Francia

Dr Shinji Tokonami^{2, 3}
Instituto Nacional de Ciencias Radiológicas
Japón

Dr Ladislav Tomasek^{1, 4}
Instituto Nacional de Protección Radiológica
República Checa

Dr Jochen Tschiersch^{2V}
Centro Helmholtz de Múnich
Alemania

Dr Lene Veiga¹
Instituto de Protección Radiológica y Dosimetría
Brasil

Dr Hilary Walker⁵
Agencia de Protección de la Salud
Reino Unido

Dr Zuoyuan Wang
Instituto Nacional de Protección Radiológica
China

Dr Wolfgang Weiss⁰
Oficina Federal de Protección Radiológica
Alemania

Professor H.-Erich Wichmann¹
Centro Helmholtz de Múnich
Alemania

Dr Peter Wiedemann
Centro de Investigaciones de Jülich
Alemania

Dr Yuji Yamada²
Instituto Nacional de Ciencias Radiológicas
Japón

Dr Hidenori Yonehara^{4, 6}
Instituto Nacional de Ciencias Radiológicas
Japón

Dr Mikhail Zhukovsky^{1, 2}
Instituto de Ecología Industrial
Federación Rusa

Dr Jan M. Zielinski^{1V, E}
Health Canada
Canadá

Dr Zora S. Zunic⁵
Instituto de Ciencias Nucleares
Serbia

Organización Mundial de la Salud

Dra Zhanat Carr^{5, P}

Dra Emilie van Deventer

Dra Annette Prüss-Üstün

Dr Michael Repacholi

Dr Ferid Shannoun^{P, E}

Dr Hajo Zeeb^{1, 6, P, E, *}

Prefacio

El radón es la segunda causa de cáncer de pulmón en la población general después del tabaco. Los estudios epidemiológicos han demostrado convincentemente una asociación entre la exposición al radón en interiores y el cáncer de pulmón, incluso para los niveles de radón relativamente bajos que suelen existir en los edificios residenciales. Sin embargo, hasta ahora los esfuerzos para actuar en consecuencia y reducir el número de casos de cáncer de pulmón asociados a la exposición al radón solo han tenido éxito en muy pocos países.

La Organización Mundial de la Salud llamó por primera vez la atención acerca de los efectos para la salud de la exposición residencial al radón en 1979 a través de un grupo de trabajo europeo sobre la calidad del aire en interiores. Además, el radón fue clasificado como carcinógeno humano en 1988 por el CIIC, el organismo especializado de investigación oncológica de la OMS. En 1993, un taller internacional de la OMS sobre el radón en interiores organizado en Eilat, en el que participaron científicos y expertos en radón procedentes de Europa, Norteamérica y Asia, supuso un primer paso hacia un enfoque unificado a la hora de controlar la exposición al radón y asesorar sobre la comunicación de los riesgos de salud asociados.

En 2005, la OMS creó el Proyecto Internacional del Radón, destinado a identificar estrategias eficaces para reducir el impacto del radón sobre la salud y concienciar al público general y a los responsables políticos sobre las consecuencias de una exposición prolongada al radón. Participantes y colaboradores de más de 30 países trabajaron conjuntamente para impulsar internacionalmente la comprensión de un amplio abanico de asuntos relacionados con el radón en interiores.

Un producto clave del Proyecto Internacional del Radón de la OMS es el presente manual, que se centra en la exposición residencial al radón y enfatiza su impacto desde una perspectiva de salud pública. Incluye recomendaciones sobre la reducción de los riesgos para la salud asociados al radón y propuestas sólidas de políticas de prevención y mitigación del radón. El manual está dirigido a países que pretendan desarrollar programas nacionales o ampliar sus actividades relativas al radón, así como a las partes interesadas que se hallan implicadas en el control del radón, como el sector de la construcción y los profesionales de la edificación.

La OMS recomienda que, en los casos en que esté indicado, se elaboren programas integrales del radón, preferentemente vinculados de forma estrecha con programas relativos a la calidad del aire en interiores y al control del tabaquismo. El presente manual refleja la dilatada experiencia de varios países en ese tipo de programas del radón. La OMS espera mantener y mejorar la colaboración con los países para alcanzar el ambicioso objetivo de reducir la carga para la salud asociada al radón.

Dra. María Neira
Directora del Departamento de Salud Pública y Medio Ambiente
OMS, Ginebra

Resumen de orientación

El radón es un gas radiactivo que emana de rocas y suelos y tiende a concentrarse en espacios cerrados como minas subterráneas o casas. La infiltración de gases del suelo está reconocida como la fuente más importante de radón residencial. El resto de fuentes, entre las que figuran los materiales de construcción y el agua extraída de pozos, son menos importantes en la mayoría de las circunstancias. El radón contribuye de forma destacada a la dosis de radiación ionizante recibida por la población general.

Estudios recientes en Europa, Norteamérica y Asia sobre el radón en interiores y el cáncer de pulmón aportan pruebas sólidas de que el radón provoca un número sustancial de casos de cáncer de pulmón en la población general. Las estimaciones actuales sobre la proporción de los casos de cáncer de pulmón atribuible al radón varían entre un 3% y un 14% según la concentración media de radón en el correspondiente país y los métodos de cálculo empleados. Los análisis indican que el riesgo de cáncer de pulmón aumenta proporcionalmente a la exposición al radón. Como son muchas las personas expuestas a concentraciones de radón bajas o medias, la mayoría de los casos de cáncer de pulmón asociados al radón son provocados por esos niveles de exposición y no por concentraciones más elevadas. El radón es la segunda causa de cáncer de pulmón después del tabaco. La mayoría de los casos de cáncer de pulmón inducidos por el radón se dan en fumadores, debido al fuerte efecto combinado del tabaco y el radón.

Las mediciones de radón son relativamente sencillas de realizar y resultan esenciales para evaluar la concentración de radón en las viviendas. Deben estar basadas en protocolos normalizados para garantizar mediciones precisas y reproducibles. La concentración de radón en interiores varía según la construcción de los edificios y los hábitos de ventilación. Además, la concentración varía sustancialmente no solo según las estaciones, sino también de un día a otro e incluso de una hora a otra. Debido a esas fluctuaciones, estimar el promedio anual de la concentración de radón en el aire de interiores requiere mediciones fiables de la concentración media de radón durante al menos tres meses, y preferiblemente durante más tiempo. Las mediciones de poca duración solo proporcionan una indicación grosera de la concentración real de radón. A fin de asegurar la calidad de las mediciones es muy recomendable que exista un programa de garantía de calidad para los dispositivos de medición de radón.

Es importante abordar la cuestión del radón tanto en la construcción de nuevos edificios (prevención) como en los edificios que ya existen (mitigación o corrección). Las estrategias primarias de prevención y mitigación del radón se centran en sellar las vías de entrada del radón y en invertir las diferencias de presión del aire entre el espacio interior habitado y el suelo exterior mediante diferentes técnicas de despresurización del suelo. En muchos casos, la máxima reducción de las concentraciones de radón se logra combinando diferentes estrategias.

La elección de las intervenciones de prevención y mitigación del radón puede basarse en el análisis de su costoeficacia. Este enfoque compara los costos sanitarios netos con los beneficios sanitarios netos para diferentes acciones o políticas, lo cual proporciona un índice que permite priorizar dichas acciones.

Algunos análisis indican que las medidas preventivas en todos los edificios nuevos resultan costoeficaces en aquellas zonas en las que más del 5% de las viviendas actuales

presenten concentraciones de radón superiores a 200 Bq/m³. La prevención en las viviendas nuevas tiende a ser más costoeficaz que la mitigación en las viviendas existentes. En algunas zonas de riesgo bajo, los costos de medición pueden ser superiores a los costos de mitigación (para viviendas existentes) a causa del elevado número de viviendas que debe analizarse en proporción a las viviendas en las que se aplican medidas de mitigación. Incluso aunque los análisis indiquen que los programas correctivos no resultan costoeficaces a escala nacional, las altas concentraciones de radón en interiores generan un riesgo considerable de cáncer de pulmón para las personas y requieren mitigación.

Como, a menudo, el público general desconoce los riesgos asociados al radón en interiores, se recomienda una comunicación especial sobre dichos riesgos. La comunicación de los riesgos del radón debe centrarse en informar a los distintos grupos destinatarios y recomendar acciones adecuadas para reducir el radón en interiores. Es necesaria la colaboración de expertos técnicos y de comunicación para elaborar una serie de mensajes centrales. Los mensajes sobre los riesgos del radón deben ser lo más sencillos posibles, y la información cuantitativa al respecto debe transmitirse al público en términos fácilmente comprensibles. Por ejemplo, resulta útil expresar el riesgo de cáncer de pulmón debido al radón comparándolo con otros riesgos de cáncer o con riesgos habituales de la vida cotidiana.

Idealmente, los programas de salud pública para reducir los riesgos debidos al radón deben elaborarse a escala nacional. Tales programas nacionales del radón estarían diseñados para reducir tanto el riesgo general de la población debido a la concentración nacional media de radón como el riesgo individual de las personas que viven en entornos con concentraciones elevadas de radón.

Las políticas nacionales del radón deberían centrarse en identificar las zonas geográficas donde la población corre un mayor riesgo derivado de la exposición al radón y en concienciar a la opinión pública sobre el riesgo asociado para la salud. Entre los elementos clave de un programa nacional eficaz figuran la colaboración con otros programas de promoción de la salud (p.ej. relativos a la calidad del aire en interiores y al control del tabaquismo) y la formación de los profesionales de la construcción y otras partes interesadas implicadas en la puesta en práctica de las medidas de prevención y mitigación del radón. Deberán aplicarse códigos de construcción adecuados que exijan la instalación de medidas de prevención del radón en las viviendas en construcción; las mediciones de radón con ocasión de la compraventa de viviendas resultan útiles para identificar las viviendas con concentraciones altas de radón.

El nivel nacional de referencia para el radón representa la máxima concentración de radón aceptable en viviendas, y constituye un componente importante de los programas nacionales. Para las viviendas cuyas concentraciones de radón superen dicho nivel pueden recomendarse o exigirse acciones correctivas. A la hora de establecer un nivel de referencia deberán tenerse en cuenta diversos factores nacionales, como la distribución del radón, el número de viviendas existentes con altas concentraciones de radón, la media aritmética de la concentración de radón en interiores y la prevalencia del tabaquismo. A la luz de los datos científicos más recientes, la OMS propone un nivel de referencia de 100 Bq/m³ para minimizar los riesgos para la salud derivados a la exposición al radón en interiores. Si dicho nivel no pudiera alcanzarse en las actuales circunstancias concretas del país, el nivel de referencia elegido no deberá superar en ningún caso los 300 Bq/m³, que equivalen aproximadamente a 10 mSv anuales según cálculos recientes de la Comisión Internacional de Protección Radiológica.

El objetivo general del presente manual es proporcionar una visión de conjunto actualizada de los principales aspectos del radón relacionados con la salud. No pretende sustituir a las normas de protección radiológica que ya existen, sino que pone énfasis en cuestiones relevantes para la planificación, ejecución y evaluación integrales de programas nacionales del radón.

Siglas

ASTM	American Society for Testing and Materials (Sociedad Estadounidense de Ensayos y Materiales)
AVAC	año de vida ajustado por calidad
AVAD	año de vida ajustado en función de la discapacidad
BEIR	Biological Effects of Ionizing Radiation (Efectos biológicos de las radiaciones ionizantes)
CE	Comisión Europea
CIE	cámara iónica de electreto
CIIC	Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer
CMD	concentración mínima detectable
DAS	despresurización activa del suelo
DCA	detector de carbón activado
DDTPA	doble detector de trazas para partículas alfa
DEFRA	Department for Environment, Food and Rural Affairs (Departamento de Medio Ambiente, Alimentación y Asuntos Rurales del Reino Unido)
DIE	dispositivo de integración electrónico
DIN	Deutsches Institut für Normung (Instituto Alemán de Normalización)
DPS	despresurización pasiva del suelo
DTPA	detector de trazas para partículas alfa
ERR	exceso de riesgo relativo
GC	garantía de calidad
IC95	intervalo de confianza del 95%
ICRP	International Commission on Radiological Protection (Comisión Internacional de Protección Radiológica)
MCR	monitor continuo de radón
MNT	mes - nivel de trabajo
NCRP	National Council on Radiation Protection and Measurements (Consejo Nacional de Protección y Medición Radiológica de Estados Unidos)
NRC	National Research Council (Consejo Nacional de Investigaciones de Estados Unidos)
NT	Nivel de trabajo
OCDE	Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos
OMS	Organización Mundial de la Salud
RCL	recuento por centelleo líquido
RR	riesgo relativo
SSK	Strahlenschutzkommission (Comisión de Protección Radiológica del Ministerio de Medio Ambiente alemán)
STAR	Systems for Test Atmospheres with Radon (Sistemas para atmósferas de prueba con radón)
UNSCEAR	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (Comité Científico de las Naciones Unidas para el Estudio de los Efectos de las Radiaciones Atómicas)
USDHHS	United States Department of Health and Human Services (Departamento de Salud y Servicios Humanos de Estados Unidos)
USEPA	United States Environmental Protection Agency (Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos)

Glosario

Año de vida ajustado en función de la discapacidad (AVAD): Unidad de medida de salud basada en la duración de la vida de una persona ajustada según su nivel de discapacidad. El número de AVAD perdidos suele calcularse en relación con un «patrón de referencia» de salud plena en un país con esperanza de vida elevada: por ejemplo, una persona del África austral discapacitada por ceguera que fallece a los 45 años habrá perdido varios años de salud plena como resultado de la ceguera, pero también 35 años de vida con respecto a los 80 años de esperanza media de vida en Japón.

Año de vida ajustado por calidad (AVAC): Año de vida ajustado en función de su calidad, valor o utilidad. Un año con plena salud recibe el valor de 1 AVAC; ese mismo periodo con dolor moderado, por ejemplo, podría recibir un valor de 0,7 AVAC. El AVAC pretende integrar la calidad y la cantidad de vida en una única medida, por lo que resulta atractivo para los especialistas en economía sanitaria como medida general de un resultado sanitario.

Concentración de radón: Actividad de gas radón expresada como desintegraciones por unidad de tiempo en un determinado volumen de aire. Como unidad de medida para la concentración de radiactividad se emplea el becquerelio por metro cúbico (Bq/m³).

Control de calidad: Comprobaciones de calidad realizadas en el laboratorio de medición del radón como parte del sistema general de garantía de calidad.

Estudio nacional de medición del radón: Estudio realizado para determinar la distribución de las concentraciones de radón, que refleja de forma representativa la exposición al radón de la población de un país.

Exceso de riesgo relativo (ERR): Medida epidemiológica del riesgo que cuantifica el grado en que el riesgo entre las personas con un determinado nivel de exposición supera al de las personas no expuestas.

Exposición al radón: Cantidad de tiempo que una persona está expuesta a una determinada concentración de radón. Se determina multiplicando la concentración de radón en Bq/m³ de cada zona por la cantidad de tiempo que se ha permanecido en dicha zona.

Factor de equilibrio (factor F): El radón está sujeto a una permanente desintegración que da lugar a los llamados descendientes (progenie) del radón. Los descendientes tienen una vida corta y se desintegran hasta dar lugar a un isótopo del plomo de vida larga. El factor F se emplea para describir la razón entre el radón y sus descendientes. Un factor F de 1 significa que las cantidades de radón y de sus descendientes son iguales. Se toma un factor F de 0,4 como valor representativo para las viviendas.

Garantía de calidad: El conjunto de acciones planificadas y sistemáticas aplicadas en etapas especificadas del proceso de medición del radón para garantizar la fiabilidad y precisión de los resultados de medición.

Marketing social: Aplicación de la mercadotecnia, junto con otros planteamientos y técnicas, para lograr determinados objetivos de conducta en aras de un bien social. Se aplica en campañas de promoción de la salud para cambiar la conducta de las personas, por ejemplo en los mensajes contra el consumo de tabaco o los esfuerzos destinados a prevenir el cáncer de piel instando a evitar la exposición excesiva a la radiación solar.

Media geométrica: Representa la tendencia central o valor típico de un conjunto de valores que se ajustan a una distribución logarítmica normal. Se calcula hallando la enésima raíz del producto de n valores.

Medición a corto plazo: Medición de las concentraciones de radón realizada a lo largo de un periodo no superior a 3 meses.

Medición a largo plazo: Medición de las concentraciones de radón realizada a lo largo de un periodo comprendido entre 3 meses y un año.

Membranas o barreras: Ambos términos se refieren a una lámina continua de tipo plástico que se coloca sobre los cimientos de la casa durante su construcción a fin de impedir que penetre radón en la casa una vez finalizada la construcción.

Mitigación o corrección: Ambos términos son intercambiables y se refieren a las medidas adoptadas en un edificio existente para reducir la penetración de radón.

Nivel de referencia: Este nivel no define un límite rígido entre la seguridad y el peligro, sino que representa la concentración media anual de radón en una vivienda por encima de la cual resulta obligatorio o muy recomendable reducir la concentración de radón.

Nivel de trabajo (NT): Por «nivel de trabajo» (NT, o WL en su sigla inglesa) se define cualquier combinación de descendientes de vida corta del radón en un litro de aire que dé lugar en total a la liberación de $1,3 \times 10^5$ MeV de energía potencial alfa. La exposición acumulada de una persona expuesta a dicha concentración durante un «mes de trabajo» de 170 horas (o a una concentración doble durante la mitad de tiempo, etc.) se define como «mes-nivel de trabajo» o «nivel de trabajo-mes» (MNT/NTM, o WLM en su sigla inglesa).

Prevención: En el contexto de este manual, medidas aplicadas durante la construcción de nuevas viviendas para prevenir la entrada de radón.

Profesionales de la construcción: Este término se aplica a todas las personas implicadas en el diseño, construcción, reforma y mantenimiento de edificios, así como en el diseño e instalación de sistemas de prevención y mitigación del radón.

Programa nacional del radón: Serie de medidas destinadas a minimizar la exposición de la población al radón y aplicadas por organismos designados por una autoridad nacional.

Reforma: Trabajos que modifican la estructura, la calefacción, la refrigeración o los sistemas mecánicos de una vivienda y pueden abrir nuevas vías de entrada para el radón, alterar los patrones de ventilación o modificar los patrones de presión del aire.

Residentes: Este término se utiliza por comodidad para describir a quienes habitan una vivienda. Abarca todos los ocupantes de la vivienda, tanto propietarios como inquilinos.

Riesgo Relativo (RR): El riesgo relativo es la razón entre la probabilidad de que una enfermedad se dé en el grupo expuesto con respecto a la probabilidad en el grupo no expuesto.

Vivienda: Cualquier estructura, independiente o adosada, utilizada para la residencia no laboral de seres humanos. El término «casa» se refiere a una vivienda unifamiliar independiente.

Zona propensa al radón: Zona en la que una proporción significativa de viviendas supera el nivel de referencia.

Introducción

Los riesgos que las radiaciones ionizantes suponen para la salud humana son conocidos. Entre las fuentes de radiación ionizante de origen natural, el gas radón es con mucho la más importante. El isótopo más abundante del radón (^{222}Rn) es un gas noble formado a partir del radio (^{226}Ra), que a su vez es un producto de desintegración del uranio (^{238}U). El uranio y el radio están presentes de forma natural en suelos y rocas. Otros isótopos del radón son el torón (^{220}Rn) y el actinón (^{219}Rn), formados a partir de la desintegración del uranio y el torio. El gas radón, con una semivida de 3,8 días, emana de rocas y suelos, tiende a concentrarse en espacios cerrados como minas subterráneas o casas y contribuye de forma destacada a la dosis de radiación ionizante recibida por la población general.

Cuando se inhala gas radón, las partículas alfa densamente ionizantes emitidas por los productos de desintegración del radón de vida corta (^{218}Po y ^{214}Po) depositados pueden interactuar con los tejidos biológicos pulmonares provocando daños en el ADN. Generalmente se considera que la aparición del cáncer requiere al menos una mutación, y la proliferación de células intermedias que hayan sufrido cierto grado de daño en el ADN puede provocar un gran aumento en el número de células disponibles para la aparición del cáncer. Puesto que incluso una sola partícula alfa puede provocar daños genéticos significativos en una célula, la posibilidad de daños al ADN asociados al radón se da con cualquier nivel de exposición. Por consiguiente, es improbable que exista una concentración umbral por debajo de la cual el radón no albergue el potencial de provocar cáncer de pulmón.

Los efectos del radón sobre la salud, especialmente el cáncer de pulmón, se han investigado a lo largo de varias décadas. Inicialmente, las investigaciones se centraron en los trabajadores de minas subterráneas expuestos a concentraciones de radón elevadas en su entorno ocupacional. Sin embargo, a principios de la década de 1980 se llevaron a cabo varios estudios de medición de las concentraciones de radón en viviendas y otros edificios, cuyos resultados, junto con estimaciones del riesgo basadas en los estudios sobre mineros, proporcionaron pruebas indirectas de que el radón podría ser una causa importante de cáncer de pulmón en la población general. Recientemente, las investigaciones directas de la asociación entre el radón en interiores y el cáncer de pulmón han aportado pruebas convincentes de que existe una relación causal entre el radón (incluso en los niveles presentes habitualmente en los edificios) y un aumento del riesgo de cáncer de pulmón. La evaluación de los riesgos derivados del radón tanto en minas como en entornos residenciales ha aportado un conocimiento claro sobre los riesgos para la salud debidos al radón. Actualmente, el radón está reconocido como la segunda causa de cáncer de pulmón en la población general después del tabaco.

La comprensión de las fuentes de radón y de los mecanismos de transporte del radón ha evolucionado a lo largo de varias décadas. En la década de 1960 se observaron concentraciones elevadas de radón en el agua para consumo humano y usos domésticos procedente de pozos perforados. Inicialmente, la preocupación sobre el radón presente en el agua se centró en los efectos para la salud provocados por la ingestión del agua. Más adelante se determinó que el principal riesgo para la salud del radón presente en el agua se debía a la inhalación del radón liberado en interiores. A mediados de la década de 1970 se halló que la emanación de radón desde los materiales de construcción constituía un problema en determinadas zonas debido al uso de esquistos aluminosos¹ con niveles elevados de radio. En 1978 se identificaron casas en las que la concentración interior de radón no estaba asociada al transporte de agua de pozo ni a emanaciones procedentes de los materiales de construcción. La infiltración de gases del suelo pasó a reconocerse como la fuente más importante del radón en interiores. El resto de fuentes, incluidos los materiales de construcción y el agua de pozo, son menos importantes en la mayoría de las circunstancias.

¹ Un tipo de esquisto o pizarra arcillosa empleado para elaborar un determinado tipo de hormigón ligero.

El presente manual se centra en la exposición al radón en interiores. Los datos epidemiológicos indican que el radón en interiores es responsable de un número sustancial de casos de cáncer de pulmón en la población general. La mejor forma de representar la distribución del radón en interiores en la mayor parte de los países es una distribución logarítmica normal, donde la mayoría de los valores de concentración de radón se sitúa en la franja más baja. Por consiguiente, se cree que la inmensa mayoría de los casos de cáncer de pulmón inducidos por radón tienen lugar tras la exposición a concentraciones de radón bajas o moderadas. El UNSCEAR señaló recientemente que en la actualidad existe una notable coherencia entre las estimaciones del riesgo elaboradas a partir de los estudios epidemiológicos en mineros y los estudios de casos y controles relativos al radón residencial. Aunque los estudios en mineros proporcionan una base sólida para evaluar los riesgos derivados de la exposición al radón e investigar los efectos de diversos factores modificadores de la relación entre la dosis y la respuesta, los resultados de los recientes estudios agrupados sobre el radón residencial ofrecen un método directo para estimar los riesgos para las personas en sus hogares sin necesidad de una extrapolación a partir de los estudios en mineros.

El manual está dividido en seis capítulos, cada uno de los cuales comienza con una serie de mensajes clave a fin de orientar eficazmente al lector. Generalmente, los términos o expresiones se definen la primera vez que se utilizan. Además, algunos de los términos se definen en el glosario.

El capítulo 1 analiza los conocimientos actuales sobre los riesgos para la salud derivados del radón y presenta las estimaciones más recientes sobre la exposición de la población al radón y el riesgo de cáncer de pulmón asociado. Además, el capítulo también aborda otros posibles efectos del radón en la salud.

El capítulo 2 proporciona un marco para la selección de dispositivos de medición de radón y la elaboración de procedimientos para una medición fiable del radón tanto en aire como en agua. Además, en el capítulo se ofrece orientación general para diferentes situaciones de medición del radón, como los análisis individuales de una única vivienda o las mediciones diagnósticas de materiales de construcción.

El capítulo 3 aborda las opciones de control del radón durante la construcción de nuevas viviendas (prevención) y la reducción del radón en las viviendas existentes (mitigación o corrección).

El capítulo 4 considera el uso de la evaluación económica como forma sistemática de valorar los costos y beneficios de las diferentes acciones preventivas y correctivas. Se analizan la metodología del análisis de costoeficacia y la relevancia de dicho enfoque para las acciones relativas al radón. Un ejemplo práctico ilustra el planteamiento y la interpretación de los resultados.

El capítulo 5 proporciona orientación para la elaboración de estrategias de comunicación de los riesgos del radón y propone varios mensajes centrales para informar sobre los riesgos del radón a diferentes grupos de destinatarios.

Por último, el capítulo 6 presenta una serie de elementos para la elaboración de un programa nacional del radón, así como el marco para la organización de dicho programa. En el capítulo también se tratan los niveles de referencia de radón y su importancia en este contexto.

Los distintos capítulos de este manual ofrecen pues una perspectiva internacional del radón como problema de salud ambiental. El manual se centra en las exposiciones residenciales al radón subrayando su impacto desde el punto de vista de la salud pública, e incluye recomendaciones detalladas sobre la reducción de los riesgos para la salud asociados al radón y propuestas sólidas de políticas de prevención y mitigación del radón. Los países necesitan desarrollar programas de prevención y mitigación del radón que reflejen elementos exclusivos de sus respectivas regiones (p.ej. fuentes de radón, mecanismos de transporte, reglamentos de construcción, códigos de construcción y características de edificación). El manual no pretende sustituir a las normas de protección radiológica que ya existen, sino capacitar a los países para planificar, ejecutar y evaluar programas del radón nacionales de forma integral. Está dirigido a países que pretendan desarrollar programas nacionales o ampliar sus actividades en el ámbito del radón, así como a las partes interesadas que se hallan implicadas en el control del radón, como el sector de la construcción y los profesionales de la edificación.

1. Efectos del radón sobre la salud

MENSAJES CLAVE

- Los estudios epidemiológicos confirman que el radón en las viviendas aumenta el riesgo de cáncer de pulmón en la población general. No se han demostrado fehacientemente otros efectos del radón sobre la salud.
- Se estima que la proporción de casos de cáncer de pulmón asociados al radón con respecto al total varía entre un 3% y un 14% según la concentración media de radón en el país y el método de cálculo empleado.
- En muchos países, el radón es la segunda causa de cáncer de pulmón después del tabaco. Es mucho más probable que el radón provoque cáncer de pulmón en personas que fuman o han fumado que en quienes nunca lo han hecho. Sin embargo, entre quienes no han fumado nunca constituye la principal causa de cáncer de pulmón.
- No se conoce una concentración umbral por debajo de la cual la exposición al radón no suponga ningún riesgo. Incluso concentraciones de radón muy bajas pueden dar lugar a un pequeño incremento en el riesgo de cáncer de pulmón.
- La mayoría de los casos de cáncer de pulmón inducidos por el radón están provocados por concentraciones de radón bajas o moderadas, y no por concentraciones elevadas, dado que en general es menor el número de personas expuestas a concentraciones elevadas de radón en interiores.

El presente capítulo analiza los conocimientos actuales sobre los riesgos del radón para la salud, tanto los relativos al cáncer de pulmón como a otros posibles efectos en la salud. También proporciona estimaciones de las concentraciones de radón en distintos países y resume las estimaciones recientes sobre la carga que supone el cáncer de pulmón inducido por el radón. En la mayoría de los países, el radón es la mayor fuente natural de exposición humana a radiaciones ionizantes. En la población general, la mayor parte de la exposición tiene lugar en interiores, especialmente en edificios pequeños como casas (UNSCEAR 2000), aunque existen ciertos grupos en los que la exposición ocupacional supone un riesgo mayor.

Ya en el siglo XVI había datos de una mayor mortalidad por enfermedad respiratoria en determinados grupos de trabajadores de minas subterráneas en Europa Central, pero hasta el siglo XIX no se supo que la enfermedad en cuestión era de hecho cáncer de pulmón. En el siglo XX aparecieron las primeras sospechas de que el radón era la causa principal de esos casos de cáncer en los mineros expuestos al radón, y en la década de

1950 se confirmó plenamente la relación causal entre el radón y el cáncer de pulmón. Pueden consultarse detalles históricos adicionales en otros documentos (BEIR IV 1988). Los estudios en trabajadores de minas subterráneas expuestos ocupacionalmente al radón, generalmente en concentraciones altas, han demostrado sistemáticamente un aumento del riesgo de cáncer de pulmón, tanto en fumadores como en no fumadores. Basándose principalmente en esos datos, el Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer clasificó el radón como carcinógeno humano en 1988 (CIIC 1988).

Desde la década de 1980, un gran número de estudios han analizado directamente la relación entre el radón en interiores y el cáncer de pulmón en la población general. Individualmente, estos estudios suelen ser demasiado pequeños para descartar un riesgo significativo o demostrar claramente su existencia. Por ello, los investigadores de los estudios más importantes realizados en Europa, Norteamérica y China agruparon sus datos y los volvieron a analizar de forma centralizada (Lubin et al. 2004, Krewski et al. 2005, 2006, Darby et al. 2005, 2006). Estos tres análisis agrupados muestran un panorama muy similar en cuanto a los riesgos de cáncer de pulmón derivados de la exposición residencial al radón. Conjuntamente, demuestran de modo contundente que el radón causa un número sustancial de casos de cáncer de pulmón en la población general, y proporcionan además una estimación directa de la magnitud del riesgo. También sugieren que no es posible descartar un aumento del riesgo de cáncer de pulmón incluso por debajo de 200 Bq/m³, la concentración de radón a partir de la cual se recomienda actualmente tomar medidas en muchos países.

1.1 Riesgos de cáncer de pulmón en mineros expuestos al radón

En general, las tasas de cáncer de pulmón en mineros expuestos al radón se han estudiado mediante un diseño de cohortes en el que se identifica a todos los trabajadores empleados en una mina durante un determinado periodo de tiempo. A continuación se los somete a seguimiento, independientemente de que sigan o no trabajando en la mina, y al final del periodo de seguimiento se determina el estado vital de cada trabajador. En el caso de los fallecidos se establece la fecha y la causa del fallecimiento, tras lo cual se calcula la tasa de mortalidad por cáncer de pulmón, tanto global como subdividida por factores como edad, franja de tiempo o exposición acumulada al radón. En estos estudios, en general la exposición al radón se estimó retrospectivamente, y en muchos de ellos la evaluación de dicha exposición presentaba una baja calidad, especialmente en los años iniciales de la actividad minera, cuando las exposiciones eran máximas y no se efectuaban mediciones del radón. En los estudios en mineros expuestos al radón, las concentraciones de los descendientes del radón suelen expresarse en unidades de «nivel de trabajo» (NT, o WL en su sigla inglesa). Por nivel de trabajo se define cualquier combinación de descendientes de vida corta del radón en un litro de aire que dé lugar en total a la liberación de $1,3 \times 10^5$ MeV de energía potencial alfa. La exposición acumulada de una persona expuesta a dicha concentración durante un «mes de trabajo» de 170 horas (o a una concentración doble durante la mitad de tiempo, etc.) se define como «mes-nivel de trabajo» o «nivel de trabajo-mes» (MNT/NTM, o WLM en su sigla inglesa).

El Comité sobre los Efectos Biológicos de las Radiaciones Ionizantes efectuó una revisión (BEIR VI 1999) de los principales estudios disponibles en la década de 1990 sobre trabajadores de minas subterráneas expuestos al radón. Se tuvieron en cuenta 11 estudios de cohortes, que abarcaban un total de 60 000 mineros de Europa, América del Norte, Asia y Australia, entre los cuales se habían producido 2600 fallecimientos por cáncer de pulmón. Ocho de los estudios correspondían a trabajadores de minas de uranio, y el resto a trabajadores de minas de estaño, fluorita o hierro. En general, las tasas de cáncer de pulmón aumentaban con el incremento de la exposición acumulada al radón, pero en uno de los estudios (cohorte de Colorado) la tasa aumentaba para exposiciones acumuladas moderadas y luego volvía a disminuir para exposiciones acumuladas elevadas. Una vez excluidas las exposiciones acumuladas superiores a 3200 MNT en dicho estudio, la tasa de cáncer de pulmón presentaba una relación aproximadamente lineal con la exposición acumulada al radón en los 11 estudios, aunque el grado de aumento de la tasa por

cada unidad de aumento de la exposición variaba en un factor superior a 10 entre los estudios, una variación mucho mayor de la que podría atribuirse al azar. A pesar de la variación sustancial en la magnitud del riesgo sugerida por los distintos estudios, el comité BEIR VI llevó a cabo una serie de análisis basados en datos agrupados de los 11 estudios, asignando diferentes pesos a cada uno de ellos. Uno de estos análisis estimó que el incremento medio en la tasa de mortalidad por cáncer de pulmón por cada MNT observado en los 11 estudios combinados era del 0,44% (intervalo de confianza del 95% [IC95]: 0,20-1,00%). El incremento porcentual en la mortalidad por cáncer de pulmón por cada MNT variaba en función del tiempo transcurrido desde la exposición, dándose el mayor incremento porcentual del riesgo en la franja de tiempo comprendida entre los 5 y los 14 años tras la exposición. También variaba con la edad alcanzada por la persona en cuestión, siendo mayores los incrementos porcentuales a edades más jóvenes. Otro hallazgo del estudio BEIR VI fue que los mineros expuestos a concentraciones de radón relativamente bajas presentaban un mayor incremento porcentual por MNT en la tasa de mortalidad por cáncer de pulmón que los expuestos a concentraciones de radón mayores. A fin de resumir los riesgos observados en los estudios sobre mineros expuestos al radón y efectuar previsiones de los riesgos probables en otros grupos de población expuestos al radón, el comité BEIR VI elaboró una serie de modelos. A título ilustrativo, en la Tabla 1 se resume el modelo de exposición-edad-concentración.

Tabla 1. Patrones del cáncer de pulmón asociado al radón en los mineros de los estudios analizados por el comité BEIR VI y en el estudio de trabajadores alemanes de minas de uranio

	Comité BEIR VI ^a	Trabajadores alemanes de minas de uranio ^b
ERR/MNT en la categoría de referencia ^c (%)		
β	7.68	1.35
Tiempo desde la exposición		
θ_{5-14}	1.00	1.00
θ_{15-24}	0.78	1.52
θ_{25+}	0.51	0.76
Edad alcanzada (años)		
$\phi_{<55}$	1.00	1.00
ϕ_{55-64}	0.57	0.80
ϕ_{65-74}	0.29	0.66
ϕ_{75+}	0.09	0.49
Concentración de radón (NT)		
$\gamma_{<0.5}$	1.00	1.00
$\gamma_{0.5-1.0}$	0.49	0.52
$\gamma_{1.0-3.0}$	0.37	0.36
$\gamma_{3.0-5.0}$	0.32	0.31
$\gamma_{5.0-15.0}$	0.17	0.25
$\gamma_{15.0+}$	0.11	0.12

^a Fuente: BEIR VI (1999)

^b Fuente: Grosche et al (2006)

^c Esto es, 5-14 años desde la exposición, edad alcanzada <55 años y concentración <0,5 NT

En ambos estudios, el modelo que relaciona la exposición al radón con el riesgo de cáncer de pulmón es $R = \beta \omega^* \phi_{\text{edad}} \gamma_z$, donde R es el incremento porcentual en la mortalidad por cáncer de pulmón para una persona de una determinada edad y un determinado historial de exposición al radón; β es el parámetro que relaciona el incremento en la mortalidad por cáncer de pulmón con el historial de exposición al radón; ω^* representa la exposición al radón expresada en MNT y adopta la forma de una media ponderada, $\omega^* = (\omega_{5-14} + \phi_{15-24} \omega_{15-24} + \phi_{25+} \omega_{25+})$, donde ω_{5-14} , ω_{15-24} , y ω_{25+} representan la exposición durante los periodos correspondientes a 5-14, 15-24, y 25 o más años antes de la edad actual. El coeficiente de ω_{5-14} es igual a uno, mientras que ϕ_{15-24} y ϕ_{25+} representan las contribuciones relativas de las exposiciones producidas 15-24 años antes y 25 o más años antes con respecto a las exposiciones producidas entre 5 y 14 años antes. Se consideró que las exposiciones producidas con menos de 5 años de anterioridad no contribuían al riesgo. El parámetro ϕ_{edad} representa el efecto modificador de la edad, mientras que el parámetro γ_z representa el efecto modificador de la concentración de radón.

Desde la publicación del informe BEIR VI se ha realizado un seguimiento ulterior para el estudio checo en mineros expuestos al radón (Tomasek et al. 2002, 2004) y el estudio francés (Rogel et al. 2002, Laurier et al. 2004). Se han publicado varios artículos con análisis adicionales de algunos otros grupos (Langholz et al. 1999, Stram et al. 1999, Hauptmann et al. 2001, Hornung et al. 2001, Duport et al. 2002, Archer et al. 2004, Hazelton et al. 2001, Heidenreich et al. 2004). Además, se han establecido cohortes de mineros de carbón expuestos al radón en Polonia (Skowronek et al. 2003) y Brasil (Veiga et al. 2004), así como una cohorte muy numerosa de trabajadores de minas de uranio de la antigua República Democrática Alemana (Kreuzer et al. 2002).

La cohorte alemana incluye un total de 59 001 antiguos trabajadores de la empresa Wismut de la República Democrática Alemana (Grosche et al, 2006). Cuando se realizó el primer seguimiento de la mortalidad se habían producido 2388 fallecimientos por cáncer de pulmón. La cohorte alemana reviste especial interés ya que es casi tan numerosa como la suma de las 11 cohortes que pudo analizar el comité BEIR VI. Además, todos los mineros tenían la misma procedencia geográfica y social, y toda la cohorte se sometió al mismo procedimiento de seguimiento y al mismo sistema de evaluación de la exposición. En este estudio, el incremento medio por MNT en la mortalidad por cáncer de pulmón fue del 0,21% (IC95: 0,18-0,24%), poco más de la mitad que en el análisis de BEIR VI. Cuando se ajustó a la cohorte alemana un modelo de exposición-edad-concentración similar al empleado por el comité BEIR VI, el mayor incremento porcentual por MNT en la mortalidad correspondió a la franja temporal comprendida entre los 15 y los 24 años tras la exposición, frente al intervalo de 5-14 años en el modelo BEIR VI (véase la Tabla 1). Los incrementos porcentuales fueron menores a edades más avanzadas, al igual que en el modelo BEIR VI, aunque el gradiente por edad fue menos intenso. En ambos estudios, el incremento porcentual de la tasa de mortalidad por unidad de exposición disminuyó con el aumento de la concentración del radón, siendo unas diez veces menor para concentraciones 15,0 NT que para concentraciones inferiores a 0,5 NT.

Para algunos de los estudios en mineros con que trabajó el comité BEIR VI se disponía de información sobre el consumo de tabaco; en ese subconjunto de estudios, la mortalidad por cáncer de pulmón se incrementó en promedio un 0,53% por cada MNT (IC95: 0,20-1,38%), un valor similar al del conjunto de los 11 estudios analizados por el comité BEIR VI. Cuando el análisis del subconjunto de estudios citado se realizó por separado para los trabajadores que nunca habían fumado y para los que habían fumado alguna vez (esto es, la suma de fumadores y ex-fumadores), la mortalidad por cáncer de pulmón se incrementó un 1,02% por cada MNT (IC95: 0,15-7,18%) en quienes nunca habían fumado y un 0,48% por cada MNT (IC95: 0,18-1,27%) en quienes habían fumado alguna vez. Por consiguiente, el incremento porcentual de la tasa de mortalidad por cáncer de pulmón por cada MNT fue mayor entre los que nunca habían fumado que entre quienes sí lo habían hecho, aunque la diferencia no fue estadísticamente significativa (BEIR VI 1999).

En el estudio de cohortes alemán no se dispone con carácter general de información sobre los hábitos de tabaquismo. Sin embargo, se ha llevado a cabo un estudio de casos y controles sobre el cáncer de pulmón entre antiguos empleados de la empresa alemana de minería de uranio diagnosticados en determinados centros hospitalarios durante la década de 1990 (Brueske-Hohlfeld et al. 2006). Este estudio también halló que el incremento porcentual en la mortalidad por cáncer de pulmón por cada MNT fue mayor en quienes nunca habían fumado que en los ex-fumadores, y mayor en estos últimos que en los fumadores (fumadores: 0,05%, IC95 0,001-0,14%; ex-fumadores: 0,10%, IC95 0,03-0,23%; personas que nunca habían fumado: 0,20% (IC95 0,07-0,48%).

Independientemente de que exista o no una diferencia real en el incremento porcentual de la mortalidad por cáncer de pulmón por cada MNT entre quienes han fumado alguna vez y los que nunca lo han hecho, debe señalarse que el incremento absoluto de dicha mortalidad por cada MNT será mucho mayor en quienes fuman actualmente que en

quienes nunca lo han hecho. Esto es debido a que, para una concentración de radón dada, los fumadores presentan tasas de cáncer de pulmón muy superiores a las de las personas que nunca han fumado. En el caso de los ex fumadores, el incremento absoluto de la mortalidad por cada MNT se hallará entre el de los fumadores y el de las personas que nunca han fumado; el valor dependerá de factores como la duración del consumo de tabaco, el número de cigarrillos diarios consumidos antes del abandono del hábito, o el tiempo transcurrido desde dicho abandono.

1.2 Riesgos de cáncer de pulmón en la población general derivados del radón en interiores

Antecedentes

La magnitud del riesgo de cáncer de pulmón observado en trabajadores de minas subterráneas expuestos al radón apunta claramente a la posibilidad de que el radón sea una causa de cáncer de pulmón en la población general debido a la exposición que tiene lugar en el interior de las casas y otros edificios. Las condiciones de exposición en las minas y en interiores difieren de forma apreciable (NRC 1991), y los riesgos asociados al tabaco en los mineros estudiados difieren de los riesgos asociados al tabaco que se dan actualmente en la población general. Otros factores determinantes del riesgo de cáncer de pulmón también son diferentes según que la exposición se produzca en minas o en interiores. Por ejemplo, muchos de los mineros no solo estuvieron expuestos al radón sino también a otros carcinógenos pulmonares como el arsénico. Todas estas diferencias suponen una incertidumbre sustancial a la hora de extrapolar los estudios en mineros para obtener una valoración cuantitativa del riesgo de cáncer de pulmón derivado del radón presente en los hogares.

Gran parte de la incertidumbre asociada a la extrapolación cuantitativa de los estudios en mineros puede evitarse estudiando directamente la asociación entre el radón en interiores y el riesgo de cáncer de pulmón. En este tipo de estudios, las exposiciones al radón suelen expresarse como la concentración media de gas radón por metro cúbico de aire a la que la persona ha estado expuesta en el hogar durante las décadas anteriores, y su unidad es el becquerelio por metro cúbico (Bq/m³), donde 1 Bq corresponde a una desintegración por segundo. Las concentraciones de radón en el interior de una casa concreta suelen experimentar una variación sistemática a lo largo del día y según las estaciones, y la concentración anual media de radón también suele estar sujeta a una variación aleatoria sustancial de un año a otro debida a numerosos factores (p.ej. patrones meteorológicos o prácticas de los ocupantes tales como la apertura de ventanas).

Entre los primeros intentos de estudiar el riesgo de cáncer de pulmón derivado del radón en interiores figuraron varios estudios de correlación geográfica (a veces conocidos como «estudios ecológicos») que examinaron la correlación entre las concentraciones medias de radón y las tasas medias de cáncer de pulmón en diferentes zonas geográficas. Sin embargo, la utilidad de tales estudios es extremadamente limitada, ya que son incapaces de controlar adecuadamente la influencia de otros factores determinantes del riesgo de cáncer de pulmón, como el tabaco, que en la mayoría de los grupos de población causan muchos más casos de cáncer de pulmón que el radón. Esto hace que, a menudo, los estudios ecológicos proporcionen estimaciones sesgadas y engañosas del riesgo asociado al radón. En otras fuentes (Puskin 2003) se presentan detalles adicionales y algunos ejemplos de los sesgos que pueden darse.

Un modo más adecuado de examinar la asociación entre el cáncer de pulmón y la exposición residencial al radón es la realización de estudios de casos y controles, en los que se identifica a un número predeterminado de individuos que han contraído cáncer de pulmón junto con un número predeterminado de individuos de control que no han contraído la enfermedad pero son representativos del grupo de población del que se han tomado los casos de cáncer

de pulmón. Generalmente, en este tipo de estudios los controles se emparejan con los casos por edad y sexo. Después es necesario obtener un historial de residencia detallado para cada uno de los individuos incluidos en el estudio, así como información detallada sobre sus antecedentes de tabaquismo y otros factores que puedan influir en el riesgo de sufrir cáncer de pulmón. Para estimar la concentración media de radón a la que ha estado expuesto cada individuo del estudio a lo largo de las décadas anteriores es necesario medir la concentración de radón tanto en su vivienda actual como, si ha cambiado de domicilio en ese periodo, en las demás viviendas en las que haya residido. Una vez efectuadas estas mediciones es posible comparar las concentraciones de radón entre los individuos con cáncer de pulmón y los individuos de control. Se han desarrollado métodos estadísticos especiales para tener en cuenta las variaciones en los demás factores que influyen en el riesgo de cáncer de pulmón de modo que, de hecho, solo se efectúen comparaciones entre individuos con características similares en cuanto a antecedentes de tabaquismo y otros factores que afectan al riesgo de cáncer de pulmón. Aplicando dichos métodos es posible estimar la relación entre el riesgo de cáncer de pulmón y la concentración media de radón interior en las décadas anteriores.

Hasta la fecha se han realizado al menos 40 estudios de casos y controles sobre la relación entre el radón en interiores y el cáncer de pulmón. Por sí solos, la mayoría de esos estudios no han tenido el tamaño suficiente para descartar un incremento del riesgo o demostrar claramente dicho incremento. Por ello, a fin de combinar la información de más de un estudio, una serie de autores han abordado los resultados publicados de varios estudios para obtener una estimación agrupada (Lubin y Boice 1997, Lubin 1999, Pavia et al. 2003). Todas estas revisiones sistemáticas de artículos publicados han concluido que el riesgo de cáncer de pulmón asociado al radón varía apreciablemente de un estudio a otro. Sin embargo, la metodología de análisis varía considerablemente entre los estudios, especialmente en cuanto al grado en qué toman en consideración las diferencias en el riesgo de cáncer de pulmón asociado al tabaco para los distintos individuos y en cuanto a la cuantificación del historial de exposición al radón de cada individuo. Tales variaciones pueden conducir a diferencias en las estimaciones de riesgo entre los distintos estudios, y no pueden eliminarse si se carece de acceso a los datos básicos de cada uno de los individuos incluidos en ellos (Field et al. 2002).

A fin de comparar adecuadamente los resultados de los distintos estudios de casos y controles sobre el radón y el cáncer de pulmón y asegurarse de tener plenamente en cuenta las diferencias entre individuos en cuanto al riesgo asociado al tabaco es necesario recopilar los datos básicos sobre concentración de radón, antecedentes de tabaquismo y otros factores relevantes para cada uno de los individuos incluidos en los estudios originales y agrupar dichos datos de forma homogénea. Una vez hecho eso es posible realizar análisis paralelos de los distintos estudios y comparar los resultados de cada uno. Tras ello, y en caso de que los datos de los distintos estudios sean coherentes, pueden combinarse para derivar una estimación del riesgo de cáncer de pulmón asociado al radón basada en todos los estudios considerados. Hasta la fecha se han llevado a cabo tres análisis que recopilan y comparan los datos individuales de varios estudios: concretamente, de 13 estudios europeos (Darby et al. 2005, 2006), de 7 estudios norteamericanos (Krewski et al. 2005, 2006) y de 2 estudios chinos (Lubin et al. 2004). Los tres análisis concluyeron que estaba justificado derivar de los estudios analizados una estimación combinada del riesgo de cáncer de pulmón derivado del radón en las viviendas. En la Tabla 2 se resumen las conclusiones de dichos análisis agrupados, sobre los cuales se proporcionan más detalles a continuación.

Análisis agrupado europeo

El análisis agrupado europeo (Darby et al. 2005, 2006) incluyó datos de los 13 estudios europeos sobre radón residencial y cáncer de pulmón que satisfacían determinados criterios de inclusión. Dichos criterios exigían que los estudios tuvieran un tamaño mínimo (al menos 150 individuos con cáncer de pulmón y 150 controles sin cáncer de pulmón tomados del mismo grupo de población) y que existieran datos detallados sobre

Tabla 2. Resumen del riesgo de cáncer de pulmón derivado del radón interior basado en análisis agrupados internacionales que combinan los datos individuales de varios estudios de casos y control controles y en estudios sobre mineros expuestos al radón

	N.º de estudios incluidos	N.º de casos de cáncer de pulmón	N.º de controles	Periodo de exposición (años) ^a	Incremento porcentual del riesgo de cáncer de pulmón por cada 100 Bq/m ³ de aumento de la concentración de radón	
					basado en el radón medido	basado en la concentración media de radón a largo plazo ^b
Análisis agrupados de estudios sobre el radón en el interior de las viviendas						
Europeo (Darby et al. 2005, 2006)	13	7 148	14 208	5-35	8 (3, 16)	16 (5, 31)
Norteamericano (Krewski et al. 2005, 2006)	7	3 662	4 966	5-30	11 (0, 28)	-
Chino (Lubin et al. 2004)	2	1 050	1 995	5-30	13 (1, 36)	-
Media ponderada de los resultados de los anteriores análisis agrupados					10	~20 ^c
Estudios en mineros expuestos al radón ^{d, e}						
Análisis BEIR VI (BEIR VI 1999; Lubin et al. 1997)	11	2 787		5-35	Todos los mineros: 5 Mineros expuestos únicamente a <50 MNT: 14; Mineros expuestos únicamente a <50 MNT y menos de <0,5 MNT: 30	
Estudio en trabajadores alemanes de minas de uranio (Grosche et al. 2006)	1	2 388		5-35	Todos los mineros: 3 Mineros con exposiciones reducidas a bajas tasas de dosis: 18 ^f	
Trabajadores franceses y checos de minas de uranio (Tomasek et al. 2008)	2	574		5+ 5-35	Todos los mineros (tasa de exposición media 4,5 MNT/año): 32	

^a Es decir, considerando las concentraciones de radón durante el periodo comprendido entre 35 y 5 años antes de la fecha del diagnóstico en los casos de cáncer de pulmón, o de una fecha comparable en los controles.

^b Esto es, realizando los ajustes correspondientes a la variabilidad aleatoria interanual de la concentración de radón en interiores

^c Estimación informal que indica el efecto probable de suprimir el sesgo inducido por la variación aleatoria interanual de la concentración de radón.

^d Los valores de riesgo por MNT se han convertido a unidades de riesgo por cada 100 Bq/m³ suponiendo que 1 Bq/m³ en el equilibrio es equivalente a 0,00027 NT, que el «factor de equilibrio» en las viviendas es de 0,40, que las personas pasan el 70% del tiempo en casa, que un año equivale a $365,25 \times 24 / 170 = 51,6$ «meses de trabajo», y que la razón entre la dosis recibida por las células pulmonares en la exposición en el hogar y la recibida en exposiciones similares en las minas (razón denominada en ocasiones «factor K») es la unidad.

^e Solo hay un estudio que haya abordado específicamente el efecto de los errores de medición en las estimaciones del riesgo de cáncer de pulmón relacionado con el radón en los mineros (Stram et al.1999). Dicho estudio concluyó que, para los mineros expuestos a concentraciones inferiores a 15 NT, los errores de medición apenas tenían consecuencias.

^f Estimación informal obtenida multiplicando la estimación para todos los mineros de la cohorte alemana por 6 (la razón observada en el análisis BEIR VI entre las estimaciones para todos los mineros y para los mineros expuestos a <50 MNT y <0,5 NT).

los antecedentes de tabaquismo de cada individuo. En cuanto a la exposición, se exigía disponer al menos de mediciones del radón para las viviendas en que los individuos hubieran residido en los 15 últimos años. En total, el análisis agrupado abarcó más de 7000 casos de cáncer de pulmón y más de 14 000 controles. El estudio consideró el efecto sobre el riesgo de cáncer de pulmón derivado de la exposición al radón durante el periodo comprendido entre los 35 y los 5 años antes del diagnóstico del cáncer de pulmón, o un periodo comparable en el caso de los individuos de control. Las mediciones de radón disponibles cubrían una media de 23 años, y en los casos necesarios se ajustaron para tener en cuenta las variaciones estacionales de modo que cada medición fuera representativa de la concentración de radón en la vivienda a lo largo de todo el año. En las viviendas donde no pudieron obtenerse mediciones de radón (p.ej. por haber sido demolidas), la concentración se estimó indirectamente como la media de todas las mediciones de radón en las viviendas de los miembros del grupo de control en la correspondiente zona de estudio. Para obtener la «concentración de radón medida» para cada individuo, se calculó una media de las concentraciones de radón en todas las viviendas ocupadas en el periodo comprendido entre 35 y 5 años antes del diagnóstico (o periodo comparable en los controles), ponderándolas según el tiempo de residencia en cada una de ellas.

Una vez tenidas en cuenta detalladamente las diferencias en el riesgo de cáncer de pulmón debidas a los distintos antecedentes de tabaquismo de los individuos, la variación en el aumento porcentual del riesgo por cada unidad de incremento de la concentración hallado en los distintos estudios europeos resultó no ser mayor de la esperable por causas aleatorias, siendo pues justificable agrupar los datos. Tras agruparlos se observó una clara asociación positiva entre el radón y el cáncer de pulmón. El riesgo de cáncer de pulmón aumentaba un 8% por cada 100 Bq/m³ de aumento en la concentración medida de radón (IC95: 3-16%). El incremento porcentual estimado en la tasa de cáncer de pulmón por cada unidad de incremento de la concentración de radón residencial no varió en función de la edad ni el sexo de los individuos más allá de lo esperable por efecto del azar. Dicho incremento (porcentual, no absoluto) tampoco varió en función de los antecedentes de tabaquismo más allá de lo esperable por efecto del azar (véase la Tabla 3).

En el análisis agrupado europeo, la relación entre la exposición y la respuesta pareció ser aproximadamente lineal, sin observarse un umbral por debajo del cual no existiese aumento de riesgo. En particular, los resultados no son compatibles con ningún umbral superior a 150 Bq/m³ (el límite superior del IC95 para cualquier posible umbral fue de 150 Bq/m³). Además, los investigadores hallaron una asociación estadísticamente significativa entre la concentración de radón y el cáncer de pulmón, incluso cuando el análisis se restringió a las personas cuyos hogares registrasen concentraciones medidas de radón inferiores a 200 Bq/m³. El riesgo de cáncer de pulmón fue un 20% menor (IC95: 3-30%) para las personas expuestas a concentraciones medidas de radón de 100-199 Bq/m³ (media: 136 Bq/m³) con respecto a las expuestas a concentraciones medidas de radón inferiores a 100 Bq/m³ (media: 52 Bq/m³).

Como se ha dicho antes, existe una importante variación aleatoria interanual en la concentración anual media en una vivienda dada, debida por ejemplo a las variaciones meteorológicas (Zhang et al. 2007). Por consiguiente, si a partir de los estudios de casos y controles se estima el riesgo de cáncer de pulmón basándose únicamente en las concentraciones medidas de radón sin tener en cuenta la variación citada, es probable

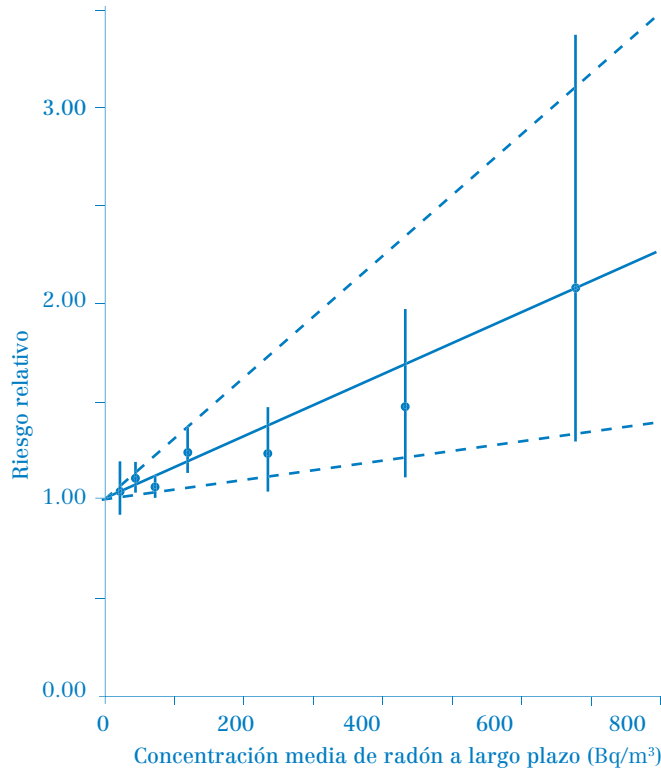
Tabla 3. Incremento del riesgo de cáncer de pulmón por cada 100 Bq/m³ de concentración medida del radón en interiores, basado en los resultados de los análisis agrupados europeo y norteamericano

Análisis agrupado europeo ^a		Análisis agrupado norteamericano ^b	
	% de aumento del riesgo (IC95)		% de aumento del riesgo (IC95)
Sexo			
Varones	11 (4,21)	Varones	3 (-4, 24)
Mujeres	3 (-4,14)	Mujeres	19 (2, 46)
<i>p de la heterogeneidad</i>	0.19		
Edad en el momento de aparición de la enfermedad (años)			
<55	<0 (<0, 20)	<60	2 (<0, 35)
55-64	14 (3, 31)	60-64	80 (13, 257)
65+	7 (1, 16)	65-69	2 (-5, 28)
		70-74	33 (1, 102)
		75+	-2 (-10, 30)
<i>p de la tendencia</i>	0.98		
Consumo de tabaco			
Fumadores actuales de cigarrillos	7 (-1, 22)	Personas que nunca han fumado cigarrillos	10 (-9, 42)
Ex-fumadores	8 (0, 21)		
Personas que nunca han fumado	11 (0, 28)	Fumadores o ex-fumadores de cigarrillos	10 (-2, 33)
Otros	8 (-3, 56)		
<i>p de la heterogeneidad</i>	0.92		
Total			
Basado en el radón medido	8 (3, 16)	Basado en el radón medido	11 (0, 28)

Fuentes: ^aDarby et al. (2005, 2006), ^bKrewski et al. (2005, 2006).

IC95 = intervalo de confianza del 95%; los valores de *p* inferiores a 0,05 indican que el dato es estadísticamente significativo.

que el riesgo se subestima. Por ello, en el análisis agrupado europeo, la valoración se repitió utilizando la «concentración media de radón a largo plazo» (es decir, teniendo en cuenta la variabilidad aleatoria interanual en la concentración medida de radón). El coeficiente de riesgo final estimado a partir de la concentración media de radón a largo plazo fue de un 16% por cada 100 Bq/m³ (IC95: 5-31%). Una vez más, en esta escala porcentual, el riesgo no varió más de lo que cabría esperar debido al azar en función de la edad, el sexo ni el consumo de tabaco, y la relación entre la dosis y la respuesta fue aproximadamente lineal, según se muestra en la Figura 1.



Fuente: Darby et al. 2005

Se muestran los riesgos relativos e intervalos de confianza del 95% para los análisis de las categorías, así como la recta de mejor ajuste. Los riesgos se expresan en relación con el riesgo existente con una concentración de 0 Bq/m³.

Figura 1. Riesgo relativo de cáncer de pulmón en función de la concentración media de radón residencial en el análisis agrupado europeo

Análisis agrupado norteamericano

El análisis agrupado norteamericano (Krewski et al. 2005, 2006) abarcó 3662 casos y 4966 controles procedentes de siete estudios de Estados Unidos y Canadá. La metodología fue similar a la empleada en el análisis agrupado europeo. Al igual que en este último, tras recopilar los datos de cada uno de los individuos se comprobó que los valores observados en los diferentes estudios considerados para el riesgo asociado al radón eran coherentes. Al combinar los datos de los siete estudios, el riesgo de cáncer de pulmón resultó incrementarse un 11% por cada 100 Bq/m³ de aumento en la concentración medida de radón (IC95: 0-28%). Cuando los análisis se restringieron a los subconjuntos de datos para los que la exposición se había determinado con más precisión, las estimaciones del riesgo de cáncer de pulmón aumentaron. Por ejemplo, en las personas que solo habían residido en una o dos viviendas en el periodo comprendido entre 30 y 5 años de su inclusión en el estudio y para las que existía una cobertura dosimétrica de al menos 20 años, los investigadores refirieron un incremento porcentual en el riesgo del 18% (IC95: 2-43%) por cada 100 Bq/m³. El incremento porcentual estimado en la tasa de cáncer de pulmón por cada unidad de incremento de la concentración de radón residencial medida no varió más allá de lo esperable por efecto del azar en función de la edad ni el sexo de los individuos, ni tampoco de sus antecedentes de tabaquismo (véase la Tabla 3).

Al igual que en el análisis agrupado europeo, los resultados del análisis agrupado norteamericano fueron compatibles con una relación lineal entre la dosis y la respuesta sin existencia de un umbral. Sin embargo, a diferencia del análisis agrupado europeo,

hasta el momento no se han realizado ajustes formales para tener en cuenta las variaciones en la concentración anual de radón residencial entre unos años y otros. Hasta que no se efectúen dichos ajustes no será posible comparar directamente los resultados de los análisis agrupados norteamericano y europeo teniendo en cuenta las variaciones interanuales de la concentración de radón en interiores.

Análisis agrupado chino

Lubin et al. (2004) analizaron 1050 casos y 1996 controles procedentes de dos estudios realizados respectivamente en las zonas de Gansu y Shenyang. Considerando los datos agrupados, el riesgo aumentó un 13% (IC95: 1-36%) por cada 100 Bq/m³ de aumento en la concentración de radón medida. El efecto se deriva fundamentalmente de los datos del estudio de Gansu, de tamaño mucho mayor, aunque los resultados de ambos estudios eran mutuamente compatibles. Al igual que en los análisis agrupados europeo y norteamericano, los resultados fueron compatibles con una relación lineal entre la dosis y la respuesta sin existencia de un umbral.

Valoración general de los datos probatorios sobre el riesgo de cáncer de pulmón derivado del radón residencial

Los tres análisis agrupados presentan cuadros muy similares del riesgo de cáncer de pulmón derivado de la exposición residencial al radón (véase la Tabla 2). Existen pruebas contundentes de que el radón constituye una causa de cáncer de pulmón en la población general en las concentraciones presentes en viviendas de características normales. En particular, en ninguno de los tres análisis agrupados hubo datos que indicaran que el aumento porcentual del riesgo por cada unidad de incremento en la concentración de radón variase con la edad, el sexo o el consumo de tabaco de los individuos más de lo que cabría esperar debido al azar. Además, la relación entre la dosis y la respuesta pareció ser lineal, sin datos que apunten a la existencia de un umbral, y se obtuvieron datos sólidos que indican que el riesgo aumenta incluso por debajo de los 200 Bq/m³, la concentración a partir de la cual se recomienda actualmente tomar medidas en muchos países.

Los tres principales análisis agrupados refirieron incrementos del riesgo de cáncer de pulmón del 8% (IC95: 3-16%), el 11% (IC95: 0-28%) y el 13% (IC95: 1-36%) por cada 100 Bq/m³ de incremento en la concentración medida de radón (Tabla 2). Puesto que las tres estimaciones son estadísticamente compatibles entre sí, es posible calcular una media ponderada con pesos proporcionales a la variancia correspondiente. Esto permite derivar de los tres análisis agrupados una estimación conjunta de un 10% de aumento de riesgo por cada 100 Bq/m³, siempre basándose en las concentraciones de radón medidas.

Como se ha indicado antes, es probable que las estimaciones basadas en la concentración de radón medida subestimen los verdaderos riesgos asociados al radón residencial debido a la variación aleatoria interanual de la concentración de radón en las viviendas. El único análisis agrupado que ha realizado hasta la fecha una valoración detallada de los riesgos del radón residencial basándose en la concentración media de radón a largo plazo y no en la concentración medida es el análisis agrupado europeo. En dicho análisis, la estimación de riesgo basada en las concentraciones medias a largo plazo fue dos veces mayor que la basada en las concentraciones de radón medidas. Los datos derivados de mediciones repetidas del radón en una misma vivienda en años distintos realizadas en China muestran una variación interanual similar a la de los estudios europeos (Lubin et al. 2005), y los datos de Estados Unidos también sugieren una variación interanual considerable (Zhang et al. 2007). Si se supone que el efecto de ajustar los datos para tener en cuenta la variación interanual aleatoria del radón en el conjunto de los tres análisis agrupados es el mismo que en el análisis europeo, una estimación conjunta del riesgo derivada de los tres análisis agrupados y basada en las concentraciones de radón a largo plazo estaría en torno al 20% por cada 100 Bq/m³ (véase la Tabla 2).

Otras fuentes potenciales de clasificación errónea de la exposición al radón son los errores de medición de los detectores, las variaciones espaciales del radón dentro de una misma vivienda, la ausencia de datos de viviendas ocupadas en el pasado y actualmente inaccesibles, la no vinculación de las concentraciones de radón con la movilidad de los individuos y la medición de la concentración de gas radón como variable sustitutiva de la exposición a los descendientes del radón (Field et al. 2002). En general, es difícil valorar el impacto de estos posibles errores de medición de la exposición. No obstante, si la clasificación errónea no difiere sistemáticamente entre los casos y los controles, los resultados observados tenderán a estar sesgados hacia el cero (es decir, se subestimaré el efecto real). De hecho, los modelos empíricos con estimaciones retrospectivas mejoradas de la exposición al radón tenían más probabilidad de detectar una asociación entre la exposición residencial al radón y el cáncer de pulmón (Field et al. 2002).

Hay varios otros factores que no se han considerado en los análisis formales de la mayoría de los estudios sobre el radón interior. En particular, son frecuentes los errores en la asignación de los individuos a las diferentes categorías de consumo de tabaco, y en ciertos países pueden haberse producido cambios sistemáticos en las concentraciones de radón en las últimas décadas debido al aumento de la eficiencia energética y del uso de aire acondicionado. Como se ha indicado antes, el efecto global de esos factores puede hacer que el efecto real del radón sea algo mayor que el riesgo estimado en los estudios sobre el radón residencial incluso después de corregir los datos para tener en cuenta la variación aleatoria interanual en las concentraciones de radón medidas.

Resulta complicado comparar directamente los riesgos de cáncer de pulmón observados en los estudios del radón en interiores con los observados en los estudios de mineros expuestos al radón. A ello contribuyen tanto las exposiciones generalmente mayores de estos últimos como la relación inversa entre la exposición y el aumento porcentual de la tasa de riesgo que se da en los datos de los mineros (véase la Tabla 1). Las estimaciones globales sobre el riesgo derivadas de los estudios en mineros son algo menores que las obtenidas en los estudios sobre radón residencial. Por ejemplo, cuando se consideran todos los mineros incluidos en el análisis BEIR VI, el riesgo estimado es de aproximadamente un 5% por cada 100 Bq/m³; las estimaciones del estudio alemán de gran tamaño son algo inferiores. En relación con el estudio BEIR VI se ha llevado a cabo un análisis adicional (Lubin et al. 1997) que incluye únicamente mineros con exposiciones acumuladas inferiores a 50 MNT (esto es, la exposición que se recibiría por habitar en una vivienda con una concentración de radón de unos 400 Bq/m³ durante 30 años) y sugiere un aumento del riesgo del 14% por cada 100 Bq/m³, mientras que otro análisis que solo considera mineros con exposiciones acumuladas inferiores a 50 MNT y expuestos en todo momento a concentraciones inferiores a 0,5 NT (es decir, menores de unos 2000 Bq/m³) sugiere un aumento del riesgo del 10% por cada 100 Bq/m³. De modo similar, los resultados de un análisis de cohortes de Francia y la República Checa restringido a trabajadores con bajos niveles de exposición, un periodo de exposición comprendido entre 5 y 34 años y una evaluación de la exposición comparativamente precisa indican un incremento del riesgo del orden del 32% por cada 100 Bq/m³, tal como se muestra en la Tabla 2 (Tomasek et al. 2008).

En resumen, existe una buena coincidencia entre las estimaciones del riesgo asociado al radón basadas en los estudios del radón en interiores y las basadas en estudios de trabajadores de minas subterráneas expuestos a bajas concentraciones de radón y con exposiciones acumuladas relativamente bajas.

1.3 El radón y otras enfermedades distintas del cáncer de pulmón

Cuando una persona pasa tiempo en una atmósfera que contiene radón y sus productos de desintegración, la parte del organismo que recibe la mayor dosis de radiación ionizante es el epitelio bronquial, aunque las vías respiratorias extratorácicas y la piel también pueden recibir dosis apreciables. Además, otros órganos como los riñones y la médula ósea pueden recibir pequeñas dosis (Kendall et al 2002). Si una persona bebe agua que contiene radón disuelto, el estómago también se verá expuesto.

Los datos indicativos de un aumento en la mortalidad por otros tipos de cáncer distintos del de pulmón se han investigado en los mismos estudios sobre mineros expuestos al carbón incluidos en los análisis del BEIR VI (Darby et al. 1995), sin que se hallasen pruebas sólidas de que el radón provoque ningún cáncer distinto del de pulmón. No obstante, existen investigaciones posteriores que abordan esta cuestión. Por ejemplo, un estudio de casos en una cohorte que evaluaba la incidencia de leucemia, linfoma y mieloma múltiple en mineros de uranio checos (Rericha et al. 2007) halló una asociación positiva entre la exposición al radón y la leucemia, incluida la leucemia linfocítica crónica. La relación entre la exposición al radón y las enfermedades cardiovasculares se ha analizado en varias cohortes de mineros expuestos al radón, sin que en ningún momento se hayan encontrado datos que demuestren que el radón provoca enfermedades cardiovasculares (Villeneuve et al. 1997, 2007, Xuan et al. 1993, Tomasek et al. 1994, Kreuzer et al. 2006). Un estudio de casos y controles sobre el cáncer de estómago en una zona en la que el agua de consumo contenía elevadas concentraciones de uranio y otros radionúclidos de origen natural no ofreció ningún indicio de un aumento del riesgo (Auvinen et al. 2005).

Se han realizado unos 20 estudios ecológicos sobre la relación entre la exposición de la población general al radón y la leucemia, tanto en niños como en adultos. Varios de ellos, entre los que figura el reciente estudio de Smith et al. (2007), metodológicamente avanzado, han hallado asociaciones geográficas entre la concentración del radón en interiores y el riesgo de leucemia (incluida la leucemia linfocítica crónica en el estudio de Smith et al.). Puede consultarse una revisión de dichos estudios en Laurier et al. 2001. Un estudio ecológico realizado en Noruega mostró una asociación entre la esclerosis múltiple y las concentraciones de radón en interiores (Bolviken 2003). En general, estas asociaciones se han confirmado en estudios de alta calidad de casos y controles o de cohortes, bien en mineros expuestos al radón o bien en la población general; se han realizado varios estudios así (Laurier et al. 2001, Möhner et al. 2006). Al igual que en los estudios sobre exposición al radón y cáncer de pulmón, estos estudios ecológicos son propensos a una serie de sesgos. Por consiguiente, es probable que arrojen resultados engañosos y no deben tomarse como prueba de que el radón actúe como causa de las enfermedades en cuestión.

1.4 Carga de cáncer de pulmón ocasionada por el radón en interiores

De los datos presentados anteriormente se desprende con claridad que la exposición al radón es una causa firmemente demostrada de cáncer de pulmón en la población general. En cualquier país dado, la proporción de los casos anuales de cáncer de pulmón debida al radón se verá determinada fundamentalmente por las concentraciones de radón interior en dicho país. En la mayoría de los 30 países miembros de la Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos (OCDE) se han llevado a cabo estudios de medición para determinar la distribución de las concentraciones residenciales de radón. Se estima que, en todo el mundo, la concentración media de radón en interiores es de 39 Bq/m³ (Tabla 4).

Tabla 4. Concentraciones de radón en interiores en países de la OCDE

País	Niveles de radón en interiores [Bq/m ³]		
	Media aritmética	Media geométrica	Desviación típica geométrica
Países de la OCDE			
Alemania	49	37	2,0
Australia	11	8	2,1
Austria	91	15	n.d.
Bélgica	48	38	2
Canadá	28	11	3,9
Dinamarca	59	39	2,2
Eslovaquia	87	n.d.	n.d.
España	90	46	2,9
Estados Unidos de América	46	25	3,1
Finlandia	120	84	2,1
Francia	89	53	2,0
Grecia	55	44	2,4
Hungría	82	62	2,1
Irlanda	89	57	2,4
Islandia	10	n.d.	n.d.
Italia	70	52	2,1
Japón	16	13	1,8
Luxemburgo	110	70	2
México	140	90	n.d.
Noruega	89	40	n.d.
Nueva Zelanda	22	20	n.d.
Países Bajos	23	18	1,6
Polonia	49	31	2,3
Portugal	62	45	2,2
Reino Unido	20	14	3,2
República de Corea	53	43	1,8
República Checa	140	44	2,1
Suecia	108	56	n.d.
Suiza	78	51	1,8
Media mundial	39		

(n.d. = no disponible)

Sources: WHO (2007), UNSCEAR (2000), Billon et al. (2005) and Menzler et al. (2008).

En varios países se han publicado cálculos detallados de las cifras de casos de cáncer atribuibles a la exposición al radón. Los cálculos se basan en las concentraciones estimadas de radón en interiores obtenidas en los estudios de medición combinadas con las estimaciones indirectas del riesgo proporcionadas por los estudios en mineros del análisis de BEIR VI o con los datos directos derivados del análisis agrupado europeo (Tabla 5).

Tabla 5. Estimaciones de la proporción de casos de cáncer de pulmón atribuible al radón en algunos países

País	Concentración media de radón en interiores [Bq/m ³]	Estimación del riesgo usada para el cálculo	Porcentaje de los casos de cáncer de pulmón atribuible al radón [%]	N.º estimado de muertes anuales por cáncer de pulmón inducido por radón
Alemania (Menzler et al. 2008)	49	Análisis agrupado europeo ^a	5	1 896
Canadá (Brand et al. 2005)	28	BEIR VI	7.8	1 400
Estados Unidos (BEIR VI, 1999)	46	BEIR VI	10-14	15 400 - 21 800
Francia (Catelinois et al. 2006)	89	Análisis agrupado europeo ^a	5	1 234
		BEIR VI	12	2 913
Reino Unido (AGIR 2009)	21	Análisis agrupado europeo ^a	3.3	1 089
		BEIR VI	6	2 005
Suiza (Menzler et al. 2008)	78	Análisis agrupado europeo ^a	8.3	231

^a Datos ajustados para tener en cuenta la variación interanual en las concentraciones de radón.

En la mayoría de los grupos de población, las tasas de cáncer de pulmón son mucho más elevadas en quienes fuman actualmente que en quienes no han fumado nunca. En los estudios sobre el radón residencial, el incremento porcentual del riesgo de cáncer de pulmón por cada unidad de incremento de la concentración de radón interior es similar en quienes no han fumado nunca que en los fumadores (Tabla 3). Lo mismo sucede también en los estudios en mineros para los que se dispone de datos sobre el consumo de tabaco. De ello se deduce que la mayoría de los casos de cáncer de pulmón son provocados conjuntamente por el radón y por el consumo de tabaco, en el sentido de que la persona no habría tenido cáncer si no hubiera fumado o no hubiera estado expuesta al radón.

Para una persona dada, el riesgo de cáncer de pulmón inducido por radón tras exponerse a una determinada concentración de radón es mucho mayor si fuma actualmente que si nunca ha fumado. Así lo ilustra el análisis agrupado de estudios europeos sobre el radón residencial (Darby et al. 2005). En las personas que nunca han fumado, se ha estimado que residir en una vivienda con una concentración de radón en interiores de 0, 100 u 800 Bq/m³ se asocia a un riesgo de fallecer por cáncer de pulmón (antes de los 75 años de edad) del 4, 5 o 10 por mil respectivamente. En cambio, para un fumador, los respectivos riesgos serían del 100, 120 y 220 por mil. En el caso de los ex-fumadores, los riesgos asociados al radón son sustancialmente inferiores a los de los fumadores, aunque siguen siendo considerablemente mayores a los de quienes nunca han fumado.

REFERENCIAS

Advisory Group on Ionising Radiation AGIR (2009). Radon and public health. radiation, Chemicals and environmental hazards. *Health Protection Authority*. (http://www.hpa.org.uk/web/HPAwebFile/HPAweb_C/1243838496865).

Archer VE et al. (2004). Latency and the lung cancer epidemic among United States uranium miners. *Health Phys*, 87:480-489.

Auvinen A et al. (2005). Radon and other natural radionuclides in drinking water and risks of stomach cancer: a case-cohort study in Finland. *Int J Cancer*, 10:109-113.

Biological Effects of Ionizing Radiation IV Report (1988). *Health risks of radon and other internally deposited Alpha-emitters*. BEIR, National Academy Press, Washington D.C.

Biological Effects of Ionizing Radiation VI Report (1999). *Health effects of exposure to indoor radon*. BEIR, National Academy Press, Washington D.C.

Billon S et al. (2005). French population exposure to radon, terrestrial gamma and cosmic rays. *Radiat Prot Dosimetry*, 113:314-320.

Bolviken B et al. (2003). Radon: a possible risk factor in multiple sclerosis. *Neuroepidemiology*, 22:87-94.

Brand K, Zielinski J, Krewski D (2005). Residential radon in Canada: an uncertainty analysis of population and individual lung cancer risk. *Risk Anal*, 25:253-269.

Brueske-Hohlfeld I et al. (2006). Lung cancer risk among former uranium miners of the Wismut company in Germany. *Health Phys*, 90:208-216.

Catelinois O et al. (2006). Lung cancer attributable to indoor radon exposure in France: impact of the risk models and uncertainty analysis. *Environ Health Perspect*, 114(9):1361-1366.

Darby S et al. (1995). Radon and cancers other than lung cancer in underground miners: a collaborative analysis of 11 studies. *J Natl Cancer Inst*, 87:378-384.

Darby S et al. (2005). Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *BMJ*, 330(7485):223-227.

Darby S et al. (2006). Residential radon and lung cancer: detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 subjects with lung cancer and 14208 subjects without lung cancer from 13 epidemiologic studies in Europe. *Scand J Work Environ Health*, 32 Suppl1:1-83.

Duport P (2002). Is the radon risk overestimated? Neglected doses in the estimation of the risk of lung cancer in uranium underground miners. *Radiat Prot Dosimetry*, 98(3):329-338.

Field RW et al. (2002). Residential radon exposure and lung cancer: variation in risk estimates using alternative exposure scenarios. *J Expo Anal Environ Epidemiol*, 12(3):197-203.

Grosche B et al. (2006). Lung cancer risk among German male uranium miners: a cohort study, 1946-1998. *Br J Cancer*, 95(9):1280-1287.

- Hauptmann M et al. (2001). Using splines to analyse latency in the Colorado Plateau uranium miners cohort. *J Epidemiol Biostat*, 6(6):417-424.
- Hazelton WD et al. (2001). Analysis of a historical cohort of Chinese tin miners with arsenic, radon, cigarette smoke, and pipe smoke exposures using the biologically based two-stage clonal expansion model. *Radiat Res*, 156(1):78-94.
- Heidenreich WF et al. (2004). Studies of radon-exposed miner cohorts using a biologically based model: comparison of current Czech and French data with historic data from China and Colorado. *Radiat Environ Biophys*, 43(4):247-256.
- Hornung RW (2001). Health effects in underground uranium miners. *Occup Med*, 169(2):331-344.
- International Agency for Research on Cancer (1988). *Man-made mineral fibres and radon*. IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, Vol. 43, IARC, Lyon.
- Kendall GM, Smith TJ (2002). Doses to organs and tissues from radon and its decay products. *J Radiol Prot*, 22(4):389-406.
- Kreuzer M et al. (2002). Characteristics of the German uranium miners cohort study. *Health Phys*, 83:26-34.
- Kreuzer M et al. (2006). Mortality from cardiovascular diseases in the German uranium miners cohort study, 1946-1998. *Radiat Environ Biophys*, 45:159-166.
- Krewski D et al. (2005). Residential radon and risk of lung cancer: a combined analysis of 7 North American case-control studies. *Epidemiology*, 16:137-145.
- Krewski D et al. (2006). A combined analysis of North American case-control studies of residential radon and lung cancer. *J Toxicol Environ Health A*, 69:533-597.
- Langholz B et al. (1999). Latency analysis in epidemiologic studies of occupational exposures: application to the Colorado Plateau uranium miners cohort. *Am J Ind Med*, 35:246-256.
- Laurier D, Valenty M, Tirmarche M (2001). Radon exposure and the risk of leukemia: A review of epidemiological studies. *Health Phys*, 81:272-288.
- Laurier D et al. (2004). An update of cancer mortality among the French cohort of uranium miners: extended follow-up and new source of data for causes of death. *Eur J Epidemiol*, 19:139-146.
- Lubin JH (1999). *Indoor radon and the risk of lung cancer*. Proceedings of the American Statistical Association Conference on Radiation and Health Radiation Research, 151:105-107.
- Lubin JH, Boice JD Jr (1997). Lung cancer risk from residential radon: meta-analysis of eight epidemiologic studies. *J Natl Cancer Inst*, 89:49-57.
- Lubin JH et al. (1997). Estimating lung cancer mortality from residential radon using data for low exposures of miners. *Radiat Res*, 147:126-134.
- Lubin JH et al. (2004). Risk of lung cancer and residential radon in China: pooled results of two studies. *Int J Cancer*, 109:132-137.

Lubin JH et al. (2005). Adjusting lung cancer risks for temporal and spatial Variations in radon concentration in dwellings in Gansu Province, China. *Radiat Res*, 163:571-579.

Menzler S et al. (2008). Population attributable fraction for lung cancer due to residential radon in Switzerland and Germany. *Health Phys*, 95:179-189.

Mohner M et al. (2006). Leukemia and exposure to ionizing radiation among German uranium miners. *Am J Ind Med*, 49(4):238-248.

National Research Council (1991). *Comparative dosimetry of radon in mines and homes, board on radiation effects research, Commission on Life Sciences, Panel on Dosimetric Assumptions Affecting the Applications of Radon Risk Estimates*. National Academy Press, Washington D.C.

Pavia M et al. (2003). Meta-analysis of residential exposure to radon gas and lung cancer. *Bull World Health Organ*, 81:732-738.

Puskin JS (2003). Smoking as a confounder in ecologic correlations of cancer mortality rates with average county radon levels. *Health Phys*, 84:526-532.

Rericha V et al. (2006). Incidence of leukemia, lymphoma, and multiple myeloma in Czech uranium miners: a case-cohort study. *Environ Health Perspect*, 114(6):818-822.

Rogel A et al. (2002). Lung cancer risk in the French cohort of uranium miners. *J Radiol Prot*, 22:A101-106.

Skowronek J, Zemla B (2003). Epidemiology of lung and larynx cancers in coal mines in Upper Silesia--preliminary results. *Health Phys*, 85:365-370.

Smith BJ, Zhang L, Field RW (2007). Iowa radon leukemia study: A hierarchical population risk model, *Stat Med*, 10:26(25):4619-4642.

Stram DO et al. (1999). Correcting for exposure measurement error in a reanalysis of lung cancer mortality for the Colorado Plateau Uranium Miners cohort. *Health Phys*, 77:265-275.

Tomasek L et al. (1994). Mortality in uranium miners in west Bohemia: a long term cohort study. *Occup Environ Med*, 51:308-315.

Tomasek L, Zarska H (2004). Lung cancer risk among Czech tin and uranium miners--comparison of lifetime detriment. *Neoplasma*, 51:255-260.

Tomasek L (2002). Czech miner studies of lung cancer risk from radon. *J Radiol Prot*, 22:A107-112.

Tomasek L et al. (2008). Lung cancer in French and Czech uranium miners: radon-associated risk at low exposure rates and modifying effects of time since exposure and age at exposure. *Radiat Res*, 169(2):125-137.

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (2000). *Sources and Effects of Ionizing Radiation*. UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. UNSCEAR, United Nations, New York.

Veiga LH et al. (2004). High radon exposure in a Brazilian underground coal mine. *J Radiol Prot*, 24:295-305.

Villeneuve PJ, Morrison HJ (1997). Coronary heart disease mortality among Newfoundland fluorspar miners. *Scand J Work Environ Health* 23:221-226.

Villeneuve PJ, Morrison HJ (2007). Coronary heart disease mortality and radon exposure in the Newfoundland fluorspar miners' cohort, 1950-2001. *Radiat Environ Biophys*, 46(3):291-296.

Xuan XZ et al. (1993). A cohort study in southern China of tin miners exposed to radon and radon decay products. *Health Phys*, 64:123-131.

World Health Organization (2007). *International Radon Project Survey on Radon Guidelines, Programmes and Activities*. WHO, Geneva.

Zhang Z et al. (2007). Variation in yearly residential radon concentrations in the Upper Midwest. *Health Phys*, 93(4):288-297.

2. Mediciones de radón

MENSAJES CLAVE

- Las mediciones de radón en las viviendas son fáciles de llevar a cabo, pero deben pasarse en protocolos normalizados (p.ej. de carácter nacional) para garantizar mediciones precisas y reproducibles.
- Resultan preferibles las mediciones de radón integradas a largo plazo para evaluar la concentración anual media de radón en el interior de una casa u otro tipo de vivienda.
- La elevada variación temporal del radón en interiores hace que las mediciones a corto plazo resulten poco fiables para la mayoría de las aplicaciones.
- Es importante elegir bien el tipo de detector, ya que afecta al costo de medición por vivienda y por ende al costo de un programa nacional del radón.
- Es altamente recomendable aplicar medidas de garantía de calidad y control de calidad para garantizar la fiabilidad de las mediciones de radón.

El presente capítulo proporciona un marco para la selección de dispositivos de medición del radón y sus productos de desintegración, así como para la elaboración de procedimientos y políticas que aseguren la fiabilidad de las mediciones de radón, tanto en aire como en agua. El capítulo también ofrece directrices de medición del radón para distintas situaciones, que incluyen protocolos que van desde mediciones individuales en una única vivienda hasta mediciones diagnósticas destinadas a valorar el radón emitido por los materiales de construcción; dichas directrices pueden servir para mejorar las orientaciones nacionales sobre medición del radón o proporcionar la base para elaborar nuevas directrices. También se presentan directrices sobre garantía de calidad y control de calidad. Las principales fuentes de orientación detallada sobre la medición del radón y los correspondientes dispositivos son las publicaciones de la OCDE (1985), el NCRP (1988), la SSK (2002) y la USEPA (1992, 1993, 1997).

Aunque son los productos de desintegración del radón —fundamentalmente el polonio (^{218}Po y ^{214}Po)— los responsables de la dosis de radiación generada por el radón (^{222}Rn), en general se considera que la concentración de gas radón constituye una buena variable sustitutiva de la concentración de productos de desintegración del radón. Además, las mediciones de gas radón suelen preferirse a las de los productos de desintegración por

ser relativamente simples y costoeficaces. A menudo, al abordar las mediciones de radón se diferencia entre pruebas a corto y a largo plazo (Quindos et al. 1991). Una prueba de radón a corto plazo mediante un detector de carbón activado u otro tipo de detector como una cámara iónica de electreto puede proporcionar una primera indicación de la concentración media de radón a largo plazo en una vivienda. Sin embargo, al efectuar mediciones de radón a corto plazo deben tenerse en cuenta las variaciones diarias y estacionales del radón. Como en los periodos en que las viviendas están menos ventiladas (porque las ventanas no se abren) suelen producirse concentraciones más elevadas de radón, una medición a corto plazo realizada durante un periodo o temporada así puede sobreestimar la concentración anual media de radón. Análogamente, una medición de radón a corto plazo realizada durante un periodo en que la vivienda está más ventilada (con apertura de ventanas) puede subestimar sustancialmente la concentración anual media de radón. Por ello, para evaluar la concentración anual media de radón en el interior de una vivienda son preferibles dispositivos que proporcionen una medición de radón integrada a largo plazo. Debe señalarse, empero, que las concentraciones anuales de radón en una misma vivienda también pueden variar de un año a otro (Zhang et al. 2007). Por otra parte, pueden darse situaciones en las que sean necesarias mediciones de los productos de desintegración para mejorar la estimación de la dosis total de radón recibida por las personas.

Tabla 6. Características de diferentes dispositivos de medición de gas radón

Tipo de detector (sigla)	Pasivo/activo	Incertidumbre típica ^a [%]	Periodo de muestreo típico	Costo
Detector de trazas para partículas alfa (DTPA)	Pasivo	10 - 25	1 - 12 meses	bajo
Detector de carbón activado (DCA)	Pasivo	10 - 30	2 - 7 días	bajo
Cámara iónica de electreto (CIE)	Pasivo	8 - 15	5 días - 1 año	medio
Dispositivo de integración electrónico (DIE)	Activo	~ 25	2 días - año(s)	medio
Monitor continuo de radón (MCR)	Activo	~ 10	1 hora - año(s)	alto

^a Incertidumbre expresada para duraciones óptimas de la exposición y para exposiciones de ~ 200 Bq/m³.

Los dispositivos de medición de radón más populares (Tabla 6) en los países estudiados por el Proyecto Internacional del Radón de la OMS (OMS 2007) fueron los detectores de trazas para partículas alfa (DTPA), las cámaras iónicas de electreto (CIE) y los detectores de carbón activado (DCA), todos ellos de carácter pasivo. En muchos países se emplean también dispositivos activos, que abarcan dispositivos de integración electrónicos (DIE) y monitores continuos de radón (MCR). Los dispositivos pasivos no requieren corriente eléctrica ni una bomba para funcionar en el entorno de muestreo, mientras que los dispositivos activos requieren electricidad y permiten obtener un registro continuo de la concentración y las fluctuaciones del gas radón durante el periodo de medición. En las viviendas, los DTPA son una elección popular para obtener una medición de radón a largo plazo, y a menudo se instalan por un periodo de un año, mientras que las CIE se emplean a menudo para periodos de medición cortos (p.ej. varios días) o medios (p.ej. semanas o meses). Las CIE tienen además la capacidad de integrar la concentración de radón a lo largo del tiempo (p.ej. durante un periodo de ocupación de 8 horas) abriendo y cerrando el detector correspondientemente. El uso de MCR se ha incrementado a medida que el precio de estos detectores ha ido bajando poco a poco. Los MCR proporcionan automáticamente datos con resolución temporal.

Tabla 7. Principales métodos y dispositivos para la medición del radón residencial

Método	Tipo de muestreo	Dispositivo
Medición preliminar de radón	Muestreo de corta duración	MCR, CIE, DCA
Evaluación de la exposición	Integración temporal	DTPA, CIE, MCR, DIE
Mediciones para determinar la necesidad de mitigación	Monitorización continua	MCR

La Tabla 7 proporciona una orientación general para seleccionar los métodos de medición y detectores según las diferentes situaciones de medición. El uso de muestras individuales no se ha incluido en la lista de detectores recomendados ni entre los métodos populares para valorar las concentraciones de radón (OMS 2007). Las muestras individuales son muestras de aire que se recogen —empleando diferentes dispositivos como células de centelleo— durante intervalos de tiempo que pueden ser de solo unos minutos y posteriormente se analizan en un laboratorio. Este tipo de mediciones no refleja las fluctuaciones temporales en la concentración del radón o sus productos de desintegración. La toma de muestras individuales no se incluye en las directrices al no estar recomendada para evaluar la exposición al radón ni para tomar decisiones sobre la necesidad de medidas de mitigación. Pueden consultarse detalles adicionales sobre los dispositivos de medición en George (1996) y en informes de la OCDE (1985), el NCRP (1988), la SSK (2002) y la USEPA (1992, 1993).

2.1 Dispositivos de medición

Este apartado resume los principales dispositivos de medición del radón y sus productos de desintegración y refleja las prácticas actuales en algunos países que cuentan con programas del radón.

2.1.1 Detectores de gas radón

a. Detectores de trazas para partículas alfa (DTPA)

Un DTPA es un trozo pequeño de sustrato plástico fabricado especialmente para este fin y rodeado por una cámara de difusión cubierta por un filtro que impide la entrada



Figura 2. Ejemplos de detectores de radón

de productos de desintegración del radón, como se muestra en la Figura 2. Generalmente, el material plástico es polialildiglicolcarbonato (PADC o CR39), nitrato de celulosa (LR-115) o policarbonato (Makrofol). Cuando el radón o sus productos de desintegración generan partículas alfa en las proximidades del material de detección, estas impactan sobre dicho material produciendo zonas dañadas microscópicas conocidas como trazas latentes. El grabado químico o electroquímico del material plástico de detección aumenta el tamaño de las trazas de las partículas alfa y las hace observables mediante microscopía óptica, lo que permite contarlas manual o automáticamente. Tras sustraer el recuento de fondo, el número de trazas por unidad de superficie es directamente proporcional a la concentración integrada de radón en Bqh/m³. Un factor de conversión obtenido mediante exposiciones controladas en un centro de calibración permite convertir la densidad de

trazas en concentración de radón. Generalmente, los detectores de trazas de partículas alfa se instalan durante un periodo de exposición que va desde 1 mes hasta 1 año. Los DTPA son insensibles a la humedad, la temperatura y las radiaciones beta y gamma de fondo, pero las mediciones realizadas a altitudes muy elevadas (superiores a los 2000 m) pueden requerir ligeros ajustes debidos a las diferencias en la densidad del aire que pueden afectar a la distancia recorrida por las partículas alfa (Vasudevan et al. 1994). La sensibilidad cruzada al torón puede evitarse empleando una cámara de difusión con una elevada resistencia a la difusión del gas que penetra en la cámara. En general, los DTPA permiten conseguir una concentración mínima detectable (CMD) de 30 Bq/m³ —calculada mediante métodos tratados en otros documentos (Currie 1968, Alshuler y Pasternack 1963, Strom y MacLellan 2001)— para una exposición de 1 mes. Es posible conseguir incluso CMD más bajas, según se indica en Durrani e Ilic (1997) y Field et al. (1998).

b. Detectores de adsorción de carbón activado (DCA)

Los DCA son dispositivos pasivos que se instalan durante un periodo de 1-7 días para medir el radón en interiores. El principio de detección es la adsorción del radón en los sitios activos del carbón activado. Tras la medición, el detector se sella y los productos de desintegración del radón se equilibran con el radón recogido. Tras un periodo de espera de 3 horas, los colectores pueden someterse a recuento gamma directo o prepararse analíticamente para el uso de técnicas de recuento por centelleo líquido (RCL). En el método de conteo gamma, los recipientes o bolsas de carbón contienen 25-90 g de carbón activado. En el método de conteo alfa se utilizan frascos de 20 ml para centelleo líquido con 2-3 g de carbón activado. Los recipientes pueden estar abiertos o bien disponer de una barrera a la difusión que permite prolongar el periodo de medición hasta 7 días. La respuesta de los DCA se ve afectada por la humedad, por lo que deben calibrarse para distintos niveles de humedad. También deben calibrarse para todas las duraciones de exposición y temperaturas que resulten probables en las condiciones reales de uso. Si se mezclan distintos tipos de carbón, la calibración puede no permanecer constante. Como el carbón permite la adsorción y desadsorción continuas de radón, el método solo proporciona una buena estimación de la concentración media de radón durante el periodo de exposición si las variaciones en la concentración de radón son pequeñas. El uso de una barrera a la difusión reduce los efectos de las corrientes de aire y la humedad elevada. Como el radón se desintegra con una semivida de 3,8 días, los detectores deben devolverse para su análisis lo antes posible tras el periodo de exposición. Por ejemplo, algunos laboratorios requieren que los detectores se les devuelvan en un plazo de 8 días. En general, un DCA habitual permite conseguir una CMD de 20 Bq/m³ —calculada mediante los métodos descritos por Altshuler y Pasternack (1963)— para un periodo de exposición de 2 a 7 días. Pueden consultarse más detalles en George (1984) y USEPA (1987).

c. Cámaras iónicas de electreto (CIE)

Las CIE son dispositivos pasivos que funcionan como detectores integradores para medir la concentración media de gas radón durante el periodo de medición. El electreto funciona al mismo tiempo como generador de un campo eléctrico y como sensor en la cámara iónica. El gas radón, pero no los productos de desintegración, penetra en la cámara por difusión pasiva a través de una entrada equipada con un filtro. La radiación emitida por el radón y sus productos de desintegración formados en el interior de la cámara ioniza el aire contenido en el volumen de la cámara. El electreto positivo situado en la parte inferior de la cámara recoge los iones negativos. La descarga del electreto a lo largo de un intervalo de tiempo conocido constituye una medida de la ionización integrada a lo largo del intervalo. Esta, a su vez, está relacionada con la concentración de radón. La descarga del electreto, en voltios, se mide mediante un lector de electreto a pilas que funciona sin contacto. A partir de ese valor en voltios y de un factor de duración y de calibración se obtiene la concentración de radón en las unidades deseadas. Las CIE

típicas para periodos cortos están diseñadas para medir el radón durante periodos de 2 a 15 días a concentraciones de 150 Bq/m³. Las CIE para periodos prolongados miden el radón durante 3-12 meses a concentraciones de 150 Bq/m³. Las CIE, descritas con anterioridad (Kotrappa et al. 1990), se han utilizado en diferentes países y han mostrado una exactitud y precisión excelentes cuando se emplean procedimientos normalizados de trabajo (corrección sistemática de la radiación gamma de fondo, comprobación de que los electretos están libres de polvo, etc.) (Sun et al. 2006).

d. Dispositivos de integración electrónicos (DIE)

La mayoría de los DIE utilizan un detector de silicio de estado sólido en el interior de una cámara de difusión para contar las partículas alfa emitidas por los productos de desintegración del radón. Por las reducidas dimensiones de la cámara de difusión, cuando las concentraciones de radón son moderadas a menudo se necesitan tiempos de integración prolongados (más de dos días) para obtener una lectura estadísticamente estable. Es posible lograr sensibilidades mayores aplicando una tensión elevada para recoger electrostáticamente los productos de desintegración cargados del radón por contacto directo con el detector. La humedad ambiente elevada puede afectar a la medición. Para un periodo de exposición de 7 días es típica una CMD de 20 Bq/m³. En el caso de varios DIE de uso habitual no existen posibilidades de calibración periódica.

e. Monitores continuos de radón (MCR)

Existen varios tipos de MCR disponibles en el mercado, que emplean diferentes tipos de sensor como células de centelleo, cámaras de ionización (de corriente o de impulsos) y detectores de silicio de estado sólido. Los MCR recogen el aire que analizan mediante una pequeña bomba o dejando que se difunda hacia el interior de una cámara sensora. Todos los MCR cuentan con circuitos eléctricos que proporcionan un informe resumido, y a menudo un registro con resolución temporal, lo que permite calcular la concentración integrada de radón para periodos específicos. Los distintos tipos poseen ventajas específicas. Por ejemplo, los detectores de silicio de estado sólido permiten el uso de espectrometría alfa

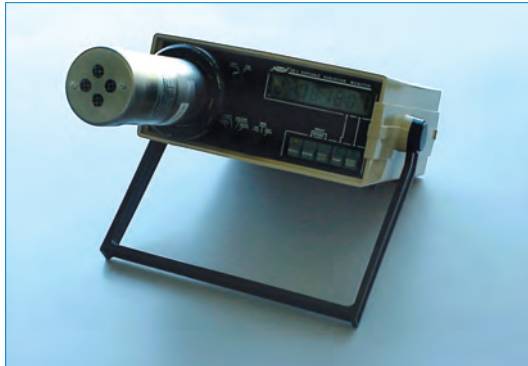


Figura 3. Ejemplo de dispositivo electrónico de medición de radón

(Tokonami et al. 1996, Iimoto et al. 1998a), capaz de discriminar entre el radón y el torón. Algunos dispositivos evitan la sensibilidad cruzada con la humedad ambiente secando el aire de entrada. En general, la CMD de estos dispositivos calculada según los métodos habituales está en torno a 5 Bq/m³. Los MCR requieren una calibración periódica para garantizar un funcionamiento correcto y unos resultados fiables. La Figura 3 muestra un ejemplo de dispositivo electrónico de medición de radón.

2.1.2 Detectores especiales de gas radón y productos de desintegración del radón

a. Dispositivos de medición de torón

En algunas viviendas se han hallado altas concentraciones de torón (²²⁰Rn) en interiores, que contribuyen un 50% o más a la concentración de energía alfa potencial total (Shang et al. 2005). En general, el torón procede de los muros, y al tener una semivida corta aparece un gradiente de concentración decreciente desde las paredes hacia el centro de la estancia. Para minimizar los errores de medición debidos al torón es importante situar los detectores a una distancia mínima de 20 cm de las paredes. Si se desea medir la concentración combinada de radón y torón o evaluar la influencia del torón sobre la medición del radón es posible determinar el torón por separado.

Existen varios métodos para medir el torón. El método de doble detector de trazas para partículas alfa (DDTPA) permite medir por separado el radón y el torón. Este método emplea dos cámaras de difusión con DTPA y aprovecha las diferentes semividas del torón (56 segundos) y el radón (3,8 días) para diferenciar ambos isótopos. Una de las cámaras de difusión presenta una elevada resistencia a la difusión, por lo que solo detecta radón; la segunda ofrece baja resistencia a la difusión y detecta tanto el radón como el torón. Conociendo las sensibilidades de los sustratos de las DTPA al radón y el torón es posible calcular la concentración de torón en el detector. Como el valor del torón se obtiene a partir de la diferencia entre dos lecturas, tanto el límite de detección como la incertidumbre son superiores a los de las mediciones con una DTPA única (Tabla 8). Puede consultarse más información sobre las DDTPA en Doi et al. (1992), Zhuo et al. (2002) y Tokonami et al. (2005a). En el método de dos filtros, el aire atraviesa un primer filtro (que retiene los aerosoles de los productos de desintegración del torón y del radón), cruza una cámara y sale a través de un segundo filtro. El filtro de salida recoge todos los productos de desintegración del radón formados en el interior de la cámara. Para minimizar las pérdidas en las paredes de la cámara, el caudal debe ajustarse para lograr una formación adecuada de productos de desintegración del radón en el interior de una cámara óptimamente dimensionada. El análisis de la actividad puede realizarse tomando una muestra (muestra individual) o durante la filtración mediante medición de centelleo o espectrometría alfa con detector de semiconductor (medición continua).

Otros monitores continuos de torón emplean la técnica ya descrita para los MCR: recogida electrostática de los productos de desintegración del torón cargados en un detector de silicio de estado sólido y posterior detección mediante espectrometría alfa. Sin embargo, la imposibilidad de calibrar adecuadamente el detector para el gas torón, de semivida breve, puede dar lugar a una incertidumbre considerable en las mediciones (Tabla 8). Conviene mencionar que la desintegración alfa del producto de desintegración del torón ^{212}Bi puede afectar a las mediciones del radón, al presentar la misma energía de emisión alfa (6,0 MeV) que el producto de desintegración del radón ^{218}Po . Además, el descendiente del torón ^{212}Po , que emite una partícula alfa con una energía de 8,8 MeV, puede afectar a las técnicas de medición del radón que solo detecten la radiación alfa total. Los monitores de gas radón empleados en una atmósfera mixta con radón y torón deben ajustarse para tener en cuenta ese efecto. Como la concentración de torón en una estancia no es homogénea en todo el espacio, resulta difícil valorar la representatividad de cualquier medición. Esto hace que la determinación directa de los productos de desintegración del torón sea aún más importante que en el caso del radón. Como la semivida del producto de desintegración ^{212}Pb es mayor que la del gas torón (10,6 horas frente a 56 segundos), la concentración de los productos de desintegración del torón en interiores es menos heterogénea. Es posible efectuar mediciones discriminativas entre el radón y el torón utilizando una célula de centelleo única estimando las eficiencias de detección de radiación alfa para los radionúclidos asociados al radón y al torón mediante técnicas de Montecarlo (Tokonami et al. 2002).

Tabla 8. Características de diferentes dispositivos de medición de gas torón

Tipo de detector (sigla)	Pasivo/activo	Incertidumbre típica [%]	Periodo de muestreo típico	Costo
Doble detector de trazas para partículas alfa (DDTPA)	Pasivo	25	2-12 meses	bajo
Método de doble filtro (MDF)	Activo	10	10 horas	alto
Monitor continuo de torón (MCT)	Activo	25	2 horas-1 año	alto

b. Dispositivos de medición de los productos de desintegración del radón y el torón

En situaciones en las que se necesite valorar de forma más precisa la exposición a la radiación (p.ej., si el factor de equilibrio F entre el radón y sus productos de desintegración difiere significativamente del valor $F = 0,4$ supuesto habitualmente), los productos de desintegración del radón pueden determinarse directamente como concentración de radón equivalente en equilibrio, concentración de energía alfa potencial total, o actividades individuales de cada producto de desintegración. Todos los métodos existentes se basan en recoger en filtros los productos de desintegración del radón y medir posteriormente la actividad en el filtro. Según la técnica de análisis se emplean diferentes materiales para los filtros: p.ej., para la medición de la radiación alfa se utilizan filtros de membrana donde la muestra se deposita en la superficie (Iimoto et al. 1998b). Entre los dispositivos de medición de los productos de desintegración del radón y el torón figuran los contadores de radiación alfa total, los detectores integradores de trazas para partículas alfa de productos de desintegración, los dispositivos de espectrometría alfa con detectores de barrera de superficie y los dispositivos de recogida de muestras que captan la fracción fijada / no fijada (NCRP 1988, Cheng et al. 1992).

2.1.3 Dispositivos de medición del radón en el agua

La presencia de radón en las aguas subterráneas se debe fundamentalmente a la desintegración del radio (^{226}Ra) presente en las rocas, y no al radio disuelto en el agua. El radón también puede generarse en el interior de sistemas de abastecimiento de agua en los que existan elevadas concentraciones de radio debidas al radio adsorbido en las incrustaciones de las tuberías de hierro (Field et al. 1995, Fisher et al. 1998a). La exposición al radón procedente de fuentes acuáticas puede deberse a la ingestión de agua o a la inhalación de radón liberado por el agua. En general, se considera que el riesgo de cáncer derivado de la liberación del radón contenido en el agua (al ducharse, fregar los platos, etc.) es mucho mayor que el derivado de la ingestión de agua que contiene radón (NRC 1998). Una estimación empleada habitualmente para el coeficiente de transferencia del radón entre el agua y el aire en viviendas de Norteamérica es de $1,0 \times 10^{-4}$ (Nazaroff et al. 1987). En la mayoría de las zonas del planeta, el radón procedente de fuentes acuáticas liberado en el aire de interiores es mucho menor que el radón emanado de fuentes subterráneas situadas bajo la vivienda. Existen varios métodos firmemente asentados para la recogida del radón presente en el agua (Field y Kross 1996) y su medición (Vitz 1991). Entre las técnicas para la medición del radón en el agua figuran el recuento directo de radiación gamma (Galli et al. 1999), las cámaras iónicas de electreto (Kotrappa y Jester 1993) y la transferencia de gas mediante membranas (Surbeck 1996, Freyer et al. 2003). El recuento por centelleo líquido y las técnicas de medición del radón mediante desemanación son los métodos más frecuentes para medir las concentraciones de radón en agua (Prichard et al. 1991, Prichard y Gesell 1977, Lucas 1957, 1964) y se comentarán detalladamente.

a. Recuento por centelleo líquido

El recuento por centelleo líquido (RCL) es el método más sensible para medir el radón en agua, y también el más utilizado. La popularidad del centelleo líquido para el análisis del radón se debe a varios factores, como la excelente exactitud y precisión del método, el bajo umbral de detección, la reducida necesidad de preparación de las muestras, la capacidad para medir rápidamente un número elevado de muestras y la capacidad de cambiar de muestras sin intervención manual. La elevada solubilidad del radón en solventes orgánicos hace que las muestras de agua adecuadamente recogidas (Field y Kross 1996) puedan añadirse directamente a la mezcla de centelleo (p.ej. tolueno, xileno o aceite mineral) para formar un sistema acuoso/orgánico de dos fases. El radón se reparte entre el agua, la mezcla de centelleo y el espacio de aire del vial y queda disponible para su medición mediante RCL. La técnica de RCL cuantifica la actividad del

radón y sus productos de desintegración a partir de la tasa de emisión de fotones desde el líquido de centelleo (Prichard y Gesell 1977, Prichard et al. 1991). Entre las limitaciones de la técnica de RCL figuran el costo inicial de adquisición del contador y la necesidad de realizar los análisis en un laboratorio.

b. Recuento por desemanación

La medición del radón en agua mediante desemanación implica extraer el radón disuelto del agua a un gas libre de radón que posteriormente se transfiere a un dispositivo de medición del radón como pueda ser una célula de centelleo. Para analizar el agua se transfiere una muestra de esta a un dispositivo de burbujeo. A temperaturas normales puede desemanarse el agua haciendo burbujear en la muestra de agua un gas libre de radón (p.ej. nitrógeno) cuyo volumen sea entre 5 y 10 veces mayor que el del líquido. En este ejemplo, una célula de centelleo previamente evacuada se rellena con el gas enriquecido con el radón extraído. El recuento de la célula se realiza transcurrido un tiempo de unas 3 horas para alcanzar el equilibrio radiactivo entre el radón y sus productos de desintegración. En función del tiempo de recuento puede conseguirse un límite de detección inferior a 1 Bq/l.

Además de la CIE, otras dos técnicas para medir el radón en agua son el recuento directo de la radiación gamma y la transferencia de gas mediante membranas (Galli et al. 1999, Surbeck 1996, Freyer et al. 2003).

2.2 Protocolos de medición

Este apartado ofrece orientaciones generales para algunas finalidades y ubicaciones típicas de la medición de radón. En este análisis, las mediciones «a corto plazo» son las que promedian la concentración de radón a lo largo de días o semanas, mientras que las mediciones «a largo plazo» suelen cubrir una estación del año o periodos más largos (entre varios meses y un año). Como se ha indicado anteriormente, la medición del radón a largo plazo resulta preferible, porque cuando se repiten mediciones a corto plazo es frecuente observar un factor de variación temporal de 2 o más. Como las mediciones del radón sirven para distintos fines en diferentes circunstancias, las correspondientes estrategias y protocolos de medición deben reflejar dichas diferencias. Es importante consultar en relación con estos protocolos a las partes interesadas, como investigadores, proveedores de productos y servicios de medición de radón, constructores y autoridades responsables de aplicar las orientaciones de salud regionales y nacionales. A la hora de determinar el mejor enfoque para cada situación debe tenerse en cuenta la variabilidad de las mediciones y el valor predictivo de los resultados dadas las incertidumbres derivadas de las variaciones espaciales, temporales y en los instrumentos. Por ejemplo, la variable medida puede ser la exposición personal típica, la concentración de radón en una determinada ubicación, o la concentración de radón en el caso más desfavorable.

Resulta vital determinar la eficacia predictiva de las mediciones en una muestra representativa del parque de edificios, para así disponer de protocolos de decisión sólidos que permitan tomar las medidas adecuadas. Tanto la incertidumbre de las mediciones de radón como el nivel de referencia y el protocolo de decisión afectan a la fiabilidad de la decisión de actuar en una región determinada. Varios países han publicado directrices detalladas para la medición del radón en diferentes situaciones y para la toma de decisiones en una situación dada (RPII 2002, Synnott y Fenton 2005, SSK 2002, USEPA 1993). Algunas de estas directrices se elaboraron con anterioridad a los estudios del comportamiento del radón en los edificios según las regiones, y pueden no ser aplicables directamente a regiones nuevas en las que aún no se han realizado estudios. Tal como se describe en el capítulo 6, en las zonas propensas al radón pueden ser necesarias estrategias y protocolos de medición especiales para maximizar la eficiencia y fiabilidad de los detectores en países con diferentes climas, características geológicas y prácticas constructivas.

2.2.1 Mediciones en viviendas

Las mediciones de radón realizadas en viviendas particulares deben aspirar a obtener una estimación fiable de la exposición de las personas con un costo reducido. La elevada variabilidad temporal del radón interior en muchas regiones hace que las mediciones a corto plazo resulten poco fiables para esas aplicaciones, salvo en casos en los que se espere encontrar concentraciones de radón extremadamente altas. En algunos países, las mediciones realizadas en diferentes estaciones del año se ajustan para estimar una concentración anual media de radón a partir de las variaciones estacionales «típicas» (Baysson et al. 2003, RPII 2002). Además, en ocasiones se utiliza una única medición en una estancia en la que se espera que el radón alcance su máxima concentración para estimar la concentración de radón en el conjunto de la vivienda. Esta medición debe realizarse en una estancia ocupada frecuentemente, bien en la planta con mayor contacto con el suelo si la principal fuente es el gas radón procedente del suelo, bien en la zona con menor flujo de aire si la principal fuente de radón son los materiales de construcción. La incertidumbre introducida por estas prácticas debe incluirse en el protocolo de toma de decisiones. Resulta particularmente importante definir claramente y sin ambigüedad lo que se entiende por «ocupación frecuente». Esta definición difiere de un país a otro, especialmente cuando se basa en el número de horas de ocupación, puesto que el porcentaje total de tiempo que las personas pasan en el interior de su vivienda varía según los países. El protocolo de medición debe reducir al mínimo las posibilidades de fallo técnico de los detectores, cuyos resultados pueden verse afectados por las corrientes de aire, la humedad, la temperatura, la luz intensa, los rayos gamma o el torón.

En algunos países, las mediciones de radón se incluyen en una evaluación estándar de la seguridad de la vivienda que se lleva a cabo antes de una compraventa. Aunque las operaciones de compraventa inmobiliaria constituyen una oportunidad para evaluar los riesgos asociados a un inmueble, la presión por cerrar la venta interfiere a menudo con una evaluación precisa del riesgo potencial por radón. En países como los Estados Unidos, donde son habituales las pruebas de radón en las transacciones inmobiliarias, generalmente se emplean varias mediciones a corto plazo realizadas una al lado de otra en una única ubicación. Estas pruebas diagnósticas resultan a menudo ineficaces en zonas propensas al radón con fuertes variaciones estacionales del radón. Las tecnologías actuales de medición del radón a corto plazo son incapaces de proporcionar estimaciones precisas de las concentraciones anuales medias de radón (Steck 1990, Steck 1992, White 1994, White et al. 1994). En algunos casos pueden emplearse mediciones a corto plazo para identificar las viviendas con concentraciones elevadas de radón si dichas mediciones se interpretan con un intervalo de confianza amplio. Sin embargo, esta práctica puede llevar a que se atribuya indebidamente a la vivienda una concentración de radón a largo plazo alta o baja. Es posible iniciar mediciones a largo plazo a la vez que se realizan las mediciones a corto plazo, lo que permite que la compraventa siga adelante mientras se realiza una evaluación exacta. En el Recuadro 1 se proporcionan ejemplos de las prácticas de medición en ciertos países. En algunos países también se proporcionan instrucciones detalladas sobre la colocación de los detectores, especificando por ejemplo que deben instalarse a la altura de respiración y a una determinada distancia de puertas y ventanas (DIN 1994).

Recuadro 1: Ejemplos de las prácticas de medición en algunos países

Finlandia y Suecia recomiendan realizar las mediciones durante la temporada de uso de las calefacciones (de octubre a abril), periodo en el que es esperable una mayor concentración de radón en interiores. En Irlanda y el Reino Unido, las mediciones de radón se llevan a cabo en cualquier periodo de tres meses y se aplican factores de corrección estacionales. En Italia, en general las mediciones se llevan a cabo durante un año para evitar las incertidumbres asociadas a las variaciones estacionales. En los Estados Unidos, la mayoría de las mediciones se realizan con ocasión de la compraventa de viviendas, por lo que lo más habitual es que se trate de mediciones a corto plazo.

2.2.2 Mediciones en edificios grandes

Los patrones de exposición al radón en edificios grandes como escuelas, edificios comerciales y edificios residenciales de varias viviendas pueden ser distintos de los existentes en viviendas unifamiliares debido a diferencias en la estructura del edificio, la ocupación, y el funcionamiento de los sistemas de calefacción, ventilación y aire acondicionado. Los protocolos de medición deben reflejar dichas diferencias definiendo múltiples ubicaciones de toma de muestras en zonas de alta ocupación en los edificios que presenten una superficie elevada, varias plantas, y varios compartimentos con sistemas de calefacción, ventilación y aire acondicionado diferentes. En general, cuando la principal fuente de radón es el gas procedente del suelo deben tomarse más muestras en las plantas inferiores ante la posibilidad de que la concentración de radón sea mayor en las plantas en contacto con el terreno (Fisher 1998b, Synnott 2004, 2006). Las variaciones observadas en algunos edificios de una estancia a otra sugieren que en la mayoría de los edificios es necesario realizar mediciones en una fracción significativa de las estancias. Muchos edificios presentan variaciones a lo largo del día. Este efecto puede verse incrementado en edificios con sistemas de calefacción, ventilación y aire acondicionado mecánicos o diferencias de uso marcadas a lo largo del día. En los edificios que presentan concentraciones medias de radón elevadas pero solo están ocupados durante una parte del día puede ser necesario realizar mediciones durante los periodos de ocupación para determinar si existe una variación significativa del radón a lo largo del día.

2.2.3 Mediciones diagnósticas previas y posteriores a las acciones de mitigación

La decisión de aplicar medidas de mitigación en una vivienda debe basarse en las concentraciones medias de radón a largo plazo en espacios frecuentemente ocupados. Si una prueba de cribado a corto plazo indica una concentración muy elevada de radón, puede decidirse la mitigación sin necesidad de confirmación mediante una prueba a largo plazo. Transcurridos unos días de la instalación de un sistema de mitigación deben iniciarse simultáneamente mediciones a corto y largo plazo en la misma ubicación de la medición o mediciones originales. Cada pocos años deben repetirse las mediciones a largo plazo para garantizar que el sistema de mitigación sigue siendo eficaz.

2.2.4 Mediciones diagnósticas para evaluar la emanación de radón procedente de los materiales de construcción

El flujo o exhalación de radón procedente de los materiales de construcción puede medirse en laboratorio o sobre el terreno. Si resulta fácil obtener una muestra del material de construcción, la tasa de exhalación de radón puede determinarse situando el material en una cámara cerrada y tomando posteriormente una muestra del aire de la cámara (Ingersoll et al. 1983, Folkerts et al. 1984). Las evaluaciones in situ de la exhalación de radón emplean diversas técnicas, basadas en métodos de acumulación, flujo o adsorción. Además de medir las tasas de exhalación, a menudo se utiliza espectrometría de rayos gamma de alta resolución para determinar la actividad de los radionúclidos naturales presentes en el material de construcción. Los detalles de estos y otros métodos pueden consultarse en otras fuentes (De Jong et al. 2005, Stoulos et al. 2003, Petropoulos et al. 2001, Keller et al. 2001, NCRP 1988, Collé et al. 1981).

2.2.5 Evaluación de la exposición en estudios epidemiológicos

Las evaluaciones de la exposición al radón en estudios epidemiológicos pueden verse seriamente comprometidas por varios factores, como los errores de medición intrínsecos del detector de radón, el hecho de no tener en cuenta las variaciones temporales y espaciales del radón en una misma vivienda, la ausencia de datos de medición correspondientes a viviendas anteriores, la falta de asociación de las concentraciones de

radón a la movilidad de la persona, la medición del gas radón como variable equivalente a la exposición a los productos de desintegración del radón (Steck y Field 2006, Field et al. 1996) y la posible sensibilidad cruzada al torón (Zhuo et al. 2002). Se recomienda emplear mediciones de gas radón durante un año completo mediante DTPA, asociándolas con los patrones de movilidad de la persona en el interior de la vivienda (Field et al. 2000, Field et al. 2002). Para reducir al mínimo la ausencia de datos por imposibilidad de medir el radón en viviendas anteriores, los criterios de inclusión para los casos y los controles pueden incluir el requisito de haber residido de forma prolongada en la vivienda actual. Alternativamente, algunos estudios de casos y controles han empleado detectores retrospectivos de radón basados en vidrio para medir los descendientes del radón implantados. Steck y Field (2006) analizan detalles adicionales sobre los detectores de radón retrospectivos.

2.3 Garantía de calidad para las mediciones de radón

La garantía de calidad (GC) es un concepto amplio que abarca todos los aspectos que, individual o colectivamente, influyen en la calidad de una medición. La OMS recomienda vivamente aplicar normas y directrices de GC para asegurar la fiabilidad de los resultados de las mediciones. A continuación se comentarán varios aspectos relacionados, que incluyen el control de calidad de las mediciones. También se proporciona orientación general sobre una serie de elementos de los programas de GC que son comunes a los dispositivos de medición de todos los tipos. No obstante, como las recomendaciones sobre las mediciones de control de calidad varían según el tipo de dispositivo, el resto de la discusión sobre la GC se divide en métodos para dispositivos continuos, integradores y equilibradores.

2.3.1 Plan de garantía de calidad

Todas las entidades (personas físicas, empresas, organismos públicos, etc.) que proporcionen servicios de medición deben establecer y mantener programas de garantía de calidad. En el centro de un programa de garantía de calidad figura el plan de GC, que incluye procedimientos normalizados de trabajo escritos, procedimientos escritos para alcanzar los objetivos de garantía de calidad, y un sistema para registrar y vigilar los resultados de las mediciones de control de calidad. Puede consultarse orientación sobre la preparación de planes de GC en fuentes como USEPA (1984, 1997).

2.3.2 Concentración mínima detectable

Cualquier entidad que lleve a cabo mediciones de radón debe calcular la concentración mínima detectable (CMD) por su sistema de medición, incluirla en su plan de GC, y comunicarla junto con los resultados de medición de radón. Los métodos para determinar el límite de detección y la CMD pueden consultarse en otros documentos (Altshuler y Pasternack 1963, ANSI 1989, Currie 1968, Strom y MacLellan 2001).

2.3.3 Ejercicios de intercomparación

En la medida de lo posible, las entidades que lleven a cabo mediciones de radón deben participar periódicamente en ejercicios de comparación interlaboratorio. Generalmente existen dos formas de realizar dichos ejercicios. Una posibilidad es emplear un monitor continuo de radón como «patrón de transferencia» y enviarlo a varios laboratorios de

referencia para su exposición en sistemas STAR (Systems for Test Atmospheres with Radon, «Sistemas para atmósferas de prueba con radón»). El acrónimo STAR designa los equipos necesarios para crear y utilizar una atmósfera que contiene una concentración de referencia de radón². Cuando el laboratorio recibe el MCR, el operador de cada STAR compara los valores generados por el patrón de transferencia con los generados por el sistema empleado para vigilar el STAR. Este método solo puede emplearse entre instalaciones que dispongan de sistemas STAR. Las mediciones de radón de los sistemas STAR deben poderse referir a un patrón de referencia primario nacional mediante un método de intercomparación aceptable.

El otro método requiere que un centro de referencia del radón que disponga de un sistema STAR actúe como «anfitrión» del ejercicio. Las entidades que realizan mediciones de radón envían sus dispositivos a dicho centro para su exposición en el STAR. Después, los dispositivos se devuelven, pero sin revelar la concentración de radón a la que han sido expuestos. Tras ello, cada entidad informa de sus resultados al centro anfitrión, que emite un informe comparando los resultados de todos los participantes con el valor o valores establecidos convencionalmente como verdaderos. Como parte de los ejercicios de intercomparación debe considerarse la posibilidad de realizar comprobaciones cruzadas de la sensibilidad de los detectores al radón. En otros documentos se muestran ejemplos de comparaciones interlaboratorio (p.ej. Butterweck et al. 2002, Tokonami et al. 2005b, Röttger et al. 2006, Beck et al. 2007).

2.3.4 Pruebas de desempeño y mediciones de cotejo

A menudo, los organismos de certificación o autorización exigen a las entidades que llevan a cabo mediciones de radón que se sometan a una prueba de desempeño o prueba de capacitación. La entidad colabora con un centro de referencia reconocido que dispone de un sistema STAR para exponer los dispositivos a una concentración de radón controlada; el centro devuelve los dispositivos sin revelar el valor de la concentración de radón a la que han sido expuestos («cotejo a ciegas»). Después, la entidad evalúa el desempeño de los dispositivos y comunica los resultados al centro de referencia. Los resultados se comparan con el valor o valores establecidos convencionalmente como verdaderos y se comunica a la entidad si ha pasado o no la prueba de capacitación de acuerdo con los criterios establecidos por el organismo de certificación o autorización. El proceso es similar a un ejercicio de intercomparación, con la salvedad de que en cada momento solo puede haber una entidad en contacto con el centro de referencia STAR, mientras que en los ejercicios de intercomparación suelen participar varias entidades simultáneamente. La entidad puede someterse a una prueba de capacitación en el marco de su programa de GC incluso aunque no se lo exija ningún organismo oficial.

2.3.5 Pruebas encubiertas

En ocasiones, los organismos de certificación o autorización pueden realizar pruebas de capacitación a las entidades de medición del radón sin el conocimiento de estas. Esto se conoce como «prueba encubierta», ya que las entidades no saben el valor establecido convencionalmente como verdadero, e incluso pueden no saber siquiera que están siendo sometidas a una prueba. Esto resulta relativamente sencillo en el caso de entidades que analizan dispositivos vendidos al público general o a empresas de pruebas de radón. Basta que el organismo adquiera estos dispositivos y los exponga a una concentración de radón controlada en un sistema STAR, tras lo cual los envía a la entidad para su análisis con datos ficticios sobre el lugar de la exposición. En el caso de las entidades que no comercializan los dispositivos, por ejemplo usuarios de monitores continuos, las pruebas encubiertas resultan más difíciles y costosas.

² A current reference list of STAR facilities as well as laboratories that provide traceable reference sources is maintained at the website www.radonweb.org.

2.3.6 Métodos para dispositivos continuos

a. Calibración

Los monitores continuos son calibrados individualmente por un fabricante o por un laboratorio de referencia autorizado y formado por el fabricante. El proceso de calibración consta de una serie de pasos correspondientes al tipo concreto de monitor, que incluyen algunos de los siguientes, o todos ellos: 1) comprobación de los patrones de tensión, corriente y onda en puntos críticos del circuito, seguida por los ajustes que puedan ser necesarios; 2) comprobación de las baterías y su recarga, con sustitución en caso necesario; 3) determinación de la configuración adecuada del discriminador y de la alta tensión del tubo fotomultiplicador; 4) determinación de la lectura de fondo mediante exposición a un entorno sin radón (nitrógeno o aire envejecido) y comprobaciones del factor de calibración mediante exposición a una atmósfera de referencia en un sistema STAR. Si una misma entidad emplea más de un monitor continuo con células de centelleo, cada célula de centelleo debe asignarse a un determinado tubo fotomultiplicador y no emplearse con otros tubos. En caso contrario debe determinarse el factor de calibración para cada combinación de célula de centelleo y foto multiplicador.

Debe emitirse una declaración o certificado de calibración que contenga, por ejemplo, los siguientes datos: 1) el estado en que se recibió el monitor, incluidos en su caso los posibles desperfectos físicos y los ajustes del discriminador, la tensión, la lectura de fondo y el factor de calibración; 2) la lectura de fondo obtenida; 3) la lectura obtenida con la atmósfera de referencia; 4) los ajustes del discriminador, la tensión, la lectura de fondo y el factor de calibración una vez calibrado; 5) la fecha de calibración y 6) el nombre y la firma del responsable de la calibración.

Deberá adherirse al monitor una etiqueta de calibración en la que figuren: 1) el nombre del centro que realizó la calibración; 2) las iniciales de la persona que realizó la calibración; 3) la fecha de calibración; 4) la fecha de caducidad de la calibración; 5) los valores de la lectura de fondo y del factor de calibración y 6) el número de serie del monitor. El monitor deberá calibrarse periódicamente, típicamente una o dos veces al año según las recomendaciones del fabricante y las exigencias de los organismos de certificación o autorización.

b. Lectura de fondo

Evaluar al menos anualmente la lectura de fondo de los monitores continuos es esencial, y generalmente se realiza como parte del proceso de calibración. Con el tiempo, en el detector se acumula ^{210}Pb , un producto de desintegración del radón con una semivida prolongada. Los otros dos radionúclidos de la serie de desintegración del uranio, ^{210}Bi y ^{210}Po , alcanzan un cierto grado de equilibrio con el ^{210}Pb . Generalmente es la acumulación de ^{210}Po , un emisor de partículas alfa, lo que hace que la lectura de fondo se vaya incrementando con el tiempo.

En los monitores continuos que empleen una célula de centelleo puede ser necesario medir la lectura de fondo con más frecuencia según su intensidad de uso y la concentración de radón a la que se haya expuesto la célula de centelleo. Un protocolo habitual consiste en empezar midiendo la lectura de fondo cada 1000 horas de funcionamiento. Si el cambio en la lectura de fondo es menor que el equivalente a unos 30 Bq/m^3 puede incrementarse el número de horas entre las mediciones de la lectura de fondo mientras el sistema no se someta a una concentración elevada de radón. Si se utiliza más de un monitor continuo debe determinarse la lectura de fondo para cada combinación de célula de centelleo y tubo fotomultiplicador.

c. Comprobaciones internas

Algunos monitores continuos permiten al usuario realizar ciertas comprobaciones internas entre una calibración y la siguiente, tales como una prueba de baterías, una prueba del desempeño del detector mediante una fuente patrón, y una prueba del funcionamiento electrónico del detector. Si existe esa posibilidad de comprobaciones internas, estas deben realizarse antes de cada medición. En algunos tipos de monitores se realiza automáticamente una comprobación interna cada vez que se inicia una medición.

d. Mediciones duplicadas

Las mediciones deben duplicarse en un porcentaje especificado en el plan de GC, por ejemplo un 10% (USEPA 1993), ubicando de forma adyacente dos monitores del mismo tipo y realizando una medición simultánea con ambos monitores. Posteriormente, la diferencia porcentual relativa entre ambas mediciones ofrece una medida de la precisión del monitor. Las mediciones de la diferencia porcentual relativa deben tabularse y representarse en gráficas de control según se explica más adelante. La falta de coincidencia entre mediciones duplicadas puede indicar que uno o ambos monitores ya no están correctamente calibrados, algo que debe investigarse en más detalle.

e. Intercomparaciones informales

Si no se dispone de dos monitores del mismo tipo para una medición duplicada puede realizarse una medición adyacente al monitor con un dispositivo de otro tipo, por ejemplo un dispositivo de carbón activado. Estas mediciones se conocen como «intercomparaciones informales» y no «mediciones duplicadas», ya que no permiten estimar la precisión de ninguno de los dos tipos de dispositivo. No obstante, pueden proporcionar información útil, ya que una discrepancia entre las dos mediciones puede indicar un problema con uno de los métodos de medición o con ambos. La diferencia porcentual relativa debe calcularse y evaluarse según se indica más adelante.

f. Comprobaciones cruzadas

Cada seis meses aproximadamente, o cuando haya transcurrido la mitad del periodo entre calibraciones, los monitores de radón deben usarse en mediciones duplicadas con otro monitor del mismo tipo calibrado recientemente. Es lo que se conoce como «comprobación cruzada». Como cabe asumir que el monitor calibrado recientemente proporciona una estimación mejor de la concentración de radón, el error relativo debe calcularse tomando convencionalmente como verdadero el valor proporcionado por dicho monitor. A partir de ese cálculo pueden aplicarse factores de corrección.

2.3.7 Métodos para dispositivos integradores y equilibradores

a. Calibración

Los dispositivos integradores y equilibradores —como los detectores de trazas para partículas alfa, las cámaras iónicas de electreto y los detectores de carbón activado— no se calibran individualmente, sino del siguiente modo: un grupo de dispositivos representativos de los empleados en condiciones de campo se somete a exposición en un sistema STAR variando los parámetros como la concentración de radón, la duración de la exposición, la humedad relativa y la temperatura. El fabricante, o el laboratorio que realiza las pruebas, elabora conjuntos de curvas de calibración o algoritmos basados en los datos de las exposiciones en el sistema STAR. George (1984) y USEPA (1987) describen estos procedimientos para dispositivos de carbón activado. Las curvas o algoritmos permiten obtener el valor del factor de calibración para el dispositivo en función de los factores operativos (p.ej. duración de la exposición, potencial eléctrico en el electreto) y ambientales (p.ej. radiación gamma de fondo, humedad relativa, temperatura, altitud).

Los fabricantes utilizan periódicamente muestras enriquecidas para demostrar que la calibración sigue dando lugar a resultados fiables «dentro de control». El proceso de calibración debe repetirse cada vez que el dispositivo sufra una modificación física —lo que en el caso de los dispositivos de carbón activado incluye el uso de un lote distinto de carbón activado— o que los datos del control periódico de calidad indiquen que los resultados ya no son fiables.

b. Mediciones duplicadas o adyacentes

Las mediciones adyacentes, esto es, realizadas una al lado de otra, proporcionan una estimación de la precisión de las mediciones y de la precisión global del dispositivo y el proceso de laboratorio. La frecuencia de realización de mediciones adyacentes debe especificarse en el plan de GC. La realización de mediciones adyacentes con una frecuencia determinada, por ejemplo en una de cada diez mediciones, debería conducir a que estas mediciones duplicadas se realicen en todo el intervalo de concentraciones de radón que se dan en el uso sobre el terreno (USEPA 1993). Para cada grupo de mediciones adyacentes es necesario calcular los correspondientes datos estadísticos, tabularlos en documentos de control de calidad y representarlos en una gráfica de control. Si de forma sistemática solo se realizan dos mediciones adyacentes de cada vez («mediciones duplicadas» en sentido estricto) puede emplearse la diferencia porcentual relativa como dato estadístico; en caso distinto debe emplearse un coeficiente de variación. El plan de GC debe especificar los objetivos de precisión, por ejemplo un intervalo considerado «dentro de control», un «nivel de alerta» y un «límite de control», así como las medidas que deben tomarse si se superan los límites. Goldin (1984) y USEPA (1984, 1993) proporcionan información sobre las gráficas de control, el establecimiento de límites y el modo de determinar cuándo deben aplicarse medidas correctivas.

c. Mediciones de la lectura de fondo en el laboratorio

Los equipos de laboratorio que se utilizan para analizar los dispositivos como detectores de carbón activado o detectores de trazas para partículas alfa presentan una lectura de fondo intrínseca que debe medirse y restarse de la respuesta medida en los detectores empleados sobre el terreno. Las mediciones de la lectura de fondo también sirven para establecer el límite de detección y la CMD del sistema de análisis, según lo explicado anteriormente. El plan de GC del laboratorio de análisis debe incluir criterios para determinar el número mínimo de detectores de cada lote que debe someterse a ensayo, o la frecuencia de medición de un dispositivo en blanco representativo, a fin de establecer la lectura de fondo del laboratorio para el sistema de medición.

d. Mediciones de control de la lectura de fondo en condiciones de campo

Las mediciones de control de la lectura de fondo en condiciones de campo («blancos de campo») sirven para asegurarse de que la manipulación, el transporte o el almacenamiento no provocan en los dispositivos una respuesta superior a la CMD establecida por el laboratorio de análisis. Los usuarios de dispositivos sobre el terreno deben apartar un determinado porcentaje de los dispositivos, por ejemplo un 5% (USEPA 1993) para remitirlos al laboratorio como blancos. Los dispositivos en blanco deben tratarse del mismo modo que los utilizados para las mediciones de campo. Cuando se despliegan los dispositivos sobre el terreno, los dispositivos en blanco deben almacenarse en un entorno con baja concentración de radón, por ejemplo una caja hermética que contenga carbón activado. Los detectores en blanco deben enviarse al laboratorio junto con los demás detectores de campo, con datos ficticios sobre la ubicación para evitar que puedan ser sometidos a una manipulación o procesamiento especiales. El plan de GC debe contener instrucciones sobre las medidas que deben tomarse si la medición correspondiente a un blanco supera la CMD del laboratorio, entre las cuales debe figurar la comunicación del problema al laboratorio. La situación descrita podría indicar un

problema en la manipulación o almacenamiento por parte del usuario, pero también un problema del laboratorio. No necesariamente debe restarse el valor medido en el blanco de los valores medidos en los dispositivos de campo. Cualquier empleo semejante de los resultados de la medición de los dispositivos en blanco se realizará únicamente a discreción del laboratorio analítico.

e. Muestras enriquecidas

Un porcentaje de los dispositivos deberá enviarse a un laboratorio de referencia donde sean expuestos a una concentración de radón conocida durante un periodo específico de tiempo y en condiciones ambientales controladas en un sistema STAR. Estos dispositivos constituyen las llamadas «muestras enriquecidas». Las mediciones de las muestras enriquecidas proporcionan una estimación de la precisión global del dispositivo y el proceso de laboratorio. El plan de GC debe especificar la frecuencia de realización de mediciones de muestras enriquecidas. En cada una de las mediciones debe calcularse el error relativo —tomando convencionalmente como verdadero el valor proporcionado por el operador del STAR—, tabularse en documentos de control de calidad y representarse en una gráfica de control. Según lo descrito anteriormente, el plan de GC debe especificar los objetivos de desempeño en cuanto a precisión, por ejemplo un intervalo considerado «dentro de control», un «nivel de alerta» y un «límite de control», así como las medidas que deben tomarse si se superan los límites. Goldin (1984) y USEPA (1984, 1993) proporcionan información sobre las gráficas de control, el establecimiento de límites y el modo de determinar cuándo deben aplicarse medidas correctivas.

REFERENCIAS

Altshuler B, Pasternack B (1963). Statistical measures of the lower limit of detection of a radiochemistry counter. *Health Phys*, 9:293-298.

American National Standards Institute. The Institute of Electrical and Electronics Engineers Inc. (1989). *American national standard performance specifications for health physics instrumentation-portable instrumentation for use in normal environmental conditions*. ANSI/IEEE(42.17A-1989), New York.

Baysson H et al. (2003). Seasonal correction factors for estimating radon exposure in dwellings in France. *Radiat Prot Dosimetry*, 104: 245-252.

Beck TR et al. (2007). Interlaboratory comparisons for passive radon measuring devices at BfS. *Radiat Prot Dosimetry*, 125(1-4):572-575.

Butterweck G et al. (2002). Intercomparison exercise of the PTB, BfS, MPA and PSI calibration facilities for radon gas concentration. *Radiat Prot Dosimetry*, 98:219-222.

Cheng YS et al. (1992). Use of a graded diffusion battery in measuring the activity size distribution of thoron progeny. *J. Aerosol Sci*, 23:361-372.

Colle R et al. (1981). *Radon transport through and exhalation from building materials: a review and assessment*. National Bureau of Standards Technical Note 1139, National Technical Information Service, NTIS, Springfield, VA.

Currie L A (1968). Limits for the qualitative detection and quantitative determination. Application to radiochemistry. *Analytical Chem*, 40:586-593.

De Jong P et al. (2005). Interlaboratory comparison of three methods for the determination of the radon exhalation rate of building materials. *Health Phys*, 88(1):59-64.

Deutsches Institut für Normung (1994). Passive Radonmessungen. DIN 25706, Beuth Verlag, Berlin. (In German)

Doi M, Kobayashi S, Fujimoto K (1992). A passive measurement technique for characterisation of high-risk houses in Japan due to enhanced levels of indoor radon and thoron concentrations. *Radiat Prot Dosimetry*, 45:425-430.

Durrani SA, Ilic R, eds. (1997). *Radon measurements by etched track detectors: applications in radiation protection, earth sciences and the environment*. World Scientific Publishing Company, Singapore.

Field RW et al. (1995). Radium-bearing pipe scale deposits: implications for national waterborne radon sampling methods. *Am J Public Health*, 85:567-570.

Field RW et al. (1996). Residential radon-222 exposure and lung cancer: exposure assessment methodology. *J Expo Anal Environ Epidemiol*, 6:181-195.

Field RW, Kross BC (1996). Intercomparison of waterborne ^{222}Rn collection methods: professional versus homeowner collection. *Ground Water Monitoring and Remediation*, 16:106-112.

Field RW et al. (1998). Dosimetry Quality assurance: the Iowa residential radon lung cancer study. *Radiat Prot Dosimetry*, 78:295-303.

- Field RW et al. (2000). Residential radon gas exposure and lung cancer: the Iowa Radon Lung Cancer Study. *Am J Epidemiol*, 151(11):1091-1102.
- Field RW et al. (2002). Residential radon exposure and lung cancer: variation in risk estimates using alternative exposure scenarios. *J Expo Anal Environ Epidemiol*, 12(3):197-203.
- Fisher EL et al. (1998a). Temporal and spatial variation of waterborne point-of-use ^{222}Rn in three water distribution systems. *Health Phys*, 74: 242-248.
- Fisher EL et al. (1998b). Spatial variation of residential radon concentrations: the Iowa Radon Lung Cancer Study, *Health Phys*, 75(5):506-513.
- Folkerts KH, Keller G, Muth H (1984). Experimental investigation on diffusion and exhalation of Rn-222 and Rn-220 from building materials. *Radiat Prot Dosimetry*, 7:41-44.
- Freyer K et al. (2003). Optimization of time resolution and detection limit for online measurements of ^{222}Rn in water. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 257:129-132.
- Galli G, Guadoni C, Mancini C (1999). Continuous measurement system of radon concentration in water by gamma radiation detection emitted by ^{214}Bi and ^{214}Pb decay. *Il Nuovo Cimento C*, 22(304):577.
- George AC (1984). Passive integrating measurement of indoor radon using activated carbon. *Health Phys*, 46:867-872.
- George AC (1996). State of the art instruments for measuring radon/thoron and progeny in dwellings - a review. *Health Phys*, 70:451-463.
- Goldin AS (1984). Evaluation of internal quality control measurements and radioassay, *Health Phys*, 47(3):361-364.
- Iimoto T et al. (1998a). Continuous ^{220}Rn concentration monitor using an electrostatic collection method. *Radiat Prot Dosimetry*, 77:185-190.
- Iimoto T et al. (1998b). Characteristics of major filters used for ^{222}Rn progeny measurements. *Radiation Measurements*, 29:161-164.
- Ingersoll JG, Stitt BD, Zapalac GH (1983). A fast and accurate method for measuring radon exhalation rates from building materials. *Health Phys*, 45:550-553.
- Keller G, Hoffmann B, Feigenspan T (2001). Radon permeability and radon exhalation of building materials. *Sci Total Environ*, 272(1-3):85-89.
- Kotrappa P et al. (1990). A practical electret passive environmental radon monitor system for indoor radon measurement. *Health Phys*, 58:461-467.
- Kotrappa P, Jester WA (1993). Electret ion chamber radon monitors measure radon in water. *Health Phys*, 64:397-405.
- Lucas HF (1957). Improved low level alpha scintillation counter for radon. *Rev Scient Instrum*, 28:80.
- Lucas HF (1964). *A fast and accurate survey technique for both radon-222 and radium-226*. : The Natural Radiation Environment, ed. Adams, J.A.S. and Lowder, W.M., University of Chicago Press.

National Academy of Science, National Research Council (1998). *Assessment of radon in drinking water, committee on the assessment of exposures to radon in drinking water*, board on radiation effects research, Commission on Life Sciences, National Academy Press, NRC, Washington, D.C.

National Council on Radiation Protection and Measurements (1988). *Measurement of radon and radon daughters in air*. NRC, Bethesda, report no.97:1-174.

Nazaroff WW et al. (1987). Portable water as a source airborne Rn-222 in U.S. dwellings: A review and assessment. *Health Phys*, 52(3):281-289.

Organization for Economic Cooperation and Development (1985). *Metrology and monitoring of radon, thoron and their daughter products*. OECD Publications, Paris, 1-148.

Petropoulos NP, Anagnostakis MJ, Simopoulos SE (2001). Building materials radon exhalation rate: ERRICCA intercomparison exercise results. *Sci Total Environ*, 272(1-3):109-118.

Prichard HM, Gesell TF (1977). Rapid measurements of ^{222}Rn concentrations in water with a commercial liquid scintillations counter. *Health Phys*, 33:577-581.

Prichard HM, Venso EA, Dodson CL (1991). Liquid scintillation analysis of ^{222}Rn in water by alpha/beta discrimination. *Radioactivity and Radiochemistry*, 3:28-36.

Quindós LS, Fernández PL, Soto YL (1991). Short versus long-term indoor radon measurements. *Health Phys*, 61:539-542.

Radiological Protection Institute of Ireland (2002). *RPII Standard protocol for determination of the annual average radon gas concentration in domestic dwellings*. (<http://www.rpii.ie/download/radonprotocol.pdf>).

Rottger A et al. (2006). Radon activity concentration - a Euromet and BIPM supplementary comparison. *Appl Radiat Isot*, 64: 1102-1107.

Shang B et al. (2005). Thoron levels in traditional Chinese residential dwellings. *Radiat Environ Biophys*, 44:193-199.

SSK (2002). *Leitfaden zur Messung von Radon, Thoron und ihren Zerfallsprodukten*. Veröffentlichungen der SSK Bd. 47, Urban & Fischer, München.

Steck DJ (1992). Spatial and temporal indoor radon variations. *Health Phys*, 62(4):351-355.

Steck DJ et al. (2002). ^{210}Po implanted in glass surfaces by long term exposure to indoor radon. *Health Phys*, 83:261-271.

Steck DJ, Berglund JA, Field RW (2005). ^{210}Po implanted in glass surfaces: calibration and improved performance for retrospective radon gas and radon progeny reconstruction. Radioactivity in the Environment Book series, Volume 7, Seventh International Symposium on the Natural Radiation Environment (NRE-VII) Elsevier, Amsterdam.

Steck DJ, Field RW (2006). Dosimetric challenges for residential radon epidemiology. *J Toxicol Environ Health A*, 69:655-664.

- Steck, DJ (1990). A comparison of EPA-screening measurements and annual ^{222}Rn concentrations in a statewide survey. *Health Phys*, 58(4):523-530.
- Stoulos S, Manolopoulou M, Papastefanou C (2003). Assessment of natural radiation exposure and radon exhalation from building materials in Greece. *J Environ Radioact*, 69(3):225-240.
- Strom D J, MacLellan J (2001). Evaluation of eight decision rules for low-level radioactivity counting. *Health Phys*, 81:27-34.
- Sun K et al. (2006). Field comparison of commercially available short-term radon detectors. *Health Phys*, 91:221-226.
- Surbeck H (1996). *A radon-in-water monitor based on fast gas transfer membranes*. Paper presented at the International Conference on technologically Enhanced Natural radiation (TENR) caused by non-uranium mining, October 16-19, 1996, Szczyrk.
- Synnott H, Fenton D (2005). *An evaluation of radon reference levels and radon measurement techniques and protocols in European countries*. Radiological Protection Institute of Ireland, (<http://www.rpii.ie/download/ERRICCAMEasurement%20Report.pdf>).
- Synnott H et al. (2006). Radon in Irish schools: the results of a national survey. *Journal of Radiological Protection*, 26:85-96.
- Tokonami S et al. (1996) Calculation procedure of potential alpha energy concentration with continuous air sampling. *Health Phys*, 71:937-943.
- Tokonami S et al. (2002). Simple, discriminative measurement technique for radon and thoron concentrations with a single scintillation cell. *Rev Sci Instrum*, 77:69-72.
- Tokonami S et al. (2005a). Up-to-date radon-thoron discriminative detector for a large scale survey. *Rev Sci Instrum*, 76:113505-113509.
- Tokonami S et al. (2005b). Intercomparison exercise of measurement techniques for radon, radon decay products and their particle size distributions at NIRS. *Japanese Journal of Health Physics*, 40:183-190.
- United States Environmental Protection Agency (1984). *Quality Assurance Handbook for Air Pollution Measurement Systems: Volume 1*. USEPA Publication 600/9-76-005, Washington, D.C.
- United States Environmental Protection Agency (1987). *EERF Standard Operating Procedures for Rn-222 Measurement Using Charcoal Canisters*. USEPA Publication 520/5-87-005, Montgomery, Alabama.
- United States Environmental Protection Agency (1992). *Indoor Radon and Radon Decay Product Measurement Device Protocols*. USEPA Publication 402-R-92-004, (<http://www.radon.com/pubs/devprot1.html>).
- United States Environmental Protection Agency (1993). *Protocols for Radon and Radon Decay Product Measurement in Homes*. USEPA Publication 402-R-92-003. Washington, D.C.

United States Environmental Protection Agency (1997). *National Radon Proficiency Programme Guidance on Quality Assurance*. USEPA Publication 402-R-95-012, Montgomery, Alabama.

Vasudevan L, McLain L, Milton E (1994). Atmospheric pressure effects on the calibration constant of alpha-track radon detectors. *Health Phys*, 66(3):318-326.

Vitz E (1991). Toward a standard method for determining waterborne radon. *Health Phys*, 60:817-829.

White SB, Alexander BV, Rodman NF (1994). Predicting the annual concentration of indoor ^{222}Rn from one or more short-term measurements. *Health Phys*, 66(1):55-62.

White SB (1994). Making mitigation decisions based on short-term tests of ^{222}Rn . *Health Phys*, 67(2):180-182.

World Health Organization (2007). *International Radon Project Survey on Radon Guidelines, Programmes and Activities*. WHO, Geneva.

Zhang Z et al. (2007). Variation in yearly residential radon concentrations in the Upper Midwest. *Health Phys*, 93:288-297.

Zhuo W et al. (2002). A simple passive monitor for integrating measurements of indoor thoron concentrations. *Rev Sci Instrum*, 73:2877-2881.

3. Prevención y mitigación del radón

MENSAJES CLAVE

- Para lograr una reducción del riesgo global se necesitan tanto estrategias de prevención del radón (en viviendas nuevas) como de mitigación del radón (en viviendas existentes).
- Tanto las fuentes del radón como sus concentraciones y mecanismos de transporte influyen en la elección de estrategias de prevención y mitigación.
- Siempre deben realizarse mediciones de radón para determinar la eficacia de cualquier medida de prevención o mitigación del radón.
- Los profesionales del sector de la construcción son agentes clave en la prevención y mitigación del radón. Son necesarias estrategias para formarlos y garantizar su competencia en ese ámbito.
- Deben establecerse directrices o normas de ámbito nacional, basadas en la investigación, para la prevención y mitigación del radón.

El presente capítulo se centra en las posibles medidas de control del radón durante la construcción de nuevas viviendas (incluida la ampliación de edificios existentes o las obras de reforma), designadas como «prevención», y en la reducción del radón en viviendas existentes, designada como «mitigación» o «corrección». En el marco de las directrices para la prevención y mitigación del radón también se aborda la formación y los criterios técnicos para los sistemas de control del radón. La fuente más frecuente de radón interior es el suelo y las formaciones geológicas situadas bajo el edificio. Sin embargo, también pueden constituir fuentes de radón el agua para consumo humano y usos domésticos procedente de pozos (aguas subterráneas) y las emanaciones de radón provenientes de los materiales de construcción, como hormigón, ladrillo, piedra natural, yeso natural y materiales que contengan subproductos industriales como yeso fosforado, escoria de altos hornos y cenizas volantes de carbón (CE 1999, Somlai et al. 2005). Las fuentes de radón y los mecanismos de transporte del radón pueden influir considerablemente en la costoeficacia de las distintas estrategias de prevención y mitigación.

3.1 Organización de las medidas de prevención y mitigación del radón

En este apartado se tratan varios aspectos concretos relacionados con las medidas de prevención y mitigación en el contexto de un programa organizado del radón. En el capítulo 6 se describen en profundidad los aspectos generales de la organización de un programa nacional del radón.

El control del radón debe aspirar a una reducción global del riesgo en la población. Esto puede no ser alcanzable si solo se establecen objetivos de mitigación en los edificios existentes. Por consiguiente, también deben establecerse objetivos de prevención para reducir las concentraciones de radón en las viviendas nuevas. Si no se establecen esos objetivos, el número total de viviendas con concentraciones elevadas de radón en interiores aumentará en los siguientes casos:

1. cuando se añadan al parque de viviendas edificios nuevos con concentraciones elevadas de radón en interiores;
2. cuando el número de nuevas viviendas con valores elevados de radón en interiores supere al número de viviendas existentes sometidas a mitigación.

Los elementos clave para el éxito de las medidas de prevención y mitigación en el marco de un programa nacional del radón son los siguientes:

1. Las medidas de control del radón deben abarcar diversos tipos de edificios:
 - Viviendas nuevas y existentes, ya que la mayor exposición al radón suele producirse en los hogares.
 - Edificios en los que sea probable que el público permanezca durante periodos prolongados, como escuelas, centros preescolares, edificios de titularidad o uso público y establecimientos de alojamiento.
2. Deben estudiarse los edificios para identificar las estrategias de control del radón más costoeficaces para la prevención y la mitigación. Los sistemas estructurales, de cimentación y ventilación, así como las prácticas de construcción, varían de una región a otra. En particular, estos estudios deben utilizarse para desarrollar:
 - Normas y reglamentos de prevención del radón, como por ejemplo códigos de construcción aplicables a las viviendas nuevas.
 - Normas de mitigación del radón y requisitos para la aplicación de medidas correctivas en viviendas existentes (véase el apartado 3.1.2).
3. La contribución de las distintas fuentes de radón varía de un país a otro e incluso de una región a otra. Pueden considerarse los siguientes mecanismos:
 - Infiltración de gases del suelo por diferencia de presiones.
 - Emanación de radón procedente de los materiales de construcción.
 - Transporte de radón a través del agua.
4. Debe ponerse en práctica una formación y certificación adecuada de los profesionales de la construcción para garantizar la eficiencia de las medidas de prevención y mitigación.

En los siguientes apartados se abordan algunos de los aspectos comunes de las medidas de prevención y mitigación del radón.

3.1.1 Criterios de diseño para los sistemas de control del radón

Tanto los sistemas de prevención del radón como los destinados a su mitigación deben cumplir los siguientes criterios de diseño:

- ser capaces de reducir las concentraciones de radón considerablemente por debajo del nivel de referencia
- Ser seguros y no crear tiro inverso
- Ser duraderos y funcionales a lo largo de la vida útil esperada del edificio

- Permitir un fácil control del funcionamiento
- Ser silenciosos y discretos
- Presentar costos reducidos de instalación, funcionamiento y mantenimiento
- Permitir una instalación fácil de un ventilador adicional en el caso de utilizar sistemas de despresurización pasiva del suelo (DPS).

La Tabla 9 muestra una comparación entre diferentes sistemas de control del radón para nuevas construcciones que tiene en cuenta dichos criterios de diseño.

Tabla 9. Opciones de control del radón para nuevas construcciones

Opción	Potencial reducción del radón	Desempeño a largo plazo	Facilidad de comprobación	Discreción y funcionamiento silencioso	Costo	
					instalación	funcionamiento
Sellado de las superficies en contacto con el suelo	Inexistente a bajo-moderado	Generalmente malo a regular	Necesidad de mediciones periódicas del radón	Generalmente muy buenos	Moderado	Muy bajo
Barreras contra los gases del suelo	Highly variable	Reducción del radón estable pero a menudo limitada	Necesidad de mediciones periódicas del radón	Muy buenos	Depende de la meticulosidad y la calidad	Inexistente
Ventilación pasiva de la cámara sanitaria	Moderado a bueno	Muy bueno	Necesidad de mediciones periódicas del radón	Muy bueno	Bajo	Bajo
Ventilación activa de la cámara sanitaria	Bueno	Muy bueno	Necesidad de mediciones periódicas del radón	Buenos	Moderado	Moderado
Despresurización activa del suelo ^a	Moderado a máximo	Muy bueno	Necesidad de mediciones periódicas de la presión o del radón	Generalmente muy buenos	Bajo	Moderado
Despresurización pasiva del suelo ^a	Bajo a moderado	Bueno si se mantiene el sellado	Necesidad de mediciones periódicas del radón	Generalmente muy buenos	Bajo	Muy bajo
Ventilación equilibrada ^b	Bajo a moderado	Bueno si se hace funcionar y se somete a mantenimiento	Necesidad de mediciones periódicas del radón	Generalmente muy buenos	Bajo a alto	Moderado a alto

Fuente: USEPA (1993).

^a La despresurización activa y pasiva del suelo se resaltan por ser las estrategias de control del radón más habituales.

^b La ventilación equilibrada designa una ventilación en la que existe un equilibrio entre el caudal de aire extraído de un espacio y el impulsado a su interior.

3.1.2 Directrices y normas basadas en investigaciones

Es necesario elaborar o adaptar directrices o normas sobre prevención y mitigación del radón que sirvan como requisito mínimo de buenas prácticas. Las directrices o normas deben basarse en las investigaciones de las ciencias de la construcción. Por otra parte, las directrices y normas deben basarse en criterios de diseño definidos ante la imposibilidad de tener en cuenta todas las situaciones posibles.

Al elaborar estas directrices y normas es importante consultar a contratistas de mitigación del radón, investigadores de la construcción y otros profesionales de la edificación. Flater y Spencer (1994) han mostrado que, si dichas directrices y normas se incorporan a los códigos de construcción, se necesitan procedimientos de inspección para garantizar su cumplimiento. Entre los países en que existen documentos o normas sobre mitigación o prevención figuran Austria, Bélgica, China, los Estados Unidos de América, Finlandia, Francia, Irlanda, Letonia, Noruega, el Reino Unido, la República Checa, Rusia, Suecia y Suiza (OMS 2007). En el Recuadro 2 se dan algunos ejemplos de documentos de orientación.

Recuadro 2: Ejemplos de documentos de orientación sobre el radón

China: Guía estándar de opciones de control del radón para el diseño y construcción de edificios residenciales nuevos de baja altura (GB/T 17785-1999); Norma sobre calidad del aire en interiores (GB/T 18883-2002).

Reino Unido: Guía sobre medidas de corrección del radón en viviendas existentes (BRE 1998).

EE. UU.: Normas de mitigación del radón mediante despresurización activa del suelo para edificios residenciales de baja altura (AARST 2006); Prácticas estándar para la instalación de sistemas de mitigación del radón en edificios residenciales de baja altura existentes (ASTM 2007).

3.1.3 Formación y prueba de capacitación de los profesionales del radón

A fin de diseñar e instalar sistemas de control del radón costoeficaces debe elaborarse una estrategia para formar a los profesionales de la mitigación del radón, contratistas de la construcción y otros profesionales relevantes. Además, es posible formar a los funcionarios de salud pública en estrategias generales de prevención del radón. Si se aplican exigencias normativas para la prevención del radón también es necesario formar a las autoridades de la construcción.

Como mínimo, dicha estrategia deberá incluir una formación inicial, aunque también puede incluir cursos de formación adicional. El programa de formación debe elaborarse consultando a investigadores, contratistas y trabajadores del sector de la construcción. Es posible involucrar en la formación a universidades, organismos públicos y entidades no gubernamentales.

Además, se recomienda elaborar estrategias para garantizar la capacitación de los profesionales formados concediéndoles certificados o autorizaciones y recurriendo más a esos profesionales certificados o autorizados.

3.2 Radon prevention strategies in new constructions

Como se ha indicado anteriormente, el mecanismo de transporte del radón más importante es el flujo de aire impulsado por presión (advección) desde el suelo hasta el espacio habitado. Entre otras fuerzas impulsoras figura la difusión. Como las diferencias de presión del aire entre el suelo y el espacio habitado constituyen la principal fuerza impulsora para la penetración de radón, las estrategias de prevención del radón suelen centrarse en invertir dicha diferencia de presiones. Habitualmente, esto se consigue mediante la despresurización activa (con ventiladores) o pasiva (sin ventiladores) del suelo. Las estrategias de control de la presión del aire pueden combinarse con membranas entre el suelo y el interior del edificio. El uso de membranas como única técnica de control se aborda en el apartado 3.2.3.

3.2.1 Evaluación de la eficacia de las estrategias de prevención del radón

Las estrategias de control del radón en las nuevas construcciones no siempre logran conseguir y mantener concentraciones bajas de radón en interiores (Synnott 2003, Saum 1993). Por ello, es deseable realizar mediciones de radón en las viviendas nuevas:

- Antes de su primera ocupación: las concentraciones de radón en el interior de una vivienda no habitada pueden ser distintas de las observadas en una vivienda habitada a causa de las diferencias en calefacción y ventilación. Sin embargo, las mediciones previas a la primera ocupación pueden servir para identificar problemas que pueden resultar más sencillos de corregir en esta fase que una vez habitada la vivienda.
- Con la vivienda ya habitada: las mediciones de radón tras la primera ocupación de una vivienda permiten demostrar si las concentraciones de radón en su interior son inferiores al nivel de referencia. Como el desempeño de los sistemas de control del radón puede variar con el tiempo, las mediciones de radón deben repetirse periódicamente a lo largo de la vida útil del edificio (Gammage y Wilson 1990).

Estas mediciones deben realizarse siguiendo protocolos de medición reconocidos, según lo descrito en el capítulo 2.

3.2.2 Evaluación del emplazamiento previa a la construcción

En todo el mundo se emplean varios planteamientos distintos para valorar el potencial de una concentración elevada de radón en interiores en zonas geográficas más o menos amplias. Uno de estos planteamientos implica la elaboración de mapas de regiones, comarcas, municipios u otras zonas geográficas. Otro planteamiento utilizado en algunos países, como la República Checa (Neznal et al. 2004), implica la realización de pruebas en cada emplazamiento antes de construir en él a fin de establecer un índice de radón para dicho emplazamiento. Después, este índice se emplea para definir el grado de protección contra el radón necesario para construir en el emplazamiento. Sin embargo, en países como los Estados Unidos de América, Finlandia, Irlanda, Noruega, el Reino Unido, Suecia y Suiza, el planteamiento más costoefectivo parece ser el uso de opciones de control del radón en todas las viviendas nuevas (OMS 2007). En ocasiones, este planteamiento se limita a las zonas propensas al radón (véase el capítulo 6).

3.2.3 Estrategias de prevención del radón

La mayoría de las estrategias de prevención contemplan pasos para limitar la infiltración de gas desde el suelo debida a diferencias en la presión de aire entre el suelo y el espacio habitado interior. Para ser costoefficaces, las estrategias de prevención del radón deben tener en cuenta la combinación concreta de prácticas constructivas, fuentes de radón y mecanismos de transporte existente en la región o el país. En determinadas circunstancias, por ejemplo edificios con más de un tipo de cimentación, puede ser necesaria una combinación de estrategias. En el presente documento se enumeran y resumen una serie de estrategias de prevención:

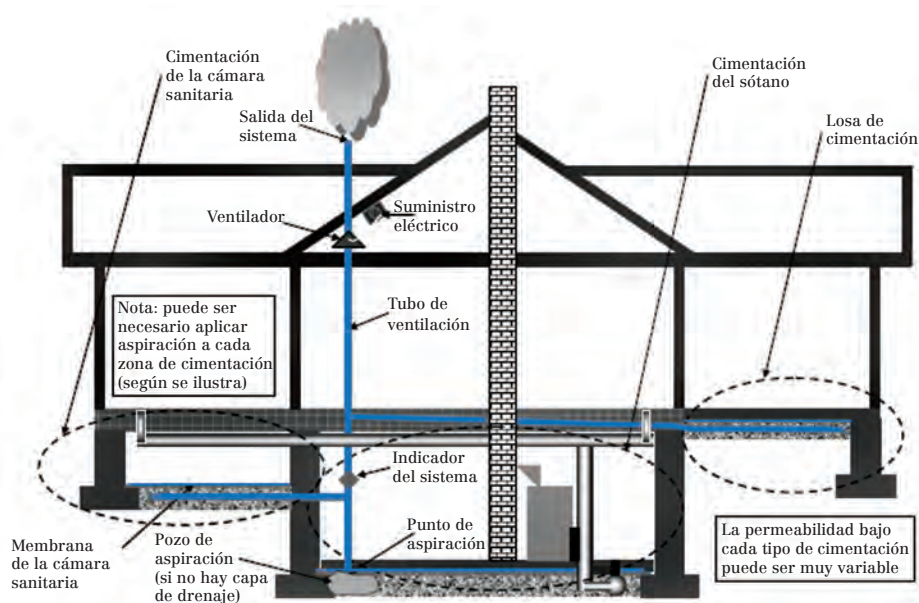


Figura 4. Despresurización activa del suelo para el control del radón en nuevas construcciones

a. Despresurización activa del suelo (DAS)

La Figura 4 muestra un sistema de DAS, que resulta simple de instalar y proporciona una mayor reducción de radón que los sistemas de DPS (USEPA 1993). Esto hace que la DAS pueda ser una opción preferida para la construcción de viviendas. La DAS cuenta con un amplio historial desde sus primeras aplicaciones experimentales en Canadá (Scott 1979, Gessall y Lowder 1980, DSMA ATCON 1982). Habitualmente, los sistemas de DAS incluyen los siguientes componentes básicos:

- Uno o más puntos de aspiración situados por debajo del piso o losa en contacto con el suelo y conectados a una capa de agregado permeable continua y uniforme, un sistema de control del agua subterránea, o un sumidero.
- Un punto de salida ubicado de modo que se reduzcan al mínimo las posibilidades de exposición humana, por ejemplo por encima de la cubierta más alta. Se ha demostrado que ubicar las salidas del sistema DAS a ras de suelo supone un riesgo de que el radón vuelva a entrar en la vivienda (Henschel y Scott 1991, Yull 1994, Henschel 1995).
- Un ventilador en línea, de funcionamiento continuo, situado fuera y por encima del espacio acondicionado de la vivienda. Una diferencia importante entre la DAS en viviendas existentes y de nueva construcción es que, en estas últimas, el uso de una capa permeable y un sistema de sellado permiten utilizar ventiladores más pequeños con mayor eficiencia energética.
- Puede utilizarse un manómetro de tubo en U como indicador del sistema para comprobar el desempeño, por ejemplo midiendo las diferencias de presión en el tubo de ventilación debajo del ventilador.
- Los sistemas deben marcarse en todos los niveles accesibles para evitar su confusión con el sistema de tuberías de agua (de modo similar a la DPS).

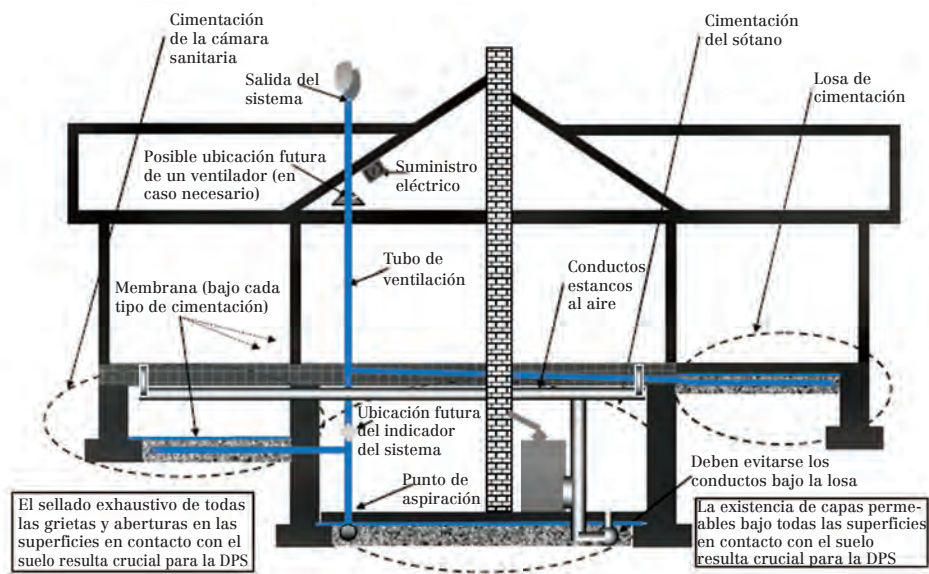


Figura 5. Despresurización pasiva del suelo para el control del radón en nuevas construcciones

b. Despresurización pasiva del suelo (DPS)

La DPS (véase Figura 5) se usa en nuevas construcciones. Es similar a la despresurización activa del suelo (DAS), salvo en los siguientes aspectos:

- La eficacia de la DPS depende de la flotabilidad térmica del aire en el tubo de ventilación y de la capacidad del sistema para despresurizar ligeramente el suelo situado bajo la vivienda. Para que el sistema sea eficaz debe tenerse en cuenta estos factores:
 - o El sistema debe incluir una capa permeable uniforme bajo todos los elementos en contacto directo con el suelo (p.ej. losas de hormigón, membranas de la cámara sanitaria).
 - o El tubo de ventilación debe transcurrir fundamentalmente por la parte calefactada de la vivienda, y cualquier tramo que discurra por zonas no calefactadas debe aislarse térmicamente.
 - o La trayectoria del tubo de ventilación debe permitir instalar un ventilador con facilidad en caso de que el sistema de DPS no proporcione una reducción suficiente del radón.
 - o El tubo de salida debe desembocar por encima de la cubierta más alta.
 - o Los sistemas deben marcarse en todos los niveles accesibles para evitar su confusión con el sistema de tuberías de agua.
- Los elementos del edificio que estén en contacto con el suelo deben sellarse para impedir la infiltración de gases del suelo (véanse los apartados correspondientes a los sistemas de sellado y a las barreras).
- Como las diferencias en la presión del aire entre el tubo de ventilación y la zona habitada son muy pequeñas, el único modo de comprobar el buen funcionamiento del sistema es realizar mediciones periódicas o continuas del radón.

En nuevas construcciones, la DPS parece reducir el radón en torno a un 50% (Dewey y Nowak 1994). Si el sistema de DPS se diseña e instala adecuadamente, pueden emplearse ventiladores pequeños (por ejemplo de 75 W o menos) para activar el sistema (Saum 1991, ASTM 2007). El uso de un ventilador pequeño reduce los costos energéticos de funcionamiento.

c. Sellado de superficies

El sellado de las superficies que separan el espacio habitado interior del suelo puede mejorar la eficacia de otras estrategias de prevención como la DPS o la DAS. En esos casos, el sellado reduce las pérdidas de aire acondicionado desde el interior, que pueden ser sustanciales (Henschel 1993), y aumenta la inversión del diferencial de presión de aire entre el suelo y el interior.

Como única estrategia de prevención, el sellado presenta un potencial limitado de reducción del radón (Brennan et al. 1990, Scott 1993), especialmente con el paso del tiempo. El sellado no aborda la principal causa que hace que el radón pase del suelo al interior, esto es, el flujo de aire impulsado por la presión.

d. Barreras y membranas

Las barreras o membranas entre el suelo y el interior pueden emplearse como única estrategia de prevención del radón o en combinación con otras técnicas como la despresurización pasiva o activa del suelo. Las membranas también pueden ayudar a limitar la penetración de humedad en el interior. Debe plantearse la posibilidad de emplear barreras que cuenten con una homologación externa independiente en cuanto a características como estanqueidad al aire, difusión, resistencia y durabilidad (SINTEF 2007).

Aunque las barreras pueden ser útiles para reducir el transporte de radón desde el suelo hacia el interior, las opiniones sobre su eficacia son desiguales:

- Los defensores de las barreras señalan que una vez instaladas es difícil que sufran deterioro, aunque reconocen que es imprescindible que sean estancas. En su estudio, Scivyer y Noonan (2001) hallaron que a lo largo de un periodo de diez años no hubo cambios significativos en la concentración de radón en viviendas equipadas integralmente con membranas contra el radón.
- Quienes se muestran críticos con las membranas observan que en las condiciones habituales de la construcción resulta muy difícil lograr que las membranas sean estancas. Una membrana perforada podría actuar como trampa recogiendo el gas del suelo y canalizándolo hacia el edificio a través de cualquier abertura existente. Además, las barreras no abordan las diferencias en la presión del aire (Scott 1993). Las barreras podrían ser más eficaces en climas templados, donde las diferencias de presión debidas a la temperatura son pequeñas. En la Figura 6 se muestran ejemplos de instalaciones correctas y deficientes de barreras contra el radón.

Las barreras pueden utilizarse en combinación con otras técnicas de prevención tales como la despresurización del suelo. Cuando se combina con despresurización del suelo no es necesario que la membrana sea continua. En Finlandia, por ejemplo, cuando se instalan tuberías de despresurización del suelo se coloca tela asfáltica reforzada por debajo del piso y de los muros de cimentación.

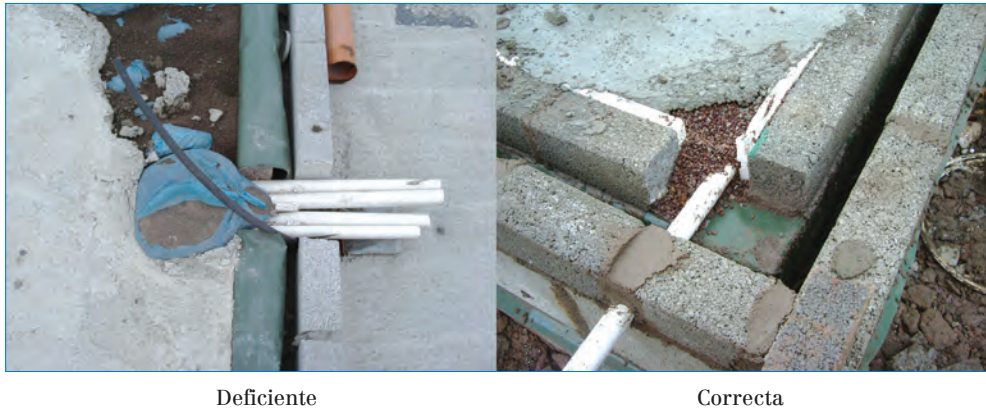


Figura 6. Ejemplos de instalaciones de barreras

e. Ventilación de los espacios no habitables

La ventilación de los espacios no habitables existentes entre el suelo y el espacio habitado (p.ej., cámaras sanitarias ventiladas) puede reducir las concentraciones de radón en el interior al separar el interior del suelo y reducir la concentración de radón por debajo del espacio habitado. La eficacia de esta estrategia depende de una serie de factores, entre los que figuran el grado de estanqueidad al aire del piso situado sobre el espacio ventilado no habitable y, en el caso de la ventilación pasiva, la distribución de las aberturas de ventilación a lo largo del perímetro del espacio no habitable. Una variante de este planteamiento implica el uso de un ventilador para presurizar o despresurizar el espacio no habitable. Sin embargo, la despresurización de la cámara sanitaria mediante ventilador puede plantear problemas como tiro inverso en los aparatos de combustión o pérdidas energéticas (ASTM 2003a). La despresurización bajo losa o bajo membrana, que puede ser activa o pasiva, se recomienda para el control del radón en edificios con cámara sanitaria en la cimentación al proporcionar una mayor reducción del radón que la ventilación de la cámara sanitaria.

f. Ventilación de los espacios habitables

Para una buena calidad general del aire interior resulta deseable que exista un intercambio entre el aire interior y exterior. Por lo que se refiere a la prevención del radón, la ventilación presenta resultados desiguales, y puede provocar pérdidas energéticas, especialmente en climas extremos. Si la principal fuente de radón son los materiales de construcción, la ventilación resulta necesaria. Sin embargo, es preferible evitar desde el primer momento el uso de materiales de construcción que constituyan una fuente de radón (CE 1999).

g. Tratamiento del agua

En las nuevas construcciones no suele llevarse a cabo un tratamiento del agua salvo en las zonas donde se sepa que las altas concentraciones de radón en el agua constituyen un problema. Para más información sobre las técnicas de tratamiento del agua destinadas a reducir las concentraciones de radón en el aire interior, véase el párrafo sobre mitigación del radón al final del apartado 3.3.2.

3.3. Estrategias de mitigación del radón en edificios existentes

En algunos de sus aspectos, la mitigación del radón es similar a la prevención, aunque existen diferencias sutiles pero importantes. La costoeficacia de la mitigación del radón varía en función del tipo de sistema instalado y de la calidad de la instalación. Se ha demostrado que los sistemas de despresurización activa del suelo ofrecen la máxima eficacia en la reducción de las concentraciones de radón, siempre que los instale un contratista experto y no otras personas, incluidos los propios habitantes de la vivienda (Naismith et al. 1998).

Para decidir la mitigación o determinar la eficacia de cualquier medida de mitigación, las mediciones de radón deben realizarse de acuerdo con los protocolos de medición reconocidos y el nivel de referencia aplicable (véanse los capítulos 2 y 6).

El alcance y la urgencia de las recomendaciones de mitigación pueden basarse en las concentraciones de radón determinadas por las mediciones. Por ejemplo, si la medición indica un nivel ligeramente elevado de radón en el interior y la reducción del radón no es urgente, cabe sugerir medidas de mitigación limitadas o escalonadas, que posteriormente pueden ampliarse en caso necesario.

En algunos países, como los Estados Unidos de América, los esfuerzos de mitigación se centran en las medidas de corrección más potentes, como la despresurización activa del suelo. Este planteamiento maximiza la reducción del radón con un pequeño costo suplementario respecto a otros enfoques más limitados. Además, los planteamientos más contundentes ofrecen una mayor confianza en el logro de los objetivos de reducción del radón. Este enfoque robusto de la mitigación resulta adecuado cuando la reducción del radón resulta urgente, por ejemplo con ocasión de la compraventa de la vivienda.

Como se ha expuesto en el capítulo 2, siempre deben realizarse mediciones posteriores a la mitigación para determinar la eficacia de los esfuerzos de reducción del radón. Además, las viviendas mitigadas deben seguirse sometiendo a mediciones periódicas, ya que el desempeño de los sistemas de mitigación del radón puede cambiar con el tiempo (Gammage y Wilson 1993).

3.3.1 Estudios de los edificios y pruebas diagnósticas previas a la mitigación

Los siguientes pasos son importantes para elegir el sistema de reducción del radón más costoeficaz de acuerdo con las características únicas del edificio en cuestión. Generalmente, el proceso de diagnóstico debe ser más exhaustivo en los edificios complejos y en las situaciones de mitigación más difíciles. Existen diversas formas de estudio y diagnóstico, cada una de ellas con sus ventajas e inconvenientes. En la mayoría de los países, el examen previo a la mitigación es realizado por el mismo contratista privado que lleva a cabo la mitigación. En Suiza, la investigación es realizada por un empleado público, que asesora al propietario del inmueble sobre sus opciones de mitigación. En Noruega, el modelo de diagnóstico consiste en obtener una valoración independiente de un contratista privado que se dedique exclusivamente al diagnóstico e, idealmente, sea independiente del contratista que realiza la mitigación. En los EE. UU., Finlandia, Irlanda, el Reino Unido y Suecia, el diagnóstico suele ser realizado por el mismo contratista que efectúa la mitigación. Las pruebas de diagnóstico deben tener en cuenta los siguientes elementos esenciales:

- Casi siempre es necesaria una inspección visual del edificio para determinar la dinámica de entrada del radón y las posibles estrategias de mitigación, evaluando aspectos como:s:
 - o puntos de entrada del radón
 - o opciones para los puntos de aspiración de un sistema DAS
 - o opciones para el recorrido de los conductos DAS

- o principales fuentes de despresurización de la vivienda
 - o historial de construcción y modificaciones del edificio
 - o aparatos de combustión que emitan contaminantes al exterior;
- Si se sospecha una infiltración de gases del suelo impulsada por la diferencia de presiones, a menudo resulta útil emplear humo químico, una ampolla de polvo o un micromanómetro para determinar los siguientes datos: :
 - o diferencias de presión, por ejemplo entre el suelo y el interior o entre el exterior y el interior
 - o extensión del campo de presión en el suelo bajo el espacio habitado cuando se despresuriza este mediante un aspirador o un ventilador temporal (Henschel 1993).

La ampolla de humo no térmico proporciona una indicación cualitativa de las diferencias de presión, mientras que un micromanómetro ofrece datos cuantitativos sobre la magnitud de la diferencia de presiones. También es posible usar un micromanómetro para medir las diferencias de presión entre el interior y el exterior con la ventilación por extracción encendida y apagada para comprender las posibles dinámicas de entradas de radón:

- Cuando se plantee la posibilidad de ventilación mecánica, ya sea para presurizar los espacios interiores o para diluir el radón tras su entrada, puede ser necesario determinar la estanqueidad al aire de la envolvente del edificio. A menudo se utiliza para este fin una puerta estanca equipada con un ventilador, conocida generalmente por su denominación inglesa blower door (ASTM 2003b). Este dispositivo también puede ser útil para determinar la intensidad de ventilación que puede ser necesaria para lograr el grado deseado de reducción del radón en el interior. La medición del caudal de aire proporciona información sobre el caudal de ventilación original y, por tanto, el efecto potencial de un sistema de ventilación sobre la concentración de radón en el interior.
- En edificios con ventilación forzada, puede ser útil emplear un monitor continuo de radón para determinar si el funcionamiento del sistema de ventilación mecánico tiene efectos sobre las concentraciones de radón en el interior. Si la entrada de radón está asociada al funcionamiento de un sistema de ventilación forzada, antes de considerar otras estrategias de mitigación del radón puede empezarse por ajustar dicho sistema de ventilación. Cualquier ajuste de la ventilación ha de hacerse de modo que no cause otros problemas, y debe ser realizado por un contratista experto en sistemas de ventilación y familiarizado con los reglamentos y normas.
- Cuando se sospeche la existencia de emanación desde los materiales de construcción, las mediciones deben realizarse según lo descrito en el apartado 2.2.4.
- Si se sospecha que el radón puede deberse a agua procedente de un pozo privado, deben tomarse muestras de agua para su análisis en un laboratorio.

3.3.2 Estrategias de mitigación del radón

Para que sean costoeficaces, las estrategias de mitigación del radón deben adaptarse a la combinación concreta de características de las viviendas y edificios, zona climática, fuentes de radón y mecanismos de transporte. En la Tabla 10 se presenta un

Tabla 10. Técnicas comunes de mitigación del radón, con su correspondiente desempeño y costosa^{a,b}

Técnica	Reducción de radón típica [%]	Costos típicos de su instalación por un contratista [€] ^c	Costos típicos de funcionamiento anuales [€] ^d	Observaciones
DAS ^e : sistema bajo losa, porosidad baja-alta	50–99	850 –2 700	50–275	El sistema de aspiración bajo losa se instala en el relleno de piedra porosa bajo losa, en los componentes de control del agua subterránea o en un sumidero perforado
DAS ^e : sistema bajo losa, porosidad muy alta	50–99	850–2 700	50–275	Conocido también como despresurización bajo losa
DAS ^e : despresurización bajo membrana	50–99	1 100–2 700	50–275	En cámaras sanitarias accesibles, se coloca una membrana sobre el suelo expuesto y se aplica la aspiración bajo la membrana
Ventilación activa bajo el piso	50–99	550–1 600	50–275	Utiliza un ventilador para presurizar o despresurizar los espacios no habitables entre el suelo y el espacio habitado (precaución por la posible exposición de las tuberías de agua a condiciones de helada)
Ventilación pasiva bajo el piso	0–50	0–550 añaden aberturas de ventilación adicionales	Variables	No eficaz en regiones dominadas por la calefacción ni en viviendas con pisos no estancos al aire (precaución ante la posible congelación de las tuberías de agua)
Pozos de radón	60–95	2 150–4 300	Variables	Alcanzan su máxima eficacia en suelos muy porosos (como gravas). Pueden usarse para reducir la entrada de radón en varias viviendas
Presurización del suelo	50–99	550–1 600	50–275	Alcanza su máxima eficacia en suelos muy porosos con niveles moderadamente elevados de radón en el suelo y una losa de hormigón muy estanca al aire en contacto con el suelo
Presurización de cámara sanitaria en contacto con el suelo	50–99	550–1 600	150–550	Alcanza su máxima eficacia cuando el espacio en contacto con el suelo es relativamente estanco al aire y está aislado del exterior y de otros espacios interiores
Ventilación pasiva del espacio habitado	Variable/ temporal	Inexistentes	100–750	Supone una pérdida significativa de aire calefactado o refrigerado; no puede constituir una estrategia de mitigación permanente, especialmente en climas severos
Ventilación activa del espacio habitado	30–70	225–2 700	7–550	Varía desde un ventilador de impulsión muy pequeño hasta un ventilador equilibrado con recuperación de calor (ambos de funcionamiento continuado)

^a Los datos, comunicados por USEPA (2003), se han modificado para que el formato sea similar a los de Finlandia y el Reino Unido.

^b Las dos principales técnicas de mitigación en relación con el agua son la aireación y la filtración por carbón activado, que no figuran en esta tabla.

^c Los costos de instalación pueden ser más elevados si se requieren obras por motivos estéticos, si existe una elevada demanda local de mitigación o si escasean los profesionales correspondientes.

^d Los costos correspondientes a la electricidad para hacer funcionar el ventilador y a las pérdidas de calefacción/refrigeración se basan en determinadas suposiciones sobre el clima (que se considera moderado), el tamaño de la vivienda y el costo local de la electricidad y el combustible (Bohac et al. 1992).

^e La despresurización activa del suelo (DAS) se destaca en esta tabla por ser la técnica de mitigación de radón más habitual.

^f El ventilador de impulsión pequeño se usaría para presurizar ligeramente los espacios en contacto con el terreno.

resumen de las técnicas de mitigación del radón. Los costos de instalación reflejan los correspondientes a contratistas experimentados en la mitigación de radón. Al igual que sucede en la prevención, en la mitigación pueden combinarse diversas técnicas, ya sea en el caso de edificios complejos o cuando un único planteamiento no permita obtener resultados suficientes (BRE 1998, Henschel 1993, Pye 1993, Roserens et al. 2000, Welsh et al. 1994). En general, los sistemas de mitigación del radón pueden clasificarse en las siguientes categorías:

a. Despresurización activa del suelo (DAS)

Como se ha indicado antes, la DAS es la forma más frecuente de mitigación de radón en viviendas ya existentes. Por su alta fiabilidad en la reducción del radón en una amplia variedad de edificios residenciales y de otro tipo, la DAS debe ser uno de los primeros planteamientos en considerarse. Según un estudio de la OMS (OMS 2007), los siguientes países indicaron que la despresurización activa del suelo era el método mayoritario de mitigación del radón: Alemania, Austria, Bélgica, Eslovenia, Estados Unidos, Finlandia, Noruega, Reino Unido y Suecia. Las configuraciones específicas de estos sistemas dependen de las características de los cimientos (p.ej. sótano, losa de cimentación o cámara sanitaria).

Las principales dificultades para aplicar la DAS en edificios existentes en comparación en nuevas construcciones son las siguientes:

- El material situado bajo el piso inferior del edificio puede presentar una permeabilidad muy limitada, lo que puede hacer necesario instalar un sumidero o pozo de aspiración (para incrementar la superficie bajo losa sobre la que se aplica la aspiración) o redimensionar el ventilador DAS.
- Puede resultar difícil sellar las aberturas entre el suelo y el espacio habitado.
- Puede ser difícil encontrar un trazado aceptable para los conductos de ventilación.

b. Ventilación de los espacios habitables

La ventilación de los espacios habitables puede ser activa —mediante ventiladores— o pasiva, mediante el accionamiento manual de ventanas y aberturas de ventilación. Los datos probatorios sobre la eficacia de la ventilación pasiva o natural para el control del radón son limitados (Cavallo et al. 1991, 1996). Sin embargo, en climas templados como el de Irlanda, la ventilación se emplea como método eficaz de mitigación del radón (Synnott 2004, 2007). Los planteamientos para la reducción del radón basados en la ventilación son más frecuentes en escuelas y otros edificios grandes con ventilación mecánica que en casas pequeñas (OMS 2007). La ventilación forzada puede reducir las diferencias de presión entre el suelo y el espacio habitado, además de diluir el radón una vez que ha penetrado en el interior. Estos sistemas son especialmente útiles cuando se dan uno o más de los siguientes factores:

- Los materiales de construcción constituyen una fuente de radón importante.
- El edificio está ubicado en una zona con clima no dominado por la calefacción o la refrigeración, por lo que la ventilación supone menores pérdidas energéticas.
- Existen numerosos problemas relativos a la calidad del aire interior.
- La DAS no resulta viable o no permite reducir lo suficiente las concentraciones de radón.

La ventilación forzada puede realizarse de uno de los tres modos siguientes, debiéndose tener en cuenta las respectivas ventajas e inconvenientes:

1. La ventilación por extracción, que despresuriza el interior en relación con el suelo y el exterior, no se utiliza casi nunca para el control del radón, especialmente en climas dominados por la calefacción o la refrigeración.
2. La ventilación por impulsión (o ventilación positiva) tiende a presurizar el interior con respecto al suelo y al exterior, además de diluir el radón una vez que ha penetrado en el interior. En el Recuadro 3 se proporciona un ejemplo con una estimación de costos. La ventilación por impulsión conlleva posibles riesgos como, en el caso de los climas cálidos, los daños por condensación en la envolvente del edificio. Sin embargo, en el Reino Unido y Suiza se han empleado con éxito pequeños ventiladores impulsores para reducir el radón en interiores. Los críticos argumentan que, para resultar eficaz, los residentes deben llevar a cabo un mantenimiento de los filtros, y todas las puertas y ventanas deben permanecer cerradas (Clarkin et al. 1992).
3. La ventilación equilibrada por extracción ni presuriza ni despresuriza el interior con respecto al suelo y al exterior. Esta forma de ventilación diluye el radón una vez que ha penetrado en el edificio. En climas dominados por la calefacción o refrigeración, la ventilación equilibrada se lleva a cabo con frecuencia mediante un ventilador recuperador de calor o de energía para reducir el consumo energético.

Recuadro 3: Ejemplo de ventilación por impulsión con algunas estimaciones de costo

FLos ventiladores reducen el radón presurizando ligeramente el interior con respecto al suelo o reduciendo la presión negativa del interior. En casas del Reino Unido con concentraciones de radón de hasta 750 Bq/m³ se han empleado ventiladores con un caudal máximo de 52 l/s para reducir las concentraciones por debajo del nivel de referencia de 200 Bq/m³. Estos sistemas tienen un costo de instalación de unos 500-750 dólares estadounidenses y un costo anual de funcionamiento de 10-15 dólares.

c. Sellado de superficies

El sellado de las aberturas en las superficies situadas entre el interior y el suelo como técnica de mitigación exclusiva es un planteamiento discutido, cuya eficacia es en el mejor de los casos limitada. Se ha señalado que el sellado por sí solo únicamente es eficaz en 1 de cada 1500 casos, por lo que esta práctica no se recomienda (Turk et al. 1991, USEPA 1993). En Finlandia, el sellado por sí solo reduce las concentraciones de radón en interiores entre un 10% y un 30% (Arvela y Hoving 1993). Noruega recomienda el sellado como un paso inicial al que, en caso necesario, deben seguir medidas de mitigación adicionales (SINTEF 2007). Cuando se combina con la despresurización activa del suelo, el sellado mejora el desempeño del sistema; sin embargo, si se emplea como estrategia exclusiva, resulta muy difícil sellar suficientemente las superficies en contacto con el suelo para evitar la penetración del radón debida a la diferencia de presiones.

d. Tratamiento del agua

En los casos relativamente infrecuentes en los que se transportan cantidades significativas de radón al interior a través del agua procedente de un pozo privado, este radón se libera al aire del interior. En esos casos pueden aplicarse medidas de tratamiento del agua para reducir la concentración de radón en el aire del interior. El riesgo para la salud asociado al radón del agua se debe principalmente a la inhalación, no a la ingestión. Las principales estrategias para reducir el radón en interiores procedente de agua de pozo en el punto de entrada en el hogar son las siguientes:

- Aireación: en un tanque sellado se hace burbujear aire a través del agua, o se pulveriza el agua en el aire, o se hace caer el agua en cascada sobre obstáculos, con lo que el radón se extrae del agua y sale al exterior
- La filtración por carbón activado granulado suele ser menos costosa, pero da lugar a una menor reducción de radón.

Dembek et al. (1993) y las Guías para la calidad del agua potable de la OMS (OMS 2005) proporcionan información adicional sobre la mitigación del radón en el agua.³

³ Con posterioridad a la publicación de la edición inglesa del presente documento, la OMS ha publicado una nueva edición de estas Guías para la calidad del agua potable: World Health Organization (2011). *Guidelines for drinking-water quality (Fourth Edition)*. WHO, Geneva.

REFERENCIAS

American Association of Radon Scientists and Technologists (2006). *Active Soil Depressurization Radon Mitigation Standards for Low Rise Residential Buildings*. AARST, Fletcher, NC.

American Society for Testing and Materials International (2003a). *Standard Practice for Installing Radon Mitigation in Existing Low-Rise Residential Buildings*. ASTM (E2121-03), West Conshohocken, PA.

American Society for Testing and Materials International (2003b). *Standard Test method for Determining Air Leakage Rate by Fan Pressurization*. ASTM (E779-03), West Conshohocken, PA.

American Society for Testing and Materials International (2007). *Standard Practice for Installing Radon Mitigation Systems in Existing Low-Rise Residential Buildings*. ASTM (E1465-06), West Conshohocken, PA.

Arvela H, Hoving P (1993). *Finnish experience in indoor radon mitigation*. The Sixth International Conference on Indoor Air Quality and Climate IV:563-568, Helsinki.

Bohac D et al. (1992). *The energy penalty of sub-slab depressurization radon mitigation systems*. Proceedings of the 1992 International Symposium on Radon and Radon Reduction Technology, US Environmental Protection Agency (2:7.37-7.55), Research Triangle Park, NC.

Brennan T, Osborne M, Brodhead B (1990). *Evaluation of radon resistant new construction techniques*. Proceedings of the 1991 International Symposium on Radon and Radon Reduction Technology, US Environmental Protection Agency (5:8.1-13), Research Triangle Park, NC.

Building Research Establishment (1998). *Guide to Radon Remedial Measures in Existing Dwellings: Dwellings with Cellars and Basements*. BRE, Watford.

Cavallo A, Gatsby K, Reddy T (1991). *Natural basement ventilation as a radon mitigation technique*. Proceedings of the 1991 International Symposium on Radon and Radon Reduction Technology, US Environmental Protection Agency (2:Preprints IV:1-24), Research Triangle Park, NC.

Cavallo A, Gatsby K, Reddy T (1996). Comparison of natural and forced ventilation for radon mitigation in houses. *Environment International*, 22: Supplement 1:1073-1078.

Clarkin M, Brennan T, Osborne M (1992). Proceedings of the 1992 International symposium on radon and radon reduction technology. US Environmental Protection Agency (2:11.37-11.50) Research Triangle Park, NC.

Dembek Z et al. (1993). *A comparison of radon-in-water mitigation systems*. The 1993 International Radon Conference (VI:75-82), American Association of Radon Scientists and Technologists, Denver, CO.

Dewey R, Nowak M, Muraine D (1994). *Radon mitigation effectiveness in new home construction: Passive and active techniques*. The 1994 Annual Radon Symposium (V:1.1-1.8), Atlantic City, NJ.

DSMA ATCON (1982). *Final report on investigation and implementation of remedial measures for the radiation reduction and radioactive decontamination of Elliot Lake Ontario*. Atomic Energy Control Board, Ottawa.

European Commission (1999). *Radiological protection principles concerning the natural radioactivity of building materials*. Radiation Protection 112, EC, Luxembourg.

Flater D, Spencer J (1994). *Evaluation of radon mitigation systems installed in Iowa*. The 1994 Annual Radon Symposium II (6.1-6.6), Atlantic City, NJ.

Gammage R, Wilson D (1990). *Performance experience with radon mitigation systems*. The Fifth International Conference on Indoor Air Quality and Climate, Toronto.

General Administration of Quality Supervision (2000). *Standard guide for radon control options for the design and construction of new low-rise residential buildings* (GB/T 17785-1999), Beijing.

General Administration of Quality Supervision (2002). *Indoor air quality standard* (GB/T 18883-2002), Beijing.

Gessall TF, Lowder WM (1980). *Natural Radiation Environment III* (Proceedings of a Symposium Held at Houston, Texas April 23-28, 1978). US Department of Energy Technical Information Center, 2:1444-1445.

Henschel D (1993). *Radon reduction techniques for existing detached houses: technical guidance for active soil depressurization systems* (Third Edition), US Environmental Protection Agency (EPA/625/R-93/011), Washington, D.C.

Henschel D (1995). Re-entrainment and dispersion of exhausts from indoor radon reduction systems: Analysis of tracer gas data. *Indoor Air*, 5(4):270-284.

Henschel D, Scott A (1991). *Causes of elevated post mitigation radon concentrations in basement houses having extremely high pre-mitigation levels*. Proceedings of the 1991 International Symposium on Radon and Radon Reduction Technology 2, U.S. Environmental Protection Agency (Preprints IV.1-17), Research Triangle Park, NC.

Naismith SP, Miles JCH, Scivyer CR (1998). The influence of house characteristics on the effectiveness of radon remedial measures. *Health Phys*, 75:410-415.

Nezmal M et al. (2004). *The new method for assessing the radon risk of building sites*. Czech Geological Survey, Prague.

Pye PW (1993). *Sealing cracks in solid floors: A BRE guide to radon remedial measures in existing dwellings*. Building Research Establishment, Watkins.

Roserens GA et al. (2000). *Swiss Radon Handbook*. Swiss Federal Office of Public Health, Bern.

Saum D (1991). Mini fan for SSD radon mitigation in new construction. *Proceedings of the 1991 International Symposium on Radon and Radon Reduction Technology*, US Environmental Protection Agency (4:VIII.5-10), Research Triangle Park, NC.

Saum D (1993). *Failure models for residential passive stack radon control*. The 1993 International Radon Conference VI:22, American Association of Radon Scientists and Technologists, Denver, CO.

Scott A (1979). *Comments on subfloor ventilation*. Proceedings of the II Workshop on Radon and Radon Daughters in Urban Communities Associated with Uranium Mining and Processing, Atomic Energy Control Board Report, 1164-72.

Scott A (1993). Causes of Poor Sealant Performance in Soil-Gas-Resistant Foundations. *Indoor Air*, 3(4):376-381.

Scivyer C (2007). *Radon: Guidance on Protective Measures for New Dwellings*. HIS BRE Press, Bracknell, Berkshire.

Scivyer C, Noonan K (2001). Long term durability of UK radon protection measures. *Environmental Management and Health*, 12(5):510-515.

Synnott H et al. (2004). Radon in Irish primary and post-primary schools: the results of a national survey. RPII-04/02, (<http://www.rpii.ie/Download/RadoninSchools.pdf>).

Synnott H et al. (2007). The effectiveness of radon remediation in Irish schools. *Health Physics*, 92(1):50-57.

The Foundation for Scientific and Industrial Research at the Norwegian Institute of Technology (2007). *Guidelines for Preparation of SINTEF Technical Approval for Radon Membranes*. SINTEF (NTH), Oslo.

Somlai J et al. (2005). Radiation dose from coal-slag used as building material in the Transdanubian region of Hungary. *Radiat Prot Dosimetry*, 118:82-87.

Turk BH et al. (1991). Effectiveness of radon control techniques in fifteen homes. *J Air Waste Manage Assoc.* 41(5):723-734.

United States Environmental Protection Agency (1993). *Radon Reduction Techniques for Existing Detached Houses: Technical Guidance (Third Edition) for Active Soil Depressurization*. UPEPA Publication 625-R-93-011, Washington D.C.

United States Environmental Protection Agency (2003). *Consumer's Guide to Radon Reduction*. USEPA Publication 402-K-03-002, Washington D.C.

Welsh PA, Pye PW, Scivyer CR (1994). *Protecting Dwellings with Suspended Timber Floors: A BRE Guide to Radon Remedial Measures in Existing Dwellings*. Building Research Establishment, Watkins.

Yull GK (1994). *Reentry of Radon from Mitigation System Outlets*. The American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers (ASHRAE) Transactions, V 100:595-602.

World Health Organization (2005). *Guidelines for drinking-water quality (Third Edition)*. WHO, Geneva.

World Health Organization (2007). *International Radon Project Survey on Radon Guidelines, Programmes and Activities*. WHO, Geneva.

4. Costoeficacia del control del radón

MENSAJES CLAVE

- La costoeficacia de las medidas preventivas es tanto mayor cuanto más alta sea la concentración media de radón en una zona. Sin embargo, en muchos casos resultaría costoeficaz instalar medidas de prevención del radón —como una barrera contra el radón— en todos los edificios nuevos.
- La costoeficacia de las medidas correctivas en edificios existentes depende en gran medida de los costos de identificar las viviendas afectadas y de los costos de las medidas propiamente dichas.
- Incluso aunque los análisis de costoeficacia indiquen que los programas correctivos no son costoeficaces desde el punto de vista nacional, en las zonas con altas concentraciones de radón deben llevarse a cabo dichas medidas correctivas.
- Los análisis de costoeficacia son herramientas útiles para evaluar las políticas actuales y pueden desembocar en formas nuevas y más costoeficaces de reducir el riesgo asociado al radón.
- Los análisis de costoeficacia proporcionan información útil para los encargados de formulación de políticas a la hora de evaluar políticas y alternativas, pero presentan incertidumbres y limitaciones. Por consiguiente, los resultados de dichos análisis deben interpretarse y comunicarse con prudencia.

El presente capítulo considera el uso de la evaluación económica como forma sistemática de valorar los costos y beneficios de las diferentes acciones preventivas y correctivas. El capítulo comienza exponiendo los principales elementos de la evaluación económica — en particular, la metodología del análisis de costoeficacia— y la relevancia de ese enfoque para las medidas en el ámbito del radón. A continuación analiza brevemente casos anteriores en los que se ha sometido a evaluación económica la reducción del radón. Un ejemplo práctico ilustra el tipo de datos que se necesita para realizar un análisis de costoeficacia, los métodos para presentar los resultados y el modo de interpretar dichos resultados. El capítulo concluye con algunas recomendaciones sobre el uso de análisis de costoeficacia en la formulación y evaluación de políticas relativas al radón.

4.1 El marco del análisis de la costoeficacia

La ciencia económica parte de la premisa de que vivimos en un mundo de escasez, donde los individuos, las organizaciones y los gobiernos deben tomar decisiones sobre la asignación de unos recursos escasos. Las decisiones de asignación pueden verse influidas por muchos factores, y pueden resultar incoherentes o despilfarradoras si no se emplea algún tipo de regla de decisión. Un planteamiento por el que se ha abogado en numerosos países para asistir a las políticas es el análisis de costos y beneficios, en el que los analistas intentan asignar un valor monetario a todos los costos y beneficios asociados a una determinada política o medida. La decisión de recomendar o no la aplicación de una medida depende de si los costos estimados superan o no el valor de los beneficios. La primera vez que se aplicó explícitamente este enfoque fue en la década de 1930, en los EE. UU., para tratar de mejorar las decisiones de gasto federales relativas a las inversiones del *New Deal*⁴, tales como medidas de control de inundaciones (Porter 1995). Posteriormente, el análisis de costos y beneficios se ha utilizado para evaluar grandes decisiones de inversión como la ampliación de ferrocarriles subterráneos, la ubicación de aeropuertos internacionales y autopistas, y la adopción de medidas de seguridad vial y protección ambiental.

Sin embargo, la dificultad de asignar un valor monetario consensuado a bienes como puedan ser las vistas paisajísticas, la biodiversidad o las vidas humanas ha impedido una aceptación y adopción generalizadas del enfoque de análisis de costos y beneficios. En el caso de los cuidados de salud, en particular, los analistas abogan desde hace cierto tiempo por una técnica de evaluación más limitada conocida como análisis de costoeficacia, que evita algunas de las dificultades asociadas al análisis de costos y beneficios. La costoeficacia se aplicó por primera vez a las decisiones en el ámbito de la salud en la década de 1960, y sus principales características se expusieron en un influyente artículo de 1977 (Weinstein y Stason 1977). La metodología recomendada para el análisis de costoeficacia continúa evolucionando, pero se ha alcanzado un grado razonable de consenso internacional sobre los elementos principales (Gold et al. 1996, Drummond et al. 2005).

El enfoque de la costoeficacia también parte de la base de que la escasez de recursos exige que las decisiones sobre su asignación estén guiadas por la evaluación de sus costos en relación con los beneficios esperados. Sin embargo, en el análisis de la costoeficacia no se intenta valorar monetariamente dichos beneficios. Lo que se hace es calcular el cociente entre los costos sanitarios netos y los beneficios netos para la salud (es decir, restando de los efectos beneficiosos las posibles consecuencias adversas, tales como efectos secundarios) para diferentes medidas o políticas, con lo que se obtiene un índice que permite ordenar y priorizar dichas medidas.

4.1.1 Uso de los años de vida ajustados por calidad como criterio de valoración de los resultados

En principio, el análisis de la costoeficacia puede emplear cualquier criterio de valoración relevante para el resultado o el beneficio, como pueden ser los casos detectados, las muertes evitadas, los días libres de síntomas o la reducción porcentual del radón. Sin embargo, solo es posible efectuar comparaciones entre medidas que utilicen un mismo criterio de valoración del resultado: no es posible, por ejemplo, comparar directamente la costoeficacia de una medida expresada como costo por cada caso de cáncer evitado con la de otra medida cuya costoeficacia se mide como costo por cada día sin síntomas de cardiopatías. Por ello, los investigadores que trabajan en este campo han abogado por el uso de un criterio de valoración compuesto de los resultados que incluye no solo la cantidad de vida —supervivencia expresada en años de vida— sino también su calidad. El criterio resultante son los años de vida ajustados por calidad (AVAC), que en principio permiten establecer comparaciones entre la mayoría de medidas correspondientes a políticas de mejora de la salud.

⁴ El *New Deal* fue un paquete de medidas introducidas por el gobierno estadounidense en la década de 1930 para ayudar a la economía a salir de la recesión que atravesaba (conocida como la «Gran Depresión»).

Como ilustración del uso de los AVAC, consideremos el caso de una mujer de 70 años con una calidad de vida «promedio». Si la máxima calidad de vida relacionada con la salud es de 1 y el fallecimiento corresponde a 0, podría considerarse que su calidad de vida es de 0,85: esto es, cada año natural equivale a 0,85 años ajustados por calidad de vida. Si esa mujer sufre un accidente cerebrovascular que le provoca discapacidad y reduce su esperanza de vida adicional desde 15 hasta 8 años, y si se considera que la discapacidad supone una calidad de vida de 0,6, su esperanza de vida ajustada por calidad habrá caído desde $(15 \times 0,85) = 12,75$ AVAC hasta $(8 \times 0,6) = 4,8$ AVAC, una pérdida de $(12,75 - 4,8) = 7,95$ AVAC que se deriva tanto de la reducción de la esperanza de vida como de la menor calidad de vida.

Otro criterio de valoración compuesto para los resultados, el año de vida ajustado por discapacidad (AVAD), se desarrolló a principios de la década de 1990 en respuesta al encargo del Banco Mundial de elaborar un estudio mundial sobre la carga de la enfermedad en el que basar las prioridades de investigación y elaboración de políticas y recomendar paquetes de intervención para países en diferentes estadios de desarrollo (Murray et al. 1994, Banco Mundial 1993). Sin embargo, el uso de los AVAD para la evaluación de intervenciones específicas ha sido menos generalizado.

A la hora de asignar los recursos, la ventaja que tienen tanto los AVAC como los AVAD como criterios de valoración de los resultados es que recogen las dos principales dimensiones en las que puede valorarse una intervención para prevenir o tratar cualquier enfermedad —la mortalidad y la morbilidad— y por ende permiten efectuar comparaciones entre numerosos usos alternativos de los recursos destinados a mejorar la salud. Comparando los índices de costoeficacia y seleccionando sistemáticamente aquellos usos que presenten los índices más favorables es posible maximizar la ganancia total de salud obtenida con un determinado presupuesto. El planteamiento es similar tanto si se usan AVAC como AVAD, siendo la principal diferencia que en el primer caso el índice de costoeficacia sería el costo por cada AVAC ganado, y en el segundo el costo por cada AVAD evitado. En el ejemplo proporcionado a continuación se emplean los AVAC, pero el enfoque general no depende de esta elección. Por tanto, el análisis de la costoeficacia puede ayudar a promover la eficiencia en la asignación de recursos sanitarios y proporciona un marco útil para evaluar los costos y beneficios probables de nuevas intervenciones o políticas.

El siguiente ejemplo simplificado muestra cómo podría utilizarse en la prevención y mitigación del radón un enfoque basado en la costoeficacia para maximizar el beneficio para la salud a partir de un presupuesto dado. Supongamos que una nueva medida de prevención del radón ha demostrado ser eficaz en un estudio piloto y que se ha encargado a la agencia de protección radiológica aplicar dicha medida en todos los edificios escolares no protegidos hasta entonces. Sin embargo, no se dota a la agencia de presupuesto adicional para aplicar esta política. La agencia empieza por evaluar los costos y efectos globales de todos los programas existentes. En total se identifican diez programas distintos e independientes, cada uno de ellos con costos y efectos diferentes, a partir de los cuales puede calcularse el índice de costoeficacia de cada programa dividiendo el costo del programa entre su eficacia (en cada caso, el costo añadido con respecto a la siguiente alternativa mejor y la correspondiente eficacia añadida). La Tabla 11 muestra los resultados de diez intervenciones hipotéticas en diferentes tipos de viviendas, lugares de trabajo y escuelas. En el ejemplo se observa claramente que la costoeficacia varía enormemente, desde aproximadamente 6700 euros (programa 3) hasta 62500 euros (programa 7) por AVAC ganado.

Tras reordenar las intervenciones de la Tabla 11 según su costoeficacia y calcular los costos y efectos acumulados se obtiene la Tabla 12. Aplicar todos los programas supone un costo total de 9,7 millones de euros y proporciona un total de 681 AVAC en comparación con no realizar ninguno de los programas. La Figura 7 muestra la información en forma de diagrama, con la ganancia acumulada de AVAC en el eje x y el costo acumulado en

Tabla 11. Costos, efectos y costoeficacia de 10 intervenciones hipotéticas

Programa	Costo total (miles de €)	Eficacia incremental (AVAC)	Costoeficacia (costo por AVAC ganado)
1	1 200	140	8 571
2	700	27	25 926
3	800	120	06 667
4	800	18	44 444
5	2 000	85	23 529
6	500	64	7 813
7	1 000	16	62 500
8	1 100	85	12 941
9	1 400	102	13 725
10	200	24	8 333
Total	9 700	681	

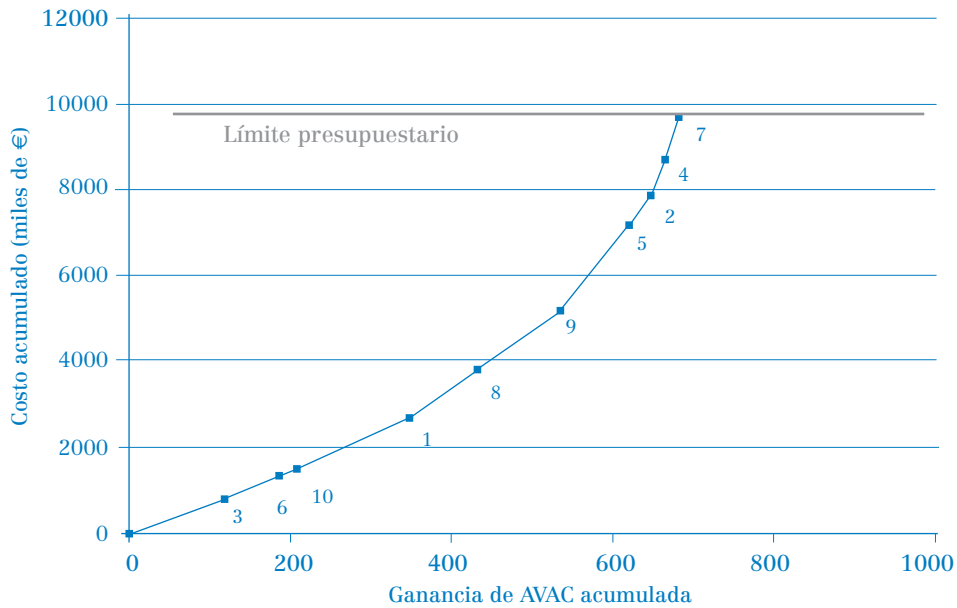
Tabla 12. Las diez intervenciones hipotéticas, ordenadas por costoeficacia

Programa	Costo total (miles de €)	Costo acumulado (miles de €)	Eficacia (AVAC)	Eficacia acumulada (AVAC)	Costoeficacia (Costo por AVAC ganado)
3	800	800	120	120	6 667
6	500	1 300	64	184	7 813
10	200	1 500	24	208	8 333
1	1 200	2 700	140	348	8 571
8	1 100	3 800	85	433	12 941
9	1 400	5 200	102	535	13 725
5	2 000	7 200	85	620	23 529
2	700	7 900	27	647	25 926
4	800	8 700	18	665	44 444
7	1 000	9 700	16	681	62 500
Total		9 700		681	

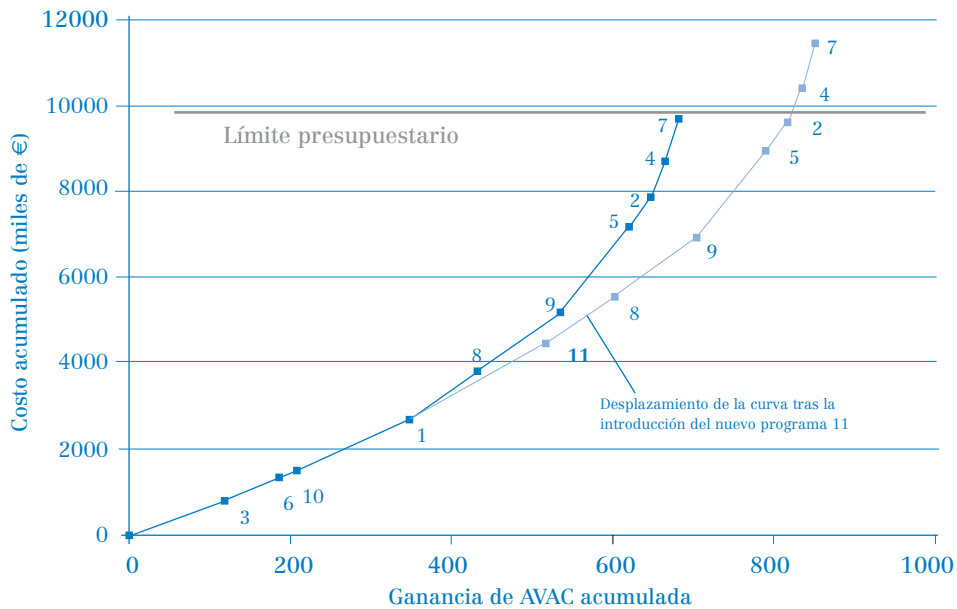
Tabla 13. Costos, efectos y costoeficacia tras la introducción de un nuevo programa

Programa	Costo total (miles de €)	Costo acumulado (miles de €)	Eficacia (AVAC)	Eficacia acumulada (AVAC)	Costoeficacia (Costo por AVAC ganado)
3	800	800	120	120	6 667
6	500	1 300	64	324	7 813
10	200	1 500	24	348	8 333
1	1 200	2 700	140	260	8 571
11	1 800	4 500	170	518	10 588
8	1 100	5 600	85	603	12 941
9	1 400	7 000	102	705	13 725
5	2 000	9 000	85	790	23 529
2	700	9 700	27	817	25 926
4	800	10 500	18	835	44 444
7	1 000	11 500	16	851	62 500
Total		9 700		817	

Se introduce un nuevo programa, el programa 11. Para no superar el presupuesto total es necesario renunciar a los programas 4 y 7.



Datos derivados de la Tabla 12
 Figura 7. Frontera de costoeficacia



Datos combinados de la Figura 7 y la Tabla 13
 Figura 8. Desplazamiento de la frontera de costoeficacia tras la introducción de un nuevo programa

el eje y. Partiendo del origen se van añadiendo los distintos programas por orden de costoeficacia, representando cada punto los costos y efectos acumulados. La pendiente entre dos puntos sucesivos corresponde al índice de costoeficacia del programa en cuestión. La curva resultante puede interpretarse como la frontera de costoeficacia, ya que muestra la máxima ganancia de salud que puede obtenerse con los programas existentes para un nivel de recursos dado. Cualquier punto situado debajo y a la derecha de la curva no puede alcanzarse con los programas existentes, mientras que cualquier punto situado encima y a la izquierda supone un uso ineficiente de los recursos, ya que podrían obtenerse mayores beneficios con un costo igual o inferior.

Ahora podemos introducir en el ejemplo la nueva medida preventiva (programa 11): tiene un costo total de 1,8 millones de euros anuales, y su aplicación supondrá una ganancia de 170 AVAC, por lo que su costoeficacia es de 10600 euros por AVAC ganado. Este índice de costoeficacia es mejor que el de varios de los programas existentes, como se observa en la Tabla 13: el nuevo programa 11 se sitúa por detrás de los programas 3, 6, 10 y 1, mientras que los programas 4 y 7 —los que tenían una costoeficacia menor— pasan a quedar por encima del límite de presupuesto y deben abandonarse. Sin embargo, a pesar de renunciar a estos dos programas, el total de AVAC ganados pasa de los 681 de la Tabla 11 a los 817 de la Tabla 13, y los gastos siguen estando dentro del límite presupuestario de 10 millones de euros. La Figura 8 vuelve a mostrar esta información en forma de frontera de costoeficacia desplazada hacia la derecha, lo que indica que puede lograrse una mayor ganancia de salud con los mismos recursos. El área entre ambas curvas representa la ganancia de salud añadida.

El ejemplo anterior ilustra el modo de aplicar el enfoque de la costoeficacia para ayudar a decidir la priorización de una nueva política: en primer lugar se evalúa si es más costoeficaz que otras políticas que logran el mismo objetivo, y en segundo lugar se identifican las actividades menos costoeficaces a las que podría renunciarse a fin de liberar recursos para la nueva política.

4.2 Evaluaciones económicas anteriores de la prevención y mitigación del radón

En los dos últimos decenios se han presentado varias evaluaciones o análisis económicos de programas de reducción del radón que abarcaban tanto las medidas correctivas en edificios existentes como las preventivas en las nuevas construcciones. Solo unos pocos de estos análisis se han publicado en revistas con revisión científica externa o en actas de congresos internacionales, y algunos de ellos no son fácilmente accesibles por haberse publicado únicamente en el marco de informes nacionales, en su mayoría en idiomas de menor difusión internacional. Otros constituyen juicios más o menos incompletos, y no análisis integrales de la costoeficacia, al estar basados en premisas y cálculos simplificados así como en datos limitados sobre los costos de las medidas correctivas o preventivas. Las diferencias en las premisas y el diseño analítico hacen que resulte difícil comparar estos análisis. Por consiguiente, solo se comentarán aquí algunos de los análisis más completos y recientes publicados en revistas internacionales con revisión científica externa (Castren 1994, Colgan y Gutiérrez 1996, Coskeran et al. 2005, 2006, Denman et al. 2005, USEPA 1992, Field et al. 1996, Ford et al. 1999, Kennedy et al. 1999, 2001, 2002, Letourneau et al. 1992, Macinoewski y Napolitano 1993, Maringer et al. 2001, Moeller y Fujimoto 1988, Mossman y Sollito 1991, Stigum et al. 2003, 2004)⁵.

La costoeficacia de las medidas preventivas y correctivas contra el radón se mide a través del costo de prevenir una muerte por cáncer de pulmón y también del costo por año de vida ganado. En algunos de los análisis, la costoeficacia se ha cuantificado como costo por año de vida ajustado por calidad (AVAC) ganado al considerar adicionalmente el efecto de las medidas correctivas contra el radón sobre la calidad de vida de las personas y no solo sobre la duración. En la mayoría de los estudios, los resultados se sitúan en una franja de 15 000 a 55 000 euros por AVAC ganado, con valores generalmente menores en las medidas preventivas para las viviendas futuras que en las medidas correctivas en viviendas existentes.

El costo de la prevención y la mitigación varía de unos países a otros por las diferencias en la tipología y construcción de las viviendas, así como en la experiencia previa y la disponibilidad de descripciones normalizadas de medidas costoeficaces. Algunos países han elaborado programas integrales del radón en los que se ofrecen servicios de

⁵ En el marco del Proyecto Internacional del Radón de la OMS se llevó a cabo un estudio bibliográfico exhaustivo de las evaluaciones económicas — tanto publicadas como no publicadas— de los programas de reducción del radón..

medición y mitigación a un costo razonable, lo cual reduce los costos por AVAC ganado. La concentración media de radón y su distribución varían de un país a otro, y de una región a otra dentro de un mismo país, lo que también afecta al análisis. Generalmente, el costo por AVAC ganado es menor en las áreas con mayores concentraciones de radón.

Las diferencias entre países en la incidencia del cáncer de pulmón y en los hábitos de tabaquismo, así como el uso de diferentes modelos o datos de riesgo en el análisis, también afectan a las evaluaciones económicas. Ninguno de los análisis realizados anteriormente han utilizado datos de riesgo actualizados derivados de los análisis agrupados realizados en Europa, Norteamérica y China (Darby et al. 2005, Krewski et al. 2005, Lubin et al. 2004). La mayoría de los estudios que se comentan aquí han concluido que las medidas preventivas en todos los edificios de nueva construcción resultan costoeficaces en aquellas zonas donde más del 5% del parque de viviendas actual supere los 200 Bq/m³. En algunas zonas con bajas concentraciones medias de radón, los costos de medición pueden ser superiores a los costos de mitigación por el elevado número de viviendas que debe analizarse en proporción a las viviendas en las que se requieren medidas de mitigación. En algunos países, estas medidas se aplican en menos del 20% de las viviendas sometidas a medición que superan el nivel de referencia, por lo que si el porcentaje del parque de viviendas de la zona que superan dicho nivel es inferior al 5% será necesario realizar mediciones en más de 100 viviendas por cada vivienda en la que finalmente se apliquen medidas de mitigación. En esos casos, los costos de medición serán muy superiores a los costos medios de mitigación.

4.3 Ejemplo de análisis de costoeficacia

En este apartado se demuestra el uso del análisis de la costoeficacia con un ejemplo correspondiente al Reino Unido. Las cifras y resultados son reales, pero el objetivo es llamar la atención sobre los métodos, no tanto sobre los resultados que probablemente varíen en función de los países y los contextos. A continuación se presentan y comentan los pasos necesarios para un análisis así y la influencia de los datos de partida, los factores de riesgo y los niveles de exposición, así como los principales resultados.

4.3.1 Pasos para realizar un análisis de costoeficacia

Paso 1: Definir el programa que se va a evaluar y su alternativa

El análisis de la costoeficacia es un método que compara los costos y efectos de una determinada política o línea de actuación con los de una alternativa. Esta alternativa puede ser una política nueva o existente, o bien una política pasiva consistente en no hacer nada. En este ejemplo se evalúa (respecto a la alternativa de no actuar) la costoeficacia de dos tipos generales de programa:

- 1) Aplicar medidas de prevención del radón en las viviendas nuevas de zonas donde quepa esperar que en al menos el 3% de las viviendas se midan concentraciones de radón superiores a 200 Bq/m³.
- 2) Ponerse en contacto con los residentes de las zonas en las que quepa esperar que al menos un 5% de las viviendas existentes presenten niveles de radón superiores a los 200 Bq/m³ e invitarles a someter su vivienda a una medición de radón y tomar medidas correctivas si la vivienda resulta tener niveles superiores a 200 Bq/m³.

Estas políticas concretas parten de la premisa de que existen suficientes datos de estudios para permitir una estimación regional fundamentada de los niveles de radón. Si no se dispone de dichos datos será necesario evaluar programas alternativos o bien incorporar al análisis de la costoeficacia el costo de la obtención de los datos.

Paso 2: Establecer la perspectiva del estudio

Los análisis de costoeficacia pueden incluir un amplio abanico de costos diferentes, como los incurridos por diferentes organismos públicos, los gastos privados y otros costos como el lucro cesante como consecuencia de la morbilidad o la mortalidad prematura. Los resultados del análisis pueden variar en función de la perspectiva adoptada. Los análisis integrales adoptan la perspectiva del conjunto de la sociedad e incluyen todos los costos, pero determinados organismos como los ministerios de salud pueden estar interesados principalmente en los costos y ahorros que los afectan directamente. En el ejemplo que aquí se trata incluimos los costos directos incurridos o evitados por los organismos de la administración estatal y local para ofrecer y realizar mediciones, los costos de los residentes que pagan por las medidas preventivas o correctivas, y los costos que supone para el sistema de salud cuidar a las personas con cáncer de pulmón y a quienes viven más tiempo gracias a la prevención del cáncer de pulmón. Habitualmente, en los análisis de costoeficacia no se incluyen elementos como las cuotas y prestaciones de la seguridad social.

Paso 3: Establecer el horizonte temporal y considerar los costos y beneficios futuros con el correspondiente factor de descuento

Un análisis de la costoeficacia debe adoptar un horizonte analítico suficientemente largo para recoger todos los costos y beneficios fundamentales del programa que se evalúa. En el caso de la prevención y mitigación del radón es probable que dicho horizonte sea el de una vida humana, puesto que la exposición al radón afecta al riesgo de sufrir cáncer de pulmón a lo largo de la vida y por lo tanto a la esperanza de vida; por consiguiente, el costo de mantener y aplicar medidas activas de prevención y mitigación debe evaluarse a lo largo de ese mismo periodo. En este ejemplo se consideran los costos y beneficios de las medidas correctivas contra el radón a lo largo de un periodo de 85 años.

En la práctica puede tardarse cierto tiempo en implantar un programa de prevención o mitigación y llevarlo a la máxima escala. También puede haber retrasos en la respuesta de los hogares a los ofrecimientos de medición o a la información sobre el radón y en cualquier medida preventiva o correctiva emprendida. Por último, puede existir un periodo de latencia entre cualquier reducción en la exposición al radón y los cambios en la incidencia del cáncer. Todos estos aspectos no se modelizan formalmente en este ejemplo. Como los costos y beneficios de numerosos programas, entre ellos los de prevención y mitigación del radón, se extienden a lo largo del tiempo, es necesario expresarlos según el valor presente. No cabe limitarse a sumarlos, ya que las personas suelen tener una preferencia temporal positiva, esto es, prefieren los beneficios actuales a los futuros y los costos futuros a los actuales. Por ello se recomienda aplicar a los costos y beneficios futuros una tasa de descuento anual aceptada: en este ejemplo, todos los costos y beneficios futuros se expresan en valores presentes utilizando la tasa de descuento anual recomendada en el Reino Unido para la valoración de tecnologías de salud, que asciende a un 3,5%. La consecuencia de aplicar una tasa de descuento es que, por ejemplo, un caso de cáncer evitado hoy tiene más peso que un caso evitado dentro de 50 años, pero los costos incurridos en el futuro también tienen menos peso que los incurridos hoy.

Paso 4: Informar de forma clara y comprensible sobre la incertidumbre asociada a los resultados

Es probable que los resultados de costoeficacia estén sujetos a un grado considerable de incertidumbre, por ejemplo por la falta de precisión de los parámetros de partida. Una forma de abordarlo es comunicar los resultados de los análisis de sensibilidad unidireccionales en los que las variables de partida claves se modifican dentro de un intervalo plausible para evaluar su efecto sobre los resultados manteniendo constantes todas las demás variables. Una forma más exhaustiva de evaluar la incertidumbre es modificar simultánea y repetidamente en torno a las estimaciones centrales los valores de partida de todos los parámetros (ya sea de forma independiente o según

una determinada estructura de correlación) usando valores aleatorios tomados de distribuciones o intervalos especificados, registrando en cada ocasión los costos y efectos adicionales y la costoeficacia. Esto suele conocerse como análisis probabilístico de la sensibilidad o análisis probabilístico de la incertidumbre (Doubilet et al. 1985, Claxton et al. 2005). En el análisis aquí considerado se proporcionan análisis unidireccionales de la sensibilidad y análisis probabilísticos relativos a las siguientes variables: riesgo relativo de cáncer de pulmón por cada 100 Bq/m³ de incremento, reducción porcentual obtenida con las medidas preventivas, costos iniciales de prevención y mitigación por vivienda, gastos de funcionamiento, costos sanitarios de un caso de cáncer de pulmón y costos sanitarios del incremento de la esperanza de vida. Evidentemente, podrían considerarse muchas otras incertidumbres, como la posible existencia de algún tipo de umbral o de relación no lineal entre la exposición y la respuesta, o variaciones futuras en las tasas de tabaquismo, el tamaño de los hogares, la esperanza de vida y los costos y efectos de las tecnologías de prevención y mitigación.

De acuerdo con los pasos enumerados anteriormente, el análisis de costoeficacia presentado aquí se basa en un modelo de hoja de cálculo que se emplea para estimar el número esperado de muertes por cáncer de pulmón en una determinada población en presencia o ausencia de medidas de prevención y mitigación del radón. Después, dichas estimaciones se combinan con información sobre los costos de la detección del radón y su prevención o mitigación y los costos del tratamiento del cáncer de pulmón para calcular la costoeficacia de un programa de reducción del radón con respecto a la ausencia de dicho programa. La costoeficacia se calcula como el cociente entre la variación neta de los costos y la variación neta de los resultados, expresándose estos últimos (la evitación de casos de cáncer de pulmón) como número de AVAC ganados. Esto facilita la comparación de la costoeficacia del control del radón con la de otras intervenciones de salud pública y atención a la salud.

4.3.2 Datos requeridos

La Tabla 14 muestra algunos de los principales datos requeridos para estimar la costoeficacia y los valores empleados en el ejemplo. Los datos sobre el tamaño de la población total del Reino Unido y sobre el número de muertes por cáncer de pulmón desglosado por edades y sexos se obtuvieron de las estadísticas nacionales británicas correspondientes al año 2004 (ONS 2006). La incidencia del cáncer de pulmón en personas que no han fumado nunca se basa en los datos de la American Cancer Society (Sociedad Estadounidense contra el Cáncer) publicados por el Departamento de Salud y Servicios Humanos de Estados Unidos (USDHHS 1996), ajustados para tener en cuenta la diferencia en la concentración media de radón en el Reino Unido con respecto a la de Estados Unidos. Los datos de incidencia del tabaquismo (el porcentaje según edades y sexos de quienes han fumado o no alguna vez cigarrillos de forma habitual, con desglose de los primeros entre fumadores actuales y ex-fumadores) se tomaron de la encuesta general de hogares del Reino Unido correspondiente a 2004 (ONS 2006).

La esperanza de vida restante en el momento de la muerte por cáncer de pulmón se calculó por separado para los hombres y las mujeres que habían fumado o no alguna vez, utilizando datos de mortalidad por todas las causas atribuible o no al consumo de tabaco (Peto et al. 2006). Para simplificar, se supone que todos los casos de cáncer de pulmón desembocan en fallecimiento por esa causa (en el periodo 1998-2001, la supervivencia a los 5 años de los afectados por cáncer de pulmón en el Reino Unido fue del 6% en los varones y el 7% en las mujeres). También se supone que las muertes por cáncer de pulmón inducido por el radón presentan la misma distribución etaria que las debidas a cáncer de pulmón no inducido por el radón. La estimación del número de años de vida ajustados por calidad que se pierden por cada muerte debida al cáncer de pulmón se basa en la esperanza de vida restante estimada en el momento de la muerte, calculada por separado para quienes fueron fumadores en algún momento y quienes nunca lo fueron y ajustada por calidad de vida según los datos de la encuesta de población.

Tabla 14. Datos de partida para un modelo de costoeficacia

Variable / parámetro de partida	Valor
Características de la población (en los análisis se emplean datos específicos para cada edad)	
Esperanza de vida: por ejemplo, al nacer (varones/mujeres)	76/81
Porcentaje de fumadores actuales: por ejemplo, en personas de 20-34 años (varones/mujeres)	34/29
Incidencia de cáncer de pulmón por cada 100 000 habitantes: por ejemplo, en personas de 65-70 años (varones/mujeres)	217/132
Edad media en el momento del fallecimiento por cáncer de pulmón	72/73
Media de AVAC perdidos a causa de la muerte por cáncer:	
personas que nunca han fumado	10.6
personas que han fumado alguna vez	8.8
total de la población	9.0
Niveles de radón	
Media aritmética de la concentración de radón en la zona de interés, valores no corregidos (Bq/m ³)	70.1
Porcentaje de viviendas medidas que superó el nivel de referencia de 200 Bq/m ³ (%)	5
Media aritmética de las concentraciones medidas antes de la mitigación en las viviendas que igualaban o superaban el nivel de referencia, valores corregidos (Bq/m ³)	265
Reducción obtenida con las medidas de mitigación (%)	85
Media aritmética de las concentraciones medidas después de la mitigación en las viviendas que aplicaron medidas de mitigación, valores corregidos (Bq/m ³)	40
Características de los hogares	
Tamaño medio de los hogares en 2001 (n.º de personas)	2.3
Porcentaje medio del tiempo pasado en la vivienda (%)	70
Porcentaje de aceptación entre las viviendas a las que se propone aplicar medidas de mitigación (%)	30
Proporción de las viviendas con mediciones superiores a 200 Bq/m ³ cuyos residentes deciden aplicar medidas de mitigación (%)	20
Costos unitarios	
Costo unitario por vivienda de proponer la realización de una medición (libras esterlinas)	1.6
Costo unitario por vivienda de medir las concentraciones de radón (libras esterlinas)	39
Costo inicial de la mitigación, por vivienda (libras esterlinas)	729
Costo por vivienda de la mitigación a lo largo de 85 años, incluidos los costos de sustitución y de funcionamiento (libras esterlinas)	1 687
Gasto sanitario anual per cápita durante el periodo de esperanza de vida ampliada (libras esterlinas)	7 517
Gasto medio del tratamiento en centros de Sistema Nacional de Salud o centros de cuidados paliativos por cada caso de cáncer de pulmón (libras esterlinas)	18 087

4.3.3 Concentraciones de radón

La proporción de viviendas que superará previsiblemente un determinado nivel de referencia, y la concentración de radón en las viviendas situadas por encima de dicho nivel, se calculan a partir del valor truncado por la izquierda esperado teniendo en cuenta el valor medio medido en la zona de interés y suponiendo una distribución logarítmica normal (Gunby et al. 1993). Las concentraciones de radón medidas se ajustan para tener en cuenta los errores de medición según el planteamiento expuesto por Darby et al. (2006). Es posible que la concentración media en las viviendas que decidan aplicar medidas correctivas sea distinta de la concentración media de todas las viviendas que superan el nivel de referencia, algo que puede reflejarse mediante oportunos ajustes.

La reducción en las concentraciones de radón lograda con las medidas preventivas o correctivas dependerá de los pasos emprendidos. En este caso, en lo que se refiere a las medidas correctivas en viviendas existentes el análisis utilizó un estudio de 1998 que abarcó casi 1000 hogares en los que se llevaron a cabo diversas medidas correctivas y halló una reducción media de aproximadamente un 85% en las concentraciones de radón

medidas y un coste medio de la mitigación de 630 libras esterlinas, o unas 729 libras a precios de 2006 (Naismith et al. 1998). En otro estudio realizado en el Reino Unido a partir de una muestra de 62 viviendas en la comarca de Northamptonshire se obtuvieron resultados similares (Kennedy et al. 1999). La reducción en las concentraciones de radón tras las medidas correctivas, y el costo de dichas medidas, dependerá del tipo de medidas aplicadas y de una serie de circunstancias locales y nacionales, como los niveles de costo habituales.

En cuanto a la prevención en viviendas nuevas, en este ejemplo se supuso que la principal medida sería la instalación de una membrana estanca al radón (barrera contra el radón) de forma complementaria a las medidas habituales de protección contra la humedad adoptadas en toda la superficie del edificio durante la construcción, con juntas estancas al gas en los pasamuros para tuberías. Se estima que el costo correspondiente está entre 100 y 200 libras, y se parte de la base de que la instalación de una membrana reduce el radón en una vivienda nueva con piso macizo en un 50% aproximadamente (Naismith 1997).

También se necesita información sobre el número medio de personas por vivienda. Esta cifra puede diferenciarse según el tipo de vivienda, o a lo largo del tiempo, o incluir datos más detallados sobre la edad y el sexo de los residentes. En este caso se utilizó simplemente una media de 2,3 personas basada en los datos nacionales. Como nivel medio de ocupación de la vivienda se utilizó un porcentaje del 70%, que corresponde aproximadamente a 17 horas diarias, de acuerdo con la encuesta nacional de 2005 sobre el empleo del tiempo (ONS 2007).

Un parámetro importante para los programas orientados a la aplicación de medidas correctivas en viviendas existentes es la proporción de viviendas que aceptan la invitación de realizar mediciones de radón: en el presente análisis se empleó un porcentaje del 30%, de acuerdo con los valores observados en programas anteriores (Department of the Environment 2000). Aún más importante es la proporción de residentes cuya vivienda supera un determinado nivel que deciden emprender medidas correctivas: en este caso se consideró un porcentaje del 20%, también en línea con estudios anteriores (Bradley y Thomas 1996).

El costo de invitar a los residentes a efectuar mediciones en su vivienda se estableció en 1,60 libras (incluidos gastos administrativos, franqueo postal y material informativo) basándose en los costos referidos para otros programas de cribado (Garvican 1998). El costo unitario de medición de las concentraciones de radón, correspondiente al suministro, retirada y lectura de dos detectores de trazas grabados colocados en sendas habitaciones durante tres meses y a la presentación del correspondiente informe, se estimó en el equivalente a 39 libras esterlinas a precios de 2005 (DEFRA 2005).

Las estimaciones de los costos hospitalarios del diagnóstico, tratamiento y seguimiento del cáncer de pulmón se basaron en un estudio publicado de 1999 (Wolstenholme y Whyne 1999), con los precios actualizados a 2006. Los costos sanitarios adicionales incurridos durante la posible prolongación de la esperanza de vida se estimaron utilizando los datos nacionales sobre gastos sanitarios por persona desglosados por grupos de edad (Department of Health 2007). Cabe señalar que existe un cierto desacuerdo entre los expertos en economía sanitaria sobre la conveniencia de incluir o no estos costos en las evaluaciones económicas.

4.3.4 Estimaciones del riesgo

Para estimar el número de casos de cáncer de pulmón inducidos por radón evitados por una medida correctiva o preventiva, en este análisis se emplearon dos métodos: 1) los datos del estudio agrupado europeo (Darby et al. 2006), que indican que el riesgo

de cáncer de pulmón aumenta un 16% por cada 100 Bq/m³ de incremento en el valor habitual o a largo plazo de la concentración de radón en la vivienda y 2) el modelo preferente de riesgos propuesto por el Comité sobre los Riesgos para la Salud de la Exposición al Radón (BEIR VI), basado en datos agrupados sobre mineros, en el que la mortalidad por cáncer de pulmón variaba linealmente con la exposición acumulada al radón, sujeta a modificaciones en función de la edad alcanzada, el tiempo transcurrido desde la exposición y bien la concentración de radón, bien la duración de la exposición (NRC 1999). En este caso se empleó la concentración de radón.

4.3.5 Resultados

La Tabla 15 muestra algunos resultados de los análisis expuestos anteriormente en los que se utilizaron las estimaciones del riesgo del estudio agrupado europeo. En el caso de las viviendas nuevas, en este ejemplo se instalan membranas en todas las viviendas

Tabla 15. Resultados de un análisis de costoeficacia de un programa de prevención y mitigación del radón en el Reino Unido

	Viviendas nuevas	Viviendas existentes
Situación inicial		
Riesgo acumulado de cáncer de pulmón a lo largo de toda la vida (%), personas que nunca han fumado	1.05	1.38
Riesgo acumulado de cáncer de pulmón a lo largo de toda la vida (%), personas que han fumado alguna vez	14.31	18.36
Riesgo acumulado de cáncer de pulmón a lo largo de toda la vida (%), conjunto de la población	8.11	10.51
Situación posterior a las medidas de prevención y mitigación		
Riesgo acumulado de cáncer de pulmón a lo largo de toda la vida (%), personas que nunca han fumado	1.01	1.03
Riesgo acumulado de cáncer de pulmón a lo largo de toda la vida (%), personas que han fumado alguna vez	13.80	14.07
Riesgo acumulado de cáncer de pulmón a lo largo de toda la vida (%), conjunto de la población	7.81	7.96
Ganancia de salud por cada vivienda que aplica medidas de prevención y mitigación		
Casos de cáncer de pulmón evitados	0.007	0.06
Años de vida ganados	0.08	0.67
Años de vida ganados tras aplicar la tasa de descuento	0.03	0.23
Promedio de AVAD ganados (por caso de cáncer de pulmón evitado)	8.99	8.99
Total de AVAD ganados	0.06	0.53
Total de AVAD ganados tras aplicar la tasa de descuento	0.02	0.18
Consumo de recursos y costos por cada vivienda que aplica medidas de prevención y mitigación		
Número de invitaciones a realizar una medición	0	333
Costo de las invitaciones (libras esterlinas)	0	533
Número de mediciones de radón	0	100
Costo de las mediciones de radón (libras esterlinas)	0	3 876
Costo de las medidas de prevención y mitigación del radón, tras aplicar la tasa de descuento (libras esterlinas)	100	1 687
Subtotal: costos de las invitaciones, las mediciones y las medidas de prevención y mitigación del radón, con aplicación de tasa de descuento (libras esterlinas)	100	6 097
Costos de tratamiento del cáncer de pulmón evitados, tras aplicar la tasa de descuento (libras esterlinas)	38	360
Otros gastos sanitarios durante el periodo ampliado de esperanza de vida, tras aplicar la tasa de descuento (libras esterlinas)	202	1 718
Costo neto, tras aplicar la tasa de descuento (libras esterlinas)	264	7 454
Costoeficacia		
Costo incremental por año de vida ganado, tras aplicar la tasa de descuento (libras esterlinas)	9 824	32 614
Costo incremental por AVAC ganado, tras aplicar la tasa de descuento (libras esterlinas)	12 526	41 584

nuevas en aquellas zonas en las que previsiblemente un 3% o más de las viviendas presentarían niveles de radón superiores a 200 Bq/m³ si no se aplicase ninguna medida preventiva. Por lo que se refiere a las viviendas existentes, el objetivo es invitar a efectuar mediciones de radón en las zonas en que sea esperable que un 5% o más de las viviendas presenten concentraciones de radón superiores a 200 Bq/m³.

Partiendo de una estimación del riesgo basada en estudios epidemiológicos que han evaluado directamente los riesgos de cáncer de pulmón derivados del radón residencial, el análisis predice que el riesgo acumulado de contraer cáncer de pulmón con las concentraciones de radón previas a las medidas contra el radón es del 8% en las zonas cubiertas por la política de prevención y del 11% en las zonas donde se aspira a aplicar las medidas de mitigación. En las viviendas en que se aplican las medidas preventivas, el riesgo durante toda la vida desciende a un 7,8%. Esto equivale a una reducción ligeramente inferior a los 0,01 casos de cáncer de pulmón en un hogar de tamaño medio, que a su vez supone una ganancia de 0,06 AVAC, o de 0,02 AVAC una vez aplicada la tasa de descuento.

En el caso de la política de mitigación, la variación en el riesgo a lo largo de toda la vida equivale a una reducción de 0,06 casos de cáncer de pulmón en un hogar de tamaño medio, que a su vez supone una ganancia de 0,53 AVAC, o 0,18 AVAC tras aplicar la tasa de descuento. En el ejemplo ilustrado, el costo de la medida preventiva es simplemente el costo de la instalación de una membrana, esto es, 100 libras. La reducción de los casos de cáncer de pulmón supone un ahorro de 38 libras, mientras que el incremento de la esperanza de vida implica un aumento del gasto sanitario de 202 libras. Por consiguiente, el costo neto de la medida es de 264 libras por vivienda.

En cuanto a la política de mitigación, partiendo de las tasas de aceptación y de mitigación indicadas anteriormente, con un promedio a largo plazo de 64 Bq/m³, 333 invitaciones a realizar una medición del radón harán que se efectúe dicha medición en 100 viviendas —de las que cinco resultarán tener concentraciones superiores a 200 Bq/m³— y a que se apliquen medidas correctivas en una vivienda. El costo de las invitaciones asciende a 533 libras, y el costo de las mediciones a 3876 libras. Si a ello le añadimos los costos de las medidas de mitigación se obtiene un total de unas 6097 libras una vez aplicada la tasa de descuento. Por otra parte, se ahorran unas 360 libras correspondientes al tratamiento de los casos de cáncer de pulmón evitados, y se incurre en unos gastos sanitarios adicionales de 1718 libras debidos al aumento de la esperanza de vida. En total, el costo neto es de 7454 libras por cada vivienda en la que se aplican medidas correctivas.

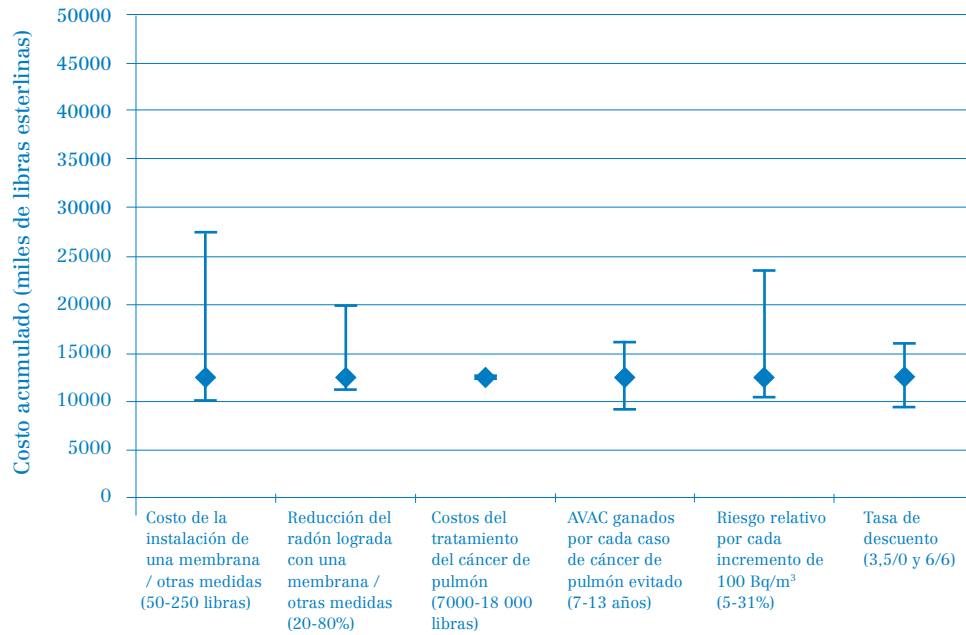
Si se combinan los beneficios y costos antes indicados (esto es, los beneficios y costos adicionales que supone la aplicación de la política contra el radón con respecto a la ausencia de dicha política), el costo adicional por AVAC ganado es de 12 500 libras esterlinas en el caso de la política de prevención y de 41 600 libras en la política de mitigación.

La aceptabilidad o no de estos índices de costoeficacia variará mucho según el país, el contexto y otros factores. En el Reino Unido, el índice correspondiente a la prevención sería muy inferior —mientras que el correspondiente a la mitigación sería igual o superior— al nivel que los organismos de reembolso o reglamentación como el NICE⁶ podrían considerar costoeficaz para intervenciones de salud pagadas por el Servicio Nacional de Salud: los datos correspondientes a dicho organismo indican que es probable que una intervención se rechace por motivos de costoeficacia cuando su costo por año de vida o AVAC ganado supere las 25 000 o 30 000 libras (Rawlins y Culyer 2004).

⁶ *National Institute for Clinical Excellence* (Instituto Nacional de Excelencia Clínica del Reino Unido).

Los resultados podrían variar si se modificaran las premisas y los valores de los parámetros empleados para los análisis. La Figura 9 muestra los resultados de un análisis de sensibilidad unidireccional para la política de prevención en el que varios parámetros empleados para determinar la costoeficacia se modifican uno a uno entre unos límites superiores e inferiores plausibles y se registra el efecto sobre el resultado de costoeficacia. Puede verse que los resultados son particularmente sensibles al costo de las medidas preventivas, a la reducción de riesgo que proporcionan, y al riesgo relativo derivado del radón. Estos análisis pueden ayudar a identificar las áreas en las que puede mejorarse la costoeficacia: en el caso de los programas de mitigación, por ejemplo, la costoeficacia podría mejorar significativamente si disminuyese el costo de las acciones correctivas o si aumentase la tasa de mitigación entre los residentes en viviendas con niveles de radón elevados.

Figura 9. Resultados de un análisis de sensibilidad unidireccional



4.3.6 Recomendaciones

El ejemplo aquí mostrado tiene un carácter simplificado y se proporciona únicamente a efectos ilustrativos. En la práctica, este tipo de análisis de costoeficacia tendría que estudiar muchos factores adicionales, como los costos y efectos de diferentes tipos de medidas preventivas y correctivas, los resultados obtenidos en zonas con diferentes niveles y distribuciones de radón, y diferentes supuestos en relación con los patrones de tabaquismo actuales y futuros. El análisis anterior también parte de la premisa de que las medidas preventivas o correctivas se llevan a cabo en viviendas unifamiliares independientes, pareadas o adosadas, típicamente con una, dos o tres plantas; los valores de los parámetros y los análisis serían distintos en el caso de los edificios de varias plantas con más de una vivienda y de edificios de uso laboral como fábricas, oficinas, hospitales y escuelas.

Aquí se ha supuesto que los beneficios de los programas de prevención y mitigación del radón consisten únicamente en la reducción de la exposición al radón y por ende del riesgo de cáncer de pulmón; no obstante, es posible que existan otros beneficios, como la reducción de los problemas asociados a humedades. Dichos beneficios podrían cuantificarse y tenerse en cuenta en un análisis completo. En cualquier caso, para elaborar e interpretar cualquier proyecto de análisis de costoeficacia resulta útil el asesoramiento de un experto en economía sanitaria.

Los análisis de costoeficacia pueden proporcionar información útil a los encargados de formulación de políticas para evaluar políticas y alternativas, pero presentan incertidumbres y limitaciones. Por ello, los resultados de dichos análisis deben interpretarse y comunicarse con prudencia y no pueden constituir la única base para las decisiones. Por ejemplo, la costoeficacia valora fundamentalmente la eficiencia, pero la equidad y la justicia también pueden ser importantes para los responsables de la formulación de políticas.

Incluso si el análisis de la costoeficacia indica que no son justificables programas de control del radón de ámbito nacional, los niveles de radón elevados pueden suponer un importante riesgo individual de cáncer de pulmón que sea considerado inaceptable, en cuyo caso deberían aplicarse medidas correctivas a pesar de todo.

REFERENCIAS

Biological Effects of Ionizing Radiation VI (1999). *Health Effects of Exposure to Indoor Radon*. National Research Council 1999, Committee on Health Risks of Exposure to Radon: BEIR VI, National Academy Press. Washington, D.C.

Bradley EJ, Thomas JM (1996). *An analysis of responses to radon remediation advice*. National Radiation Protection Board (NRPB-M707), Chilton, Oxfordshire.

Castrén O (1994). Radon reduction potential of Finnish dwellings. *Radiat Prot Dosimetry*, 56:375-378.

Claxton K et al. (2005). Probabilistic sensitivity analysis for NICE technology assessment: not an optional extra. *Health Economics*, 14(4):339-347.

Colgan S, Gutierrez J (1996). Cost-effectiveness of reducing radon exposure in Spanish dwellings. *J Radiol Prot*, 16(3):181-190.

Coskeran T et al. (2005). A new methodology for cost-effectiveness studies of domestic radon remediation programmes: quality-adjusted life-years gained within primary care trusts in central England. *Science Tot Environm*, 366:32-46.

Coskeran T et al. (2006). A cost-effectiveness analysis of radon protection methods in domestic properties: a comparative case study in Brixworth, Northamptonshire, UK. *J Environ Radioact*, 91(1-2):73-89.

Darby S et al. (2005). Radon in homes and lung cancer risk: a collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *BMJ*, 330:223-227.

Darby S et al. (2006). Residential radon and lung cancer-detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 persons with lung cancer and 14,208 persons without lung cancer from 13 epidemiologic studies in Europe. *Scand J Work Environ Health*, 32(1):1-83.

Department for Environment, Food and Rural Affairs (2005). *Obtaining radon measurements*, DEFRA, London.

Denman A et al. (2005). Evaluating the health benefits and cost-effectiveness of the radon remediation programme in domestic properties in Northamptonshire, UK. *Health Policy*, 73:139-150.

Department of Health (2007). *The government's expenditure plans: departmental report 2007: Department of Health*. Department of Health, London.

Department of the Environment (2000). *Review and evaluation of the radon remediation pilot programme*. DETR Report DETR/RAS/00.004 DETR, London.

Doubilet et al. (1985). Probabilistic sensitivity analysis using Monte Carlo simulation. A practical approach. *Med Decis.Making*, 5(2):157-177.

Drummond MF et al. (2005). *Methods for the economic evaluation of health care programmes*, 3rd Edition. Oxford University Press, Oxford.

Field K et al. (1996). *Cost-effectiveness of measures to reduce radon in existing dwellings*. Department of the Environment, London.

- Ford ES et al. (1999). Radon and lung cancer: A cost-effectiveness analysis. *Am J Publ Health*, 89(3):351-357.
- Garvican, L (1998). Planning for a possible national colorectal cancer screening programme, *J.Med Screen*, 5(4):187-194.
- Gold MR et al. (1996). *Cost-effectiveness in Health and Medicine*. Oxford University Press, New York.
- Gunby JA et al. (1993). Factors affecting indoor radon concentrations in the United Kingdom. *Health Phys*, 64(1):2-12.
- Kennedy CA et al. (1999). A Cost-effectiveness analysis of residential radon remediation programme in the United Kingdom. *Br J Cancer*, 81:243-247.
- Kennedy CA, Gray AM (2001). Cost-effectiveness analysis of radon remediation programmes. *Science Tot Environm*, 272:9-15.
- Kennedy CA et al. (2002). The Cost-effectiveness of residential radon remediation programmes: assumptions about benefits stream profiles over time. *J Environ Radioact*, 59:19-28.
- Krewski D et al. (2005). Residential radon and risk of lung cancer. A combined analysis of seven North American case-control studies. *Epidemiology*, 16:137-145.
- Letourneau EG et al. (1992). Cost-effectiveness of radon mitigation in Canada. *Radiat Prot Dosimetry*, 45(1-4):593-598.
- Lubin JH et al. (2004). Risk of lung cancer and residential radon in China: pooled results of two studies. *Int J Cancer*, 109:132-137.
- Maecinowski F, Napolitano S (1993). Reducing the risks from radon. *Air & Waste*, 43:955-962.
- Maringer FJ et al. (2001). Results and conclusions of the Austrian radon mitigation project 'SARAH'. *Science Tot Environm*, 272(1-3):159-67.
- Moeller DW, Fujimoto K (1988). Cost evaluation of control measures for indoor radon progeny. *Health Phys*, 46:1181-1193.
- Mossman KL, Sollito MA (1991). Regulatory control of indoor Rn. *Health Phys*, 60:169-176.
- Murray CJL, Lopez AD, Jamison DT (1994). *The Global Burden of Disease in 1990: Summary Results, Sensitivity Analyses, and Future Directions*. Bulletin of the World Health Organization, WHO, 72(3):495-508.
- Naismith SP (1997). Durability of radon remedial actions. *Radiat Prot Dosimetry*, 71(3):215-218.
- Naismith SP, Miles JC, Scivyer CR (1998). The influence of house characteristics on the effectiveness of radon remedial measures. *Health Phys*, 75(4):410-416.
- National Research Council (1999). *Committee on Health Risks of Exposure to Radon: BEIR VI. Health Effects of Exposure to Radon*. National Academy Press, Washington D.C.

Office For National Statistics (2006). *Living in Britain: the 2004 General Household Survey*. ONS, London.

Office For National Statistics (2007). *Time Use Survey 2005*. ONS, London.

Peto R et al. (2006). *Mortality from smoking in developed countries 1950-2000*. 2nd edition, Oxford University Press, Oxford.

Porter TM (1995). *Trust in Numbers: The Pursuit of Objectivity in Science and Public Life* Princeton: Princeton University Press.

Rawlins MD, Culyer AJ (2004). National Institute for Clinical Excellence and its value judgments. *BMJ*, 329(7459):224-227.

Stigum H, Strand T, Magnus P (2003). Should radon be reduced in homes? A cost-effect analysis. *Health Phys*, 84(2):227-235.

Stigum H, Strand T, Magnus P (2004). A cost-effect analysis of an intervention against radon in homes. *Norsk Epidemiologi*, 14(2):193-198.

United States Department of Health and Human Services (1996). *Changes in Cigarette-Related Disease Risks and Their Implication for Prevention and Control*. USDHHS, US Government Printing Office, Bethesda, Maryland.

United States Environmental Protection Agency (1992). *Technical Support Document for the 1992 Citizen's Guide to Radon*, USEPA Publication 400-R-011, Washington, D.C.

Weinstein MC, Stason WB (1977). Foundations of cost-effectiveness analysis for health and medical practice. *N Engl J Med*, 296:716-721.

Wolstenholme JL, Whyntes DK (1999). The hospital costs of treating lung cancer in the United Kingdom. *B J Cancer*, 80(1-2):215-218.

World Bank (1993). *World Development Report 1993: Investing in Health*. World Development Report-550 (12183), Oxford University Press, New York.

5. Comunicación de los riesgos del radón

MENSAJES CLAVE

- La comunicación de los riesgos del radón y de los correspondientes mensajes de prevención plantea serias dificultades, porque el radón no es ampliamente conocido y el público general puede no percibirlo como un riesgo para la salud.
- Además de informar al público, un objetivo principal de la comunicación de los riesgos del radón es persuadir a los responsables de la elaboración de políticas de que el radón constituye un importante problema de salud pública que requiere tomar medidas.
- Una comunicación eficaz de los riesgos exige la cooperación entre distintas organizaciones, el uso de mensajes claros y coordinados, y la implicación de colaboradores que gocen de una elevada credibilidad social.
- Como parte de la comunicación de los riesgos del radón se recomienda elaborar un conjunto de mensajes centrales dirigidos a los grupos destinatarios. Estos mensajes deben ser simples, breves y concisos.
- Es muy recomendable evaluar las percepciones y el nivel de conocimientos sobre el radón entre los grupos destinatarios. Esto debe hacerse tanto antes de una campaña de comunicación de los riesgos como después de ella.

La finalidad del presente capítulo es proporcionar orientaciones para la elaboración de programas de comunicación de los riesgos del radón. El capítulo también proporciona sugerencias sobre diferentes técnicas y estrategias de comunicación. La información que figura aquí se basa en principios generales de comunicación y en la experiencia de una serie de países con programas del radón ya consolidados. Estas orientaciones pueden tener que adaptarse a las circunstancias culturales, sociales y económicas existentes en cada país o región. El presente capítulo examinará cómo comunicarse con el público en relación con los riesgos para la salud asociados al radón y con los objetivos de un programa nacional del radón.

Una comunicación clara y eficaz con el público debe ser uno de los objetivos primordiales de un programa nacional del radón. La comunicación de un riesgo al público abarca una serie de pasos fundamentales que se abordarán en este capítulo. Entre los principales elementos de esos pasos figuran la evaluación de la percepción pública del riesgo, el empleo de mensajes de riesgo claros y comprensibles, la identificación de los grupos

destinatarios y, en algunos casos, el uso de comparaciones (p.ej., entre el cáncer de pulmón causado por el radón y el causado por otras causas) para clarificar el riesgo asociado a la exposición al radón.

5.1 Aspectos fundamentales, estrategias y canales

En la comunicación, el contenido del mensaje es tan importante como su contexto. El público que reciba el mensaje sobre los riesgos del radón será muy diverso, y es muy importante tener en cuenta las distintas formas en que será percibido. Como se explica en más detalle en el apartado 5.2, la definición del riesgo no es igual para todas las personas. A la hora de establecer una comunicación eficaz es importante inspirar confianza, prestar atención y mantener un diálogo franco (OMS 2002). Para inspirar confianza, el comunicador debe ser competente, respetuoso, sincero y amable y utilizar un lenguaje claro y comprensible. Un comunicador atento debe elegir sus palabras con cuidado, escuchar activamente, observar el lenguaje corporal y saber reconocer las emociones. A fin de mantener un diálogo franco, el comunicador debe buscar aportaciones de la otra parte, compartir información y ofrecer formas de comunicación (OMS 2002).

Es importante elegir a comunicadores que sean expertos en comunicación interpersonal, tengan conocimientos sobre la materia y resulten creíbles. Los comunicadores deberán recordar que la comunicación no verbal es tan importante como la verbal a la hora de ganarse la credibilidad (USEPA 2007, OMS 2007).

Según la USEPA (2007), son habituales ciertas ideas equivocadas sobre la comunicación de riesgos, por ejemplo que «es imposible prever lo que preguntará la gente» o que «comunicar un riesgo tiende a causar alarma más que transmitir calma». En realidad, se ha demostrado que si el comunicador está bien preparado puede predecir el 95% de las preguntas y dudas sobre un tema polémico. En otros documentos se ofrecen ejemplos de preguntas generales sobre el riesgo y de preguntas más específicas sobre los riesgos de radiación (OMS 2007, USEPA 2007).

Valorar la comunicación de un riesgo implica tres elementos principales: evaluación del riesgo, percepción del riesgo y gestión del riesgo (OMS 2002). Cada elemento presenta numerosas características. La evaluación del riesgo es el proceso empleado para describir la posibilidad de un resultado adverso. El uso de una definición científica para la evaluación del riesgo permite a los responsables de la elaboración de políticas crear programas de gestión del riesgo. La percepción del riesgo no solo se refiere a la percepción del público, influido previamente por su experiencia con otros peligros y riesgos (Slovic 1987). También tiene en cuenta factores económicos y políticos. La percepción pública cambia con el tiempo a medida que se adquiere conocimiento y se acumula información. La gestión del riesgo se refiere al modo en que los responsables de la elaboración de políticas y los organismos gubernamentales reaccionan a la evaluación y percepción públicas del riesgo. Los organismos gubernamentales pueden reaccionar elaborando nuevas leyes o políticas. Este componente de la gestión del riesgo influirá en las líneas generales de un programa del radón.

Además de informar al público, uno de los objetivos principales de un programa de comunicación de los riesgos del radón debe ser persuadir a los responsables de las políticas de los gobiernos nacionales y locales de que la exposición al radón es un problema de salud pública importante que requiere tomar medidas. El posterior capítulo 6 aborda las medidas que pueden tomarse en los ámbitos nacional y local.

La experiencia de algunos países, como Suecia, indica que la labor de convicción dirigida a los responsables políticos para que tomen medidas de tipo reglamentario ha sido más eficaz que los mensajes de comunicación de riesgos dirigidos únicamente al público general. Sin embargo, concienciar al público de la necesidad de reducir los niveles de

radón residencial sigue siendo una estrategia importante. La estrategia comunicativa que decida adoptar cada gobierno dependerá de los siguientes factores:

- El alcance del problema en el país en cuestión
- El objetivo general del programa del radón
- La comunicación del objetivo
- El presupuesto del programa
- El nivel de referencia
- Los códigos de construcción existentes en el país.

Los canales y planteamientos de comunicación utilizados deben combinar las técnicas relacionales pasivas (sin posibilidad de establecer un diálogo con quien proporciona la información) y activas (con posibilidad de que el receptor interactúe y participe en un diálogo) (OMS 2002). En la Tabla 16 se proporcionan ejemplos.

Varios países cuentan con programas del radón ya consolidados. Estos países emplean diferentes estrategias y canales de comunicación, de los que aquí se dan algunos ejemplos:

- Utilizar un planteamiento directo para dirigirse a quienes construyen o reforman viviendas mediante talleres y cursos de formación para profesionales de la construcción
- Difundir información a través de los medios de comunicación, utilizando canales tanto activos como pasivos (véase la Tabla 16)
- Repetir la información con intervalos adecuados mediante la celebración de acontecimientos anuales como un día del radón o un foro del radón
- Recurrir a grupos destinatarios intermedios que gocen de credibilidad, como médicos o profesores.
- Convencer a los responsables de las políticas para que elaboren posibles reglamentaciones, lo que supone la necesidad de establecer canales de comunicación con diferentes ministerios.

Tabla 16. Diferentes técnicas relacionales de comunicación

Comunicación pasiva	Comunicación activa
<ul style="list-style-type: none"> • Envíos postales directos (p.ej. hojas informativas, folletos) • Giras informativas y vallas publicitarias • Sitios web y listas de correo • Anuncios en periódicos • Puestos informativos en ferias del sector de la construcción • Contacto directo con los medios de comunicación (p.ej., notas de prensa) 	<ul style="list-style-type: none"> • Programas de «llamadas del oyente» en emisoras de radio locales • Uso de redes externas (p.ej., sesiones informativas en reuniones de grupos comunitarios) • Teléfono de información • Reuniones y consultas públicas • Entrevistas (p.ej. en radio y televisión)

5.2 Contextualización de las cuestiones relacionadas con los riesgos del radón en la comunicación de dichos riesgos

Un programa de comunicación de los riesgos del radón debe tener objetivos claros y alcanzables. Dichos objetivos deben centrarse en informar sobre el radón a distintos grupos de destinatarios (véase el apartado 5.4.1) y en convencerlos para que tomen medidas. Un programa de comunicación de los riesgos del radón también debe ser

un esfuerzo de cooperación que implique tanto a expertos técnicos (p.ej. científicos especialistas en radiación, epidemiólogos) como a expertos en comunicación (p.ej. especialistas en ciencias sociales, psicólogos, periodistas) (OMS 2002). A la hora de transmitir información sobre las consecuencias del radón para la salud, debe señalarse que, incluso en el contexto de la evaluación profesional de los riesgos para la salud, el término «riesgo» tiene muchas definiciones distintas. Con carácter general, una afirmación sobre el riesgo para un individuo requiere una descripción de la probabilidad de que se produzca un daño y de la gravedad de ese daño. En el caso del radón, el daño es fundamentalmente el cáncer de pulmón, una enfermedad dolorosa y mortal.

En el Recuadro 4 se presenta un ejemplo de mensaje sobre el riesgo de la exposición al radón en interiores que podría utilizarse como información básica en campañas de comunicación.

Recuadro 4: Ejemplo de mensaje básico para la comunicación del riesgo

«No se conoce un umbral por debajo del cual la exposición al radón no suponga ningún riesgo. Cuanto menor sea la concentración de radón en una vivienda, menor será el riesgo».

5.2.1 Riesgos de cáncer de pulmón asociados con el radón

Tal como se ha expuesto en el capítulo 1, el Centro Internacional de Investigaciones sobre el Cáncer (CIIC, un organismo de la OMS) clasifica el radón como carcinógeno demostrado para el ser humano, lo que lo sitúa en el mismo grupo de carcinógenos del CIIC que el humo de tabaco, el amianto y el benceno (CIIC 1988). La exposición al radón en las viviendas es una de las causas más importante de fallecimiento por cáncer de pulmón en todo el mundo. La mayoría de las muertes por cáncer de pulmón relacionadas con el radón corresponde a personas expuestas a concentraciones de radón interior inferiores a los niveles de referencia empleados habitualmente para el radón en interiores. Estas observaciones tienen implicaciones no solo para las estrategias de comunicación de los riesgos del radón, sino también para los programas nacionales del radón. A partir de los datos disponibles, la USEPA estima que unas 21 000 muertes anuales por cáncer de pulmón en los Estados Unidos son atribuibles al radón residencial (USEPA 2003). Se ha calculado una estimación similar para 25 países europeos (Darby et al. 2005). Estas estimaciones indican que, en todo el mundo, anualmente fallecen decenas de miles de personas por cáncer de pulmón relacionado con el radón.

Desde una perspectiva epidemiológica, el riesgo puede expresarse de varias formas. Una de ellas es el enfoque del riesgo relativo (RR), donde se compara el riesgo asociado a una determinada concentración de radón (considerando un periodo de exposición de unos 30 años) con el riesgo esperable para una concentración menor especificada (típicamente de unos 10-15 Bq/m³). Un RR de 1 implica que no existe incremento de riesgo para la persona expuesta. En los estudios epidemiológicos sobre el radón residencial se observó que el riesgo aumenta a medida que lo hace la concentración de radón, lo que implica un RR superior a 1. Además, el RR aumenta proporcionalmente. Esto se expresa como exceso de riesgo relativo (ERR = RR-1) por unidad de incremento en la concentración del radón (p.ej. ERR por cada 100 Bq/m³). Los intervalos de confianza calculados para las estimaciones del riesgo ayudan a evaluar hasta qué punto son estadísticamente significativos los resultados.

Por ejemplo, según lo explicado en el capítulo 1, los estudios europeos (Darby et al. 2005) estimaron que el ERR de cáncer de pulmón por cada 100 Bq/m³ de incremento en la concentración media de radón a largo plazo es de un 16% (intervalo de confianza del 95%: 5%-31%). El ERR no varió en función de la edad, el sexo ni los antecedentes de tabaquismo. Los estudios norteamericanos y chinos arrojaron resultados similares (Krewski et al. 2005, Lubin et al. 2004).

Conceptos como el riesgo relativo pueden resultar difíciles de explicar al público general, por lo que para una comunicación eficaz de los riesgos puede ser preferible expresar estos en términos absolutos. Por ejemplo, puede ser más fácil de entender el número estimado de casos anuales de cáncer de pulmón relacionados con la exposición al radón en una población dada. Análogamente, proporcionar estimaciones sobre el riesgo a lo largo de toda la vida para fumadores y no fumadores expuestos a diferentes concentraciones de radón puede ser otra forma útil de comunicar al público los riesgos del radón. La información sobre los efectos combinados del radón y el tabaco también puede ayudar a las campañas de control del tabaquismo al resaltar el hecho de que la exposición al radón incrementa significativamente el riesgo de cáncer de pulmón en los fumadores.

5.2.2 Efecto sinérgico del tabaco y el radón

Otra información importante que debe comunicarse es la relación entre los riesgos de cáncer de pulmón asociados a la exposición al radón y al humo de tabaco. Los estudios epidemiológicos han demostrado que, para cualquier nivel de exposición al radón, el riesgo absoluto para los fumadores es mucho mayor que para las personas que nunca han fumado y para los ex-fumadores, lo que subraya el efecto sinérgico entre la exposición al radón y el tabaco. Por ejemplo, en los estudios europeos, el riesgo relativo de cáncer de las personas que fumaban 15-24 cigarrillos diarios y estaban expuestas a concentraciones de radón de 0, 100 y 400 Bq/m³ era 26, 30 y 42 veces mayor, respectivamente, que el de las personas que nunca habían fumado ni estado expuestas al radón. En el caso de las personas que nunca habían fumado, los correspondientes riesgos relativos se estiman en 1,0, 1,2 y 1,6. Estos valores indican que, incluso en personas que nunca han fumado, no cabe despreciar el riesgo de cáncer de pulmón derivado de una exposición elevada al radón.

Para los fumadores actuales (1 cajetilla diaria aprox.), se estima que el riesgo absoluto acumulado de padecer cáncer de pulmón antes de los 75 años está en torno a un 10% en ausencia de exposición al radón. Este riesgo se duplica con creces, hasta un 22%, en el caso de los fumadores actuales expuestos de forma prolongada a concentraciones de radón de 800 Bq/m³. Los correspondientes riesgos absolutos para personas que no han fumado nunca se estiman en un 0,4% y un 0,9% respectivamente. En los ex-fumadores, los riesgos asociados al radón presentan valores intermedios entre los de los fumadores actuales y los de quienes nunca han fumado. En el Recuadro 5 se presentan posibles ejemplos útiles de mensajes de comunicación que relacionan la exposición al radón y el consumo de tabaco con el cáncer de pulmón.

Incluso aunque no se haya demostrado un efecto combinado entre el humo de tabaco ambiental y el radón, también debe seguir desalentándose la exposición al humo de tabaco ambiental a través de medidas eficaces de control del tabaquismo y de programas de calidad del aire en interiores (OMS 2008, Bochicchio 2008).

Recuadro 5: Ejemplos de mensajes que explican la relación entre el radón y el consumo de tabaco

«La mayoría de las muertes por cáncer de pulmón relacionadas con el radón afectan a fumadores actuales y ex-fumadores»

«La exposición al radón incrementa el riesgo de cáncer de pulmón para todas las personas, tanto si fuman actualmente como si son ex-fumadoras o nunca han fumado»

5.2.3 Comparación de los riesgos asociados al radón con los riesgos de cáncer por otras causas

Situar las estimaciones de las tasas de mortalidad nacionales o regionales por cáncer de pulmón atribuible al radón en el contexto de otros tipos de cáncer puede ser una herramienta útil para la comunicación de los riesgos del radón. En muchos países, el cáncer de pulmón es el cáncer que más muertes causa. A partir de los estudios epidemiológicos se estima que entre un 3% y un 14% de los fallecimientos por cáncer de pulmón están relacionados con el radón. Por consiguiente, la exposición al radón en interiores plantea un riesgo de salud pública significativo. En términos absolutos, la mortalidad por cáncer de pulmón relacionado con el radón puede superar a la de muchos otros tipos de cáncer. En la población de los Estados Unidos, por ejemplo, se estima que anualmente fallecen unas 21 000 personas por cáncer de pulmón atribuible al radón, una cifra mayor que la correspondiente a muchos cánceres frecuentes como el cáncer de ovario, el cáncer de hígado, los tumores cerebrales, el cáncer de estómago o el melanoma (Field 2005). En Europa, las muertes anuales por cáncer de pulmón atribuibles al radón suponen aproximadamente el 1,8% de todas las muertes por cáncer, con aproximadamente 30 000 fallecidos en 2006. Esta cifra es comparable a la de los fallecimientos por cáncer del esófago, la cavidad oral y la faringe, y alrededor del 50% superior a la de muertes por melanoma (Darby et al. 2005, Ferlay et al. 2007). Esta información podría comunicarse en un mensaje como el mostrado en el Recuadro 6.

Recuadro 6: Ejemplo de mensaje para comunicar los riesgos comparativos

«En Europa mueren muchas más personas por cáncer de pulmón relacionado con el radón que por melanoma»

5.3 Mensajes centrales en la comunicación de los riesgos del radón

Proporcionar una información que resulte comprensible para el público general supone un reto. Requiere simplificar el mensaje y presentarlo de un modo que ofrezca un beneficio al público destinatario. Es posible explicar las cuestiones relacionadas con el radón en un lenguaje sencillo y utilizando ejemplos conocidos como comparación. Por ejemplo, la dosis de radiación anual derivada del radón puede compararse con la recibida en exploraciones de diagnóstico médico habituales, como una radiografía de tórax. Si existen datos de buena calidad sobre el riesgo de cáncer puede ser útil comparar el riesgo de cáncer de pulmón debido al radón con el riesgo de sufrir otros tipos de cáncer, según lo explicado antes. En ciertas circunstancias puede ser útil establecer comparaciones con riesgos cotidianos habituales como los asociados a accidentes de tránsito.

La comunicación de los riesgos del radón debe centrarse en un número reducido de mensajes centrales que reflejen correctamente el consenso científico actual y estén expresados en un lenguaje sencillo que resulte fácil de comprender. El formato de los mensajes debe adaptarse a los distintos grupos destinatarios. En el marco de un programa de comunicación de los riesgos del radón se recomienda elaborar un conjunto de mensajes centrales. En el Recuadro 7 se proporcionan algunos ejemplos. Al elaborar los mensajes es importante que sean simples, breves y concisos (USEPA 2007, OMS 2007).

Recuadro 7: Ejemplos de mensajes centrales sobre los riesgos del radón

«El radón causa cáncer de pulmón»
«El radón es un gas radiactivo presente en los hogares»
«El radón es fácil de medir»
«Resulta sencillo proteger a su familia del radón»

Todos los mensajes de comunicación de los riesgos del radón deben someterse a pruebas y adaptarse al grupo destinatario en cuestión. La visibilidad del mensaje ayuda a que sea más eficaz. Es importante que los emisores de los mensajes sean creíbles y respetados (p.ej. autoridades locales de salud, profesionales médicos o maestros) y que los canales de distribución sean los adecuados. El éxito del mensaje dependerá de las adaptaciones realizadas al grupo destinatario, de la relación de confianza entre emisor y receptor, y de la claridad del mensaje (OMS 2007).

En la comunicación con el público general pueden usarse mensajes simples no cuantitativos, como el ejemplo que figura en el Recuadro 8, para destacar el efecto sinérgico entre la exposición al radón y el consumo de tabaco.

Recuadro 8: Ejemplo de mensaje simple no cuantitativo

«El radón incrementa el riesgo ya elevado de cáncer de pulmón en los fumadores; pero, independientemente de que sea usted fumador o no, la exposición al radón aumenta su riesgo de sufrir cáncer de pulmón»

Tras realizar una medición del radón en una vivienda, puede entregarse a los residentes una hoja informativa sencilla sobre los riesgos del radón y su mitigación que permita y aliente una decisión fundamentada sobre las posibles medidas que deben tomar para reducir el riesgo derivado del radón. Las hojas informativas son un buen método de transmitir mensajes al público. Podrían distribuirse hojas informativas simples con los mensajes centrales en los centros de salud pública, las oficinas de los contratistas de obras, los hospitales, las escuelas, los centros de la administración pública local y nacional, etc.

5.4 Campañas de comunicación

5.4.1 Identificación de los grupos de destinatarios

En una campaña de comunicación de los riesgos del radón, un aspecto esencial es identificar los grupos destinatarios a los que se desea informar y convencer de que tomen las medidas necesarias para protegerse contra el radón. Estos grupos destinatarios pueden dividirse en dos grandes categorías (directa e indirecta) según se expone a continuación. En diferentes situaciones, ciertos grupos pueden pertenecer a cualquiera de las dos categorías, o a ambas. A pesar de ello, esta categorización dual es útil a la hora de planificar las estrategias de comunicación.

La Tabla 17 enumera una serie de ejemplos de grupos destinatarios, separados en las categorías directa e indirecta.

Tabla 17. Categorías de distintos grupos destinatarios

Categoría directa	Categoría indirecta
<ul style="list-style-type: none"> • Personas que construyen o reforman su propia vivienda • Propietarios de viviendas • Inquilinos • Fumadores • Arquitectos e ingenieros • Constructores y empresas de construcción • Entidades financieras • Inmobiliarias • Autoridades locales 	<ul style="list-style-type: none"> • Gobiernos y responsables de decisiones políticas • Autoridades locales • Entidades financieras • Asesores jurídicos y abogados • Médicos, enfermeras, farmacéuticos, etc. • Profesores • Medios de comunicación • Establecimientos de material para obras y reparaciones domésticas (bricolaje) • Asociaciones profesionales

La categoría directa corresponde a destinatarios cuyas acciones pueden llevar directamente a una reducción del riesgo de cáncer de pulmón. Esta reducción puede lograrse de muchas formas, por ejemplo disminuyendo la exposición al radón en viviendas existentes mediante técnicas de mitigación del radón o instalando en las viviendas de nueva construcción tecnologías eficaces de prevención del radón como membranas o sistemas de despresurización del suelo. Tanto los instrumentos reglamentarios como los económicos pueden desempeñar un papel importante para fomentar estas actividades, pero en algunos casos la elección personal también puede constituir un factor importante. Los fumadores están incluidos en la categoría directa porque su decisión de reducir su exposición al radón residencial, unida o no al abandono o la reducción del consumo de tabaco, puede suponer un descenso notable de su riesgo de sufrir cáncer de pulmón.

La segunda categoría, la indirecta, está formada por destinatarios cuyas acciones —ya sea a través de la toma de decisiones o de la difusión de la problemática del radón— pueden ayudar a incrementar y mejorar la concienciación y percepción públicas y, por consiguiente, a alentar la prevención y reducción del radón en las comunidades.

Hay que señalar que las entidades financieras como bancos y entidades de crédito hipotecario también se consideran grupos destinatarios importantes por su papel potencial a la hora de garantizar que las viviendas futuras se construyan con tecnologías eficaces de prevención del radón. Si se logra convencer a estas entidades financieras de exigir mediciones del radón en aquellos inmuebles en que tengan intereses financieros, se conseguirá llamar la atención del público general sobre la problemática del radón. En algunos países, como los Estados Unidos y el Reino Unido, las mediciones de radón ya forman parte de los procedimientos requeridos en la compraventa de una vivienda.

5.4.2 Evaluación del conocimiento de los riesgos del radón

Es muy recomendable evaluar las percepciones y el nivel de conocimientos sobre el radón entre los grupos destinatarios. Una de las formas más fáciles y costoeficaces de evaluar el grado de conocimiento es la realización de encuestas entre el público (OMS 2006). Conviene realizar encuestas tanto antes como después de una campaña de comunicación de los riesgos para ayudar a diseñar, evaluar y mejorar la campaña. Estas encuestas también pueden ser útiles para realizar un seguimiento de los resultados de una campaña a lo largo del tiempo.

Según el grupo destinatario, las encuestas pueden incluir preguntas sobre cuestiones como:

- Conocimientos básicos sobre el radón
- Origen y vías de difusión del radón
- Efectos del radón para la salud
- Medios técnicos disponibles para proteger a las personas contra el radón
- Disposición a actuar.

El éxito y la utilidad de las encuestas dependerá de su eficiencia, uniformidad, facilidad de análisis, comparabilidad a lo largo del tiempo, y posibilidad de generalización de los resultados (OMS 2006). La evaluación es un elemento clave para documentar el conocimiento del público y determinar cuál es su percepción del radón. Las evaluaciones permiten a los responsables de la elaboración de las políticas focalizar y mejorar el programa de comunicación y hacen que los organismos locales y gubernamentales puedan definir los mensajes centrales. Si los grupos destinatarios carecen de unos conocimientos elementales sobre la cuestión del radón, es probable que la campaña fracase. Las evaluaciones previas a una campaña permiten que esta focalice su mensaje en el grupo

destinatario. Del mismo modo, una vez establecida una campaña de comunicación y transmitida a los grupos destinatarios, es importante repetir la encuesta para valorar la efectividad de la campaña.

Evaluar la respuesta del público al mensaje de una campaña es un elemento importante a la hora de determinar el éxito de esta. Según la OMS (2007), dicha evaluación debe abarcar tres elementos fundamentales:

- Alcance: ¿a cuántas personas llegó realmente el mensaje?
- Respuesta: ¿respondieron los destinatarios?
- Impacto: ¿se produjo un cambio en la conducta?

5.4.3 Movilización del público para que actúe a fin de reducir el radón

Comunicar al público los riesgos del radón de un modo claro y eficaz puede ser difícil. Generalmente, la difusión pública de información sobre los riesgos del radón es insuficiente para lograr que los ciudadanos actúen, ya sea midiendo el radón en sus viviendas o aplicando medidas de mitigación. Reducir la carga para la salud que supone la exposición al radón residencial requiere decisiones y acciones por parte de los propietarios de las viviendas. Según se explica en el capítulo 6, los programas nacionales del radón deben persuadir al público para que tome medidas preventivas en las viviendas de nueva construcción, efectúe mediciones del radón en las viviendas existentes y, en su caso, actúe para mitigar el radón en dichas viviendas. Por una serie de motivos, desde la apatía o el escepticismo sobre los riesgos del radón hasta el costo de las medidas correctivas, algunos de los residentes en viviendas con altas concentraciones de radón optan por no actuar para reducir su exposición doméstica al radón.

Los estudios sociales y sobre comunicación de riesgos realizados en varios países indican que la renuencia a actuar ante los riesgos del radón —tanto por parte del público como de los responsables de la elaboración de políticas— constituye un obstáculo importante para los programas de comunicación de dichos riesgos (OMS 1993). Como sucede en el caso individual de los residentes de las viviendas, los motivos de esta apatía o renuencia a actuar son complejos. Una de las ideas erróneas frecuentes sobre el radón en interiores es que se trata de un fenómeno natural y que no puede culparse a nadie por las concentraciones elevadas de radón residencial. Si bien el gas radón es natural, las concentraciones elevadas de radón residencial no lo son enteramente. La elevación de las concentraciones de radón en interiores es consecuencia de actividades humanas como el diseño y la construcción de las viviendas, así como de los hábitos de vida de sus ocupantes. Las concentraciones elevadas de radón residencial son una forma de radiación natural tecnológicamente reforzada. Como se explicó en más detalle en el capítulo 3, incluso en la planta baja, donde los gases procedentes del suelo pueden presentar un gran potencial de incremento de las concentraciones de radón, las modernas tecnologías constructivas permiten alcanzar concentraciones de radón en el interior aceptablemente bajas.

En varios países, como los Estados Unidos, llevan varios años utilizándose planteamientos de marketing social para motivar a las personas a realizar mediciones de radón y, en su caso, tomar medidas para resolver el problema. El marketing social trata de lograr un cambio en el grupo destinatario destacando los beneficios que aporta dicho cambio. Este enfoque ha demostrado ser más eficaz que las campañas anteriores, destinadas fundamentalmente a informar al público sobre el riesgo planteado por el radón (USEPA 2003, USDHHS 2005). Para una comunicación eficaz de los riesgos es importante cooperar con otras organizaciones, coordinar los mensajes y recurrir a la ayuda de personas que gocen de credibilidad en sus comunidades, como médicos o profesores.

REFERENCIAS

Bohicchio F (2008). The radon issue: considerations on regulatory approaches and exposure evaluations on the basis of recent epidemiological results. *Appl Radiat Isot*, 66(11):1561-1566.

Darby S et al. (2005). Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies. *BMJ*, 330(7485): 223-227.

Ferlay J et al. (2007). Estimates of the cancer incidence and mortality in Europe in 2006. *Ann Oncol*, 18:581-592.

Field R (2005). *Current national and international radon-related scientific activities and educational initiatives*. Fifteenth National Radon Meeting, Council of Radon Control Programme Directors, San Diego, California.

International Agency for Research on Cancer (1988). *Man-made mineral fibres and radon*. IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, Vol. 43, IARC, Lyon.

Krewski D et al. (2005). Residential radon and risk of lung cancer. A combined analysis of seven North American case-control studies. *Epidemiology*, 16:137-145.

Lubin JH et al. (2004). Risk of lung cancer and residential radon in China: pooled results of two studies. *Int J Cancer*, 109:132-137.

Slovic P (1987). Perceptions of risk. *Science*, 23:280-285.

United States Environmental Protection Agency (2003). *Radon report 2003*: USEPA Publication 402-R-03-003, (<http://www.epa.gov/radon>).

United States Environmental Protection Agency (2007). *Communicating Radiation Risks*. USEPA Publication 402-F-07-008, USEPA Office of Radiation and Indoor Air.

United States Department of Health and Human Services (2005). *Surgeon General Releases National Advisory on Radon*. USDHHS (<http://www.surgeongeneral.gov>).

World Health Organization (1993). *Indoor Air Quality: A Risk-based Approach to Health Criteria for Radon Indoors*. EUR/ICP/CEH 108(S):77, WHO Regional Office for Europe, Copenhagen.

World Health Organization (2002). *Establishing a Dialogue on Risks from Electromagnetic Fields*. WHO, Geneva.

World Health Organization (2006). *Health, Hazards and Public Debate: Lessons for risk communication from the BSE/CJD saga*. WHO, Regional Office for Europe, Copenhagen.

World Health Organization (2007). *Effective Media Communication during Public Health Emergencies*. WHO, Geneva.

World Health Organization (2008). *WHO Report on the Global Tobacco Epidemic- The MPOWER package*. WHO, Geneva.

6. Programas nacionales del radón

MENSAJES CLAVE

- Los programas nacionales del radón deben aspirar a reducir el riesgo para la población general y el riesgo individual para aquellas personas que vivan en entornos con concentraciones de radón elevadas.
- Para limitar el riesgo individual se recomienda establecer un nivel de referencia nacional de 100 Bq/m³. En los casos en que no sea posible, el nivel seleccionado no debería superar los 300 Bq/m³.
- A fin de reducir el riesgo para la población general deben establecerse códigos de construcción que exijan medidas de prevención del radón en las viviendas de nueva construcción. Es necesario realizar mediciones del radón, ya que los códigos de construcción por sí solos no pueden garantizar que las concentraciones de radón se sitúen por debajo del nivel de referencia.
- Es esencial que se proporcionen orientaciones nacionales detalladas sobre los protocolos de medición del radón a fin de asegurar la calidad y reproducibilidad de las mediciones. Para evaluar la eficacia de un programa nacional del radón puede emplearse una base de datos nacional del radón que permita seguir los resultados de las mediciones a lo largo del tiempo.
- Para ser eficaz, un programa nacional del radón necesita de las aportaciones de diferentes entidades del país. Una de esas entidades debe dirigir la puesta en práctica y la coordinación y garantizar la vinculación con los programas de control del tabaquismo y otros programas de promoción de la salud.

Este capítulo presenta los elementos para elaborar un programa nacional del radón, así como un marco para organizar este tipo de programas de ámbito nacional. Un programa del radón debe aspirar a reducir tanto el riesgo para la población general expuesta a una concentración media de radón como el riesgo para aquellos individuos que vivan en entornos con concentraciones de radón elevadas.

La elaboración de un programa del radón implica establecer una estructura organizativa clara y una serie de elementos para mantener un seguimiento de los niveles de radón, facilitar la prevención y la mitigación, y ofrecer servicios de comunicación de los riesgos del radón al público general y otros grupos interesados.

Para un país que se plantee establecer un programa del radón, un paso inicial consiste en realizar una evaluación —preferiblemente, un estudio nacional del radón— para disponer de una distribución representativa de las concentraciones de radón en el país. Este capítulo ofrece orientación general para la planificación y realización de tales estudios, en particular con el fin de obtener una distribución geográfica de las concentraciones de radón con identificación de posibles zonas propensas al radón.

También se proporciona orientación para la determinación de un nivel de referencia adecuada. El nivel de referencia es la concentración de radón por encima de la cual un país exige o recomienda vivamente la aplicación de medidas correctivas. También puede ser conveniente aplicar medidas de protección contra el radón aunque no se supere dicho nivel de referencia a fin de garantizar que las concentraciones de radón en las viviendas se mantengan en todo momento por debajo de ese nivel.

En el presente capítulo también se aborda el uso de mapas geográficos del radón, que constituyen herramientas útiles para actuar contra las fuentes de radón. Sin embargo, a partir de esos mapas no debe interpretarse que solo existirán concentraciones elevadas de radón interior en las zonas propensas al radón.

Como se ha indicado anteriormente, un programa eficaz enfatiza la prevención de la exposición al radón en las nuevas construcciones, algo necesario para reducir a largo plazo el riesgo en el parque de viviendas. Se destaca la importancia de una instalación correcta de las medidas de prevención del radón en las viviendas de nueva construcción. A la hora de diseñar códigos o reglamentos de construcción destinados a garantizar una baja concentración de radón en las viviendas nuevas deben considerarse varios factores, algo que se trata tanto en este capítulo como en el capítulo 2 («Prevención y mitigación del radón»).

Al final del presente capítulo se explica el modo de garantizar que las concentraciones de radón en las viviendas existentes supongan un riesgo bajo, así como los factores que deben considerarse al aplicar medidas correctivas en viviendas con altas concentraciones de radón.

6.1 Organización de un programa nacional del radón

La puesta en práctica de un programa nacional del radón eficaz destinado a proteger al público frente a la exposición al radón en interiores requiere la aportación de numerosas entidades nacionales y otras partes implicadas, según se ilustra en la Figura 10. Entre ellas figuran los organismos nacionales, regionales y locales responsables de salud pública y protección radiológica. Otro elemento clave para cualquier estrategia del radón es el asesoramiento experto de otros organismos, entidades o especialistas como institutos de estudios geológicos, laboratorios públicos o privados de medición del radón, ingenieros de construcción y otros especialistas en ciencias de la edificación, así como el sector de la construcción y los organismos que aplican y hacen cumplir los reglamentos o códigos de la construcción. Los gobiernos deben promover un programa nacional del radón basado en acciones coordinadas y designar a un organismo o entidad responsable de impulsarlo y coordinarlo. Dicha entidad deberá recoger datos de ámbito nacional para evaluar la eficacia del programa.

Inicialmente, y según sea necesario en las fases posteriores de la puesta en práctica del programa, deberán evaluarse los siguientes aspectos:

- Grado de riesgo que la exposición al radón en las viviendas plantea para la población, preferiblemente a través de un estudio nacional de medición del radón basado en criterios poblacionales

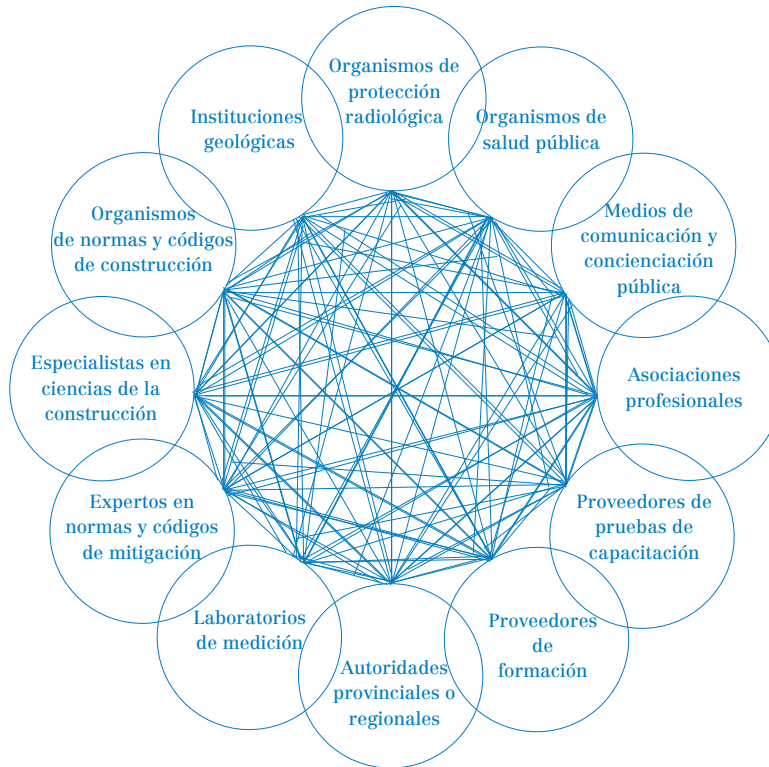


Figura 10. Entidades nacionales y otras partes implicadas que pueden participar en un programa del radón

- Patrón de la exposición, para determinar si algunas viviendas o zonas están expuestas a un riesgo mayor que otras, idealmente mediante un estudio de medición basado en criterios geográficos.

Una vez finalizadas las evaluaciones iniciales y determinada la necesidad de actuar, debe elaborarse una política nacional del radón de carácter integral para proteger al público frente a la exposición al radón en interiores. También debe prestarse atención a evaluar el riesgo derivado del radón en escuelas, guarderías infantiles y otros edificios públicos donde las personas puedan pasar periodos prolongados. La política nacional del radón deberá incluir los siguientes elementos clave:

- En marco para reducir la exposición de la población al radón y los riesgos asociados para la salud
- Disposiciones para llevar a cabo estudios nacionales de medición del radón con técnicas y protocolos reconocidos a fin de determinar el grado de exposición al radón de la población
- Disposiciones para establecer un nivel de referencia nacional para el radón en las viviendas
- Consideración del efecto combinado del consumo de tabaco y el radón; se recomienda vincular la política del radón con otros programas de promoción de la salud relacionados con el control del tabaquismo y la calidad del aire en interiores
- Un marco para mantener las concentraciones de radón lo más bajas que sea factible

- Disposiciones para la inclusión de las autoridades locales y regionales
- Programas para informar al público general y los grupos interesados sobre la cuestión del radón y aumentar la concienciación al respecto
- Disposiciones para formar a los profesionales de la construcción acerca de los códigos de construcción y la prevención del radón en viviendas nuevas y su mitigación en viviendas existentes; a fin de lograr unos resultados exactos para las mediciones del radón, la formación deberá proporcionarse antes de la puesta en práctica
- Un programa que se centre en garantizar concentraciones bajas de radón en las viviendas existentes
- Un programa que se centre en medidas de prevención del radón en viviendas nuevas (en construcción o en proceso de reforma) (véase el Recuadro 9).

Recuadro 9: Importancia de enfatizar las medidas de prevención del radón en las viviendas de nueva construcción

Si se instalan correctamente, los sistemas de prevención del radón en viviendas nuevas suelen ser el modo más costoeficaz y eficiente de lograr bajas concentraciones de radón en las viviendas y reducir así la concentración nacional media de radón. Con el tiempo, este enfoque llevará a una mayor reducción del número total de casos de cáncer de pulmón atribuibles a la exposición al radón que el enfoque alternativo de reducir únicamente el radón en las viviendas existentes que superen el nivel de referencia.

6.2 Estudios nacionales de medición del radón

Deberá realizarse un estudio nacional de medición del radón, empleando dispositivos y técnicas de medición del radón reconocidos, para determinar la distribución de concentraciones de radón representativa de la exposición al radón para la población del país. Este estudio nacional también puede proporcionar información sobre la distribución geográfica, pero debe estar adecuadamente diseñado si se pretende que cumpla ambas finalidades. En Norteamérica y Europa, la medición del gas radón en interiores es el enfoque más habitual empleado en este tipo de estudios (Synnott y Fenton 2005a). La Comisión Internacional de Protección Radiológica (ICRP) también preconiza esta técnica de medición (ICRP 1994).

El diseño de un estudio nacional de medición del radón debe tener dos objetivos clave:

- Estimar la exposición media de la población al radón en interiores y la distribución de las exposiciones. Esto puede hacerse mediante un estudio de medición ponderado por población que mida los niveles de radón en el interior de viviendas seleccionadas aleatoriamente.
- Identificar las zonas del país en las que es más probable encontrar concentraciones elevadas de radón interior. Esto puede conseguirse mediante un estudio de base geográfica.

Preferiblemente, las mediciones de radón para ambos tipos de estudios deben realizarse a lo largo de un año en cada vivienda para minimizar las incertidumbres debidas a las variaciones estacionales en la concentración de radón.

En un estudio ponderado por población, las viviendas en que se efectúan mediciones se eligen por ser representativas de las viviendas del conjunto de la población. Esto puede conseguirse seleccionándolas al azar a partir de una lista completa de las viviendas (correspondientes tanto a casas unifamiliares como a edificios de pisos) existentes en el país o en cada región, provincia o municipio, según el grado de detalle deseado. Este tipo de estudio está diseñado para determinar la distribución de la exposición al radón en la población del país, región, provincia o municipio, y por consiguiente estimar la exposición media y el porcentaje de viviendas que supera el nivel de referencia. Al realizar estos estudios es importante obtener asesoramiento estadístico, ya que existen muchos sesgos que pueden distorsionar los resultados. En particular, debe diseñarse un método de muestreo que proporcione una muestra representativa de las viviendas habitadas en el país, región, provincia o municipio. Los resultados de un estudio ponderado por población pueden usarse para confeccionar un mapa del radón, pero en las zonas con menor densidad de población se obtendrán pocos resultados, o incluso ninguno, dependiendo del tamaño de muestra del estudio y de la distribución de la población en el territorio.

Para obtener datos destinados a un mapa del radón más uniforme desde el punto de vista espacial, la selección de las viviendas debe basarse en criterios geográficos. Esto puede lograrse con un estudio de medición geográfico, en el que las viviendas se seleccionan para obtener un número mínimo de resultados por zona. Las zonas pueden ser regulares (p.ej., cuadrículas en una retícula) o irregulares (p.ej., divisiones administrativas de municipios o provincias o unidades geológicas). El número y tamaño concretos de cuadrículas o zonas vendrá determinado por los fondos disponibles, la precisión espacial y numérica requerida, y el asesoramiento estadístico recibido durante la fase de planificación. En particular, es muy importante que las viviendas seleccionadas para el estudio sean representativas de las existentes en cada zona, especialmente en las zonas donde solo se disponga de un número reducido de mediciones. La elaboración del mapa del radón puede realizarse mediante un simple promediado de las zonas o utilizando métodos más complejos.

Es posible realizar un estudio ponderado por población en paralelo con un estudio geográfico, y un estudio bien diseñado puede cumplir los requisitos y objetivos de ambos tipos de estudio. Por ejemplo, si se dispone de una lista (o base de datos electrónica) completa de todas las viviendas de cada zona, puede emplearse un estudio geográfico para obtener una distribución de concentraciones de radón ponderada por población. El uso de un mapa del radón puede ser de ayuda para la puesta en práctica de una política nacional del radón.

Como, en la mayoría de los estudios de medición, la distribución del radón sigue una distribución logarítmica normal, muchos países comunican sus datos resumidos utilizando la media geométrica y la desviación típica geométrica (Miles 1998). Sin embargo, para permitir comparaciones con otros países que no emplean la media geométrica y la desviación típica geométrica, es útil presentar los datos resumidos utilizando tanto la media geométrica como la media aritmética y sus respectivos valores de desviación, esto es, desviación típica geométrica y desviación típica.

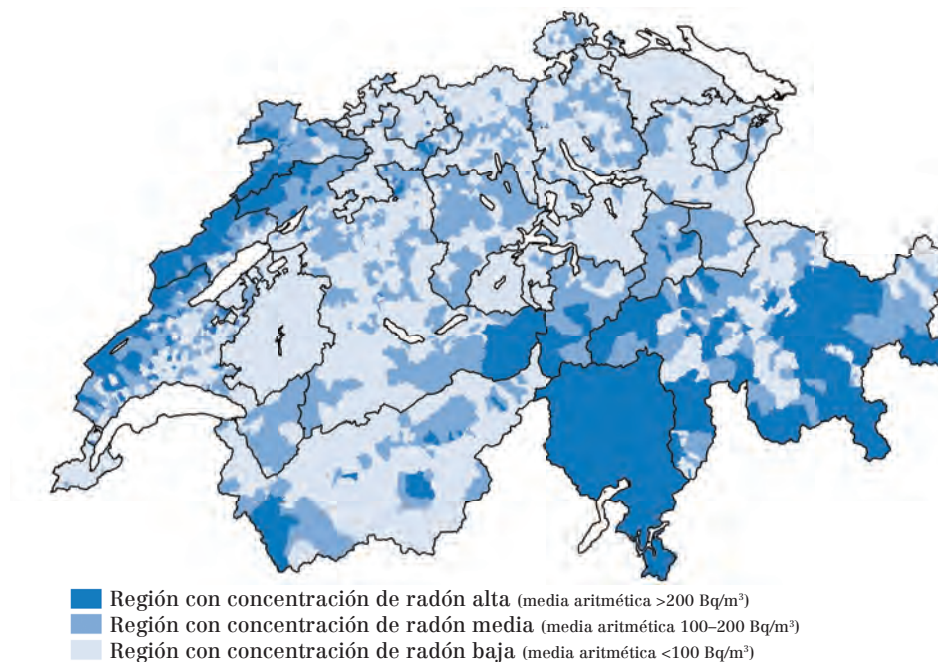
6.2.1 Mapas del radón

Los estudios de medición del radón de tipo geográfico estiman la distribución del radón en diferentes zonas. Esta información permite identificar zonas propensas al radón, y puede representarse en un mapa del potencial de radón. Si los datos se obtienen mediante estudios de medición adecuadamente diseñados, estos mapas pueden constituir una herramienta útil para poner en práctica una política nacional del radón. El mapa del radón debe emplearse como instrumento para optimizar la búsqueda de viviendas con

concentraciones de radón elevadas e identificar zonas donde deben aplicarse medidas preventivas especiales en las nuevas construcciones. Se han elaborado mapas del radón basados en mediciones en interiores que cubren todo el territorio nacional en países como el Reino Unido, los Estados Unidos e Irlanda (Miles et al. 2007, USEPA 1993, Fennell et al. 2002).

Los mapas del radón pueden proporcionar información para identificar zonas de alto riesgo o propensas al radón y para estimular mediciones y acciones de mitigación en los edificios existentes y acciones preventivas en los edificios nuevos. Sin embargo, los niveles de radón en una zona no son uniformes, y generalmente las concentraciones de radón presentarán una distribución logarítmica normal. Los mapas deben utilizarse fundamentalmente para dirigir específicamente los recursos a las zonas propensas al radón, y no para establecer zonas en las que no es necesario efectuar mediciones en las viviendas.

Se dispone de revisiones exhaustivas de los estudios de medición y mapas del radón realizados en los Estados Unidos y en Europa (USEPA 1993, Dubois 2005). El Comité Científico de las Naciones Unidas para el Estudio de los Efectos de las Radiaciones Atómicas publica datos de ámbito mundial sobre estudios de medición del radón (UNSCEAR 2000, 2008). Sin embargo, dichos datos deben utilizarse con precaución, porque los valores tienden a no ser representativos de las concentraciones de radón en las viviendas del país en cuestión. En la Figura 11 se muestra un ejemplo de un mapa del radón.



Fuente: Oficina Federal Suiza de Salud Pública (2009)

Figura 11. Mapa del radón de Suiza

6.2.2 Zonas propensas al radón

En las zonas propensas al radón, la distribución de las concentraciones de radón puede ser bastante ancha, siendo la mayoría de los valores relativamente bajos al tratarse de una distribución logarítmica normal. A la inversa, en las zonas no clasificadas como propensas al radón cabe prever la existencia de viviendas con altas concentraciones de radón, aunque con una probabilidad menor. Por consiguiente, además de identificar zonas propensas al radón también deben dedicarse esfuerzos a identificar posibles características de las viviendas que puedan estar asociadas con altas concentraciones de radón.

Las zonas propensas al radón pueden identificarse directamente mediante mediciones en interiores o indirectamente a partir de la concentración de radón en el suelo siempre que se haya establecido una correlación entre esta última y las concentraciones existentes en las viviendas.

El mapa del radón de EE. UU. se elaboró a partir de una combinación de mediciones en interiores, características geológicas, radiactividad del aire, permeabilidad del suelo y tipo de cimentación (USEPA 1993). En Alemania, el mapa se basa en las concentraciones de radón en los gases del suelo. En Austria, la clasificación se basa en la concentración media de radón en una zona dada (Friedmann 2005).

Una consideración importante a la hora de elaborar una política nacional es el modo de usar los resultados del estudio nacional de medición del radón y los mapas nacionales del radón para definir e identificar las zonas del país propensas al radón en las que existe una mayor probabilidad de que existan niveles elevados de radón en las viviendas.

Existen diferentes definiciones para las zonas propensas al radón. Los países pueden definir una zona propensa al radón como aquella en la que se estima que el número de viviendas con concentraciones de radón superiores al nivel de referencia está por encima de un determinado porcentaje. También es posible definir diferentes niveles (por ejemplo alto, medio y bajo) para las zonas propensas al radón. Se trata de decisiones complejas que deben tener en cuenta muchos factores, como el nivel medio de radón, el nivel de referencia, las medidas propuestas para dichas zonas y la población que reside en ellas. Idealmente, las zonas propensas al radón deben contener una proporción elevada del total de viviendas con altas concentraciones de radón.

Una vez identificadas las zonas propensas al radón, los países deben centrar sus recursos en dichas zonas siempre que incluyan una proporción elevada del total de viviendas en las que se estiman concentraciones altas de radón. Deben realizarse campañas de concienciación pública para animar a las personas que residen en esas zonas a efectuar mediciones de radón en sus viviendas. Las estrategias pueden dirigirse específicamente a las organizaciones y profesionales relacionadas con la salud pública y la vivienda, por ejemplo los constructores, los arquitectos, las autoridades regionales y locales y la comunidad médica.

6.2.3 Técnicas y protocolos de medición del radón

Unos protocolos de medición del radón especificados con claridad y actualizados periódicamente son un modo importante de garantizar la coherencia entre todas las mediciones del radón realizadas en un mismo país.

Por ejemplo, las entidades nacionales, regionales o locales deberán especificar lo siguiente:

- El tipo de detectores de radón que deben usarse.
- Los protocolos de medición que deben aplicarse.
- El periodo mínimo de medición recomendado. En el caso de mediciones de duración inferior a un año, deberá considerarse si las mediciones deben llevarse a cabo durante determinadas estaciones del año o si deben aplicarse factores de corrección estacionales.
- Las normas de calidad que deben cumplir los laboratorios de medición del radón.
- La forma de comunicar los resultados a los propietarios o residentes de las viviendas.
- El asesoramiento que debe proporcionarse a los propietarios o residentes de las viviendas, en particular de aquellas en las que las concentraciones de radón superen el nivel de referencia.

Deberán existir programas de control de calidad para garantizar una elevada fiabilidad de los resultados de las mediciones de radón. En el capítulo 2 pueden consultarse detalles adicionales sobre esa cuestión. Las empresas, organizaciones e individuos que lleven a cabo mediciones del radón deberán demostrar su capacidad para realizar mediciones exactas, algo que puede avalarse mediante la expedición de certificaciones o autorizaciones.

6.3 Niveles de referencia nacionales

Un nivel de referencia representa la máxima concentración anual media de radón aceptable en una vivienda. Constituye un componente importante de un programa nacional del radón, y los países deberán establecerlo con carácter nacional. Cuando las mediciones del radón indiquen que se supera este nivel, se recomienda vivamente que se tomen medidas para reducir la concentración de radón. En algunos países, como Suecia, Suiza y la República Checa, esto tiene incluso carácter obligatorio (Synnott y Fenton 2005b). La decisión sobre el carácter obligatorio o recomendado de las medidas de reducción del radón en caso de que una vivienda u otro edificio supere los niveles de referencia corresponde a cada país.

Un nivel de referencia nacional no representa un límite rígido entre la seguridad y el peligro, sino que define un nivel de riesgo derivado del radón en interiores que el país considera excesivo si se mantiene en el futuro. No obstante, también puede ser conveniente aplicar medidas de protección aunque no se supere ese nivel a fin de garantizar que las concentraciones de radón en las viviendas se mantengan muy por debajo de dicho nivel. El concepto de nivel de referencia es distinto del concepto de nivel de acción que se empleaba en la mayoría de los países hasta las recomendaciones más recientes ICRP 103 (ICRP 2008). En el pasado, solo se recomendaban medidas de mitigación si las concentraciones de radón superaban el nivel de acción, lo que transmitía la impresión errónea de que las concentraciones de radón inferiores a ese nivel resultaban seguras. Un estudio de la OMS en 36 países halló que casi todos ellos han establecido niveles de referencia entre 200 Bq/m³ y 400 Bq/m³ para las viviendas existentes. Algunos países han establecido niveles de referencia distintos para las viviendas nuevas y las ya existentes, con valores inferiores para las primeras (OMS 2007).

Como se describió en el capítulo 1, el riesgo de cáncer de pulmón se incrementa linealmente con la exposición a largo plazo al radón, sin que haya indicios de que exista un nivel umbral. Este incremento resulta estadísticamente significativo incluso para concentraciones de radón inferiores a 200 Bq/m³. Las estimaciones del riesgo derivadas de los estudios epidemiológicos en mineros y los estudios de casos y controles sobre el radón residencial coinciden de modo notable. Aunque los estudios en mineros proporcionan una base sólida para evaluar los riesgos derivados de la exposición al

radón e investigar los efectos de diversos factores modificadores de la relación entre la dosis y la respuesta, los resultados de los recientes estudios agrupados sobre el radón residencial ofrecen ahora un método directo para estimar los riesgos para las personas expuestas al radón en interiores sin necesidad de una extrapolación a partir de los estudios en mineros (UNSCEAR 2008).

Se recomienda establecer el nivel de referencia nacional más bajo que resulte razonablemente viable. A la vista de los datos científicos más recientes sobre los efectos para la salud del radón en interiores, un nivel de referencia de 100 Bq/m³ está justificado desde una perspectiva de salud pública porque permite esperar una reducción eficaz de los riesgos para la salud de la población asociados al radón. No obstante, si dicho nivel no pudiera aplicarse en las actuales circunstancias concretas del país, el nivel de referencia elegido no deberá superar los 300 Bq/m³, que equivale aproximadamente a 10 mSv anuales según cálculos recientes de la ICRP.

La decisión de establecer un nivel de referencia nacional debe aplicar un proceso de optimización teniendo en cuenta las circunstancias económicas y sociales prevalentes (ICRP 2008). Además, deben tenerse en cuenta diversos factores nacionales, como la distribución del radón, el número de viviendas existentes con altas concentraciones de radón, la media aritmética de la concentración de radón en interiores y la prevalencia del tabaquismo. En la mayoría de las viviendas nuevas equipadas con medidas de prevención es posible alcanzar concentraciones bajas de radón en el interior de modo más fácil y con menor costo que en las viviendas existentes. Por tanto, las concentraciones de radón en dichas viviendas deberán hallarse claramente por debajo del nivel de referencia nacional.

Los países en los que ya existan programas nacionales del radón y niveles de referencia establecidos en el intervalo de 100-300 Bq/m³ deberán empezar por aumentar la tasa de aceptación de las mediciones de radón y la tasa de aplicación de medidas de mitigación a través de un mejor asesoramiento y asistencia a los propietarios de viviendas e inquilinos. Por ejemplo, en el caso del Reino Unido se estima que, sin modificar el nivel de referencia nacional, duplicar las tasas de aceptación y de mitigación multiplicaría por 5 el número de muertes anuales por cáncer de pulmón potencialmente evitadas, mientras que disminuir el nivel de referencia nacional desde 200 a 100 Bq/m³ con tasas similares de aceptación y mitigación solo las multiplicaría por 2 (Gray et al. 2009).

Los niveles de referencia nacionales son solo una de las herramientas para reducir la carga para la salud debida al radón, ya que generalmente solo una pequeña parte de la población está expuesta a concentraciones elevadas de radón en interiores. Reducir la concentración media de radón para la población general aplicando reglamentos y códigos de construcción adecuados es un enfoque central que un programa nacional del radón debe plantear y respaldar.

6.4 Reglamentos y códigos de construcción

Aplicar reglamentos o códigos que exijan la instalación de medidas de prevención del radón en todas las viviendas en construcción está aceptado como un método costoeficaz para proteger a la población (véanse los capítulos 3 y 4). Si se llevan a cabo correctamente, estas medidas reducirán con el tiempo el nivel medio de radón en el país y disminuirán el número de viviendas nuevas con concentraciones de radón superiores al nivel de referencia.

Las autoridades nacionales, regionales o locales deberán plantearse la aprobación de reglamentos y códigos de construcción que exijan medidas de protección del radón en todos los edificios nuevos. En las zonas propensas al radón pueden ser necesarios requisitos más estrictos.

Es necesario formar a los profesionales del control del radón para ayudar a garantizar que las medidas de prevención y mitigación del radón se diseñen e instalen correctamente en las viviendas nuevas y existentes. A tal fin deben elaborarse los correspondientes programas de formación, que idealmente deberán coordinarse con el programa del radón para que los residentes o propietarios de viviendas con concentraciones de radón superiores al nivel de referencia tengan acceso a una infraestructura de prevención y mitigación y sean capaces de tomar medidas rápidas para reducir las concentraciones.

Es importante asegurarse del cumplimiento de los códigos y reglamentos de construcción aplicables. Por ejemplo, existe la posibilidad de que los sistemas de control del radón no se diseñen e instalen correctamente. En ese caso, los residentes en viviendas de nueva construcción pueden pensar equivocadamente que están protegidos contra el radón por el mero hecho de que la vivienda sea nueva.

El público general puede desconocer las medidas de prevención del radón instaladas en las viviendas nuevas. Por ejemplo, puede no saber que se requiere un sistema de prevención del radón. Por eso, los componentes de dichos sistemas deben identificarse y marcarse adecuadamente. Además, es importante informar al público sobre los beneficios de la prevención del radón, lo que en último término ayudará a presionar a los constructores para que se instalen correctamente todas las medidas de protección contra el radón requeridas.

Los códigos y reglamentos de construcción no pueden garantizar por sí solos que los niveles de radón en las nuevas viviendas se sitúen por debajo del nivel de referencia. Por ello, debe concienciarse a la opinión pública de que el único modo de saber si su vivienda es segura frente al radón es efectuar las mediciones correspondientes.

6.5 Identificación de viviendas con altas concentraciones de radón y actuaciones correctivas

Las concentraciones de radón en las viviendas dependen de muchos factores, como la tipología, diseño y construcción de la vivienda, las características geológicas locales, la permeabilidad del suelo, etc., lo que hace que puedan variar significativamente incluso entre viviendas vecinas. Las concentraciones de radón en una vivienda concreta solo pueden determinarse a través de la medición. Habitualmente, para identificar las viviendas con niveles de radón elevadas se utilizan dos planteamientos:

- Campañas de medición realizadas por las autoridades locales, regionales o nacionales en las que se efectúan mediciones en todas las viviendas de una zona determinada (p.ej., una zona propensa al radón)
- Motivación de los residentes mediante programas de concienciación pública para que midan el radón en sus viviendas. Algunos países también proporcionan ayudas económicas para cubrir total o parcialmente el costo de medición.

A la medición de radón en una vivienda le debería seguir una evaluación que incluya las medidas recomendadas para reducir el riesgo relacionado con el radón. En viviendas con concentraciones de radón superiores al nivel de referencia siempre se recomienda aplicar medidas de mitigación. Debe proporcionarse a los residentes información clara sobre técnicas eficaces de reducción del radón. Además, se les debe informar sobre los efectos del radón para la salud y sobre el efecto combinado del radón y el consumo de tabaco. La información sobre el radón y el tabaco puede emplearse como respaldo adicional a las medidas de control del tabaquismo de las autoridades de salud pública, incluida la OMS (CIIC 2004, OMS 2008).

Normalmente, la responsabilidad de reducir las concentraciones de radón en una vivienda corresponde a quien reside en ella. No obstante, en algunos países como Suecia, Suiza y la República Checa es obligatorio reducir los niveles de radón cuando superen los 200 Bq/m³, 1000 Bq/m³ y 4000 Bq/m³ respectivamente (Synnott y Fenton 2005b). En la mayoría de los países, los costos de las medidas de mitigación corren a cargo del residente o propietario de la vivienda. Aunque estos costos suelen ser reducidos en comparación con otros gastos domésticos, en ocasiones pueden retraer a los residentes de actuar. Los países pueden plantearse la posibilidad de reembolsar total o parcialmente los costos a los residentes o propietarios de las viviendas, en particular si sus medios económicos son limitados o las concentraciones de radón son muy elevadas. Deben realizarse mediciones de seguimiento para valorar la eficacia de las medidas de mitigación. Si en un país se pone en práctica un programa de reembolso, los costos de las mediciones de seguimiento deben incluirse en los acuerdos de ayuda económica.

Las ayudas económicas o incentivos fiscales para los residentes o propietarios que realicen reformas en sus viviendas pueden animarles a incluir medidas de mitigación del radón en dichas reformas.

El residente o propietario del inmueble también necesita saber a quién pueden encargar los trabajos de reducción de radón. Por consiguiente, las autoridades regionales o locales deben elaborar y mantener una lista de profesionales de mitigación del radón reconocidos que sea fácilmente accesible para los residentes o propietarios de inmuebles. Es necesario formar a los profesionales de la mitigación del radón para ayudar a garantizar que las medidas de mitigación recomendadas se diseñen e instale correctamente. Por consiguiente, todos los programas nacionales del radón deben incluir correspondientes programas de formación.

Idealmente, para medir la eficacia del programa del radón los países deben establecer una base de datos de ámbito nacional para recopilar información sobre las mediciones de radón y otros aspectos relevantes del programa del radón. Siempre que sea posible, la información recogida deberá incluir parámetros como el nivel de radón antes y después de las medidas correctivas, las características del edificio, el tipo de medidas empleadas, los costos de instalación, los costos anuales de funcionamiento y mantenimiento, y otras ventajas o inconvenientes para el edificio (p.ej. reducción de humedad, aparición de grietas...).

La obligación de efectuar mediciones del radón en el momento de la compraventa de una vivienda puede ser beneficiosa, no solo para incrementar el número de viviendas en que se realizan estas mediciones sino también para asegurarse de identificar las viviendas que superan el nivel de referencia y someterlas a medidas de mitigación. En el Recuadro 10 se dan ejemplos de países en los que existe dicha obligación. Especialmente si la tasa de compraventa de viviendas es elevada, los países deben plantearse recomendar o exigir la medición y mitigación del radón en el momento de la compraventa.

Puede ser necesario establecer protocolos de medición específicos para esos casos, ya que a menudo existe una cierta presión para que la transacción se realice lo antes posible. En ese caso, el comprador puede querer que las mediciones se realicen durante un periodo más corto de lo habitual. Esto puede ser aceptable siempre que exista una buena correlación entre las mediciones a corto y a largo plazo y que se tenga en cuenta la mayor incertidumbre asociada a las mediciones a corto plazo (USEPA 1992).

Recuadro 10: Ejemplos de países que exigen la realización de mediciones del radón en el marco de las transacciones inmobiliarias

En Noruega, Suiza, el Reino Unido y los EE. UU., las mediciones del radón ya se tienen en cuenta como parte del proceso de compraventa de una vivienda (OMS 2007).

REFERENCIAS

Dubois G (2005). *An overview of radon surveys in Europe*. European Commission report (EUR 21892 EN), (<http://radonmapping.jrc.it>).

Fennell SG et al. (2002). *Radon in Dwellings*. Radiological Protection Institute of Ireland The Irish National Radon Survey (Report RPII-02/1).

Friedmann H (2005). Final results of the Austrian radon Project. *Health Phys*, 89(4):339-348.

Gray A et al. (2009). Lung cancer deaths from indoor radon and the cost effectiveness and potential of policies to reduce them. *BMJ*, 338: a3110.

International Agency for Research on Cancer (2004). *Tobacco Smoke and Involuntary Smoking*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Vol. 83, IARC, Lyon.

International Commission on Radiological Protection (1994). *Protection against radon-222 at home and at work*. ICRP Publication 65. Oxford: Pergamon Press.

International Commission on Radiological Protection (2008). *Recommendations of the ICRP*. ICRP Publication 103. Elsevier.

Miles JC (1998) Mapping radon prone areas by log-normal modeling of house data. *Health Phys*, 74(3):370-378.

Miles JC et al. (2007). *Indicative Atlas of Radon in England and Wales*. Health Protection Agency. HPA-RPD-033.

Synnott H, Fenton D (2005a). *An evaluation of radon mapping techniques in Europe*. European Radon Research and Industry Collaborative Concerted Action (ERRICCA 2), European Commission Contract (FIRI-CT-2001-20142), (www.rpii.ie/reports).

Synnott H, Fenton D (2005b). *An evaluation of radon Reference Levels and radon measurement techniques and protocols in European countries*. European Radon Research and Industry Collaborative Concerted Action (ERRICCA2), European Commission Contract (FIRI-CT-2001-20142), (www.rpii.ie/reports).

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (2000). *Sources and Effects of Ionising Radiation*. UNSCEAR Report to the General Assembly. United Nations, New York.

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (2008). *Effects of Ionising Radiation*. UNSCEAR 2006 Report to the General Assembly. United Nations, New York.

United States Environmental Protection Agency (1992). *Technical Support Document for the 1992 Citizen's Guide to Radon*, USEPA Publication 400-R-011, Washington, D.C.

United States Environmental Protection Agency (1993). *Map of Radon Zones*. USEPA Publication 402-F-93-013, Washington, D.C.

World Health Organization (2007). *International Radon Project Survey on Radon Guidelines, Programmes and Activities*. WHO, Geneva.

World Health Organization (2008). *WHO Report on the Global Tobacco Epidemic - The MPOWER package*. WHO, Geneva.

El *Manual de la OMS sobre el radón en interiores* es un producto clave del Proyecto Internacional del Radón de la OMS, lanzado en 2005. El manual se centra en la exposición al radón residencial desde un punto de vista de salud pública y proporciona recomendaciones detalladas para reducir los riesgos para la salud derivados del radón, así como distintas políticas para prevenir y mitigar la exposición al radón.

El material contenido en este manual refleja los datos epidemiológicos que demuestran que la exposición al radón en interiores es responsable de un número sustancial de casos de cáncer de pulmón en la población general.

El material está organizado en seis capítulos, cada uno de los cuales comienza con una serie de mensajes clave. Generalmente, los términos técnicos se definen la primera vez que se usan, y el manual incluye un glosario. Se proporciona información sobre dispositivos de medición de las concentraciones de radón y sobre procedimientos para conseguir mediciones fiables. También se abordan opciones para controlar el radón en las viviendas nuevas y reducirlo en las viviendas existentes, así como la forma de evaluar los costos y beneficios de las diferentes medidas de prevención y mitigación del radón. El manual también cubre las estrategias de comunicación de los riesgos del radón y los aspectos organizativos de los programas nacionales del radón.

Esta publicación está dirigida a países que pretendan desarrollar programas nacionales del radón o ampliar sus actividades actuales en la materia, así como a las partes interesadas que se hallan implicadas en el control del radón, como el sector de la construcción y los profesionales de la edificación.

El objetivo general del presente manual es proporcionar una visión de conjunto actualizada de los principales aspectos del radón relacionados con la salud. No pretende sustituir a las normas de protección radiológica que ya existen, sino que pone el énfasis en cuestiones relevantes para la planificación, ejecución y evaluación integrales de programas del radón nacionales.

