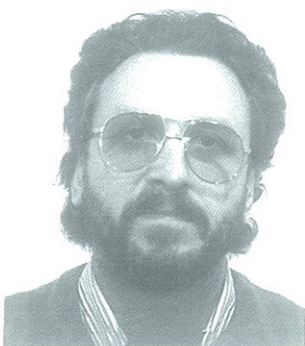
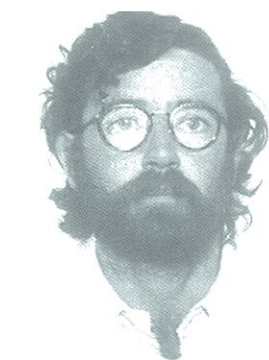




Luis Santiago QUINDOS PONCELA es Doctor en Ciencias Físicas. Profesor Titular de Radiología y Medicina Física de la Facultad de Medicina de la Universidad de Cantabria. Director de varios proyectos de investigación relacionados con la medida de la radiactividad ambiental, es especial la derivada de la presencia de radón y descendientes de vida corta. Autor de más de 50 publicaciones científicas y asistente habitual a Congresos Nacionales e Internacionales para la presentación de ponencias y comunicaciones.



Pedro Luis FERNÁNDEZ NAVARRO es Doctor en Ciencias Físicas. Profesor Titular de Radiología y Medicina Física de la Facultad de Medicina de la Universidad de Cantabria. Investigador en varios proyectos de investigación relacionados con la medida de la radiactividad ambiental. Autor de más de 50 publicaciones científicas en revistas nacionales y extranjeras.



José GÓMEZ AROZAMENA es Doctor en Ciencias Físicas. Técnico de Laboratorio del Departamento de Ciencias Médicas y Quirúrgicas. Investigador en varios proyectos de investigación relacionados con la medida de la radiactividad ambiental. Autor de publicaciones científicas en revistas nacionales y extranjeras. Experto en el desarrollo de métodos químicos para la detección de elementos radiactivos en muestras sólidas o líquidas.

RADÓN, UN GAS RADIATIVO NATURAL

L. S. QUINDOS - P. L. FERNÁNDEZ - J. GÓMEZ

INTRODUCCIÓN

En el transcurso de sus trabajos con sales de torio, a finales del último siglo, Owens y Rutherford, constataron la existencia de lecturas erráticas en su electrómetro, las cuales achacaron a la difusión de una sustancia radiactiva desde las propias sales hasta la cámara de ionización que empleaban (Rutherford, 1900). En ese mismo año, el actinio fué separado de la petblenda y también en este caso se observó la existencia de una activa "emanación" del mismo. Un año después, Dorn (1901) observó como de las sales de radio se producía una emanación similar a las descritas para el torio y el actinio, siendo Elster y Geitel (1901) los primeros en demostrar la existencia de esa "emanación" en la atmósfera. Esta radiactividad era debida a elementos como el radón, torón y descendientes y fué en 1902 cuando el propio Rutherford y Soddy lograron condensar el gas radón, siendo necesarios cinco años más hasta que Soddy mostrara que el radón descubierto formaba parte de la familia de gases nobles (Ramsey, 1906).

El descubrimiento de la radiactividad por Becquerel en 1896, va por lo tanto, estrechamente ligado a la presencia de elementos radiactivos en el aire que respiramos, en particular el radón. La consideración de éste como probable causa de cáncer de pulmón data de principios de los años 1920, y la misma se derivó de la observación de la elevada mortalidad encontrada en grupos de mineros de Bohemia y Sajonia (Ludwing and Lorensen, 1924). Las concentraciones de radón en estas minas, así como la incidencia de cáncer de pulmón, eran muy elevadas y fué del análisis de estos datos, en la década siguiente, por lo que aparece por primera vez la propuesta de establecer una "concentración segura de trabajo" para el radón, que en aquel momento se estableció en 400 Bq/m^3 (Evans and Goodman, 1940). El creciente interés por la minería del uranio en los años 1940 y 1950 vino si cabe a poner más de manifiesto la presencia del radón

en el aire de las galerías, así como su peligro para la salud de los trabajadores, comenzándose en estas épocas las primeras medidas dosimétricas sistemáticas, siendo de especial importancia el trabajo desarrollado por Bale (1951), en el que pone de manifiesto el hecho de que la mayor parte de la dosis a los pulmones se deriva de los descendientes de vida corta del radón, más que de este por sí mismo.

El reconocimiento del radón como una importante fuente de radiación a la población es, sin embargo, relativamente reciente. Especial mención tienen los trabajos de Hultqvist (1956), primero en estimar las dosis recibidas por la población debido a la presencia del radón en las casas. No obstante, el interés por este gas tanto desde el punto de vista de medidas como de especial atención como fuente de radiación, data de principios de 1970. Fué la ICRP en su Publicación nº 26 (ICRP, 1977), la primera que reconoció la existencia de niveles de radón con origen natural susceptibles de ser controlados por dar lugar a dosis de radiación elevadas a la población.

A partir de 1970 hasta 1980, el número de medidas de la concentración de radón en casas en distintos países cobró un especial interés, en particular, en Suecia y UK, encontrándose unos valores que convirtieron a éste en la más importante fuente de radiación, representado el mismo más de la mitad de la dosis total recibida anualmente. A raíz de estos estudios, la propia ICRP estableció en su publicación de 1984, lo que denominó principios para la limitación de la exposición del público a fuentes naturales de radiación (ICRP 1984), apareciendo por primera vez el concepto de "nivel de acción", para referirnos al control de los niveles de radón presentes en las casas, y el de "límite superior" a tener en cuenta en la construcción de nuevas viviendas, correspondientes con dosis efectivas equivalentes anuales de 20 mSv para el "nivel de acción" y de 10 mSv al referirse al "límite superior", que, a su vez, teniendo en cuenta factores de ocupación, dosimetría pulmonar así

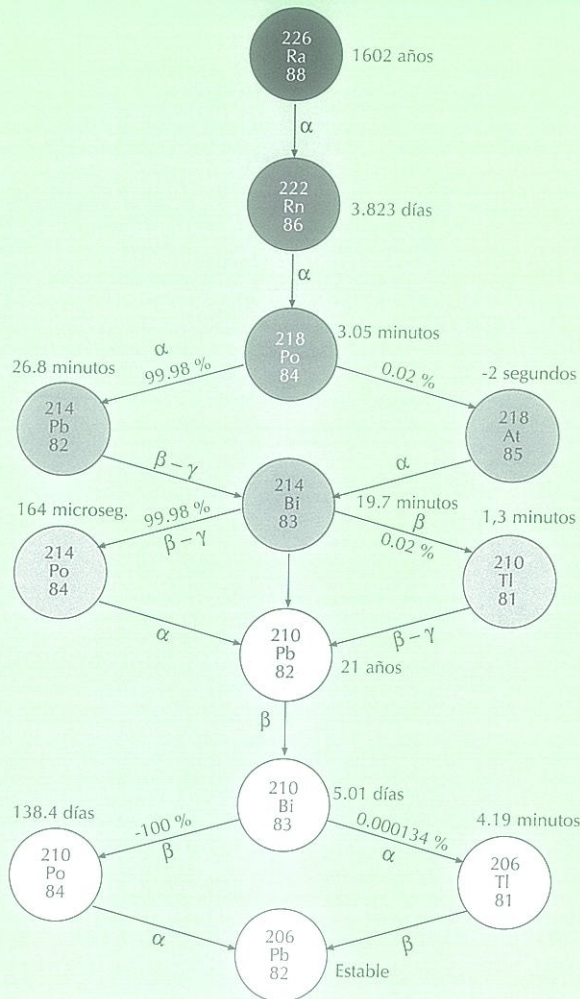
como relaciones de equilibrio, establecía relaciones dosis-concentración de radón, de 1 mSv/año por cada 20 Bq/m³ de concentración de radón en el aire. Con todo, el United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR), que en su Report del año 1977 estimaba una exposición a la radiación natural, en promedio, de 1 mSv, incluyó, en su última publicación un valor de 2.4 mSv por el mismo concepto (UNSCEAR, 1977, 1993).

CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DEL RADÓN

Un estudio detallado de los aspectos más importantes relativos al radón aparece recogido en el libro publicado por Nazaroff y Nero, (1988). A modo de resumen podemos decir que el radón es un gas noble, inodoro e incoloro producto de desintegración del radio, el cual a su vez es un elemento de la cadena de desintegración del uranio, que forma parte de la composición natural de los suelos rocas y aguas de la corteza terrestre (Figura I). Rn-220 y Rn-219 son otros isótopos del radón. Sin embargo, normalmente la denominación de radón en este campo se le asigna al Rn-222, ya que la pequeña relación de U-235/U-238 en el uranio natural por un lado y la corta vida media del Rn-219 por otro hace que ambos presenten un menor interés desde el punto de vista de contribución a la dosis total recibida por las personas.

Debido a su relativa larga vida media, 3.8 días, comparada con el tiempo de residencia del aire en los pulmones, y a su carácter de gas noble, el radón no es, en sí mismo, significativa fuente de exposición. No obstante, sus descendientes, el Po-218 (RaA), Pb-214 (RaB), Bi-214 (RaC) y Po-214 (RaC') cuyas vidas medias son inferiores a los 30 minutos, presentan especial interés desde el punto de vista dosimétrico debido, fundamentalmente, al carácter de emisores alfa del primero y último de la serie y al hecho de que inmediatamente a su formación dichos elementos proceden a vincularse a las partículas que forman parte del aire que respiramos quedando una pequeña fracción de los mismos en forma no vinculada. (Dies y otros, 1994, Porstendorfer y Reineking, 1992). Ambas fracciones presentan unas características de deposición diferentes a lo largo del tramo respiratorio cuando son inhalados constituyendo, en conjunto, la fuente principal para la evaluación de las dosis de radiación recibidas a lo largo de dicho tramo.

El resultado de la medida de la actividad



FI - Cadena de desintegración del Radio-226.

del radón y descendientes en el aire se expresa normalmente en Bq/m³. No obstante, resulta de uso más común el WL (working level) que es una medida de la energía alfa potencial debida a la presencia de una mezcla de 3.7 Bq de radón en equilibrio con sus descendientes en un volumen de un litro, equivalente a su vez a una energía total de 130000 MeV por litro. El WL está relacionado con la concentración de los descendientes de radón a través de la expresión:

$$WL = 0.03885 \cdot RaA + 0.18796 \cdot RaB + 0.13801 \cdot RaC$$

con Ra A, Ra B, y Ra C en Bq/m³

De la definición se deriva que 1 WL se corresponde con una concentración de radón en equilibrio con sus descendientes equivalente a 3700 Bq/m³. Al estar definida esta magnitud en términos de equilibrio, que puede no corresponderse con unas condiciones normales en el interior de los recintos, casas, locales de trabajo, etc, se hace obligado conocer el grado de equilibrio entre el radón y sus descendientes, F, que nos permita en unas condiciones experimentales definidas pasar del valor de la concentración de gas radón a medidas de WL a través de la expresión:

$$WL = C(Bq/m^3) \cdot F/3700$$

Por último, directamente relacionado con el WL y F más interesante desde el punto de vista de medida de la exposición debida a la inhalación de radón y descendientes, se define el WLM (working level month) como la resultante de la inhalación de un aire conteniendo 1 WL por un periodo de 170 horas. Según esto, una exposición a 1 WL por un periodo de un año, equivaldría a una exposición de 50.6 WLM. Esta última magnitud incluye información, no solo de los niveles de radón sino también sobre los tiempos de exposición, razón por la cual es motivo de regulación en las diferentes normativas tanto nacionales como internacionales (ICRP, 1994; ICRP, 1990; IAEA, 1994).

FUENTES DE RADÓN

La concentración de gas radón en el interior del suelo resulta ser del orden de 1000 a 10000 veces superior a la existente en el aire atmosférico, que es, en promedio de unos 5 Bq/m³. Es ésta, la razón que justifica la existencia de un proceso de difusión de dicho gas a través de los intersticios del suelo para alcanzar la superficie de separación tierra-aire. La cantidad de radón que por unidad de superficie y tiempo escapa al aire exterior depende no solamente del contenido en radio que el mismo tiene sino además características físicas del mismo tales como la porosidad, humedad o el tamaño de grano. Estos factores pueden hacer que la cantidad de radón que escape del suelo varíe, incluso en un mismo lugar, en un factor de 3 ó 4 según las condiciones del mismo. Como referencia, podemos considerar que para una concentración de radio considerada como normal en un suelo, del orden de 40 Bq/Kg, la exhalación de radón del mismo resulta ser del orden de 50 Bq/m².h. (Quindos y otros, 1994). Esta producción continua de radón a partir del suelo es suficiente para que a través de grietas y/o fisuras presentes en las construcciones, tanto por el fenómeno de difusión expuesto como por mecanismos de convección originados por la existencia de gradientes de presión y temperatura entre el suelo y el interior de los edificios, alcance el interior éstos (Figura II). Por supuesto, cuando la concentración de radio en los suelos es más elevada como ocurre en algunas formaciones graníticas, terrenos uraníferos ó ricos en fosfatos, el valor de la exhalación puede ser de decenas de veces superior y la probabilidad de encontrar concentraciones elevadas de radón en las casas

ubicadas en esos terrenos será mayor, con el consiguiente riesgo para las personas que habitan dichas edificaciones (BEIR, 1988).

Los materiales de construcción contribuyen en menor cuantía que los suelos a la presencia de radón en el interior de recintos cerrados, debido de un lado, al bajo contenido en radio de los materiales que normalmente se emplean en la construcción y de otro al hecho de que la exhalación de radón de los mismos es, en general, un orden de magnitud menor que la medida para los suelos. Es por esta razón por lo que esta fuente de radón únicamente se pone de manifiesto en situaciones muy específicas, relacionadas principalmente con el empleo de materiales a los que se les ha añadido algún tipo de residuo con alto contenido radiactivo, como pueden ser las cenizas generadas en las centrales térmicas ó acerías, los residuos de la industria de fosfatos, etc. (Quindos y otros, 1994).

Por último, solamente en casos muy especiales en los que las concentraciones de radón en las aguas es muy elevado, éstas pueden constituir una fuente de radón en el interior de la misma. En promedio, la concentración de radón en las aguas resulta ser del orden de 4 Bq/l. Sin embargo, cuando las aguas proceden de pozos o el acuífero que aporta la misma transcurre por terrenos con un elevado contenido en radio o uranio, la concentración de radón puede alcanzar valores del orden de hasta los 25.000 Bq/l. Es exclusivamente en estas condiciones en las que la contribución del agua a la concentración de radón en recintos cerrados puede ser significativa. Además, en estos casos tampoco deberemos considerar como despreciable la exposición que por ingestión de dichas aguas tiene lugar ya que la misma resulta ser importante. (Soto y otros, 1995).

Como resumen, podemos concluir que al evaluar la incidencia de cada una de las fuentes de radón descritas en el valor de la concentración de radón en el interior de un recinto cerrado, la aportación del suelo oscila entre el 80-90% del total, siendo la de los materiales de construcción del orden del 10-20% y prácticamente despreciable la debida al agua. (Soto y otros, 1995).

METROLOGÍA DEL RADÓN

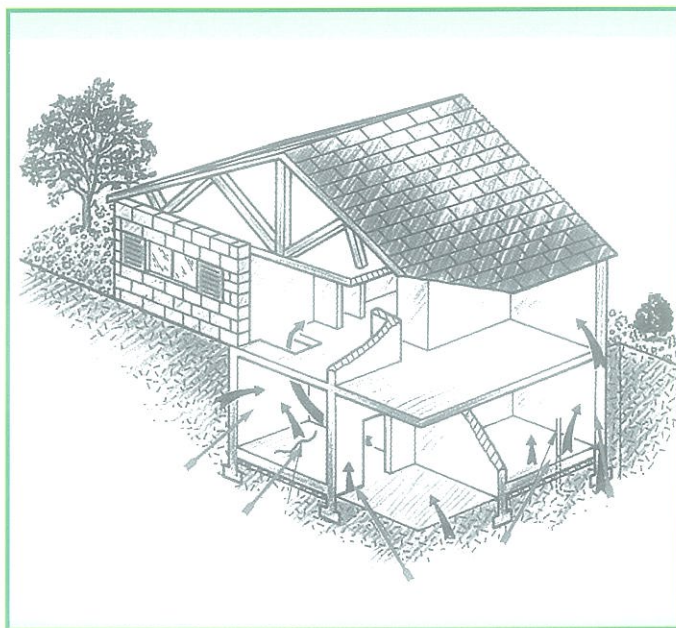
Para llevar a cabo la medida de la concentración de radón existente en el interior de casas se pueden utilizar distintos métodos y procedimientos. Una buena descripción de cada uno de ellos, mostrando sus ventajas e inconvenientes ha sido elaborada recientemente por A. George (1996).

A modo de resumen podemos indicar que los métodos existentes distinguen entre los considerados instantáneos y los denominados integrados. De los primeros, el que emplea células de centelleo es el más empleado. De acuerdo con él, la muestra de aire se recoge me-

diante una célula de metacrilato en la que se ha hecho previamente el vacío y posteriormente es medida en el laboratorio. Para ello se aprovecha de la radiación alfa que emiten el radón y sus descendientes de vida corta, en equilibrio a las tres horas de ser tomada la muestra, haciendo incidir la misma sobre una capa de SZn que cubre el interior de la célula, siendo la fluorescencia que se produce detectada por un fotomultiplicador y contada por un sistema de amplificador-contador. Una simple modificación de esta célula, nos permite, igualmente, realizar medidas en continuo de radón sin más que hacer pasar el aire a través de la célula mediante el empleo de una pequeña bomba de aspiración, si bien en estos casos la evaluación de la concentración de radón presente requiere de un mayor tratamiento de las cuentas obtenidas en el contador (Baltzer y otros, 1979).

El empleo de carbono activo, capaz de adsorber el gas radón, es otro de los métodos empleados para la medida de radón que puede considerarse instantáneo, si bien requiere de unos tiempos de exposición del orden de varios días para obtener valores de la concentración de radón y de una calibración muy específica dada la influencia que en el proceso de medida tiene la humedad ambiental que hace que la capacidad de adsorción del carbono activo se modifique a lo largo del tiempo de exposición.

Los detectores de trazas son dispositivos pasivos que permiten llevar a cabo medidas integradas de la concentración de radón. Consisten esencialmente en un soporte en cuyo interior se coloca una película de material plástico especial (policarbonato, markofol, CR-39, etc.) sensible a la radiación alfa procedente del radón y de sus descendientes que al incidir sobre la superficie de la misma origina la formación de trazas microscópicas como consecuencia de la interacción con el material. Estos detectores llevan incorporado, además, un filtro cuya misión es asegurar que solo el gas radón pueda difundirse en el interior del sistema de detección impidiendo la entrada de los descendientes presentes en el aire exterior. Una vez retirado del lugar de exposición el recuento de la densidad superficial de trazas acumuladas en el detector, obtenidas en el microscopio una vez realizado en las películas los procesos de revelado químico o electroquímico correspondiente, proporciona una medida directa de la concentración promedio de radón durante todo el tiempo en que ha

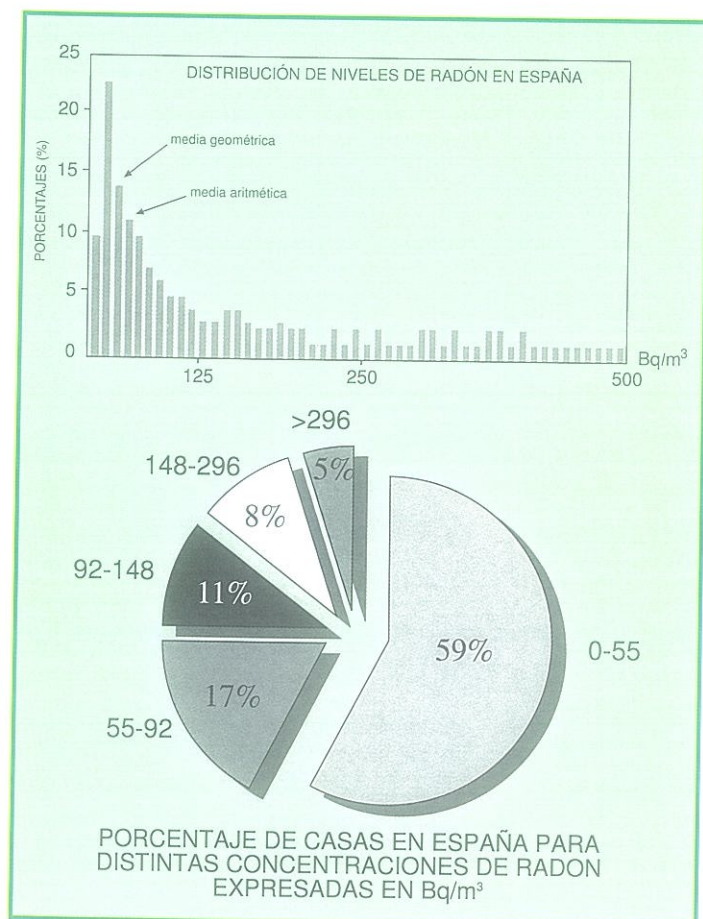


F II - Fuentes de radón en una vivienda.

permanecido expuesto, que normalmente resulta estar comprendido entre los tres y doce meses.

Todos los casos descritos tienen un proceso de calibración común para poder asegurar la calidad de los resultados alcanzados. El mismo consiste en exponer los dosímetros o recoger muestras de aire en cámaras en las que la concentración de radón es perfectamente conocida, al objeto de encontrar los factores de conversión que nos permitan pasar de las cuentas o del número de trazas por unidad de superficie medidos a concentraciones de radón. Para conseguirlo, se organizan intercomparaciones abiertas a todos los laboratorios que quieran participar, siendo tres los laboratorios que a nivel mundial actúan como patrones primarios en este campo, el más próximo a nosotros, el de la National Radiological Protection Board (NRPB), localizado en Inglaterra (NRPB, 1994). Además, es posible disponer en nuestros laboratorios de patrones secundarios preparados por nosotros mismos o adquirir comercialmente fuentes capaces de proporcionarnos concentraciones de radón constantes, si bien únicamente las intercomparaciones harán comparables nuestros valores con los obtenidos por otros laboratorios.

El empleo de uno u otro método para la medida de la concentración de radón está, fundamentalmente relacionado con los objetivos que pretendamos obtener, y por supuesto de la disponibilidad económica. Así, es normal el empleo de métodos instantáneos al objeto de detectar concentraciones de radón elevadas en las que posteriormente realizar estudios más precisos mediante el empleo de detectores de trazas, debiendo ser especialmente cuidadosos en el procedimiento de medida si queremos comparar los resultados obtenidos por ambos procedimientos (Quindos y otros, 1991). En la



F III - Distribución lognormal y porcentajes de viviendas con intervalos de concentración de radón en viviendas españolas.

mayoría de los casos, cuando lo que se pretende, fundamentalmente, es el comprobar que no se superan valores de la concentración de radón establecidos por la legislación vigente, la medida instantánea nos permite, en muchas ocasiones, descartar la colocación de detectores de trazas en lugares en los que no son de utilidad con un costo muy reducido, que por otra parte son absolutamente necesarios cuando queremos evaluar las dosis promedio recibidas.

MEDIDA DE LA CONCENTRACIÓN DE RADÓN EN CASAS ESPAÑOLAS

La medida de la concentración de radón en casas de manera sistemática se ha realizado a partir de 1988, y en la misma, por los distintos grupos de trabajo existentes a lo largo de nuestro país, se han utilizado tanto métodos instantáneos como integrados, siendo, el Prof. Dios Vidal, (1964) pionero en las medidas de este gas en el interior del suelo. Una buena descripción de los resultados encontrados aparece recogido en una reciente publicación realizada por Colgan (1995).

La Figura III recoge la distribución lognormal así como los porcentajes de viviendas por intervalos de concentraciones correspondientes al estudio más

logía de nuestro país.

Desde el punto de vista geológico, España puede considerarse dividida en tres grandes regiones. La primera está formada por rocas peleozoicas con formaciones metamórficas graníticas y pizarrosas, asociadas con rocas filonianas como las cuarcitas que ocupa la parte occidental de la península incluyendo Galicia, partes de Zamora y Salamanca, buena parte de Avila, Segovia y Madrid, Extremadura y la región oeste de Castilla La Mancha prolongándose hacia el sur hasta el Valle del Guadalquivir. La segunda está formada por sedimentos de origen marino principalmente calizas margas y arcillas y se sitúa a lo largo de la Cordillera Pirenaica, sur del valle del Ebro y toda la región costera mediterránea incluyendo la Andalucía situada al sur del Guadalquivir y la tercera aparece formada por rocas sedimentarias de origen continental más modernas como arcillas, areniscas margas y formaciones yesíferas y calcáreas que ocupa buena parte de Castilla Leon, el Valle del Ebro y la región oriental de Castilla La Mancha.

Con todo, simplificado, se puede decir que existen tres grandes regiones con diferentes tipos de suelo, que además poseen concentraciones diferentes de elementos radiactivos, apareciendo el Ra-226 en mayores concentraciones en las rocas más antiguas como granitos o

amplio realizado a nivel nacional hasta la fecha (Quindos y otros, 1991), recogiendo en la Tabla I los valores de la concentración de radón para cada una de las autonomías, los cuales no difieren, en general, con los encontrados por otros grupos pertenecientes a las mismas (Amorós y otros, 1989; Fernández y otros, 1992), existiendo un estudio específico relativo a las ciudades de Madrid y Barcelona, que sin duda, nos proporciona una buena referencia a la hora de conocer los niveles de radón en pisos y apartamentos (Baixeras y otros, 1992), en especial, cuando tratemos de evaluar la dosis anual recibida por la población, dado el alto porcentaje de gente que habita en estas viviendas. Una primera explicación de los resultados encontrados ha de reposar, lógicamente, en la geo-

pizarras que en las rocas de naturaleza calcárea.

Cuando se comparan las concentraciones de radón con esta descripción geológica general, se encuentra una notable correspondencia. Así, encontramos valores en comunidades como Galicia, Extremadura, significativamente mayores que los medidos en Baleares, Cataluña, Navarra, La Rioja, Murcia o Comunidad Valenciana, en buena concordancia con la predicción geológica, que incluso queda reflejada en la variedad que la misma presenta, cuando observamos los valores encontrados en Canarias o Castilla León, donde únicamente unas zonas de dichas comunidades presentan unos valores elevados. No obstante, dado que el radón presenta un comportamiento muy específico, que hace que en el interior de las viviendas se observen unas variaciones diurnas y estacionales importantes (Garzon, 1978, Wilkening y Wicke, 1986), esta correlación geología-concentraciones de radón, no ha de considerarse como único criterio a la hora de definir zonas de riesgo a la presencia del mismo en las viviendas (Miles y otros, 1991, Swedjemark y Akerblom, 1994, Tanner, 1986).

A partir de los valores de concentración es posible calcular las dosis recibidas anualmente por las personas debidas a la inhalación de radón, teniendo en cuenta la población y el tipo de vivienda, mediante la aplicación de los factores de conversión de concentración-dosis internacionalmente aceptados (ICRP, 1994). A partir de ellos encontramos un valor promedio de 1 mSv (Figura IV), si bien en algunas Comunidades este valor se duplica y en zonas específicas de nuestro país puede llegar a alcanzar los 50 mSv (Rodenas, 1995). Estas dosis tan elevadas, evaluadas igualmente en otros países, son, sin duda, las que han hecho que aparezcan recomendaciones y normativas, tales como las que aparecen en la Tabla II, que fijan limitaciones para las concentraciones de radón en el interior de las viviendas, teniendo especial interés para nosotros la referida a la Unión Europea al no existir una normativa específica en nuestra legislación (OJEC, 1990).

RIESGOS DERIVADOS DE LA INHALACIÓN DE RADÓN

En 1986, la Organización Mundial de la Salud, confirmaba el carácter cancerígeno del radón. No obstante, fué en 1988, cuando la International Agency for Research on Cancer (IARC), concluyó después de muchas deliberaciones que existía evidencia científica suficiente como para clasificar al radón como elemento cancerígeno. Sin embargo, cuando se estudia la posible relación entre la exposición de radón y el desarrollo de cáncer, hemos de tener en cuenta, de principio, que éste resulta ser bastante común entre la población, motivo por el

cual la constatación de dicha relación no va a resultar en ningún modo sencilla. Por otra parte, los largos periodos de latencia hasta que el cáncer aparece, hace que en muchos casos, la reconstrucción de la dosis debida al radón, y la correcta valoración de otros muchos elementos cancerígenos, como el tabaco, el diesel, contaminantes, etc, resulte muy difícil y con ello la relación causa-efecto busca da no es fácil ponerla de manifiesto. Además, las estimaciones de riesgo a partir de estudios epidemiológicos tanto de supervivientes de explosiones nuclea res, como de mineros expuestos a ele vadas dosis de radiación en su trabajo, no tienen por que servir para el público en general, ya que las condiciones ambientales son diferentes, sin olvidar el hecho de que la variables fisiológicas, ta les como el volumen y la frecuencia res piratoria, el tamaño pulmonar, por men cionar algunas de ellas, que intervienen en ambas poblaciones pueden ser com pletamente distintas. De todos los posi bles cánceres, el radón se relaciona con el de pulmón, ya que es este tipo el que ha sido estudiado y evaluado en pobla ciones trabajadoras de la minería, tanto de uranio como de extracción de otros metales. Para estos grupos la evidencia resulta clara como así lo pone de ma nifiesto Lubin y otros (1994), al analizar en detalle los datos correspondientes a 11 diferentes estudios epidemiológicos. Sin embargo, los estudios existentes para la población en general no aportan, en ge neral, una correlación tan definitiva. Lubin (1994), lleva a cabo un estudio comparativo de todos los trabajos publi cados hasta la fecha y en ellos pone de manifiesto como únicamente en uno co rrespondiente a Suecia (Persihagen y otros, 1994), se encuentra una signifi cativa correlación entre la exposición al radón y el cáncer de pulmón, derivandose factores de riesgo muy similares a los establecidos en los estudios con los mi neros, mostrando además, una clara di ferencia de riesgo entre los fumadores y no fumadores, siendo los primeros los que presentaban un mayor riesgo, que añadir al ya existentes sin necesidad de incluir al gas radón. Por último, son mu chos los trabajos en este campo en cur so en el momento presente y probable mente deberemos esperar unos años hasta que nuevos datos vengan a confir mar lo que en el momento presente úni camente se puede asegurar para la po blación minera.

Como resumen del trabajo podríamos indicar que nos encontramos con un ele mento, el radón, que sin lugar a dudas, será objeto de mayor regulación en los próximos años, ya que el esfuerzo que actualmente se está desarrollando en la identificación y localización a lo largo del tramo respiratorio de las células sobre las que el radón actúa de manera más específica, así como en la elaboración de modelos dosimétricos que nos permi tan conocer las dosis reales recibidas en dicho tramo, ha de derivar en conclusio nes científicas lejos de toda incertidum

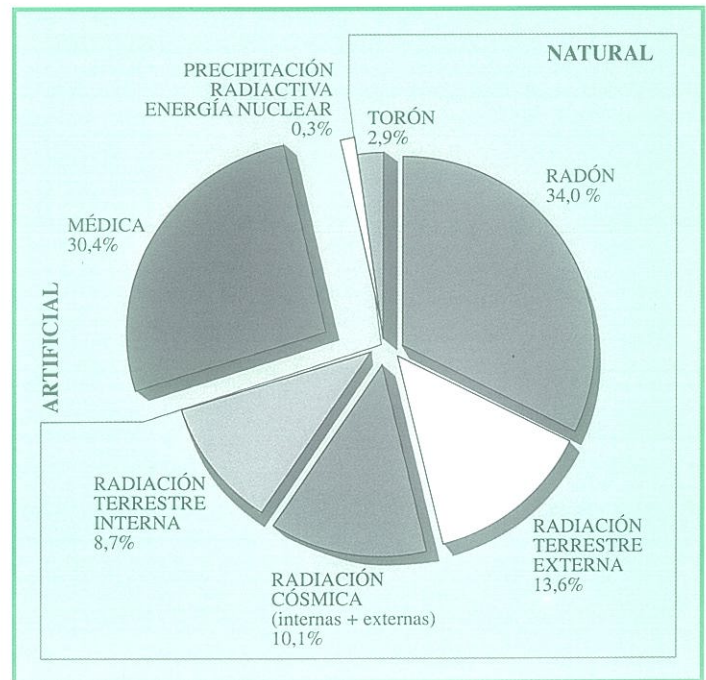
bre. Por otra parte, la aparición de los re sultados derivados de los estudios epi demiológicos en curso, así como de otros que puedan comen zarse, vendrá a dar luz a la pregunta re lativa a la incidencia del radón como pro motor en el desarrollo de cáncer de pulmón, sin olvidar que el de sarrollo que la dosi metría biológica está adquiriendo nos per mitirá en un futuro próximo poder efec tuar una mejor re construcción de las dosis recibidas, y con ello poder establecer relaciones dosis-con centración-efecto, más precisas que las actualmente existen tes. Mientras tanto, la medida y en su caso el control, tanto de las casas como de los lugares de trabajo con elevadas con centraciones de radón, parece una medi da preventiva necesaria si queremos ac tuar de manera similar a como lo hacen en el resto de países de nuestro entorno.

REFERENCIAS

- Amoros, R., Bolta, J., Navarro, E., Roldan, C. (1995). Radon levels in the Valencian community (Spain). Results in the province of Valencia (1990-91). Journal of Environmental Radioactivity 27, 125-131.
- Bale, W.F. (1951) Memorandum to the files, March 14 1951: Hazards associa-

ted with radon and thoron, Health Phys. 38, 1061 (1980).

- Baixeras, C., Gutierrez, J., Robles, B., Saez, J., Font, L. (1992). Indoor radon levels and dose estimation in two Spanish major cities. Radiation Protection Dosimetry, 45, 495-498.
- BEIR (1988) Health Risks of radon and other internally deposited alpha emitters. Beir IV Committee on the Biological Effects of Ionising Radiation. United States National Academy of Sciences.
- Baltzer, P., Corsten, K., Backlin, A. (1992). A pulse counting ionization chamber for measuring the radon con centration in air. Nucl. Ins. Meth. Phys. Res. A317: 357-364



F IV - Porcentajes de participación de las fuentes naturales y artificiales en la dosis global a la población.

T I Valores de la concentración de radón medidos en viviendas

Comunidad	A.M.	G.M.	S.D.	Nº Medidas (Concentración de radon en Bq/m³)
ANDALUCIA	55	31	2.6	278
ARAGON	69	39	2.7	130
ASTURIAS	74	43	2.4	54
BALEARES	36	27	2.1	27
CANARIAS	169	64	3.6	60
CANTABRIA	81	40	2.8	103
CASTILLA-LA MANCHA	65	43	2.5	168
CASTILLA-LEON	309	68	3.8	309
CATALUÑA	59	23	2.9	78
EXTREMADURA	136	90	2.6	111
GALICIA	176	118	2.3	112
MADRID	120	95	2.0	29
MURCIA	35	25	2.2	59
NAVARRA	28	20	2.2	49
LA RIOJA	64	19	2.9	26
PAIS VASCO	44	28	2.5	79
PAIS VALENCIANO	26	18	2.1	124
ESPAÑA	116	41	3.0	1.796

A.M. = media aritmética

G.M. = media geométrica S.D. = desviación estándar de la media geométrica

T II

Valores recomendados para la concentración de radón en viviendas.

PAIS u ORGANIZACIÓN	CASAS EXISTENTES	CASAS FUTURAS
	(Concentración de radón en Bq/m³)	
Australia	200	—
Bélgica	250	250
Canadá	800	—
China	200	100
Finlandia	400	200
Alemania	250	250
Irlanda	200	200
Noruega	200	200
Suecia	400	140
UK	200	200
USA, Environmental Protection Agency (EPA)	148	148
Commission of the European Communities (CEC)	400	200
International Commission on Radiological Protection (ICRP)	200-600	—
World Health Organization (WHO)	200	200

• Colgan, P. A. (1995). Exposure to radon in Spain. Ageneral review. Instituto de Medio ambiente. CIEMAT / IMA / 52F11 / 01 / 95. Madrid.

• Dies, X., Ortega, X., Vargas, A. (1994). Determinación de concentraciones de gas radón y descendientes y del grado de adherencia a los aerosoles atmosféricos. 5º Congreso de la Sociedad Española de Protección Radiológica. Santiago de Compostela. Abril. 355-360.

• Dios Vidal, R. (1964). Poder generador de radon en suelos gallegos en relacion con otros grandes grupos mundiales y con el contenido en plomo total. Anales de Edafologia y Agrobiologia, tomo XXIII, 1-2, 53-63.

Dorn, F.E. (1901) Von radioaktiven substanzten ausgesandte emanation. Abh. Naturf. Ges. Halle, 23, 1.

• Dorn, F. (1901). Von radiaktiven substanzten ausgesandte emanation. Abh. Naturf. Ges. Halle, 23, 1.

• Elster, von J. and Geitel, H. (1901) Über eine fernere analogie in dem elektrischen verhalten der natürlichen und der durk Becquerelstrahlen abnorm gemachten luft. Physikalische Zeitschrift 2, 590-593.

• Evans, R.D. and Goodman, C. (1940) Determination of the thoron content of air and its bearing on lung cancer hazards in industry. J. Ind Hyg and Toxicol. 22, 89-99.

• Fernandez, J.C., Robanya, B., Allende, A., Poffijn, A. Hernandez, J., (1992). Natural radiation in Tenerife (Canary Islands). Radiation Protection Dosimetry, 45, 545-548.

• Garzón L. (1978). Radiactividad y medio ambiente. Servicio de Publicaciones. Universidad de Oviedo.

• George, A.C. (1996). State of the art instruments for measuring radon/thoron and their progeny in dwellings. A review. Health Phys, vol 70, No. 4, pp 451-463.

• Hultqvist, B. (1956). Studies on naturally occurring ionizing radiations, Kungl.Svenska Vetenskapsakademiens handlingar, Fjarde Serien band 6 Nr 3, Almqvist & Wiksells Boktryckeri Ab, Stockholm.

• IAEA. (1994). International basic safety standards for protection against ionizing radiation and for the safety of radiation sources. Safety series No 115-1. Vienna.

• ICRP (1977). Recomendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 26. Pergamon Press. New York.

• ICRP (1984). Principles for limiting exposure of the public to natural sources of radiation. ICRP Publication 39 Pergamon Press. New York.

• ICRP (1994). Protection against Rn-222 at home and at work. ICRP Publication No 65 Pergamon Press. New York.

• ICRP-60 Recomendaciones 1990. (1995) Ed. Sociedad Española de Protección Radiológica. Madrid.

• Lubin, J., Boice, J., Edling, C., Hornung, R., Howe, G., Kuns, E., Kusiack, R., Morrison, H., Radford, E., Samet, J., Tirmarche, M., Woodward, A., Xiang, Y., Pierce, D. (1994). Radon and lung cancer risk: A joint analysis of 11 underground miners studies. United States Department of Health and Human Services. National Institute of Health. Publication N° NIH 94-3644.

• Lubin, J. (1994). Invited commentary: Lung cancer and exposure to residential radon. American Journal of Epidemiology, vol 140, 4, 323-332.

• Ludwig, P. and Lorensen, E. (1924) Untersuchungen der Grubenluft in den Schneeberger Gruben auf den Gehalt and Radiumemanation, Zeitschrift fur Physik 22, 178-185.

• Miles, J., Green, B., Lomas, P., Cliff, K. (1991). Radon in U.K. homes: Defining the areas affected. Radiation Protection Dosimetry, 36, 117-120.

• Nazaroff, W.W. and Nero, A.V. (1988). Radon and its decay products in indoor air. Ed. Wiley interscience publications. John Wiley & Sons. New York.

• NRPB (1994) International Inter-comparison of measurements of radon and radon decay products. Badgastein, Austria.

• OJEC (1990). Official Journal of the European Communities. (1990). Commission recommendation of 21 February 1990 on the protection of the public against indoor exposure to radon (90/143/Euratom). No L 80/26.

• Pershagen, G., Akerblom, M., Axelsson, O., Berth, M., Clavensjö, B., Damber, L., Desai, G., Enflo, A., Lagarde, F., Mellander, H., Svartengren M., Swerdjemark, G. (1994). Residential radon exposure and lung cancer in Sweden. New England Journal of Medicine, vol 330, 159-164.

• Porstendorfer, J., Reineking, A. (1992). Indoor behaviour and characteristics of radon progeny. Radiation Protection Dosimetry, 45, 303-311.

• Quindos, L.S., Soto, J. Fernandez, P.L.. (1991). Natural survey on indoor radon in Spain. Environ. International, vol 17, 449-453.

• Quindos, L.S., Soto, J. Fernandez, P.L.. (1991). Short vs long term indoor radon measurements. Health Phys, vol 61, nO4, 539-543.

• Quindos, L.S., Soto, J. Fernandez, P.L.. (1994). Natural radioactivity in spanish soils. Health Phys. vol 66, 194-200

• Quindos, L.S., Soto, J. Fernandez, P.L.. (1994). Natural radioactivity of cements and granites in Spain. Annales de l'Association belge de Radioprotection, 19, 289-298.

• Ramsey, W. (1907), Note, Nature 76, 269.

• Rodenas, C. (1995). Estudio de las fuentes de radiación natural en España. Estimación de la dosis. Tesis Doctoral. Universidad de Cantabria.

• Rutherford, E. (1900), Note Phil.Mag. 49, 1, 161

• Soto, J, Fernandez, P.L. Gomez, J., Rodenas, C. (1995). Study of the occurrence of Rn-222 in drinking water in Spain. Health Phys, 69, 961-965.

• Soto, J, Fernandez, P.L. Gomez, J., Quindos, L. (1995). Radioactivity in Spanish spas. The Science of the Total Environment, 162, 187-192.

• Swedjemark, G., Akerblom, G. (1994) Swedish radon program: Thirteen years of experience and suggestions for future strategy. Radiation Protection Dosimetry, 56, 201-206.

• Tanner, A.B. (1986). Geological factors that influence radon availability. Ed. Air Pollution Control Association. PA 15230, Publication SP-54, 1-12. Pittsburgh.

• UNSCEAR (1977), United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Sources, effects and risks of ionising radiation, 1988 Report to the General Asssembly, with annexes, United Nations, New York.

• UNSCEAR (1993), United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Sources, effects and risks of ionising radiation, 1988 Report to the General Asssembly, with annexes, United Nations, New York.

• Wilkening, M., Wicke, A. (1986) Seasonal variations of indoor radon at a location in the southwestern United States. Health Phys. 51, 427-436.

MÉTODOS "BEST ESTIMATE" PARA ANÁLISIS DE SEGURIDAD

COMISIÓN TÉCNICA DE LA SNE (*)

Una de las principales lecciones aprendidas del accidente de la Central Nuclear de Three-Mile Island (TMI-2) en los Estados Unidos fue la conveniencia de realizar análisis realistas de seguridad. Hasta esa fecha, se utilizaban modelos de evaluación muy conservadores hasta el punto que, en algunos casos, no representaban con suficiente claridad el verdadero comportamiento de la planta ante transitorios de accidentes postulados.

Ya en el año 1974, la Comisión Reguladora Nuclear americana (NRC), el Instituto de Investigación EPRI, varios organismos de regulación e investigación europeos, así como los suministradores de reactores habían iniciado un esfuerzo significativo de investigación en el área de reactores de agua ligera que resultó en el desarrollo tecnológico de métodos computacionales avanzados en mecánica de fluidos. En 1988, la NRC revisó las bases que gobiernan los análisis del accidente de pérdida de refrigerante (LOCA) contenidas en el Apéndice K y la sección 50.46 del 10CFR50, permitiendo la utilización de modelos realistas. El objetivo de dichos métodos es proporcionar una evaluación más ajustada a la realidad del comportamiento de la planta ante una gran variedad de accidentes postulados, permitiendo un mejor conocimiento del transitorio real así como de los márgenes de seguridad disponibles y que podrían ser utilizados sin perjudicar la seguridad de la planta. Estos métodos se denominan códigos termohidráulicos de estimación óptima ("best estimate").

Hasta la fecha se ha desarrollado un cierto número de estos códigos. En los Estados Unidos se han desarrollado el TRAC-PF1 y TRAC-BF1 para centrales de agua a presión y ebullición respectivamente, el RELAP-5 para ambos diseños de centrales, el COBRA/TRAC y la versión de WESTINGHOUSE del mismo W COBRA/TRAC, entre otros. En Francia, se ha desarrollado el CATHARE para las centrales de agua a presión francesas. Todos estos códigos modelan los transitorios hidráulicos en dos o tres dimensiones y consideran regímenes independientes para las dos fases (vapor/líquido). Se han desarrollado también otros códigos unidimensionales con una modelización en algunos casos más realista de caudales bifásicos pero que actualmente no son considerados como códigos de estimación óptima.

Las características principales requeridas en un código "best estimate" son el describir completamente las ecuaciones de estado, modelar los desequilibrios térmicos y mecánicos entre las fases, representar mecánicamente las transferencias, entre las fases, de calor, masa y momento en regímenes de caudal diferentes, representar todos los componentes principales, modelar caudales transitorios multidimensionales en diferentes geometrías y finalmente, debe verificarse con datos experimentales que cubran el rango de aplicación. Por su parte y según la tendencia de aceptación actual, los resultados de los análisis deben cubrir el 95% de confianza, teniendo en cuenta no solo las incertidumbres

del código utilizado sino también las de la planta y las condiciones accidentales analizadas.

Para valorar la fiabilidad de estos métodos computacionales de estimación óptima, se llevó a cabo un programa de cooperación internacional para su validación, patrocinado por la NRC en participación conjunta con la mayoría de los países europeos y asiáticos. Este programa denominado ICAP "International Code Assessment Program" tenía como objetivo verificar los códigos "best estimate" comparándolos con el mayor número posible de bases de datos disponibles.

La validación de estos códigos de estimación óptima es uno de los requisitos claves para su licenciamiento. La NRC patrocinó un programa de ajuste, aplicación y análisis de incertidumbres denominado CSAU "Code Scaling, Application and Uncertainty Analysis", con el fin de desarrollar las bases de licenciamiento para su utilización. Dicho programa ha sido revisado por varios expertos internacionales. El CSAU proporciona una metodología disciplinada que requiere una documentación completa del código y sus modelos, una valoración rigurosa con datos experimentales, una determinación de todas las incertidumbres, y una evaluación de la escalabilidad de los resultados y de sus modelos. Adicionalmente, esta disciplina requiere análisis detallados de la central en cuestión y estudios de sensibilidad para determinar la temperatura pico de vaina resultante con todas las incertidumbres identificadas y contempladas. Este enfoque ha determinado el estándar de licenciamiento que tanto estos códigos de estimación óptima como sus remisiones de aprobación deben cumplir.

El único código licenciado por la NRC hasta el momento para análisis de estimación óptima es el W COBRA/TRAC para plantas de agua a presión con inyección de seguridad en el plenum superior de la vasija. Actualmente, este código está en su última fase de licenciamiento para su aplicación a centrales de tres y cuatro lazos; la Comisión de Seguridad (ACRS) ha recomendado ya su utilización para los análisis de roturas grandes y próximamente la NRC emitirá la evaluación de seguridad (SER). Los análisis realizados ya mediante el citado código, en proyectos específicos para varias centrales americanas, han permitido un aumento de sus márgenes operativos y una reducción en sus costes. Para las centrales de Point Beach, la identificación del incremento en los márgenes disponibles sirvió como paso previo para el estudio de extensión de vida. Mientras que dicho incremento se utilizó en la optimización de ciclos de combustible, para la central de Haddan Neck permitió la conversión de su combustible con vainas de acero a combustible en Zircaloy, resultando para ambas plantas en un beneficio económico bastante considerable.

En Europa, la metodología "best estimate" se ha utilizado para verificar las mejoras incorporadas con el nuevo sistema de seguridad realizado en las centrales suizas de Beznau. Asimismo, se analizó con este método la mo-

dificación efectuada en las centrales belgas de Doel 1 y 2 para poder inyectar el caudal de seguridad desde el anillo de bajada al plenum superior de la vasija. La conversión de este sistema de seguridad permitirá disminuir la preocupación por el choque térmico bajo presión existente en ambas unidades; además, los análisis de estimación óptima realizados han proporcionado un margen adicional en los factores de pico nucleares.

Estos son solo algunos de los ejemplos de utilización de los márgenes adicionales que se identifican con los análisis de estimación óptima. Existen otras varias áreas donde los márgenes identificados pueden aplicarse para mejorar el funcionamiento y la operación de una central, y que tienen su impacto en la gestión económica de su explotación. Entre ellas caben destacar:

- Aumento del grado de quemado de descarga del combustible - Se obtiene un mayor rendimiento del combustible y por tanto más potencia térmica del mismo.

- Absorbentes axiales en el núcleo - Se reduce la dispersión neutrónica y en consecuencia, el coste del ciclo de combustible y de su fabricación.

- Diseños de carga de bajas fugas - No solo se optimiza la dispersión neutrónica con el consiguiente beneficio económico del ciclo de combustible sino que además, se reduce la fluencia neutrónica en la vasija del reactor extendiendo su vida operativa y por lo tanto, aumentando el número de años de recuperación del coste capital de la planta.

- Extensión del ciclo de combustible - Los ciclos anuales pueden incrementarse a ciclos de 18 e incluso 24 meses, aumentando la disponibilidad de la planta.

- Diseños avanzados de combustible - Además de incorporar algunas de las características anteriormente mencionadas, estos diseños incrementan el margen del flujo calorífico crítico, aumentando el margen térmico del núcleo.

- Aumento de la potencia térmica - Directamente se incrementa la potencia eléctrica generada.

- Intervalo de extensión del grado de quemado - Proporciona la posibilidad de prolongar el tiempo de operación del reactor con el fin de acomodar posibles cambios de gestión en la generación de energía eléctrica. Asimismo, la flexibilidad que proporciona la extensión del grado de quemado reduce la necesidad de rediseñar los ciclos de combustible y de comprometerse con antelación a un diseño nuclear específico.

- Relajación de las especificaciones técnicas de equipos - El margen adicional identificado puede o bien justificar la operación con equipos fuera de servicio, o admitir su degradación, o permitir la reducción de su rendimiento.

- Disminución de la capacidad operativa de los sistemas - El desgaste y corrosión de los tubos de los generadores de vapor es la principal degradación en las centrales de agua a presión. El margen disponible puede justificar el taponado de una fracción significativa de los tubos (25% o más), sin pérdida de la potencia eléctrica de la planta.

- Distribución de potencia reducida y vigilancia en las especificaciones técnicas - Disminuye el número y coste de las vigilancias establecidas, así como las posibilidades e parada de la planta, o disminución de su potencia.

Los márgenes operativos que se identifican mediante la metodología "best estimate" de análisis de seguridad, proporcionan un gran número de alternativas para optimizar tanto la operación de las plantas nucleares como la gestión de los costes asociados a su explotación.

(*) La Comisión Técnica de la SNE agradece la colaboración del Dr. Lawrence E. Hochreiter, ingeniero consultor de la División de Tecnología Nuclear de Westinghouse.